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

GUTACHTEN

Titel:

Signifikante Belastungsquellen des Erzbergbaus und mögliche Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung NRW

Auftraggeber:

Bezirksregierung Arnsberg,
Abteilung 6 – Bergbau und Energie in NRW

Im Namen des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) NRW,

Ref. IV-6, Flussgebietsmanagement, Gewässerökologie, Hochwasserschutz

Datum:

14. September 2012

ARGE Erzbergbau

GUTACHTEN

Titel:	**Signifikante Belastungsquellen des Erzbergbaus und mögliche Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung NRW**
Datum:	14. September 2012

Auftraggeber:	Bezirksregierung Arnsberg, Abteilung 6 – Bergbau und Energie in NRW
Auftrag vom:	25.11.2010
Ansprechpartner:	Geologiedirektor Thomas Pabsch

Auftragnehmer:	ARGE ERZBERGBAU Ingenieurbüro Heitfeld-Schetelig - Beratende Geologen und Ingenieure, Preusweg 74, 52074 Aachen ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Kirberichshofer Weg 6, 52066 Aachen in Zusammenarbeit mit Planungsbüro Koenzen Wasser und Landschaft, Hilden
Projektbearbeitung:	Dr.-Ing. Michael Heitfeld (Projektleitung IHS) Dr. Michael Denneborg (Projektleitung ahu AG) Dr. Peter Rosner (Projektbearbeitung IHS) Dipl.-Geol. Frank Müller (Projektbearbeitung ahu AG) Dipl.-Geol. Ulrich Lieser (Qualitätssicherung)

An der Durchführung des Projekts waren weiterhin beteiligt:

Dipl.-Geogr. Adelheid Wagenknecht / ahu AG (GIS-Bearbeitung)
Lisa Lechtenbörger / ahu AG (Textkorrektur, -layout)
Dipl.-Geol. Matthias Mühlenkamp / IHS (GIS-Bearbeitung)
Dipl.-Geol. Bernd Paape / IHS (GIS-Bearbeitung)
Dipl.-Geol. Adelheid Jack / IHS (Textkorrektur)

ARGE Erzbergbau

Mitglieder der begleitenden Arbeitsgruppe beim MKULNV NRW

Monika Raschke, MKULNV NRW

Dr. Detlev Ingendahl, MKULNV NRW

Prof. Dr. Wilhelm König, MKULNV NRW

Dr. Ulrike Frotscher-Hoof, LANUV NRW

Dr. Andrea Brusske, LANUV NRW

Dr. Georg Gellert, LANUV NRW

Dr. Andrea Hädicke, LANUV NRW

Jochen Lacombe, LANUV NRW

Dr. Friederike Vietoris, LANUV NRW

Thomas Pabsch, Bezirksregierung Arnsberg

Jürgen Kugel, Bezirksregierung Arnsberg

Joachim Reifenrath, Bezirksregierung Arnsberg

Wolfgang Müller, Bezirksregierung Düsseldorf

Verena Olesch, Bezirksregierung Köln

Norbert Pütz, Bezirksregierung Köln

Hellmuth Schröter, Bezirksregierung Köln

Dr. Roland Strauß, Geologischer Dienst NRW

INHALT

1 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG 1

2 METHODISCHE VORGEHENSWEISE 4

2.1 Allgemeines 4

2.2 Abgrenzung der räumlichen Suchkulisse für potenzielle Schwermetalleinträge aus dem Erzbergbau 5

2.3 Identifizierung und Vorauswahl von Verdachtspunkten für signifikante Schwermetalleinträge aus dem Erzbergbau 12

2.4 Verifizierung der Verdachtspunkte und Bewertung ihrer Signifikanz für die Umsetzung der WRRL 13

2.4.1 Bereitstellung der Auswertungen zu Erzbezirken und Verdachtspunkten 14

2.4.2 Abstimmung und Datenabfrage 15

2.4.3 Zuordnung und Auswertung von GÜS-Messstellen 16

2.4.4 Zusätzliche Beprobungen durch das LANUV 17

2.4.5 Analyse der gewässerökologischen Auswirkungen von Schwermetalleinträgen 18

2.4.6 Auswertung der Unterlagen/Datenverfügbarkeit 19

2.4.7 Methode zur Bewertung der Signifikanz 20

2.5 Zusammenstellung von Maßnahmenbausteinen zur Reduzierung der Schwermetalleinträge 23

3 ABGRENZUNG DER PROJEKTRELEVANTEN BETRACHTUNGSRÄUME UND VERDACHTSPUNKTE 24

3.1 Belastung der Gewässer mit Schwermetallen 24

3.2 Großraum Erzbergbau und Abgrenzung der Erzreviere 25

3.3 Potenziell betroffene Kreise 28

3.4 Potenziell signifikante Belastungsquellen 29

4 ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN ZU DEN GEWÄSSERÖKOLOGISCHEN AUSWIRKUNGEN VON SCHWERMETALLEINTRÄGEN 31

4.1 Auswirkungen von Schwermetalleinträgen auf die biologischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos 31

4.2 NRW-weite Analyse der Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf die Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL anhand des Makrozoobenthos 35

4.3 Klassifizierung der Verdachtspunkte aufgrund schwermetallbedingter Beeinträchtigungen der Makrozoobenthoszönose 43

4.4 Fazit und Handlungsempfehlungen aus gewässerökologischer Sicht 45

5 IDENTIFIZIERUNG UND BEWERTUNG SIGNIFIKANTER EINTRAGSPUNKTE IN NRW 46

5.1 StädteRegion Aachen 46

5.2 Kreis Düren 50

5.3 Kreis Euskirchen 52

5.4 Hochsauerlandkreis 55

5.5 Kreis Olpe 66

5.6 Kreis Siegen-Wittgenstein 74

5.7 Märkischer Kreis 80

5.8 Oberbergischer Kreis 82

5.9 Rheinisch-Bergischer Kreis 89

5.10 Rhein-Sieg-Kreis 97

5.11 Kreis Soest 102

5.12 Gesamtübersicht NRW 105

6 MAßNAHMEN ZUR MINDERUNG DER BELASTUNGEN AUS DEM ERZBERGBAU 108

6.1 Einleitung 108

6.2 Die Entstehung von Grubenwässern durch die Sulfidverwitterung 109

6.3 Strategien zur Vermeidung und Verminderung der Freisetzung von sauren Grubenwässern 111

6.3.1 Wet covers 111

6.3.2 Dry covers 112

6.3.3 Blendung/Mischung 113

6.4 Behandlung saurer Grubenwässer 114

6.4.1 Aktive Behandlung 114

6.4.1.1 Chemische Fällung 115

6.4.1.2 Ionenaustauschverfahren 118

6.4.1.3 Membranverfahren 118

6.4.2 Passive Maßnahmen 119

6.4.2.1 Sedimentationsbecken und Belüftungssysteme 120
6.4.2.2 Constructed wetlands 120
6.4.2.3 Aerobic wetlands 120
6.4.2.4 Anaerobic (compost) wetlands 122
6.4.2.5 Anoxische Karbonatkanäle 123
6.4.2.6 Offene Karbonatkanäle 123
6.4.2.7 Reducing and Alkalinity Producing-Systems 124
6.4.2.8 Surface-Catalysed Oxidation Of Ferrous Iron 125
6.4.2.9 Sonstige passive Behandlungsverfahren in der Entwicklung 126
6.5 Auswahlkriterien für die Anwendung von Behandlungsverfahren 127
6.5.1 Anlagentechnik ODAS 128
6.5.2 Anlagentechnik Bioreaktoren 129
6.5.3 Anlagentechnik Sedimentationsbecken 130
6.5.4 Anlagentechnik Belüftungssysteme 131
6.5.5 Anlagentechnik *aerobic wetlands* 132
6.5.6 Anlagentechnik *compost wetlands* 134
6.5.7 Anlagentechnik ALD 135
6.5.8 Anlagentechnik OLD 137
6.5.9 Anlagentechnik RAPS 138
6.5.10 Anlagentechnik SCOOFI 138
6.6 Anlagenvergleich 139
6.7 Maßnahmenempfehlungen für die Hauptbelastungsquellen in NRW 145
6.7.1 Anforderungen 148
6.7.2 Maßnahmenkonzeption 150
6.7.3 Maßnahmenvorschlag Ramsbeck, Besucherbergwerk Eickhoff-Stollen (HSK 5) 152
6.7.4 Maßnahmenvorschlag Ramsbeck, Grube Alexander, Gustav-Stollen (HSK 6) 154
6.7.5 Maßnahmenvorschlag Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen (GL 10) 154
7 WEITERES VORGEHEN/UNTERSUCHUNGSBEDARF 161

ABBILDUNGEN:

Abb. 2-1:	Vorgehensweise zur Identifizierung und Bewertung von signifikanten Schwermetalleinträgen aus dem Erzbergbau	4
Abb. 3-1:	Wasserwirtschaftliche Suchkulisse	25
Abb. 4-1:	Bewertung der Allgemeinen Degradation in schwermetallbelasteten und -unbelasteten Oberflächenwasserkörpern in NRW bei „sehr guter“ und „guter“ Saprobie	36
Abb. 4-2:	Bewertung der Allgemeinen Degradation in schwermetallbelasteten und -unbelasteten Oberflächenwasserkörpern des LAWA-Fließgewässertyps 5 bei „sehr guter“ und „guter“ Saprobie	37
Abb. 5-1:	Belastungssituation der GÜS-Messstellen im Ramsbecker Erzbezirk	59
Abb. 5-2:	Zink-Frachten im Ablauf der Fällanlage Carolinenglücker Stollen	71
Abb. 5-3:	Berechnete Jahresfrachten im Bereich Buchheller	78
Abb. 5-4:	Lage der 12 Hauptbelastungsquellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen	107
Abb. 6-1:	Darstellung der verschiedenen Grubenwassertypen in Abhängigkeit ihrer pH-Werte und Sulfatgehalte	109
Abb. 6-2:	Darstellung eines wet covers über einem tailing und der ablaufenden Prozesse	112
Abb. 6-3:	Schematische Darstellung einer Venturi-Belüftung	117
Abb. 6-4:	Schematische Darstellung eines aerobic wetlands	121
Abb. 6-5:	Schematische Darstellung eines compost wetlands	122
Abb. 6-6:	Schematische Darstellung eines RAPS	124
Abb. 6-7:	Schematische Darstellung eines geschlossenen Karbonatlösungssystems für Zn	126
Abb. 6-8:	Entscheidungsbaum für die Auswahl eines aktiven Behandlungsverfahrens	144
Abb. 6-9:	Entscheidungsbaum für die Auswahl eines passiven Behandlungsverfahrens; gestrichelte Linie: optionale Behandlungsmethode	145
Abb. 6-10:	Standardaufbau 1	150
Abb. 6-11:	Standardaufbau 2	150
Abb. 6-12:	Prinzipskizze Maßnahmenvorschlag Eickhoff-Stollen	152

Abb. 6-13: Prinzipskizze der Maßnahme Neuer Lüderichstollen 155

Abb. 6-14: Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Ausfällung von Metallionen 157

TABELLEN:

Tab. 2-1: Matrix zur Abgrenzung der Erzreviere 7

Tab. 2-2: Stoffliste und Grenzwerte für die landesweite Auswertung der Schwermetallbänder und GÜS-Daten entsprechend OGewV vom 20.07.2011 10

Tab. 2-3: Matrix zur Ableitung der Suchkulisse „relevante Oberflächenwasserkörper“ 11

Tab. 2-4: Matrix zur Verschneidung der Untersuchungen zu Bergbau und Wasserwirtschaft 11

Tab. 2-5: Vor-Ort-Termine 15

Tab. 2-6: Prüfwerte für die Auswertung der GÜS-Messstellen 17

Tab. 2-7: Kriterien zur Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte 21

Tab. 2-8: Klassifizierung der Signifikanzkriterien 22

Tab. 3-1: Ergebnis der wasserwirtschaftlichen Auswertung zu relevanten Oberflächenwasserkörpern 24

Tab. 4-1: Zusammenstellung von LC50-Werten aus der Literatur für ausgewählte Makroinvertebraten für Belastungen mit den Metallen Cu, Cd, Zn, Pb, Ni 34

Tab. 4-2: Ergebnisse der Spearman-Rang-Korrelation 39

Tab. 4-3: Zuordnung von ober- und unterstromigen GÜS-Messstellen mit Untersuchungsergebnissen für das Makrozoobenthos zu den ausgewählten Verdachtspunkten 40

Tab. 4-4: Beispielhafte Auswertung der Makrozoobenthosdaten an der ober- und unterstromigen Messstelle im Veybach für den Verdachtspunkt Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen 42

Tab. 4-5: Ergebnisse der Klassifizierung der ausgewählten Verdachtspunkte aufgrund schwermetallbedingter Beeinträchtigungen der Makrozoobenthoszönose 44

Tab. 5-1: Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen 46

Tab. 5-2: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen 47

Tab. 5-3: Bewertung der Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen 48
Tab. 5-4: Verdachtspunkte im Kreis Düren 50
Tab. 5-5: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Düren 51
Tab. 5-6: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Düren 51
Tab. 5-7: Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen 52
Tab. 5-8: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen 53
Tab. 5-9: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen 54
Tab. 5-10: Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis 56
Tab. 5-11: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis 57
Tab. 5-12: Bewertung der Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis 60
Tab. 5-13: Verdachtspunkte im Kreis Olpe 67
Tab. 5-14: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Olpe 67
Tab. 5-15: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Olpe 69
Tab. 5-16: Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein 74
Tab. 5-17: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein 75
Tab. 5-18: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein 76
Tab. 5-19: Verdachtspunkte im Märkischen Kreis 81
Tab. 5-20: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Märkischen Kreis 81
Tab. 5-21: Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis 83
Tab. 5-22: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis 84
Tab. 5-23: Bewertung der Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis 85
Tab. 5-24: Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis 90
Tab. 5-25: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis 91
Tab. 5-26: Bewertung der Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis 92
Tab. 5-27: Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis 97
Tab. 5-28: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis 98
Tab. 5-29: Bewertung der Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis 99

Tab. 5-30: Verdachtspunkte im Kreis Soest 102
Tab. 5-31: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Soest 102
Tab. 5-32: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Soest 103
Tab. 5-33: Aufstellung der 12 Hauptbelastungsquellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen 106
Tab. 6-1: Chemikalien und ihre Eigenschaften zur Neutralisation 116
Tab. 6-2: Typische RA-Werte 133
Tab. 6-3: Vergleich und Bewertung von aktiven und passiven Verfahren, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ 140
Tab. 6-4: Vergleich und Bewertung der zwei aktiven Behandlungsverfahren, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ 141
Tab. 6-5: Vergleich und Bewertung passiver Behandlungsverfahren für saure Grubenwässer, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ 142
Tab. 6-6: Vergleich und Bewertung passiver Behandlungsverfahren für alkalische Grubenwässer, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ 143
Tab. 6-7: Überblick über die Hauptbelastungsquellen und Maßnahmenempfehlungen 146
Tab. 6-8: Verwendete Analysen zur Konzeption der Maßnahmen 149
Tab. 6-9: Berechnete Jahresfrachten Eickhoff-Stollen 153
Tab. 6-10: Berechnete Jahresfrachten Grube Alexander 154
Tab. 6-11: Berechnete Jahresfrachten an Hydroxidschlamm 157
Tab. 6-12: Überblick über wichtige Maßnahmenbausteine und Kosten 159

ANLAGEN:

Anl. 1: Vorgehensweise räumliche Suchkulisse Bergbau (IHS)
Anl. 1.1: Abgrenzung Suchraum
Anl. 1.2: Datenaufbereitung Kreisabfrage
Anl. 1.3: Rückmeldung Kreise, weitere Untersuchungen
Anl. 1.4: Verifizierte Verdachtspunkte und Hauptbelastungsquellen
Anl. 2: Übersichtsplan relevante Oberflächenwasserkörper (ahu AG)

Anl. 3: Reviersteckbriefe (IHS) (Anl. 3.1 bis 3.23)

Anl. 4: Lage der Verdachtspunkte, der verwendeten GÜS-Messstellen und der LANUV-Probenahmepunkte

- Anl. 4.1 Städteregion Aachen
- Anl. 4.2 Kreis Düren
- Anl. 4.3 Kreis Euskirchen
- Anl. 4.4 Hochsauerlandkreis
- Anl. 4.5 Kreis Olpe
- Anl. 4.6 Kreis Siegen-Wittgenstein
- Anl. 4.7 Märkischer Kreis
- Anl. 4.8 Oberbergischer Kreis
- Anl. 4.9 Rheinisch-Bergischer Kreis (4.9a und 4.9b)
- Anl. 4.10 Rhein-Sieg-Kreis
- Anl. 4.11 Kreis Soest

Anl. 5: Objektsteckbriefe (IHS) (Anl. 5.1/5.1a bis 5.12/5.12a)

ANHAENGE:

Anh. 1: Verwendete Unterlagen

Anh. 2: Übersicht Rückmeldung Kreise

Anh. 3.1: Bewertungskriterien zur Auswertung der GÜS-Daten

Anh. 3.2: Zuordnung und Bewertung der GÜS-Messstellen

Anh. 4.1: Liste der Probenahmestellen für das LANUV

Anh. 4.2: Lage der Probenahmestellen für das LANUV

Anh. 4.3: Analysenergebnisse der zusätzlichen hydrochemischen Analysen durch das LANUV im Februar 2012

Anh. 5: Erzreviere

Anh. 6: Verdachtspunkte (Anh. 6.1 und 6.2)

Anh. 7: Ergebnistabelle Ökotoxikologie

Anh. 8: Zusammenfassende Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Anh. 9: CD-Rom mit GIS-Projekt und Abschlussbericht im PDF-Format

1 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG

Das Gewässermonitoring im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Nordrhein-Westfalen (NRW) zeigt in vielen Gewässern erhöhte Schwermetallgehalte, die teilweise dazu führten, dass der chemische Zustand im Bewirtschaftungsplan 2010 – 2015 (MKULNV 2010a) als schlecht eingestuft wurde. Darüber hinaus können erhöhte Schwermetallgehalte sich toxisch auf Gewässerorganismen auswirken. Erhöhte Gehalte an bestimmten Schwermetallen (z. B. Kupfer und Zink) können den ökochemischen Zustand negativ beeinflussen, auch wenn sich dies u. U. nicht direkt auf die Bewertung des Makrozoobenthos nach Perlodes auswirkt.

Ein Teil dieser Schwermetallbelastungen ist auf Vererzungen und Bergbauaktivitäten zurückzuführen, die insbesondere in den Mittelgebirgsregionen von NRW im 19. und 20. Jahrhundert lokal sehr bedeutend waren. Da oftmals der Grund der hohen Schwermetallgehalte in den Gewässern nicht zweifelsfrei und eindeutig einer Belastungsquelle zugeordnet werden kann, enthält das Maßnahmenprogramm 2010 – 2015 (MKULNV 2010b) auch sogenannte konzeptionelle Maßnahmen, die zum Ziel haben, zunächst zu klären, woher die Belastung stammt; darauf aufbauend sollen konkrete Maßnahmenvorschläge erarbeitet werden. Ende 2012 ist ein Fortschrittsbericht bei der EU vorzulegen, in dem über den aktuellen Stand der Maßnahmenumsetzung (inkl. der konzeptionellen Maßnahmen) zu berichten ist.

Die Bezirksregierung (BR) Arnsberg, Abt. 6 (als zuständige Bergbehörde des Landes NRW) beauftragte im Namen des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV, Ref. IV-6) die Arbeitsgemeinschaft (ARGE) IHS/ahu AG mit Datum vom 02.12.2010 mit der Abgrenzung signifikanter Belastungsquellen aus dem Erzbergbau und der Beschreibung möglicher Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung in Nordrhein-Westfalen. Das vorliegende Gutachten der ARGE IHS/ahu AG stellt insofern einen Beitrag zu den konzeptionellen Maßnahmen des Landes NRW dar. Die Ergebnisse sollen in den Fortschrittsbericht (siehe oben) und in die weitere Maßnahmenplanung des Landes NRW Eingang finden.

Mit dem vorliegenden Gutachten werden von Seiten des Landes NRW die folgenden Ziele verfolgt:

- Abgrenzung von Gebieten mit Erzrevieren und Erzbergbauaktivitäten, die eine signifikante Belastung für die Gewässerqualität darstellen bzw. darstellen könnten.

- Identifizierung wichtiger Quellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer (v. a. Punktquellen, aber auch wichtige diffuse Quellen).

- Abschätzung der Frachten des Schwermetalleintrags aus den identifizierten wichtigen Quellen in die Gewässer.

- Abschätzung der Signifikanz des Eintrags (unter Berücksichtigung der Immission und von sonstigen Eintragsquellen) auf die Gewässer aus den identifizierten, wichtigen Quellen.

- Beschreibung möglicher und praktizierter Maßnahmen zur Reduzierung des Schwermetalleintrags bei Quellen des Erzbergbaus.

- Konzeptionelle Maßnahmenvorschläge für die identifizierten wichtigen Quellen.

Die Auswertung zu den ökotoxikologischen Auswirkungen von Schwermetalleinträgen in die Gewässer (insbesondere Kapitel 4) erfolgte im Rahmen des Projektes durch das Planungsbüro Koenzen, Hilden im Unterauftrag der ARGE.

Im Rahmen des Gutachtens erfolgte die Analyse und Bewertung der Signifikanz der Eintragsquellen gemäß Auftrag auf Ebene der Wasserkörper als maßgebliche Beurteilungs- und Reporting-Einheit für die Umsetzung der WRRL. An dieser Stelle sei jedoch darauf hingewiesen, dass die Ziele der WRRL natürlich für alle Gewässer, d. h. auch für Gewässer mit einem Einzugsgebiet < 10 km² gelten.

Projektablauf und projektbegleitende Arbeitsgruppe

Das Projekt wurde begleitet von einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe mit Vertretern der folgenden Institutionen:

- MKULNV NRW
- Bergbehörde (BR Arnsberg, Abt. 6 – Bergbau und Energie in NRW)
- LANUV NRW
- Bezirksregierungen Arnsberg, Düsseldorf und Köln
- GD NRW

Im Zeitraum zwischen dem 20.01.2011 und 25.06.2012 fanden fünf Arbeitsgruppensitzungen statt[1]. In der 2. Arbeitsgruppensitzung am 25.05.2011 wurden die betroffenen Kreise und Wasserverbände über das Projekt informiert und das Prozedere für die Beteiligung der Kreise abgestimmt. In den weiteren Arbeitsgruppensitzungen wurden der jeweilige Untersuchungsstand vorgestellt und die weitere Vorgehensweise sowie die Bewertungskriterien abgestimmt.

[1] Aus Sicht des Umsetzungspozesses gemäß WRRL begannen die behördeninternen Arbeiten am Projekt bereits im September 2009.

Daneben fanden zwei fachspezifische Arbeitsgruppensitzungen mit reduziertem Teilnehmerkreis zur Abstimmung der Kriterien für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands (11.07.2011, 27.01.2012) sowie ein Gespräch beim Geologischen Dienst NRW (GD NRW) zur Abstimmung des Datenaustauschs statt (01.02.2011).

Zentraler Bestandteil der Projektabwicklung war die Abstimmung mit den betroffenen Kreisen ("Kreisabfrage"), die sich einschließlich der Vor-Ort-Termine über den Zeitraum Juli bis Dezember 2011 erstreckte. Der Datenrücklauf dauerte bis April 2012 an.

Den Mitgliedern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe sowie den interessierten Kreisen wurde im Anschluss an die fünfte Arbeitsgruppensitzung am 28.06.2012 der Bericht als Vorabzug übermittelt. Die Anmerkungen aus den Stellungnahmen wurden bei der Endbearbeitung des vorliegenden Berichts berücksichtigt.

2 METHODISCHE VORGEHENSWEISE

2.1 Allgemeines

Die grundsätzliche methodische Vorgehensweise bis zur Bewertung der Signifikanz von Wasserzutritten aus dem Erzbergbau in die Gewässer ist in der Abbildung 2-1 dargestellt. Bei den in der Abbildung 2-1 rot dargestellten Arbeitsschritten handelt es sich um zusätzliche Abfragen und eine Berücksichtigung von Expertenwissen sowie zusätzliche Geländeerhebungen (einschließlich Probenahmen des LANUV), die im Projektverlauf erforderlich waren.

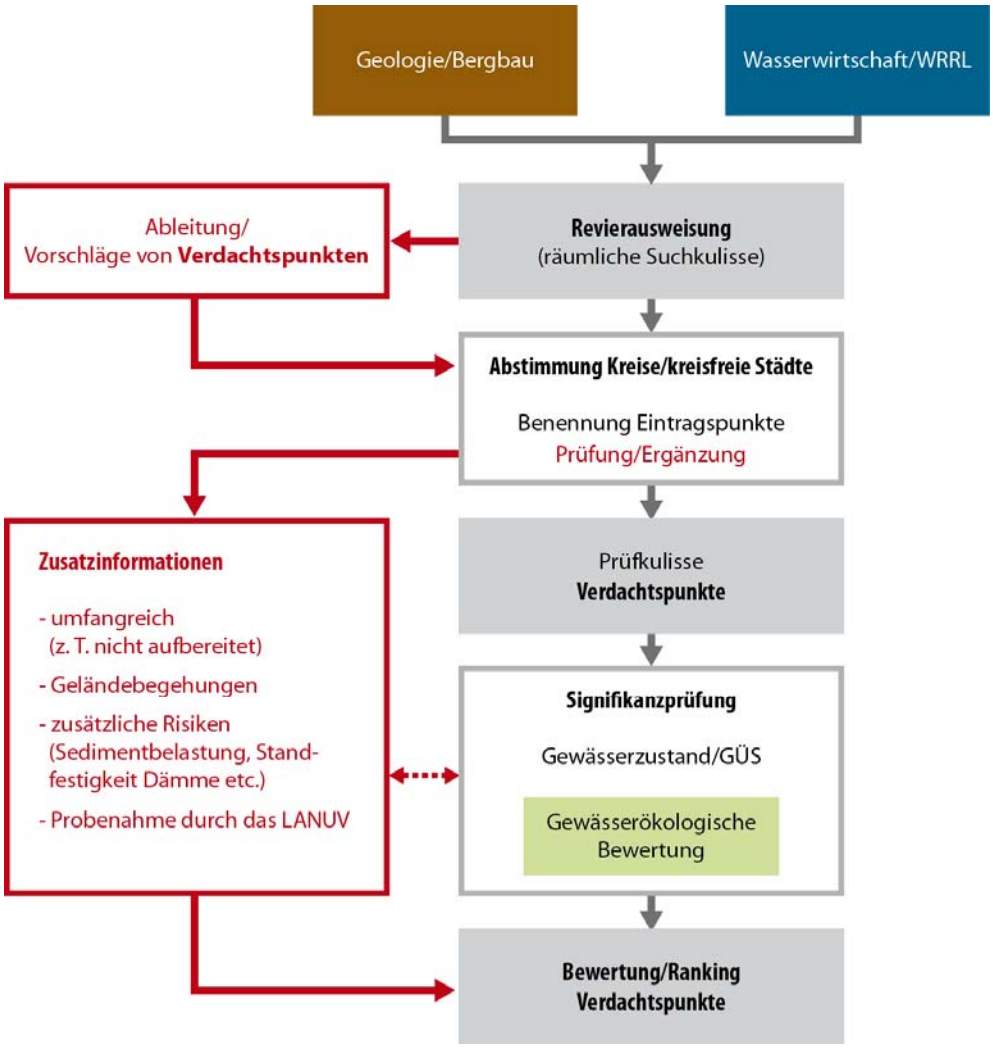


Abb. 2-1: Vorgehensweise zur Identifizierung und Bewertung von signifikanten Schwermetalleinträgen aus dem Erzbergbau

Die verwendeten Unterlagen sind in Anhang 1 aufgeführt. Die kreisspezifischen Unterlagen finden sich in den jeweiligen Abschnitten in Kapitel 5.

Die Arbeiten lassen sich in die folgenden Arbeitsschritte gliedern, die in den nachfolgenden Unterkapiteln erläutert werden:

1. Abgrenzung der räumlichen Suchkulisse[2] für potenzielle Schwermetalleinträge aus dem Erzbergbau;

2. Identifizierung und Vorauswahl von Verdachtspunkten für signifikante Schwermetalleinträge aus dem Erzbergbau;

3. Verifizierung der Verdachtspunkte und Bewertung ihrer Signifikanz für die Umsetzung der WRRL.

Parallel und ergänzend zu den o. g. Arbeitsschritten wurden die folgenden Arbeitspakete bearbeitet:

4. Zusammenstellung von Maßnahmenbausteinen zur Reduzierung der Schwermetalleinträge;

5. Analyse der gewässerökologischen Auswirkungen von Schwermetalleinträgen.

Die methodische Vorgehensweise dieser Arbeitsschritte wird im Folgenden erläutert.

2.2 Abgrenzung der räumlichen Suchkulisse für potenzielle Schwermetalleinträge aus dem Erzbergbau

Die Abgrenzung der räumlichen Suchkulisse für die Projektbearbeitung umfasst einerseits die Identifikation der aus geologisch-lagerstättenkundlicher Sicht relevanten Naturräume und der Schwerpunkte des Erzbergbaus sowie andererseits eine Auswahl der Oberflächenwasserkörper, für die aus der Bestandsaufnahme im Rahmen der Umsetzung der WRRL Hinweise auf Schwermetallbelastungen aus dem Erzbergbau vorlagen.

[2] Die „räumliche Suchkulisse“ beschreibt die Bereiche in NRW, die aufgrund der herangezogenen geologisch-lagerstättenkundlichen und wasserwirtschaftlichen Kriterien für die weiteren Auswertungen im Rahmen des Projektes ausgewählt wurden.

Bergbau

In einem ersten Arbeitsschritt wurde für die Gesamtfläche NRW die räumliche Suchkulisse anhand geologisch-lagerstättenkundlicher Kriterien großräumig auf diejenigen Landschaftsräume in NRW eingegrenzt, in denen potenziell Schwermetallbelastungen in Gewässern aufgrund von Erzbergbau auftreten könnten (Rheinisches Schiefergebirge, Niedersächsisches Bergland). Dazu wurde ein primärer Suchraum "Großraum Erzbergbau" definiert, der die Ausbissbereiche des präkretazischen Grundgebirges (ohne das flözführende Oberkarbon) umfasst (siehe Anlage 1).

Grundlagen für die Abgrenzung waren:

- Karte der vom Altbergbau betroffenen Kommunen in NRW (BR Arnsberg),
- Zusammenstellung der Tagesöffnungen des Bergbaus in NRW (BR Arnsberg),
- Geologische Karte NRW, 1 : 100.000.

Vereinbarungsgemäß wurden dabei der Strontianit-Bergbau (Münsterland) und auch der Blei-Zink-Erzabbau im Bereich der Steinkohlenlagerstätten (z. B. auf Zeche Auguste-Victoria) nicht betrachtet. Auch der Barytabbau (Grube Dreislar, Hochsauerlandkreis) wurde bei der weitergehenden Ausweisung der Erzreviere und Ermittlung von Verdachtspunkten vereinbarungsgemäß im Rahmen dieses Projektes nicht in die Betrachtung einbezogen.

Innerhalb dieses Suchraums wurden Erzreviere als Schwerpunkte des Erzbergbaus abgegrenzt (siehe Anlage 1.1). Abgrenzungen von Erzrevieren in NRW sind in verschiedenen Quellen dokumentiert (z. B. SLOTTA 1983; GD-NRW, shape "erzbezirke_nrw", 2011). Im Rahmen der aktuellen Bearbeitung wurden die vorliegenden Erzreviereinteilungen/-abgrenzungen gesichtet und nach geologisch-lagerstättenkundlichen Kriterien sowie unter Berücksichtigung der Relevanz der bergbaulichen Aktivitäten überarbeitet. Für die Abgrenzung der Erzreviere wurden im Besonderen folgende Daten zugrunde gelegt (siehe auch Anhang 1):

- Information über Bergbau (Erläuterung siehe Abkürzungsverzeichnis)
  - SATÖB (BR Arnsberg);
  - Flächen „Gefährdungspotenziale, Verbreitungsgebiete oberflächennaher Bergbau“ (BR Arnsberg);
  - BAVKAT (BR Arnsberg);
  - FIS AlBo (LANUV);
  - Erzbezirke (GD NRW);
  - tektonische Störungszonen (GD NRW);

- künstlich veränderte Flächen (GD NRW);
- Karten der nutzbaren Lagerstätten Deutschlands (Königl. Geol. Landesanstalt, 1904-1911), Blätter: Aachen, Cöln a.Rh., Siegen, Cleve, Wesel, Münster, Detmold, Minden, Osnabrück;
- Berechtsame Erzbergbau (BR Arnsberg).

– Lagerstätteninformation
  - Verbreitung der erzführenden geologischen Einheiten (z. B. Kalksteinzüge, Triassandstein, Grünsteinzüge) auf der Grundlage der GK100 (Geodatenbank GD NRW).

Die Daten wurden der ARGE digital zur Verfügung gestellt.

Aus der Verschneidung der von der geologischen Seite her abgeleiteten Lagerstättenflächen und der sich aus der Auswertung der bergbaulichen Unterlagen ergebenden Hinweise auf eine konkrete Abbautätigkeit wurden die für die weitere Bearbeitung zu betrachtenden Erzreviere nach folgender Matrix (Tabelle 2-1) schematisch abgegrenzt:

Tab. 2-1: Matrix zur Abgrenzung der Erzreviere

Fall	Ergebnis Grobauswertung Geologie	Ergebnis Grobauswertung Bergbau	Suchkulisse für die weitere Betrachtung
1	Lage in einer Erzlagerstätten-relevanten geologischen Einheit/Struktur	Erzbergbau dokumentiert	ja (Erzrevier)
2		kein Erzbergbau dokumentiert	ja
3	Lage außerhalb einer Erzlagerstätten-relevanten geologischen Einheit/Struktur	Erzbergbau dokumentiert	ja
4		kein Erzbergbau dokumentiert	nein

Die Abgrenzung der Erzreviere erfolgte in Abhängigkeit von der Charakteristik der jeweiligen Lagerstätte nach geologischen Kriterien auf der Grundlage der Verbreitung des "Trägergesteins" (z. B. Kalksteinzüge) und auch nach bergbaulichen Gesichtspunkten auf der Grundlage der Verteilung und Bedeutung der Bergbaubetriebe. In den Bereichen, in denen keine eindeutige Abgrenzung anhand von charakteristischen lithologisch-tektonischen Einheiten vorgenommen werden konnte, wurde die Abgrenzung der Erzreviere unter Berücksichtigung der Erkenntnisse über die räumliche Verteilung der Erzgänge und die Schwerpunkte bergbaulicher Aktivitäten vorgenommen.

Dies gilt insbesondere für die Erzreviere im Rheinischen Schiefergebirge außerhalb der Kalksteinformationen. Gerade im Rheinischen Schiefergebirge, wo flächenhaft mit sehr unterschiedlicher Intensität Erzbergbau stattge-

funden hat, wurde im Hinblick auf das Projektziel "Ermittlung von Belastungsschwerpunkten" versucht, Schwerpunkte bergbaulicher Aktivitäten auszuweisen. Daher weicht insbesondere in diesem Raum die im Rahmen des vorliegenden Projektes vorgenommene Abgrenzung teilweise von früheren Erzrevierausweisungen ab.

Die derart abgegrenzten, relevanten Erzreviere bildeten die Hauptsuchkulisse für die Recherche nach konkreten Verdachtspunkten. Dabei wurde aber nicht aus dem Blick genommen, dass auch im weiteren Umfeld, außerhalb der so ausgewiesenen Erzreviere lokal bedeutsame Bergwerke bzw. Erzlagerstätten als potenzielle Belastungsschwerpunkte vorhanden sein können (Fälle 2 und 3 in Tabelle 2-1).

Wasserwirtschaft

Parallel zur geologisch/bergbaulichen Bearbeitung wurde eine Auswertung der wasserwirtschaftlichen Daten vorgenommen, um die Gewässer und Wasserkörper zu identifizieren, für die mindestens ein Verdacht auf bergbaulich bedingte Schwermetalleinträge besteht. Hierzu wurden die folgenden Unterlagen ausgewertet:

1. Bewirtschaftungsplan (Wasserkörpersteckbriefe) und Maßnahmenprogramm 2010 (MKULNV 2010a und MKULNV 2010b);

2. Gewässerbelastungen gem. WRRL: Schwermetallbänder und GÜS-Messstellen (Auswertungen des LANUV zum Bewirtschaftungsplan 2010).

Die Auswertung der Daten zum **Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm 2010** erfolgte im Einzelnen in den folgenden Auswertungsschritten:

- Abfrage der Datenbank „Wasserkörpersteckbriefe“ (Stand: 25.01.2011) gem. einer Auswertung des LANUV aus dem Jahr 2009 in Bezug auf Belastungen, die potenziell aus dem Erzbergbau resultieren (ergänzt und erweitert um zusätzliche Suchkriterien).
  → Im Ergebnis wurden 703 Maßnahmenbeschreibungen selektiert, in denen Hinweise auf eine Schwermetallbelastung oder mögliche Einflüsse durch (ehemaligen) Erzbergbau enthalten waren.

- Händische Bewertung der selektierten Einträge aus der Maßnahmendatenbank im Hinblick auf die folgenden Kriterien (in Klammern die Anzahl der betroffenen Maßnahmen, Mehrfacheinträge möglich):

    - Erwähnung Schwermetallbelastung (284),

    - Hinweis auf Erzbergbau/Altbergbau (68),

    - Hinweis auf geogene Belastung (40),

- Belastung unklar/unsicher (197),
- nicht relevant, da Schwermetallbelastung mit anderer Belastungsursache (437).

– Zusätzlich erfolgte eine Abfrage bei den Bezirksregierungen hinsichtlich Maßnahmen/Daten, die ggf. noch nicht in den Wasserkörpersteckbriefen (WKSB) enthalten sind:

- BR Köln → Ergebnis:
  Alle Daten auf Wasserkörperebene sind in den WKSB enthalten.
- BR Düsseldorf → Ergebnis:
  Alle Daten auf Wasserkörperebene sind in den WKSB enthalten.
- BR Arnsberg →
  Zusendung Excel-Datei der BR Arnsberg (Stand 21.01.2011) mit konzeptionellen Maßnahmen im Hinblick auf Bergbau und die relevanten Wasserkörper. Diese Daten sind in dieser Form noch nicht in den WKSB enthalten.

Im Ergebnis ergaben die wasserwirtschaftlichen Auswertungen folgende Klassifizierung der OFWK, WKG und PE für die weitere Bearbeitung:

I. alle OFWK/WKG/PE mit Hinweis/Maßnahmen Erzbergbau/Altbergbau → relevant für die weitere Bearbeitung;

II. alle OFWK/WKG/PE, wo die Ursache der Belastung unklar ist → relevant für die weitere Bearbeitung;

III. alle OFWK/WKG/PE mit Nennung Schwermetallbelastung, aber anderer Belastungsursache
→ nicht relevant für die weitere Bearbeitung.

Alle nachfolgenden Auswertungen beschränken sich ausschließlich auf Oberflächenwasserkörper (OFWK), da in NRW kein Grundwasserkörper aufgrund von Schwermetallbelastungen in einem schlechten chemischen Zustand ist und Belastungen aus dem Erzbergbau i. d. R. nur lokal das Grundwasser belasten und nicht zur Belastung ganzer Grundwasserkörper führen.

Für die Auswertungen der **Schwermetallbänder und der GÜS-Daten** wurden vereinbarungsgemäß die in Tabelle 2-2 aufgelisteten Stoffe mit den entsprechenden Grenzwerten betrachtet. Weitere Prüfwerte sind in der Tabelle 2-6 enthalten.

Tab. 2-2: Stoffliste und Grenzwerte für die landesweite Auswertung der Schwermetallbänder und GÜS-Daten entsprechend OGewV vom 20.07.2011 (Anlage 5 und 7)

Stoff	prioritäre Stoffe UQN Anlage 7 OGewV	nicht-prioritäre Stoffe UQN Anlage 5 OGewV	„nicht geregelt“
Arsen		40 mg/kg*	
Blei	7,2 µg/l		
Cadmium	0,08 – 0,25 µg/l**		
Chrom		640 mg/kg*	
Kobalt			X
Kupfer		160 mg/kg*	
Molybdän			X
Nickel	20 µg/l		
Quecksilber	0,05 µg/l***		
Selen		3 µg/l****	
Silber		0,02 µg/l****	
Thallium		0,2 µg/l****	
Titan			X
Vanadium			X
Zink		800 mg/kg*	

* Messung im Schwebstoff/Sediment.
** Grenzwert in Abhängigkeit von der Wasserhärte – zulässige Höchstkonzentrationen 0,45 bis 1,5 µg/l.
*** Zulässige Höchstkonzentration 0,07 µg/l.
**** Die Umweltqualitätsnorm bezieht sich auf die gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch einen 0,45 µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.

Im Ergebnis der Auswertungen zur hydrochemischen Belastung der Oberflächenwasserkörper wurden die Wasserkörper mit einer relevanten Belastung (= Suchkulisse) nach folgendem Schema identifiziert:

I. OFWK im schlechten chemischen Zustand
(Überschreitung Parameter Anhang 5 der WRRL)
→ relevant für die weitere Bearbeitung;

II. OFWK mit relevanten Belastungen
(Überschreitung Parameter Anhang 4 der WRRL)
→ relevant für die weitere Bearbeitung und Ergänzung zur Suchkulisse I;

III. OFWK mit relevanten Belastungen
(Überschreitungen für die „nicht geregelten“ Parameter)
→ Ergänzung zur Suchkulisse I + II (siehe Tabelle 2-4).

Die Überlagerungen der Auswertungen der Daten des Bewirtschaftungsplans und des Maßnahmenprogramms mit relevanten Schwermetallbelastungen ergibt die Suchkulisse der "relevanten Oberflächenwasserkörper" (siehe Anlage 1.1) für die Verschneidung mit den Bergbaudaten nach folgender Matrix (Tabelle 2-3):

Tab. 2-3: Matrix zur Ableitung der Suchkulisse „relevante Oberflächenwasserkörper“

Fall	Ergebnis Auswertung Maßnahmen/WKSB	Ergebnis Auswertung Schwermetallbelastung	Suchkulisse für die weitere Betrachtung
A	OFWK/WKG/PE mit Hinweis/Maßnahmen Erzbergbau/Altbergbau	relevante Belastung	ja
B		keine relevante Belastung	ja
C	OFWK/WKG/PE, wo die Ursache der Belastung unklar ist	relevante Belastung	ja
D		keine relevante Belastung	nein
E	OFWK/WKG/PE mit Nennung Schwermetallbelastung, aber anderer Belastungsursache	relevante Belastung	nein
F		keine relevante Belastung	nein
G	OFWK/WKG/PE ohne Bewertung der Maßnahmen	relevante Belastung	ja
H		keine relevante Belastung	nein

Verschneidung der Suchkulissen "Bergbau/Wasserwirtschaft"

Die Verschneidung der sich aus der Auswertung Bergbau/Wasserwirtschaft ergebenden Suchkulissen erfolgte für die Flächen innerhalb des "Großraums Erzbergbaus" vom Prinzip her nach folgender Matrix (Tabelle 2-4):

Tab. 2-4: Matrix zur Verschneidung der Untersuchungen zu Bergbau und Wasserwirtschaft

Auswertungen WRRL	Auswertungen Bergbau	Weiteres Vorgehen	Kategorie
Fall A	Fall 1/Fall 2/Fall 3	Arbeitsschritt 2	I
	Fall 4	Arbeitsschritt 2	II
Fall B	Fall 1/Fall 3	Arbeitsschritt 2	II
	Fall 2/Fall 4	keine weitere Betrachtung	–
Fall C/G	Fall 1/Fall 2/Fall 3	Arbeitsschritt 2	II
	Fall 4	keine weitere Betrachtung	–
Fall D/E/F/H	Fall 1/Fall 2/Fall 3/Fall 4	keine weitere Betrachtung	–

Die als „gewässerrelevant“ identifizierten Flächen des Erzbergbaus gemäß Fall A, Kategorie I gingen als Hauptsuchkulisse in die weitere Bearbeitung (Arbeitsschritt 2) ein.

Parallel dazu erfolgte für die aus Fall A, B, C und G der Kategorie II zugewiesenen Flächen eine weitergehende Plausibilitätsprüfung auf eine mögliche Relevanz von bergbaubedingten Schwermetalleinträgen. Auf dieser Grundlage wurde dann entschieden, ob diese Flächen im Hinblick auf die Schwermetallbelastung von Gewässern unbeachtet bleiben können.

Bereiche des Erzbergbaus, in denen keine Hinweise auf entsprechende Gewässerbelastungen vorlagen, wurden im Weiteren nicht betrachtet.

Im Ergebnis dieses Arbeitsschritts wurden auch diejenigen Kreisgebiete identifiziert, die als potenziell "betroffene" Kreise in die weitere Projektbearbeitung eingebunden wurden (siehe Anlage 1.1). Für die entsprechenden Kreisgebiete wurden Ergebniskarten erstellt, die mit den betroffenen Behörden dann abgestimmt wurden ("Kreisabfrage" gemäß Abschnitt 2.4.1).

2.3 Identifizierung und Vorauswahl von Verdachtspunkten für signifikante Schwermetalleinträge aus dem Erzbergbau

Im Hinblick auf das Projektziel (Erfassung der Hauptbelastungsquellen in NRW) wurde zunächst eine Klassifizierung der Erzreviere nach dem Schwermetallbelastungspotenzial vorgenommen. Zu Beginn des Projektes wurde vom Grundsatz her den Erzlagerstätten im Kalksteingebirge (aufgrund der chemischen Pufferwirkung der Kalksteine) sowie den reinen Eisenerzlagerstätten (aufgrund des vergleichsweise geringeren Schwermetallanteils) ein geringeres Schwermetallbelastungspotenzial zugeordnet. Wie spätere Analysen gezeigt haben, können jedoch auch in zur Wassergewinnung genutzten Stollen höhere Schwermetallgehalte auftreten. Diese können belastungsrelevant sein, wenn das Wasser aus den Stollen nicht vollständig oder nicht mehr als Rohwasser genutzt wird. Deshalb wurden – soweit in der späten Projektphase noch Daten zur Verfügung standen – diese zur Bewertung herangezogen.

Die Hauptsuchkulisse für die Identifizierung von konkreten Verdachtspunkten wurde so auf die Erzreviere mit einem signifikanten Schwermetallpotenzial (Blei-/Zink-/Kupfer-Lagerstätten in Tonstein/Sandstein-Gebirge) reduziert.

Auch wenn der Fokus der weiteren Bearbeitung auf dieser reduzierten Hauptsuchkulisse lag, so wurden dennoch auch die außerhalb der Hauptsuchkulisse identifizierten "relevanten Oberflächenwasserkörper" gezielt auf potenziell belastungsrelevante Bergbaustandorte überprüft. Die Ermittlung

von konkreten Verdachtspunkten erfolgte in Ergänzung zu den bereits oben aufgeführten Datengrundlagen anhand von (siehe Anhang 1):

- umfangreichen Literaturrecherchen:
  - Bergbauhistorie, Heimatliteratur,
  - Internetrecherche,
  - Erläuterungen zur Geologischen Karte GK25;
- Kartenauswertungen:
  - Geologische Karte GK25,
  - Historische Topographische Karten TK25 (vor allem Preußische Neuaufnahme),
  - DGK 5,
  - ausgewählte Grubenrisse;
- Recherchen zu Wasserrechten der Bergbaubetriebe bei der BR Arnsberg;
- Recherchen in Projektarchiven von IHS und ahu AG.

Bei der Ermittlung von konkreten Verdachtspunkten lag der Schwerpunkt auf der Identifizierung von Wasseraustritten aus Stollenmundlöchern sowie Standorten von Halden und Spülteichen im unmittelbaren Umfeld der Bergwerksbetriebe. Hüttenstandorte wurden explizit nicht betrachtet.

Darüber hinaus wurden beispielhaft ehemalige bzw. aktive Wassergewinnungsanlagen in Erzbergwerken zusammengestellt.

2.4 Verifizierung der Verdachtspunkte und Bewertung ihrer Signifikanz für die Umsetzung der WRRL

Die Bewertung der Signifikanz der identifizierten Verdachtspunkte erfolgte in folgenden Bearbeitungsschritten (siehe Anlagen 1.2 bis 1.4):

1. Bereitstellung der Auswertungen zu Erzbezirken und Verdachtspunkten (siehe Abschnitte 2.2 und 2.3).
   Die entsprechenden Unterlagen wurden den betroffenen Kreisen mit Erlass des MKULNV vom 05.07.2011 analog und digital mit einem entsprechenden Prüfauftrag übergeben.

2. Abstimmung und zusätzliche Datenabfrage bei Kreisen, der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH und den BR Arnsberg und Köln:

   - Auswertung der Rückläufe, erstes Ranking und Identifizierung der potenziell signifikanten Verdachtspunkte;

- Vor-Ort-Termine/Gespräche mit den Kreisen und der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH;

- weitere Datenanforderungen und -auswertungen.

3. Zuordnung und Auswertung von GÜS-Messstellen zu den einzelnen Verdachtspunkten.

4. Festlegung zusätzlicher Probenahmepunkte und Durchführung der Probenahme durch das LANUV im Februar 2012. Die Ergebnisse lagen bis 03.04.2012 vor.

5. Auswertung der vorliegenden Unterlagen und abschließende Bewertung der Signifikanz.

2.4.1 Bereitstellung der Auswertungen zu Erzbezirken und Verdachtspunkten

Die Zwischenergebnisse gemäß den Abschnitten 2.2 und 2.3 wurden den als potenziell betroffen ermittelten Kreisen und kreisfreien Städten Anfang Juli 2011 in analoger und digitaler Form mit folgenden Daten zur Verfügung gestellt (siehe Anlage 1.2):

- Abgrenzung der Erzreviere,
- Lagemäßige Darstellung von Stollenmundlöchern gemäß SATÖB,
- Auszug BAVKAT,
- Abgrenzung der Gewässerkörper mit Verdacht auf Schwermetalleintrag aus dem Erzbergbau einschließlich Schwermetallspektrum,
- Lage der GÜS-Messstellen,
- Auszug FIS AlBo,
- Lage von insgesamt 66 Verdachtspunkten/Wassergewinnungsanlagen in Bergwerken.

Die Übermittlung der Daten erfolgte mit folgendem Prüfauftrag:

- Validierung der bereits ermittelten Verdachtspunkte,
- Benennung zusätzlicher Verdachtspunkte bzw. bereits bekannter, relevanter Eintragsquellen,
- Abfrage relevanter Grunddaten zu den bekannten Verdachtspunkten.

Letzte Rückmeldungen der Kreise (ohne Ortstermine mit zusätzlichen Datenlieferungen) erfolgten bis zum 27.10.2011.

Umfang und Qualität der Rückmeldungen waren sehr unterschiedlich (siehe Anhang 2, Anlage 1.3). Generell kann unterschieden werden zwischen

- Kreisen, die Hinweise auf bergbauliche Belastungsquellen gaben bzw. die Verdachtspunkte bestätigen konnten,
- Kreisen, bei denen keine Erkenntnisse über bergbauliche Belastungsquellen vorlagen ("ohne Hinweise"),
- Kreise, von denen keine Rückmeldung erfolgte (wurden als Kreise "ohne Hinweise" gewertet).

Teilweise wurde von den Kreisen auch um ein Gespräch vor Ort gebeten, um die Anfrage bzw. die benötigten Daten zu spezifizieren und die Standorte im Gelände aufzusuchen (siehe Tabelle 2-5).

2.4.2 Abstimmung und Datenabfrage

Die Unterlagen aus dem Rücklauf wurden durch die ARGE geprüft und ausgewertet. Auf dieser Basis erfolgte eine persönliche Kontaktaufnahme mit den Kreisen und eine Reihe von Vor-Ort-Terminen, bei denen weitere Daten von den Kreisen übergeben wurden und i. d. R. auch eine Begehung der Verdachtspunkte im Gelände stattfand (siehe Tabelle 2-5, Anlage 1.3).

Die Begehung der Verdachtspunkte wurde jeweils durch eine Auswertung des Grubenbildes vorbereitet. Die zugehörigen Grubenrisse wurden durch die Bezirksregierung Arnsberg digital zur Verfügung gestellt.

Tab. 2-5: Vor-Ort-Termine (Datenübergabe und/oder Geländebegehung)

Datum	Gesprächspartner
05.10.2011	Arbeitskreis Burgfeyer Stollen
15.11.2011	Kreis Olpe
01.12.2011	Oberbergischer Kreis
21.12.2011	Rheinisch-Bergischer Kreis
21.12.2011	Kreis Siegen-Wittgenstein
31.01.2012	Oberbergischer Kreis
31.01.2012	Rhein-Sieg-Kreis
09.02.2012	Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH

In der Regel wurde bei den Terminen mit den Kreisen und der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH eine weitere Datenlieferung vereinbart, die dann per Briefpost oder per E-Mail erfolgte.

Weiterhin nahmen die Projektbearbeiter im Rahmen der Bearbeitung an einer Sitzung des Arbeitskreises Burgfeyer Stollen am 05.10.2011 in Mechernich teil. Daraus ergaben sich konkrete Informationen über die Belastungssituation und die geplanten Maßnahmen am Burgfeyer Stollen, die in die vorliegende Bearbeitung aufgenommen wurden.

2.4.3 Zuordnung und Auswertung von GÜS-Messstellen

In einem ersten Schritt wurden GÜS-Messstellen im Ober- und Unterstrom der identifizierten Verdachtspunkte ausgewählt und den entsprechenden Verdachtspunkten zugeordnet.

Für diese Messstellen wurden beim LANUV die entsprechenden Analysendaten nach folgenden Kriterien abgefragt:

- Stoffe gemäß Tabelle 2-2 (zusätzlich Thallium),
- Zeitraum ab 2000,
- Jahresmittelwerte.

Die Auswertung erfolgte in Form einer tabellarischen Auflistung der ausgewählten Verdachtspunkte mit den zugeordneten GÜS-Messstellen. Für die GÜS-Messstellen werden die jeweils aktuellsten verfügbaren Jahresmittelwerte dargestellt, da es nicht Ziel ist, die Bewertungsgrundlage für den Bewirtschaftungsplan noch einmal darzustellen, sondern vielmehr soll der aktuelle Status Quo im Gewässer dokumentiert werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass insbesondere die Jahresmittelwerte für 2011 zum größten Teil nur auf einem Wert beruhen.

Die dargestellten Jahresmittelwerte wurden mit den Umweltqualitätsnormen bzw. internen Schwellenwerten des LANUV abgeglichen (Tabelle 2-6) und Überschreitungen entsprechend kenntlich gemacht. In der Dokumentation in Anhang 3 ist die Ergebnistabelle enthalten.

Tab. 2-6: Prüfwerte für die Auswertung der GÜS-Messstellen

Stoff	UQN gemäß OGewV		Orientierungswert gem. LANUV	Auffälligkeit*
	µg/l (gelöst)	mg/kg	µg/l (gesamt)	
Blei	7,2			> 5 µg/l gelöst
Cadmium	0,25			> 0,2 µg/l gelöst
Nickel	20			> 15 µg/l gelöst
Quecksilber	0,05			> 0,04 µg/l gelöst
Arsen		40	50	> 40 µg/l gesamt
Chrom		640	10	> 8 µg/l gesamt
Kupfer		160	4	> 3 µg/l gesamt
Zink		800	14	> 11 µg/l gesamt
Kobalt			0,9	> 0,6 µg/l gesamt
Molybdän			7	> 5 µg/l gesamt
Titan			15	> 10 µg/l gesamt
Vanadium			2,4	> 2 µg/l gesamt
Silber			0,02	
Selen			3	> 2 µg/l gesamt
Thallium			0,2	

* Die Auffälligkeiten wurden stoffspezifisch und nicht wissenschaftlich abgeleitet; sie wurden bei ca. 70 bis 80 % des Grenz- bzw. Orientierungswertes angesetzt und dienen lediglich als grobe Anhaltspunkte.

2.4.4 Zusätzliche Beprobungen durch das LANUV

Im Rahmen des Projektes bestand die Möglichkeit, an ca. 20 Stellen zusätzliche Beprobungen durch das LANUV durchführen zu lassen. Die Auswahl der Probenahmepunkte erfolgte nach Auswertung der Daten von den Kreisen und diente der Verdichtung der Informationsbasis. Ausgewählt wurden insbesondere potenziell signifikante Verdachtspunkte, zu denen bislang keine Analysenergebnisse vorlagen sowie Bereiche, in denen aufgrund einer Vielzahl an Verdachtspunkten keine ausreichenden Daten vorlagen, um die jeweilige Signifikanz des Einzelpunktes bewerten zu können.

Die Probenahme und Analyse erfolgten durch das LANUV im Zeitraum 16.02.2012 bis 27.02.2012. In der Dokumentation zur Probenahme (Anhang 4) sind eine Liste der ausgewählten Probenahmestellen sowie die zugehörigen Analysenergebnisse enthalten. Einen Überblick über die Lage der Beprobungspunkte gibt Anlage 1.3.

Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass es sich bei den aktuellen Beprobungen und damit auch bei den daraus abgeleiteten Frachten nur um Momentaufnahmen handelt. In der Regel schwanken sowohl die Wassermenge als auch die Fracht in Abhängigkeit vom Witterungsgeschehen. Dies gilt insbesondere für Haldenbereiche, aus denen ein maßgeblicher

Anteil der Gewässerbelastung über Erosion in die Gewässer eingetragen wird.

Der Februar 2012 war im Allgemeinen relativ niederschlagsarm, und so lagen zum Zeitpunkt der Probenahme eher Niedrigwasserverhältnisse vor.

2.4.5 Analyse der gewässerökologischen Auswirkungen von Schwermetalleinträgen

Datenbasis und Vorgehensweise

Innerhalb der Literatur über die Biologischen Qualitätskomponenten, bestehend aus dem Phytoplankton, der aquatischen Flora, der Wirbellosenfauna und der Fischfauna, finden sich unterschiedliche Eignungen dieser Komponenten für die Bewertungen je nach vorliegendem Untersuchungsschwerpunkt.

Forschungsergebnisse über die konkreten Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf die benthische Wirbellosenfauna zeigen, dass sich Einflüsse in der Regel nur auf der Ebene einzelner taxonomischer Großgruppen nachweisen lassen.

Unabhängig von den betrachteten Einflüssen wird den aquatischen Invertebraten als Bewertungsinstrument durch die Vergleichbarkeit der Artenzusammensetzung, der Artenhäufigkeit und der Individuenzahlen eine gute Eignung zugesprochen. Bei der Fischfauna können darüber hinaus die frühen (weniger mobilen) Entwicklungsstadien bzw. die bestehenden Altersstrukturen betrachtet werden.

Die weiteren Vorteile der Betrachtung des MZB sind neben einem im Vergleich zu den Fischen relativ dicht gestreuten Messstellennetz die in der Literatur vorhandenen Erfahrungswerte zu schadensauslösenden in vitro Konzentrationen für das Makrozoobenthos. Dies ermöglicht eine näherungsweise Bewertung der vorhandenen Schwermetallkonzentrationen. Als problematisch erweist sich dabei die Übertragung der überwiegend im Labor gewonnenen Grenzkonzentrationen auf die tatsächlichen, chemischen Werte im natürlichen Ökosystem Fließgewässer.

Da die Auswertung auf bestehende und vollständige Datensätze aus dem NRW-weiten GÜS-Messstellennetz zurückgreift, wurden das Phytoplankton, die Makrophyten und die Fischzönose in der detaillierteren Analyse nicht berücksichtigt.

Mehrstufige Vorgehensweise

Als Vergleichskriterium für diese Messstellen wurde zunächst die WRRL-relevante Bewertung nach ASTERICS in dem Modul „Allgemeine Degradation“ herangezogen. Das Modul gibt die Auswirkungen verschiedener Stressoren wieder. Dafür wurden landesweit die prozentualen Probenahmen in unbelasteten und belasteten Oberflächenwasserkörpern (OFWK) anhand der 5-stufigen Bewertung für die Allgemeine Degradation verglichen. Als Weiteres erfolgte die gleiche Auswertung getrennt nach Zuordnung der Fließgewässertypen der betroffenen Gewässer. Anschließend wurden die Messstellen landesweit auf OFWK mit bergbaulichem Hintergrund reduziert und die Bewertung der Belastungssituation verglichen. Informationen zu kleineren Gewässern konnten im Rahmen des vorliegenden Gutachtens nur exemplarisch berücksichtigt werden, wenn hierzu konkrete Daten und Auswertungen vorlagen.

In einem weiteren Schritt wurde untersucht, ob sich signifikante Zusammenhänge zwischen steigenden Belastungen der häufigsten drei Metalle Kupfer, Zink und Cadmium und dem Vorkommen ausgewählter, taxonomischer Großgruppen zeigen.

Im Anschluss an diese großgruppenspezifische Auswertung wurden ausgewählte Verdachtspunkte betrachtet. Den nach Signifikanz klassifizierten Verdachtspunkten wurden MZB-Messstellen anhand der nächstgelegenen Messstelle aus dem GÜS-Messstellennetz nach dem Kriterium der Lage (oberstromig/unterstromig) zugeordnet. Bei der Auswertung der MZB-Proben wurden die Gesamt-Individuenzahlen sowie Artenzahlen und Artenhäufigkeiten ausgewählter taxonomischer Gruppen verglichen und analysiert.

Zuletzt erfolgte die Einstufung der ausgewählten Verdachtspunkte auf Basis schwermetallbedingter Beeinträchtigungen anhand der Taxazahlen, der taxonomischen Gruppen Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren und Crustaceen in %-Anteil an der Gesamtzönose, den Artenzahlen, der Abundanz sowie anhand der Bewertungen für die Allgemeine Degradation und für die Saprobie. Zusammen mit der Betrachtung des ökotoxikologischen Index nach CAMARGO 1990 wurden die ausgewählten Verdachtspunkte in insgesamt fünf Klassen eingeteilt, über die die Auswirkungen von Schwermetallen auf die Biozönose eingeschätzt werden.

2.4.6 Auswertung der Unterlagen/Datenverfügbarkeit

Neben den i. d. R. digitalen Rückläufen der Kreise zu den zur Verfügung gestellten Daten erfolgte die Mehrzahl der zusätzlich bereitgestellten Daten in analoger Form. Diese Daten wurden von der ARGE gesichtet und gezielt digital aufbereitet.

Bei vielen Kreisen waren die von der ARGE zur Verfügung gestellten Daten nicht bekannt. Von vielen Verdachtspunkten erfuhren die Kreise erst durch die von der ARGE bereitgestellten Unterlagen. Einige Kreise (Beispiel Rheinisch-Bergischer Kreis, Projekt „Stollenmundlöcher“) hatten bereits eigene, teilweise umfangreiche Untersuchungsprogramme begonnen, die mit den Auswertungen der ARGE abgeglichen wurden und u. U. zu Ergänzungen bestehender Untersuchungsprogramme führten. Bis zur Abfassung des vorliegenden Berichts lagen von den zusätzlichen Untersuchungen im Bereich des Rheinisch-Bergischen Kreises leider nur vorläufige Analysenergebnisse vor, die im Rahmen der Auswertungen entsprechend berücksichtigt wurden.

Beim Kontakt mit den Kreisen und den zuständigen Bezirksregierungen stellte sich heraus, dass die Zuständigkeiten für die Überwachung der einzelnen Verdachtspunkte nicht immer eindeutig geregelt sind. Oftmals erfolgten Zirkelverweise von den Kreisen zu den Bezirksregierungen (bzw. ehemaligen StUÄ) und wieder zurück.

Darüber hinaus wurde deutlich, dass durch Bearbeiter- und Zuständigkeitenwechsel (z. B. auch im Zusammenhang mit Ruhestand, Versetzung etc.) häufig Informationen verloren gingen bzw. heute nicht mehr auffindbar waren. Dies trifft insbesondere auf die genaue Lage von Stollenaustritten im Gelände zu, die ohne konkrete Ortskenntnis oftmals nur schwer aufzufinden sind.

Im Rahmen der Abstimmung mit den Kreisen und der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH sowie auch auf der Grundlage der Vor-Ort-Begehungen (siehe Abschnitt 2.4.1) konnten Verdachtspunkte bestätigt, verworfen und ihre grundsätzliche Signifikanz verifiziert sowie zusätzliche Verdachtspunkte ermittelt werden. Auf dieser Grundlage wurde die der weiteren Bearbeitung zugrunde gelegte Zusammenstellung von Verdachtspunkten überarbeitet (siehe Anlage 1.4).

2.4.7 Methode zur Bewertung der Signifikanz

Die Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte erfolgte in Abstimmung mit der projektbegleitenden Arbeitsgruppe mit Hilfe eines **Punktesystems** und unter Verwendung der folgenden Kriterien:

- Beeinträchtigung des chemischen Zustands des Gewässers (Metalle prioritär) durch den Eintrag aus dem Verdachtspunkt;

- Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands des Gewässers (Metalle nicht-prioritär und „nicht geregelt“) durch den Eintrag aus dem Verdachtspunkt;

- eingetragene Schwermetallfracht in die Gewässer;

- räumliche Ausdehnung der Belastung (Chemie und Ökochemie) aus dem Verdachtspunkt;

- Auswirkungen auf die Ökologie (Artenspektrum etc.).

In der Tabelle 2-7 sind die jeweiligen Datengrundlagen dargestellt, auf deren Basis die Bewertung der einzelnen Kriterien erfolgte.

Tab. 2-7: Kriterien zur Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Kriterium	**Daten- und Bewertungsgrundlagen**
Beeinträchtigung des chemischen Zustands des Gewässers (Metalle prioritär) durch den Eintrag aus dem Verdachtspunkt	– Chemischer Zustand der von der Einleitung betroffenen Wasserkörper (Steckbriefe der Planungseinheiten) – Analysenergebnisse – Experteneinschätzung
Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands des Gewässers (Metalle nicht-prioritär) durch den Eintrag aus dem Verdachtspunkt	– Auswertungen Ökochemie, mit konkreten Hinweisen zu Schwermetallen – Ökologischer Zustand der von der Einleitung betroffenen Wasserkörper (Steckbriefe der Planungseinheiten) – Analysenergebnisse – Experteneinschätzung
eingetragene Schwermetallfracht in die Gewässer	– Analysenergebnisse und Abflussmessungen bzw. -schätzungen (Gewässer und/oder Einleitung) – bereits vorhandene Untersuchungen (z. B. Gefährdungsabschätzungen, Monitoringberichte etc.)
räumliche Ausdehnung der Belastung aus dem Verdachtspunkt	– Belastungen der Wasserkörper im Unterstrom des Verdachtspunktes (Steckbriefe der Planungseinheiten) – Experteneinschätzung
Auswirkungen auf den ökologischen Zustand	– Auswertungen ausgewählter MZB-Messstellen und Abgleich mit den GÜS-Daten – Experteneinschätzung

Für die zuvor erläuterten Kriterien wurden individuelle Klassen der einzelnen Signifikanzkriterien gebildet, die gemeinsam mit den jeweiligen Beschreibungen/Abgrenzungen in der Tabelle 2-8 dargestellt sind. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht sind die Kriterien „Beeinträchtigung chemischer Zustand“, „Beeinträchtigung Zustand Ökochemie“ und „Frachten“ höher zu gewichten als die beiden anderen Kriterien. Aus diesem Grund werden die entsprechenden Punkte für die o. g. Kriterien mit dem Faktor 2 multipliziert. Die maximal erreichbare Punktzahl liegt demnach bei 28.

Anhand der sich ergebenden Rangfolge wurden die Hauptbelastungsquellen ausgewiesen (siehe Anlage 1.4). Für diese Hauptbelastungsquellen wurden Objektsteckbriefe erstellt, in denen die bergbaulichen Verhältnisse der entsprechenden Grube skizziert, die potenziellen Quellen der Schwermetallfrachten aufgezeigt und in einem zugehörigen Lageplan dargestellt sind.

Für die Hauptbelastungsquellen wurden im Weiteren die Ansatzpunkte sowie die Zielsetzung zur Verringerung der Schwermetalleinträge aufgezeigt und mögliche Maßnahmen vorgeschlagen. Ein entsprechender Katalog von Maßnahmenbausteinen wurde gesondert ausgearbeitet.

Tab. 2-8: Klassifizierung der Signifikanzkriterien

Kriterien	Klassen	Erläuterung	Punkte	Faktor
Beeinträchtigung chemischer Zustand	ja	schlechter chemischer Zustand des OFWK, in den eingeleitet wird: Verdachtspunkt ist maßgeblicher Grund	4	2
	möglich	schlechter chemischer Zustand des OFWK, in den eingeleitet wird: Verdachtspunkt ist einer von mehreren Gründen	2	
	nein	guter chemischer Zustand des OFWK, in den eingeleitet wird bzw. keine Hinweise auf signifikante Beeinträchtigung durch Verdachtspunkt	0	
Beeinträchtigung Zustand Ökochemie	ja	„höchstens mäßiger“ ökochemischer Zustand des OFWK, in den eingeleitet wird: Verdachtspunkt ist maßgeblicher Grund	4	2
	möglich	„höchstens mäßiger“ ökochemischer Zustand des OFWK, in den eingeleitet wird: Verdachtspunkt ist einer von mehreren Gründen	2	
	nein	guter oder sehr guter ökochemischer Zustand des OFWK, in den eingeleitet wird bzw. keine Hinweise auf signifikante Beeinträchtigung durch Verdachtspunkt	0	
Fracht	hoch	vergleichsweise hohe Fracht (mehrere 10er t/a)	3	2
	mittel	vergleichsweise mittlere Fracht (ca. 1 bis 10 t/a)	2	
	gering	vergleichsweise geringe Fracht (< 1 t/a)	1	
	unbedeutend	Fracht < 0,1 t/a	0	
räumliche Ausdehnung der Belastung (Chemie und Ökochemie)	großräumig (mehrere WK)	mehrere OFWK im Unterstrom sind betroffen	3	1
	regional (1 WK)	mindestens der OFWK, in den eingeleitet wird, ist betroffen	2	
	lokal (Gewässerabschnitt)	nur ein lokaler Gewässerabschnitt ist betroffen (nicht der gesamte OFWK)	1	
	unbedeutend	keine signifikante Gewässerbelastung	0	

Kriterien	Klassen	Erläuterung	Punkte	Faktor
Auswirkungen auf Ökologie	erkennbare Auswirkungen	Auswirkung des Verdachtspunktes auf Ökologie durch Vergleich Ober-/Unterstrom belegbar	3	1
	wahrscheinliche Auswirkungen	Auswirkungen im Unterstrom vorhanden: Schwermetallbelastung ist wahrscheinlich alleiniger Grund	2	
	mögliche Auswirkung	Auffälligkeiten im Unterstrom vorhanden: Schwermetallbelastung ist möglicherweise einer von mehreren Gründen	1	
	Auswirkung nicht erkennbar	keine erkennbaren Auswirkungen des Verdachtspunktes im Unterstrom	0	

2.5 Zusammenstellung von Maßnahmenbausteinen zur Reduzierung der Schwermetalleinträge

In einer Übersicht wurden zur Konzeption von Maßnahmen folgende Punkte bearbeitet:

- Hydrochemische Zusammenhänge und Voraussetzung zur Freisetzung von Schwermetallen im Erzbergbau in Grubenwässern.
- Vermeidungs- und Verminderungsstrategien zur Reduzierung der Freisetzung von Schwermetallen.
- Aktive und passive Behandlungsmethoden von Grubenwässern (Voraussetzungen, Vor- und Nachteile, Aufbau der Maßnahmen, Kosten).
- Entscheidungskriterien für die Auswahl von Maßnahmen.

Die Angaben im vorliegenden Gutachten beruhen im Wesentlichen auf einer Masterarbeit an der RWTH Aachen bei Herrn Prof. Dr. Rüde (ILLGUTH 2011: „Auswahlkriterien für Behandlungsverfahren zur Schwermetall- und Sulfatentfernung aus Grubenwässern von Erzbergbaualtstandorten“), die im Rahmen des vorliegenden Projektes angefertigt wurde.

3 ABGRENZUNG DER PROJEKTRELEVANTEN BETRACHTUNGSRÄUME UND VERDACHTSPUNKTE

3.1 Belastung der Gewässer mit Schwermetallen

Die methodische Vorgehensweise zur Auswahl der im Rahmen des Projektes als relevant erachteten Oberflächenwasserkörper ist in Kapitel 2 beschrieben. Aus der Verschneidung der Auswertungen des Maßnahmenprogramms und der Wasserkörpersteckbriefe sowie der Auswertungen zur Belastungssituation mit Schwermetallen ergeben sich 4 Fallkombinationen (siehe Tabelle 3-1).

Tab. 3-1: Ergebnis der wasserwirtschaftlichen Auswertung zu relevanten Oberflächenwasserkörpern

Fall	Ergebnis Auswertung Maßnahmen/WKSB	Ergebnis Auswertung Schwermetallbelastung	Anzahl OFWK
A	OFWK/WKG/PE mit Hinweis/Maßnahmen Erzbergbau/Altbergbau	relevante Belastung	66
B		keine relevante Belastung	40
C	OFWK/WKG/PE wo die Ursache der Belastung unklar ist	relevante Belastung	146
D	OFWK/WKG/PE ohne Bewertung der Maßnahmen	relevante Belastung	487

Die Anzahl der jeweiligen Wasserkörper, die den einzelnen Fällen entsprechen, ist in der Tabelle 3-1 aufgelistet und in der Anlage 2 grafisch dargestellt. Insgesamt ergibt sich daraus für das Projekt aus wasserwirtschaftlicher Sicht der in Abbildung 3-1 dargestellte Suchraum der Einzugsgebiete relevanter Oberflächenwasserkörper.

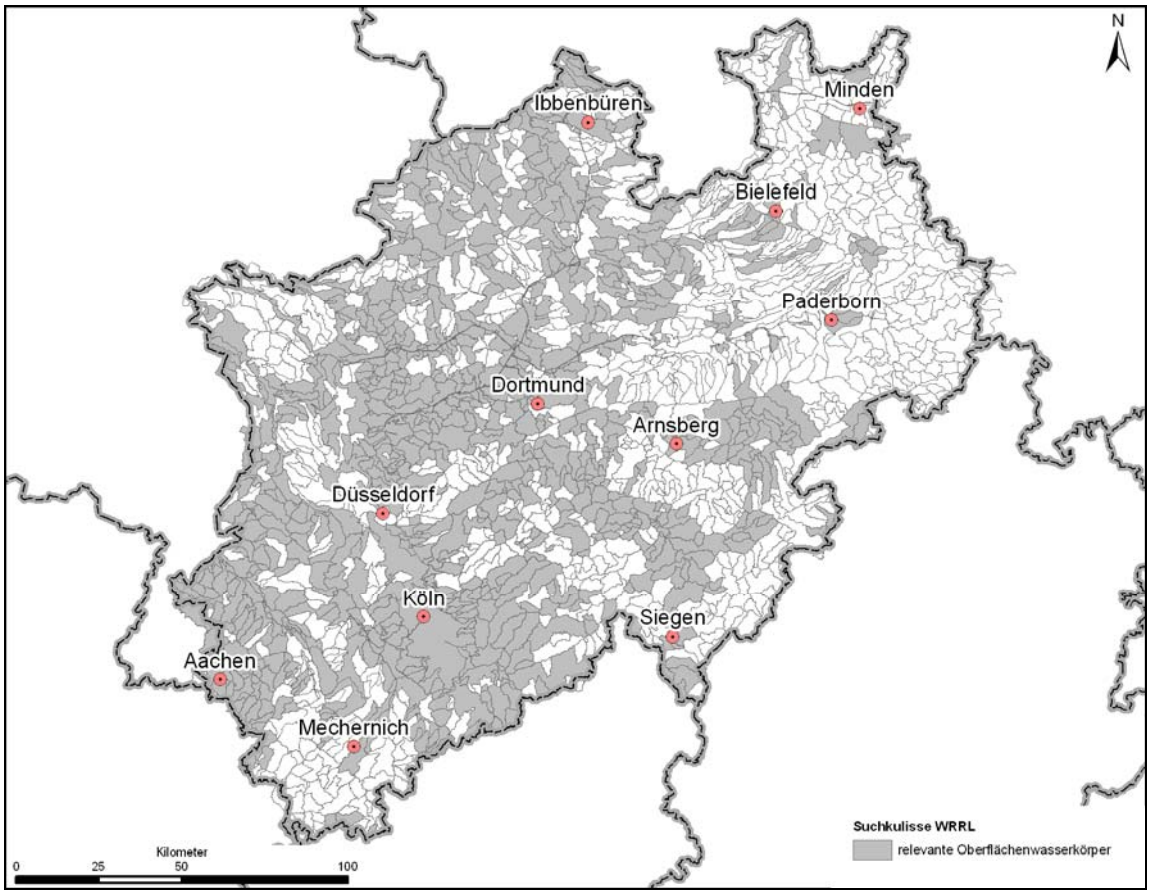


Abb. 3-1: Wasserwirtschaftliche Suchkulisse

3.2 Großraum Erzbergbau und Abgrenzung der Erzreviere

Der "Großraum Erzbergbau" (siehe Anlage 1.1) umfasst mit einer Gesamtfläche von rd. 14.000 km² die Ausbissbereiche des präkretazischen Grundgebirges (ohne das flözführende Oberkarbon) im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges (Eifel, Bergisches Land, Sauerland) sowie im Bereich des Niedersächsischen Berglands (Eggegebirge, Teutoburger Wald, Lipper Bergland).

Das Rheinische Schiefergebirge ist gekennzeichnet durch flächenhaft verbreitete Gangerzlagerstätten, während im Bereich des Niedersächsischen Berglands lokal deutlicher abzugrenzende, schichtgebundene Lagerstätten dominieren.

Innerhalb des primären Suchraums "Großraum Erzbergbau" wurden Erzreviere als Schwerpunkte des Erzbergbaus abgegrenzt. Die aus der Bearbeitung resultierenden Erzreviere sind tabellarisch in Anhang 5 sowie in einem

Übersichtsplan in Anlage 1.1 zusammengestellt. Im Rahmen der Bearbeitung wurde eine Abgrenzung der einzelnen Erzreviere nach folgenden Kriterien vorgenommen:

1. Nordeifeler Blei-Zink-Erzbezirk – umfasst die Kalksteinzüge des Mitteldevon bis Unterkarbon am Nordrand der Eifel
   (wesentliche Datenbasis: GK25)
2. Eifeler Trias-Bezirk – umfasst den Verbreitungsbereich der Trias-Ablagerungen im Übergangsbereich zwischen Eifel und Niederrheinischer Bucht ("Triasdreieck", wesentliche Datenbasis: GK25)
3. Eifeler Roteisenstein-Bezirk – umfasst den Verbreitungsbereich der devonischen Kalksteinzüge im Gebiet der "Eifelkalkmulden"
   (wesentliche Datenbasis: GK25)
4. Osteifeler Blei-Zink-Erzbezirk – umfasst als Umhüllende den Hauptverbreitungsbereich von Erzbergwerken im Osteifeler Unterdevon
   (wesentliche Datenbasis: TÖB-Punkte, Verbreitung oberflächennaher Bergbau)
5. Niederrheinischer Eisensteinbezirk – umfasst als Umhüllende den Hauptverbreitungsbereich von Eisenerzbergwerken am Südostrand der Niederrheinischen Bucht; die Erze befanden sich in tertiären Tonen innerhalb der Braunkohle (wesentliche Datenbasis: TÖB, Verbreitung oberflächennaher Bergbau, Literatur)
6. Nordbergischer/Nordsauerländer Blei-Zink-Erzbezirk – umfasst den Verbreitungsbereich der mitteldevonischen bis unterkarbonischen Kalksteine am Südrand des Ruhrreviers im Raum Velbert-Wuppertal-Iserlohn-Arnsberg (wesentliche Datenbasis: GK25)
7. Warstein-Suttroper Roteisensteinbezirk – umfasst den Verbreitungsbereich der mitteldevonischen Kalksteine im Raum Warstein
   (wesentliche Datenbasis: GK25)
8. Briloner Massenkalkzug-Bezirk (Blei/Zink) – umfasst den Verbreitungsbereich der devonischen Massenkalke im Raum Brilon
   (wesentliche Datenbasis: GK25)
9. Briloner Roteisensteinbezirk – umfasst den Verbreitungsbereich der Hauptgrünsteinzüge südlich von Brilon
   (wesentliche Datenbasis: GK25, TÖB, Verbreitung oberflächennaher Bergbau)
10. Stadtberge-Niedermarsberg-Kupferschiefer-Bezirk – umfasst den Verbreitungsbereich der Zechsteinschichten an der Geländeoberfläche und der bergbaulichen Hinterlassenschaften im Raum Marsberg
    (wesentliche Datenbasis: GK25, TÖB, Verbreitung oberflächennaher Bergbau)

11. Ramsbecker Erzbezirk – umfasst die Umhüllende der Hauptabbaubereiche auf den Ramsbecker Blei-Zink-Erz-Gangzügen
(wesentliche Datenbasis: TÖB, Verbreitung oberflächennaher Bergbau; Erzrevier GD NRW)
12. Siedlingshauser Eisensteinbezirk – umfasst die Umhüllende der Hauptabbaubereiche von Brauneisensteinen in devonischen Schiefern südlich von Siedlinghausen
(wesentliche Datenbasis: TÖB, Verbreitung oberflächennaher Bergbau, GK25)
13. Meggener Schwefelkiesbezirk – umfasst die Umhüllende der Meggener Blei-Zink-Lager in Mitteldevonischen Schiefern und Kalken bei Lennestadt einschließlich der Flächen von Spülteichen und Halden
(wesentliche Datenbasis: GK25, TÖB, Verbreitung oberflächennaher Bergbau, Erzrevier GD NRW)
14. Eisensteinbezirk Paffrather Kalkmulde – umfasst den Verbreitungsbereich der devonischen Massenkalke in der Paffrather Mulde
(wesentliche Datenbasis: GK25, TÖB, oberflächennaher Bergbau)
15. Bensberger Erzbezirk – umfasst die Schwerpunkte des Erzbergbaus im Zentrum der Blei-Zink-Gangvererzungen in den Schichten des Unterdevons zwischen Bensberg, Lohmar, Much und Engelskirchen
(wesentliche Datenbasis: GK25, TÖB, oberflächennaher Bergbau)
16. Olpener Erzbezirk – umfasst eine Gangerzzone am N-Rand des Spateisenbezirks Siegerland-Wied, die durch vererzungsarme Zonen im Süden gegen den Siegener Spateisenbezirk und im Osten gegen den Müsener Erzbezirk abgegrenzt ist
(wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25, Erzrevier GD NRW)
17. Müsener Erzbezirk – umfasst eine Gangerzzone am N-Rand des Spateisenbezirks Siegerland-Wied, die durch vererzungsarme Zonen im Süden gegen den Siegener Spateisenbezirk und im Westen gegen den Olpener Erzbezirk abgegrenzt ist
(wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25, Erzrevier GD NRW)
18. Kohlberg-Morsbacher-Erzbezirk – umfasst eine unregelmäßige Gangerzzone am NW-Rand des Spateisenbezirks Siegerland-Wied, im Bereich Morsbach, die sich nach Süden in den Wissener Raum (Rheinland-Pfalz) fortsetzt
(wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, Erzrevier GD NRW)
19. Siegener Spateisensteinbezirk – umfasst die Gangerzzone im Bereich des Siegener Hauptsattels (Siegener Hauptüberschiebung) zwischen Siegen und der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz (Betzdorf)
(wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25, Erzrevier GD NRW)

20. Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk – umfasst vereinzelte Gangerzzonen an der Grenze zu Rheinland-Pfalz, die durch eine vererzungsarme Zone im Nordwesten gegen den Siegener Spateisenbezirk abgegrenzt ist
    (wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25, Erzrevier GD NRW)
21. Schafberger Permbezirk – umfasst die Eisen- und Buntmetallvererzungen entlang der Zechsteinrandstaffeln der Ibbenbürener Karbonscholle am östlichen Rand des Schafberges bei Ibbenbüren
    (wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25)
22. Nordwestlicher Jurabezirk – umfasst die überwiegend flözartige Verbreitung von Eisenerzen in jurassischen Ton- und Kalksteinen entlang des Wiehengebirges bei Minden sowie zwischen Rödinghausen und Klosterbauerschaft
    (wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25, Erzrevier GD NRW)
23. Egge-Jura-Kreide-Bezirk – umfasst im Wesentlichen Brauneisensteinvererzungen in kretazischen und jurassischen Ton- und Kalksteinen entlang des Eggegebirges etwa zwischen Altenbeken im Norden und Scherfede im Süden
    (wesentliche Datenbasis: TÖB, oberflächennaher Bergbau, GK25)

Die so abgegrenzten 23 Erzreviere umfassen die Schwerpunktbereiche des Erzbergbaus in NRW. Die Charakteristika der einzelnen Erzreviere sind in Reviersteckbriefen zusammengestellt (siehe Anlage 3).

3.3 Potenziell betroffene Kreise

Die im Rahmen der Bearbeitung zu berücksichtigenden Kreise wurden anhand einer Verschneidung der Flächen des primären Suchraums "Großraum Erzbergbau" gemäß Abschnitt 3.2, der Erzreviere sowie der "relevanten Oberflächenwasserkörper" gemäß Abschnitt 3.1 ermittelt (siehe Anlage 1.1).

Im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges wurden aufgrund des weiträumig versprengten Erzbergbaus grundsätzlich alle Kreise innerhalb des primären Suchraums "Großraum Erzbergbau", auch diejenigen außerhalb der Erzreviere, als "potenziell betroffene" Kreise in diese weitere Bearbeitung (u. a. "Kreisabfrage") einbezogen.

Im Bereich des Niedersächsischen Berglands wurden demgegenüber nur diejenigen Kreise als "potenziell betroffen" ausgewiesen, die im Bereich eines Erzreviers liegen. Der Erzbezirk Nr. 23 – Egge-Jura-Kreide-Bezirk – wurde dabei als nicht relevant gewertet, da im Bereich dieses Erzreviers kein "relevanter Oberflächenwasserkörper" ausgewiesen ist und somit keine

Hinweise auf signifikante Gewässerbelastungen durch Erzbergbau vorhanden waren (siehe Anlage 2).

Derart wurden 19 "potenziell betroffene" Kreise ausgewiesen, die im Rahmen der "Kreisabfrage" berücksichtigt wurden (siehe Abschnitt 2.4.1). Die Kreise sind lagemäßig in Anlage 1.3 dargestellt und tabellarisch zusammen mit betreffenden Erzrevieren in Anhang 5 aufgeführt.

3.4 Potenziell signifikante Belastungsquellen (Verdachtspunkte)

Für die Detailrecherche nach konkreten Verdachtspunkten wurde zunächst die Hauptsuchkulisse der Erzreviere auf diejenigen Erzreviere reduziert, in denen aufgrund der Lagerstättenverhältnisse mit signifikanten Schwermetallausträgen zu rechnen ist. So wurden die drei Blei-Zink-Erzreviere in Kalksteinformationen und weitere 11 Erzreviere, in denen im Wesentlichen Eisenerz abgebaut wurde, aus der Hauptsuchkulisse (Erzreviere mit "signifikantem Schwermetallbelastungspotenzial") herausgenommen (siehe Anhang 5).

Andererseits ist auch außerhalb der Erzreviere, insbesondere im Rechtsrheinischen Schiefergebirge (z. B. Aggertal, Siegtal) an vielen weiteren Stellen in unterschiedlichem Umfang Erzbergbau betrieben worden. Diese Bereiche wurden daher bei der weiteren Bearbeitung (Ermittlung von Verdachtspunkten) grundsätzlich mit betrachtet, wenn aus der Gewässerbestandsaufnahme Hinweise auf möglicherweise bergbaulich bedingte Schwermetallbelastungen vorlagen ("relevante Oberflächengewässer").

Für die Abstimmung mit den Kreisen wurden in einem ersten umfangreichen Rechercheschritt insgesamt 66 Verdachtspunkte ermittelt (siehe Anlage 1.2). Bei 54 dieser Verdachtspunkte handelte es sich um Stollenmundlöcher, für die in der Literatur oder im Internet Hinweise auf Wasseraustritte vorlagen, sowie um ehemalige Spülteiche. Weiterhin wurden – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – insgesamt 12 Wassergewinnungsanlagen in Bergwerken recherchiert. Die ehemalige/aktuelle Trinkwassergewinnung wurde aufgrund der neutralen Grubenwässer zunächst als Hinweis auf ein geringes Schwermetallbelastungspotenzial der entsprechenden Erzgruben in den jeweiligen Erzrevieren gewertet. Andererseits sind in noch in Betrieb befindlichen Wassergewinnungsbereichen keine signifikanten Wasseraustritte aus der entsprechenden Grube in Gewässer zu erwarten. Falls Daten vorlagen, wurden diese bei der Bewertung berücksichtigt.

Im Rahmen der Abstimmungen mit den Kreisen wurden die Verdachtspunkte im Wesentlichen bestätigt. Von Seiten der Kreise sowie im Rahmen der weiteren Bearbeitung ergaben sich einige zusätzliche Verdachtspunkte, die in die Bearbeitung mit aufgenommen wurden. So wurden z. B. durch den Kreis Soest allein sechs zusätzliche Verdachtspunkte gemeldet.

Im Rahmen der weiteren Bearbeitung wurden so aus bergbaulicher Sicht insgesamt 84 Verdachtspunkte zusammengestellt, für die eine weitergehende Signifikanzbewertung im Hinblick auf Gewässerbelastungen erforderlich war (siehe Anlage 1.4 und Anhang 6). Bei 11 dieser Verdachtspunkte handelt es sich um Wassergewinnungsanlagen in Erzbergwerken (in Betrieb bzw. stillgelegt).

Im Rahmen der Abstimmung mit den Kreisen wurden 33 Verdachtspunkte begangen (siehe Anlage 1.3, Anhang 6),

- für die sich aus der laufenden Bearbeitung heraus der Verdacht auf relevante Schwermetalleinträge ergeben hatte bzw.

- für die nur unzureichend Informationen vorlagen, um eine nähere Signifikanzbewertung vornehmen zu können.

Die Verdachtspunkte lagen anzahlmäßig vor allem im Bensberger und Ramsbecker Erzbezirk sowie außerhalb der Erzbezirke im Rechtsrheinischen Schiefergebirge bzw. in den Kreisgebieten von Rheinisch-Bergischem Kreis (14), Oberbergischem Kreis (14) sowie Hochsauerlandkreis (14). Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Stollenmundlöcher mit Wasseraustritten, unmittelbar an Gewässern gelegene Halden und ehemalige Spülteiche.

4 ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN ZU DEN GEWÄSSERÖKOLOGISCHEN AUSWIRKUNGEN VON SCHWERMETALLEINTRÄGEN

4.1 Auswirkungen von Schwermetalleinträgen auf die biologischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos

Nachfolgend werden zusammenfassend die Ergebnisse der Literaturauswertung für die Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos erläutert.

Fische

Schwermetalleinträge in Gewässern haben vielfach mit Literatur belegbare Auswirkungen auf diese biologische Qualitätskomponente.

Die Aufnahme von Schwermetallen erfolgt bei Fischen in erster Linie über die Kiemen und die Nahrungskette. Da in dem natürlichen Ökosystem eines Fließgewässers neben der Wassertemperatur und -härte zum Beispiel auch der pH-Wert und der Gehalt an Huminstoffen Einflüsse auf die Wirksamkeit des jeweiligen Schwermetalls haben, können die Auswirkungen sehr vielfältig und breit streuend sein.

Aus der Genetik bekannt, hat sich der Zebrafisch (*Danio rerio*) auch als Modellorganismus bei der Untersuchung von Schwermetallauswirkungen bewährt. Vorteile bieten sich vor allem bei der Betrachtung der Embryonen, welche sich vollständig außerhalb der Mutter entwickeln und durchsichtig sind. Zusätzlich sind alle Zellen bis in frühe Larvenstadien sichtbar. So konnten beispielsweise HALLARE et al. 2005 die Bioakkumulation von Schwermetallen in vitro in den Embryonen von *D. rerio* nachweisen.

Auswirkungen Einzelmetalle betreffend zeigten sich nach der Aufnahme von Cadmium durch *D. rerio*. Die beobachteten toxischen Effekte betrafen neben Wassereinlagerungen im Herzen auch Verzögerungen beim Schlupf der Larven (FRAYSSE et al. 2006). Die Cadmium-Exposition von Eiern von *Salvelinus fontinalis* (Bachsaibling) führte zu einer erhöhten Mortalität bei den geschlüpften Larven. Auch Nickel verursacht signifikante Rückgänge bei Schlupf- und Bruterfolgen (SCHEIL & KÖHLER 2009). Durch erhöhte Kupfer-Konzentrationen konnten zudem neurotoxische Schädigungen (HERNANDEZ et al. 2006) und Leberschäden an *D. rerio* nachgewiesen werden (PARIS-PALACIOS et al. 2000).

Blei akkumuliert sich (schriftliche Mitteilung GUHL, LANUV FB 32 2011) hauptsächlich über die Nahrungsaufnahme der Fische und beeinträchtigt im Wesentlichen den Enzymhaushalt (Hämatologie und Neurophysiologie), eventuell auch die Chloridregulation (nachgewiesen an der Regenbogenforelle).

Zusammenfassend können Belastungen mit Schwermetallen vielfältige und nur selten direkt auf das Freiland übertragbare Auswirkungen auf Fische zeigen. Häufiger zeigen die jeweiligen Fischarten sekundäre Ausprägungen in frühen Entwicklungsstadien, z. B. durch eine Beeinträchtigung der Ionenregulierung, oder bei Betrachtung der Reproduktionszyklen bzw. Immunreaktionen. Diese können sich zudem mit anderen Schädigungen der Membranstrukturen, Enzymsysteme und Sinnesorgane (verursacht z. B. durch Hälterung der Fische bei hohen Quecksilberkonzentrationen) akkumulieren und verschiedenste Merkmalsausprägungen annehmen.

Makrozoobenthos (MZB)

Aufgrund ihrer überwiegend benthischen Lebensweise sind von Schwermetallen neben den Filtrierern besonders Detritivore und im Sediment lebende Organismen betroffen (BARTZKE et al. 2010).

Die Aufnahme von Schwermetallen durch das MZB kann ebenfalls über Ionen-Kanäle und Poren sowie über die Nahrungsaufnahme und über die Kiemen erfolgen. Entsprechend finden sich die meisten Nachweise der Schwermetalle im MZB in den Tracheen-Kiemen und im Darm der Organismen (SAOUTER et al. 1991). Nach GUHL (LANUV FB 32 2011) akkumulieren sich z. B. Bleiverbindungen nachweislich innerhalb der benthischen Invertebraten-Biomasse.

DIAMANT 2008 untersuchte die direkte Anreicherung von Schwermetallen aus der in vitro gegebenen abiotischen Umwelt (Wasser oder Sediment) in Chironomiden und Oligochaeten. Die betrachteten Organismen zeigten unterschiedliche Biokonzentrationen, wobei sich Blei, Kupfer, Cadmium und Zink am stärksten anreicherten. Bei dieser Studie wurden artspezifische Unterschiede nachgewiesen.

Weitere Bioakkumulationsexperimente wurden von LEE et al. 2000 in vitro an Muscheln durchgeführt. Er wies somit die Akkumulation von Cadmium, Nickel und Zink in der filtrierenden Muschel *Potamocorbula amurensis* und der fakultativ auch detritivoren Muschel *Macoma balthica* nach.

Trotz vieler biochemisch und toxikologisch motivierter Arbeiten gibt es bisher nur sehr wenige experimentelle Befunde zu den physiologischen Wirkungen von Schwermetallen und deren Einfluss auf die Fitness der Makrozoobenthosorganismen (BFG KOBLENZ 2008).

Bei ausführlichen in vivo-Untersuchungen der Biomasseverteilung von Chironomiden in schwermetallkontaminierten Fließgewässern verglichen mit unbelasteten Vergleichsprobestellen wies HUBMANN 1993 einen deutlichen Anstieg der Biomasse nach. Die Biomasse sämtlicher anderer Großgruppen nahm dagegen drastisch ab. Als mögliche Erklärung sah er den geringeren „Konkurrenzdruck“ durch die verringerte Anzahl an Räubern und somit ein größeres Nahrungsangebot für die von HUBMANN 1993 als verschmutzungstolerant eingestuften Chironomidenarten. Andere Großgruppen (vor allem Ephemeroptera, Trichoptera und Plecoptera) gingen bei diesen Untersuchungen möglicherweise durch die Schwermetallbelastung stark zurück.

Zusammenfassend zog HUBMANN 1993 aus dieser Studie den Schluss, dass sich die Veränderungen des prozentualen Anteils der Großgruppen und Taxa an der Gesamtabundanz einer Biozönose auf schwermetallbedingte Ursachen zurückführen ließen. HUBMANN 1993 charakterisiert den Einfluss von erhöhten Schwermetallfrachten auf das MZB in Fließgewässern mit der Reduktion der Biomasse (bis ca. 50 %), der Abnahme der Taxazahl bzw. der Diversität (40 – 60 %), der Zunahme des Chironomiden-Anteils an der Gesamtabundanz (etwa 25 %) und nur geringen Veränderungen im Oligochaeten- und Dipterenbestand sowie einer nur geringfügigen Veränderung der Gesamtindividuendichte. Nur bei zusätzlichem hohem Schwebstoffgehalt war eine starke Individuenabnahme zu verzeichnen.

In sehr stark mit Schwermetallen belasteten Sedimenten wiesen OEHLMANN et al. 2003 in weiteren Untersuchungen auch in der Familie der Chironomiden erhöhte Mortalitätsraten nach. Diese Ergebnisse ließen sich im Einzelnen negativ mit den Metallen Ag, As, Cd, Cu, Pb, Tl und Zn korrelieren.

Allgemeinere Ergebnisse erzielten die Untersuchungen von BASS et al. 2008, indem er im Freiland schwermetallbedingte Rückgänge der Artenzahlen innerhalb der Zusammensetzung des Makrozoobenthos nachweisen konnte.

SIMIC et al. 2002 postulierten eine nachweisbare Toleranz von Hydropsychidae (Trichoptera) gegenüber ansteigenden Belastungen mit Schwermetallen und untersuchte zusätzliche Beeinträchtigungen durch driftende Partikel aus Bergwerken. Zusammenhänge konnten dabei jedoch nicht nachgewiesen werden. Ähnliche Toleranzen gegenüber ansteigenden Schwermetallbelastungen erzielte SIMIC et al. 2002 für Athericidae (Diptera).

Hinsichtlich der Sensitivität in Bezug auf Schwermetalle reagieren Bachflohkrebse nach HOWELL 1985 am empfindlichsten von allen untersuchten Taxa auf eine Verunreinigung mit Cadmium und Zink. Auch GELLERT (schriftliche Mitteilung, LANUV FB 54 2009) führt den Rückgang bzw. Ausfall von Gammariden bei Untersuchungen in Hachener Bach, Kickenbach und Lenne auf eine erhöhte Zinkbelastung zurück.

Weithin bekannt sind die Anzeichen einer längeren Schadstoffbelastung nachgewiesen anhand von Deformationen. Diese betreffen in erster Linie Missbildungen der Mundwerkzeuge bei Chironomidenlarven und sind anhand von Freilandkorrelationen und Laborversuchen von GERHARDT 2006 mit Schwermetallen in Verbindung gebracht worden. Eine Quantifizierung anhand des prozentualen Anteils an Mundwerkzeug-Deformationen in über 45 verschiedenen Chironomidengattungen an der Gesamtlarvenzahl (oder der durchschnittlichen Deformitätsintensität pro Larve) lässt dabei die Erstellung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung zu. Dieses Modell erweist sich jedoch als wenig praktikabel und ist daher schlecht anwendbar.

Zusammenfassend lassen die Erkenntnisse aus der Literatur wechselnde Rückschlüsse für eine Einordnung von Taxa in Gruppen eher schwermetallsensitiver (möglicherweise Ephemeropteren, Plecopteren, Gammariden) bzw. tendenziell schwermetalltoleranter Organismen (möglicherweise Oligochaeten, Dipteren) zu.

In Tabelle 4-1 ist anhand von ausgewählten Beispielen zu erkennen, dass die notwendigen Belastungen zur Erreichung signifikanter Einflüsse auf die Organismen sehr viel höher als die zu berücksichtigenden chemischen Grenz- und Orientierungswerte liegen. Der dabei verwendete LC50-Wert bestimmt die mittlere letale Dosis (LD50) eines Stoffes. Dieser Wert ist die statistisch aus Dosis-Wirkungsbeziehungen ermittelte Dosis einer Substanz, die bei 50 % der behandelten Versuchstiere den Tod verursacht.

Eine Zusammenstellung von Literatur hinsichtlich der Auswirkungen von Schwermetallen auf die Biologischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos befindet sich in Anhang 1.

Tab. 4-1: Zusammenstellung von LC50-Werten aus der Literatur für ausgewählte Makroinvertebraten für Belastungen mit den Metallen Cu, Cd, Zn, Pb, Ni

	Cu	**Cd**	**Zn**	**Pb**	**Ni**
Grenz- und Orientierungswerte [µg/l]	4,0	0,25	14,0	7,2	20
Ephemeroptera					
Baetis rhodani (LC50) [µg/l] [1]		$7*10^2$			
Ephemerella ignita (LC50) [µg/l] [1]		$12*10^3$			
Ephemerella grandis (LC50) [µg/l] [2]	$0,2*10^3$		> $9,2*10^3$	$3,5*10^3$	
Ephemerella subvaria LC50) [µg/l] bei 44 mg/l $CaCO_3$ [6]	$3,2*10^3$				
Plecoptera					
Pteronarcys california (LC50) [µg/l] [2]	$10*10^3$ - $14*10^3$		$14*10^3$	> $19*10^3$	
Acroneuria lycorias (LC50) [µg/l] bei 44 mg/l $CaCO_3$ [6]	$8,3*10^3$				
Dinocras cephalotes (LC50) [µg/l] [1]		$560*10^3$			

	Cu	Cd	Zn	Pb	Ni
Grenz- und Orientierungswerte [µg/l]	4,0	0,25	14,0	7,2	20
Crustacea					
Gammarus pulex (LC50) [µg/l] [1, 3, 4]	$1,5*10^3$	$0,3*10^2$	$1*10^3$		
Gammarus pseudolimnaeus (LC50) [µg/l] bei 45 mg/l $CaCO_3$ [6]	$0,2*10^2$				
Asellus aquaticus (LC50) [µg/l] [5]					$435*10^3$
Crangonyx pseudogracilis (LC50) [µg/l] [5]					$252*10^3$
Diptera					
Chironomus spec. (LC50) [µg/l] [5]					$79*10^3$ - $169*10^3$
Gastropoda					
Juga plicifera (LC50) [µg/l] [5]					$350*10^3$
Campeloma decisum (LC50) [µg/l] bei 45 mg/l $CaCO_3$ [6]	$1,7*10^3$				
Physa integra (LC50) [µg/l] bei 45 mg/l $CaCO_3$ [6]	$0,39*10^2$				
Goniobasis livescens (LC50) [µg/l] bei 150 mg/l $CaCO_3$ [6]	$8,6*10^2$				
Lymnaea emarginata (LC50) [µg/l] bei 150 mg/l $CaCO_3$ [6]	$3,0*10^2$				
Trichoptera					
Clistoronia magnificans keine Beendigung des Lebenszyklus [5]					$2,5*10^2$
Hydropsyche betteni (LC50) [µg/l] bei 46 mg/l $CaCO_3$ [6]	$32*10^3$				
Oligochaeta					
Limnodrilus hoffmeisteri (LC50) [µg/l] bei 100 mg/l $CaCO_3$ [6]	$1*10^2$				

[1] = BROWN & PASCOE 1988, [2] = NEHRING 1976, [3] = HOWELL 1985, [4] = GÜVEN et al. 1999, [5] = STOKES 1988, [6] = MANCE et al. 1984

4.2 NRW-weite Analyse der Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf die Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL anhand des Makrozoobenthos

Zunächst wurde geprüft, ob sich eine Schwermetallbelastung innerhalb eines OFWK in der Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos gemäß WRRL niederschlägt.

Ein Vergleich der Bewertungen der zur Verfügung stehenden landesweiten MZB-Probenahmen aus der GÜS-Datenbank mit „sehr guter“ und „guter“ Saprobie in schwermetallbelasteten und -unbelasteten Wasserkörpern hinsichtlich der Allgemeinen Degradation ist in Abbildung 4-1 dargestellt. Der Vergleich erfolgte im ersten Schritt auf einer groben Betrachtungsebene, um großräumige Belastungsmuster identifizieren zu können. Eine Unterschei-

dung in Bezug auf die verschiedenen Fließgewässertypen in NRW und die Art der Schwermetallbelastung erfolgte an dieser Stelle nicht.

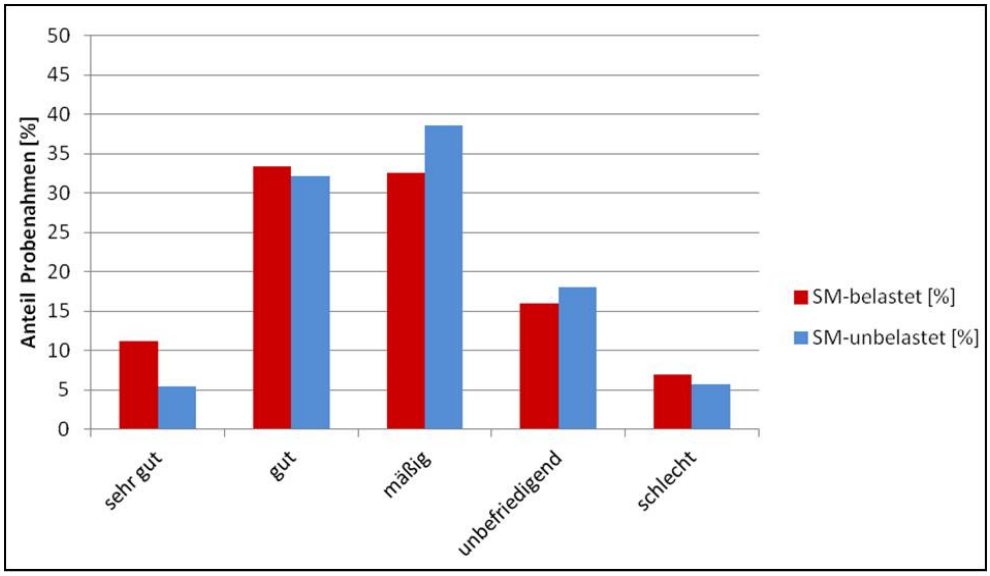


Abb. 4-1: Bewertung der Allgemeinen Degradation in schwermetallbelasteten und -unbelasteten Oberflächenwasserkörpern in NRW bei „sehr guter“ und „guter“ Saprobie (Datengrundlage GÜS-Datenbank, n belastet = 695, n unbelastet = 876)

Wie in Abbildung 4-1 zu sehen ist, zeigen sich Auswirkungen einer Schwermetallbelastung auf der Bewertungsebene der Allgemeinen Degradation im landesweiten Vergleich von schwermetallbelasteten und -unbelasteten Wasserkörpern nicht. Die prozentuale Verteilung der MZB-Probenahmen über die fünf Bewertungsklassen ist in den belasteten und unbelasteten Wasserkörpern sehr ähnlich. Die größten Abweichungen bestehen in den Bewertungsklassen „sehr gut“ und „mäßig“. Hinsichtlich der Allgemeinen Degradation entfällt der „sehr gute“ Zustand auf etwa doppelt so viele Probenahmen in schwermetallbelasteten wie in -unbelasteten Wasserkörpern. Dies könnte dem Umstand geschuldet sein, dass sich die schwermetallbelasteten OFWK überwiegend in Mittelgebirgsregionen befinden, die tendenziell strukturell weniger beeinträchtigt sind als solche im Tiefland. Somit ist in der Allgemeinen Degradation, die vorwiegend auf strukturelle Degradationen auf Habitat- und Einzugsgebietsebene reagiert, für diese Wasserkörper eine bessere Bewertung zu erwarten.

Im Mittelgebirge ist am häufigsten der LAWA-Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) von einer Schwermetall-Belastung betroffen. Daher erfolgte in einem zweiten Schritt ein Vergleich der Bewertungen der zur Verfügung stehenden MZB-Probenahmen aus der GÜS-Datenbank mit „sehr guter“ und „guter“ Saprobie in schwermetallbe-

lasteten und -unbelasteten Wasserkörpern des LAWA-Fließgewässertyps 5 hinsichtlich der Allgemeinen Degradation (Abbildung 4-2).

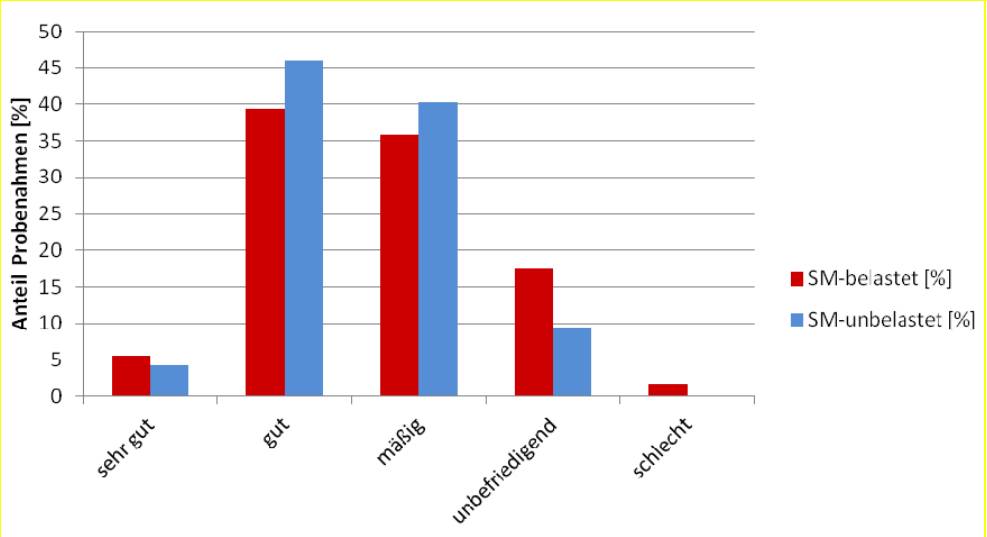


Abb. 4-2: Bewertung der Allgemeinen Degradation in schwermetallbelasteten und -unbelasteten Oberflächenwasserkörpern des LAWA-Fließgewässertyps 5 bei „sehr guter“ und „guter“ Saprobie (Datengrundlage GÜS-Datenbank, n belastet = 234, n unbelastet = 395)

Auch bei Verkleinerung der Betrachtungsebene durch die Eingrenzung auf einen Fließgewässertyp lässt sich kein Zusammenhang zwischen den Bewertungsergebnissen der Allgemeinen Degradation und einer Belastung mit Schwermetallen erkennen.

Anhand der Bewertung der Allgemeinen Degradation eines OFWK lassen sich demnach keine Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf die Makrozoobenthoszönose erkennen.

Zur weiteren Verkleinerung der Betrachtungsebene wurde geprüft, ob Zusammenhänge zwischen einer steigenden Metallbelastung und dem prozentualen Vorkommen ausgewählter taxonomischer Gruppen des Makrozoobenthos bestehen. Die Auswertung erfolgte für die in den OFWK NRWs am häufigsten nachgewiesenen Metalle Kupfer, Zink und Cadmium (alle gelöst) in allen Fließgewässertypen in NRW, in Flüssen im Mittelgebirge, in Bächen im Mittelgebirge und speziell im Fließgewässertyp 5. Als taxonomische Gruppen des Makrozoobenthos wurden die Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren sowie die Gastropoden, Crustaceen und Dipteren für die Betrachtung ausgewählt.

Die Tabelle 4.2 zeigt die Berechnungsergebnisse der Spearman-Rang-Korrelation. Auf Grundlage der vorhandenen Daten zeigten sich signifikant negative Zusammenhänge zwischen einer steigenden Cu- und Zn-Belastung und der Taxazahl. Auch der Zusammenhang zwischen steigender Cu- und Zn-Belastung und dem Anteil der Trichopteren ist signifikant negativ.

Signifikant positive Zusammenhänge zeigten sich zwischen einer steigenden Cd-Belastung und den Anteilen der Plecopteren und der EPT-Taxa, während die Crustaceen signifikant negativ auf eine steigende Cadmium-Belastung reagierten.

Zwischen den Dipteren und einer steigenden Cu-, Zn- oder Cd-Belastung konnte kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden. Zwischen dem für Mittelgebirgsbäche WRRL-bewertungsrelevanten Anteil der EPT-Taxa und einer steigenden Cu- und Zn-Belastung bestehen keine signifikanten Zusammenhänge. Auf eine steigende Cd-Belastung reagiert der Anteil der EPT-Taxa in den Mittelgebirgsbächen signifikant positiv.

Korrelationen mit signifikantem Ausgang liegt teilweise die Problematik von zu geringen Stichprobenumfängen bei hohen Belastungen innerhalb eines Fließgewässers zugrunde. Diese Ergebnisse deuten auf den weiteren Forschungsbedarf hinsichtlich einzelner taxonomischer Gruppen und deren Wechselwirkungen insbesondere mit hohen Schwermetallbelastungen innerhalb des Gewässers hin.

Tab. 4-2: Ergebnisse der Spearman-Rang-Korrelation
(bei p < 0,05 (in den meisten Fällen < 0,01 oder < 0,001))
[MG: Mittelgebirge, n: Stichprobenumfang]

Taxazahl/ tax. Gruppe	Datengrund-lage (GÜS)	Kupfer (gelöst)	n Kupfer (gelöst)	Zink (gelöst)	n Zink (gelöst)	Cadmium (gelöst)	n Cadmium (gelöst)
Taxazahl	NRW gesamt	**-0,258*** **	525	**-0,182*** **	535	0,059	531
	Flüsse MG	**-0,417** **	50	-0,048	49	-0,264	51
	Bäche MG	**-0,230*** **	287	**-0,202** **	295	-0,012	296
	LAWA-Typ 5	**-0,342*** **	225	**-0,403*** **	230	**-0,140** *	231
Ephemeroptera	NRW gesamt	**-0,226*** **	500	**0,128** **	509	0,053	507
	Flüsse MG	0,024	50	-0,115	49	-0,264	51
	Bäche MG	-0,031	283	-0,112	290	0,015	292
	LAWA-Typ 5	-0,069	222	**-0,180** **	227	-0,042	228
Plecoptera	NRW gesamt	-0,026	302	0,071	305	**0,267*** **	308
	Flüsse MG	-0,267	38	0,148	37	0,298	39
	Bäche MG	0,406	239	**0,158** *	243	**0,309*** **	244
	LAWA-Typ 5	0,093	204	0,133	208	**0,279*** **	209
Trichoptera	NRW gesamt	**-0,115** *	502	**-0,155** **	511	0,044	508
	Flüsse MG	0,006	50	**-0,351** *	49	-0,162	51
	Bäche MG	**-0,215** **	285	**-0,223** **	292	0,026	294
	LAWA-Typ 5	**-0,269*** **	224	**-0,261*** **	229	0,015	230
EPT	NRW gesamt	**-0,209*** **	520	**0,091** *	529	**0,170*** **	525
	Flüsse MG	-0,020	50	-0,103	49	-0,184	51
	Bäche MG	-0,022	287	-0,019	294	**0,228*** **	295
	LAWA-Typ 5	-0,049	224	-0,070	229	**0,199** **	230
Gastropoda	NRW gesamt	**0,219*** **	346	0,028	355	-0,079	348
	Flüsse MG	0,019	37	-0,018	37	-0,104	38
	Bäche MG	0,011	167	-0,051	171	0,045	169
	LAWA-Typ 5	0,019	134	0,018	135	0,092	135
Crustacea	NRW gesamt	**0,126*** **	480	**0,145** **	488	**-0,111** *	485
	Flüsse MG	0,025	42	-0,399*	41	**-0,322** *	43
	Bäche MG	0,048	257	0,150	262	**-0,136** *	264
	LAWA-Typ 5	0,066	201	**0,213** **	204	-0,102	205
Diptera	NRW gesamt	0,016	519	0,003	529	0,017	525
	Flüsse MG	0,128	49	0,229	48	0,106	50
	Bäche MG	-0,008	287	-0,008	294	0,613	295
	LAWA-Typ 5	-0,023	224	-0,045	229	-0,064	230

Legende:

signifikant negative Korrelation

signifikant positive Korrelation

Signifikanzniveaus:

* : 0,01 < p < 0,05

** : 0,001 < p < 0,01

*** : p < 0,0001

Auf der Ebene ausgewählter taxonomischer Großgruppen des MZB zeigen sich demzufolge erkennbare Auswirkungen steigender Cu-, Zn- und Cd-Belastungen.

Im Anschluss an diese großgruppenspezifische, landesweite Auswertung wurden in einem weiteren Schritt ausgewählte Verdachtspunkte betrachtet. Da die endgültige Signifikanzbewertung der Verdachtspunkte zu diesem Zeitpunkt noch nicht vorlag, erfolgte eine erste Voreinstufung/Auswahl der Verdachtspunkte hinsichtlich ihrer Signifikanz. In die Auswertung einbezogen wurden Verdachtspunkte, die in einer ersten Einschätzung auf Grundlage der bis dahin verfügbaren Daten in die Klassen „signifikant“, „wahrscheinlich großräumige Signifikanz“ und „wahrscheinlich nur lokale Signifikanz prüfen“ eingestuft wurden. Die Zuordnung von möglichst nahe ober- und unterhalb der Verdachtspunkte liegenden GÜS-Messstellen (siehe Abschnitt 2.4.3), an denen Probenahmen für das Makrozoobenthos vorlagen, befindet sich in Tabelle 4-3.

Tab. 4-3: Zuordnung von ober- und unterstromigen GÜS-Messstellen mit Untersuchungsergebnissen für das Makrozoobenthos zu den ausgewählten Verdachtspunkten

Verdachtspunkt	**Kürzel**	**Messstellen***	
		oberstrom	**unterstrom**
Grube Altwerk, Heinrich-Stollen	AC 1	–	116907
Grube Mausbacher Bleiberg, Halde Beythal	DN 2	151609	151701
Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen	EU 2	139907	140302
Grube Blücher, Blücherstollen	GL 2	–	225708
Grube Blücher, Halden/Klärteiche	GL 3	–	225708
Grube Blücher, Stollen	GL 4	–	225708
Grube Weiß, Sandhalden/Stollen	GL 6	211606	211801
Grube Berzelius, Stollen/Halde	GL 7	–	211606
Grube Ehrenfeld, Tiefer Stollen	GL 8	–	211606
Grube Apfel, Tiefer Stollen	GL 9	–	211606
Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen	GL 10	211709	211801
Grube Lüderich, Grünewaldteiche	GL 11	–	211801
Grube Oskar, Kilianstollen	HSK 1	626405	–
Sedimentationsbecken St. Andreasberg	HSK 4	–	411802
Grube Vereinigter Bastenberg und Dörnberg, Eickhoff-Stollen	HSK 5	686426	–
Grube Alexander, Gustav-Stollen/Halden	HSK 6	412168	412200
Grube Bastenberg, Halden und Stollenmundlöcher	HSK 8	–	686426
Grube Bastenberg, Nagelmacker Stollen	HSK 9	411504	412004
Grube Willibald, Halden/Stollen	HSK 10	–	686426
Grube Castor, Halden/Tiefer Stollen	OBK 3	–	204201
Grube Bliesenbach, Halden/Stollen	OBK 4	–	204171
Grube Silberkaule, Halden/Stollen	OBK 5	–	204171
Grube Meggen, Carolinenglücker Stollen	OE 2	421110	421157

Verdachtspunkt	Kürzel	Messstellen*	
		oberstrom	unterstrom
Grube Meggen, Hachener Spülteich	OE 3	–	–
Grube Glanzenberg – Goldberg II, Spülteiche/Halden/Stollen	OE 5	–	431140
Eisensteinzeche Bautenberg, Tiefer Stollen	SI 1	–	–
Peterszeche, Halden/Stollen	SI 2	–	457670

* Messstellen-/Dateninventar zur Zeit der Gutachtenerstellung. Bei einer Neubewertung sind ggf. zusätzliche Ergebnisse aus dem laufenden WRRL-Monitoring zu berücksichtigen.

Die Zuordnung von ober- und unterstromigen Messstellen war nicht für jeden ausgewählten Verdachtspunkt möglich. In vielen Fällen fehlt eine oberstromige, in zwei Fällen eine unterstromige Messstelle. Weiteren zwei Verdachtspunkten konnte weder eine ober- noch eine unterstromige Messstelle zugeordnet werden. Zudem können Situationen mit Mehrfachbelastungen an einer Messstelle durch mehrere verschiedene Verdachtspunkte auftreten. Die Zuordnung der Auswirkungen zu einer einzelnen Belastungsquelle ist in diesen Fällen nicht möglich.

Um Auswirkungen der vorhandenen Schwermetallbelastungen anhand der Makrozoobenthoszönose für die Verdachtspunkte aufzuzeigen, wurden die ober- und unterstromigen Messstellen hinsichtlich der Taxazahl, der taxonomischen Gruppen Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren und Crustaceen in %-Anteil an der Gesamtzönose, Artenzahl und Abundanz sowie der Bewertungen für die Allgemeine Degradation und für die Saprobie verglichen (Anhang 7). Zudem wurde, wenn möglich, der ökotoxikologische Index nach CAMARGO 1990 berechnet. Beispielhaft werden an dieser Stelle die Messstellen für den Verdachtspunkt Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen (EU 2) am Veybach ausgewertet.

Im Veybach werden die Grenz- und Orientierungswerte für Cadmium, Nickel, Arsen, Kupfer, Zink und Kobalt teilweise weit überschritten. Die Makrozoobenthoszönose reagiert darauf unterhalb der Belastung mit einer deutlichen Verringerung der Taxazahl und dem vollständigen Ausfall der Crustaceen. Der Ausfall oder starke Rückgang von Crustaceen unterhalb von Zink-Belastungsquellen ist aus Literaturquellen teilweise bekannt. Die Allgemeine Degradation und die Saprobie werden oberhalb der Belastung gesichert mit „gut“ bewertet; es bestehen keine Hinweise auf strukturelle Degradationen oder organische Belastungen, die eine Überprägung der Zönose verursachen könnten. Unterhalb der Belastungsquelle sind die Bewertungsergebnisse ungesichert.

Der ökotoxikologische Index nach CAMARGO 1990 berechnet die Abweichung in der Zönose einer belasteten von der einer unbelasteten Messstelle über den Artenfehlbetrag und den Prozentanteil der nicht gemeinsamen Arten. Das Verfahren zeigt allerdings nicht nur spezifische toxische Wirkun-

gen, sondern auch unspezifische Störungen an. Der Index kann jedoch Hinweise auf toxische Auswirkungen geben. Mit einer Abweichung von 59,6 % zwischen ober- und unterstromiger Messstelle zeigt der Veybach eine deutliche Reaktion (Tabelle 4-4).

Tab. 4-4: Beispielhafte Auswertung der Makrozoobenthosdaten an der ober- und unterstromigen Messstelle im Veybach für den Verdachtspunkt Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen (EU 2)

BETROFFENES GEWÄSSER	**Veybach**		
MZB-Messstellen	**OBER-STROM**	139907	
	UNTER-STROM		140302
Taxazahl		40	24
% Arten	**Ephemeroptera**	1,12	2,46
	Plecoptera	0,00	3,70
	Trichoptera	15,17	63,04
	Crustacea	64,47	0,00
Anzahl Arten	**Ephemeroptera**	6	3
	Plecoptera	0	1
	Trichoptera	8	6
	Crustacea	2	0
Abundanz	**Ephemeroptera**	32	12
	Plecoptera	0	18
	Trichoptera	244	307
	Crustacea	1840	0
AD	1 = sehr gut 2 = gut 3 = mäßig 4 = unbefriedigend 5 = schlecht * nicht gesichert	2	3 *
Saprobie	1 = sehr gut 2 = gut 3 = mäßig 4 = unbefriedigend 5 = schlecht * nicht gesichert	2	2*
ökotoxikologischer Index nach CAMARGO (1990) [%]	nur ermittelbar, wenn oberstromige und unterstromige Messstelle vorhanden	59,6	

Anhand dieser Auswertung wurden die ausgewählten Verdachtspunkte in insgesamt vier Klassen eingestuft (siehe auch Abschnitt 2.4.6):

- **Klasse 1: erkennbare Auswirkungen**:
  Auswirkungen des Verdachtspunktes auf Ökologie durch Vergleich Ober-/Unterstrom belegbar;

- **Klasse 2: wahrscheinliche Auswirkungen**:
  Auswirkungen im Unterstrom vorhanden, Schwermetallbelastung ist wahrscheinlich alleiniger Grund;

- **Klasse 3: mögliche Auswirkungen**:
  Auffälligkeiten im Unterstrom sind vorhanden, Schwermetallbelastung ist möglicherweise einer von mehreren Gründen, aber es steht keine geeignete Messstelle zur Verfügung oder der Verdachtspunkt wurde nicht näher untersucht und/oder es besteht noch eine Belastung durch weitere Verdachtspunkte;

- **Klasse 4: nicht erkennbare Auswirkungen**:
  keine erkennbaren Auswirkungen des Verdachtspunktes im Unterstrom.

4.3 Klassifizierung der Verdachtspunkte aufgrund schwermetallbedingter Beeinträchtigungen der Makrozoobenthoszönose

Die Einstufung der ausgewählten Verdachtspunkte aufgrund schwermetallbedingter Beeinträchtigungen befindet sich in Tabelle 4-5.

In die Klasse 1 (erkennbare Auswirkungen) wurde nur der Verdachtspunkt EU2 mit dem Veybach als betroffenem Gewässer eingestuft.

Für die Verdachtspunkte AC 1, OE 3 und SI 2 lagen zum Zeitpunkt der Gutachtenerstellung keine geeigneten Daten oberhalb der Belastungsquelle vor, so dass ein direkter Vergleich zweier Zönosen nicht möglich ist. Die Ausprägung der Makrozoobenthoszönosen in den Gewässern unterhalb der Verdachtspunkte lässt allerdings den Einfluss der Schwermetallbelastung vermuten (Klasse 2).

Die Klasse 4 (nicht erkennbare Auswirkungen) trifft für die Verdachtspunkte DN 2, HSK 6, HSK 9 und OE 2 zu. Die Messstellen oberhalb und unterhalb von DN 2 weisen strukturelle Defizite auf und sind zudem saprobiell belastet, was eine deutliche Überprägung der Makrozoobenthoszönose zur Folge haben kann. Der ökotoxikologische Index nach CAMARGO 1990 zeigt zudem nur eine geringe Abweichung zwischen den Messstellen an. Unterhalb des Verdachtspunktes HSK 6 wurde eine Zunahme der Taxazahl und der Anteile der Plecopteren, Trichopteren und Crustaceen festgestellt. Die Ephemeropteren zeigten eine leichte Abnahme. Auch unterhalb von HSK 9

liegt eine leichte Zunahme der Taxazahl vor. An beiden zugehörigen Messstellen des Verdachtspunktes OE 2 sind die Taxazahlen auffallend gering und die Bewertung der Allgemeinen Degradation ist ebenfalls in beiden Fällen nicht gesichert. Da sich die Messstellen innerhalb einer Ortslage befinden, ist eine Überprägung der Zönose durch strukturelle Gegebenheiten möglich.

Die verbleibenden Verdachtspunkte wurden in die Klasse 3 „mögliche Auswirkungen“ eingestuft, da entweder keine Messstelle vorhanden war bzw. nicht untersucht wurde oder eine zusätzliche Belastung durch (einen) weitere(n) Verdachtspunkt(e) als möglich angesehen wird. Eine Einschätzung einer potenziellen schwermetallbedingten Beeinträchtigung durch einen einzelnen Verdachtspunkt ist in diesen Fällen nicht möglich.

Tab. 4-5: Ergebnisse der Klassifizierung der ausgewählten Verdachtspunkte aufgrund schwermetallbedingter Beeinträchtigungen der Makrozoobenthoszönose

Verdachtspunkt	Kürzel	Klassifizierung/Kürzel	
Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen	EU 2	erkennbare Auswirkungen	1
Grube Altwerk, Stollenmundloch	AC 1	wahrscheinliche Auswirkungen	2
Grube Goldberg, Halden, Stollenmundloch	OE 5	wahrscheinliche Auswirkungen	2
Peterszeche, Stollen und Halden (eisenhaltiges Wasser)	SI 2	wahrscheinliche Auswirkungen	2
Grube Mausbacher Bleiberg, Halde Beythal	DN 2	nicht erkennbare Auswirkungen	4
Ramsbeck, Grube Alexander, Gustav-Stollen	HSK 6	nicht erkennbare Auswirkungen	4
Ramsbeck, Grube Vereinigter Bastenberg und Dörnberg; Stollenmundloch, Nagelmacker Stollen, Brabecke	HSK 9	nicht erkennbare Auswirkungen	4
Grube Meggen, Carolinenglücker Stollen (Grubenwasseraufbereitung)	OE 2	nicht erkennbare Auswirkungen	4
Ramsbeck, Besucherbergwerk	HSK 5	keine Messstelle/nicht untersucht	3
Niedermarsberg, Kilianstollen	HSK 1	keine Messstelle/nicht untersucht	3
Grube Meggen, Hachener Spülteich	OE 3	keine Messstelle/nicht untersucht*	3
Eisensteinzeche Bautenberg, Tiefer Stollen	SI 1	keine Messstelle/nicht untersucht	3
Ramsbeck, Spülteiche Silbersee St. Andreasberg (Maßnahmen Sachtleben)	HSK 4	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Ramsbeck, Grube Vereinigter Bastenberg und Dörnberg; Halden/Stollenmundloch, Barbecke	HSK 8	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Ramsbeck, Grube Willibald	HSK 10	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Bliesenbach, Tiefer Stollen, Halden	OBK 4	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Castor, Tiefer Stollen (Wasserzutritt)	OBK 3	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Silberkaule, Stollen, Halden	OBK 5	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Apfel, Tiefer Stollen	GL 9	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3

Verdachtspunkt	Kürzel	Klassifizierung/Kürzel	
Grube Berzelius, rote Wasseraustritte	GL 7	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Ehrenfeld, Tiefer Ehrenfelder Stollen	GL 8	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Blücher, Halden und Klärteiche	GL 3	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Blücher, rostrote Wasseraustritte	GL 4	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Blücher, Blücherstollen	GL 2	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Grube Weiß, Sandhalden der Flotation	GL 6	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Lüderich, Einleitung Neuer Lüderichstollen	GL 10	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3
Lüderich, Grünewaldteiche	GL 11	zusätzliche Belastung durch weitere(n) Verdachtspunkt(e)	3

* Messstellen sind hier vorhanden, zum Zeitpunkt der Auswertungen lagen hier jedoch keine geeigneten Daten/Auswertungen vor.

4.4 Fazit und Handlungsempfehlungen aus gewässerökologischer Sicht

Aus den vorliegenden Auswertungen und Ergebnissen lässt sich in der Regel kein eigenständiger – gewässerökologisch über die Qualitätskomponenten determinierter – Handlungsbedarf in Bezug auf Schwermetallbelastungen ableiten, da die Anforderungen an den chemischen Zustand vor dem Hintergrund der Risikovorsorge im Vergleich zu den bislang dokumentierten Auswirkungen auf die relevanten biologischen Qualitätskomponenten weitaus enger definiert sind. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass bei einer erkennbaren Reaktion der Makrozoobenthoszönose auf eine Schwermetallbelastung die zu berücksichtigenden chemischen Grenz- und Orientierungswerte bereits weit überschritten sind und auf dieser Grundlage gehandelt wird.

Hinsichtlich der Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf die Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos nach WRRL lässt sich festhalten, dass sich eine solche Belastung in Einzelfällen in der Bewertung niederschlagen kann, aber nicht muss. Als Maß für die Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf das Makrozoobenthos ist die Bewertung des ökologischen Zustands nach PERLODES demnach nicht geeignet. Um eine Einschätzung über solche Auswirkungen anhand des Makrozoobenthos vornehmen zu können, ist eine Einzelfallbetrachtung mindestens auf der Ebene taxonomischer Großgruppen erforderlich.

Weitergehene Empfehlungen sind in Kapitel 7 enthalten.

5 IDENTIFIZIERUNG UND BEWERTUNG SIGNIFIKANTER EINTRAGSPUNKTE IN NRW

5.1 StädteRegion Aachen

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Bereich der StädteRegion Aachen liegt der Nordeifeler Blei-Zink-Erzbezirk. Auch außerhalb dieses Erzbezirks wurden jedoch Verdachtspunkte untersucht (siehe Anlage 4.1). Die im Bereich der StädteRegion Aachen für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-1 aufgelistet und in Anlage 4.1 dargestellt. Die als Verdachtspunkt ausgewiesene Grube Altwerk baute auf einem Eisensteingang in devonischen Tonschiefern.

Tab. 5-1: Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
außerhalb Erzbezirk	Grube Altwerk, Heinrich-Stollen	AC 1	_	DE_NRW_282446_0
Nordeifeler Blei-Zink-Erzbezirk	Grube Breinigerberg, Tiefer Stollen	AC 2	ja (Mariaschacht)	DE_NRW_28244_3400
	Grube Diepenlinchen, Binsfeldhammerstollen	AC 3	ja (stillgelegt)	DE_NRW_28244_3400
	Grube Georg, Stollen von Georg	AC 4	ja	DE_NRW_28242_0

Datenlage und Ausgangssituation

Neben den allgemeinen landesweiten Daten standen die in Tabelle 5-2 aufgelisteten Daten für die Bewertung der Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen zur Verfügung.

Tab. 5-2: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben der Stadt Aachen vom 15.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE – Schreiben der StädteRegion Aachen vom 14.10.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE (→ Liste mit Stollenaustritten)
Außerhalb Erzbezirk (Grube Altwerk)	– Probenahme des LANUV an 2 Probenahmepunkten im Abstrom der Grube Altwerk am 27.02.2012 – Chemische Untersuchung des Drainageablaufs inkl. Wässern aus Peterstollen und altem Stollenmundloch (07.03.2012)
Nordeifeler Blei-Zink-Erzbezirk	– Rohwasserdaten und Grundwasserentnahmen für Entnahmebrunnen in den Kalkzügen bei Stolberg (E-Mails der BR Köln vom 09.03.2012) – Wasserrechtsanträge und Monitoringberichte zu den Grundwasserentnahmen Mariaschacht/Nachtigällchen – Analysendaten StädteRegion Aachen zu Binsfeldhammerstollen (1983 – 2012), Peterstollen (3/2012), Heinrichstollen (3/2012), Rösche Tiefer Stollen (4/2012), WGA Johannisstraße (4/2012)

Der Hasselbach unterhalb der Grube Altwerk weist an der Messstelle 116907 eine Grenzwertüberschreitung für Cadmium sowie relevante Gehalte an Zink und Kobalt auf (siehe Anhang 3.2). Für den Bereich der Grube Altwerk (Verdachtspunkt AC 1) liegen auch bei der StädteRegion Aachen keine weiteren Daten vor. Aufgrund der zuvor erwähnten Belastung des Hasselbachs wurde dieser in das LANUV-Messprogramm aufgenommen. Im Februar 2012 wurde vom LANUV am Stollenmundloch der unmittelbare Abstrom der Grube Altwerk analysiert.

Für den Nordeifeler Blei-Zink-Erzbezirk liegt eine Vielzahl von Daten vor, die sich aber im Wesentlichen auf die dortige Grundwasserentnahme zum Zweck der Trinkwasserversorgung beziehen. Zur Wasserführung und Wasserqualität der Stollenausläufe in die Vicht ist demgegenüber vergleichsweise wenig bekannt.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-3 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen gemäß der in Abschnitt 2.4.7 erläuterten Methode und den Kriterien.

Tab. 5-3: Bewertung der Verdachtspunkte in der StädteRegion Aachen

Verdachts-punkt	Beeinträchti-gung Zustand Chemie		Beeinträchti-gung Zustand Ökochemie		Fracht		Räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamt-bewer-tung
	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	
Grube Alt-werk, Hein-rich-Stollen	nein	0	nein	0	unbe-deu-tend	0	lokal	1	möglich	1	**2**
Grube Georg, Stollen von Georg	nein	0	nein	0	unbe-kannt	–	lokal	1	nicht bewer-tet	–	**1**

Die Verdachtspunkte Grube Breinigerberg (Tiefer Stollen) und Grube Georg (Stollen von Georg) werden aufgrund der aktuellen bzw. ehemaligen Nutzung zur Trinkwassergewinnung nicht nach der vorgegebenen Systematik bewertet. Für diese Punkte erfolgt eine Abschätzung der Signifikanz verbal-argumentativ.

Das aus dem Binsfeldhammerstollen (Grube Diepenlinchen) austretende Grundwasser wurde bis 1972 als Kühlwasser bei der Fa. Berzelius genutzt. Das austretende Wasser zeigt bei Trockenwetter eine starke Braunfärbung, die sich in der Vicht über mehrere 10er Meter verfolgen lässt. Nähere Analysendaten liegen hierzu nicht vor. Auch hier erfolgt die Bewertung verbal-argumentativ.

Grube Altwerk (außerhalb Erzbezirk)

Unter Berücksichtigung der Analysendaten des LANUV am Probenahmepunkt AC1/1 (Stollenmundloch Heinrichstollen) und bei einem geschätzten Abfluss von 2 l/s ergeben sich für den Stollenauslauf der **Grube Altwerk (AC 1)** nur sehr geringe Frachten u. a. von 0,2 kg/a Nickel und 1,1 kg/a Zink, die als unbedeutend anzusehen sind, zumal am Vichtbach auch schon vor Einmündung des Hasselbachs (Messstelle 116609) eine deutlich höhere Schwermetallbelastung vorliegt. Analysen der StädteRegion Aachen, die Anfang März 2012 an einem Drainageablauf rd. 300 m unterhalb des Heinrichstollens (inkl. Wässern aus Peterstollen und altem Stollenmundloch der Grube Altwerk) durchgeführt wurden, bestätigen die Einschätzung der Frachten aus den Abbaubereichen der Grube Altwerk.

Die Schwermetallbelastungen, die am Probenahmepunkt AC1/2 (insbesondere Cadmium, Kupfer, Zink, Kobalt) und an der GÜS-Messstelle 116907 festgestellt wurden, sind demnach entweder geogenen Ursprungs und/oder aus einer anderen, unbekannten Belastungsquelle. Weiterer Erzbergbau ist im Oberlauf des Hasselbachs wahrscheinlich, aber nicht dokumentiert.

Aufgrund der o. g. Sachverhalte kann der Stollenauslauf der Grube Altwerk (Heinrichstollen) im Hinblick auf die chemischen und ökochemischen Belastungen des Wasserkörpers nicht als alleiniger Verursacher der Defizite beim chemischen und ökochemischen Zustand des Wasserkörpers DE_NRW_282446_0 angesehen werden. Dies wurde bei der Bewertung der Signifikanz entsprechend berücksichtigt.

Nach Auskunft der StädteRegion Aachen wurden Stollenwässer aus dem Peterstollen und/oder dem Alten Stollen der Grube Altwerk mindestens seit 1935 über einen Schachtbrunnen als Trinkwasser genutzt. Hier ist eine gezielte Probenahme aus dem Ablauf der beiden Stollen erforderlich, die bislang nicht erfolgte. Weiterhin teilte die StädteRegion Aachen mit, dass es im oberen Solchbachtal in den Staatsforstdistrikten 146, 152, 159 und 160 Fundstellen von Raseneisenerz gibt. Über einen Abbau liegen keine Informationen vor.

Nordeifeler Blei-Zink-Erzbezirk

Im Bereich des Vichtbachs ist die Belastungssituation aufgrund der geogenen Hintergrundbelastung, des Erzbergbaus und der industriellen Überprägung der unmittelbaren Gewässernahbereiche sehr komplex. Hinzu kommt, dass in dieser Region eine intensive wasserwirtschaftliche Nutzung für die Trinkwasserversorgung stattfindet bzw. stattfand.

Über die **Grube Breinigerberg, Tiefer Stollen (AC 2)** wird das Überschusswasser der WGA Nachtigällchen-Mariaschacht abgeleitet. Aus langjährigen Analysendaten kann für den Stollenauslauf eine mittlere Zink-Konzentration von ca. 1,6 bis 1,8 mg/l abgeleitet werden. Die Gehalte an Quecksilber, Blei und Cadmium lagen im Gewinnungsschacht unter den Grenzwerten der TrinkwV (2011) (Wasserrechtsantrag 2002). Unter Ansatz einer mittleren Abflussmenge von ca. 2 l/s (Abschätzung nach Ortsbegehung) kann hieraus eine Zink-Fracht von rd. 100 bis 120 kg/a abgeschätzt werden. Inwieweit diese Zinkfracht durch Sauerstoffzufuhr und Ausfällung vom Ort der Probenahme bis zur Einleitung in die Vicht noch reduziert wird, kann auf Basis der vorliegenden Daten nicht abgeleitet werden.

Der **Binsfeldhammerstollen der Grube Diepenlinchen (AC 3)** wird regelmäßig durch die StädteRegion Aachen beprobt. Seit 1983 liegen 12 Analysen vor (Bereitstellung durch die StädteRegion Aachen mit E-Mail vom 27.03.2012). Bei der Beprobung am 02.02.2012 lag die Zink-Konzentration bei 0,76 mg/l, bei einem Abfluss von geschätzten 400 l/min bzw. 6,7 l/s. Daraus ergibt sich eine abgeschätzte Zinkfracht von ca. 160 kg/a.

Die Auswertung der zugeordneten GÜS-Messstellen (siehe Anhang 3) zeigt, dass für die Grube Breinigerberg und die Grube Diepenlinchen auf Basis der GÜS-Messstellen keine getrennte Bewertung möglich ist. Der Vergleich der Messstellen oberhalb (117183) und unterhalb der genannten Belastungspunkte (117602) zeigt eine deutliche Erhöhung der Cadmium-, Zink- und

Thallium-Gehalte in der Vicht. Eine weitergehende Analyse und Wichtung der Belastungsquellen ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass für das Gewässersystem der Vicht eine nähere Systemanalyse erforderlich ist, um die einzelnen Komponenten der Schwermetallbelastung identifizieren und quantifizieren zu können. Von Seiten der StädteRegion Aachen ist u. a. vorgesehen, in Kürze weitere bekannte Stollenmundlöcher zu überprüfen (siehe E-Mail vom 27.03.2012).

Für die **Grube Georg, Stollen von Georg (AC 4)** liegen keine Abflussmengen und Analysen vor, um eine Frachtberechnung durchzuführen. Da im Wasserkörper DE_NRW_28242_0 ein guter chemischer Zustand vorliegt und der schlechte Zustand Ökochemie nicht mit einer Schwermetallbelastung in Verbindung gebracht wird, ist hier nicht mit signifikanten Schwermetallausträgen aus dem Bereich der Grube Georg zu rechnen.

5.2 Kreis Düren

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Bereich des Kreises Düren liegen zwei Verdachtspunkte im Eifeler-Trias-Bezirk (siehe Tabelle 5-4 und Anlage 4.2).

Tab. 5-4: Verdachtspunkte im Kreis Düren

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Eifeler-Trias-Bezirk	Grube Carla-Franziska, Stollen	DN 1	–	DE_NRW_27446_11900
	Grube Maubacher Bleiberg, Halde Beythal	DN 2	–	DE_NRW_282372_3520

Datenlage und Ausgangssituation

Neben den allgemeinen landesweiten Daten standen folgende weitere Daten für die Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Düren zur Verfügung (Tabelle 5-5):

Tab. 5-5: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Düren

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Kreises Düren vom 01.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE
Eifeler-Trias-Bezirk	– Entwicklung eines Sanierungskonzeptes für die Bergehalde Beythal (Gutachten SST/GEOBIT aus Juni 2010)

Die durch die identifizierten Verdachtspunkte potenziell beeinflussten Oberflächenwasserkörper zeigen an den ausgewählten GÜS-Messstellen keine relevanten Schwermetallbelastungen. Auf eine ergänzende Probenahme durch das LANUV wurde aus diesem Grund verzichtet, zumal für den Verdachtspunkt Grube Maubacher Bleiberg, Halde Beythal mit dem Sanierungskonzept aus 2010 relativ aktuelle Daten vorliegen.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-6 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Düren.

Tab. 5-6: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Düren

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		Räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Carla-Franziska, Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	-	unbedeutend	0	nicht bewertet	-	**0**
Grube Maubacher Bleiberg, Halde Beythal	nein	0	nein	0	mittel	4	lokal	1	möglich	1	**6**

Grube Carla-Franziska, Stollen

Die GÜS-Messstellen im Ober- und Unterstrom der **Grube Carla-Franziska, Stollen (DN 1)** am Vlattener Bach zeigen keine signifikante Veränderung der Schwermetallgehalte, die auf Belastungen aus der Grube Carla-Franziska hindeuten würden. Erhöhte Gehalte an Titan sind auch bereits im Oberstrom vorhanden.

Da zusätzlich weder der chemische noch der ökochemische Zustand Auffälligkeiten aufweist, wurde auf nähere Untersuchungen zur Ermittlung der Frachten verzichtet.

Grube Maubacher Bleiberg, Halde Beythal

Die Messstelle 151701 am Birgeler Bach unmittelbar unterhalb der Einleitung der **Grube Mechernicher Bleiberg (DN 2)** zeigt bis auf leicht erhöhte Zinkgehalte keine weiteren Auffälligkeiten. Nach Auskunft des Kreises Düren ist das Sickerwasser der Halde belastet. Seit 1999 läuft eine "Notmaßnahme" zur Sammlung der Sickerwässer und Wiederaufbringung auf die Halde. Derzeit befindet sich eine Abfangleitung im Bau, die das Sickerwasser sammeln und einer Aufbereitung zuführen soll.

Für die Grube Maubacher Bleiberg, Halde Beythal existiert ein Sanierungskonzept (Aufbereitung und Ableitung), das der ARGE vom Kreis Düren zur Verfügung gestellt wurde. Aus den hierin enthaltenen Daten wurden die Frachten abgeschätzt
(Annahmen: Sickerwasserrate 100.000 – 150.000 m³/a, mittlere Konzentrationen im GW der Halde: As: 0,058 mg/l, Pb: 0,032 mg/l, Cd: 0,0001 mg/l, Ko: 2,6 mg/l, Ni: 2,931 mg/l, Zn: 6,464 mg/l).

Mit einer Gesamtfracht von etwas mehr als 1 t/a wird die Fracht aus der Grube Maubacher Bleiberg, Halde Beythal für die vorliegende Signifikanzbewertung als „mittel“ eingestuft. Da das Sickerwasser derzeit, wie oben erläutert, wieder in die Halde zurückgeführt wird, stellen die abgeleiteten Frachten eine worst-case-Abschätzung der Frachten dar, die ohne diese Maßnahme in das Gewässer gelangen könnten. Belastungen des chemischen oder ökochemischen Zustands liegen in dem betroffenen Oberflächenwasserkörper nicht vor.

5.3 Kreis Euskirchen

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Bereich des Kreises Euskirchen liegt der Eifeler-Trias-Bezirk. Hier wurden die in der Anlage 4.3 dargestellten und in der Tabelle 5-7 aufgelisteten Verdachtspunkte als relevant erachtet.

Tab. 5-7: Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Eifeler-Trias-Bezirk	Grube Mechernicher Bleiberg, Baltesbendener Weiher	EU 1	–	DE_NRW_27418_7000
	Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen	EU 2	–	DE_NRW_27418_7000

Von Seiten der BR Köln wurde zusätzlich zu den in Tabelle 5-7 aufgeführten Verdachtspunkten auf die **Grube Wohlfahrt** in Rescheid hingewiesen. Die Grube Wohlfahrt liegt am Wolferter Bach und wurde nicht als Verdachtspunkt berücksichtigt, da der betroffene Wasserkörper DE_NRW_2822866_0 zum einen keine schwermetallbedingte Beeinträchtigung des chemischen oder ökochemischen Zustands aufweist und zum anderen auch die im Unterstrom liegende GÜS-Messstelle 152407 hinsichtlich der Schwermetalle keine Auffälligkeiten zeigt.

Datenlage und Ausgangssituation

Neben den allgemeinen landesweiten Daten standen die in Tabelle 5-8 aufgeführten Daten für die Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen zur Verfügung.

Tab. 5-8: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Kreises Euskirchen vom 26.08.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE
Eifeler-Trias-Bezirk (Burgfeyer Stollen)	– Schreiben des Erftverbandes vom 03.08.2011 u. a. mit Nennung der Schwermetallfrachten – Teilnahme an der Sitzung des Arbeitskreises Burgfeyer Stollen am 05.10.2011 mit Ortstermin

Die als repräsentativ ausgewählte GÜS-Messstelle 140302 zeigt sehr hohe Schwermetallbelastungen, insbesondere für die Parameter Cadmium, Nickel, Arsen, Kupfer, Zink und Kobalt. Der Oberflächenwasserkörper des Veybachs (DE_NRW_27418_7000) befindet sich dementsprechend in einem schlechten chemischen Zustand, und weitere Oberflächenwasserkörper im Unterlauf werden durch diese Belastung signifikant negativ beeinträchtigt.

Da der Burgfeyer Stollen als überregional bedeutende Schwermetallquelle bekannt ist, liegen intensive Untersuchungen der zuständigen Behörden und des Erftverbandes vor. Auf Grundlage dieser Voruntersuchungen kann geschlussfolgert werden, dass die Belastung des Oberflächenwasserkörpers Veybach (DE_NRW_27418_7000) in erster Linie auf die Belastungen aus dem Burgfeyer Stollen zurückzuführen ist und die Einträge aus dem Baltesbendener Weiher nach derzeitigem Kenntnisstand nur eine untergeordnete Rolle spielen (siehe oben, Mitteilung des Kreises Euskirchen vom 26.08.2011).

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-9 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen.

Tab. 5-9: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Euskirchen

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Mechernicher Bleiberg, Baltesbendener Weiher	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen	ja	8	ja	8	hoch	6	großräumig	3	erkennbar	3	**28**

Grube Mechernicher Bleiberg, Baltesbendener Weiher

Für den Verdachtspunkt Grube Mechernicher Bleiberg, Baltesbendener Weiher existieren keine eindeutigen Messstellen, da die in Frage kommende GÜS-Messstelle erheblich durch die Belastung aus dem Burgfeyer Stollen beeinflusst wird (siehe oben).

Nach Auskunft des Kreises Euskirchen vom 26.08.2011 liegen keine Hinweise auf Austritte von schwermetallbelastetem Wasser aus dem Baltesbendener Weiher vor, so dass auf nähere Untersuchungen zur Ermittlung der Frachten verzichtet wurde.

Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen

Der Burgfeyer Stollen ist als herausragende überregionale Belastungsquelle für massive Schwermetallbelastungen im Veybach und den im Unterlauf folgenden Gewässern bereits seit langem bekannt. Dementsprechend ist die Belastungssituation durch Untersuchungen der Wasserwirtschaftsverwaltung sowie des Erftverbandes bestens bekannt. Aktuell läuft eine Test-Sanierungsanlage des Erftverbandes, über die ein Teilstrom des belasteten Stollenwassers geleitet wird. Umfassende Maßnahmen zur Separierung der Teilströme und Aufbereitung des belasteten Stollenwassers befinden sich derzeit in der Planung.

Die in der Tabelle im Anhang 8 aufgeführten Frachtdaten für den Burgfeyer Stollen wurden vom Erftverband zur Verfügung gestellt. Die Frachten sind im Rahmen der verwendeten Systematik für die Signifikanzbewertung als „hoch“ zu bezeichnen. An keinem anderen Verdachtspunkt in Nordrhein-Westfalen liegen ähnlich hohe Frachten vor. Die Belastungen aus dem Burgfeyer Stollen führen sowohl im direkt betroffenen Oberflächenwasserkörper DE_NRW_27418_7000 als auch in weiteren Oberflächenwasserkörpern stromabwärts zu einem „nicht guten“ chemischen Zustand aufgrund von Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen für Cadmium und Nickel. Aller Wahrscheinlichkeit nach wird auch der Zustand Ökochemie massiv durch die Belastungen aus dem Burgfeyer Stollen geprägt. Neben dieser Belastung sind allerdings auch noch andere Faktoren für den aktuell mäßigen ökochemischen Zustand verantwortlich.

Die Untersuchungen des Planungsbüros Koenzen bzgl. der konkreten Gewässerökologie im Veybach ergaben eine nachgewiesene sehr hohe Belastung (siehe Abschnitt 4.3).

Unter Anwendung der Signifikanzkriterien des vorliegenden Gutachtens erreicht der Burgfeyer Stollen 28 von 28 möglichen Punkten und somit die höchste Punktzahl aller betrachteten Verdachtspunkte in Nordrhein-Westfalen.

5.4 Hochsauerlandkreis

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Hochsauerlandkreises befinden sich Teilbereiche der Erzbezirke Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk, Ramsbecker Erzbezirk und Nordbergischer/Nordsauerländer Blei-Zink-Erzbezirk. In diesen Erzbezirken (sowie in einem Fall auch außerhalb) wurden insgesamt 14 für relevant erachtete Verdachtspunkte identifiziert (Tabelle 5-10 und Anlage 4.4). Die außerhalb eines Erzreviers gelegene Grube Hermannszeche bei Plettenberg baute auf einem Eisenerzlager im devonischen Tonschiefer. Das Mundloch des Carl-Stollens liegt im Märkischen Kreis.

Tab. 5-10: Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk	Grube Mina, Friedrichstollen	HSK 1	–	DE_NRW_4432_0
	Grube Oskar, Kilianstollen	HSK 2	–	DE_NRW_4432_0
Ramsbecker Erzbezirk	Sedimentationsbecken St. Andreasberg	HSK 4	–	DE_NRW_27612_0
	Grube Vereinigter Bastenberg und Dörn-berg, Eickhoff-Stollen	HSK 5	–	DE_NRW_27612_0
	Grube Alexander, Gustav-Stollen/Halden	HSK 6	–	DE_NRW_276134_0
	Grube Bastenberg, Halden und Stollenmundlöcher	HSK 8	–	DE_NRW_27612_7005
	Grube Bastenberg, Nagelmacker Stollen	HSK 9	–	DE_NRW_276122_0
	Grube Willibald, Halden/Stollen	HSK 10	–	DE_NRW_27612_7005
	Grube Ries, Bruckmann-Stollen	HSK 11	–	DE_NRW_276118_0
	Grube Gottesgabe, Tiefer Stollen	HSK 12	–	DE_NRW_276114_0
	Grube Pluto, Pluto-Stollen	HSK 13	–	DE_NRW_276118_0
	Grube Aurora, Halden	HSK 14	–	DE_NRW_276118_0
außerhalb Erzbezirk	Hermannszeche, Carl-Stollen	HSK 7	–	DE_NRW_276188_9050
Nordbergischer/ Nordsauerländer Blei-Zink-Erzbezirk	Caspari-Zeche (Antimon(Sb)-Abbau), Stollenmundlöcher	HSK 3	–	DE_NRW_276_151034

Mit Datum vom 26.04.2012 wurde von der BR Arnsberg noch der Bonkhäuser Bach (Zufluss zur Röhr) in der Planungseinheit PE_RUH_1600 nachgemeldet. Aktuelle Untersuchungen zeigen hier sehr hohe Bleigehalte in der gelösten Phase. Dies konnte im Rahmen der Untersuchungen des vorliegenden Projektes nicht mehr berücksichtigt werden und sollte im Rahmen zukünftiger Untersuchungen näher betrachtet werden.

Datenlage und Ausgangssituation

Die in Tabelle 5-11 aufgelisteten Daten standen für die Bewertung der Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis zur Verfügung.

Tab. 5-11: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Hochsauerlandkreises vom 30.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE (inkl. Unterlagen zum Wasserrecht und Analysen) – Besprechung und Ortsbegehung mit der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH am 09.02.2012
Ramsbecker Erzbezirk	– Unterlagen zu Einleitungen Willibald-Halde, Bilmecke: Gutachten DMT zur Bilmecke, Betriebsplan Abschlussmaßnahmen Bilmecke, Stellungnahme Unternehmer zum Wasserrecht (bereitgestellt von der Bezirksregierung Arnsberg mit Schreiben vom 30.01.2012) – Analysendaten zum Sedimentationsbecken St. Andreasberg 1997 – 2011 (bereitgestellt von der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH mit E-Mail vom 12.03.2012) – Auszug Gutachten CDM vom 20.03.2009 bzgl. Ableitung von Prüfwerten (bereitgestellt von der Bezirksregierung Arnsberg mit E-Mail vom 12.03.2012) – Probenahme des LANUV am 22./23.02.2012
Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk	– Probenahme des LANUV am 22./23.02.2012

Im Hochsauerlandkreis resultieren signifikante Schwermetallbelastungen der Gewässer insbesondere aus Schwermetalleinträgen aus dem Ramsbecker Erzbezirk sowie dem Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk.

Im Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk liegt der Verdachtspunkt Grube Oskar, Kilianstollen. Da hier die Datenlage relativ gering ist und die zur Verfügung stehenden GÜS-Messstellen nicht unmittelbar aussagekräftig sind, wurde im Februar 2012 eine zusätzliche Probenahme durch das LANUV initiiert.

Aus dem Ramsbecker Erzbezirk resultieren Belastungen der Ruhr-Zuflüsse Neger, Elpe, Valme und Nierbach in erster Linie mit den Parametern Cadmium und Zink. Für die betroffenen Oberflächenwasserkörper resultieren hieraus z. T. Defizite beim chemischen Zustand. Eine Darstellung der Belastung ausgewählter GÜS-Messstellen und die Lage der Verdachtspunkte sind in Abbildung 5-1 enthalten.

Die Zuordnung der GÜS-Messstellen ist im Ramsbecker Erzbezirk nicht immer eindeutig, da oberhalb der Messstellen u. U. mehrere Verdachtspunkte liegen können. Aus diesem Grund wurden weitere Proben durch das LANUV veranlasst mit dem Ziel, die einzelnen Verdachtspunkte hinsichtlich ihrer Signifikanz differenzieren zu können.

Von Seiten der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH wurde bei dem Termin am 09.02.2012 darauf hingewiesen, dass die o. g. Zuflüsse zur Ruhr die Lagerstätten z. T. unmittelbar anschneiden und somit ein wesentlicher Teil der Belastung aus Sicht der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH als geogen eingestuft werden muss (dies trifft insbesondere auf die Valme zu). Hierzu wurde der ARGE ein Auszug aus einem Gutachten der Firma CDM zur „Ableitung von standortbezogenen Prüfwerten unter Berücksichtigung der geogenen Hintergrundbelastung“ aus dem Jahr 2009 zur Verfügung gestellt. Die Valme weist demnach bereits im Oberlauf der eigentlichen Bergbautätigkeit mittlere „natürliche“ Zink-Gehalte von 0,85 mg/l auf.

Die Erz-Lagerstätte im Ramsbecker Erzbezirk tritt an vielen Stellen unmittelbar an der Erdoberfläche zu Tage. Hierdurch wird die Erz-Lagerstätte von einzelnen Vorflutern, u.a. der Valme gequert und wurde bzw. wird in einem gewissen Umfang erodiert. Es liegen bislang keine Quantifizierungen dieser Erosion und der daraus resultierenden „natürlichen“ Schwermetallbelastung der Fließgewässer vor.

Das vom LANUV in Auftrag gegebene Gutachten zur „Natürlichen Hintergrundbelastung von Oberflächengewässern in Nordrhein-Westfalen mit Schwermetallen“ (Entwurf) kommt für die entsprechende Planungseinheit PE_RUH_1700 (Obere Ruhr 2) bei Anwendung des 81,4 %-Perzentils zu einem Zink-Hintergrundwert für das Oberflächenwasser von 0,03 mg/l bzw. 660 mg/kg im Schwebstoff. Der Cadmium-Hintergrundwert liegt hier im Oberflächenwasser demnach bei 0,7 µg/l.

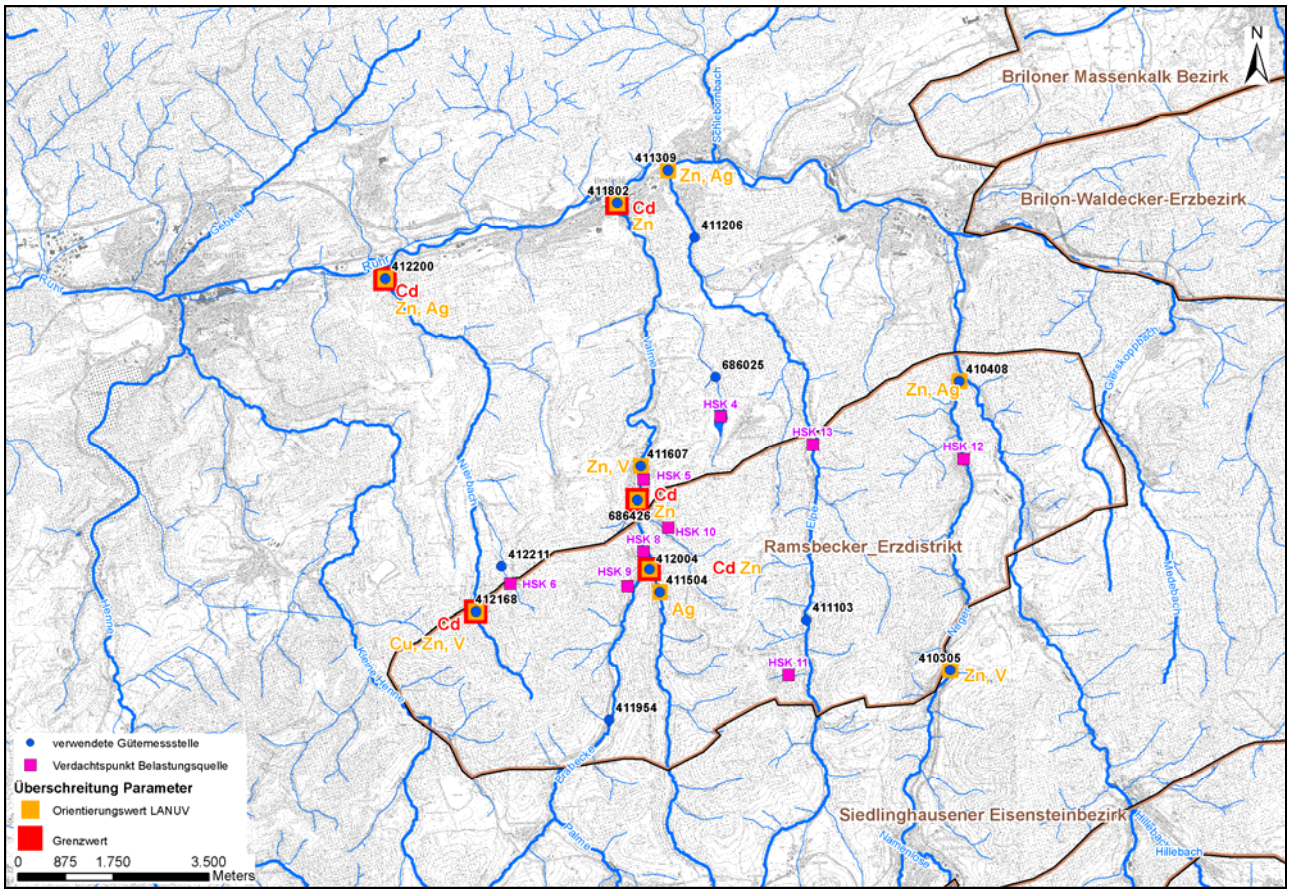


Abb. 5-1: Belastungssituation der GÜS-Messstellen im Ramsbecker Erzbezirk

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-12 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis.

Tab. 5-12: Bewertung der Verdachtspunkte im Hochsauerlandkreis

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Mina, Friedrichstollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Oskar, Kilianstollen	nein	0	nein	0	mittel	4	lokal	1	möglich	1	**6**
Sedimentationsbecken St. Andreasberg	nein	0	nein	0	gering	2	lokal	1	möglich	1	**4**
Grube Vereinigter Bastenberg und Dörnberg, Eickhoff-Stollen	ja	8	ja	8	mittel	4	großräumig	3	möglich	1	**24**
Grube Alexander, Gustav-Stollen/ Halden	möglich	4	möglich	4	gering	2	lokal	1	nicht bewertet	–	**11**
Grube Bastenberg, Halden und Stollenmundlöcher	nein	0	möglich	4	gering	2	lokal	1	möglich	1	**8**
Grube Bastenberg, Nagelmacker Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	-	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Willibald, Halden/ Stollen	ja	8	ja	8	mittel	4	großräumig	3	möglich	1	**24**
Grube Ries, Bruckmann-Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	-	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Gottesgabe, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	-	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**

Verdachts-punkt	Beeinträchti-gung Zustand Chemie		Beeinträchti-gung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Ge-samt-bewer-tung
	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	
Grube Pluto, Pluto-Stollen	nein	0	nein	0	gering	2	lokal	1	nicht bewer-tet	–	**3**
Grube Aurora, Halden	nein	0	möglich	4	gering	2	lokal	1	nicht bewer-tet	–	**7**
Hermann-zeche, Carl-Stollen	nein	0	nein	0	unbe-kannt	–	unbe-deu-tend	0	nicht bewer-tet	–	**0**
Caspari-Zeche (Anti-mon(Sb)-Abbau), Stollen-mundlöcher	nein	0	nein	0	unbe-kannt	–	unbe-deu-tend	0	nicht bewer-tet	–	**0**

Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk

Der unmittelbar betroffene Oberflächenwasserkörper DE_NRW_4432_0 (Glinde) im Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk zeigt gemäß Steckbrief für die Planungseinheit PE_DIE_1000 einen guten chemischen Zustand sowie einen mäßigen ökologischen Zustand, der jedoch nicht auf Schwermetallbelastungen im Rahmen der Bewertung „Ökochemie“ zurückzuführen ist.

Für die **Grube Mina, Friedrichstollen (HSK 1)** im Stadtberge-Niedermarsberg Kupferschiefer-Bezirk liegen keine Hinweise auf einen signifikanten Schwermetalleintrag vor. Auf weitergehende Untersuchungen wurde aus diesem Grund verzichtet. Das Sickerwasser zeigt zwar Belastungen mit Kupfer, Nickel und Zink, es wird aber nach Auskunft des Hochsauerlandkreises bereits derzeit gemeinsam mit dem Deponiewasser vor der Einleitung in das Gewässer aufbereitet (Belüftung, Sedimentation).

Der Ablauf der **Grube Oskar, Kilianstollen (HSK 2)** wurde im Februar 2012 durch das LANUV beprobt. Der geschätzte Ablauf betrug zum Zeitpunkt der Probenahme ca. 3 l/s, woraus sich unter Berücksichtigung der Analysenergebnisse (siehe Anhang 4) Frachten von 1,3 t/a Kupfer und 11 kg/a Kobalt abschätzen lassen. Gemäß der vorliegenden Systematik wird die Fracht als „mittel“ eingestuft.

Ramsbecker Erzbezirk

Wie bereits erläutert verteilen sich die Verdachtspunkte im Ramsbecker Erzbezirk auf mehrere Seitengewässer der Ruhr, die eine unterschiedliche Belastungssituation aufweisen (siehe Abbildung 5-1). Die Erläuterung der Signifikanz der Verdachtspunkte erfolgt demnach bezogen auf die einzelnen Zuflüsse von Osten nach Westen.

Neger

Der Oberflächenwasserkörper DE_NRW_276114_0 (Neger) weist einen „nicht guten“ chemischen Zustand (Metalle, prioritär) sowie einen unbefriedigenden ökologischen Zustand auf. Letzterer resultiert u. a. aus einer Gewässerbelastung mit Zink (Ökochemie).

Einziger Verdachtspunkt an der Neger ist die **Grube Gottesgabe, Tiefer Stollen (HSK 12)**. An den ausgewählten GÜS-Messstellen im Oberstrom (410305) und Unterstrom (410408) der Grube Gottesgabe konnte keine wesentliche Erhöhung der Schwermetallgehalte festgestellt werden. Die Zink-Gehalte erhöhen sich leicht, allerdings auf einem relativ niedrigen Niveau. Die vorliegenden Analysenergebnisse deuten nicht darauf hin, dass schwermetallbelastete Wässer aus dem Tiefen Stollen der Grube Gottesgabe der ausschlaggebende Faktor für den schlechten chemischen Zustand des Wasserkörpers DE_NRW_276114_0 (Neger) sind.

Elpe

Der Oberflächenwasserkörper DE_NRW_276118_0 (Elpe) weist einen „nicht guten“ chemischen Zustand sowie einen mäßigen ökologischen Zustand auf. Auch hier resultiert der mäßige ökologische Zustand u. a. aus einer Belastung mit Zink (Ökochemie).

An der Elpe liegen die Verdachtspunkte Grube Ries, Bruckmann-Stollen (HSK 11), Grube Aurora, Halden (HSK 14) und Grube Pluto, Pluto-Stollen (HSK 13).

Die **Grube Ries, Bruckmann-Stollen (HSK 11)** liegt an der Niederen Lehmecke, einem seitlichen Zufluss der Elpe. Im Februar 2012 wurde der Stollenauslauf durch das LANUV beprobt. Unter Berücksichtigung eines Abflusses von 8 l/s (altes Wasserrecht) ergeben sich nach den Analysenergebnissen des LANUV nur sehr geringe Frachten für Zink (rd. 42 kg/a), Titan (rd. 3 kg/a) und Cadmium (rd. 0,07 kg/a) und somit keine Hinweise auf einen signifikanten Eintrag in die Elpe. Tatsächlich ist mit einem deutlich geringeren Abfluss aus dem Stollen zu rechnen, da die Grube Ries auch über den Eickhoff-Stollen zur Valme entwässert wird (siehe Objektsteckbrief HSK 6 in Anlage 5). Dies zeigte sich auch im Rahmen der Begehung am 09.02.2012, wo kein Abfluss feststellbar war.

Auch im Abstrom der **Grube Pluto, Pluto-Stollen (HSK 13)** wurde im Februar 2012 eine Probenahme durch das LANUV durchgeführt. Die Analysenergebnisse ergaben für die prioritären Metalle keinerlei Auffälligkeiten. Die Zinkgehalte sind gegenüber der oberstromig gelegenen GÜS-Messstelle 411103 nur geringfügig erhöht. Allein die Titangehalte waren in der Probe des LANUV auffällig.

Demgegenüber ergab die Analyse des LANUV im unmittelbaren Abstrom der **Grube Aurora, Halden (HSK 14)** deutlich erhöhte Gehalte insbesondere für die Parameter Cadmium und Zink. Für einen geschätzten Abfluss von 30 l/s ergeben sich (inkl. des geogenen Hintergrundgehaltes) Frachten von rd. 250 kg/a Zink, 1,6 kg/a Blei und 0,6 kg/a Cadmium, die gemäß der im vorliegenden Gutachten gewählten Systematik als „gering (< 1 t/a)“ einzustufen sind. Eine negative Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands durch die Schwermetallausträge aus dem Bereich der Grube Aurora (Halden) kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Valme

Für das Gewässersystem der Valme sind die Oberflächenwasserkörper DE_NRW_27612_ 0 (Valme, Mündung in die Ruhr in Bestwig bis Ramsbeck), DE_NRW_27612_7005 (Valme, Ramsbeck bis Werdern) und DE_NRW_276122_0 (Brabecke) zu betrachten. Alle Wasserkörper zeigen Defizite beim chemischen Zustand (Metalle, prioritär) sowie einen unbefriedigenden ökologischen Zustand (u. a. resultierend aus Belastungen mit Zink (Ökochemie)).

An der Brabecke liegt der Verdachtspunkt **Grube Bastenberg, Nagelmacker Stollen (HSK 9)**. Die Analysenergebnisse des LANUV aus Februar 2012 an der Brabecke unmittelbar oberhalb und unterhalb des Stollenauslaufes zeigen keinerlei Auffälligkeiten für die prioritären Metalle und nur eine sehr geringe Erhöhung für den Parameter Zink. Aufgrund der Analysenergebnisse wird eine negative Beeinträchtigung des chemischen und ökochemischen Zustands der Brabecke durch den Nagelmacker Stollen als unwahrscheinlich angesehen.

Unterhalb der Mündung der Brabecke in die Valme liegt der Verdachtspunkt **Grube Bastenberg, Halden und Stollenmundlöcher (HSK 8)**. Die Analysenergebnisse des LANUV aus Februar 2012 zeigen im Unterstrom dieses Verdachtspunktes zwar leicht erhöhte Gehalte an Cadmium und Zink, die jedoch die hohe Belastung der weiter unterstromig gelegenen GÜS-Messstelle 686426 nicht erklären können (siehe Grube Willibald (HSK 10)). Aufgrund der jedoch vorhandenen geringen Frachten, die über den Verdachtspunkt Grube Bestenberg, Halden und Stollenmundlöcher (HSK 8) in die Valme eingetragen werden, kann eine negative Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands nicht ausgeschlossen werden.

Die **Grube Willibald, Halden/Stollen (HSK 10)** liegt an der Hannebecke, einem seitlichen Zufluss der Valme, der unmittelbar oberstromig der GÜS-

Messstelle 686426 in die Valme mündet. Die Analysenergebnisse des LANUV aus der Beprobung im Februar 2012 ergaben im Abstrom der Grube Willibald deutliche Überschreitungen für Cadmium und Zink, mit denen sich auch die Belastungen an der GÜS-Messstelle 686426 erklären lassen. Unter Annahme eines Abflusses von 30 l/s in der Hannebecke ergeben sich (inkl. des geogenen Hintergrundes) für den Abstrom der Grube Willibald Frachten von rd. 5 t/a Zink, 7,7 kg/a Nickel, 6 kg/a Cadmium und 3 kg/a Blei. Die Schwermetallemissionen des Verdachtspunktes Grube Willibald können somit im Hinblick auf die Schwermetallbelastung der Valme als deutlich signifikanter angesehen werden als die der Grube Bastenberg (HSK 8 und HSK 9, siehe oben.) Eine negative Beeinträchtigung des chemischen und ökochemischen Zustands der Valme durch die Einträge aus der Grube Willibald (Halden der ehemaligen Aufbereitung) ist wahrscheinlich.

Im weiteren Verlauf der Valme befindet sich unterhalb der GÜS-Messstelle 686426 der Verdachtspunkt **Grube Vereinigter Bastenberg und Dörnberg, Eickhoff-Stollen (HSK 5)**. Der Eickhoff-Stollen entwässert weite Bereiche der Grubengebäude im Oberstrom der Valme (weitere Erläuterungen zur Entwässerungssituation sind in dem entsprechenden Objektsteckbrief in Anlage 5 enthalten). Zum Eickhoff-Stollen existiert ein Betriebsplan, der der ARGE jedoch nicht zur Verfügung gestellt werden konnte.

Nach Angaben der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH liegt der Abfluss des Eickhoff-Stollens in die Valme in einer Größenordnung von 2 Mio. m³/a (rd. 63 l/s) mit einer mittleren Zink-Belastung von 2,6 mg/l (siehe Protokoll zum Termin am 09.02.2012). Hieraus errechnet sich überschlägig eine Zink-Fracht von rd. 5,2 t/a.

Die Stichprobenuntersuchung des LANUV ergab im Februar 2012 bei einem geschätzten Abfluss von 27 l/s eine hochgerechnete Zink-Fracht von rd. 2,6 t/a. Zusätzlich werden noch maßgebliche Frachten an Cadmium (7,2 kg/a), Nickel (25,5 kg/a) und Blei (2,6 kg/a) über den Eickhoff-Stollen in die Valme eingetragen. Unter Ansatz des von der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH angegebenen mittleren Jahresabflusses (siehe oben) ergeben sich unter Berücksichtigung der Analysendaten in Anhang 4 etwa doppelt so hohe Frachten, die der von der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH angegebenen Zink-Fracht von rd. 5,2 t/a entsprechen.

Insgesamt kann auch durch den Eickhoff-Stollen ein negativer Einfluss auf den chemischen und ökochemischen Zustand der Valme als wahrscheinlich angesehen werden.

Im Unterlauf der Valme mündet die Bilmecke in die Valme. Am Oberlauf der Bilmecke liegt der Verdachtspunkt **Sedimentationsbecken St. Andreasberg (HSK 4)**. Es handelt sich hierbei um eine laufende Maßnahme. Vorliegende Untersuchungen zur Abschätzung des Stoffeintrags durch DMT (DMT 2005) sind nach Auskunft der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH nicht repräsentativ für die aktuelle Situation. Nach den Daten der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH (2009 bis 2011) weist die Bilme-

cke im Zulauf des Sedimentationsbeckens (2,5 l/s) eine Zink-Belastung von rd. 1,71 mg/l auf. Im Ablauf (9,5 l/s) liegt die Zink-Belastung bei 1,17 mg/l. Aus den genannten Zahlen ergeben sich für den Zulauf eine Fracht von rd. 135 kg/a und für den Ablauf von rd. 350 kg/a[3]. Gegenüber den Zink-Frachten aus der Grube Willibald (Aufbereitung) und dem Eickhoff-Stollen (siehe oben) ist die aus dem Sedimentationsbecken St. Andreasberg resultierende Zink-Belastung dementsprechend eher von untergeordneter Bedeutung; eine negative Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands der Valme kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Zusammenfassend lässt sich für die Belastungssituation der Valme festhalten, dass die Einträge aus der Grube Willibald (HSK 10) und dem Eickhoff-Stollen (HSK 5) – auch unter Berücksichtigung einer generell erhöhten geogenen Hintergrundbelastung für Zink und Cadmium (siehe oben) – als sehr signifikant angesehen werden können.

Nierbach

Im westlichen Teil des Ramsbecker Erzbezirks liegt der Nierbach (Wasserkörper DE_NRW_276134_0). Der Nierbach weist Defizite beim chemischen Zustand und einen mäßigen ökologischen Zustand (u. a. aufgrund Zinkbelastung (Ökochemie)) auf.

Im Oberlauf des Nierbachs weist bereits die GÜS-Messstelle 412168 hohe Belastungen an Cadmium und Zink auf. Im Unterstrom der Messstelle mündet die Nier in den Nierbach; an dem seitlichen Zufluss Nier liegt der Verdachtspunkt **Grube Alexander, Gustav-Stollen/Halden (HSK 6)**. Die Analyse des LANUV im Februar 2012 ergab im Unterlauf der Grube Alexander in der Nier deutliche Belastungen mit Blei, Cadmium, Kupfer und Zink (Anhang 4.3). Aufgrund der Ortsbegehung am 09.02.2012 wird ein Abfluss von rd. 15 l/s an der Nier als realistisch angesehen. Hieraus ergeben sich für den Abstrom der Grube Alexander (inkl. des geogenen Hintergrundes) Frachten von 610 kg/a Zink, 5,5 kg/a Kupfer, 2,5 kg/a Cadmium und 5 kg/a Blei. Trotz der bereits im Oberstrom des Nierbachs vorhandenen Belastung (siehe oben, GÜS-Messstelle 412168) kann aufgrund der ermittelten Frachten sowohl eine negative Beeinträchtigung des chemischen Zustands als auch des ökochemischen Zustands durch die Einträge aus der Grube Alexander als möglich angesehen werden.

[3] Da keine anderen gesicherten Messungen vorliegen, wurden die Abflusswerte gemäß DMT (2005) zur Frachtberechnung herangezogen. Nach Auskunft der Sachtleben Bergbau Verwaltungs GmbH ist aufgrund der Neugestaltung des Dammfußes und der Schussrinne des Bilmeckebachs mit grober Steinschüttung gemäß Abschlussbetriebsplan eine direkte Messung nur schwer bzw. nicht möglich. Grundsätzlich wäre aber davon auszugehen, dass sich die Drainagewassermengen gemäß den Annahmen der DMT reduziert haben bzw. sich weiter auf ein Viertel der ursprünglichen Menge reduzieren werden (siehe DMT 2005). Da a) das Sedimentationsbecken schon weitgehend mit bindigem Boden abgedeckt ist, der Oberflächenwasserzufluss auf die Fläche vom westlichen Ufer in den neuen abgedichteten Bilmecke-Bachlauf geleitet wird und mit Begrünung der Fläche der Eintrag weiter abnimmt. Dadurch reduziert sich die Sickerwassermenge, die durch das Sedimentationsbecken die Bilmecke erreicht, erheblich. Somit ist mit einer weiteren Abnahme der Fracht aus dem Sedimentationsbecken zu rechnen.

Nordbergischer/Nordsauerländer Blei-Zink-Erzbezirk

Für den Verdachtspunkt **Caspari-Zeche, Stollenmundlöcher (HSK 3)** im Nordbergischen/Nordsauerländischen Blei-Zink-Erzbezirk liegen beim Hochsauerlandkreis keine näheren Informationen vor. Der betroffene Wasserkörper DE_NRW_276_151034 (Ruhr, Ausleitungsstrecke nahe der Mündung Hellefelder Bach bis Ausleitungsstrecke Wildshausen) weist einen guten chemischen Zustand und einen schlechten ökologischen Zustand auf. Der unbefriedigende biologische Zustand resultiert u. a. aus Belastungen mit Zink (Ökochemie).

Die ausgewählten GÜS-Messstellen 401808 und 401602 im Unterstrom an der Ruhr zeigen im Vergleich zur oberstromigen Messstelle 401535 keine signifikant erhöhten Schwermetallgehalte, die auf einen massiven Eintrag von Schwermetallen in diesem Bereich hindeuten würden (wobei eine mögliche Verdünnung durch den großen Abfluss in der Ruhr zu berücksichtigen ist).

Außerhalb Erzbezirk (Hermannzeche)

Der Verdachtspunkt **Hermannzeche, Carl-Stollen (HSK 7)** liegt im Wasserkörper DE_NRW_276188_9050 (Sorpe). Der Wasserkörper weist einen guten chemischen und mäßigen ökologischen Zustand auf. Die Bewertung der Ökochemie ergab für diesen Wasserkörper keine Auffälligkeiten im Hinblick auf Schwermetalle. Bis auf Vanadium gibt es keine Auffälligkeiten an der GÜS-Messstelle 415900 im Unterstrom des Verdachtspunktes Hermannzeche. Auf nähere Untersuchungen (z. B. im Hinblick auf eingetragene Frachten) wurde aus diesem Grund verzichtet.

5.5 Kreis Olpe

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Kreises Olpe liegen Teilbereiche der Erzbezirke Meggener Schwefelkiesbezirk, Olpener Erzbezirk und Müsener Erzbezirk (siehe Anlage 4.5). Die dort für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-13 aufgelistet und in der Anlage 4.5 dargestellt.

Tab. 5-13: Verdachtspunkte im Kreis Olpe

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Meggener Schwefelkiesbezirk	Grube Keller, Stollen III	OE 1	–	DE_NRW_276634_0
	Grube Meggen, Carolinenglücker Stollen	OE 2	–	DE_NRW_2766_77895
	Grube Meggen, Hachener Spülteich	OE 3	–	DE_NRW_2766_77895
Müsener Erzbezirk	Grube Alwine, Halden/Stollenmundloch	OE 4	–	DE_NRW_2766286_0
	Grube Glanzenberg – Goldberg II, Spülteiche/ Halden/Stollen	OE 5	–	DE_NRW_2766286_0
Olpener Erzbezirk	Grube Zänker, Stollen	OE 6	–	DE_NRW_276642_0
	Grube Rhonard	OE 7	ja (ehemals geplant)	DE_NRW_276642_0

Datenlage und Ausgangssituation

Die in der Tabelle 5-14 aufgelisteten Daten standen für die Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Olpe zur Verfügung.

Tab. 5-14: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Olpe

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Kreises Olpe vom 01.09.2011 (bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE) – Besprechung und Ortsbegehung mit dem Kreis Olpe am 15.11.2011 – Besprechung mit der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH am 09.02.2012
Meggener Schwefelkiesbezirk	– Gesamtbilanz der Stoffquellen in der Lenne (DMT-Auswertungen i. A. der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH (2008)) – Stellungnahme der BR Arnsberg vom 29.03.2009 zum vorgenannten DMT-Gutachten – „Erzbergbau und WRRL“ – Präsentation der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH vom 09.02.2012 – Diverse Unterlagen zur AAV-Maßnahme im Habbecke-Tal (u. a. Sanierungsuntersuchungen, Wasseranalysen und Abflussmessungen aus 2009) – Daten der BR Arnsberg zum Ablauf Fällanlage (Carolinenglücker Stollen) 2005 – 2011 – gutachterliche Begleitung des Monitorings 2010 zur Wasserrechtlichen Erlaubnis zur Einleitung von Drainagewasser aus dem Bereich des Sedimentationsbeckens Hachen in den Hachener Bach (DMT 2005)

Erzbezirk	Informationsbasis
	– Kurzbericht zur biologischen Untersuchung des Makrozoobenthos 2011 am Hachener Bach und Kickenbach nach Punkt 6 der wasserrechtlichen Erlaubnis zum Einleiten von Drainage- und Niederschlagswasser durch das Sedimentationsbecken Hachen (Lippe Wassertechnik, 08.12.2011)
Müsener Erzbezirk	– Historie der Untersuchungen im Bereich Silberbach/ Dornbach (BR Arnsberg) – Daten zur Bodenbelastung im Überschwemmungsbereich Dornbach – Gefährdungsabschätzung ehemalige „Grube Goldberg II“ in Silberg-Kirchhundem, Kreis Olpe (IFUA 2011) inkl. Ergebnispräsentation für den Umwelt- und Strukturausschuss am 15.09.2011 – Probenahme des LANUV am 16.02.2012
Olpener Erzbezirk	– Untersuchungen von Sediment- und Wasserproben an einem Quellaustritt westlich von Neuenkleusheim (IFUA 2010)

Insgesamt kann die Datenlage im Meggener Schwefelkiesbezirk und im Müsener Erzbezirk als sehr gut bezeichnet werden. Die aktuelle Gefährdungsabschätzung für die ehemalige Grube Goldberg II, ergänzt durch die zusätzlichen Analysen des LANUV im Februar 2012, stellt eine gute Datenbasis in Bezug auf die Bewertung der Signifikanz des Eintrags in das Gewässer dar. Gleiches gilt auch für den Müsener Erzbezirk, wo aufgrund der bereits laufenden Maßnahmen bzw. aktuellen Ursachenforschung die Datenlage ebenfalls relativ gut ist.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-15 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Olpe. Der Verdachtspunkt Grube Rhonard (OE 7) wurde aufgrund der nach den vorliegenden Informationen dort ehemals vorhandenen bzw. geplanten Wassergewinnung nicht bei der Signifikanzbewertung berücksichtigt.

Tab. 5-15: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Olpe

Verdachts-punkt	Beeinträchti-gung Zustand Chemie		Beeinträchti-gung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Ge-samt-bewer-tung
	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	
Grube Kel-ler, Stollen III	nein	0	nein	0	gering	2	lokal	1	nicht bewertet	–	**3**
Grube Meg-gen, Caro-linenglücker Stollen	nein	0	möglich	4	gering	2	lokal	3	nicht erkenn-bar	0	**9**
Grube Meg-gen, Hache-ner Spülteich	nein	0	möglich	4	gering	2	regio-nal	2	erkenn-bar	3	**11**
Grube Alwine, Hal-den/Stollen-mundloch	nein	0	nein	0	gering	2	lokal	1	nicht bewertet	–	**3**
Grube Glan-zenberg – Goldberg II, Spülteiche/Halden/ Stollen	ja	8	ja	8	mittel	4	groß-räu-mig	3	wahr-schein-lich	2	**25**
Grube Zän-ker, Stollen	nein	0	nein	0	unbe-kannt	–	un-bede utend	0	nicht bewertet	-	**0**

Meggener Schwefelkiesbezirk

Der Verdachtspunkt **Grube Keller, Stollen III (OE 1)** liegt an der Habbecke, einem Zufluss zur Elspe. Der betroffene Wasserkörper DE_NRW_276634_0 (Elspe) weist einen guten chemischen und einen mäßigen ökologischen Zustand auf. Die Bewertung Ökochemie ergab keine Hinweise auf relevante Schwermetallbelastungen. Auch die ausgewählten GÜS-Messstellen 431254 und 431205 zeigen keine Hinweise auf eine signifikante Gewässerbelastung und relativ niedrige Zn-Gehalte.

Für die AAV-Maßnahme an der Grube Keller liegen umfangreiche Sanierungsuntersuchungen vor. Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen der Wasseraustritt aus dem Stollen Keller III sowie aus den Drainagen der Spülteiche und die daraus resultierende Thallium-Belastung. Für 2009 liegen parallele Abflussmessungen und Analysendaten für den Stollen Keller III vor, aus denen sich eine Zinkfracht von rd. 100 kg/a berechnen lässt.

Eine Gewässerbeeinträchtigung durch die Grube Keller wird demnach im Rahmen der Signifikanzbewertung als allenfalls lokal angesehen.

Ebenfalls im Meggener Schwefelkiesbezirk liegen die Verdachtspunkte Grube Meggen, Carolinenglücker Stollen (OE 2) und Grube Meggen, Hachener Spülteich (OE 3). An beiden Verdachtspunkten laufen bereits Maßnahmen zur Schwermetalleliminierung durch die Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH. Der Oberflächenwasserkörper DE-NRW_2766_77895 (Lenne Ausleitungsstrecke oberhalb Bamenohl bis Einmündung der Latrop) weist einen guten chemischen und unbefriedigenden ökologischen Zustand auf. Die Bewertung Ökochemie ergab Belastungen mit Zink.

Von der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH wurde der ARGE für 2007 eine Stoffbilanzierung für die Obere Lenne von DMT zur Verfügung gestellt.

Für den Ablauf der Fällanlage **Grube Meggen/Carolinenglücker Stollen (OE 2)** liegen aktuelle Überwachungsdaten aus den Jahren 2005 bis 2011 vor. Die daraus berechneten Frachten für Zink zeigt die Abbildung 5-2. Seit 2008 liegen die eingetragenen Zink-Frachten in die Lenne bei < 1 t/a. Darüber hinaus erfolgt noch ein erwähnenswerter Eintrag von Blei (ca. 40 kg/a) und Titan (ca. 70 kg/a).

Aufgrund der hohen Wasserführung der Lenne wird der Eintrag relativ schnell verdünnt, jedoch ist in den im Abstrom gelegenen GÜS-Messstellen 421133 und 421157 eine geringe Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen gegenüber dem Zustrom (GÜS-Messstelle 421110) festzustellen. Aus diesem Grund wird die räumliche Ausdehnung der Belastung derzeit noch mit „großräumig“ bewertet. Außerdem muss von einer gewissen Vorbelastung der Lenne mit Schwermetallen aus oberstromig gelegenen geogenen und anthropogenen Quellen ausgegangen werden. Trotzdem kann aufgrund der Frachten zumindest von einer negativen Beeinträchtigung des Parameters Ökochemie durch die Einleitung aus dem Carolinenglücker Stollen ausgegangen werden.

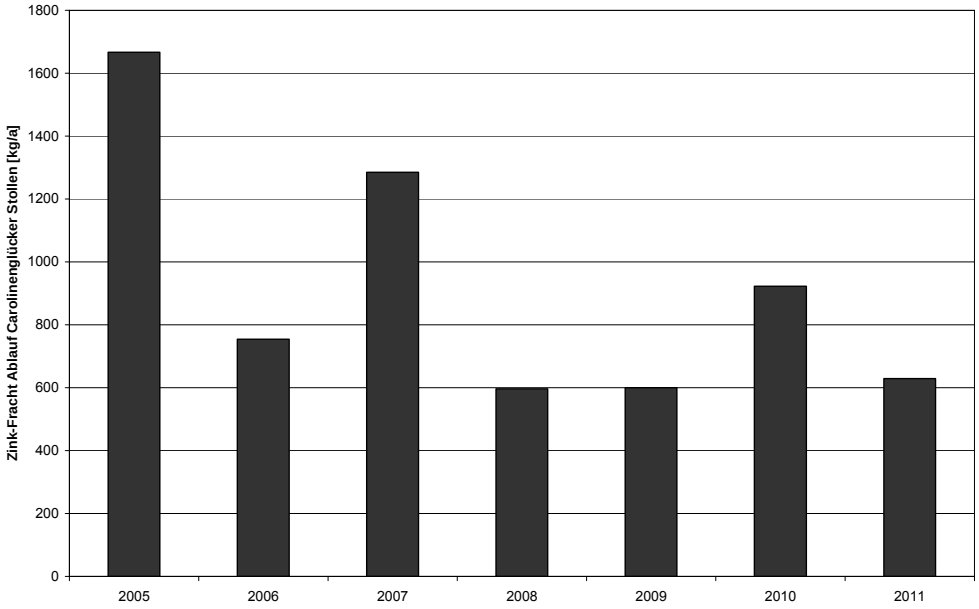


Abb. 5-2: Zink-Frachten im Ablauf der Fällanlage Carolinenglücker Stollen (berechnet aus Tagesmittelwerten)

Mit den Monitoringdaten 2010 liegt für den Verdachtspunkt **Grube Meggen, Hachener Spülteich (OE 3)** eine aktuelle Datenbasis für die Bewertung des Schwermetalleintrags vor. Die Schwermetallfrachten in den Hachener Bach liegen nach der Aufbereitung durch ein Belüftungsgerinne und ein angelegtes Feuchtgebiet (constructed wetland) zur Sedimentation demnach noch bei rd. 300 kg/a Zink und 7 kg/a Cadmium und sind somit als vergleichsweise gering anzusehen. Die Ökologie des Hachener Bachs wird nach Auswertungen des LANUV deutlich beeinflusst (siehe Stellungnahme des LANUV zum Monitoringbericht 2008). Nach Auskunft der Sachtleben Bergbau Verwaltungs-GmbH wurde den zuständigen Behörden ein Gutachten der Lippe Wassertechnik von 2011 vorgelegt, das belegt, dass der Hachener Bach nach Einleitung in einem guten Zustand ist, was zu einer geringeren Wertung in Tabelle 5-15 führen würde. Dieser Sachverhalt ist, wie auch gegebenenfalls weitere vorliegende Untersuchungsergebnisse, noch von den Genehmigungsbehörden zu prüfen. Für die Gesamtbewertung der Signifikanz dieses Verdachtspunktes wird auch die negative Beeinträchtigung des Parameters Ökochemie in der Lenne als möglich angesehen.

Müsener Erzbezirk

Im Müsener Erzbezirk liegen die Verdachtspunkte Grube Alwine, Halden/Stollenmundloch (OE 4) und Grube Glanzenberg – Goldberg II, Spülteiche/Halden/Stollen (OE 5) beide im Wasserkörper DE_NRW_2766286_0 (Silberbach, Mündung in die Olpe bis Quelle). Der Wasserkörper DE_NRW_2766286_0 weist Defizite beim chemischen und einen schlech-

ten ökologischen Zustand (u. a. aufgrund Ökochemie (Zink)) auf. Die Belastung des Silberbachs führt auch noch zu einer nachweisbaren Beeinträchtigung des chemischen und ökochemischen Zustands in den unterliegenden Wasserkörpern Olpe, Hundem und Lenne (Mitteilung BR Arnsberg vom 12.03.2012).

Um die Belastung aus dem Bereich der **Grube Alwine, Halden/Stollenmundloch (OE 4)** näher zu untersuchen, wurde im Februar 2012 der Silberbach sowohl im Anstrom (Probenahmepunkt OE 4/1) als auch im Abstrom des Haldengeländes (Probenahmepunkt OE 4/2) beprobt. Die Ergebnisse (Anhang 4.3) zeigen deutlich, dass der Silberbach bereits im Zustrom der Grube Alwine massive Schwermetallbelastungen insbesondere mit Cadmium, Zink und Kobalt aufweist. Die Schwermetallgehalte im Silberbach sind unterhalb der Grube Alwine dagegen – wahrscheinlich auch bedingt durch eine gewisse Verdünnung über den östlichen Zulauf und bereits laufende Maßnahmen – geringer. Hieraus kann geschlussfolgert werden, dass aus dem Bereich der Grube Alwine keine nennenswerten Frachten eingetragen werden, zumal die geschätzten Abflüsse an beiden Probenahmepunkten etwa gleich waren.

Für den Verdachtspunkt **Grube Glanzenberg – Goldberg II, Spülteiche/ Halden/Stollen (OE 5)** liegt eine umfangreiche Gefährdungsabschätzung vor, die insbesondere den Sickerwassereintrag und die Böschungsstandsicherheit thematisiert. Durch das LANUV wurden an zwei Stellen zusätzliche Gewässeranalysen durchgeführt. Die Probenahmepunkte lagen zum einen an einem Bach im östlichen Zustrom des Grubengeländes (OE 5/1) und zum anderen im Dornbach nach Verlassen des Grubengeländes (OE 5/2). Während die Probenahmestelle im Anstrom (OE 5/1) nur geringe Schwermetallgehalte aufweist, zeigt der Dornbach (OE 5/2) unterhalb der Grube Glanzenberg – Goldberg II deutliche Belastungen mit Schwermetallen. Die Frachten an der Probenahmestelle OE 5/2 wurden auf Basis der Analysenergebnisse des LANUV und eines abgeschätzten Abflusses im Dornbach von ca. 15 l/s berechnet und liegen bei ca. 1 t/a Zink, 0,6 kg/a Cadmium und 0,6 kg/a Kobalt. Nach den vorliegenden Unterlagen erfolgt der größte Teil des Schwermetalleintrags in den Dornbach über den Sickerwasseraustrag aus der Böschung. Konkrete Erkenntnisse über den Einfluss von Wasserzutritten aus dem Goldberg-Stollen in den Dornbach liegen allerdings bisher noch nicht vor; hier könnte ein zusätzlicher signifikanter Schwermetalleintrag aus dem Grubengebäude erfolgen. Es ist davon auszugehen, dass in Abhängigkeit vom Niederschlagsgeschehen auch deutlich höhere Frachten ausgetragen werden können.

Der Eintrag aus dem Bereich der Grube Glanzenberg kann als maßgeblich für die Defizite beim chemischen Zustand des Silberbachs angesehen werden; auch negative Einflüsse auf die Ökochemie sind wahrscheinlich.

Olpener Erzbezirk

An der **Grube Rhonard (OE 7)** besteht eine Wasserfassung mit einem entsprechenden Wasserrecht. Ob hier jemals eine Trinkwassergewinnung stattgefunden hat, kann derzeit nicht mehr nachvollzogen werden (Mitteilung des Kreises Olpe vom 08.12.2011) und ist nach Meinung des Kreises Olpe aufgrund der sehr deutlichen Mangan- und Eisenausfällungen eher unwahrscheinlich.

Westlich von Neuenkleusheim liegt der Verdachtspunkt **Grube Zänker, Stollen (OE 6).** Hier wurden an einem Quellaustritt eines namenlosen Gewässers hohe Arsenbelastungen registriert und 2010 entsprechende Untersuchungen von Sediment- und Wasserproben im Auftrag des Kreises Olpe durchgeführt. Bei den Untersuchungen wurden zwar hohe Sedimentbelastungen, aber keine relevanten Belastungen des Gewässers festgestellt. Im Rahmen der vorliegenden Betrachtungen wird dieser Wasseraustritt somit als nicht relevant angesehen.

Der Eintrag beider Verdachtspunkte erfolgt potenziell in die Olpe, die einen relativ großen Abfluss und damit auch eine relativ starke Verdünnung aufweist. Nach den vorliegenden Unterlagen haben beide Verdachtspunkte im Bereich des Olpener Erzbezirks im Gebiet des Kreises Olpe keine Signifikanz im Hinblick auf die Schwermetallbelastung der Gewässer.

5.6 Kreis Siegen-Wittgenstein

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Kreises Siegen-Wittgenstein liegen Teilbereiche der Erzbezirke Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk, Müsener Erzbezirk, Olpener Erzbezirk und Siegener Spateisensteinbezirk (siehe Anlage 4.6). Die dort für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-16 aufgelistet und in der Anlage 4.6 dargestellt.

Tab. 5-16: Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk	Eisensteinzeche Bautenberg, Tiefer Stollen	SI 1	–	DE_NRW_27226_0
	Peterszeche, Halden/Stollen	SI 2	–	DE_NRW_27222_0
Müsener Erzbezirk	Grube Brüche, Tiefer Stollen	SI 4	ja (stillgelegt)	DE_NRW_27214_4630
	Grube Stahlberg, Kronprinz Friedrich-Wilhelm-Stollen	SI 5	ja (stillgelegt)	DE_NRW_27214_4630
	Grube Altenberg, Halden/Spülteiche/Stollen	SI 7	–	DE_NRW_272146_0
	Müsen, Köln-Müsener-Hütte	SI 8	–	DE_NRW_27214_4630
	Müsen, Rothenbacher Hütte	SI 9	–	DE_NRW_27214_4630
Olpener Erzbezirk	Grube Haus Oranien, Stollen	SI 3	ja (stillgelegt)	DE_NRW_272146_0
Siegener Spateisensteinbezirk	Grube Alte Dreisbach, Stollen	SI 6	ja (stillgelegt)	DE_NRW_272_124250

Datenlage und Ausgangssituation

Folgende in der Tabelle 5-17 aufgelistete Daten standen für die Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein zur Verfügung:

Tab. 5-17: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Kreises Siegen-Wittgenstein vom 16.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE – Besprechung und Ortsbegehung beim Kreis Siegen-Wittgenstein am 21.12.2011
Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk	– diverse Analysenergebnisse von Probenahmen im Bereich der Peterzeche (übergeben vom Kreis Siegen-Wittgenstein am 21.12.2011) – Diverse Unterlagen und Analysenergebnisse zur Buchheller (übergeben von der BR Arnsberg)
Müsener Erzbezirk	– Analysenergebnisse zu Schwermetallgehalten im Rothenbach, Ferndorfbach etc. (übergeben von der BR Arnsberg) – Probenahme des LANUV am 16.02.2012

Insbesondere im Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk führen die Belastungen der Gewässer mit Schwermetallen in einigen Oberflächenwasserkörpern zu Defiziten beim chemischen und ökochemischen Zustand.

Im Kreis Siegen-Wittgenstein liegt insbesondere für den Bereich der Buchheller (Peterszeche (SI 2)) eine Vielzahl von Analysen vor, aus denen sich die Frachten aus unterschiedlichen Teilbereichen des Areals abschätzen lassen (siehe unten).

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-18 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein.

Tab. 5-18: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Siegen-Wittgenstein

Verdachts-punkt	Beeinträchti-gung Zustand Chemie		Beeinträchti-gung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamt-bewer-tung
	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	
Eisenstein-zeche Bautenberg, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbe-kannt	–	lokal	1	möglich	1	**2**
Peterszeche, Halden/ Stollen	ja	8	ja	8	mittel	4	groß-räumig	3	wahr-schein-lich	2	**25**
Grube Altenberg, Halden/ Spülteiche/ Stollen	mög-lich	4	möglich	4	gering	2	regio-nal	2	nicht bewertet	–	**12**
Müsen, Köln-Müse-ner-Hütte	nein	0	möglich	4	unbe-kannt	–	regio-nal	2	nicht bewertet	–	**6**
Müsen, Rothen-bacher Hütte	nein	0	möglich	4	unbe-kannt	–	regio-nal	2	nicht bewertet	–	**6**

Für die Verdachtspunkte in den ehemaligen Eisenerzbergwerken – Grube Brüche (SI 4), Grube Stahlberg (SI 5), Grube Haus Oranien (SI 3) und Grube Alte Dreisbach (SI 6) – wurde aufgrund der ehemaligen Nutzung zur Trinkwassergewinnung auf eine schematisierte Ableitung der Signifikanz verzichtet.

Von der BR Arnsberg wurden mit Datum vom 26.04.2012 Daten zum Stählerwiesenbach nachgemeldet, in den der Erbstollen einleitet und über den nach Auskunft der BR Arnsberg das gesamte Gebiet der ehemaligen Grube Stahlberg (SI 5) entwässert wird. Aktuelle Monitoringuntersuchungen zeigen Auffälligkeiten bzw. Qualitätsnormüberschreitungen für Cadmium, Zink, Nickel und Barium. Im Rahmen zukünftiger Untersuchungen sollte hier die Gewässerrelevanz geprüft werden.

Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk

Der Verdachtspunkt **Eisensteinzeche Bautenberg, Tiefer Stollen (SI 1)** liegt im Wasserkörper DE_NRW_27226_0 (Wildenbach), der einen guten chemischen und mäßigen ökologischen Zustand aufweist. Auffälligkeiten bei der Ökochemie liegen für den Parameter Zink vor.

Für den Bereich der Eisensteinzeche Bautenberg liegen aussagekräftige GÜS-Messstellen im Unter- und Oberstrom vor. An der Unterstrom-Messstelle wurden leicht erhöhte Zinkgehalte festgestellt, die jedoch in einer

Größenordnung liegen, die nicht auf eine signifikante Gewässerbelastung durch die Eisensteinzeche Bautenberg schließen lassen. Eine relevante Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands des Wasserkörpers DE_NRW_27226_0 wird demnach eher als unwahrscheinlich angesehen.

Ebenfalls im Burbach-Wilnsdorfer Erzbezirk liegt der Verdachtspunkt **Peterszeche, Halden/Stollen (SI 2)** im Wasserkörper DE_NRW_27222_0 (Buchheller). Der chemische Zustand dieses Wasserkörpers wird als nicht gut bewertet, und auch der ökologische Zustand ist als schlecht bewertet. Im Zusammenhang mit der Bewertung Ökochemie wird auf Belastungen mit Arsen, Kupfer und Zink hingewiesen. Die Schwermetallbelastungen der Buchheller führen auch zu Belastungen unterliegender Wasserkörper (z. B. Heller).

Aus langjährigen Untersuchungen des Kreises Siegen-Wittgenstein und der BR Arnsberg liegt eine Vielzahl an Analysendaten an unterschiedlichen Abschnitten der Buchheller im Bereich Peterszeche vor. Die Analysendaten inkl. der zugehörigen Abflussschätzungen der Probennehmer wurden herangezogen, um für die Buchheller an den unterschiedlichen Probenahmepunkten Frachten abzuschätzen.

Die Abbildung 5-3 zeigt in drei Diagrammen Darstellungen der hochgerechneten Jahresfrachten für die Parameter Zink, Blei und Cadmium, die auf Basis der o. g. Unterlagen ermittelt wurden. Anzumerken ist, dass der Abfluss im Rahmen der Probenahme nur relativ grob abgeschätzt wurde. Die Lage der Probenahmepunkte ist in Bezug auf potenzielle Einträge aus dem Bereich Peterszeche wie folgt zu beschreiben:

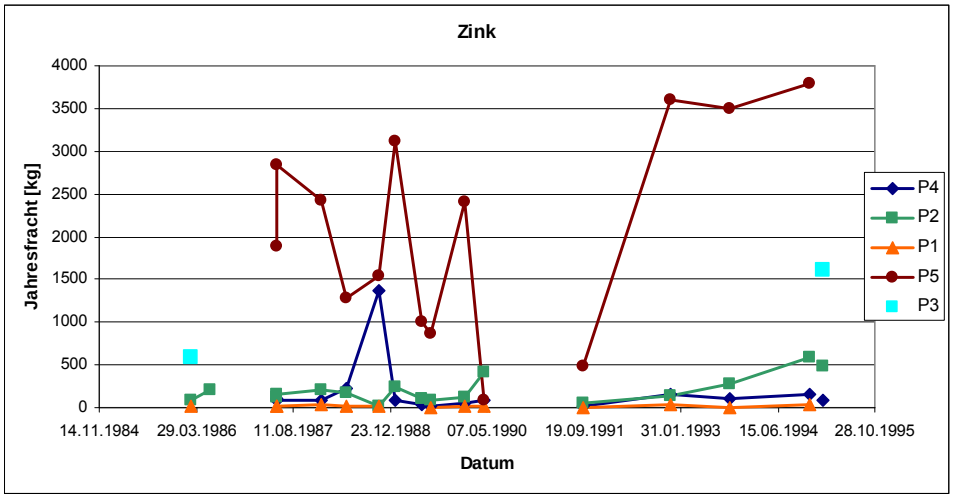
P1 Buchheller unterhalb Seitenzufluss aus altem Stollen (P2) und oberhalb des Haldengeländes

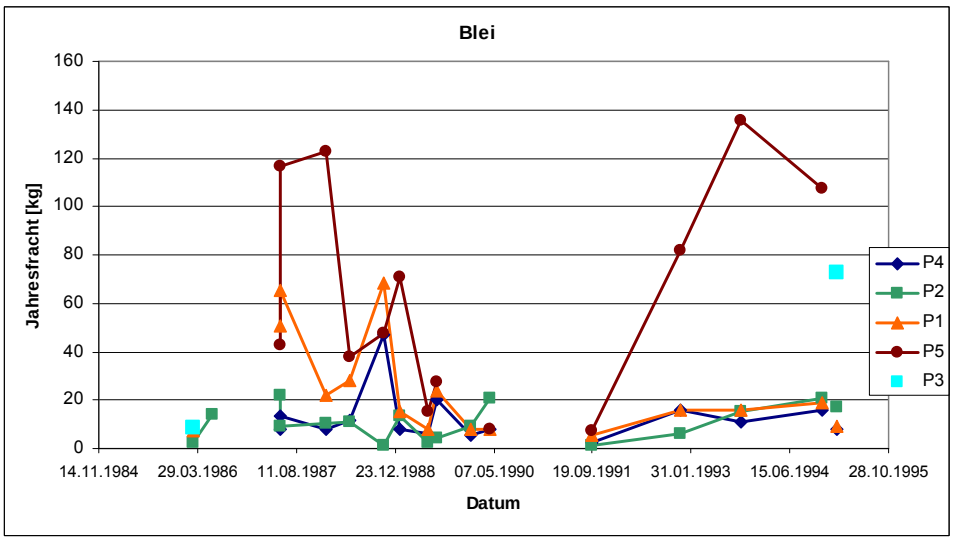
P2 Seitenzufluss aus dem alten Stollen vor Einmündung in die Buchheller

P3 Buchheller im Bereich der Halden

P4 Buchheller im Anstrom zum Bereich Peterszeche (oberhalb Seitenzufluss aus altem Stollen (P2))

P5 Buchheller unterhalb des Bereichs der Peterszeche





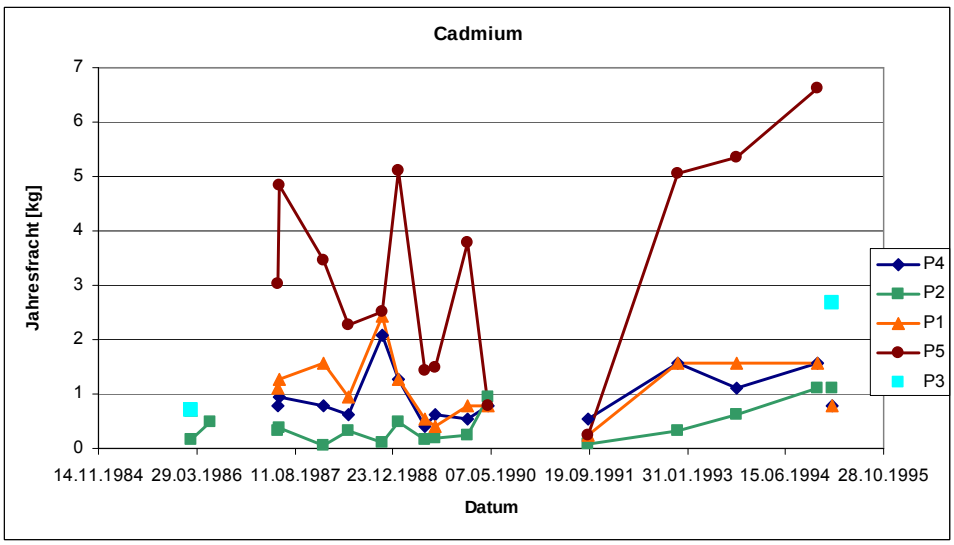


Abb. 5-3: Berechnete Jahresfrachten im Bereich Buchheller
(Erläuterungen zur Lage der Probenahmepunkte siehe Text)

Aus der Abbildung 5-3 wird deutlich, dass im Bereich der Peterszeche eine massive Belastung der Buchheller mit Schwermetallen vorhanden ist. Dabei erfolgt der weitaus größte Anteil über den Eintrag aus dem Haldenbereich (Sickerwasser), was durch die Differenz zwischen P2 (Stollenauslauf) und P5 (Gesamtbelastung) deutlich wird. Für den (unbedeckten) Haldenbereich ist anzumerken, dass die eingetragenen Frachten hier auch maßgeblich durch das Niederschlagsgeschehen beeinflusst werden.

Zusammenfassend kann geschlussfolgert werden, dass die Defizite der Buchheller im chemischen und ökologischen Zustand nach den vorliegenden Erkenntnissen maßgeblich auf die Schwermetallbelastungen aus dem Bereich **Peterszeche** zurückzuführen sind.

Müsener Erzbezirk

Die Verdachtspunkte im Bereich der ehemaligen Eisenerzbergwerke **Grube Brüche, Tiefer Stollen (SI 4)** und **Grube Stahlberg, Kronprinz-Friedrich-Wilhelm-Stollen (SI 5)** wurden aufgrund der ehemaligen bzw. aktuellen Nutzung zur Wassergewinnung nicht näher betrachtet.

Die **Grube Altenberg, Halden/Spülteiche/Stollen (SI 7)** liegt im Wasserkörper DE_NRW_272146_0 (Littfe), der gemäß Bewirtschaftungsplan 2010 einen guten chemischen und mäßigen ökologischen Zustand und auch keine Schwermetallauffälligkeiten bei der Ökochemie aufweist. Aufgrund eines Hinweises der BR Arnsberg vom 23.02.2012, wonach die aktuellen Monitoringergebnisse signifikante Schwermetallbelastungen der Littfe anzeigen, wurde im Februar 2012 eine Probenahme durch das LANUV im Abstrom der Grube Altenberg veranlasst. Die Analysenergebnisse des LANUV zeigen insbesondere Belastungen mit Cadmium, Zink, Kobalt und Silber. Unter Annahme eines Abflusses von 10 l/s wurden Frachten von rd. 300 kg/a Zink, 0,3 kg/a Blei, 3 kg/a Nickel und 1 kg/a Kupfer abgeschätzt.

Aufgrund der Analysenergebnisse und der ermittelten Frachten wird ein negativer Einfluss der Grube Altenberg auf den ökochemischen Zustand der Littfe als möglich angesehen. Dieses Ergebnis wird durch aktuelle Auswertungen der BR Arnsberg bestätigt (siehe E-Mail vom 26.04.2012).

Am Ferndorfbach liegen – neben den o. g. Wassergewinnungen – die Verdachtspunkte **Müsen, Köln-Müsener-Hütte (SI 8)** und **Müsen, Rothenbacher Hütte (SI 9)** am Rothenbach, einem Zulauf zum Ferndorfbach. Beide Verdachtspunkte wurden aufgrund von Hinweisen der BR Arnsberg aufgenommen, obwohl Betriebe der weiterverarbeitenden Industrie im Rahmen des vorliegenden Gutachtens vereinbarungsgemäß nicht berücksichtigt werden sollten. Der Ferndorfbach weist in dem entsprechenden Gewässerabschnitt einen guten chemischen Zustand und einen schlechten ökologischen Zustand auf (Zink-Auffälligkeit bei der Bewertung Ökochemie).

Von der BR Arnsberg wurden zusätzliche Unterlagen zum Müsener Gebiet zur Verfügung gestellt. Hiernach weist der Rothenbach (mit den Verdachtspunkten SI 8 und SI 9) vor der Einmündung in den Ferndorfbach deutlich erhöhte Zink- und Cadmiumgehalte auf. Noch höhere Gehalte wurden in einem Zulauf namens Stählerwiesenbach nachgewiesen, in den der Erbstollen der Grube Stahlberg mündet. Dieser Verdachtspunkt wurde aufgrund mangelnder Daten im Rahmen des vorliegenden Gutachtens nicht näher betrachtet.

Die GÜS-Messstelle 453201 im Ferndorfbach zeigt in der Analyse 2002 deutlich höhere Zink-Gehalte als die oberstromig gelegene Messstelle 453109. Über die vorhandenen GÜS-Messstellen lässt sich nicht auflösen, von welchem der aufgezeigten Verdachtspunkte diese Belastung potenziell stammt. Mit Hilfe eines geeigneten Messprogramms sollte die Signifikanz der einzelnen Verdachtspunkte in diesem Bereich näher untersucht werden.

Olpener Erzbezirk

Die **Grube Haus Oranien** wurde aufgrund der ehemaligen Nutzung zur Wassergewinnung nicht näher betrachtet.

Siegener Spateisensteinbezirk

Die **Grube Alte Dreisbach** wurde aufgrund der ehemaligen Nutzung zur Wassergewinnung nicht näher betrachtet.

5.7 Märkischer Kreis

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Märkischen Kreises liegt ein Teilbereich des Nordbergischen/Nordsauerländischen Blei-Zink-Erzbezirks. Die im Kreisgebiet des Märkischen Kreises für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-19 aufgelistet und in der Anlage 4.7 dargestellt. Die außerhalb eines Erzreviers gelegene Grube Theodore bei Plettenberg baute auf einem Zinkerzlager in mitteldevonischen Kalksteinen. Das Mundloch des Carl-Stollens der rd. 2 km östlich gelegenen Hermannszeche (HSK 7) liegt ebenfalls innerhalb des Märkischen Kreises (siehe Abschnitt 5.4).

Tab. 5-19: Verdachtspunkte im Märkischen Kreis

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Nordbergischer/ Nordsauerländer Blei-Zink-Erzbezirk	Grube Nidda (Iserlohn)	MK 1	ja	DE_NRW_276542_2000
außerhalb Erzbezirk	Grube Theodore (Plettenberg)	MK 2	ja	DE_NRW_2766_56576

Datenlage und Ausgangssituation

Die in Tabelle 5-20 aufgelisteten Daten standen für die Bewertung der Verdachtspunkte im Märkischen Kreis zur Verfügung

Tab. 5-20: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Märkischen Kreis

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Märkischen Kreises vom 21.10.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE – 10. Änderung des Regionalplans in den Städten Iserlohn (Ortsteil Griesenbrauck) und Hemer (Ortsteil Landhausen), bereitgestellt durch BR Arnsberg am 07.03.2012

Für den Märkischen Kreis sind nach Auskunft des Kreises keine eindeutigen Grundwasserbelastungen aus ehemaligen Erzbergbaugebieten bekannt. Es sind lediglich lokal geogene, erzbergbaubedingte Schwermetallbelastungen im Stadtgebiet Iserlohn (Wassergewinnung "Krug von Nidda") und in Hemer-Deilinghofen vorhanden.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Verdachtspunkte im Märkischen Kreis wurden keiner näheren Analyse und Bewertung unterzogen, da beide Verdachtspunkte aktuell zur Trinkwasserversorgung genutzt werden und eine signifikante Gewässerbelastung demnach als unwahrscheinlich angesehen wird.

Die Stadtwerke Iserlohn betreiben das Zentrale Wasserwerk „Krug von Nidda“. Hier wird das in der ehemaligen Grube Nidda anfallende Wasser vollständig für die Trinkwassergewinnung genutzt und aufbereitet. Eine Ab- oder Überleitung in ein Oberflächengewässer erfolgt nicht, womit eine diesbezügliche Belastung mit Schwermetallen ausgeschlossen werden kann. Die massive Schwermetallbelastung an der GÜS-Messstelle 418602 (Caller Bach) kann nach den vorliegenden Unterlagen vielfältige Ursachen haben. Neben Betriebsflächen des Bergbaus kommen Betriebsflächen der weiter-

verarbeitenden Industrie sowie Verfüllungen ehemaliger Steinbrüche und eine erhöhte geogene Hintergrundbelastung in Betracht; hier ist zunächst eine Detailuntersuchung zur Erfassung der maßgeblichen Schwermetallquellen erforderlich.

5.8 Oberbergischer Kreis

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Oberbergischen Kreises liegen Teilbereiche des Bensberger Erzbezirks und des Kohlberg-Morsbacher-Erzbezirks. Eine große Zahl an Verdachtspunkten liegt jedoch auch außerhalb abgegrenzter Erzbezirke. Die im Kreisgebiet des Oberbergischen Kreises für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-21 aufgelistet und in der Anlage 4.8 dargestellt.

Der überwiegende Teil der außerhalb eines hier ausgewiesenen Erzreviers gelegenen Verdachtspunkte liegt im Einzugsgebiet der Agger, im östlichen Anschluss des Bensberger Erzreviers. Die in diesem Bereich auftretenden Lagerstätten entsprechen genetisch denen des Bensberger Erzreviers; der Bereich wird auch als erzärmerer "Äußerer Bensberger Erzbezirk" bezeichnet. Die im nördlichen Kreisgebiet, im Einzugsgebiet der Wupper, gelegenen Gruben Carolinagrube und Grube Danielszug bauten auf Kupfervererzungen in devonischen Tonschiefern. Die Grube Danielszug war eine bedeutende Kupfererzgrube.

Tab. 5-21: Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Bensberger Erzbezirk	Grube Castor, Halden/Tiefer Stollen	OBK 3	–	DE_NRW_2728_0
	Grube Bliesenbach, Halden/Stollen	OBK 4	–	DE_NRW_272872_0
	Grube Silberkaule, Halden/Stollen	OBK5	–	DE_NRW_272872_0
Kohlberg-Morsbacher-Erzbezirk	Grube Magdalena, Tiefer Magdalena Stollen	OBK 14	ja (stillgelegt)	DE_NRW_27238_7255
außerhalb Erzbezirk	Grube Danielszug (Kupfer), Halden/Stollen	OBK 1	–	DE_NRW_273614_0
	Carolinagrube, Tiefer Stollen	OBK 2	–	DE_NRW_2736_71895
	Grube Neu-Moresnet 4, Stollen	OBK 6	–	DE_NRW_27286_0
	Grube Alter Stollenberg, Tiefer Stollen	OBK 7	–	DE_NRW_27284_0
	Grube Bliebach – Erzwäsche, Halden	OBK 8	–	DE_NRW_272848_0
	Grube Bleihardt, Stollen	OBK 9	–	DE_NRW_2728_44322
	Grube Fahrenberg, Stollen	OBK 10	–	DE_NRW_27282_0
	Grube Heidberg, Tiefer Stollen	OBK 11	–	DE_NRW_27284_25705
	Grube Wildberg, Erbstollen	OBK 12	–	DE_NRW_27284_25705
	Grube Wildberg, Friedrich-Schmidt-Stollen	OBK 13	–	DE_NRW_27284_25705

Datenlage und Ausgangssituation

Für die Bewertung der Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis standen die in der Tabelle 5-22 aufgelisteten Daten zur Verfügung.

Tab. 5-22: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Oberbergischen Kreises vom 09.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE – Besprechung und Ortsbegehung beim Oberbergischen Kreis am 01.12.2011 und 31.01.2012 – Auszug aus dem Umweltbericht 1992 des Oberbergischen Kreises (Unterlagen/Analysen Grube Wildberg (übergeben vom Oberbergischen Kreis)) – CD mit Karten/Daten zu Geotopen, Bodendenkmälern und Halden (Unterlagen/Analysen Grube Wildberg (übergeben vom Oberbergischen Kreis)) – Erzgänge und Relikte des Metallbergbaus im Gebiet des Wupperverbandes (Gutachten ZUMBROICH 2009) inkl. GIS-Daten (übergeben vom Wupperverband)
Bensberger Erzbezirk	– Unterlagen/Analysen Grube Silberkaule (übergeben vom Oberbergischen Kreis beim Ortstermin am 31.01.2012) – Unterlagen/Analysen Grube Bliesenbach (übergeben vom Oberbergischen Kreis beim Ortstermin am 31.01.2012) – Gefährdungsabschätzung der Halde der ehemaligen Grube „Kastor“ in Engelskirchen (Gutachten BfU, 1994) – Gutachterliche Stellungnahme zur zukünftigen Nutzung der Halde der ehemaligen Grube „Kastor“ in Engelskirchen (Gutachten BfU, 1993) – Probenahme des LANUV am 27.02.2012
außerhalb Erzbezirk	– Unterlagen zu Cadmiumgehalten in der Hönnige (übergeben vom Oberbergischen Kreis beim Ortstermin am 31.01.2012) – Unterlagen/Analysen Grube Wildberg (übergeben vom Oberbergischen Kreis beim Ortstermin am 31.01.2012) – Unterlagen/Analysen Grube Heidberg (übergeben vom Oberbergischen Kreis beim Ortstermin am 31.01.2012)

Im Hinblick auf die Belastungssituation ist der Bensberger Erzbezirk im Oberbergischen Kreis eindeutig der bedeutsamste. Betroffen ist hier durch Schwermetalleinträge in erster Linie der Wasserkörper Loopebach.

Für die Belastungen im Bensberger Erzbezirk resultierend aus den Schwermetallausträgen der Gruben Silberkaule und Bliesenbach liegen ältere Analysenergebnisse vor, die jedoch aufgrund mangelnder Abflusswerte und/oder uneindeutiger Verortungen für eine Gesamtbetrachtung der in diesem Bereich eingetragenen Frachten nicht genutzt werden können. Aus diesem Grund wurde veranlasst, dass im Februar 2012 weitere Proben durch das LANUV genommen wurden.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-23 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis.

Tab. 5-23: Bewertung der Verdachtspunkte im Oberbergischen Kreis

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Castor, Halden/ Tiefer Stollen	nein	0	möglich	4	mittel	4	regional	2	möglich	1	**11**
Grube Bliesenbach, Halden/ Stollen	ja	8	möglich	4	mittel	4	regional	2	möglich	1	**19**
Grube Silberkaule, Halden/ Stollen	ja	8	möglich	4	gering	2	regional	2	möglich	1	**17**
Grube Danielszug (Kupfer), Halden/ Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Carolinagrube, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Neu-Moresnet 4, Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Alter Stollenberg, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Bliebach – Erzwäsche, Halden	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Bleihardt, Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Fahrenberg, Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Heidberg, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Wildberg, Erbstollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Wildberg, Friedrich-Schmidt-Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**

Bensberger Erzbezirk

Die Entwässerung der **Grube Castor, Halden/Tiefer Stollen (OBK 3)** erfolgt unmittelbar in die Agger (Wasserkörper DE_NRW_2728_0), deren chemischer Zustand in diesem Bereich als „nicht gut“ bewertet wird. Der ökologische Zustand ist unbefriedigend, u. a. aufgrund von Zink-Belastungen im Rahmen der Bewertung Ökochemie (Anmerkung: Über die Vorbelastung der Agger insbesondere auch aus dem Loopebach (siehe unten) liegen keine Informationen vor).

Hinsichtlich der Schwermetalleinträge aus der Grube Castor ist zu differenzieren zwischen dem Ablauf des Tiefen Stollens, der gerichtet in die Agger abgeleitet wird, und den eher diffusen Zutritten aus den Haldenbereichen in die Agger. In der Gefährdungsabschätzung für die Halde der ehemaligen Grube „Kastor“ (BfU 1994) werden Gewässeranalysen der Agger durch den Oberbergischen Kreis durchgeführt, und ober- und unterhalb der Grube Castor dokumentiert. Zwischen den beiden Messpunkten steigt der Zinkgehalt von 0,25 auf 0,27 mg/l, der Bleigehalt von 0,1 auf 0,11 mg/l und der Kupfergehalt von 0,05 auf 0,07 mg/l. Unter Annahme eines mittleren Abflusses der Agger in diesem Bereich von rd. 6.000 l/s (Mitteilung Oberbergischer Kreis) können grob Frachten von rd. 3,8 t/a Zink, 1,9 t/a Blei und 3,8 t/a Kupfer abgeschätzt werden. Zumindest eine Beeinträchtigung des ökochemischen Zustands der Agger durch die Belastungen aus der Grube Castor wird damit als möglich angesehen.

Die Verdachtspunkte **Grube Bliesenbach, Halden/Stollen (OBK 4)** und **Grube Silberkaule, Halden/Stollen (OBK 5)** liegen im Wasserkörper DE_NRW_272872_0 (Loopebach). Dieser Wasserkörper weist einen guten ökologischen Zustand auf; aber der chemische Zustand wird als „nicht gut“ bewertet. Die Bewertung Ökochemie zeigt Auffälligkeiten für Zink.

Für die Grube Bliesenbach liegen Analysendaten aus älteren Untersuchungen für unterschiedliche Probenahmepunkte vor, die eine Abschätzung des Frachteintrags erlauben. Bei einem abgeschätzten Abfluss im Loopebach von 36 l/s (abgeleitet aus der Größe des Einzugsgebietes (ca. 12 km²) und

einem Niedrigwasserabfluss von 3 l/s/km²) ergeben sich Frachten von ca. 1 t/a Zink, 2 kg/a Cadmium, 0,3 kg/a Arsen und 0,6 kg/a Blei.

Für die Grube Silberkaule wurden auf Basis der Analysenergebnisse des LANUV im Februar 2012 und abgeschätzten Abflüssen von 10 l/s am Probenahmepunkt OBK 5/1 und 25 l/s am Probenahmepunkt OBK 5/2 Frachten von 150 kg/a Zink, 0,5 kg/a Cadmium, 1,5 kg/a Arsen und 10 kg/a Blei abgeschätzt. Insbesondere für die Grube Silberbach ist jedoch anzumerken, dass durch die unbedeckten Halden, an deren Fuß der Heckbach bzw. Loopebach unmittelbar entlangfließt, der Frachteintrag in das Gewässer sehr stark von den Niederschlagsverhältnissen abhängt und bei Starkregenereignissen mit wesentlich höheren Frachteinträgen zu rechnen ist.

Zwar sind absolut gesehen die Frachteinträge der Grube Bliesenbach nach den durchgeführten Abschätzungen höher als die der Grube Silberkaule, aber die Frachten der für den chemischen Zustand entscheidenden Parameter Blei und Cadmium sind wiederum für die Grube Silberkaule höher. Für die Defizite des chemischen Zustands sind somit beide Gruben in vergleichbarer Weise verantwortlich und beide Gruben tragen auch zu den Defiziten bei der Ökochemie (Zink) bei. Nur durch die absolut gesehen höheren Frachten erhält die Grube Bliesenbach eine etwas höhere Gesamtbewertung.

Kohlberg-Morsbacher Erzbezirk

Die **Grube Magdalena** wurde aufgrund der aktuellen Nutzung zur Wassergewinnung nicht näher betrachtet.

Außerhalb Erzbezirk

Außerhalb der abgegrenzten Erzbezirke existieren im Oberbergischen Kreis eine ganze Reihe potenzieller Verdachtspunkte. Die Bewertung dieser Verdachtspunkte begründet sich im Wesentlichen auf der Experteneinschätzung der Sachbearbeiter vor Ort und lässt sich im Einzelnen wie folgt zusammenfassen:

- **Grube Danielszug, Halden/Stollen (OBK 1)**: Die ausgewählten GÜS-Messstellen oberhalb und unterhalb des Verdachtspunktes sind von der Lage her aussagekräftig und zeigen keine wesentliche Erhöhung der Schwermetallgehalte an (Ausnahme: Kupfer). Nach Auskunft des Oberbergischen Kreises können Belastungen, die im Boden und Sediment nachgewiesen wurden, in der Wasserphase und auch in Fischen nicht nachvollzogen werden. Unterlagen, die vom Wupperverband bereitgestellt wurden, deuten darauf hin, dass eine Cadmium-Belastung der Hönnige bereits im Zustrom der Grube Danielszug vorliegt. Der Verdachtspunkt wird als dementsprechend nicht signifikant angesehen.

- **Carolinagrube, Tiefer Stollen (OBK 2)**: Die zur Verfügung stehenden GÜS-Messstellen sind von ihrer Lage her für diesen Verdachtspunkt nicht aussagekräftig. Nach Auskunft des Oberbergischen Kreises liegen jedoch keine Hinweise auf einen signifikanten Schwermetalleintrag vor, so dass auch dieser Verdachtspunkt als nicht signifikant angesehen werden kann.

- **Grube Neu-Moresnet 4, Stollen (OBK 6)** und **Grube Alter Stollenberg, Tiefer Stollen (OBK 7)**: Aktuelle Untersuchungen des Oberbergischen Kreises zeigen für diese Verdachtspunkte keine Auffälligkeiten in der beprobten Wasserphase im Abstrom. Die Verdachtspunkte werden aus diesem Grund als nicht signifikant angesehen.

- **Grube Bliebach – Erzwäsche, Halden (OBK 8)**: Die ausgewählten GÜS-Messstellen oberhalb und unterhalb des Verdachtspunktes sind von der Lage her aussagekräftig und zeigen keine wesentliche Erhöhung der Schwermetallgehalte an (Ausnahme: Zink). Hinweise auf eine relevante Belastung der Gewässer liegen nicht vor; der Verdachtspunkt wird als nicht signifikant angesehen.

- **Grube Bleihardt, Stollen (OBK 9)**: Aktuelle Untersuchungen des Oberbergischen Kreises im Abstrom der Grube Bleihardt zeigen keine Auffälligkeiten für Schwermetalle in der Wasserphase, was sich mit den Ergebnissen an der zugeordneten GÜS-Messstelle 203105 deckt. Der Verdachtspunkt wird aus diesem Grund als nicht signifikant angesehen.

- **Grube Fahrenberg, Stollen (OBK 10)**: Die ausgewählten GÜS-Messstellen oberhalb und unterhalb des Verdachtspunktes sind von der Lage her aussagekräftig und zeigen keine wesentliche Erhöhung der Schwermetallgehalte an. Da es auch von Seiten des Oberbergischen Kreises keine Hinweise auf eine relevante Belastung gibt, wird der Verdachtspunkt als nicht signifikant angesehen.

- **Grube Heidberg, Tiefer Stollen (OBK 11)**: Die GÜS-Messstelle 206301 im Unterstrom der Grube Heidberg zeigt nur eine sehr geringe Belastung mit Zink. Aktuelle Untersuchungen des Oberbergischen Kreises zeigen, dass die Schwermetallbelastung insgesamt gering ist. Für den Parameter Zink liegen die Differenzen zwischen Oberstrom und Unterstrom bei max. 0,02 mg/l, mit einer abnehmenden Tendenz in den letzten Jahren. Der Verdachtspunkt wird aus diesem Grund als nicht signifikant angesehen.

- **Grube Wildberg, Erbstollen (OBK 12)** und **Grube Wildberg, Friedrich-Schmidt-Stollen (OBK 13)**: Nach Auskunft des Oberbergischen Kreises ist der Bereich der Grube Wildberg ein Schwerpunkt der Sedimentbelastung im Kreisgebiet. Im Rahmen einer Begehung am 15.11.2011 wurde im Bereich des Erbstollens (OBK 12) in der Bachstraße ein Rohrzulauf (rd. 3 l/s) in ein dem Wildberger Bach zulaufendes Gerinne festgestellt; unterhalb des Zulaufs war das Gerinnebett bis zum

Wildberger Bach durch Eisenausfällungen intensiv ocker verfärbt. Aktuelle Untersuchungen zeigen hier jedoch keine Schwermetallauffälligkeiten in der Wasserphase, was sich mit den Ergebnissen an der GÜS-Messstelle 206301 deckt. Beide Verdachtspunkte werden aus diesem Grund im Hinblick auf eine potenzielle Gewässerbelastung als nicht signifikant angesehen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass außerhalb der abgegrenzten Erzreviere im Oberbergischen Kreis keine für die Gewässerbelastung signifikanten Verdachtspunkte ausgewiesen werden.

5.9 Rheinisch-Bergischer Kreis

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Rheinisch-Bergischen Kreises liegt im Wesentlichen der Bensberger Erzbezirk. Die für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-24 aufgelistet und in der Anlage 4.9 dargestellt.

Tab. 5-24: Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Bensberger Erzbezirk	Grube Washington, Tiefer Stollen	GL 1	–	DE_NRW_2728854_0
	Grube Blücher, Blücherstollen	GL 2	–	DE_NRW_273568_7124
	Grube Blücher, Halden/Klärteiche	GL 3	–	DE_NRW_273568_7124
	Grube Blücher, Stollen	GL 4	–	DE_NRW_273568_7124
	Grube Jungfrau, Stollen	GL 5	–	DE_NRW_273566_2300
	Grube Weiß, Sandhalden/Stollen	GL 6	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Berzelius, Stollen/Halde	GL 7	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Ehrenfeld, Tiefer Stollen	GL 8	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Apfel, Tiefer Stollen	GL 9	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen	GL 10	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Lüderich, Grünewaldteiche	GL 11	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Idria (Quecksilber-Abbau), Halden/Stollen	GL 12	–	DE_NRW_273566_2300
	Grube Lüderich, Auguststollen	GL 13	–	DE_NRW_27288_10626
	Grube Grünewald, Tiefer Stollen	GL 14	–	DE_NRW_27288_10626

Datenlage und Ausgangssituation

Folgende in der Tabelle 5-25 aufgelistete Daten standen für die Bewertung der Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis zur Verfügung.

Tab. 5-25: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Rheinisch-Bergischen Kreises vom 27.10.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE inkl. einer Datei „Übersicht Verdachtspunkte“ – Besprechung und Ortsbegehung beim Rheinisch-Bergischen Kreis am 21.12.2011
Bensberger Erzbezirk	– Gutachten zur Gefährdungsabschätzung für den Klärteich Grünewald der Altenberg Zink GmbH, Essen (HTP/ahu 1997) (übergeben vom Rheinisch-Bergischen Kreis) – Vermerk des Rheinisch-Bergischen Kreises zu den vorliegenden Erkenntnissen bzgl. Belastungsquellen des Erzbergbaus vom 29.12.2011 – Analysenergebnisse Grünewaldteich und Neuer Lüderichstollen Jan./Feb. 2012 (übergeben vom Rheinisch-Bergischen Kreis) – Probenahme des LANUV am 27.02.2012

Zu vielen der von der ARGE für das Kreisgebiet recherchierten und dargestellten Stollenmundlöcher liegen der Unteren Umweltschutzbehörde des Rheinisch-Bergischen Kreises derzeit keine näheren Erkenntnisse vor. Deswegen hat der Rheinisch-Bergische Kreis mehrere Diplom- und Masterarbeiten initiiert, die eine Bestandsaufnahme der vorhandenen Stollenmundlöcher zum Ziel haben und die aktuell noch laufen.

Im Rahmen dieser Arbeiten wurden auch Probenahmen im Bereich der Verdachtspunkte GL 2 – 4 und GL 7 – 9 durchgeführt (Lageplan siehe Anlage 4.9b). Aufgrund der Ergebnisse der Besprechung mit dem Rheinisch-Bergischen Kreis und den Bearbeitern der Diplom-/Masterarbeiten am 21.12.2012 ist die ARGE davon ausgegangen, dass bis Ende März zumindest die entsprechenden Analysendaten vorliegen, so dass sie im Rahmen des vorliegenden Projektberichts mit ausgewertet werden können. Aus diesem Grund wurde an den genannten Punkten keine zusätzliche Probenahme durch das LANUV veranlasst.

Trotz mehrmaliger Nachfrage des Rheinisch-Bergischen Kreises bei den bearbeitenden Universitäten lagen bis Mitte April 2012 noch keine abschließenden Analysenergebnisse vor, so dass die nachfolgende Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte auf Grundlage der vorläufigen Ergebnisse in Verbindung mit den übrigen zur Verfügung stehenden Daten erfolgen

muss. Die ARGE empfiehlt nach Vorlage der Ergebnisse der o. g. Diplom- und Masterarbeiten eine Revision und Überprüfung der Bewertung insbesondere für diese Verdachtspunkte.

Insbesondere für die Grube Lüderich (inkl. Grünewaldteiche) liegen bereits umfangreiche Vorarbeiten vor, auf die im Rahmen der vorliegenden Auswertungen zurückgegriffen wurde.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-26 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis.

Tab. 5-26: Bewertung der Verdachtspunkte im Rheinisch-Bergischen Kreis

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Washington, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Blücher, Blücherstollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	möglich	1	**2**
Grube Blücher, Halden/ Klärteiche	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	möglich	1	**2**
Grube Blücher, Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	möglich	1	**2**
Grube Jungfrau, Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Weiß, Sandhalden/Stollen	möglich	4	möglich	4	mittel	4	regional	2	möglich	1	**15**
Grube Berzelius, Stollen/Halde	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	regional	2	möglich	1	**7**
Grube Ehrenfeld, Tiefer Stollen	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	regional	2	möglich	1	**7**
Grube Apfel, Tiefer Stollen	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	regional	2	möglich	1	**7**
Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen	ja	8	ja	8	hoch	6	großräumig	3	möglich	1	**26**

Verdachts-punkt	Beeinträchti-gung Zustand Chemie		Beeinträchti-gung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamt-bewer-tung
	Bewer-tung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewer-tung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Lüde-rich, Grüne-waldteiche	ja	8	ja	8	mittel	4	groß-räumig	3	möglich	1	**24**
Grube Idria (Quecksil-ber-Abbau), Halden/ Stollen	nein	0	nein	0	unbe-kannt	–	lokal	1	nicht be-wertet	–	**1**
Grube Lüde-rich, August-stollen	nein	0	möglich	4	gering	2	lokal	1	nicht be-wertet	–	**7**
Grube Grünewald, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	gering	2	lokal	1	möglich	1	**4**

Verdachtspunkte an der Sülz und ihren Nebengewässern

Eine Vielzahl an Verdachtspunkten im Rheinisch-Bergischen Kreis liegt im Wasserkörper DE_NRW_27288_10626 (Sülz, Rösrath bis Overath). Dies betrifft Grube Weiß (GL 6) am Eschbach sowie die Verdachtspunkte Grube Berzelius (GL 7), Grube Ehrenfeld (GL 8), Grube Apfel (GL 9) am Volbach und die Grube Lüderich (GL 10, GL 11, GL 13) sowie die Grube Grünewald (GL 14) unmittelbar an der Sülz bzw. kleineren Zuflüssen.

Während die Sülz im Oberlauf einen guten chemischen Zustand aufweist, wird der chemische Zustand des betroffenen Wasserkörpers DE_NRW_27288_10626 mit „nicht gut“ bewertet. Die gesamte Sülz zeigt einen nur mäßigen ökologischen Zustand, wobei der Wasserkörper DE_NRW_27288_10626 bei der Ökochemie eine relevante Zink-Belastung aufweist.

Für den Verdachtspunkt **Grube Weiß, Sandhalden/Stollen (GL 6)** ist das lokale Abflussmodell nach Auskunft des Rheinisch-Bergischen Kreises nicht eindeutig, da sich verschiedene Einflüsse wie Gewerbe, Autobahn, Altdeponie und Altbergbau überlagern. Eine signifikante Belastung des Eschbachs aus dem Altbergbau kann nach Auskunft des Rheinisch-Bergischen Kreises jedoch angenommen werden. Die Analysenergebnisse des LANUV aus Februar 2012 zeigen massive Belastungen des Eschbachs mit Cadmium, Nickel, Zink, Kobalt und Silber (Anhang 4.3). Da keine Abflusswerte für den Eschbach vorliegen, konnten keine Frachten quantifiziert werden; aufgrund der sehr hohen Konzentrationen für die o. g. Stoffe wird jedoch im Rahmen der vorliegenden Signifikanzbewertung eine mittlere Fracht (1 – 10 t/a) angenommen.

Aufgrund der vorliegenden Analysenergebnisse wird eine negative Beeinträchtigung des chemischen und ökochemischen Zustands durch Belastungen aus dem Bereich der Grube Weiß als möglich angesehen.

Im Bereich des Volbach-Tals liegen die Verdachtspunkte **Grube Berzelius, Stollen/Halden** (GL 7), **Grube Ehrenfeld, Tiefer Stollen** (GL 8) und **Grube Apfel, Tiefer Stollen (GL 9)**. Der Volbach ist ein Zufluss der Sülz (Oberflächenwasserkörper DE_NRW_27288_10626). Der chemische Zustand des Wasserkörpers DE_NRW_27288_10626 wurde als nicht gut und der ökologische Zustand als mäßig bewertet. Die Auswertungen zur Ökochemie ergaben Auffälligkeiten für Zink. Die entsprechende GÜS-Messstelle 211606 liegt aber relativ weit im Unterstrom an der Sülz.

Nach Angabe des Rheinisch-Bergischen Kreises reichen die Halden der genannten Bergwerke teilweise bis an die Gewässer heran, so dass neben dem Eintrag über Sickerwässer insbesondere auch mit dem Eintrag schwermetallhaltiger Feststoffe über Erosion in die Gewässer zu rechnen ist. Analysenergebnisse des Rheinisch-Bergischen Kreises am Volbach (Zustrom und Abstrom) deuten insbesondere auch auf einen deutlichen Eintrag von Zink im Bereich der Halden hin. Nachteilige Auswirkungen auf die Gewässer sind demnach nach Ansicht des Rheinisch-Bergischen Kreises offensichtlich, es fehlen jedoch noch belastbare Daten zum tatsächlichen Frachteintrag. Dies wird auch durch die vorläufigen Analysenergebnisse der angesprochenen Diplom- und Masterarbeiten bestätigt. (Mündliche Mitteilung des Rheinisch-Bergischen Kreises. Die angesprochenen Diplom- und Masterarbeiten lagen bis Redaktionsschluss nicht vor.)

Auf Grundlage der vorliegenden Informationen kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Schwermetalleintrag über die o. g. Verdachtspunkte einen negativen Einfluss auf den ökologischen Zustand des betroffenen Wasserkörpers der Sülz hat. Dies wurde bei der Bewertung der Signifikanz entsprechend berücksichtigt. Nach Vorlage der abschließenden Auswertung und Bewertung im Rahmen der Diplom- und Masterarbeiten sollte die Signifikanzbewertung überprüft werden.

Für die Grube Lüderich wurden die Verdachtspunkte Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen (GL 10), Grube Lüderich, Grünewaldteiche (GL 11) und Grube Lüderich, Auguststollen (GL 13) identifiziert. Hinzu kommt in diesem Bereich noch der Verdachtspunkt Grube Grünewald, Tiefer Stollen (GL 14), der ebenfalls in die Sülz entwässert. Für alle genannten Verdachtspunkte liegen Untersuchungsergebnisse vor, die folgende Bewertung der Signifikanz im Hinblick auf die Gewässerbelastung erlauben:

- Für den Verdachtspunkt **Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen (GL 10)** liegen aktuelle Analysendaten des Rheinisch-Bergischen Kreises vor, die sehr hohe Konzentrationen an Blei, Cadmium, Nickel, Zink und Kobalt anzeigen. Unter Annahme eines Abflusses von 22 l/s (aus 2010, Mitteilung des Rheinisch-Bergischen Kreises) ergeben sich damit u. a. Frachten von 13,2 t/a Zink, 222 kg/a Arsen, 250 kg/a Kobalt und

400 kg/a Nickel. Auf Grundlage der Analysenergebnisse wird im Rahmen der Signifikanzbewertung davon ausgegangen, dass die Schwermetallbelastung aus dem Neuen Lüderichstollen massiv zur chemischen und ökochemischen Belastung der Sülz beiträgt.

- Für den Verdachtspunkt **Grube Lüderich, Grünewaldteiche** (GL 11) liegen aus einer Gefährdungsabschätzung aus 1997 (HTP/ahu, 1997) detaillierte Informationen zu Abflussmengen und Belastungen vor. Weitere Analysen aus den Jahren 2008 bis 2011 wurden vom Rheinisch-Bergischen Kreis zur Verfügung gestellt. Unter Ansatz der mittleren Abflusswerte aus der Gefährdungsabschätzung 1997 ergeben sich für den Ablauf der Grünewaldteiche Frachten von ca. 6 bis 9 t/a Zink, 90 kg/a Nickel, 10 kg/a Arsen und 6,5 kg/a Cadmium. Der Austrag aus den Grünewaldteichen liegt somit von der Gesamtfracht her zwar etwas unter dem Austrag aus dem Neuen Lüderichstollen, kann aber trotzdem im Hinblick auf die Beeinträchtigung des chemischen und ökochemischen Zustands der Sülz als signifikant angesehen werden.

- Unterhalb der Grünewaldteiche liegt der Verdachtspunkt **Grube Grünewald, Tiefer Stollen (GL 14)**, der über einen Graben unmittelbar in die Sülz entwässert. Beprobungen des Stollenwassers aus 2012 zeigen mit ca. 0,15 t/a Zink, 6 kg/a Arsen und ca. 9 kg/a Nickel deutlich geringere Frachteinträge in die Sülz als aus den Grünewaldteichen. Im Hinblick auf eine relevante Beeinträchtigung des chemischen und ökochemischen Zustands der Sülz wird der Eintrag aus dem Tiefen Stollen der Grube Grünewald – gerade im Vergleich mit den sehr hohen Einträgen aus dem Neuen Lüderichstollen und Grünewaldteichen – als nicht signifikant angesehen.

- Der Verdachtspunkt **Grube Lüderich, Auguststollen (GL 13)** führt nicht ständig Wasser. Nach Angaben des Rheinisch-Bergischen Kreises liegt die Zinkkonzentration im Stollenwasser bei bis zu 3,3 mg/l. Unter Berücksichtigung eines Abflusses von max. 10 l/s und der Tatsache, dass der Stollen nicht ganzjährig Wasser führt, ergibt sich eine Zinkfracht von < 1 t/a, die im Rahmen der vorliegenden Signifikanzbetrachtung als „gering“ eingestuft wird. Eine negative Beeinflussung der Ökochemie in der Sülz kann nach derzeitigem Kenntnisstand nicht ausgeschlossen werden.

Verdachtspunkte an anderen Gewässern

Der Verdachtspunkt **Grube Washington, Tiefer Stollen** (GL 1) liegt im Wasserkörper DE_NRW_2728854_0 (Dürschbach, Overath bis Keller), der einen guten chemischen, aber unbefriedigenden ökologischen Zustand aufweist. Die Bewertung Ökochemie ergab keine Auffälligkeiten für Schwermetalle.

Nach Auskunft des Rheinisch-Bergischen Kreises überlagern sich in dem Bereich der Grube Washington die Einflüsse des Bergbaus und einer stillgelegten Deponie; es besteht kein direkter Handlungsbedarf. Welche Quelle für die Zinkbelastung an der GÜS-Messstelle 210924 hier entscheidend ist, kann derzeit nicht beurteilt werden. Da die Bewertung Ökochemie für den betroffenen Wasserkörper keine Hinweise auf erhöhte Schwermetallgehalte enthält, wird der Verdachtspunkt Grube Washington als nicht signifikant angesehen.

Die den Verdachtspunkten **Grube Blücher (GL 2 bis 4)** zugeordnete GÜS-Messstelle 225708 liegt sehr weit im Unterstrom und ist deswegen nur beschränkt für die Auswertung zu verwenden. Im Rahmen der durch den Rheinisch-Bergischen Kreis initiierten Diplom-/Masterarbeiten wurden Probenahmen im unmittelbaren Abstrom der Verdachtspunkte durchgeführt. Nach den vorläufigen Ergebnissen dieser Beprobung wurden an den Verdachtspunkten GL 2 und GL 4 keine Belastungen mit Cadmium, Blei oder Nickel, jedoch erhöhte Zink-Gehalte festgestellt. Nach den vorliegenden Informationen für die Verdachtspunkte im Bereich der Grube Blücher liegen trotzdem keine belastbaren Hinweise für eine signifikante Beeinträchtigung des chemischen und/oder ökologischen Zustands durch Schwermetalleinträge aus dem Bereich der Grube Blücher vor. Auch die Bewertungen zur Ökochemie für den betroffenen Wasserkörper enthalten keine Hinweise auf signifikante Schwermetallgehalte.

Die Verdachtspunkte **Grube Jungfrau, Stollen (GL 5)** und **Grube Idria, Halden/Stollen** (GL 12) liegen im Wasserkörper DE-NRW_273566_2300 (Frankenforstbach, Bensberg). Der Wasserkörper weist einen guten chemischen und einen mäßigen ökologischen Zustand auf. Die Bewertungen zur Ökochemie enthalten keine Hinweise auf signifikante Schwermetallgehalte.

Geringfügige Belastungen im Bereich der Grube Jungfrau sind dem Rheinisch-Bergischen Kreis bekannt (Mitteilung vom 27.10.2011), stellen im Sinne des vorliegenden Gutachtens aber keine signifikante Belastungsquelle dar. Auch die GÜS-Messstelle 223600 zeigt nur gering erhöhte Schwermetallgehalte. Nach den Hinweisen der ARGE hat der Rheinisch-Bergische Kreis Untersuchungen (Sediment- und Wasseranalysen) im Bereich der Grube Idria durchgeführt mit dem Ergebnis, dass durch die Grube Idria keine Gewässerbeeinflussung zu besorgen ist. Beide Verdachtspunkte werden im Hinblick auf eine Gewässerbelastung mit Schwermetallen im vorliegenden Gutachten aus den genannten Gründen als nicht signifikant angesehen.

5.10 Rhein-Sieg-Kreis

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Rhein-Sieg-Kreises liegen Teilbereiche des Bensberger Erzbezirks, des Kohlberg-Morsbacher-Erzbezirks und des Osteifeler Blei-Zink-Erzbezirks. Weitere Verdachtspunkte befinden sich außerhalb der abgegrenzten Erzbezirke. Die für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-27 aufgelistet und in der Anlage 4.10 dargestellt. Die Gruben Ziethen und Carl-Josef bauten auf Blei-Zink-Kupfer-Vererzungen im südlichen Umfeld des Bensberger Erzreviers.

Tab. 5-27: Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
Bensberger Erzbezirk	Grube Aurora, Halden/Stollen	SU 1	–	DE_NRW_27274_7448
	Grube Nikolaus-Phönix, Stollenmundloch	SU 2	–	DE_NRW_27274_7448
	Grube Penny, Tiefer Stollen	SU 3	–	DE_NRW_272878_0
Kohlberg-Morsbacher-Erzbezirk	Grube Silberhardt, Tiefer Stollen	SU 4	–	DE_NRW_272_23633
Osteifeler Blei-Zink-Erzbezirk	Grube Emma-Carolina, Stollen	SU 5	–	DE_NRW_27424_3500
	Grube Laura und Phillipine, Betriebsgelände/Halden	SU 6	–	DE_NRW_27194_1188
	Grube Laura, Stollen	SU 7	–	DE_NRW_27194_1188
	Grube Phillipine, Stollen	SU 8	–	DE_NRW_27194_1188
außerhalb Erzbezirk	Grube Carl-Josef, Arnoldstollen	SU 9	–	DE_NRW_272_23633
	Grube Ziethen, Weingartsgassenstollen	SU 10	–	DE_NRW_272_0

Datenlage und Ausgangssituation

Die in Tabelle 5-28 aufgeführten Daten standen für die Bewertung der Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis zur Verfügung.

Tab. 5-28: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Rhein-Sieg-Kreises vom 16.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE – Ortsbegehung im Rhein-Sieg-Kreis am 31.01.2012
Bensberger Erzbezirk	– Probenahme des LANUV am 27.02.2012

Defizite beim chemischen Zustand weist im Rhein-Sieg-Kreis nur der Wasserkörper DE_NRW_272_23633 (Sieg) auf, in dem die Verdachtspunkte SU 4 und SU 9 liegen. Hauptbelastungsparameter sind im Rhein-Sieg-Kreis Cadmium und Zink sowie Kupfer.

Von Seiten des Rhein-Sieg-Kreises liegen keine weiteren Informationen zu den aufgezeigten Verdachtspunkten vor. Aufgrund der Erkenntnisse bei der Ortsbegehung am 31.01.2012 wurde veranlasst, dass das LANUV am Stollenauslauf der Grube Penny eine zusätzliche Probe nimmt.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-29 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis.

Tab. 5-29: Bewertung der Verdachtspunkte im Rhein-Sieg-Kreis

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Grube Aurora, Halden/Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Nikolaus-Phönix, Stollenmundloch	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Penny, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbedeutend	0	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Silberhardt, Tiefer Stollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Emma-Carolina, Stollen	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Grube Laura und Phillipine, Betriebsgelände/Halden	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Grube Laura, Stollen	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Grube Phillipine, Stollen	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Grube Carl-Josef, Arnoldstollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**
Grube Ziethen, Weingartsgassenstollen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**1**

Bensberger Erzbezirk

Im Bensberger Erzbezirk liegen die **Verdachtspunkte Grube Aurora, Halden/Stollen (SU 1)** und **Grube Nikolaus-Phönix, Stollenmundloch (SU 2)** im Wasserkörper DE_NRW_27274_7448 (Wahnbach, Neunkirchen-Seelscheid bis Much), der einen guten chemischen und unbefriedigenden ökologischen Zustand aufweist. Die Bewertung Ökochemie zeigt Auffälligkeiten für Zink.

Unterhalb der genannten Verdachtspunkte zeigen die GÜS-Messstellen nur sehr geringe Schwermetallgehalte und auch nur leicht erhöhte Zink-Werte. Bei dem Ortstermin am 31.01.2012 konnten an keinem Verdachtspunkt signifikante Wasseraustritte gefunden werden. Beide Verdachtspunkte werden aus diesem Grund im Hinblick auf eine negative Beeinträchtigung der Ökochemie im Wasserkörper DE_NRW_27274_7448 als nicht signifikant angesehen.

Der Verdachtspunkt **Grube Penny, Tiefer Stollen (SU 3)** liegt im Wasserkörper DE_NRW_272878_0 (Naafbach). Der Wasserkörper ist in einem guten chemischen und unbefriedigenden ökologischen Zustand. Der Bewertung Ökochemie sind keine Auffälligkeiten für Schwermetalle zu entnehmen.

Die nächste GÜS-Messstelle liegt weit unterhalb des Stollenmundlochs und zeigt nur eine schwache Belastung. Im Februar 2012 wurde eine Probenahme durch das LANUV veranlasst. Unter Berücksichtigung der Analysenergebnisse des LANUV und eines geschätzten Abflusses in Höhe von max. rd. 4 l/s (geschätzter Abfluss am 31.01.2012 ca. 2 l/s (nach Schwemmfächer max. Abfluss bis zu 4 l/s)) ergibt sich eine Fracht von insgesamt wenigen Kilogramm, die als unbedeutend angesehen werden kann. Durch den Verdachtspunkt Grube Penny ergeben sich somit allenfalls lokale Auswirkungen.

Kohlberg-Morsbacher-Erzbezirk

Der Verdachtspunkt **Grube Silberhardt, Tiefer Stollen (SU 4)** liegt am Rosbach, der in die Sieg entwässert. Die GÜS-Messstellen zeigen hier zwischen Oberstrom und Unterstrom keine nennenswerte Konzentrationserhöhung für die betrachteten Schwermetalle. Die potenziellen Belastungen aus der Grube Silberhardt werden somit als allenfalls lokal wirksam eingeschätzt.

Osteifeler Blei-Zink-Erzbezirk

Der Verdachtspunkt **Grube Emma-Carolina, Stollen** (SU5) liegt im Wasserkörper DE_NRW_27424_3500 (Eulenbach, Rheinbach bis Todenfeld), der einen guten chemischen, aber schlechten ökologischen Zustand aufweist. Die Bewertung Ökochemie zeigt Belastungen mit Arsen und Zink an.

Für die genannten Parameter zeigen die zugeordneten GÜS-Messstellen keine Auffälligkeiten. Auch die im weiteren Unterlauf des Eulenbachs (vor Einmündung in den Swistbach) noch vorhandene Messstelle 262500 zeigt keine Auffälligkeiten. Inwieweit der Schwermetallaustrag aus der Grube Emma-Carolina für den schlechten ökologischen Zustand verantwortlich ist, kann derzeit nicht entschieden werden.

Im Wasserkörper DE_NRW_27194_1188 (Mehlemer Bach, Bonn bis Werthhoven) liegen die Verdachtspunkte **Gruben Laura und Phillipine, Betriebsgelände/Halden (SU 6)**, **Grube Laura, Stollen (SU 7)** und **Grube Phillipine, Stollen (SU 8)**. Der betroffene Wasserkörper ist in einem guten chemischen und unbefriedigenden ökologischen Zustand und zeigt im Hinblick auf die Ökochemie Auffälligkeiten für den Parameter Zink.

Die GÜS-Messstelle 250405 im Unterstrom der genannten Verdachtspunkte zeigt gegenüber der Oberstrom-Messstelle 250144 nur sehr geringfügig erhöhte Schwermetallgehalte mit Zink-Werten deutlich unter 100 µg/l. Negative Auswirkungen der genannten Verdachtspunkte auf den ökochemischen Zustand können nicht ausgeschlossen werden, sind aber nach derzeitigem Kenntnisstand allenfalls lokal.

Außerhalb Erzbezirk

Außerhalb der abgegrenzten Erzbezirke liegen im Rhein-Sieg-Kreis noch die Verdachtspunkte Grube Carl-Josef und Grube Ziethen, die beide entweder unmittelbar oder über ein Seitengewässer an der Sieg liegen.

Für den Verdachtspunkt **Grube Carl-Josef, Arnoldstollen (SU 9)** kann an den Messstellen im Ober- und Unterstrom der Sieg keine nennenswerte Erhöhung der Schwermetallgehalte festgestellt werden. Entsprechend sind die Auswirkungen der Grube Carl-Josef im Hinblick auf Schwermetalleinträge in Gewässer allenfalls als lokal anzusehen.

Im Bereich des Verdachtspunktes der **Grube Ziethen, Weingartsgassenstollen (SU 10)** konnte beim Ortstermin am 31.01.2012 kein Wasseraustritt gefunden werden. Nach den vorliegenden Unterlagen ist davon auszugehen, dass die Grube Ziethen aus einem ehemaligen Stollen heraus über eine Rohrleitung direkt in die Sieg entwässert. Auch für diesen Verdachtspunkt zeigt sich keine nennenswerte Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen in der Sieg zwischen Ober- und Unterstrom. Aufgrund der großen Verdünnung in der Sieg ist auch hier maximal mit lokalen Auswirkungen einer eventuellen Schwermetallbelastung aus der Grube Ziethen zu rechnen.

5.11 Kreis Soest

Überblick Erzbezirke und Verdachtspunkte

Im Kreisgebiet des Kreises Soest wurde kein expliziter Erzbezirk ausgewiesen. Die für relevant erachteten Verdachtspunkte sind in der Tabelle 5-30 aufgelistet und in der Anlage 4.11 dargestellt. Die Gruben bauten hier auf Vererzungen in den oberkarbonischen Alaun- und Kieselschiefern (vor allem Eisen-, Blei- und Kupfererze). Von einiger Bedeutung war nur die Grube Hubert.

Tab. 5-30: Verdachtspunkte im Kreis Soest

Erzbezirk	Verdachtspunkt	ID	Wasser-gewinnung	betroffener Wasserkörper
außerhalb Erzbezirk	Bleierzbergwerk am Erzberg bei Rüthen, Halden	SO 1	–	DE_NRW_2762_40871
	Alaunschiefergrube an der Glenne bei Rüthen	SO 2	–	DE_NRW_27622_0
	Grube Hubert, Stollen/Halden/Spülteiche	SO 3	–	DE_NRW_276224_0
	Bleierzbergwerk bei Waldesruh (nahe Rüthen)	SO 4	–	DE_NRW_2762_40871
	Grube Phillip (Könker Berg), Halden	SO 5	–	DE_NRW_2762_40871
	Grube Birkhahn (Rote Kümpen), Halden	SO 6	–	DE_NRW_2762_22439

Datenlage und Ausgangssituation

Für die Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Soest standen die in der Tabelle 5-31 aufgeführten Daten zur Verfügung.

Tab. 5-31: Verfügbare Daten für die Verdachtspunkte im Kreis Soest

Erzbezirk	Informationsbasis
allgemein	– Schreiben des Kreises Soest vom 28.09.2011 bzgl. Datenbereitstellung durch die ARGE mit diversen Unterlagen zum Erzbergbau
außerhalb Erzbezirk	– Analysenergebnisse Boden im Zusammenhang mit Gewässerrenaturierung an drei Standorten an der Möhne (übergeben vom Kreis Soest) – diverse Unterlagen zum Trinkwasserhausbrunnen Jagdhaus Hubertus, u.a. Trinkwasseranalyse aus 1993 – Probenahme des LANUV am 17.02.2012

In der Planungseinheit PE_RUH_1800, in der alle genannten Verdachtspunkte im Kreis Soest liegen, befinden sich viele Oberflächenwasserkörper in einem schlechten chemischen Zustand (Zitat: „In vielen Gewässerabschnitten werden Belastungen mit Schwermetallen festgestellt, die aus der geogenen Hintergrundbelastung stammen“). Dies trifft auch auf alle in Tabelle 5-30 genannten Wasserkörper zu, an denen Verdachtspunkte liegen.

Insgesamt ist die Datenlage in Bezug auf die identifizierten Verdachtspunkte als recht gering zu bezeichnen. Hinzu kommt, dass die Entwässerung einer Reihe der Verdachtspunkte unmittelbar (oder mittelbar über kleine Gewässer) in die Möhne erfolgt und dort aufgrund der hohen Abflussmengen eine sehr hohe Verdünnung stattfindet.

Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte

Die Tabelle 5-32 enthält eine zusammenfassende Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Soest.

Tab. 5-32: Bewertung der Verdachtspunkte im Kreis Soest

Verdachtspunkt	Beeinträchtigung Zustand Chemie		Beeinträchtigung Zustand Ökochemie		Fracht		räumliche Ausdehnung		Auswirkung Ökologie		Gesamtbewertung
	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	Bewertung	Pkte.	
Bleierzbergwerk am Erzberg bei Rüthen, Halden	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Alaunschiefergrube an der Glenne bei Rüthen	nein	0	nein	0	unbekannt	–	unbedeutend	0	nicht bewertet	–	**0**
Grube Hubert, Stollen/Halden/ Spülteiche	möglich	4	nein	0	gering	2	lokal	1	nicht bewertet	–	**7**
Bleierzbergwerk bei Waldesruh (nahe Rüthen)	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Grube Phillip (Könker Berg), Halden	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**
Grube Birkhahn (Rote Kümpen), Halden	nein	0	möglich	4	unbekannt	–	lokal	1	nicht bewertet	–	**5**

Alle Verdachtspunkte im Kreis Soest liegen außerhalb abgegrenzter Erzreviere und haben somit alle ihre spezifischen Eigenheiten. Die Bewertung der Signifikanz im Hinblick auf eine Gewässerbelastung mit Schwermetallen wird nachfolgend für alle Verdachtspunkte im Kreis Soest erläutert.

Eine Reihe der Verdachtspunkte im Kreis Soest liegt, wie schon erwähnt, an der Möhne. Betroffen hiervon sind die Wasserkörper DE-NRW_2762_22439 (Möhne, Stauwurzel Möhnetalsperre in Völlinghausen bis Einmündung der Glenne) und DE_NRW_2762_40871 (Möhne, Einmündung der Glenne bis nordwestlich von Wülfte). Im Wasserkörper DE-NRW_2762_22439 liegt der Verdachtspunkt Grube Birkhahn (SO 6) und im Wasserkörper DE_NRW_2762_40871 liegen die Verdachtspunkte Bleierzbergwerk am Erzberg bei Rüthen (SO 1), Bleierzbergwerk bei Waldesruh (SO 4) und Grube Phillip (SO 5).

Für beide genannten Wasserkörper der Möhne wird der chemische Zustand als „nicht gut“ bewertet. Der ökologische Zustand des Wasserkörpers DE-NRW_2762_22439 wird als unbefriedigend und der des Wasserkörpers DE_NRW_2762_40871 als schlecht bewertet. Bei der Bewertung Ökochemie gibt es in beiden Wasserkörpern Auffälligkeiten für Zink und im Wasserkörper DE-NRW_2762_22439 zusätzlich eine Auffälligkeit für Arsen.

Zwischen den beiden genannten Wasserkörpern der Möhne mündet die Glenne (Wasserkörper DE_NRW_27622_0) in die Möhne. An diesem Wasserkörper, dessen chemischer Zustand ebenfalls als nicht gut bewertet wird, liegt der Verdachtspunkt Alaunschiefergrube (SO 2). Der ökologische Zustand des Wasserkörpers Glenne ist gut.

Bezüglich der Verdachtspunkte **Bleierzbergwerk bei Waldesruh (nahe Rüthen) (SO 4)** und **Grube Birkenhahn (Pb, S) (Rote Kümpen, bei Rüthen), Halden (SO 6)** liegt die ausgewählte Unterstrommessstelle 628207, an der Grenzwertüberschreitungen u. a. für Cadmium registriert wurden, sehr weit entfernt. Aus diesem Grund wurde veranlasst, dass das LANUV im Februar 2012 unterhalb der genannten Verdachtspunkte bzw. deren Entwässerung in die Möhne eine zusätzliche Probe an der Möhne nimmt (Probenahmepunkt SO 6). Die Analysenergebnisse des LANUV zeigen im Vergleich zur Unterstrommessstelle 627811 leicht erhöhte Gehalte für die Parameter Kupfer, Zink und Kobalt. Eine Beeinträchtigung des chemischen Zustands der Möhne durch die Verdachtspunkte Bleierzbergwerk bei Waldesruh und Grube Birkenhahn erscheint unwahrscheinlich; eine (lokale) Beeinträchtigung des Zustands Ökochemie kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Für die Verdachtspunkte **Bleierzbergwerk am Erzberg bei Rüthen, Halden (SO 1)** und **Grube Phillip (Fe) (Mönker Berg, bei Rüthen), Halden (SO 5)** zeigen die oberstromig gelegenen GÜS-Messstellen 627604 und 629406 keine nennenswerten Auffälligkeiten für Schwermetalle. An der unterstromig gelegenen GÜS-Messstelle 627811 sind die Werte für die Parameter Cadmium, Kupfer und Zink leicht erhöht. Eine (lokale) negative Be-

einträchtigung des Parameters Ökochemie der Möhne kann für diese Verdachtspunkte nach den vorliegenden Unterlagen nicht ausgeschlossen werden.

Für den Verdachtspunkt **Alaunschiefergrube (S) an der Glenne bei Rüthen** (SO 2) zeigt die unterstromig gelegene Messstelle 630111 im Hinblick auf die betrachteten Schwermetalle keine relevanten Aufhöhungen, die darauf hindeuten würden, dass der Verdachtspunkt Alaunschiefergrube den chemischen Zustand des Wasserkörpers Glenne signifikant beeinflusst.

Der Verdachtspunkt **Grube Hubert (Pb), Stollen/Halden/Spülteiche (SO 3)** liegt im Wasserkörper DE-NRW_276224_0 (Schlagwasser), dessen chemischer Zustand als nicht gut und ökologischer Zustand als gut bewertet wird. Im Abstrom der Grube Hubert wurde im Februar 2012 eine Probenahme durch das LANUV durchgeführt. Unter Annahme eines Abflusses von ca. 70 l/s ergeben sich aus den Analysenergebnissen (Anhang 4.3) Frachten von rd. 100 kg/a Zink, 1,2 kg/a Cadmium und 1,7 kg/a Kobalt (inkl. des geogenen Hintergrundgehalts). Aufgrund der signifikant hohen Cadmium-Gehalte im Abstrom erscheint eine negative Beeinträchtigung des chemischen Zustands des Wasserkörpers durch den betrachteten Verdachtspunkt zumindest möglich.

5.12 Gesamtübersicht NRW

In den vorangegangenen Kapiteln wurden für jeden Kreis die Belastungssituation erläutert und die Verdachtspunkte im Hinblick auf ihre Signifikanz in Bezug auf die Schwermetalleinträge in die Gewässer bewertet.

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist u. a. die Identifizierung der Hauptbelastungsquellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen. In diesem Sinne erfolgen nun eine kreisübergreifende Betrachtung und ein „Ranking“ der Verdachtspunkte, um die wichtigsten Quellen zu identifizieren.

Die Tabelle 5-33 enthält eine Aufstellung der 12 Hauptbelastungsquellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausgewählt wurden für diese Aufstellung alle Verdachtspunkte mit einer Gesamtpunktzahl > 10 Punkte und mindestens der Möglichkeit der Beeinträchtigung des chemischen Zustands der jeweilig betroffenen Wasserkörper. Eine Darstellung der räumlichen Lage der wichtigsten Eintragsquellen findet sich in der Abbildung 5-4.

Die Auswahl der Hauptbelastungsquellen enthält somit alle Verdachtspunkte, die nach den vorliegenden Auswertungen einen negativen Einfluss auf den chemischen Zustand der jeweiligen Wasserkörper haben bzw. haben können. Eine Ausnahme stellt der Verdachtspunkt Grube Hubert (SO 3) dar, bei dem zwar eine negative Beeinträchtigung des chemischen Zustands des

betroffenen Wasserkörpers nicht ausgeschlossen werden kann (da die Belastung in einem relativ kleinen Gewässer erfolgt), der bei der Gesamtbewertung aber mit 7 Punkten deutlich unter der angesetzten Grenze von 10 Punkten liegt.
Sowohl die Grube Castor (OBK 3) als auch der Hachener Spülteich (OE 3) wurden jeweils mit insgesamt 11 Punkten bewertet. Da an beiden Verdachtspunkten jedoch keine unmittelbare Beeinträchtigung des chemischen Zustands der jeweiligen Wasserkörper nachzuweisen ist, wurden die Grube Castor und der Hachener Spülteich nicht bei der Aufstellung der 12 Hauptbelastungsquellen berücksichtigt.

Tab. 5-33: Aufstellung der 12 Hauptbelastungsquellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen

Nr.	Verdachtspunkt		Bewertung der Signifikanz (Erläuterung der Punktvergabe siehe Tabelle 2-8, S. 21)					
	Bezeichnung	ID	chem. Zustand	ökochem. Zustand	Fracht	räuml. Ausdehnung	Ökologie	Gesamtpunktzahl
1	Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen	EU 2	8	8	6	3	3	**28**
2	Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen	GL 10	8	8	6	3	1	**26**
3	Grube Glanzenberg – Goldberg II, Spülteiche/Halden/Stollen	OE 5	8	8	4	3	2	**25**
4	Peterszeche, Halden/Stollen	SI 2	8	8	4	3	2	**25**
5	Grube Lüderich, Grünewaldteiche	GL 11	8	8	4	3	1	**24**
6	Grube Vereinigter Bastenberg und Dörnberg, Eickhoff-Stollen	HSK 5	8	8	4	3	1	**24**
7	Grube Willibald, Halden/Stollen	HSK 10	8	8	4	3	1	**24**
8	Grube Bliesenbach, Halden/Stollen	OBK 4	8	4	4	2	1	**19**
9	Grube Silberkaule, Halden/Stollen	OBK 5	8	4	2	2	1	**17**
10	Grube Weiß, Sandhalden/Stollen	GL 6	4	4	4	2	1	**15**
11	Grube Altenberg, Halden/Spülteiche, Stollen	SI 7	4	4	2	2	-	**12**
12	Grube Alexander, Gustav-Stollen/Halden	HSK 6	4	4	2	1	0	**11**

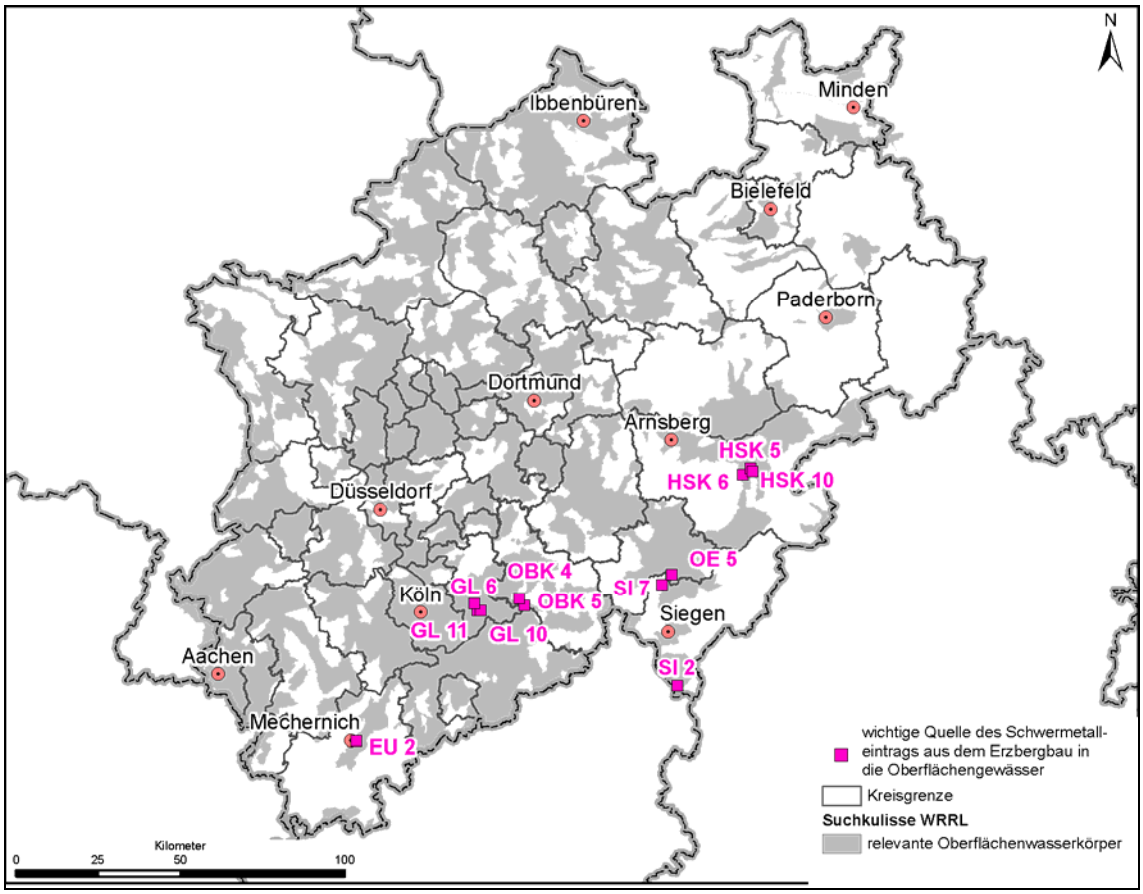


Abb. 5-4: Lage der 12 Hauptbelastungsquellen des Schwermetalleintrags aus dem Erzbergbau in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen

Ergänzend zu den in Tabelle 5-33 aufgelisteten Hauptbelastungsquellen sei darauf hingewiesen, dass an den Verdachtspunkten Carolinenglücker Stollen (OE 2) und Hachener Spülteich (OE 3) bereits Maßnahmen zur Reduzierung der bergbaubedingten Gewässerbelastung laufen (siehe Abschnitt 5.5), was sich an diesen Verdachtspunkten u. a. auch auf die zukünftige Signifikanz des aktuellen Eintrags auswirken kann.

Für die in der Tabelle 5-33 aufgelisteten und in der Abbildung 5-4 dargestellten Hauptbelastungsquellen wurden **Objektsteckbriefe** erstellt, die in Anlage 5 des vorliegenden Gutachtens zusammengestellt sind. In Kapitel 6 des vorliegenden Gutachtens werden für die ausgewählten Hauptbelastungsquellen Maßnahmenvorschläge abgeleitet.

Die Objektsteckbriefe geben einen Überblick über Art und Umfang des Erzbergbaus im Bereich der einzelnen Hauptbelastungspunkte, den potenziellen Ursprung der Schwermetallfrachten (Stollenmundloch/Halden) sowie Zielsetzung und technische Maßnahmen zur Reduzierung der Schwermetalleinträge in das betroffene Gewässer.

6 MAßNAHMEN ZUR MINDERUNG DER BELASTUNGEN AUS DEM ERZBERGBAU

Die nachfolgenden Auswertungen umfassen zunächst theoretische Ausführungen zur Genese und Typisierung von Grubenwässern, die eine wichtige Grundlage für die spätere Maßnahmenkonzeption darstellen. Sie wurden weitestgehend im Rahmen einer Masterarbeit an der RWTH Aachen bei Herrn Prof. Dr. Rüde (ILLGUTH 2011: „Auswahlkriterien für Behandlungsverfahren zur Schwermetall- und Sulfatentfernung aus Grubenwässern von Erzbergbaualtstandorten“) erarbeitet, die fachlich im Rahmen des Projektes durch die ARGE begleitet wurde.

6.1 Einleitung

Ausschlaggebend für die Gefährdung der Umwelt durch Grubenwasser ist der Grubenwassertyp. Die Ausbildung des Typs ist abhängig vom Chemismus des Ausgangsgesteins und des Lagerstättentyps. Die unterschiedlichen Grubenwassertypen werden durch pH-Wert, Sulfat- und Metallionengehalt klassifiziert. Dabei wird generell zwischen drei Arten von Grubenwässern unterschieden: Acid Mine Drainage (AMD)[4], Neutral Mine Drainage (NMD) und Saline Drainage (SD). Die dabei typischen Sulfatgehalte und pH-Werte sind in Abbildung 6-1 dargestellt (AMD wird hier als Acid Rock Drainage bezeichnet).

Aufgrund der Lagerstättencharakteristik treten in NRW nur Grubenwässer vom Typ AMD und NMD auf. AMD bildet sich bei Vererzungen in nicht karbonatischen Gesteinsformationen. In vererzten Karbonaten bilden sich aufgrund der Pufferung Grubenwässer bis zu einem pH-Wert von knapp unter 6.

[4] Synonyme Verwendung: Acid Rock Drainage (ARD)

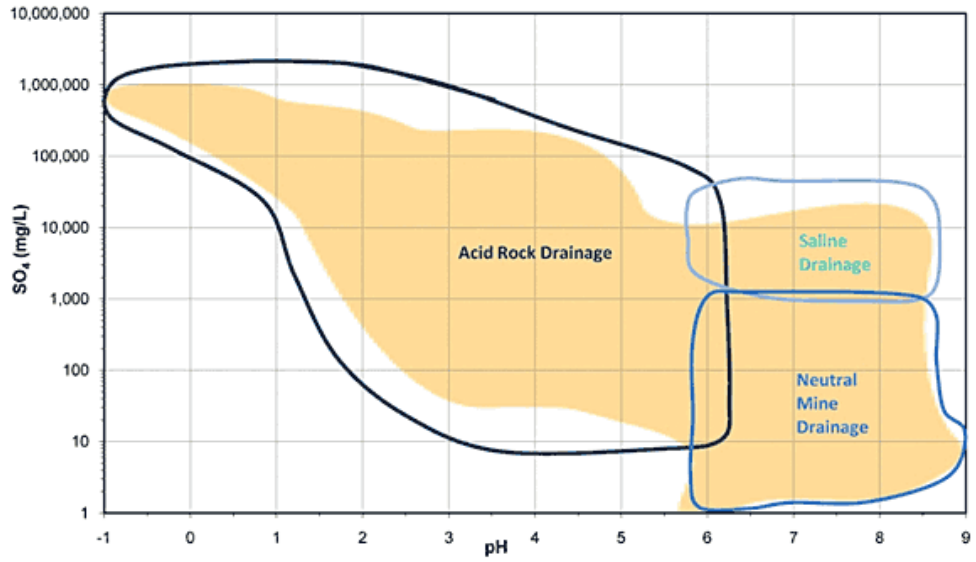


Abb. 6-1: Darstellung der verschiedenen Grubenwassertypen in Abhängigkeit ihrer pH-Werte und Sulfatgehalte (GARD GUIDE 2009) [Acid Rock Drainage (ARD) entspricht AMD]

6.2 Die Entstehung von Grubenwässern durch die Sulfidverwitterung

Die Entstehungsmechanismen bei AMD und NMD sind im Prinzip ähnlich, der Unterschied liegt nur in der höheren Pufferung bei den NMD durch die Karbonate, so dass der pH-Wert nicht so weit absinkt und nicht so viele Schwermetalle gelöst werden können.

Grubenwässer entstehen, wenn es unter oxischen Bedingungen zu Kontakt von Wasser mit primären oder sekundären (Erz-)Mineralien kommt. Sekundäre Minerale sind Metallausfällungen, die im Zuge der Verwitterung entstehen. Dabei werden Komponenten des Erzes oder der gesteinsbildenden Minerale im Wasser gelöst oder als Schwebfracht (Kolloide) in das Wasser eingetragen. Bei diesem Prozess sind Sulfidminerale von besonderer Bedeutung. Sulfidminerale, wie beispielsweise Pyrit oder Sphalerit, sind häufig vorkommende Bestandteile der Erdkruste; sie liegen vermehrt in Erzen, Kohle, Ölschiefern und mineralischen Sanden gebunden vor. Durch die Erzförderung können das Ausgangsgestein bzw. die Sulfidminerale z. B. über (Abraum-)Halden, *tailings*, offene Tagebaulöcher oder Grundwasser in Berührung mit Sauerstoff geraten. Noch bedeutender ist die Gasdiffusion im Wasser, die zu einer Oxidation der Sulfidminerale führt. In Kontakt mit Wasser kommt es anschließend zu einer Freisetzung von Protonen, Metallionen und Sulfat (LOTTERMOSER 2007). AMD, NMD und SD entstehen durch die Sulfidverwitterung, d. h. durch den Kontakt von Sulfidmineralien mit Sauerstoff und Wasser.

Generell liegen Sulfidmineralien unter einer Bodenschicht und unter der regionalen Grundwasseroberfläche, deshalb findet die Sulfidverwitterung unter natürlichen Bedingungen nur sehr langsam statt. Durch den Aufschluss des Gesteins bei der bergbaulichen Förderung wird dieser Prozess aber begünstigt und beschleunigt (BROWN et al. 2002).

Bei der Sulfidverwitterung ist besonders die Oxidation von Pyrit (FeS_2) von Bedeutung, da das Mineral am häufigsten von allen Metallsulfiden in nahezu allen geologischen Formationen vorhanden und stark mit Metalllagerstätten assoziiert ist. Die Oxidation von Pyrit ist eine Ausgangsreaktion, die zur Entstehung von AMD, NMD und SD führt. Weiterhin hat Pyrit neben Markasit (FeS_2) mit 53 % Schwefel den höchsten Schwefel- und Fe-Gehalt aller Metallsulfide, welcher für die Entstehung von AMD eine ausschlaggebende Rolle spielt. Demgegenüber spielen andere Metallsulfide, wie z. B. Galenit (PbS), Sphalerit (ZnS) und Covellin (CuS) nur eine untergeordnete Rolle. Dies ist auf die stabilere Kristallstruktur, vor allem aber auf den geringen Eisenanteil zurückzuführen. Die Menge an Eisen bestimmt, wie viel Säure durch die Verwitterung gebildet wird. Die Säuremenge wiederum bestimmt die Höhe der freigesetzten Schwermetalle.

Neutrale Grubenwässer (Typ NMD)

Neutrale Grubenwässer haben einen pH-Wert zwischen 6 und 9 (Abbildung 6-1). In vielen ehemaligen Grubengebäuden, bei denen Erze in Massenkalkvorkommen abgebaut wurden, ist dies der Fall. So hat z. B. der Heinrichsstollen (TÖB 2519/5618/001) einen pH-Wert von 8,0 (Analyse vom 07.03.2012) und der Binsfeldhammerstollen der Grube Diepenlinchen einen Mittelwert von ca. 7,2 (alle Analysen mitgeteilt durch StädteRegion Aachen, Hr. Illguth).

Bei den Recherchen wurden 12 Wassergewinnungsanlagen in Bergwerken bzw. Vererzungsbereichen betrieben (z. B.: WW Maria Schacht Nachtigällchen, Grube Breinigerberg (ENWOR, Herzogenrath), WW Brandenburg (Stadtwerke Aachen), Krug von Nidda (SW Iserlohn)). In den Grubengebäuden wurden ebenfalls Schwermetalle freigesetzt, die jedoch durch die Aufbereitung (v. a. Belüftung und Enteisenung/Entmanganung) entfernt wurden, so dass die Grenzwerte der TrinkwV (2011) eingehalten werden. Nach Aufgabe einer solchen Wassergewinnung und Einstellung der Aufbereitung oder bei einem Überlauf können Schwermetalle wieder in den Wasserkreislauf gelangen.

6.3 Strategien zur Vermeidung und Verminderung der Freisetzung von sauren Grubenwässern

Die ersten sinnvollen Vermeidungsstrategien finden heute bereits bei der Planung und im Betrieb von Bergwerken statt. Diese Vermeidungsstrategien werden im Folgenden nicht betrachtet.

Bei einer Vermeidungsstrategie sollten die Faktoren und die Wechselwirkungen, die an dem Prozess der Sulfidverwitterung und damit an der Bildung von AMD beteiligt sind, minimiert werden. Diese sind (LOTTERMOSER 2007):

- Eintrag von Wasser,
- Eintrag von Sauerstoff,
- Stabilisierung des pH-Wertes,
- Kontrolle der Fe(III)-Bildung,
- Kontrolle der bakteriellen Aktivität,
- Entfernung oder Isolation von Sulfiden.

Auswahl und Anwendung der Vermeidungsstrategien sind abhängig von vielen Faktoren wie der Lagerstättenart, der Geochemie, den klimatischen Bedingungen, der Topografie, der Geo- und Hydrogeologie und dem aquatischen und terrestrischem Ökosystem. Des Weiteren sind bei der Ausführung die verfügbare Fläche, die Umweltrisiken, Investitionskosten und Unterhaltungskosten und Materialverfügbarkeit zu beachten. Es werden folgende Maßnahmen vorgestellt:

- Wet cover
- Dry cover
- Blendung/Mischung

6.3.1 Wet covers

Sulfidisches Gestein, *tailings* oder Abraumhalden können mit einer mehrere Meter mächtigen Wasserschicht überdeckt werden. Dabei wird die Entstehung von AMD durch Vermeidung von Sauerstoffeintritt in die Ablagerungen reduziert (siehe Abbildung 6-2).

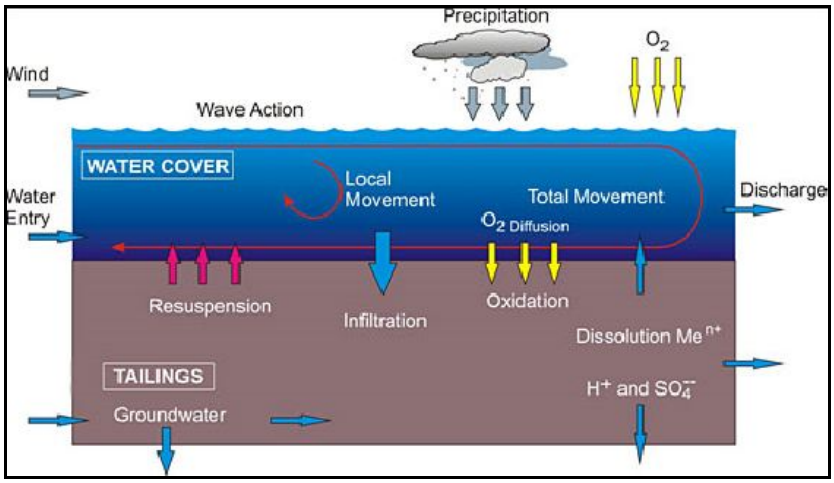


Abb. 6-2: Darstellung eines *wet covers* über einem *tailing* und der ablaufenden Prozesse (GARD Guide 2009)

Die Minderung der Sulfidoxidation wird durch die um bis zu 30-fach geringere Sauerstoffkonzentration im Wasser erreicht. Auch der relativ langsame Transport von gelöstem Sauerstoff im Wasser durch Advektion und Diffusion wirkt sich limitierend auf die Bildung von kontaminiertem Grubenwasser aus (GARD GUIDE 2009). Sobald der verfügbare Sauerstoff verbraucht ist, entstehen anoxische Bedingungen und die Sulfidoxidation wird fast vollständig unterbunden. Des Weiteren nimmt auch die Erosion ab und die Bildung von sulfatreduzierenden Bakterien wird begünstigt. Dadurch werden wiederum gelöste Metallionen in Metallsulfide umgewandelt und somit immobilisiert. Die Eignung der wet covers ist generell abhängig von der Beschaffenheit der sulfidhaltigen Ablagerungen, vom Klima und vor allem den topografischen Gegebenheiten, da sie in der Regel nicht bei Halden und *tailings* mit großem Gefälle eingesetzt werden können, wie es bei den Erzbezirken im Bergischen Land und der Eifel in der Regel der Fall ist. Vor allem bei einem längerfristigen Einsatz sind *wet covers* eine kostengünstige Maßnahme, um die Sulfidoxidation abzuschwächen (MEND Manual 2000).

6.3.2 Dry covers

Ähnlich dem Prinzip der *wet covers* wirken *dry covers* durch die Abdeckung von sulfidischen Ablagerungen mit einer Bodenschicht der Sulfidoxidation entgegen. *Dry covers* vermindern den Sauerstofftransport und das Eindringen von Wasser in die darunterliegenden sulfidischen Abfälle. Somit wird die Sulfidoxidation unterbunden. Nicht nur die Errichtung einer Barriere zur Minimierung des Anfalls an kontaminiertem Sickerwasser, sondern auch der Schutz gegenüber Erosion und die Bereitstellung einer Bodenschicht für das Pflanzenwachstum sind Vorteile von *dry covers*.

Allgemein können *dry covers* aus einer Bodenschicht bis hin zu mehreren Schichten aus unterschiedlichen Materialien, wie z. B. Boden, nicht reakti-

ven *tailings* oder Abfallgesteinen, Geotextilien, Kompostlagen oder sauerstoffzehrenden Materialien bestehen (MEND MANUAL 2000).

Je nach klimatischen Bedingungen werden *dry covers* unterschiedlich aufgebaut. In niederschlagsreichen Gebieten werden oft wassergesättigte *covers* installiert, um das Eindringen von Sauerstoff durch wassergesättigte obere Schichten in die sulfidische Ablagerung zu verhindern. In klimatischen Bereichen mit saisonalen Niederschlägen werden so genannte „sponge oder store-release covers" eingesetzt (LOTTERMOSER 2007), die aus einer oberen wassergesättigten Schicht bestehen. Diese Schicht, die als eine Art Schwamm fungiert und das eindringende Wasser durch die auf die Schicht einwirkende Evapotranspiration festhält, dient als Barriere für die Sauerstoffdiffusion.

Generell ist die Errichtung von *dry cover*-Systemen teurer als die der *wet cover*-Systeme (STUHLBERGER et al. 2007).

Beispiele für Abdeckungen sind: Sandhalden (Mechernich), Spülteiche (St. Andreasberg) und Halde Beythal (geplant). In der Regel ist eine Vegetationsschicht (ca. 0,5 m) und die Bepflanzung mit Nadelwald ausreichend, um eine hohe Reduzierung der Versickerung zu erreichen.

6.3.3 Blendung/Mischung

Bei der Blendung wird sulfidhaltiges, potenziell säuregenerierendes Material in neutralisierendem Gestein abgelagert. Vergleichbar der Blendung ist die selektive Ablagerung oder die Mischung von neutralisierendem mit säuregenerierendem Gestein. Auch die Zugabe von organischem Material kann die Verminderung des AMD-Potenzials durch die Bildung von reduzierenden Bedingungen begünstigen. Dabei wird Sulfat zu Sulfid reduziert und dieses wiederum als Metallsulfidschlamm immobilisiert. Des Weiteren können gelöste organische Komponenten stabile Komplexe mit Metallionen bilden oder sich an Sulfidmineralien anlagern, so dass keine Oxidation mehr möglich ist.

Dies erfordert eine Umlagerung alter Halden und *tailings* und dürfte aus Kostengründen und sonstigen Nachteilen wie dem Risiko der Freisetzung von Schwermetallen durch die Umlagerung in der Regel ausscheiden.

6.4 Behandlung saurer Grubenwässer

In diesem Kapitel werden aktive und passive Maßnahmen zur Behandlung saurer Grubenwässer vorgestellt (Überblick siehe Tabelle 6-12).

Die aktive Behandlung von Grubenwasser erfordert einen stetigen Einsatz von Energie und/oder Bioagenzien und Chemikalien. Diese sind in ihrem Aufbau, Wirkungsweisen und Kosten vergleichbar mit Sanierungsanlagen, wie sie aus der Wasseraufbereitung und der Grundwassersanierung bekannt sind. Sie werden in der Regel nur in Sonderfällen eingesetzt.

In den 1990er Jahren wurden eine Reihe von passiven Maßnahmen entwickelt, die einen deutlich geringeren Energie- und Chemikalieneinsatz erfordern; diese sind weltweit tausendfach im Einsatz. Die passiven Maßnahmen haben im Vergleich zu den aktiven Maßnahmen geringere Invest- und Betriebskosten, erfordern aber fast immer eine – teilweise aufwändige und langwierige – Anpassung (und Pilotanlagen) an die/den jeweiligen Standortverhältnisse(n).

Die Reinigungsleistungen erreichen in der Regel nicht die Leistungen der aktiven Maßnahmen. Die Ablaufkonzentrationen schwanken auch wesentlich stärker (im Jahresgang, bei schwankenden Zulaufmengen) als bei aktiven Maßnahmen und liegen teilweise auch noch über sonst genehmigungsfähigen Einleitungswerten. Es handelt sich deshalb eher um **Minderungsmaßnahmen** – die aber ausreichend sein können, um Gewässerzielwerte zu erreichen – und weniger um technische Sanierungsmaßnahmen.

Die Genehmigungsfähigkeit und die Akzeptanz passiver Anlagen sollte deswegen im Vorfeld geklärt werden.

6.4.1 Aktive Behandlung

Die Vorteile einer aktiven Behandlung sind die Steuerbarkeit des Reinigungsprozesses. Das heißt, bei sich verändernden Eigenschaften des Grubenwassers kann die Prozessführung schnell angepasst werden. Zum anderen haben aktive Anlagen einen geringen Flächenbedarf und können so an Bergbaustandorten oder an schwer zugänglichen Stellen, an denen Grubenwasser austritt, errichtet werden. Die aktive Behandlung gilt als erprobte Technologie, somit werden diese Verfahren als verlässlich angesehen. Die Nachteile sind der große Einsatz an Chemikalien, ggf. Bioagenzien und Energie. Dadurch ergeben sich in der Regel hohe Invest- und Betriebskosten.

Sekundärprodukte, wie z. B. Schlämme müssen entsorgt werden. Gegebenenfalls können die Sekundärprodukte, wie beim Burgfeyer Stollen diskutiert, auch weiterverwertet werden.

Aufgrund der großen Bandbreite an chemischen und physikalischen Eigenschaften der Grubenwässer wurde auch eine weite Spannbreite an möglichen aktiven Verfahren entwickelt, die speziell an die Hydrochemie des Grubenwassers und die gegebenen Einleitqualitäten angepasst werden kann. Folgende aktive Behandlungsverfahren werden nachfolgend erläutert:

- chemische Fällung (ODAS),
- Ionenaustauschverfahren,
- Membranverfahren.

Zur Reduzierung hoher Sulfatgehalte sind biologische Verfahren gut geeignet. Im Projektgebiet tritt dieser Typ Grubenwasser nicht auf.

6.4.1.1 Chemische Fällung (ODAS)

Die chemische Fällung, die in der englischsprachigen Fachliteratur unter dem Kurzwort ODAS (Oxidation, Dosing with Alkali, Sedimentation) bekannt ist, zeichnet sich durch ihre Anwendungsreife und ihre häufige Nutzung aus. Generell lässt sich das Prinzip der chemischen Fällung in pH-Wert-Modifikation (Neutralisation der Azidität), Belüftung (Oxidation zu Metallhydroxiden) und Sedimentation unterteilen. Generell ist das Ziel des ODAS-Ansatzes die Neutralisation und die Ausfällung von Metallhydroxiden (SKOUSEN et al. 1998).

Die Neutralisation der Azidität wird durch das Beimischen von alkalischen Reagenzien zum kontaminierten Grubenwasser erreicht. Ein pH-Wert im Bereich von 6,5 bis 8,5 ist dabei meist die Voraussetzung für die Einleitung des Grubenwassers in die Vorflut (YOUNGER et al. 2002). Außerdem hat dieser pH-Bereich den Vorteil, dass Fe(II) löslich und mobil vorliegt und die Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) schneller abläuft als unter niedrigeren pH-Werten und dass auch andere Metalle bei höheren pH-Werten eher ausfallen.

Zur Neutralisation eignen sich viele unterschiedliche alkalische Agenzien, die sowohl Vorteile als auch Nachteile haben. Die am häufigsten verwendeten Materialien bei der Neutralisation sind Natronlauge, Natriumkarbonat, Kalk und Kalkstein neben einer Reihe von weiteren alkalischen Agenzien, die in der Tabelle 6-1 mit ihren Eigenschaften aufgelistet sind. Der Neutralisation, also der Zugabe von alkalischen Substanzen zum Grubenwasser wird meist eine Oxidation vorgeschaltet. Mit der Oxidation in Form einer Belüftung des Grubenwassers wird erreicht, dass gering lösliche zweiwertige Metallionen wie Fe(II) oder Mn(II) in ihre weniger lösliche Form Fe(III), Mn(IV) umgewandelt werden. Auch fallen Metallhydroxide bei höheren pH-Werten schneller aus als bei niedrigeren pH-Werten. Ziel der Belüftung ist, dass möglichst alle gelöst vorliegenden Metallionen vollständig oxidiert werden, da diese sonst durch die Behandlungsanlage gelangen und erst in der Vorflut oxidieren können. Dies kann zu einer Absenkung des pH-Wertes

und zu einer Verfärbung oder Trübung der Vorflut führen. Zu den gängigsten Belüftungsmethoden zählen:

- Kaskaden,
- Tropffilter,
- Venturi-Belüftung,
- mechanische Belüftung,
- biologische und chemische Belüftung.

Tab. 6-1: Chemikalien und ihre Eigenschaften zur Neutralisation (nach BROWN et al. 2002)

Name	Chemische Formel	Besonderheiten
Calciumoxid	CaO	sehr reaktiv, Ablöschen vor Ort
Calciumkarbonat (Kalkstein)	$CaCO_3$	geeignet für anaerobe Bedingungen
Calciummagnesiumkarbonat (Dolomit)	$(Ca,Mg)CO_3$	ähnlich zu Kalkstein, aber weniger reaktiv
Calciumhydroxid	$Ca(OH)_2$	billiger als NaOH
Natriumhydroxid (Natronlauge)	NaOH	sehr löslich, erhältlich in fester oder gelöster Form
Natriumkarbonat	Na_2CO_3	üblicherweise in Briketts, genutzt in entlegenen Gebieten
Kaliumhydroxid	KOH	ähnlich Natriumhydroxid, teuer
Magnesiumoxid	MgO	ähnlich Calciumoxid
Magnesiumhydroxid	$Mg(OH)_2$	ähnlich Calciumhydroxid
Ammoniak	NH_3 od. NH_4OH	reaktiv und gut löslich
Calciumperoxid	Ca_2O	als Pulver oder Briketts, Neutralisator oder Oxidationsmittel
Brennofenasche	$CaO.Ca(OH)_2$	Abfallprodukt der Zementindustrie, enthält Kalk
Kohlerückstand	$CaO.CaCO_3$	enthält Kalk und Karbonat, Neutralisationspotenzial zwischen Materialien schwankt
Flugasche	–	hoher Neutralisationsgrad, Metallbelastung möglich

Kaskaden sind die am häufigsten verwendeten Belüftungsanlagen, für deren Bau genügend Platz und Gefälle vorhanden sein müssen. Sie sind meist als einfache Treppen gebaut, die mindestens drei bis vier breite Stufen beinhalten. Das zu behandelnde Grubenwasser muss gut durchmischt als dünner Film über die einzelnen Stufen fließen, so dass Metallhydroxide auf diesen ausgefällt werden können. Eine korrekt installierte Belüftungskaskade kann ca. 50 mg/l Fe(II) oxidieren (YOUNGER et al. 2002).

Eine weitere Belüftungsmethode sind Tropffilter. Diese bestehen aus belüfteten, ungesättigten Kammern, die mit Material von hoher spezifischer Oberfläche gefüllt sind. Das zu reinigende Grubenwasser passiert dann diese oft bis zu 2 m tiefen Kammern (YOUNGER et al. 2002).

Bei der Venturi-Belüftung (siehe Abbildung 6-3) wird durch ein Rohr Luft in einen Wasserlauf gesaugt. Aufgrund einer Querschnittsverengung kommt es zu einer Fließgeschwindigkeitszunahme und zu einer Druckverminderung. Dadurch entsteht ein Unterdruck, Luft wird angesaugt und es kommt zur Ausfällung von Hydroxiden (BAYLAR et al. 2009). Bei der Verwendung einer in-line Venturi-Belüftung muss beachtet werden, dass das Rohr in der Nähe des Auslaufs installiert wird, um ein schnelles Zusetzen des Rohres mit Metallhydroxiden zu vermeiden. Mit mehr als 900 mg/l Fe(II) hat die Venturi-Belüftung die höchste Oxidationsrate aller etablierten Belüftungssysteme (YOUNGER et al. 2002).

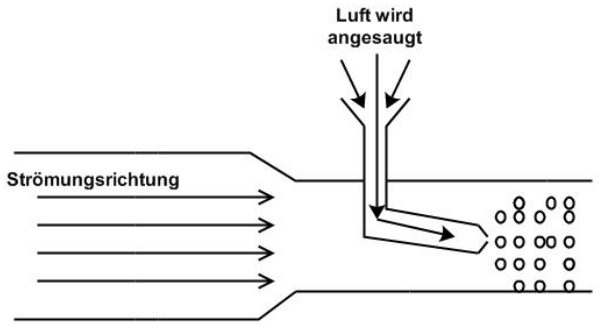


Abb. 6-3: Schematische Darstellung einer Venturi-Belüftung (nach YOUNGER et al. 2002)

Auch besteht die Möglichkeit, die Grubenwässer mechanisch zu belüften; dabei wird Sauerstoff unter hohem Druck in die Grubenwässer eingeblasen. Bei biologischen und chemischen Belüftungsverfahren werden zur Oxidation Bakterienkolonien und Chemikalien als Oxidationsmittel verwendet (YOUNGER et al. 2002).

Ist die Oxidation und die Zugabe von alkalischen Reagenzien zum Grubenwasser erfolgt, sollten gelöste Metalle nun als Hydroxide vorliegen, die anschließend durch den Prozess der Sedimentation aus dem Wasser entfernt werden können. Hierzu dienen einfache Sedimentations- oder Absetzbecken

sowie Flokkulationsbecken und Lamelleneindicker, die die Ablagerung gelöster Feststoffe begünstigen. Generell bleibt festzuhalten, dass die Schritte der Oxidation, der Zugabe von alkalischen Reagenzien und die Sedimentation je nach Art des Grubenwassers nicht zwangsläufig in einer festgelegten Reihenfolge ablaufen müssen. Der Behandlungserfolg ist hier auf eine angepasste Verfahrensweise zurückzuführen (YOUNGER et al., 2002).

6.4.1.2 Ionenaustauschverfahren

Ein weiteres aktives Behandlungsverfahren ist der Ionenaustausch. Die Separation der Metalle vom Wasser wird mittels eines Austauschmediums, wie z. B. Harzen, durchgeführt, von dem nach der Anreicherung der Metalle diese wieder gelöst werden. In NRW ist ein Ionenaustauschverfahren für die Behandlung der Grubenwässer am Burgfeyer Stollen geplant. Passive Verfahren (siehe Abschnitt 6.4.2) wurden in den vorbereitenden Planungen ausgeschlossen, weil bei den hohen Abflussmengen (ca. 1.000 m³/h und mehr) der Flächenbedarf zu groß ist. Ein Pilotversuch wurde erfolgreich abgeschlossen. Für weitere Standorte in NRW wird das Verfahren aufgrund der hohen Invest- und Betriebskosten nicht diskutiert. Die Investitionskosten betragen 550.000 €/a (Abschreibung über 10 Jahre) und die Betriebskosten belaufen sich auf 400.000 €/a. Durch den Einsatz des Ionentauschers werden Zn-, Ni- und Cd-Gehalte von jeweils 1,4 bis 1,6 mg/l auf Gehalte entsprechend der OGewV reduziert (Erftverband, Arbeitskreis Burgfeyer Stollen 2011).

Da das Ionenaustauschverfahren eine einzelne Sanierungsmaßnahme ist und es je nach Aufgabenstellung sehr viele Anlagenunterschiede gibt, wird auf eine weitere Beschreibung an dieser Stelle verzichtet.

6.4.1.3 Membranverfahren

Neben den Behandlungsmaßnahmen der chemischen Fällung lässt sich Schwermetall belastetes Grubenwasser durch Membranprozesse reinigen. Dabei wird das Grubenwasser mittels hoher Drücke durch Membranen gepresst, die aus Poren mit Durchmessern im µm- bis nm-Bereich bestehen. Kolloide oder suspensive Partikel, die über einen größeren Durchmesser als die Poren verfügen, können nicht durch die Membran diffundieren und akkumulieren an der Zulaufseite der Membran. Das Grubenwasser wird durch diesen Prozess gereinigt. Je nach Porengröße der Membran werden den Membranprozessen verschiedene Namen zugeordnet:

- Mikrofiltration
  (Poren zwischen ≥ 0,1 µm und < 0,45 µm; Entfernung von Bakterien)

- Ultrafiltration
  (Poren zwischen ≥ 0,01 µm und < 0,1 µm; Entfernung von Kolloiden)

- Nanofiltration
  (Poren zwischen ≥ 0,001 µm und < 0,01 µm;
  Entfernung von Trübstoffen)

- Umkehrosmose
  (Poren < 0,001 µm;
  Entfernung von ionischen und molekularen Feststoffen)

Membranverfahren (Ultrafiltration: z. B. ENWOR zur Aufbreitung von Eifel-Talsperrenwasser, Nanofiltration: SW Dinslaken zu Aufbereitung von Rheinuferfiltrat) werden vornehmlich zur Trinkwasseraufbereitung verwendet. Für die Reinigung von kontaminiertem Grubenwasser ist aufgrund der geringen Partikelgröße z. B. von Ionen der Einsatz von Nanofiltration oder Umkehrosmose notwendig. Diese sind wegen ihrer hohen Investitions- und Energiekosten für die Reinigung von Grubenwässern in der Regel ungeeignet und finden deswegen keine Anwendung.

6.4.2 Passive Maßnahmen

Die passive Reinigung von kontaminiertem Grubenwasser entwickelte sich erst in den letzten 30 Jahren von experimentellen Anwendungen hin zu großen Anlagen, von denen es mittlerweile mehrere tausend auf der ganzen Welt gibt (GARD GUIDE 2009). Bei den passiven Maßnahmen werden Methoden angewandt, die nur natürliche Energiequellen (z. B. Gravitation, Fotosynthese, mikrobieller Abbau) nutzen und nur wenige, aber regelmäßige Wartungsarbeiten benötigen, um effektiv über die gesamte Standzeit zu wirken.

Das Prinzip der passiven Grubenwasserbehandlung beruht auf der Anwendung natürlich vorkommender biologischer, chemischer und physikalischer Prozesse in abgeschlossenen Behandlungssystemen. In diesen werden dann natürliche Prozesse, wie z. B. die Oxidation, Reduktion, Hydrolyse und Ausfällung begünstigt, indem die dafür verantwortlichen Umweltbedingungen nach Möglichkeit eingestellt werden.

Der Vorteil von passiven Systemen besteht in den geringeren Betriebskosten. Höhere Kosten entstehen beim Bau einer Anlage. Die Reinigungsleistung passiver Anlagen ist meist langsamer als in aktiven Systemen, weshalb längere Aufenthaltszeiten und größere Flächen benötigt werden. In den weiteren Abschnitten wird die Funktionsweise folgender passiver Reinigungstechniken erläutert:

- Sedimentationsbecken und Belüftungssysteme
- Constructed wetlands
  - Aerobic wetlands
  - Anaerobic (compost) wetlands

- Anoxische Karbonatkanäle (ALD)
- Offene Karbonatkanäle (OLD)
- Sonstige
  - RAPS
  - SCOOFI
  - Permeable Barrieren (PRB)
  - Geschlossenes System (Zink Entfernung)
  - Pyrolusit Prozess (Mangan Entfernung)

6.4.2.1 Sedimentationsbecken und Belüftungssysteme

Sedimentationsbecken (engl.: sedimentation ponds oder settling lagoons) zur Reinigung von Grubenwässern werden häufig als Vorstufe für eine aktive oder passive Behandlungsmethode verwendet. Bereits ausgefällte, aber noch im Grubenwasser befindliche Metalloide oder Trübstoffe können mittels eines Absetzbeckens sedimentiert und somit aus dem Wasser entfernt werden. Durch die Belüftungssysteme können zweiwertig vorliegende Metallionen oxidiert werden, so dass sie der Hydrolyse zur Verfügung stehen. Die nachfolgende Behandlung beispielsweise durch ein constructed wetland (siehe Abschnitt 6.4.2.2) wird dann durch den verringerten Gehalt an Schwermetallen vereinfacht. Sedimentationsbecken und auch Belüftungssysteme können auch als alleinige Behandlungsverfahren verwendet werden, solange das Grubenwasser alkalisch und Eisen die einzige Kontaminante ist, die entfernt werden soll.

6.4.2.2 Constructed wetlands

Bei constructed wetlands handelt es sich um organikreiche, wassergesättigte Flachwassersysteme, die zur Reinigung von Grubenwässern verwendet werden (LOTTERMOSER 2007). Wetlands, die insbesondere in den letzten Jahrzehnten stetig weiterentwickelt wurden, gelten als eine der am meisten genutzten passiven Behandlungsmethoden für kontaminierte Grubenwässer und werden als erprobte Technologie vor allem in Bezug auf die Fe- und Mn-Entfernung anerkannt. Durch die Entfernung von Fe und Mn werden als Nebeneffekt Schwermetalle wie Pb, Ni oder Cd ebenfalls dem Grubenwasser entzogen. Bei der Reinigung des Grubenwassers durch die biologischen, sich selbst regulierenden Systeme wird zwischen aerobic und anaerobic (compost) wetlands unterschieden.

6.4.2.3 Aerobic wetlands

Aerobic wetlands, in der englischsprachigen Fachliteratur auch als „reed beds“ bekannt, eignen sich besonders für die Behandlung von alkalischen, eisenhaltigen Wässern und bieten aufgrund ihrer geringen Betriebskosten eine kostengünstige Alternative zu aktiven Systemen.

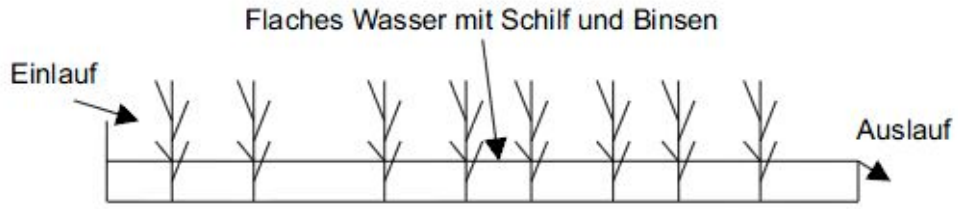


Abb. 6-4: Schematische Darstellung eines aerobic wetlands (YOUNGER 2000b)

Aerobic wetlands sind aus einer flachen Bodenschicht aus organischem Substrat (~ 0,3 m), über die das zu behandelnde Wasser fließt, aufgebaut (LOTTERMOSER 2007). In der Bodenschicht sind Pflanzen wie Schilf (Phragmites), Binsen (Juncus) oder Rohrkolbengewächse (Typha) angesiedelt (siehe Abbildung 6-4). Der Reinigungsprozess von aerobic wetlands besteht im Allgemeinen aus der Oxidation, Hydrolyse und Fällung von Metallen (primär: Fe und Mn, sekundär: Al und Zn). In diesem Prozess sind die Sedimentation von gelösten Metallkomplexen, die Filtration von Metallpartikeln durch Pflanzenstängel, die Adsorption an Pflanzenteile, die Fällung von Hydroxiden auf Pflanzenstängeln und die direkte Aufnahme von Metallionen durch Pflanzenwurzeln mit eingeschlossen (PIRAMID, 2003). Die Prozesse der Oxidation, der Hydrolyse und der Sedimentation können durch die folgenden Reaktionsgleichungen beschrieben werden (BROWN et al. 2002):

Oxidation von Fe(II): $Fe2+ + 1/4\ O2 + H+ \rightarrow Fe3+ + ½\ H2O$

Hydrolyse von Fe(III): $Fe3+ + 3\ H2O \rightarrow Fe(OH)3(sus) + 3\ H+$

Sedimentation: $FeOOH(sus) \rightarrow FeOOH(sed)$

Die Anwendung von aerobic wetlands bei alkalischen bis maximal schwach sauren Grubenwässern (pH ≥ 5,5) lässt sich durch die Freisetzung von Protonen aus dem Prozess der Hydrolyse erklären. Wird azidisches Wasser in ein wetland geleitet, sinkt der pH-Wert durch die Abgabe von Protonen; dadurch wird die Ausfällung von Fe-Hydroxiden vermindert. Dies wirkt der Reinigungsleistung durch Sedimentationsprozesse entgegen (LOTTERMOSER 2007). Aus diesem Grund sollten keine sauren Grubenwässer direkt in ein *aerobic wetland* eingeleitet werden, sondern es muss zunächst der pH-Wert angehoben werden, wie z. B. durch einen anoxischen Karbonatkanal (ALD).

Die Sedimentation und damit die Entfernung von Metallionen aus dem Wasser kann in vier unterschiedliche Prozesse unterteilt werden:

- Ablagerung von ausgefällten Feststoffen aus der wässrigen Lösung,
- physikalische Filtration von Kolloiden durch Pflanzen,
- Bildung von Hydroxidbelägen an Pflanzenteilen,
- Sorption und in-situ Oxidation.

Alle Sedimentationsvorgänge laufen nicht nur für Fe, sondern auch für Mn, Zn und Al.

6.4.2.4 Anaerobic (compost) wetlands

Compost wetlands unterscheiden sich in ihrem Aufbau von *aerobic wetlands* durch eine zusätzliche anoxische, permeable, mindestens 0,3 m mächtige Substratschicht, in der durch bakterielle Sulfatreduktion Protonen verbraucht werden und Hydrogenkarbonat freigesetzt wird (siehe Abbildung 6-5). Zusätzlich zu dieser Kompostschicht kann ein *compost wetland* auch über eine Kalksteinschicht verfügen, in der durch Lösungsprozesse HCO_3^- erzeugt werden kann. Die Funktionsweise der zwei verschiedenen *wetlands* unterscheidet sich dadurch, dass das Grubenwasser in *compost wetlands* durch und bei *aerobic wetlands* über der Substratschicht fließt. Infolgedessen bewirken die reduzierenden Bedingungen in der anoxischen Schicht des *compost wetlands*, dass Fe(III) zu Fe(II) und Sulfat zu Sulfid unter Protonenverbrauch reduziert wird. Metalle können dann als Sulfide ausgefällt werden. Die Reihenfolge Fe > Al > Cu > Zn > Cd > Mn, in der die Metalle dem Grubenwasser durch Ausfällung entzogen werden, richtet sich nach deren Löslichkeit (YOUNGER et al. 2002). Somit eignen sich *compost wetlands* auch zur Reinigung von sauren Grubenwässern. Ähnlich wie in aerobic wetlands werden die *compost wetlands* mit Schilfen oder Rohrkolbengewächsen bepflanzt. Die Substratschicht selbst kann aus verschiedenen organischen Materialien, wie z. B. Pilzkompost, Sägespänen oder Dung bestehen.

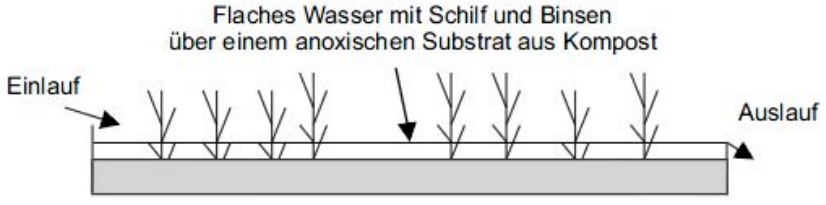


Abb. 6-5: Schematische Darstellung eines compost wetlands (YOUNGER 2000b)

6.4.2.5 Anoxische Karbonatkanäle (ALD)

Anoxische Karbonatkanäle (Anoxic Limestone Drain) verbessern die Qualität des AMD durch die zusätzliche Erzeugung von Alkalinität. Das kontaminierte Grubenwasser wird durch mit Kalkstein ($CaCO_3$) gefüllte, abgedeckte Gräben geleitet. Dabei lösen die im Grubenwasser vorliegenden Protonen den Kalkstein und es kommt zur Freisetzung von Hydrogenkarbonat. Die Azidität wird somit verringert und der pH-Wert steigt an. Das Reinigungssystem des ALDs funktioniert nur dann, wenn anoxische Bedingungen herrschen. Die Kalksteinbasis, durch die das Grubenwasser fließt, muss also mit einer undurchlässigen Ton- oder Bodenschicht vollständig bedeckt sein, um den Eintritt von Sauerstoff zu vermeiden (HEDIN et al. 1994).

Durch den Ausschluss von Sauerstoff bleiben Fe(II) und Mn(II) in ihrer reduzierten Form erhalten und können so nicht als Hydroxide ausfallen. Durch die Bildung von Hydroxidbelägen, so genannten coatings, würde die Reinigungsleistung des Systems aufgrund des Zusetzens der Zwischenräume der Kalksteinbruchstücke herabgesetzt. Durch die Abdeckung des Kalksteins wird auch die Freisetzung von CO_2 vermieden, was in höheren pH-Werten bei der Bildung von Hydrogenkarbonat durch die Kalksteinlösung resultiert. Die vollständige Reinigungsleistung des ALDs kann nur erreicht werden, solange Eisen und andere Elemente in reduzierter Form vorliegen und nur ein sehr geringer Anteil an gelöstem Fe(III) im Grubenwasser vorliegt. Auch sollte das kontaminierte Grubenwasser nur über einen geringen gelösten Sauerstoffgehalt verfügen, um eine etwaige Oxidation von gelösten Metallionen zu vermeiden. Generell sind ALD nicht in der Lage, Metallgehalte im Grubenwasser angemessen zu reduzieren; ALD werden nur in Kombination mit anderen passiven Behandlungsverfahren angewendet.

6.4.2.6 Offene Karbonatkanäle (OLD)

Analog zu den ALDs handelt es sich bei oxischen Karbonatkanälen (Oxic Limestone Drain) um offene Gräben, die mit Kalksteinaggregaten gefüllt sind und durch die das kontaminierte Grubenwasser unter aeroben Bedingungen mit hohem Gradienten geleitet wird. Dabei wird der Kalkstein gelöst und Alkalinität generiert. Infolgedessen steigt der pH-Wert. Durch den Zutritt von atmosphärischem Sauerstoff kommt es zur Oxidation von Metallionen und somit zur Ausfällung von Metallhydroxiden. Um die Verstopfung des OLDs zu vermeiden, müssen innerhalb des Systems hohe Fließgeschwindigkeiten (> 0,1 m/min) gewährleistet sein. Die Metallhydroxide bleiben so in Suspension und setzen sich nicht in die Poren des Kalksteins. Die Bildung von coatings wird somit vermieden und die Reinigungsleistung des Systems nicht herabgesetzt. Ebenso wie bei ALDs ist die Nachschaltung eines zweiten passiven Systems notwendig, um die zu Hydroxiden oxidierten Metallionen zu sedimentieren (YOUNGER et al. 2002).

6.4.2.7 Reducing and Alkalinity Producing-Systems (RAPS)

Neben den constructed wetlands gehören die RAPS nach YOUNGER et al. 2002 zu den Wetland-Type Passive Systems. Die RAPS wurden in den 1990er Jahren in Pennsylvania entwickelt und dienen der Verbesserung der ALD-Systeme, die nur Grubenwässer mit geringen Konzentrationen < 1 mg/l an gelöstem Sauerstoff, Fe(III) und Al(III) aufnehmen und angemessen reinigen können. Ein RAPS besteht im Wesentlichen ähnlich dem ALD aus einer Kalksteinbasis mit einer zusätzlichen, darüber liegenden Substratschicht, durch die das Grubenwasser von oben nach unten geleitet wird (siehe Abbildung 6-6).

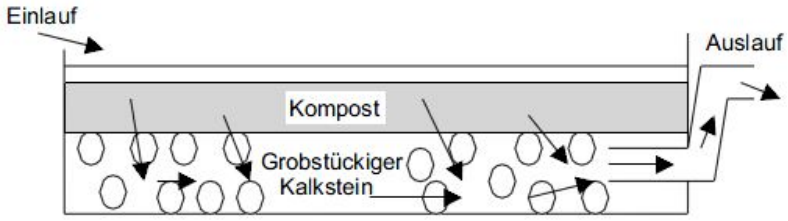


Abb. 6-6: Schematische Darstellung eines RAPS (YOUNGER 2000b)

In der organischen Substratschicht wird Fe(III) zu Fe(II) reduziert und Sauerstoff verbraucht. Dadurch können auch Grubenwässer gereinigt werden, die über jeweils höhere Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff, Fe(III) und Al(III) (> 2 mg/l) verfügen und somit ungeeignet für die Behandlung durch ein ALD sind. Befindet sich im Grubenwasser trotz des Sauerstoffverbrauchs in der Kompostschicht weiterhin Sauerstoff, kann dies zur Ausfällung von nicht reduziertem Fe(III) innerhalb der Kalksteinbasis führen, was längerfristig eine Verstopfung der Zwischenräume der Kalksteinbruchstücke durch *coatings* zur Folge hätte. Zudem kann in der Substratschicht aufgrund des Vorhandenseins von Bakterien Sulfatreduktion stattfinden, die eine Ausfällung von Metallsulfiden bewirken kann (YOUNGER et al. 2002).

Sofern das Grubenwasser die Kompostschicht passiert hat, gelangt es in die Kalksteinbasis, in der dem Wasser Alkalinität zugeführt wird, bevor es an der Unterseite der Kalksteinbasis das System verlässt.

Im Gegensatz zu *compost wetlands* wird das Behandlungssystem vertikal durchströmt. Eine Entstehung von kurzen Fließwegen, so genannten *short cuts*, die nicht das gesamte Kompostmaterial vollständig durchströmen, wird somit vermieden. Dies führt zu einer verbesserten Reinigungsleistung. Für die Errichtung eines RAPS wird außerdem wenig Platz benötigt, jedoch wird ein Gefälle vorausgesetzt. Werden diese Faktoren berücksichtigt, gilt

das RAPS als die bevorzugte Behandlungsmethode für saure Grubenwässer (YOUNGER et al. 2002).

6.4.2.8 Surface-Catalysed Oxidation Of Ferrous Iron (SCOOFI)

Die Reinigungsmethode der SCOOFI-Reaktoren ist eine relativ junge Technologie, die sich erst in den 1990er Jahren entwickelte. Im großen Maßstab wurden dann im Jahre 2001 SCOOFI-Reaktoren von Jarvis und Younger getestet (YOUNGER et al. 2002). Generell dienen SCOOFI-Reaktoren aufgrund ihrer Kompaktheit der Reinigung von kontaminierten Grubenwässern in Gebieten mit wenig Platzangebot. Die Funktionsweise der SCOOFI-Reaktoren beruht darauf, dass Grubenwasser durch ein Medium mit hoher spezifischer Oberfläche, wie z. B. Schlacken geleitet wird. Beim Kontakt zwischen Grubenwasser und Medium wird Ocker auf den Oberflächen abgelagert, der wiederum die Oxidation von Fe(II) katalysiert und die weitere Sorption von Eisenhydroxiden begünstigt. Bei fortgeschrittener Ablagerung können die Poren des Mediums zugesetzt und die Porosität verringert werden. Deshalb muss das Medium in angemessenen Zeiträumen vom Eisenhydroxid-Belag befreit oder ersetzt werden.

Voraussetzung für die Nutzung dieser Technologie ist ein alkalisches Wasser, da die Bildung von Eisenhydroxiden (Hydrolyse) eine Freisetzung von Protonen in das Grubenwasser bedingt und keine Möglichkeit besteht, dass das System selbst Alkalinität erzeugt (STUHLBERGER et al. 2007). Generell lassen sich ungesättigte und gesättigte SCOOFI-Reaktoren voneinander unterscheiden. Gesättigte Reaktoren erlauben mehr Kontakt zwischen dem Grubenwasser und dem porösen Medium.

Das zu behandelnde Wasser muss aber schon vor dem Einleiten in den Reaktor über einen ausreichenden Gehalt an gelöstem Sauerstoff verfügen, damit die Oxidationsreaktion ablaufen kann. Der Sauerstoffgehalt kann beispielsweise durch ein vorgeschaltetes Belüftungssystem erreicht werden. Sobald eine Oxidation des Grubenwassers vor dem Eintritt in den Reaktor nicht möglich ist, können ungesättigte, vertikale SCOOFI-Reaktoren eingesetzt werden. Durch den vertikalen Bau kann das Grubenwasser gleichzeitig belüftet und Fe(II) oxidiert werden, jedoch verläuft der Entzug von Eisen aus dem Grubenwasser nicht so effektiv wie bei gesättigten Reaktoren (YOUNGER et al. 2002).

6.4.2.9 Sonstige passive Behandlungsverfahren in der Entwicklung

Neben den in diesem Kapitel beschriebenen gängigsten Behandlungsverfahren existieren noch weitere Reinigungsmethoden, die sich aber teilweise noch in der Entwicklung befinden (YOUNGER et al. 2002).

Generell werden diese zur Entfernung von Metallen verwendet, die nicht so häufig in Grubenwässern auftreten, von denen aber dennoch eine toxische Wirkung ausgehen kann. Eines dieser Verfahren ist das geschlossene Karbonatlösungssystem zur Zinkentfernung (siehe Abbildung 6-7).

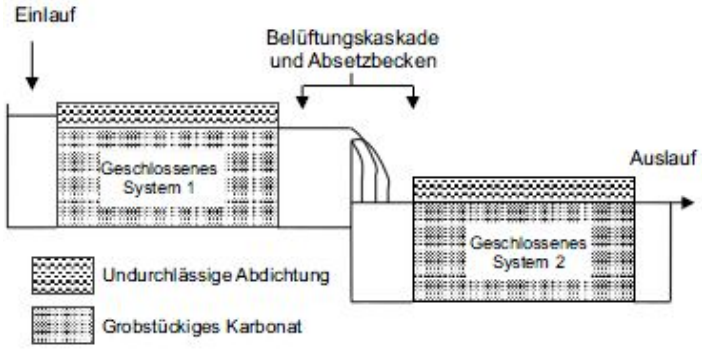


Abb. 6-7: Schematische Darstellung eines geschlossenen Karbonatlösungssystems für Zn (WOLKERSDORFER & YOUNGER 2002)

Geschlossene Karbonatlösungssysteme ähneln in ihrem Aufbau ALDs und eigenen sich insbesondere für die Entfernung von Zink aus neutralem Grubenwasser. Das Konzept des Verfahrens basiert auf der Ausfällung von Zinkkarbonaten in luftdicht verschlossenen Kalksteinbettungen, in denen der CO_2-Partialdruck über dem der Atmosphäre liegt. In der ersten Kalksteinbettung wird der pH-Wert durch die Lösung von Kalkstein angehoben. Ab einem Wert von 8,2 fällt anschließend Zink als Karbonat ($ZnCO_3$, Smithonit) aus. Bei der Überleitung in ein zweites Kalksteinbett wird bei Kontakt mit Sauerstoff erneut Zink als Hydrozinkit ($Zn_2CO_3(OH)_2$) ausgefällt. Für eine dauerhafte Nutzung muss das System regelmäßig nach einigen Stunden durchlüftet werden, um einen geeigneten CO_2-Partialdruck zu gewährleisten (YOUNGER et al. 2002; WOLKERSDORFER & YOUNGER 2002).

Ein relativ gut entwickeltes Verfahren ist der Pyrolusit-Prozess, der dem kontaminierten Grubenwasser Mn entzieht, sofern Fe schon aus dem Grubenwasser entfernt wurde. Das zu behandelnde Wasser wird bei dieser Methode durch ein mit Mn-oxidierenden Bakterien versetztes Kalksteinbett geleitet. Das im Wasser befindliche Mn reagiert mit den Bakterien, und es bildet sich ein schwarzer Belag aus MnO_2 auf der Kalksteinbasis, der im Inneren zur kristallinen Form des Pyrolusit umgewandelt wird. Ein positiver Nebeneffekt des Pyrolusit-Prozesses, der in Feldexperimenten festgestellt wur-

de, ist die gleichzeitige Entfernung von Zn und Cu aus dem Grubenwasser (YOUNGER et al. 2002).

Neben den Verfahren zur Zn- und Mn-Entfernung besteht auch ein Behandlungsverfahren zur Entfernung von hohen Konzentrationen an Arsen (As) und Cadmium (Cd) aus Fe-armen Grubenwässern. WANG & REARDON 2001 entwickelten einen Siderit-Calcit-Reaktor, der aus 2 Reaktionssäulen besteht. In eine erste mit Siderit ($FeCO_3$) gefüllte Säule wird kontaminiertes Wasser eingeleitet, was eine Lösung des Siderits bedingt und zu einer Abgabe von Fe(II) in die Lösung führt. In der zweiten Säule, die Calcit-Bruchstücke enthält und an ein Belüftungssystem angeschlossen ist, finden die Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) und die Ausfällung von Eisenhydroxiden statt. Diese dienen als Sorptionsmittel für AsO_4^{3-}. Durch die Belüftung wird außerdem die Ausgasung von CO_2 bewirkt, das die Ausfällung von Ca und Cd als Karbonat (Calcit und Otavit, $CdCO_3$) fördert (YOUNGER et al. 2002).

6.5 Auswahlkriterien für die Anwendung von Behandlungsverfahren

Ein Behandlungsverfahren von Grubenwässern soll vor allem effizient und kostengünstig sein. Die Auswahl eines Behandlungsverfahrens kann anhand von festgelegten Kriterien zur Entscheidungsfindung erfolgen. Hierbei müssen bekannt sein:

1. Chemismus und Anfall der zu behandelnden Grubenwässer (AMD, NMD, SD),

2. Anforderungen an die Reinigungsleistung (Wirkungsgrad), um die Gewässerziele zu erreichen,

3. Standortcharakteristika (wie Flächenverfügbarkeit, Infrastruktur),

4. Invest- und Betriebskosten (Überblick s. Tab. 6-12).

Die oben aufgeführten Kriterien werden im Nachfolgenden für die einzelnen Behandlungsanlagen beschrieben. Einen Überblick über die Verfahren gibt die Tabelle 6-12.

Vor Auswahl geeigneter Verfahren ist es vor allem erforderlich, Zielwerte zur einzelfallbezogenen Abreinigung der Grubenwässer zu definieren, um die Ziele gemäß WRRL zu erreichen, und auf dieser Basis den technischen und finanziellen Aufwand verfahrensabhängig beurteilen zu können. Hierzu fehlen zum jetzigen Zeitpunkt aber noch fast alle Grundlagen wie z. B. der Jahresgang der Belastungen. Wahrscheinlich ist in vielen Fällen keine Abreinigung auf Ablaufwerte, wie sie bei der Grundwasser- und Altlastensanierung erreicht werden, erforderlich. Solche Ablaufwerte können auch nicht durch passive Anlagen, sondern nur nur durch aktive Anlagen erreicht

werden. Bei entsprechendem Aufwand sind hier sehr geringe Ablaufwerte möglich. Entsprechende Hinweise gibt z. B. der Leistungsbereich 53 des Leistungsbuchs Altlasten und Flächenentwicklung (Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 20, Leistungsbuch Altlasten und Flächenentwicklung 2004/2005).

6.5.1 Anlagentechnik ODAS

Chemische Fällungsanlagen sind Stand der Technik, sehr vielseitig und finden insbesondere ihre Anwendung bei Grubenwässern mit niedrigen pH-Werten und mehreren Schwermetallen. Generell kann die Behandlungsmethode der chemischen Fällung bei fast allen Arten und anfallenden Mengen von kontaminierten Grubenwässern verwendet werden. Sowohl hohe Sulfatgehalte als auch hohe Metallgehalte können angemessen reduziert werden (GARD GUIDE 2009). Die chemische Fällung kann einzeln oder in Verbindung mit anderen Behandlungsverfahren eingesetzt werden (ITRC – CHEMICAL PRECIPITATION 2010). Die Prozessführung kann einfach gesteuert und überwacht werden. Technische Anforderungen an eine Fällungsanlage bestehen darin, dass die Durchflussraten inklusive der saisonalen Schwankungen, der pH-Wert und die Sulfat- und die Fe(II)-Konzentration bekannt sein müssen.

Anschließend kann die Wahl der Fällungschemikalie anhand von wirtschaftlichen Aspekten getroffen werden (SKOUSEN et al. 2000). Die Entsorgung des entstehenden Schlamms, der häufig mit Sulfat oder Metallen angereichert ist (ITRC – CHEMICAL PRECIPITATION 2010), ist kostspielig, da der Schlamm in hohen Mengen anfällt und sich häufig als sehr komplex und chemisch instabil erweist (BROWN et al. 2002).

Die Effizienz der Anlage hängt von mehreren Faktoren ab: dem Durchfluss, der Art der Schwermetalle und ihren Konzentrationen, der eingesetzten Chemikalie, dem Flächenangebot und den Entsorgungsmöglichkeiten des Metallschlamms (ITRC – CHEMICAL PRECIPITATION 2010). Der Flächenbedarf einer Fällungsanlage ist sehr gering. Eine bereits installierte Fällungsanlage der ehemaligen Stolberger Zink AG reinigt auf einer Fläche von ca. 35 m² Schwermetall belastetes Grubenwasser mit einer Durchflussrate von max. 40 m³/d. Dabei wird die vorhandene Einlaufkonzentration von 100 bis 120 mg Zn/l auf 0,5 – 2 mg Zn/l gesenkt (ALTLASTENKATASTER, STÄDTE-REGION AACHEN 2011).

Generell gelten Fällungsanlagen als teure Behandlungsmaßnahmen, da sie eine stetige Zufuhr an Chemikalien und eine permanente Entsorgung des Schlamms benötigen (ITRC – CHEMICAL PRECIPITATION 2010). Investitionskosten werden laut GARD GUIDE, 2009 indikativ auf 300 bis 1.250 US-$/m³/Tag geschätzt. Die Errichtung der erwähnten Fällungsanlage der Stolberger Zink AG kostete im Jahr 1994 umgerechnet ca. 150.000 €. Die Betriebskosten sind aufgrund der Verwendung von Chemikalien für den Reinigungsprozess sehr hoch. Laut dem GARD GUIDE, 2009 belaufen diese sich

auf 0,2 bis 1,5 US-$/m³. Die Betriebskosten der Stolberger Zink AG für die installierte Fällungsanlage betragen ca. 40.000 €/a.

6.5.2 Anlagentechnik Bioreaktoren

Bioreaktoren finden Anwendung bei der Reinigung von metallreichen, sauren bis hin zu alkalischen Wässern. Dabei können sie ein breites Spektrum an Durchflussraten aufnehmen und angemessen behandeln. Diese Verfahren sind z. B. auf die Reduzierung hoher Sulfatgehalte ausgelegt, aber für NRW nicht relevant, da dieser Typ Grubenwasser in NRW nicht auftritt (s. o.). Die Beschreibung der Methode erfolgt an dieser Stelle der Vollständigkeit halber.

Die technischen Anforderungen an Bioreaktoren sind abhängig von den Standortgegebenheiten, d. h. von der Durchflussrate, dem pH-Wert, der Art und Konzentration der Schwermetalle und vom Flächenangebot. Generell sollte jedoch ein Bioreaktor mindestens 1,2 m tief sein und eine Retentionszeit von 8 – 48 h gewährleisten können. Um Metalle als Metallsulfide fällen zu können, sind pH-Werte von 5 – 7 notwendig. Aus diesem Grund sollte eine Vorbehandlung stattfinden, um die geeigneten pH-Wertbedingungen einzustellen. Bioreaktoren haben eine hohe Effizienz, was die Reduzierung von unterschiedlichen Metallspezies angeht. So können neben den häufig von anderen Behandlungsanlagen eliminierten Fe, Mn, Al und Zn auch Metalle wie Cd, Cu, Co, Ni und Pb aus dem Grubenwasser entfernt werden (ITRC – BIOCHEMICAL REACTORS 2010).

Adäquat installierte Systeme können die Metallkonzentrationen um bis zu 95 % senken (REISMAN et al. 2009). Die Effizienz einer Anlage kann nur dann gesteigert werden, wenn der Durchfluss durch den Reaktor konstant gehalten wird. Die Temperaturbedingungen beeinträchtigen jedoch die Leistung eines Bioreaktors stark. Bei längeren Kälteperioden wird die Reinigungsleistung deutlich verringert, da die mikrobielle Aktivität geringer wird. Um dies zu vermeiden, können Bioreaktoren, die im Untergrund eingebaut sind, isoliert oder die Temperatur des zulaufenden Grubenwassers reguliert werden. Die Temperaturregulation ist jedoch mit zusätzlichen Betriebskosten verbunden. Des Weiteren sollte der Kontakt zwischen sulfatreduzierenden Bakterien und Sauerstoff vermieden werden, da im Reaktor anaerobe Bedingungen herrschen müssen, um eine angemessene Reinigung des Wassers zu erreichen.

Die Größe bzw. die für den Bau benötigte Fläche eines Bioreaktors ist abhängig von der Höhe der Metallkonzentration, dem pH-Wert, dem Durchfluss und der Retentionszeit. Bei höheren Konzentrationen wird ein größeres System benötigt, das auch eine höhere Retentionszeit und eine geringere Durchflussrate erlaubt (ITRC – BIOCHEMICAL REACTORS 2010).

Die Investitionskosten eines Bioreaktors sind – aufgrund zusätzlicher Behandlungssysteme wie Sedimentationsbecken oder Systemen zur pH-Wert-

anpassung – hoch. Generell sind aber die Betriebskosten eines Bioreaktors geringer als bei anderen aktiven Behandlungssystemen, da sie keine stetige Zugabe an Energie oder Chemikalien erfordern. Betriebskosten fallen hauptsächlich für die Entsorgung des Schlamms an, der beim Reinigungsprozess im Reaktor durch die Sulfatreduktion entsteht (ITRC – BIOCHEMICAL REACTORS 2010).

6.5.3 Anlagentechnik Sedimentationsbecken

Sedimentationsbecken finden Anwendung in der Entfernung von hohen Metallgehalten aus alkalischen Wässern. Durch langsame Strömungsgeschwindigkeiten können sich oxidierte Metalle am Boden des Beckens ablagern. Angewendet werden die Sedimentationsbecken meist bei Fe-Gehalten > 5 mg/l. Ein Sedimentationsbecken kann nur bei Fe-Gehalten bis zu 30 mg/l verwendet werden. Befindet sich ein höherer Gehalt an Fe im Grubenwasser, so muss ein zweites Sedimentationsbecken installiert werden. Häufig wird diese Behandlungsmethode als Vorstufe für eine weitere passive Behandlung, wie z. B. aerobic wetlands verwendet, da sich die Entfernung von abgelagerten Metallausfällungen als wesentlich einfacher darstellt als bei bepflanzten *wetlands*. Sedimentationsbecken wurden z. B. in einem Projekt der UK Coal Authority im Jahre 2003 mit dem Ziel eingesetzt, mindestens 50 % des Metallgehaltes aus dem Grubenwasser zu reduzieren (PIRAMID 2003).

Weitere technische Anforderungen werden an die Retentionszeit gestellt, die in einem Bereich von 8 bis 72 h liegen sollte, um eine angemessene Entfernung der Schwermetalle zu garantieren. Standard-Retentionszeiten liegen bei 48 h. Das Verhältnis von Länge zur Breite des Sedimentationsbeckens sollte zwischen 2 : 1 und 5 : 1 liegen. Bei großen Sedimentationsbecken ist eine Strömungslenkung erforderlich, um die gewählten Retentionszeiten zu erreichen. Das Sedimentationsbecken sollte eine ausreichende Tiefe von mindestens 3 m besitzen, um die horizontalen Strömungsgeschwindigkeiten durch Ablagerungen von Metallausfällungen nicht zu verlangsamen. Ein minimaler pH-Wert muss also vor der Einleitung in ein Sedimentationsbecken eingestellt werden (PIRAMID 2003).

Die Effizienz von Sedimentationsbecken ist stark abhängig von der Schlammbildung durch ausgefällte Metalle, da ein Zusetzen des Beckens eine ineffizientere Reinigungsleistung des Systems zur Folge hat. Generell kann der Metallgehalt bei Verwendung eines Sedimentationsbeckens nicht unter 5 mg/l reduziert werden. Aus diesem Grund ist die Nachbehandlung mit einem weiteren System notwendig. Der Sulfatgehalt wird mit Hilfe eines Sedimentationsbeckens nicht merklich vermindert. Die Effizienz der Anlage ist auch abhängig vom pH-Wert. Ist dieser zu niedrig, bilden sich keine Hydroxide, die abgelagert werden können (PIRAMID 2003).

Der Flächenbedarf eines Sedimentationsbeckens lässt sich mit drei verschiedenen Methoden berechnen. Zum einen kann die Berechnung der Flä-

che analog zu den *wetlands* durchgeführt werden. Der R_A-Wert beträgt für Sedimentationsbecken 10 g/(m²*d). Als einfache Methode zur Flächenberechnung nach PIRAMID 2003 gilt, dass 100 m² Fläche des Sedimentationsbeckens für jeden Liter pro Sekunde Grubenwasser veranschlagt werden. Zum anderen kann eine Volumenbestimmung nach der hydraulischen Rückhaltezeit (Retentionszeit) durchgeführt werden, mit der die benötigte Fläche berechnet werden kann (prozentualer Eisenrückhalt = 2 x die hydraulische Rückhaltezeit [h]). Die hydraulische Rückhaltezeit soll 48 h betragen (PIRAMID 2003).

Daten zu den Kosten eines Sedimentationsbeckens sind kaum in der Literatur vorhanden. SKOUSEN & ZIEMKIEWICZ 2005 untersuchten die Leistungen von insgesamt 116 passiven Behandlungsverfahren, darunter 11 Sedimentationsbecken. Dabei wurden durchschnittliche Investitionskosten für Sedimentationsbecken von 10.000 US-$ berechnet. Generell sind die Betriebskosten des passiven Systems gering, jedoch müssen Kosten für die Entfernung von Metallablagerungen aus dem Becken aufgebracht werden.

6.5.4 Anlagentechnik Belüftungssysteme

Belüftungssysteme befinden sich nur bei Grubenwässern mit einem geringen DO-Gehalt in Anwendung. Ziel ist dabei, die Grubenwässer mit Sauerstoff anzureichern, um Fe(II) zu Fe(III) zu oxidieren. Fe(III) kann bereits bei pH-Werten von 7, Fe(II) erst bei pH 8,5 ausgefällt werden. Belüftungssysteme gelten dabei nur als passive Systeme, wenn ihnen zusätzlich keine Energie zugeführt wird, d. h. die Systeme werden durch Gravitation angetrieben. Anwendbar sind Belüftungssysteme auch bei unterschiedlich starken Durchflüssen (ITRC – AERATION TREATMENT SYSTEMS 2010).

Am häufigsten werden Kaskaden als Belüftungssystem angewandt (YOUNGER et al. 2002). Diese erfordern für eine angemessene Oxidation von Fe(II) eine bestimmte bautechnische Ausführung. Kaskaden sollten aus mindestens 3 bis 4 Stufen bestehen, über die das Wasser als dünner Film läuft. Durch die erhöhte Oberfläche kann so mehr Sauerstoff in das Wasser eingetragen werden. Jede Stufe sollte dabei eine Höhe von mindestens 70 cm und eine Breite von 10 cm je l/s von zu behandelndem Grubenwasser haben. Der Wasserfluss über die Kaskaden sollte flach und turbulent gehalten werden. Sind diese technischen Anforderungen erfüllt, können Kaskaden so viel Sauerstoff in das Wasser eintragen, dass sie bis zu 30 mg/l Fe(II) oxidieren. Sollen mehr als 30 mg/l Fe(II) oxidiert werden, so muss, ähnlich den Sedimentationsbecken, ein zweites Kaskadensystem installiert werden (YOUNGER et al. 2002). Die Effizienz von Belüftungsanlagen allgemein wird auch durch die Ausgasung von CO_2 erhöht, da bei diesem Prozess der pH-Wert angehoben wird. Belüftungsanlagen sind in Verbindung mit nachfolgenden Behandlungsanlagen am effizientesten (ITRC – AERATION TREATMENT SYSTEMS 2010).

Das Belüftungssystem, welches mit 900 mg/l Fe(II) die höchste Oxidationsrate aufweist, ist die in-line Venturi-Belüftung. Belüftungssysteme, wie Kaskaden, können aufgrund der geringeren Größe auf unterschiedlichsten Flächen installiert werden. Dabei muss aber beachtet werden, dass die Systeme durch die Gravitation angetrieben werden, d. h. es muss ein Gefälle vorhanden sein.

Generell sind für die Errichtung von Belüftungssystemen und deren Betrieb in der ausgewerteten Literatur keine Daten für Kosten vorhanden. Sie dürften jedoch gering sein und es kann davon ausgegangen werden, dass die Behandlungskosten von Grubenwässern durch die Vorbehandlung mittels Belüftungssystemen reduziert werden (ITRC – AERATION TREATMENT SYSTEMS 2010).

6.5.5 Anlagentechnik *aerobic wetlands*

Aerobic wetlands werden für die Behandlung von neutralen bis alkalischen Wässern verwendet. Sie gelten als erprobte Technologie bei der Reinigung von Grubenwässern mit Eisen als Hauptkontaminante und geringen Gehalten an Mn, Al und Zn. Sulfat kann nicht mit Hilfe eines aeroben Feuchtgebietes aus dem Grubenwasser entfernt werden (YOUNGER et al. 2002). Eignet sich ein *aerobic wetland* für die Reinigung eines Grubenwassers, so sollten bei der Errichtung die folgenden technischen Anforderungen beachtet werden:

- Die Oberfläche des Feuchtgebietes sollte uneben sein, um eine geradlinige Strömung zu verhindern.

- Rechteckige Strukturen innerhalb des Feuchtgebietes müssen vermieden werden, um einen durchgehenden Durchfluss zu gewährleisten.

- Die Verteilung des einfließenden Wassers muss über die gesamte Breite des *wetlands* erfolgen.

- Das Wasser sollte 15 bis 25 cm tief sein, um das Pflanzenwachstum zu optimieren.

- Die Anlage eines 0,5 bis 2 m hohen Freibords ist erforderlich, um bei starken Niederschlägen einen Überlauf zu vermeiden und Platz zur Ablagerung von ausgefällten Metallen oder Pflanzenresten zu schaffen.

Die Effizienz eines aerobic wetlands hängt von der Konzentration der gelösten Metalle, dem Gehalt an gelöstem Sauerstoff, dem pH-Wert und der Retentionszeit des Wassers im System ab. Typische Entzugsraten nach HEDIN et al. 1994 belaufen sich bei Fe auf 10 bis 20 g/(m²*d) und für Mn auf 0,5 – 1 g/(m²*d).

Der Flächenbedarf (A) eines *aerobic wetlands* lässt sich nach YOUNGER et al. 2002 durch die folgende Formel berechnen:

$$A = (Q_d * (C_{Ein}-C_{Aus}))/R_A$$

C_{Ein}: Konzentration des Zuflusses [mg/l]
C_{Aus}: Konzentration nach der Behandlung [mg/l]
R_A: erforderliche Metallentzugsrate [g/m²*d]
Q_d: täglicher Durchfluss [l/d]

Der R_A-Wert (area-adjusted contaminant removal rate) ist ein Referenzwert, der aus der Überwachung von mehreren wetlands in den USA abgeleitet wurde. Bei der Berechnung der Fläche steht der R_A-Wert jeweils nur für eine Metallspezies, d. h. sind Fe und Mn im zu behandelnden Grubenwasser enthalten, so müssen die Flächen für Fe und Mn getrennt voneinander berechnet werden (YOUNGER et al. 2002). In Tabelle 6-2 sind typische R_A-Werte für eine routinemäßige Installation nach HEDIN et al. 1994 dargestellt. Diese ergeben aber meist größere Flächen, als für eine Reinigung des Grubenwassers erforderlich sind.

Tab. 6-2: Typische R_A-Werte (nach HEDIN et al. 1994)

Metallspezies	R_A-Wert [g/(m²*d)]
Fe	10
Mn	0,5

Ein großer Vorteil von *wetlands* sind die relativ geringen Betriebskosten. Generell belaufen sich die Investitionskosten nach WATERS et al. 2003 auf ca. 5.000 bis 40.000 €.

Beispiel Hachener Teich

Die Anlage besteht aus einer Kalkrinne, Flachwasserschilf und einem Absetzbecken. Die Baukosten lagen bei ca. 30.000 €. Betriebskosten fallen – außer Monitoring – nicht an.

Der Durchsatz liegt bei 3 bis 4 m^3/h. Es ist empfehlenswert, hohe Zuflussspitzen (Starkregen, Schneeschmelze) im *bypass* direkt in das Gewässer abzuleiten, da sonst die Reinigungsleistung stark sinkt. Die Reinigungsleistung ist auch temperaturabhängig und geht in der kalten Jahreszeit zurück. Insgesamt werden die Belastungen (nur) mit wechselnden Ablaufleistungen gemindert, aber nicht wie in einer technischen Anlage abgereinigt. Deshalb können auch Ablaufwerte noch über Einleitgrenzwerten liegen. Die Akzeptanz der Behörden für eine solche Minderungsmaßnahme ist wichtig.

Es gibt noch keine Erfahrungen mit einem Schilfaustausch. Die Entsorgungskosten der abgelagerten Schlämme verursachen die größten Kosten.

Weitere Beispiele für Pilotanlagen

Bei der Wismut GmbH wird seit1998 das Wasser aus der Pöhla über eine Pilotanlage gereinigt. Im Jahr 2003 erfolgte die Errichtung einer passiv/biologischen Wasserbehandlungsanlage. Mit der Anlage werden ca. 15 bis 20 m³/h Grubenwasser behandelt und anschließend über den Schildbach in den Luchsbach abgegeben. Weitere Angaben waren nicht verfügbar.

Die RAG betrieb zwischen 2007 und 2010 eine Versuchsanlage in Containern am Standort Concordia zur Aufbereitung von Grubenwässern, v. a. Eisen (bis zu 18 mg/l im Zulauf). Da diese hoch salinar (circa Meerwasserkonzentration) und warm sind, bestehen besondere Anforderungen an die Schilfauswahl. Die Schilfsorte *Spartina anglica* hat sich am besten bewährt. Die Versuche sind noch nicht abgeschlossen (DMT 2010).

Die Ablaufkonzentrationen liegen bei 4 bis 2 mg/l je nach Verweilzeiten im Feuchtgebiet (0,067 $m^3/m^2/h$ und 0,017$m^3/m^2/h$). Die passive Anlage kann durch aktive Anlagenteile (Flockungsmittelzugabe, Belüftung, Schlammsedimentation) unterstützt werden. Aufgrund des Forschungscharakters der Pilotanlage können keine Angaben zu Kosten gemacht werden.

6.5.6 Anlagentechnik *compost wetlands*

Compost wetlands dienen zur Behandlung von sauren Grubenwässern (pH 3 bis 4,5) mit relativ hohen Metallgehalten (GARD GUIDE 2009). Sie können bei Al-, Fe(III)- und einem DO-Gehalt von jeweils > 1 mg/l angewendet werden (WATZLAF et al. 2004).

Bei der Errichtung eines *compost wetlands* müssen mehrere technische Anforderungen beachtet werden. Die Wassertiefe über der anoxischen Schicht sollte max. 0,15 m betragen. Die Behandlungsschicht selbst muss eine hohe Permeabilität aufweisen, sulfatreduzierende Bakterien enthalten und darf eine Dicke von 0,5 m nicht überschreiten. Die hydraulische Leitfähigkeit sollte zwischen 0,01 und 1 m/d liegen (YOUNGER et al. 2002). Generell kann eine Reinigung von kontaminiertem Grubenwasser nur gewährleistet werden, wenn geringe Durchflussraten und weniger als 500 mg/l $CaCO_3$-Äquivalent Azidität im zu behandelnden Wasser vorliegen (ZIEMKIEWICZ et al. 2003; WATERS et al. 2003).

Im Gegensatz zu *aerobic wetlands* können *compost wetlands* weitaus mehr Alkalinität erzeugen und eignen sich somit auch für saure Grubenwässer (PIRAMID 2003). Der Sulfatgehalt kann zusätzlich um ca. 20 % reduziert werden, sofern der Sauerstoff im System vollständig verbraucht und Fe(III) zu Fe(II) durch Bakterien reduziert ist (YOUNGER et al. 2002). Des Weiteren können neben Fe, Mn, Al und Zn, die im *aerobic wetland* eliminiert werden,

auch Cu und Cd dem Grubenwasser entzogen werden. Die Reihenfolge Fe > Al > Cu > Zn > Cd > Mn, in der die Metalle entfernt werden, richtet sich nach deren Löslichkeit.

Der Flächenbedarf eines *compost wetlands* wird wie bei einem *aerobic wetland* über die Gleichung in Abschnitt 6.5.5 berechnet. Jedoch wird R_A durch einen Wert von 3,5 – 7 g/(m²*d) für die gesamte Azidität (in $CaCO_3$) ersetzt. Im Allgemeinen ist der Flächenbedarf bis zu 6-mal höher als bei *aerobic wetlands* (U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR – BUREAU OF LAND MANAGEMENT 2003).

Compost wetlands zeichnen sich, wie fast alle passiven Systeme, durch ihre geringen Betriebskosten aus. Nach WATERS et al. 2003 belaufen sich die Investitionskosten auf ca. 5.000 bis 200.000 €. Je nach pH-Wert, Durchfluss und der Art und Menge der Schwermetalle erhöhen sich die Fläche und somit auch die Investitionskosten für *compost wetlands* (SKOUSEN & ZIEMKIEWICZ 2005).

6.5.7 Anlagentechnik ALD

Anoxische Karbonatkanäle finden Anwendung bei Grubenwässern mit niedrigen pH-Werten. Sie heben aufgrund ihrer neutralisierenden Eigenschaften den pH-Wert an. Metallionen und Sulfat werden durch die Verwendung eines ALDs dem Grubenwasser jedoch nicht ausreichend entzogen, um ALDs als alleinige Behandlungsmethode bei metallhaltigen Grubenwässern anzuwenden (PIRAMID 2003). ALDs müssen mehrere technische Anforderungen erfüllen, um einen ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage und eine Reinigung des kontaminierten Grubenwassers zu garantieren. Zum einen müssen im Bereich des Kalksteinbetts anoxische Bedingungen herrschen, um eine Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) zu vermeiden. Aus diesem Grund sollte auch der Gehalt an gelöstem Sauerstoff (DO) im Wasser weniger als 1 mg/l betragen. Zum anderen sollten die Konzentrationen von Fe(III) und Al(III) 1 mg/l nicht übersteigen, da sonst die Hydrolyse auch unter anoxischen Bedingungen stattfinden kann. Generell **sollten nur Grubenwässer mit pH-Werten ≤ 4,5 in ALDs** behandelt werden, da sonst bei höheren pH-Werten die Gefahr der Ausfällung der Metallionen besteht (SKOUSEN 1998; YOUNGER et al. 2002).

Sofern nur 10 % des gesamten Eisenanteils als Fe(III) im Wasser vorliegt, kann der DO-Gehalt auch bis zu 2 mg/l betragen und bis 25 mg/l Al im Wasser vorhanden sein. Bei Wässern mit Sulfatgehalten > 1.500 mg/l kann zusätzlich auch Gips ausfallen (NAIRN et al. 1991). Des Weiteren sollte für eine effektive pH-Wert-Anhebung eine Retentionszeit t_R von 15 h (t_R = gesamtes Porenvolumen/durchschnittlichen Durchfluss durch das ALD) gewährleistet werden (SKOUSEN 1998).

ALDs erreichen ihre maximale Effizienz bei einer Tiefe von 2 m und einer Breite von 6 m (YOUNGER et al. 2002). Da ALDs nur eine limitierte Fähig-

keit besitzen, Metalle aus dem Wasser zu entfernen, bezieht sich die Effizienz einer solchen Anlage nur auf das Potenzial, den pH-Wert zu erhöhen. Dies wird in der Fachliteratur durch die Alkalinitätsproduktion in $CaCO_3$-Äquivalenten ausgedrückt. Die Höhe der generierten Alkalinität steht dabei im Verhältnis zur Durchflussrate, Retentionszeit und Menge an Kalkstein im ALD (CRAVOTTA 2003). Nach WATZLAF et al. 2000 erreicht die Alkalinitätsproduktion maximale Werte von 150 bis 300 mg/l (als $CaCO_3$-Äquivalente) bei Retentionszeiten zwischen 14 h und 23 h. Generell beläuft sich die „Lebensspanne" eines ALDs auf ca. 15 bis 25 a (ITRC – ANOXIC LIMESTONE DRAINS 2010).

Die Effizienz eines ALDs ist abhängig von der Menge des eingebauten Kalksteins. Um den Flächenbedarf einer Anlage zu ermitteln, muss die Menge an Kalkstein berechnet werden, die für die Pufferung des pH-Wertes ausreichend ist. Eine Gleichung, die häufig zu diesem Zweck verwendet wird, lautet (SKOUSEN 1998):

$$M = [Q * \rho * t/V] + [Q * C * T/x] \qquad (21)$$

M: Masse des Kalksteins [t]
Q: Durchfluss [l/min]
ρ: Schüttdichte der Kalksteine [kg/m³]
t: Retentionszeit [h]
V: Porenvolumenanteil des Kalksteins [-]
C: Zielvorgabe Alkalinität im Abfluss [mg/l]
T: Zielvorgabe Standzeit der Anlage [a]
x: der $CaCO_3$-Gehalt des Kalksteins [-]

Typische Werte sind hier für t: 14 – 24 h, für C: 200 – 300 mg/l $CaCO_3$-Äquivalent und für T: 20 – 25 a. Mit der ermittelten Masse an Kalkstein kann dann über das Volumen auch die Querschnittsfläche des Systems berechnet werden (YOUNGER et al. 2002).

Im Vergleich zu den Kosten aktiver Verfahren sind ALDs eine kostengünstige Alternative, dem Grubenwasser Alkalinität zuzufügen. Investitionskosten bestehen aus der Beschaffung von Kalkstein, dem Transport des Materials sowie dem Bau der Anlage und variieren von ca. 2.000 bis 120.000 € (WATERS et al. 2003). Die Betriebskosten sind sehr gering und betragen 0,20 €/m³ durchfließendes Wasser (ITRC – ANOXIC LIMESTONE DRAINS 2010).

6.5.8 Anlagentechnik OLD

Oxische Karbonatkanäle finden Anwendung bei sauren Grubenwässern, deren pH-Wert angehoben werden soll und die über weite Strecken abgeleitet werden müssen. OLDs können aufgrund ihrer geringen Tiefe auch auf Fels installiert werden. Im Gegensatz zu ALDs können auch Grubenwässer mit moderatem Metallionen-Gehalt behandelt werden, da verkrusteter Kalkstein leicht ersetzt werden kann (SKOUSEN 1998).

Um eine effektive Reinigung von AMD zu gewährleisten, muss ein OLD folgenden technischen Anforderungen entsprechen: Die Fließgeschwindigkeit muss > 0,1 m/min betragen, damit ausgefällte Hydroxide in Suspension bleiben. Die Retentionszeit sollte ca. 3 h betragen, d. h. eine geeignete Hangneigung von > 20 % muss vorhanden sein; Fe(III)- und Al(III)-Konzentrationen sollten im Wertebereich zwischen 10 – 20 mg/l und die Azidität bei ≤ 90 mg/l $CaCO_3$-Äquivalenten liegen (PIRAMID 2003, YOUNGER et al. 2002). Die verwendeten Kalksteinblöcke in den Kanälen sollten mind. eine 10 cm lange Längs- und eine 3 cm lange Querachse aufweisen (YOUNGER et al. 2002).

Die Effizienz von OLDs im Gegensatz zu ALD ist bezogen auf die Steigerung des pH-Wertes wesentlich geringer. OLDs können nur so viel Alkalinität generieren, dass sie den pH-Wert auf 7,5 anheben (WATERS et al. 2003). Ausgefällte Hydroxide werden nur geringfügig aus dem Grubenwasser eliminiert oder reduziert, dafür aber in Suspension gehalten. Dementsprechend muss nach dem OLD ein Behandlungssystem zur Entfernung der Metallfracht installiert werden. Mit Hydroxiden verkrustete Kalksteine können einfach ausgetauscht werden (YOUNGER et al. 2002).

Der Flächenbedarf eines OLDs ist sehr gering und kann auch bei unwegsamem Gelände und über längere Strecken errichtet werden. Ein künstlich angelegter Kanal kann auch durch einen natürlichen Bachlauf ersetzt werden, der mit Kalksteinen befüllt wird.

Die Investitionskosten liegen laut WATERS et al. 2003 je nach Länge und Größe des Systems in einem Bereich zwischen ca. 15.000 und 100.000 €. Die Betriebskosten sind eher als gering einzustufen. Detaillierte Daten hierzu sind aber in der Fachliteratur nicht vorhanden.

Beispiel Hachener Teich

- 60 m Länge, Durchsatz 5 – 6 m^3/h, 60.000 € Invest.
- Alle 2 – 4 Jahre muss der Kalk ausgetauscht werden. Die Kosten liegen bei ca. 5.000 €.
- Unterhalt: keine direkten Kosten. Indirekte Kosten: regelmäßiges Freischneiden: ca. 30.000 €/a.
- Umfangreiches Monitoring.

6.5.9 Anlagentechnik RAPS

Ein RAPS findet Anwendung bei der Behandlung von saurem Grubenwasser mit hohen Metallgehalten. Das System ist die weiterentwickelte Form eines ALDs und dient dazu, dem Grubenwasser Alkalinität zuzuführen. Gegenüber einem ALD können mit einem RAPS weitaus höhere Fe(III)-, Al- und DO-Gehalte als jeweils 1 mg/l behandelt werden (PIRAMID 2003). Bei dem Bau eines RAPS sollten folgende technischen Anforderungen beachtet werden: Die Wassertiefe sollte 1 bis 3 m betragen, die Kompostschicht darunter sollte ca. 0,2 bis 0,6 cm mächtig sein und die Kalksteinschicht sollte eine Mächtigkeit von 0,5 bis 1 m haben. Um ein Zusetzen der Kalksteinschicht mit ausgefällten Metallionen zu vermeiden, muss ein ausreichend großer Gradient vorhanden sein (SKOUSEN et al., 1998). Da RAPS zur pH-Wert-Anhebung und zur Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) installiert werden, wird dem System ein weiteres Behandlungsverfahren, wie z. B. ein aerobic wetland oder Sedimentationsbecken nachgeschaltet werden (PIRAMID 2003).

Generell sind RAPS effizienter als ALDs, was an der Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) durch sulfatreduzierende Bakterien liegt. Hierdurch wird verhindert, dass Fe(III) ausfällt und die Poren des Systems verstopft. Der Gehalt an Fe wird aber trotz der einsetzenden Sulfatreduktion in der Kompostschicht nur geringfügig reduziert, indem Fe-Sulfide gebildet werden. Das Potenzial, Azidität zu neutralisieren, liegt zwischen 35 und 400 mg/l $CaCO_3$-Äquivalent. Die Alkalinitätsproduktionsrate beträgt für RAPS 40 – 60 g/(m²*d) (GARD GUIDE 2009).

Der Flächenbedarf eines RAPS lässt sich nach ähnlichen Prinzipien wie bei einem ALD berechnen (siehe Abschnitt 6.5.7). Nach PIRAMID 2003 wird angenommen, dass für den Bau eines RAPS 20 % weniger Fläche als bei einem *compost wetland* benötigt werden.

Die Kosten für die Installation eines RAPS belaufen sich nach WATERS et al. 2003 auf ca. 10.000 bis 250.000 €. SKOUSEN & ZIEMKIEWICZ 2005 ermittelten einen durchschnittlichen Wert von ca. 40.000 € an Investitionskosten für 15 getestete RAPS. Die Betriebskosten sind aufgrund der passiven Behandlungsweise gering.

6.5.10 Anlagentechnik SCOOFI

SCOOFI-Reaktoren werden zur Eisenentfernung aus alkalischen Grubenwässern bei akutem Platzmangel verwendet.

Technische Anforderungen liegen im offenen Bau von Reaktoren, um die Oxidation des Wassers nicht zu unterbinden. Außerdem dürfen die zu behandelnden Wässer keinen höheren Fe-Gehalt als 50 mg/l haben, da sonst keine effektive Behandlung gewährleistet werden kann (YOUNGER et al., 2002). Gesättigte Reaktoren sind effizienter als ungesättigte Reaktoren, da sie eine höhere Entzugsrate für Fe aufweisen. Ungesättigte Reaktoren kön-

nen die Fe-Konzentration von 5 mg/l auf 0,5 mg/l reduzieren und 50 % des im Grubenwasser vorhandenen Mn entfernen (PIRAMID 2003). Generell können gesättigte Reaktoren mehrere Hundert g Fe/m³*d, ungesättigte Reaktoren dagegen nur max. 12 g Fe/m³*d entfernen. Beide Reaktoren haben entsprechend unterschiedliche Durchflusszeiten für das Grubenwasser.

Der Flächenbedarf ist von allen hier beschriebenen Anlagen der geringste und beträgt nur wenige Quadratmeter.

Da SCOOFI-Reaktoren bisher nur als **Pilotanlagen** installiert wurden, sind bislang keine Daten zu Investitions- und Betriebskosten in der Literatur verfügbar.

6.6 Anlagenvergleich

Die Auswahl eines geeigneten Behandlungsverfahrens hängt von den verschiedenen Eigenschaften eines Systems und den gegebenen Standortcharakteristika ab. Die in vorangegangenen Abschnitten mit den Auswahlkriterien aufgeführten Behandlungsmethoden werden nachfolgend miteinander verglichen und bewertet.

Bevor ein Verfahren ausgewählt wird, müssen die chemischen Eigenschaften und die Abflussmengen des austretenden Grubenwassers ermittelt werden. Dies bezieht sich auf die Durchschnittswerte und die Minima und Maxima im Jahresgang.

Bei der Wahl zwischen passivem oder aktivem Behandlungsverfahren spielen insbesondere die Dringlichkeit und die Kosten eine wichtige Rolle. Aktive Maßnahmen, wie die chemische Fällung oder die Membrantechnologie, erzielen schnell und dauerhaft nach Beginn der Behandlungsmaßnahme durch die präzise Prozesssteuerung gute schadstoffreduzierende oder pH-regulierende Ergebnisse. Jedoch ist die Verwendung der aktiven Maßnahmen mit sehr hohen Betriebskosten und teilweise auch mit sehr hohen Konstruktionskosten verbunden.

Passive Maßnahmen eignen sich nicht zur Behandlung von stark kontaminierten Grubenwässern und erzielen erst nach längerer Standzeit und Einstellung des Systems die gewünschten Ergebnisse. Dies kann mehrere Jahre dauern (siehe Beispiel Hachener Teich). Dafür sind meist bei kleinen bis mittleren Anlagen geringere Investitionskosten aufzubringen und die Betriebskosten sind wesentlich niedriger als die der aktiven Maßnahmen.

In Tabelle 6-3 werden aktive und passive Verfahren miteinander verglichen und bewertet. Ist die Auswahl für eine aktive oder passive Behandlungsanlage getroffen, muss entschieden werden, welches spezielle Verfahren sich für die Reinigung des Grubenwassers eignet. Im Folgenden werden die aktiven und die passiven Verfahren verglichen.

Tab. 6-3: Vergleich und Bewertung von aktiven und passiven Verfahren, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ (ILLGUTH 2011)

	aktive Verfahren	Bewertung	passive Verfahren	Bewertung
Anwendungs-bereich	Anwendung bei niedrigen bis hohen Abflussmengen, allen Arten und hohen Metall- und Sulfatkonzentrationen	+	Anwendung bei geringen bis moderaten Abfluss-mengen, Metallkonzentrati-onen und Sulfatgehalten	0
pH-Bereich	sauer bis alkalisch	+	pH > 5	0
Effizienz	hohe Reinigungsleistung	+	erreichte Wasserqualität schlechter als bei aktiven Methoden	0
Flächenbedarf	gering	+	generell größerer Flächendarf	-
Anfall von Se-kundärabfällen	hoch	-	gering	+
Investitions-kosten	höher als bei passiven Verfahren	0	bei kleinen bis mittleren Anlagen meist geringer als bei aktiven Verfahren	+
Betriebskosten	hoch	-	gering	+

Aktive Behandlungsverfahren gelten aufgrund ihrer langjährigen Anwendung als erprobte Technologien, die aber alle unterschiedliche, verfahrensabhängige Vor- und Nachteile haben. Der Tabelle 6-4 ist zu entnehmen, dass die chemische Fällung sich zwar für alle Grubenwassertypen eignet und sie angemessen reinigen kann, aber hohe Betriebskosten durch die Entsorgung von sekundären Schlämmen und den stetigen Einsatz an Chemikalien anfallen.

Bei Grubenwässern mit moderaten Metallgehalten und einem schwach sauren pH-Wert sind die Bioreaktoren der chemischen Fällung vorzuziehen, da geringere Kosten im Betrieb anfallen. Muss jedoch stark kontaminiertes Wasser mit sehr niedrigem pH-Wert gereinigt werden, eignet sich am ehesten die chemische Fällung, da diese die beste Reinigungsleistung bei allerdings höheren Kosten hat. Eine Entscheidungshilfe zur Auswahl eines aktiven Behandlungsverfahrens findet sich in Tabelle 6-4. Bei der Gegenüberstellung in Tabelle 6-4 wurden Bioreaktoren, obwohl sie für NRW wahrscheinlich keine Rolle spielen werden (s.o.), berücksichtigt, da es sich international um ein gängiges Verfahren handelt, zu dem entsprechend viele Hintergrundinformationen vorliegen. Die im Rahmen dieses Gutachtens erwähnten und erläuterten Verfahren mittels Ionentauscher (Abschn. 6.4.1.2)

und Membranfiltration (Abschn. 6.4.1.3), stellen immer sehr spezifische Einzelfalllösungen dar, so dass es nicht sinnvoll ist, sie im Rahmen einer verallgemeinernden Gegenüberstellung, wie sie in Tabelle 6-4 erfolgte, zu berücksichtigen.

Tab. 6-4: Vergleich und Bewertung der zwei aktiven Behandlungsverfahren, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ (ILLGUTH 2011)

	ODAS	Bewertung	Bioreaktoren	Bewertung
Anwendungsbereich	hohe Metall- und SO_4^{2-}-Gehalte	+	moderate Metall- und hohe Sulfatgehalte	0
pH-Bereich	sauer bis alkalisch	+	pH 5 – 7	0
technische Anforderungen	Sekundärschlamm-entsorgung	+	Anpassung des pH-Wertes, der Abfluss-mengen und der Metallkonzentrationen durch Vorbehandlung	-
Effizienz	höhere Reini-gungsleistung als Bioreaktor	+	geringere Reinigungs-leistung als ODAS	0
Flächenbedarf	abhängig von Gewässerchemie und Abflussmenge	+	abhängig von Gewässerchemie und Abflussmengen	+
Anfall sekundärer Abfälle	sehr hoch	-	moderat	0
Zufuhr von Zusatzstoffen	sehr hoch	-	moderat	0
Investitionskosten	hoch	+	hoch	+
Betriebskosten	moderat	0	moderat	0

Sofern die Entscheidung getroffen wird, passive Verfahren zur Dekontamination von Grubenwässern zu verwenden, muss das Verfahren vor allem auf den pH-Wert des zu behandelnden Grubenwassers abgestellt werden. Ist dieser niedrig, sollte eine Methode ausgewählt werden, die dem Grubenwasser Alkalinität zuführen kann, um Metallionen in einem späteren Behandlungsschritt leichter auszufällen.

Zu den Behandlungsverfahren, die den pH-Wert erhöhen, gehören *compost wetlands*, ALDs, OLDs und RAPS. *Compost wetlands* können dem Grubenwasser nur durch die Sulfatreduktion in der Kompostschicht Alkalinität zuführen. RAPS hingegen haben durch die zusätzliche Kalksteinschicht von

allen genannten Verfahren die höchste Alkalinitätsproduktion und sind bei Eignung des Verfahrens für ein vorliegendes Grubenwasser den anderen Methoden vorzuziehen.

ALDs sind aufgrund der technischen Anforderungen nur bedingt anwendbar und werden nicht als alleinige Methode verwendet, da keine Reduktion der Metallgehalte erreicht wird.

OLDs und RAPS benötigen ebenfalls ein nachgeschaltetes Behandlungssystem, um oxidierte Metallionen aus dem Wasser zu sedimentieren. Generell sind ALDs nur zu verwenden, wenn die DO-, Fe(III)- und der Al-Gehalt weniger als jeweils 1 mg/l betragen. Ist dies nicht der Fall, sollte ein anderes Verfahren für saure Grubenwässer ausgewählt werden. Nachfolgend werden nun die Behandlungsverfahren, die sich zur Reinigung von sauren Grubenwässern eignen, in Tabelle 6-5 miteinander verglichen und bewertet.

Tab. 6-5: Vergleich und Bewertung passiver Behandlungsverfahren für saure Grubenwässer, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ (ILLGUTH 2011)

	Compost wetland	Bewertung	ALD	Bewertung	OLD	Bewertung	RAPS	Bewertung
Metallentzug	hoch	+	gering	-	gering	-	moderat	0
max. Gehalt an DO	< 5 mg/l	0	< 1 mg/l	-	> 5 mg/l	+	< 5 mg/l	0
Flächenbedarf	hoch	-	moderat	0	gering	+	hoch	-
Investitionskosten	hoch bei großen Anlagen	-	moderat	0	gering	+	hoch bei großen Anlagen	-
Betriebskosten	gering	+	gering	+	gering	+	gering	+

Liegt ein alkalisches Grubenwasser vor, so können aerobic wetlands, Sedimentationsbecken oder bedingt SCOOFI-Reaktoren zum Einsatz kommen. Sedimentationsbecken sollten dabei nur bei geringen Metallgehalten als alleinige Behandlungsmaßnahme verwendet werden. Meist dienen sie als Vorstufe für *aerobic wetlands* oder als Nachbehandlung für passive Verfahren.

SCOOFI-Reaktoren sind aufgrund der geringen Erfahrungswerte nur zu errichten, wenn das Platzangebot sehr gering ist und keine andere Möglichkeit besteht, ein anderes Verfahren anzuwenden. Ein Vergleich und eine Bewer-

tung der passiven Maßnahmen für alkalische Grubenwässer sind in Tabelle 6-6 dargestellt.

Tab. 6-6: Vergleich und Bewertung passiver Behandlungsverfahren für alkalische Grubenwässer, mit Bewertungsattributen „+“: positiv, „0“: neutral, „-“: negativ (ILLGUTH 2011)

	Aerobic wetland	Bewertung	Sedimentations-becken	Bewertung	SCOOFI	Bewertung	Belüftung	Bewertung
Metallentzug	hoch	+	moderat	0	hoch	+	moderat	0
Flächenbedarf	hoch	-	moderat	0	gering	+	gering	+
Konstruktions-kosten	hoch bei großen Anlagen	-	moderat	0	gering	+	moderat	0
Betriebskosten	gering	+	gering	+	gering	+	abhängig vom Anlagentyp	+

Die Entscheidungsfindung für die Auswahl eines **aktiven** Behandlungsverfahrens kann auch durch das in Abbildung 6-8 angeführte Ablaufschema erleichtert werden.

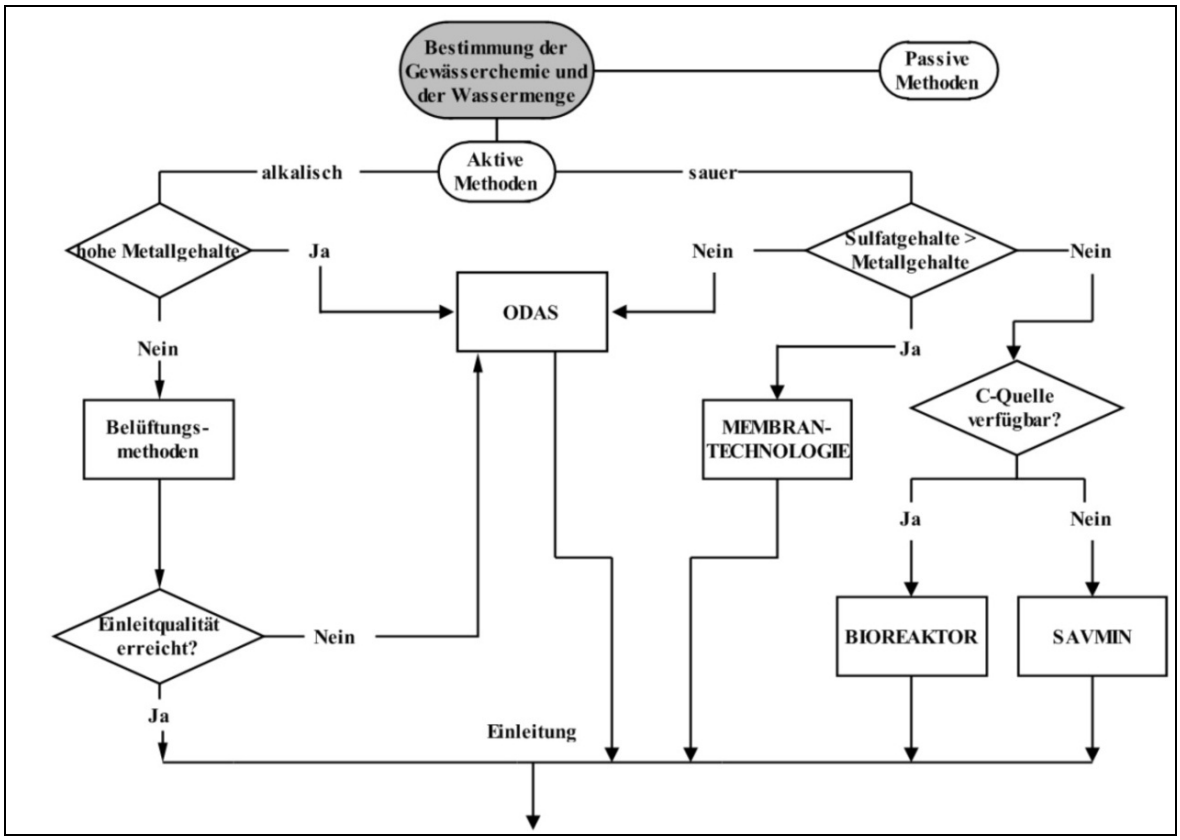


Abb. 6-8: Entscheidungsbaum für die Auswahl eines aktiven Behandlungsverfahrens (nach YOUNGER et al. 2002)

Die Entscheidungsfindung für die Auswahl eines passiven Behandlungsverfahrens kann auch durch das in Abbildung 6-9 angeführte Ablaufschema erleichtert werden.

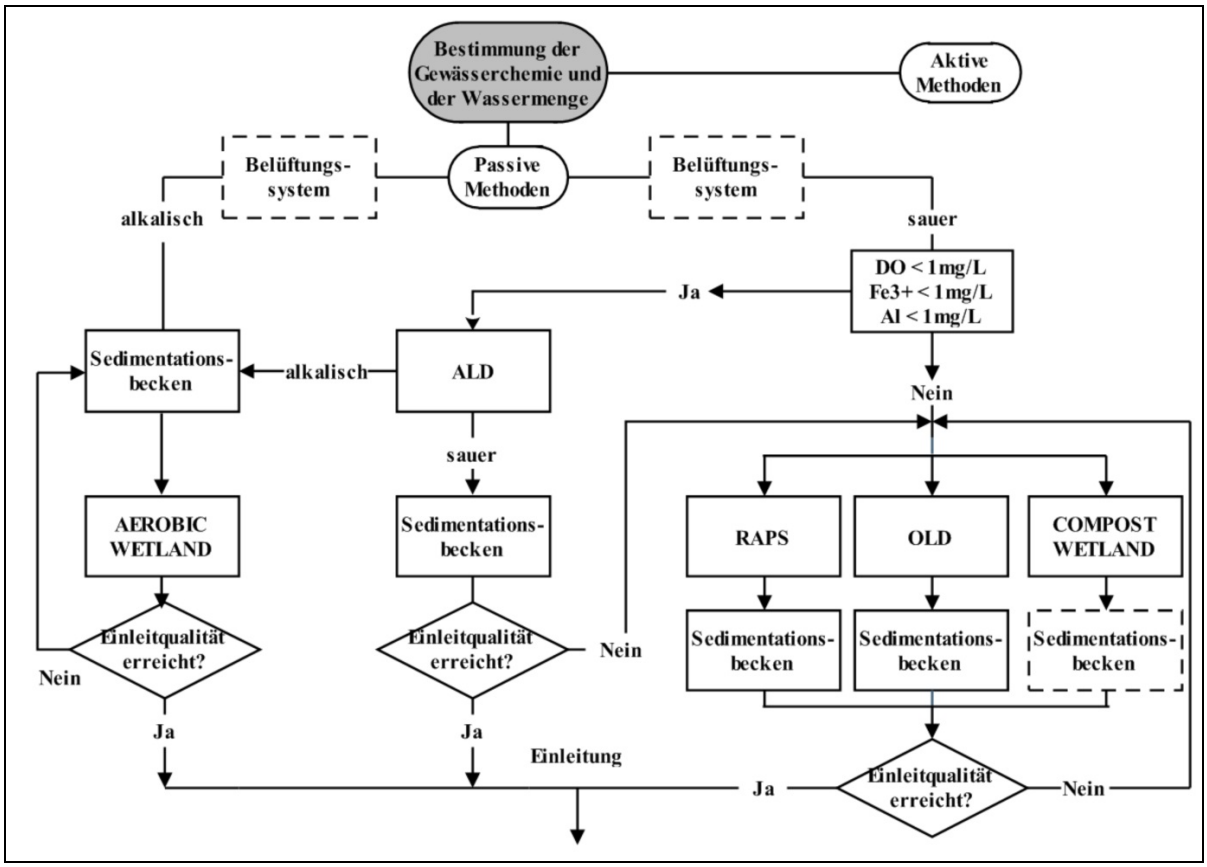


Abb. 6-9: Entscheidungsbaum für die Auswahl eines passiven Behandlungsverfahrens; gestrichelte Linie: optionale Behandlungsmethode (ILLGUTH 2011)

6.7 Maßnahmenempfehlungen für die Hauptbelastungsquellen in NRW

Die Tabelle 6-7 gibt einen Überblick über die Hauptbelastungsquellen und die vorgeschlagenen Maßnahmen. Vielfach sollten Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen (V-Maßnahmen) erste Priorität haben, da nicht abgedeckte Halden und Erosion die wichtigsten Schadstoffquellen darstellen. Da dies in der Regel eine ingenieurmäßige Planung und entsprechende Grundlagen voraussetzt, können hier nur Hinweise gegeben werden. Im Zusammenhang mit der Planung und Umsetzung von V-Maßnahmen ist darauf hinzuweisen, dass auf den betreffenden ehemaligen Betriebsbereichen mittlerweile oftmals Naturschutzgebiete oder FFH-Gebiete ausgewiesen wurden (siehe auch Tabelle 6-7). Inwieweit die V-Maßnahmen die Schutzziele der genannten Gebiete beeinträchtigen, ist im Einzelfall und in enger Abstimmung mit den jeweiligen zuständigen Unteren Landschaftsbehörden vor der Umsetzung zu prüfen.

Nach der Feststellung der Wirksamkeit der V-Maßnahmen kann geprüft werden, ob eine zusätzliche Aufbereitung unter Belastungsgesichtspunkten (noch) erforderlich ist und wie diese wirtschaftlich integriert werden kann.

Für die aktiven und passiven Aufbereitungsmaßnahmen sind detaillierte hydrochemische Analysen und die anfallenden Mengen für die Auslegung der Anlage wichtig (Min/Max, Durchschnittswerte). Gerade in den Mittelgebirgen mit großen Schwankungen in den Niederschlägen spielt die Anlagendimensionierung (oder ein *bypass* bei hohen Niederschlägen) eine wichtige Rolle.

Für die Eintragsstellen GL 10, HSK 5 und HSK 6 liegen aktuelle Analysendaten (wenn auch keine Abflüsse und Analysen im Jahresgang) vor, so dass eine erste Abschätzung einer Aufbereitung erfolgen kann.

Tab. 6-7: Überblick über die Hauptbelastungsquellen und Maßnahmenempfehlungen

Nr.	Bezeichnung	ID	Punktzahl Signifikanz (gem. Tab. 5-33)	Beschreibung	vorgeschlagene Maßnahmen	
					Verminderung	Aufbereitung
1	Grube Mechernicher Bleiberg, Burgfeyer Stollen	EU 2	28	Wasseraustritt aus Stollen 300 l/s	Reduzierung des Wasseranfalls durch Ableiten eines Teilstroms aus dem Westfeld und Errichtung einer Erddeponie geplant*	Ionentauscher vorgesehen*
2	Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen	GL 10	26	Wasseraustritt aus Stollen 50 m^3/h	keine	mehrstufiges System aus Belüftung (Kaskade), Sedimentationsbecken und ggf. weiteren Reinigungsstufen zur Zn-Entfernung prüfen (Abschnitt 6.7.5)
3	Grube Glanzenberg – Goldberg II, Spülteiche/ Halden/Stollen	OE 5	25	Bach erodiert die Basis der Halde NSG und FFH Gebiet	Umfangreiche Maßnahmen zur Minimierung der Sickerwasserneubildung, Böschungsstabilisierung, Erfassung/ Regulierung der Wasserzuläufe aus dem Grubengebäude	zunächst keine ggf. später Fassung und Aufbereitung Restsickerwasseraustritte
4	Peterzeche, Halden/Stollen	SI 2	25	Bach verläuft durch die nicht abgdeckte Halde und erodiert den Haldenfuß; NSG und FFH Gebiet	Reduzierung der Sickerwasserneubildung im Haldenbereich sowie der Haldenerosion im Bachbett durch Gewässerumleitung, Abdeckung der Halden und Böschungssicherung	zunächst keine

Nr.	Bezeichnung	ID	Punktzahl Signifikanz (gem. Tab. 5-33)	Beschreibung	vorgeschlagene Maßnahmen	
					Verminderung	Aufbereitung
5	Grube Lüderich, Grünewald-teiche	GL 11	24	NSG (Ausweisung steht evtl. einer Abdeckung entgegen)	Abdeckung (Vegetationsschicht) und Bepflanzung des Spülteichgeländes zur Minimierung der Sickerwasserneubildung	Belüftungssystem (Kaskaden) und Sedimentationsbecken
6	Grube Vereinigter Bastenberg und Dörenberg, Eickhoff-Stollen	HSK 5	24	Wasseraustritt aus Stollen ca. 2 Mio. m^3/a	keine	Einsatz eines geschlossenen Zn-Karbonatlösungssystems (Abschnitt 6.7.3) prüfen
7	Grube Willibald, Halden/Stollen	HSK 10	24	diffuse Wasseraustritte aus der Halde in die Hahnbecke zunächst Ermittlung und Bewertung der einzelnen Belastungspfade, ehe ggf. Maßnahmen konzipiert werden können FFH-Gebiet	Reduzierung der Sickerwasserneubildung (FFH-Gebiet; ggf. keine Maßnahmen möglich)	zunächst keine
8	Grube Bliesenbach, Halden/Stollen	OBK 4	19	bewaldete Halde und Stollensautritt am Haldenfuß NSG	Minimierung der Sickerwasserneubildung im Haldenbereich entlang des Loopebachs (Halden und Spülteiche) durch Abdeckung und Bepflanzung der Haldenbereiche und Abdichtung der Gerinnesohlen im Haldenbereich	keine
9	Grube Silberkaule, Halden/Stollen	OBK 5	17	Bach verläuft durch die Halde NSG	Minimierung der Sickerwasserneubildung im Haldenbereich und Minimierung der Haldenersosion durch den Heckbach durch Profilierung, Abdeckung und Bepflanzung der Halden und Spülteichflächen und Befestigung des Bachbetts	falls Verminderungsmaßnahmen nicht ausreichend: Reduzierung der Schwermetallfracht aus dem Stollen über Belüftung und Sedimentationsbecken und ggf. weitere Behandlung
10	Grube Weiß, Sandhalden/ Stollen	GL 6	15	zunächst Ermittlung und Bewertung der einzelnen Belastungspfade, ehe ggf. Maßnahmen konzipiert werden können NSG- und FFH-Gebiet	zurzeit keine	zurzeit keine

Nr.	Bezeichnung	ID	Punktzahl Signifikanz (gem. Tab. 5-33)	Beschreibung	vorgeschlagene Maßnahmen	
					Verminderung	Aufbereitung
11	Grube Altenberg, Halden/ Spülteiche, Stollen	SI 7	12	zunächst Bestands-aufnahme der Belastungspfade und Identifikation der maßgeblichen Emissionspfade NSG- und FFH-Gebiet	zurzeit keine	zurzeit keine
12	Grube Alexander, Gustav-Stollen/ Halden	HSK 6	11		Prüfung eines Ver-schlusses des Gustav-Stollens und Zurück-drängen des Wassers in den Nagelmacker-Stollen und Abdeckung der Halde	Einsatz eines ge-schlossenen Zn-Karbonatlösungs-systems (Abschnitt 6.7.4) prüfen

* EU 2 – Burgfeyer Stollen bereits laufende Maßnahme mit Pilotanlage

6.7.1 Anforderungen

Wie in Abschnitt 6.2 beschrieben, lassen sich die Grubenwässer in NRW, für die Behandlungsmaßnahmen vorgeschlagen werden, wie folgt charakterisieren:

- Schwach sauer: pH-Werte 6 bis 8,9 (neutrale Grubenwässer, NMD).
- Die Redoxverhältnisse sind in der Regel nicht bestimmt und es liegen auch nicht alle erforderlichen Parameter vor, um diese zu berechnen (z. B. nach JURGENS et al., 2009). Aufgrund von Übersichtsberechnungen gehen wir von gemischten, d. h. anoxischen bis oxischen Verhältnissen aus. Für eine genaue Anlagenplanung sind die Redoxverhältnisse in Mittelwerte sowie die Min.- und Max.-Werte im Jahresgang wichtig.
- Die Tabelle 6-8 zeigt die typischen und für die Konzeption von Maßnahmen benötigten Angaben.

Tab. 6-8: Verwendete Analysen zur Konzeption der Maßnahmen

	Eickhoff-Stollen (HSK 5) (Probenahme LANUV 22.02.2012, Schüttung gemäß Auskunft Sachtleben Bergbau Verwal-tungs-GmbH)	**Grube Alexander (HSK 6)** (Probenahme LANUV 22.02.2012)	**Neuer Lüde-richstollen (GL 10)** (Probenahme Rheinisch-Bergischer Kreis 10.01.2012)
Schüttung m^3/h	200	100	50
ph-Wert	8,1	7,6	6,45
Redox mV	**oxisch**	**oxisch**	237
Lfg µS/m	5.500	1.900	1.400
O_2 mg/l	**4**	**4**	4
SO_4^{2-} mg/l	137	33	
Cl mg/l	11	5	
NH_4, NO_2 mg/l			
NO_3 mg/l	2	3	
Ca mg/l	64	21	
Na mg/l	7	3	
Zn µg/l	3.100	1.300	20.000
Pb µg/l	3,2	**19**	**18**
As µg/l	0,9	1	400
Cd µg/l	**8,3**	**4**	**13**
Cu µg/l	1	12	< 10
Ni µg/l	**30**	3,4	**600**
Fe µg/l	34	46	29.000
$Fe2^+/Fe3^+$			
Mg µg/l	26	5	

grün = berechnet nach JURGENS et al. 2009
hellblau = abgeschätzt
rot = Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen gem. Anlage 5 und Anlage 7 OGewV
Leerstelle = nicht untersucht und Empfehlung für eine Untersuchung

Die erforderlichen Ablaufleistungen sind mit den vorliegenden Daten nicht genau zu benennen, da ja auch bereits eine teilweise Entfernung der Schwermetalle zur Zielerfüllung gemäß WRRL ausreichend sein kann. Hierfür sind die Min.- und Max.-Werte im Jahresgang erforderlich, die bislang in keinem Fall vorliegen.

6.7.2 Maßnahmenkonzeption

Grundsätzlich wird für alle signifikanten Belastungsquellen ein vergleichbarer Standardaufbau vorgeschlagen:

1. Anhebung der pH-Werte (falls erforderlich), Oxidation und Ausfällung (entweder durch ein OLD, Belüftungsmethode oder RAPS).

2. Sedimentation der ausgefällten Schwermetalle durch ein Sedimentationsbecken oder ein *aerobic wetland*.

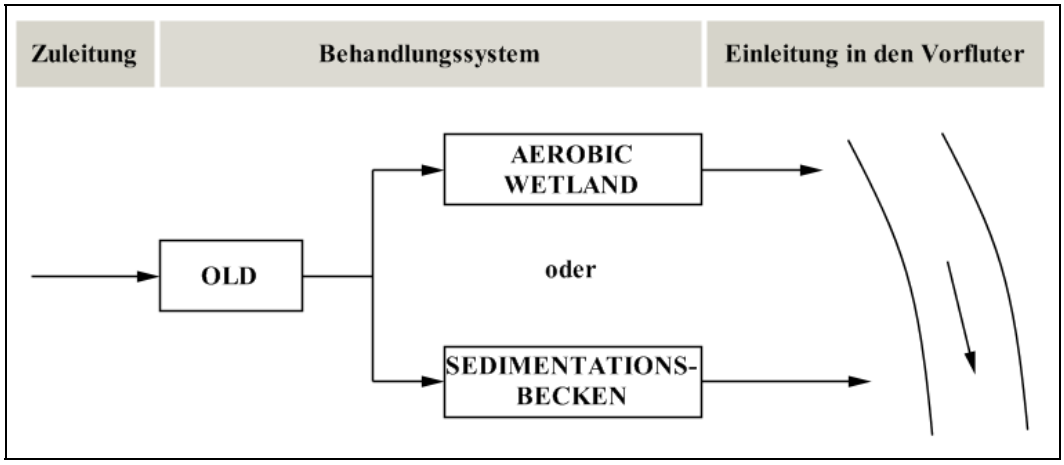


Abb. 6-10: Standardaufbau 1

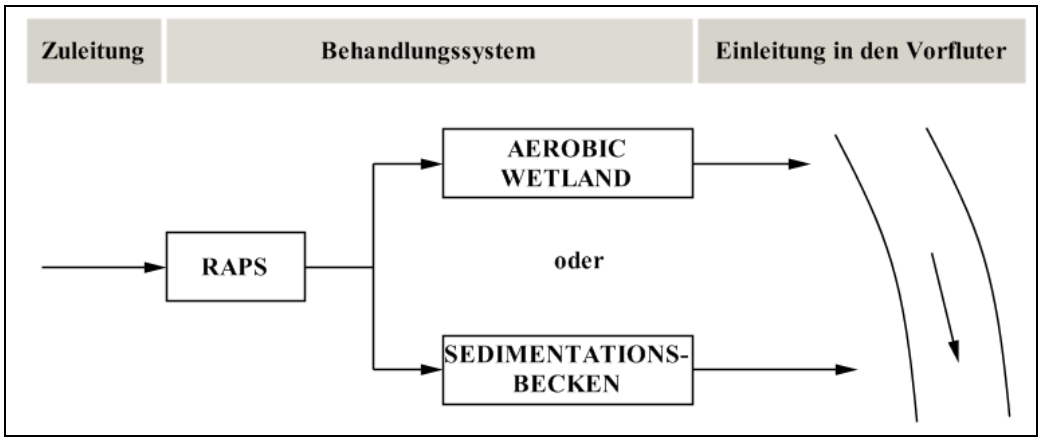


Abb. 6-11: Standardaufbau 2

Ein OLD sollte gewählt werden, wenn:

- saure bis schwach saure Grubenwässer vorliegen;
- der pH-Wert angehoben werden muss.

Ein RAPS sollte gewählt werden, wenn

- saure bis schwach saure Grubenwässer vorliegen;
- die Fe(III)- und Al(III)-Gehalte > 2 mg/l sind und ein ALD nicht anwendbar ist.

Ein Sedimentationsbecken sollte gewählt werden, wenn

- hohe Mengen an (Schwer-)Metallhydroxidschlämmen gebildet werden;
- bereits oxidierte Metallionen im Grubenwasser vorhanden sind;
- hohe Sedimentmengen anfallen und/oder eine leichte (und kostengünstige) Reinigung wichtig ist.

Ein aerobic wetland sollte gewählt werden, wenn

- moderate Gehalte von (Schwer-)Metallen im Grubenwasser vorhanden sind und die Sedimentationsmengen gering sind, da bei der Entnahme der Sedimente das Feuchtgebiet beeinträchtigt wird;
- eine gute Einbindung in die Landschaft erforderlich ist.

6.7.3 Maßnahmenvorschlag Ramsbeck, Besucherbergwerk Eickhoff-Stollen (HSK 5)

Die Abbildung 6-12 zeigt die Prinzipskizze für den Aufbau einer möglichen Maßnahme am Eickhoff-Stollen (HSK 5).

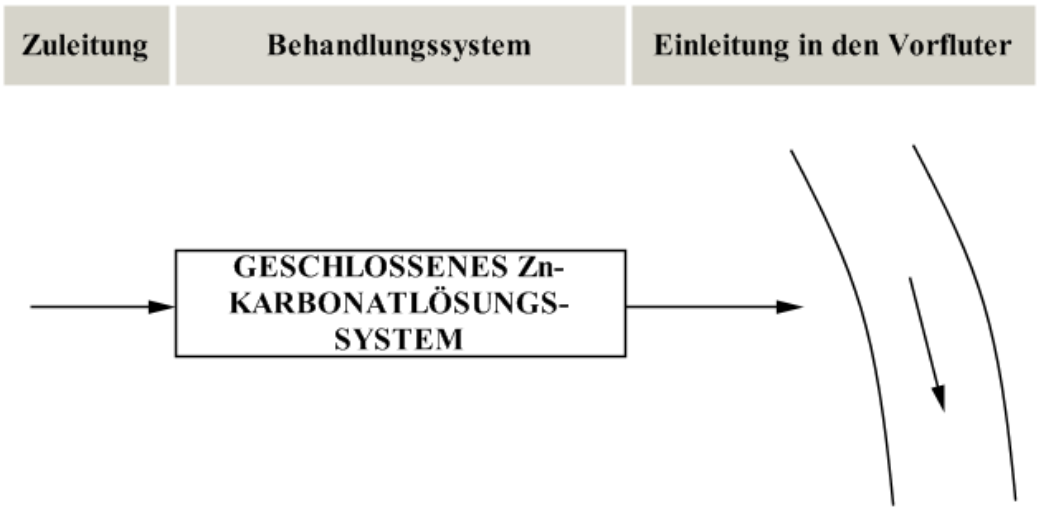


Abb. 6-12: Prinzipskizze Maßnahmenvorschlag Eickhoff-Stollen

Es wird vorgeschlagen, den Einsatz eines geschlossenen Zn-Karbonatlösungssystems *(closed-system limestone dissolution reactor)* zu prüfen, da Zink das Hauption ist. Die genaue Beschreibung des Systems ist in Abschnitt 6.4.2.9 enthalten. Das zu behandelnde Grubenwasser muss hierfür einen neutralen bis alkalischen pH-Wert haben (pH 8,2). Es erfolgt dann eine Reduzierung der Zn-Gehalte durch Ausfällung von Zinkkarbonat. Eine separate Anhebung des pH-Wertes ist nicht notwendig, da die gemessenen pH-Werte beim Eickhoff-Stollen bei 8,1 und bei der Grube Alexander bei 7,5 liegen. Die erforderliche Anhebung des pH-Wertes erfolgt in dem 1. Reaktor (siehe Abbildung 6-9).

Die Methode fand mehrfach Anwendung in England, Nenthead (Cumbria) zur Entfernung von hohen Zn-Belastungen (NUTTALL & YOUNGER 2000). Bei Retentionszeiten von 14 h können ca. 50 % des Zn-Gehalts bei einer Anfangskonzentration von 5 bis 10 mg/l reduziert werden. Allerdings sind diese Ablaufwerte in der Regel als Einleitungskonzentrationen zu hoch (siehe Abschnitt 6.4). Durch die Hintereinanderschaltung mehrerer Systeme kann die Effizienz erhöht werden. Das System muss alle paar Stunden zusätzlich belüftet werden, um den CO_2-Partialdruck zu regulieren. Der Aufbau und die Dimensionierung sind ähnlich eines ALDs und variieren je nach der Höhe des Durchflusses und dem Gehalt an Schwermetallen (siehe Abschnitt 6.5.7).

Die Kosten für ein geschlossenes Zn-Karbonatlösungssystem lassen sich ebenfalls mit den Kosten für ALDs vergleichen. Im Durchschnitt liegen die Kosten je nach Größe und Ausführung des ALDs zwischen 2.000 und 150.000 US $ (WATERS et al. 2003). Hinzu kommen aber noch Kosten für die regelmäßige Belüftung des Zn-Systems.

Die berechnete Menge an anfallendem Hydroxidschlamm bei 100 %iger Oxidation und Sedimentation der Metallhydroxide am Eickhoff-Stollen beträgt unter Ansatz der Werte aus Tabelle 6-9 9,4 t. Hierbei ist jedoch zu prüfen, ob aufgrund der großen Abflussmengen der gesamte Volumenstrom über eine solche Anlage laufen kann (v. a. Platzbedarf, notwendige Schlammentsorgung).

Tab. 6-9: Berechnete Jahresfrachten Eickhoff-Stollen

Metallionen	Jahresfracht in Tonnen
Fe	0,12
Zn	8,28
Cd	0,92
Pb	0,006
Ni	0,08
Summe	**9,406**

Zu beachten ist, dass Zn vermehrt als Zn-Karbonat ($ZnCO_3$) und seltener als Zinksulfid (ZnS) oder Zn-Hydroxid ($Zn(OH)_2$) bei neutralen pH-Werten ausfällt. Dass die berechnete max. Menge an Hydroxidschlamm gebildet wird, ist also eher unwahrscheinlich. Bei der Fällung des Zn wird auch ein Großteil der anderen Metallionen gefällt.

Aufgrund der großen Mengen an Metallhydroxiden ist eine regelmäßige Entfernung erforderlich. Wie oft dies erfolgen muss, hängt von den maximalen Durchflussmengen (oder ob diese z. B. über einen *bypass* abgeleitet werden) und der Reinigungsleistung ab und kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht benannt werden.

Es wird empfohlen, zunächst den Einsatz einer Pilotanlage zu prüfen und einen Teilstrom zu reinigen und im Monitoring die notwendigen Parameter für eine großtechnische Anlage zu erheben.

6.7.4 Maßnahmenvorschlag Ramsbeck, Grube Alexander, Gustav-Stollen (HSK 6)

Für die Maßnahme Gustav-Stollen gelten dieselben Voraussetzungen wie für die Maßnahme Eickhoff-Stollen. Die berechnete Menge an anfallendem Hydroxidschlamm bei 100 %iger Oxidation und Sedimentation der Metallhydroxide beträgt am Gustav-Stollen nach Tabelle 6-10:

Tab. 6-10: Berechnete Jahresfrachten Grube Alexander

Metallionen	Jahresfracht in Tonnen
Fe	0,08
Zn	1,74
Cd	0,05
Pb	0,02
Cu	0,017
Summe	**1,907**

6.7.5 Maßnahmenvorschlag Grube Lüderich, Neuer Lüderichstollen (GL 10)

Auswahlkriterien/nicht verwendbare Bausteine

Ein *aerobic wetland* ist ungünstig, da hohe Mengen an Hydroxidschlämmen gebildet werden können, die entfernt werden müssen. Die regelmäßige Entfernung des Schlamms aus einem *aerobic wetland* ist aufgrund des Pflanzenbewuchses schwierig. Unsicher ist auch, ob der hohe Gehalte von Zn (20 mg/l) angemessen reduziert werden kann, da *aerobic wetlands* in erster Linie konzipiert sind, um Fe und Mn aus dem Grubenwasser zu entfernen.

Compost wetlands zur Entfernung von Zn sind ungeeignet, da Zn bei neutralen pH-Werten an Karbonat gebunden ist und somit nicht als Zn-Sulfid ausgefällt werden kann, was dem „normalen" Abbauvorgang von Metallen in einem *compost wetland* entspricht (NUTTALL & YOUNGER 2000). Die *compost wetlands* kommen deshalb in der Regel bei pH-Werten zwischen 3 und 4,5 zur Anwendung.

Ein RAPS ist ungeeignet, da es dem Grubenwasser Alkalinität zuführen soll und nur eine moderate Metallentzugsrate hat. Die Effizienz ist hinsichtlich der hohen Gehalte an Zn unklar.

ALD/OLD sind als alleiniges Behandlungssystem ungeeignet, da dem Grubenwasser nur geringfügig Metalle entzogen werden können und die Systeme generell zur Anhebung des pH-Wertes gedacht sind.

Die Anwendung von Bioreaktoren ist prinzipiell möglich, allerdings ist dann ggf. eine Vorbehandlung notwendig. Aufgrund der Schüttung (50 m³/h) sind die Investitions- und Betriebskosten jedoch hoch. Bei einer vergleichbaren Anlage für eine Jahresmenge von ca. 700.000 m³/a (Copper Queen Mine, Bisbee, Arizona) lagen die Investitionskosten bei 3,2 Mio. US-$ und die jährlichen Betriebskosten bei ca. 2,5 Mio. US-$. Allerdings schafft die Anlage auch einen vollständigen Entzug von Cd, Zn und Ni. Durch hohe Metallgehalte muss das biologische Material aufgrund von Zusetzen regelmäßig ausgetauscht werden.

Konzeption einer Maßnahme: chemische Fällung

Eine chemische Fällung erscheint zum jetzigen Kenntnisstand die effizienteste Methode, um die Metallgehalte zu verringern. Aufgrund der hohen Schüttung ist mit hohen Betriebskosten zu rechnen. Die Investitionskosten für eine Fällungsanlage sind vergleichbar mit denen von großen passiven Systemen wie *wetlands*, die bei der vorhandenen Schüttung und den Metallgehalten notwendig wären. Die Abbildung 6-13 enthält die Bausteine einer solchen Maßnahme.

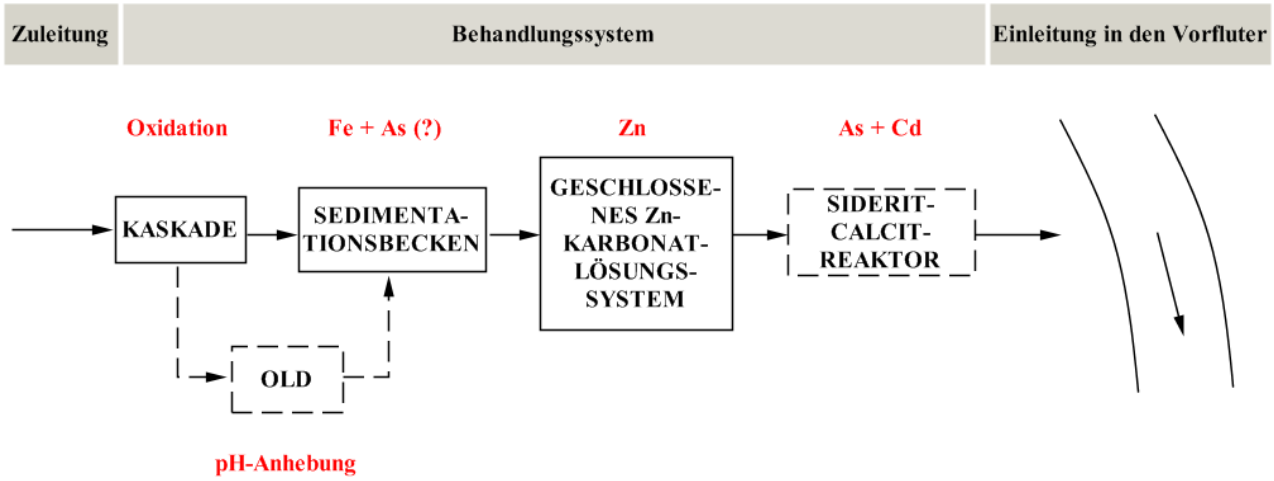


Abb. 6-13: Prinzipskizze der Maßnahme Neuer Lüderichstollen (gestrichelt: optionale Behandlungsmethoden)

Im Folgenden werden die einzelnen Bausteine beschrieben.

1. Belüftungssystem: Kaskade

Die Kaskade dient zur Oxidation von Fe(II) zu Fe(III), was anschließend im Sedimentationsbecken ausgefällt werden kann. Der positive Nebeneffekt ist der leichte Anstieg des pH-Wertes durch die Ausgasung von CO_2 bei der Belüftung. Dadurch finden bereits Fe-Hydroxidausfällungen während der

Oxidation statt. Die Stufen müssen deshalb in geeigneten Abständen (je nach Entzugsleistung) gereinigt werden. Eine Kaskade ist geeignet, ca. 30 mg Fe/l zu oxidieren. Nach unserem Kenntnisstand ist das Gelände zur Anlage einer Kaskade geeignet. Falls ein geeigneter Gradient zur Anlage der Kaskade fehlt, müssen Pumpkosten berücksichtigt werden. Der pH-Wert sollte nach dem Durchlaufen der Kaskade bestimmt werden.

Dimensionierung Kaskade:

mindestens	3 bis 4 Stufen,
Stufenhöhe mindestens	70 cm,
Stufenbreite	ca. 10 cm/l Grubenwasser;

entspricht beim Lüderichstollen ca. 130 cm (50 m³/h ≈ 13 l/s).

2. OLD

Ein OLD kann optional zwischen Kaskade und Belüftungsbecken geschaltet werden. Ziel ist, den pH-Wert weiter zu erhöhen, da bei höheren pH-Werten im nachfolgenden Sedimentationsbecken weitere Metallhydroxide neben Fe und As ausfallen können. Ein ALD kann nicht verwendet werden, da die bereits durch die Kaskade oxidierten Metallionen im ALD durch die Anhebung des pH-Wertes ausfallen und das System verstopfen würden. Um das Zusetzen des OLDs zu verhindern, müssen geeignete, hohe Fließgeschwindigkeiten vorliegen.

3. Sedimentationsbecken

Die Ausfällung und Sedimentation, insbesondere von Fe-Hydroxiden erfolgt in einem Sedimentationsbecken. Um auch Pb-, Cd- und Ni-Hydroxide fällen zu können, kann zwischen Kaskaden und Sedimentationsbecken ein OLD oder ALD als Behandlungsanlage zwischengeschaltet werden. Diese dienen zur weiteren Anhebung der pH-Werte und begünstigen somit auch das Ausfällen von nicht Fe-Hydroxiden. Die folgende Übersicht zeigt, ab welchen minimalen pH-Werten Metallionen ausfallen können.

Metallionen	Minimaler pH-Wert
Sn^{2+}	4,2
Fe^{3+}	4,3
Al^{3+}	5,2
Pb^{2+}	6,3
Cu^{2+}	7,2
Zn^{2+}	8,4
Ni^{2+}	9,3
Fe^{2+}	9,5
Cd^{2+}	9,7
Mn^{2+}	10,6

Abb. 6-14: Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Ausfällung von Metallionen

Mit der Ausfällung der Fe-Hydroxide wird in geringen Mengen As mitgefällt, da $Fe(OH)_3$ als Sorbent für AsO_4^{3-} dient, was bei der vorangegangenen Oxidation gebildet wird. Nach dem Sedimentationsbecken sollte eine Beprobung des Abflusses stattfinden, um festzustellen, ob As angemessen reduziert werden konnte. Falls nicht, sollte eine spezielle Behandlungsanlage zur Entfernung von As nachgeschaltet werden.

Durch die Ausfällung von Metallhydroxiden entsteht in großen Mengen Schlamm, der aus dem Becken entfernt werden muss. Die maximale Menge an Hydroxidschlamm, die sich bei 100 % Fällung aus den Schwermetallgehalten ergeben kann, beträgt ca. 38 m³/a.

Tab. 6-11: Berechnete Jahresfrachten an Hydroxidschlamm

Metallionen	Jahresfracht in Tonnen
Fe	24,27
Zn	13,24
Cd	0,009
Pb	0,009
Ni	0,041
Summe	**37,569**

Die Dimensionierung des Sedimentationsbeckens nach YOUNGER et al. 2002 erfolgt nach der Formel: $A= (Q_d * (C_{Ein}-C_{Aus}))/R_A$.

Hieraus ergibt sich bei Q = 13 l/s, Anfangskonzentration von Fe: C_{Ein} = 29 mg/l und der geforderten Abflusskonzentration C_{Aus} = 2 mg/l eine Fläche des Sedimentationsbeckens von 3.030 m².

Bei einer vereinfachten Dimensionierung nach PIRAMID (2003) mit 100 m² pro 1 l/s Grubenwasser kann die Fläche des Sedimentationsbeckens mit 1.300 m² ermittelt werden. Die Kriterien für die Dimensionierung sind:

Länge: Breite – Verhältnis = 2 : 1 bis 5 : 1

Wassertiefe: ca. 3 m

Standardretentionszeit: ca. 48 h

4. Geschlossenes Zn-Karbonatlösungssystem

Ist der Zn-Gehalt durch das Sedimentationsbecken noch nicht angemessen reduziert worden, kann der Zn-Gehalt durch ein geschlossenes Zn-Karbonatlösungssystem verringert werden, wie es auch bei den Maßnahmen in Ramsbeck vorgeschlagen wird. Zur Dimensionierung werden im Abschnitt 6.7.3 Hinweise gegeben.

Siderit-Calcit-Reaktor

Falls die Beprobung hinter dem geschlossenen Zn-Karbonatlösungssystem immer noch zu hohe As- oder Cd-Werte aufweist, kann ein Siderit-Calcit-Reaktor oder andere Methoden zur As-Entfernung nachgeschaltet werden. Die Entfernung von As und Cd aus Fe-armen Grubenwässern über Siderit-Calcit-Reaktoren ist allerdings noch eine wenig erprobte Technologie.

Empfehlung

Auch hier wird ein schrittweises Vorgehen empfohlen. Zunächst sollten eine Kaskade und ein Sedimentationsbecken errichtet werden und die Entzugsleistungen und Betriebsparameter über einen längeren Zeitraum (1 bis 3 Jahre) gemessen werden. Von den Ergebnissen ist die Errichtung weiterer Reinigungsstufen abhängig. Hierbei ist zunächst ein geschlossenes Zn-Karbonatlösungssystem vorrangig. Gegebenenfalls kann auf Erfahrungen aus den Maßnahmen aus Ramsbeck zurückgegriffen werden.

Tab. 6-12: Überblick über wichtige Maßnahmenbausteine und Kosten (soweit Angaben verfügbar)

Maßnahme	Wirkung/Leistung/Einsatzbereiche	Dimension	Invest €	Betriebs-kosten €/a	Spez. Kosten €/m³	Beispiele
Vermeiden / Vermindern						
Abdeckung (dry cover)	Verminderung Sickerwasserbildung um ca. 50 % Reduzierung Sauerstoffzutritt	ca. 1 bis 3 Meter Vegetati-onsschicht mit Nadelwald (hohe Verdunstung)			30	Sandhalden (Mechernich) Spülteiche (St. Andreasberg) Halde Beythal (geplant); Sanierung von Industriehalden
Belüften						
Kaskade	Erhöhung des Sauerstoffgehaltes und Oxidation von bis zu ca. 50 mg/l Fe(II)	3 bis 4 Stufen mit min. Höhe von 70 cm Breite von min. 10 cm je l/s				
Venturi Belüftung	Erhöhung des Sauerstoffgehaltes und Oxidation von bis zu 900 mg/l Fe(II)					Hachener Teich
pH-Wert-Regulierung						
anoxische Karbonatkanäle (ALD)	Anhebung pH-Wert bei sauren Minenwäs-ser (pH-Werten ≤ 4,5) mit geringen Kon-zentrationen an gelösten Sauerstoff, Fe(III) und Al(III) (< 1 mg/l)	Breite 6, Tiefe 2 Meter	2.000 und 120.000		0,20	
offene Karbonatkanäle (OLD)	Anhebung pH-Wert auf 7,5 bei sauren Minenwässern, Sauerstoffzutritt und Ausfällung von Oxiden	hohe Fließgeschwindigkeit > 0,1 m/min Retentionszeit ca. 3 h Hangneigung > 20 % Hachen Teich 5 – 6 m^3/h	60.000			Hachener Teich
Sedimentation / Absetzbecken						
Sedimentationsbecken	Sedimentation von Fe-Oxiden bei Gehalten zwischen 5 mg/l und 30 mg/l	Retentionszeit ca. 48 h. Verhältnis Länge/Breite 2 : 1 bis 5 : 1 Tiefe: mind. 3 m Größe:100 m² je l/s				

Maßnahme	Wirkung/Leistung/Einsatzbereiche	Dimension	Invest €	Betriebs-kosten €/a	Spez. Kosten €/m³	Beispiele
aerobic wetlands	primäre Fällung von Fe und Mn, sekundär auch Al und Zn bei alkalischen bis schwach sauren Wässern Entzug Fe 10 – 20 g/(m²*d) Entzug Mn auf 0,5 – 1 g/(m²*d)	Kalkrinne, Flachwasserschilf Absetzbecken (Hachen Teich)	30.000			Hachener Teich
compost wetlands	Reduzierung von $Fe3^+$ und Sulfat und Fällung als Sulfide bei sauren Minenwässern pH 3 – 4,5 und Al-, Fe(III)-Gehalten > 1 mg/l	Fläche 6 x größer als bei *aerobic wetland*				
RAPS	bei höheren Konzentrationen an gelösten Sauerstoff, Fe(III) und Al(III) (> 2 mg/l)		40.000			
Aktive Maßnahmen						
Ionenaustauscherverfahren	Abreinigung von Zn-, Ni-, Cd-Ionen von 1,4 bis 1,6 mg/l auf OGewV Werte (Burgfeyer Stollen) geplanter Durchsatz bis 1.000 m^3/h		550.000	400.000		Burgfeyer Stollen
geschlossenes System zur Fällung von Zn	Anhebung pH Wert bei neutralen Minenwässern und Fällung als Zinkkarbonat					
Pyrolusit Prozess	Anhebung pH- Wert und Fällung als Manganoxid bei eisenfreien, sauerstoffreichen und neutralen Minenwässer					
ODAS	Abreinigung von 100 bis 120 mg Zn/l auf 0,5 bis 2 mg	max. 40 m³/d 35 m² Fläche	150.000		2 bis 3	Stolberger Zink
Bioreaktoren	Entfernung Sulfat und Fe, Mn, Al, Zn sowie Cd, Cu, Co, Ni, Pb um bis zu 95 %	Verweildauer 8 bis 48 h, pH-Wert 5 bis 7				
SCOOFI (Surface-Catalysed Oxidation Of Ferrous Iron)	Fe(II) Oxidation bis max. 50 mg/l bei alkalischen, sauerstoffreichen Minenwässern gesättigte Reaktoren: mehrere Hundert g Fe/m³*d, ungesättigte Reaktoren max. 12 g Fe/m³*d					

7 WEITERES VORGEHEN/UNTERSUCHUNGSBEDARF

Die Umsetzung der WRRL und das Erreichen der diesbezüglichen Ziele für die Gewässer bedingen eine integrative Betrachtung der Belastungssituation, um geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands ableiten und konzipieren zu können.

Mit den vorliegenden Ergebnissen wurden erstmals für die gesamte Landesfläche Nordrhein-Westfalens geologisch-bergbauliche und wasserwirtschaftlich-gewässerökologische Gesichtspunkte integrativ ausgewertet, um die Hauptbelastungsquellen von Schwermetallen in die Gewässer resultierend aus dem Erzbergbau zu identifizieren.

Alle Ergebnisse stehen den zuständigen Behörden in digitaler Form zur Verfügung und versetzen sie in die Lage, die nächsten Schritte zur Reduzierung der Schwermetallbelastungen aus dem ehemaligen Erzbergbau einleiten zu können.

Datensituation

Bei den Arbeiten zum Projekt zeigte sich, dass der Informations- und Datenbestand bei den betroffenen Bezirksregierungen und Kreisen sehr unterschiedlich ist. In den meisten Fällen ist das Wissen sehr stark an Personen gebunden. Durch altersbedingtes Ausscheiden bzw. Strukturreformen (wie der Auflösung der Staatlichen Umweltämter) und dadurch bedingten Personal- und Bearbeiterwechsel geht spezifisches Wissen verloren bzw. ist nicht mehr unmittelbar in den Institutionen vorhanden.

Einige Kreise haben diese Defizite erkannt und Projekte initiiert, um den Wissensstand zu bergbaubedingten Schwermetalleinträgen und damit verbundenen signifikanten Belastungen der Gewässer zu verbessern.

Signifikante Eintragsquellen und Ableitung von Maßnahmen

Für die als signifikant erachteten Verdachtspunkte in Nordrhein-Westfalen wurden ausführliche Objektsteckbriefe erstellt, in denen für die zuständigen Behörden alle relevanten Daten zum jeweiligen Verdachtspunkt zusammenfassend dargestellt sind. Darüber hinaus erfolgte ein erster Vorschlag bzgl. der notwendigen Maßnahmen, um die Belastung der betroffenen Gewässer mit Schwermetallen zu verringern.

Auf Basis der vorliegenden Daten ist eine konkrete Maßnahmenplanung nicht möglich; insbesondere liegen im Hinblick auf die Belastungssituation zumeist nur punktuelle Daten vor. Für die Maßnahmenplanung sind insbesondere folgende konkretisierenden Untersuchungen notwendig:

- Ermittlung und Quantifizierung der verschiedenen Komponenten des Wasserhaushalts der betroffenen Gebiete (Abflussmengen, Neubildungsraten, Abhängigkeiten von Starkniederschlägen etc.).

- Erstellung des hydrogeologischen Systemmodells zur Identifizierung der wesentlichen Belastungspfade (ggf. ergänzt durch eine modelltechnische Untersuchung zur Quantifizierung der jeweiligen Pfade).

- Kontinuierliche hydrochemische Untersuchungen zur Ermittlung u. a. der Schwankungsbreiten von Konzentrationen und Frachten und zur Vervollständigung der Datengrundlage für die Auslegung der Behandlungs- und Aufbereitungstechnik.

- Bau von Pilotanlagen und Testen der einzelnen Maßnahmenbausteine unter den herrschenden klimatischen Bedingungen. Hierbei wird vor allem das geschlossene Karbonatlösungssystem für Zn für wichtig erachtet, da die Zn-Entfernung bei den Standorten in Ramsbeck und ggf. auch am Neuen Lüderichstollen relevant ist. Die Bausteine Belüftung (Kaskade) und Sedimentationsbecken sind weitgehend erprobt, allerdings hängt die tatsächliche Leistung (Höhe der pH-Wert-Anhebung, Sedimentation) von vielen örtlichen und noch nicht bekannten Parametern ab. Die Behandlungsanlagen können dann bei Bedarf modular erweitert werden.

Kostenschätzungen

Kostenschätzungen für die Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen der Wasserzutritte und für die Aufbereitungsanlagen können in Deutschland nur für den Hachener Teich angegeben werden, da den Gutachtern ansonsten keine Daten vorlagen. Für die Behandlungsmaßnahmen wurden aus der – meist englischsprachigen – Literatur so weit wie möglich Kosten angegeben (Kapitel 6).

Auswertungen und Berücksichtigung gewässerökologischer Untersuchungen

Das verwendete GÜS-Messstellennetz ist für die Einstufung ausgewählter Verdachtspunkte in einigen Fällen zu grob. Teilweise liegen große Abstände zwischen den Eintragsquellen und den Messstellen vor, oder es befindet sich eine Vielzahl einleitender Gewässer zwischen den beiden Punkten. Aufgrund der teilweise großen Entfernungen sind auch Wechsel des Fließgewässertyps zwischen dem betroffenen Gewässer und der nächstgelegenen Messstelle möglich. Zusätzlich können einzelne Messstellen durch mehrere Verdachtspunkte belastet sein. Für Einzelfallbetrachtungen werden daher gezielte Probenahmen ober- und unterhalb der Belastungsquellen empfohlen.

Um die Einzelfallbetrachtungen zu erleichtern, wird zudem empfohlen, evtl. vorhandene Untersuchungsergebnisse zum Makrozoobenthos bei den jeweils zuständigen Stellen (Kreise, Betreiber etc.) abzufragen.

Um gesicherte Aussagen über die Auswirkungen von Schwermetallbelastungen auf das Makrozoobenthos machen zu können, fehlen zudem ausreichend Probenahmen in Gewässern mit einer hohen Belastung. Der größte Teil der vorhandenen Probenahmen liegt für geringe bis mittlere Belastungsgrade vor. Die Datengrundlage für hohe Schwermetallbelastungen ist dagegen relativ gering.

In Bezug auf die biologische Qualitätskomponente Fische sollten Untersuchungen in den hoch priorisierten Gewässern zum Nachweis von Schwermetallanreicherungen in den Tieren durchgeführt werden. Da Fische vergleichsweise hohe Mengen an Schwermetallen anreichern können, kann somit auch die Persistenz der Schwermetalle berücksichtigt werden. Für die Untersuchungen sollten möglichst gewässertypspezifische Leitarten ausgewählt werden, für die keine Besatzmaßnahmen im betreffenden Gewässersystem stattfinden.

Konkrete ortsbezogene Empfehlungen

Für einige Verdachtspunkte und Belastungsbereiche in Nordrhein-Westfalen ist aufgrund der aktuellen Datenlage oder der komplexen Wirkungszusammenhänge mit anderen potenziellen Belastungsquellen eine abschließende Bewertung der Signifikanz der Verdachtspunkte zum derzeitigen Zeitpunkt nicht möglich. Für diese Bereiche werden weitergehende konzeptionelle Untersuchungen empfohlen mit dem Ziel, die Haupteintragsquellen für die Schwermetallbelastungen identifizieren und konkrete Maßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung einleiten zu können. Dies betrifft insbesondere die folgenden Bereiche:

- Belastung der Vicht im Raum Stolberg: Weitergehende Untersuchungen zur Signifikanz und Quantifizierung der Einträge über die Stollen (z. T. ehemalige Wassergewinnungsanlagen) und über die Flächen der weiterverarbeitenden Industrie.

- Grube Altwerk: Weitergehende Untersuchungen zur Herkunft der Schwermetallbelastung im Wasserkörper DE_NRW_282446_0.

- Raum Müsen:

    - Über die vorhandenen GÜS-Messstellen lässt sich nicht auflösen, von welchem der aufgezeigten Verdachtspunkte diese Belastung potenziell stammt. Mit Hilfe eines geeigneten Messprogramms sollte die Signifikanz der einzelnen Verdachtspunkte in diesem Bereich näher untersucht werden.

- Auswertung der aktuellen Untersuchungen am Stählerwiesen (Grube Stahlberg, SI 5) gemäß E-Mail der BR Arnsberg vom 26.04.2012.

– Hochsauerlandkreis, Planungseinheit PE_RUH_1600: Auswertung der aktuellen Ergebnisse zur Belastung des Bönkhausener Bachs inkl. Ursachenanalyse (siehe E-Mail der BR Arnsberg vom 26.04.2012).

– Für den Bereich des Rheinisch-Bergischen Kreises sollte nach Vorlage der Ergebnisse der laufenden Diplom- und Masterarbeiten eine zusammenfassende Betrachtung der Gesamtsituation erfolgen, in deren Rahmen auch die in dem vorliegenden Gutachten getroffenen Aussagen zur Signifikanz einzelner Verdachtspunkte überprüft werden sollten.

Aachen, 14. September 2012

i. V.

Dr. Michael Denneborg (ahu AG) Dr.-Ing. Michael Heitfeld (IHS)

i. V. i. V.

Dipl.-Geol. Frank Müller (ahu AG) Dr. Peter Rosner (IHS)