

CHEMISCHE VERÄNDERUNGEN NACH AUFLASSEN VON URANBERGWERKEN UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG VON RADIONUKLIDEN

B. Merkel ¹, J. Hartsch ², F. Pinka ² & H. Peters ¹

1997

1: INSTITUT FÜR GEOLOGIE. LEHRSTUHL HYDROGEOLOGIE TU BA FREIBERG
2: GEOS FREIBERG INGENIEURGES. MBH

INHALTSVERZEICHNIS

1.	Einleitung und Aufgabenstellung	4
2.	Literaturrecherche	3
3.	Methodisches Vorgehen	8
4.	Geologische und bergbauliche Verhältnisse der Untersuchungsgebiete	10
4.1	Steinkohlenvorkommen Schönfeld	11
4.2	Uranerzvorkommen Bärenhecke-Johnsbach	11
4.3	Uranerzvorkommen Schmiedeberg/Niederpöbel	12
5.	Diskussion der ermittelten Ergebnisse	13
5.1	Schadstoffbelastung der Grubenwässer	14
5.1.1	Beurteilung der heutigen Schadstoffbelastung der abfließenden Grubenwässer	17
5.1.1.1	Auswertung der Messung der vor-Ort-Parameter	17
5.1.1.2	Radionuklidkonzentrationen in den Grubenwässern	23
5.1.1.3	Metallgehalte in den Grubenwässern	23
5.1.1.4	Konzentrationen an sonstigen Parametern	27
	(Anionen, Gelöster organischer Kohlenstoff)	
5.1.2	Konzentrationsänderungen in Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen	29
5.2	Aussagen zu Entwicklungstrends von Lösungsprozessen Rückschlüsse	30
	aus untersuchten Sedimentproben	
5.2.1	Radionuklidkonzentrationen in den Sedimenten	30
5.2.2	Metallgehalte in den Sedimenten	32
5.2.3	Mineralphasenuntersuchungen der Sedimente	35
5.2.4	Schadstoffkonzentrationen im Sediment in Abhängigkeit vom Zeitpunkt	37
	der Ablagerung	
5.2.5	Auswertung der Untersuchungen zur Remobilisierbarkeit von Schadstoffen	37
	aus dem Sediment (Elutionsversuche)	
5.4	Aussagen zum Alter der Grubenwässer	40
6.	Schlußfolgerungen	41
6.1	Kontamination des Grundwassers	41
6.2	Kontamination der Sedimente	44
7.	Zusammenfassung	45

1. Einleitung und Aufgabenstellung

Mit Einstellung der Wasserhaltung in aufgelassenen Gruben des Urans-Erzbergbaus verändern sich die Randbedingungen, die für die Wasserchemie und die Radionuklidgehalte im Grundwasser ausschlaggebend sind. In der Flutungsphase werden potentielle Schadstoffe nur an das Grubengebäude begleitende tiefe Grundwasserleiter abgegeben. Wenn die Flutung abgeschlossen ist, können Schadstoffe über Stollen, Quellen und Leakage an Vorfluter und oberflächennahe Grundwasserleiter emittiert werden. A priori kann angenommen werden, daß sich nach einer bestimmten Zeit im Grundwasser des Grubengebäudes quasi die hydrochemischen Verhältnisse wieder einstellen, die vor Auffahrung des Bergwerkes geherrscht haben. Im Rahmen dieser Studie sollen Aussagen zum potentiellen Schadstoffaustrag und zu den Zeiträumen für Flutung und Schadstoffaustrag gemacht werden. Dazu wurde regionale und internationale Literatur ausgewertet. Am Beispiel von drei exemplarischen Gruben aus dem Erzgebirge wurden alle verfügbaren Daten zusammengetragen und ausgewertet und durch eigene Probennahmen untermauert. Als Hauptziel sollten Kriterien zur Beurteilung von verschiedenen Flutungskonzeptionen erarbeitet werden.

Ziel des Projektes war es, auf Basis von Literaturrecherchen und vorhandenen Daten einerseits sowie exemplarischen Untersuchungen an ausgewählten Gruben, die typisch für bestimmte sächsische Uranerz-Regionen sind, Aussagen zum radioaktiven Kontaminationspotential gefluteter Uranerz-Bergwerke zu machen. Diese Aussagen sollten durch die Anwendungen verschiedener Methoden (statistische Analysen, thermodynamische Simulationen, Altersbestimmungen, Analogieschlüsse etc) abgesichert werden.

Zur Bestimmung von Mobilisierung, Transport und Bioakkumulation von radioaktiven und nicht radioaktiven Elementen wurden Sedimentproben gewonnen und hinsichtlich solcher Inhaltsstoffe untersucht, die eine Strahlungswirkung entfalten bzw. mit ihnen interagieren. Die Analytik wurde mittels ICP/MS, IC sowie alfa- und gamma-Spektrometrie durchgeführt. Ein besonderes Interesse wurde den Bindungsformen (Sorption auf Tonmineralen und organischen Coatings) sowie Fixierung auf Fe-, Al, und Humin-Kolloiden gewidmet. Ebenso wurden sekundäre und tertiäre Mineralphasen berücksichtigt.

Innerhalb dieses Teilprojektes sollten vier Teilziele erreicht werden, die wie folgt formuliert werden können:

- a) Welche Radionuklide werden in welchen Konzentrationen und Mengen von gefluteten Gruben über den Wasserpfad emittiert ?
- b) Wie lange dauert es, bis sich ein quasi stationäres hydrogeochemisches Gleichgewicht eingestellt.
- c) Welche Parameter beeinflussen die Auswirkungen der Pos. a und b
- d) Welche Eingreif/Sanierungsmöglichkeiten bestehen unter Berücksichtigung von Kosten-Nutzen Aspekten und einer Öko-Bilanzierung ?

2. Literaturrecherche

Die häufig vertretene Meinung, bergmännische Entwässerungsmaßnahmen im Festgestein würden immer zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels auf das Niveau der jeweils tiefsten „wasserfreien“ Sohle führen, muß entschieden entgegen getreten werden. Dies soll am Beispiel des Rothschönberger Stollens erläutert werden. Der Rothschönberger Stollen diente zur Entwässerung des Brand Erbsisdorfer, des Freiburger und des Halsbrücker Grubenreviers. Seit der Flutung des Freiburger Reviers im Jahr 1969, die im März 1970 weitgehend abgeschlossen war, laufen aus dem Freiburger Revier ca. 100 l/s über den Reiche Zeche Schacht in den Rothschönberger Stollen. In den wenigen hydrogeologischen Arbeiten über das Revier (MILDE 1973, RÖSLER & MEIER 1983) werden Kf-Werte im Bereich 10^{-5} m/s und eine Grundwasserneubildung von $2,1 \text{ l/s/km}^2$ genannt. Unter Ansatz dieser Werte und einer Grundwasserentnahme von 100 l/s ergeben sich Absenkungen im Bereich von 5 bis 10 Metern. Eine Absenkung des Grundwassers, das wenige Meter unter Gelände ansteht (ca. 425 m ü NN), auf das Niveau des Rothschönberger Stollens (ca. 200 m ü NN) ist somit nicht möglich. Dazu müßten die Gebirgsdurchlässigkeit um mehrere Größenordnungen kleiner sein.

In der Literatur finden sich vergleichsweise wenige wasserchemische Daten über die Flutung von untertägigen Bergwerken. Auch die Flutung des Freiburger Grubenreviers ist nur wenig dokumentiert. Das Bergwerk war bereits 1913 nach 750 Jahren Silberbergbaus aufgegeben worden. In den Jahren 1937/38 wurde der Bergbau wieder aufgenommen. Dabei wurden neue wesentlich tiefere Sohlen aufgefahren und eine maximale Teufe von -295 m über NN. erreicht. 1969 wurde dann der Bergbau im Freiburger Revier endgültig aufgegeben. Über die erste Flutung sind überhaupt keine Gewässergütedaten vorhanden. Aus den Jahren 1955 und 1956 gibt es einige wenige Meßdaten und dann in etwas kontinuierlicherem Maße ab 1971 von der Meßstelle „Mundloch Rothschönberger Stollen“. Außer Eisen, Mangan und Zink wurde keine Schwermetalle bestimmt. Neben dem pH-Wert wurde Chlorid, Sulfat und die Gesamthärte bestimmt. Die Ergebnisse sind den Abbildungen 2.1 bis 2.4 dargestellt.

Abb.2.1 zeigt für die Elemente Eisen und Zink einen sehr ähnlichen Verlauf: Die relativ niedrigen Konzentration in der Zeit der bergbaulichen Entwässerungsmaßnahmen (Eisen ca. 1,5 mg/l und Zink ca. 7 mg/l) steigen im Moment des Überlaufens der Freiburger Grubengebäude extrem steil an. Es werden maximale Werte von 122 mg/l für Eisen und 177 mg/l für Zink im Rothschönberger Stollen im Jahr 1971 erreicht. Da die Schüttung des Rothschönberger Stollens im Jahresmittel ca. 500 l/s beträgt, der Anteil des Grubenwassers aus dem Freiburger Revier aber im Bereich zwischen 60 und 100 l/s liegt, waren die Konzentrationen im Flutungswasser in den Stollen und Schächten des Freiburger Reviers noch wesentlich höher. Es kann von einem Faktor 5 bis 7 ausgegangen werden. Demnach hatte das Flutungswasser nahezu 1 g/l an Eisen und vermutlich über 1 g/l an Zink. Dieser Verdünnungsfaktor von 5-7 muß auch bei den übrigen Komponenten berücksichtigt werden.

Erstaunlich ist aber, daß das Maximum in etwa nach zwei Jahren erreicht ist und dann innerhalb weiterer 2 Jahre auf einen Plateauwert abfällt. Dieser Plateauwert entspricht nicht dem geogenen Hintergrund-Wert vor dem Bergbau (unbekannt) und auch nicht dem Wert zur Zeit der bergbaulichen Entwässerung. Sie sind beim Eisen um einen Faktor von 10 gegenüber diesem „Ausgangswert“ erhöht. Für Zink beträgt dieser Faktor in etwa 2. Allerdings muß bei den vorliegenden Daten berücksichtigt werden, daß über Art und Weise der Probenahme und Analytik so gut wie nichts bekannt ist. Es ist davon auszugehen, daß die Proben nicht filtriert

wurden und daher kolloidal gebundene Anteile mitbestimmt wurden. Eisen wurde möglicherweise photometrisch und Zink mit der Flammen-AAS bestimmt.

Die Abb. 2.2 zeigt den Zeitverlauf von Sulfat und Chlorid über den gleichen Zeitraum von 1955 bis 1992. Zur Zeit der Grubenentwässerung muß das in Freiberg gehobene Wasser verhältnismäßig arm an Sulfat gewesen sein, da das Wasser des Rothschönberger Stollen insgesamt im Bereich von 90 mg/l lag. Dieser Wert erscheint allerdings als sehr niedrig, da die Zuflüsse aus dem Brand Erbsisdorfer Revier - in dem es in den letzten Jahrzehnten keine Veränderungen im Bergbau gegeben hat - zur Zeit (1995/96) im Bereich von 200 mg/l (Sulfat) liegen. In jedem Fall zeigen die maximalen Werte von 1460 mg/l Sulfat im Rothschönberger Stollen während der ersten zwei Jahre des Überlaufes der Freiberg Gruben, daß die Konzentrationen im Freiburger Grubenrevier wesentlich höher waren. Unter Ansatz des Faktors 7 ergeben sich somit ca. 10 g/l Sulfat, womit die Sättigungsgrenze von Gips bei weitem überschritten ist.

Ähnlich beim Eisen und Zink werden aber nach ca. 6 Jahren wieder wesentlich niedrige Sulfatgehalte erreicht. Ab 1975 liegt das Niveau des Rothschönberger Stollens bei ca. 400 mg/l. Das Wasser aus dem Freiburger Revier hat aber immer noch Gehalte über 1000 mg/l (eigene Messungen 1995/1996). Für das Chlorid stellt sich die Situation anders dar: der Hintergrundwert im Rothschönberger Stollen lag und liegt auch heute bei ca. 30 mg/l. Auf das Flutungsereignis reagieren die Chloridgehalte auch spontan, aber keineswegs mit einem kurzfristigen Peak sondern eher mit einem noch ständig zunehmenden Anteil. Die Gehalte am Mundloch des Rothschönberger Stollen lagen 1995/96 bei ca. 100 mg/l, während das Wasser aus dem Bereich des Freiburger Reviers (Reiche Zeche Schacht) Chloridgehalte über 200 mg/l aufweist.

Abb. 2.3 zeigt den Zeitverlauf für die Gesamthärte (°dH) im Vergleich zu den Konzentrationen von Zink und Chlorid. Hier zeigt sich ein Verhalten, daß sehr ähnlich dem des Sulfats ist: peak-förmiger Anstieg und dann ein deutlich erhöhtes Plateau bis zum heutigen Tag (27 Jahre nach Flutung). Bei der Härte ist die Plateauerhöhung besonders drastisch: von ursprünglich ca. 7 auf ca. 28 Härtegrade. Dies entspricht einer Vervierfachung. Die Gesamthärte des Wassers im Freiburger Revier wird heute hauptsächlich von Natrium und Calcium sowie untergeordnet von Magnesium und Kalium gebildet. Abb. 2.4 zeigt schließlich die Verlaufskurve für den pH-Wert. Hier waren wenige Jahre nach der Flutung bzw. des Überlaufs durch extrem niedrige pH-Werte gekennzeichnet, wobei die niedrigsten Werte im Rothschönberger Stollen erst in den Jahren 72 und 73 gemessen wurden. Auch hier gilt, daß die pH-Werte im Bereich des gefluteten Reviers natürlich noch niedriger lagen aber nicht dokumentiert sind. Interessant ist, daß der pH-Wert ab 1978 auf deutlich höhere Werte als vor der Flutung ansteigt. Allerdings muß hier einschränkend auf die möglicherweise nicht korrekte Messung des pH-Wertes hingewiesen werden.

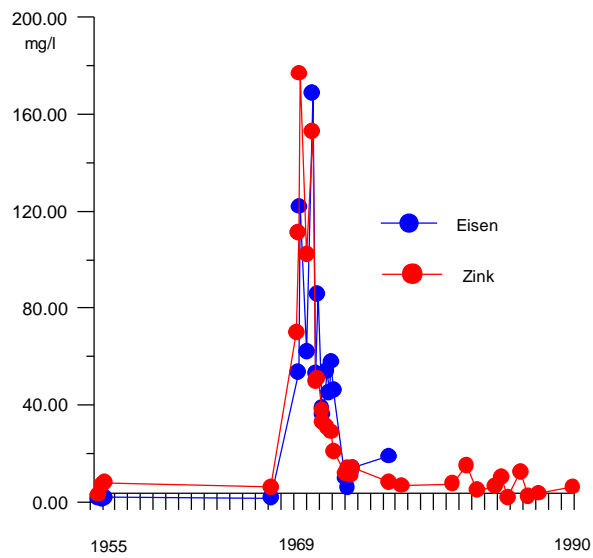


Abb. 2.1: Verhalten von Eisen und Zink (mg/l) bei der Flutung der Freiburger Gruben.

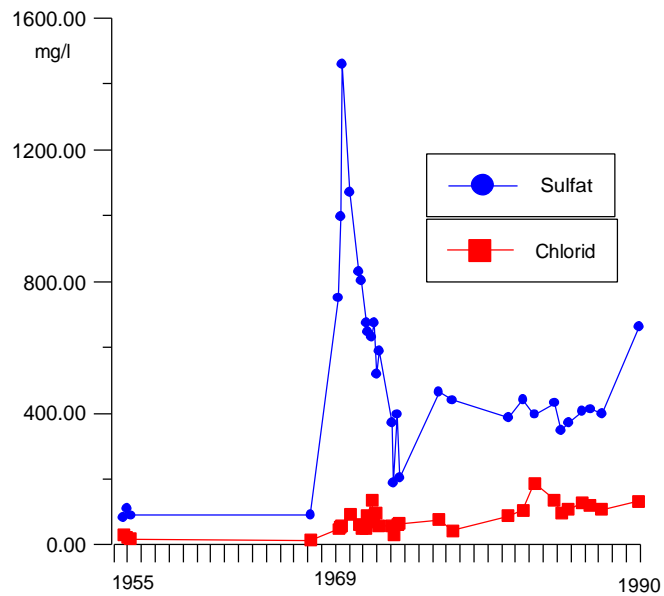


Abb. 2.2: Verhalten von Sulfat und Chlorid (mg/l) bei der Flutung der Freiburger Gruben.

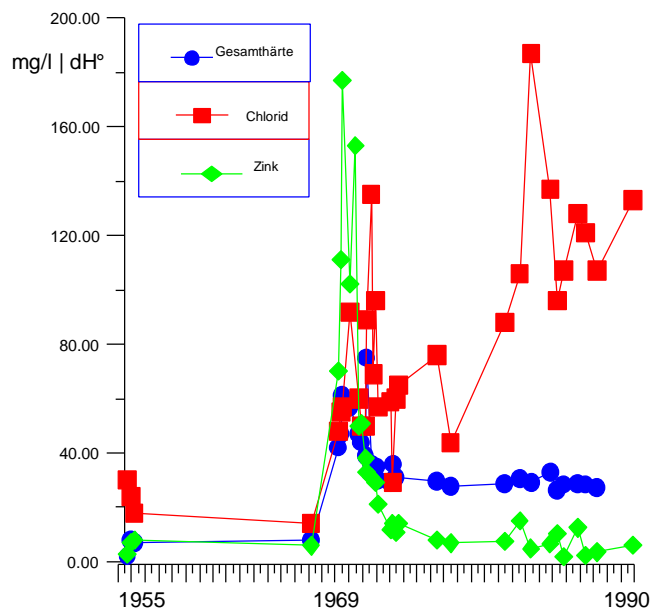


Abb. 2.3: Verhalten von Gesamthärte (Grad dt. Härte), Zink und Chlorid (mg/l) bei der Flutung der Freiburger Gruben.

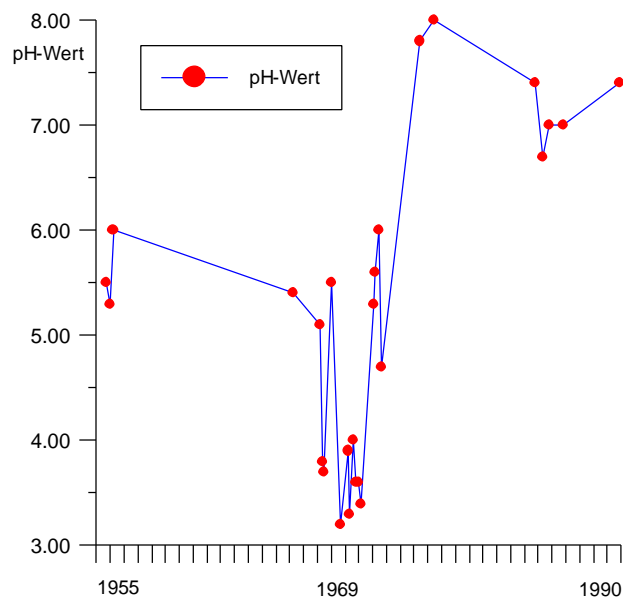


Abb. 2.4: Verhalten des pH-Wertes bei der Flutung der Freiburger Gruben.

BEUGE et al. (1995) bestimmten in Wasserproben der Zwickauer Mulde und Zuflüssen im Herbst 1992 Urangehalte in gelöster Form und am Schweb gebunden. Angaben zur Porenweite der Filtration werden von den Autoren nicht gemacht. Werte für Uran „gelöst“ liegen zwischen 7 - 600 µg/l; die Angaben für Uran an Schweb variieren zwischen 16 und 1068 µg/l bei Schwebstoffkonzentrationen von 1,9 und 20,8. Es zeigte sich kein Zusammenhang zwischen den Schwebstoffkonzentrationen und dem am Schwebstoff gebundenen Uran. Im Markus-Semmler-Stollen wurden 32 µg/l „gelöst“ und 2008 µg/l am Schweb gebunden bestimmt.

Typische Grubenwässer aus dem Erzgebirge haben einen vergleichsweise moderaten pH-Wert im Bereich 6-7. Sie enthalten Uran-Gehalte in der Größenordnung von 2000 µg/l (ca. 18 Bq/l), wenige µg/l Thorium und ca. 0,1 - 3 Bq/l an Ra-226. Aus dem deutlichen Ungleichgewicht

zwischen der Uran- und der Radium-Aktivität wird die hohe Mobilität von Uran gegenüber Thorium und Radium deutlich. Die Gehalte an Po-210 und Pb-210 sind vor allem von den Ausgasungsbedingungen für das Radon abhängig. Pa-231 und Ac-227 sind wichtige Töchternuclide des Uran-235. Deutlich erhöht sind fast immer die Arsengehalte mit Werten zwischen 100 und 6000 µg/l (Grenzwert der TrinkwV ab 1.1.1996: 10 µg/l) und die Eisengehalte (bis zu mehreren mg/l) sowie verschiedene Schwermetalle (Zn, Cd, Cu, Cr und Pb). Typisch sind auch erhöhte Cl-gehalte um 100 mg/l sowie Sulfat-Gehalte von 400 bis 1000 mg/l.

Bezüglich der Wasserbeschaffenheit nach der Flutung ist ganz entscheidend, ob das gesamte Grubengebäude geflutet wird, oder ob ein Teil des Grubengebäudes ungeflutet bleibt. Dieses tritt immer dann auf, wenn die Entwässerung des Grubengebäudes oder Teile des Grubengebäudes durch Stollen erfolgte respektive erfolgt. Bleibt ein Teil des Grubengebäudes ungeflutet, so wird auch ohne aktive Bewetterung Luftsauerstoff in den Auffahrungen zirkulieren. Damit können Sickerwässer die als Tropfwässer in ungefluteten Grubengebäudeteile auftreten aus Restvererzungen vor allem solche Metalle lösen, die unter oxidierenden Bedingungen besser löslich sind. Dies sind sulfidische Vererzungen und in besonderem Maße auch Uranminerale. Dennoch darf die Mobilisierbarkeit von geogenen Radionukliden durch Regen- und gering mineralisiertes Grundwasser nicht überschätzt werden. Eluationsversuche von KLINGEL et al. (1995) konnten zeigen, daß die wasserlöslichen Anteile von Radium aus Haldenmaterial gemäß FÖRSTNER & CALMANO (1982) unter 1% betrugen. Für Uran wurden ca. 2% bestimmt. Rechnet man allerdings den austauschbaren und carbonatisch gebundenen Anteil hinzu ergeben sich mobilisierbare Anteile von 10-30 % für Uran und 35 bis 45 % für Radium.

Probennahmen an sauren Grubenwässern in Ronneburg (DEISSMANN et al. 1995) zeigten, daß selbst in sauren Grubenwässern (pH = 2,5) eine Membranfiltration notwendig ist. Es zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen einer unfiltrierten und einer mit 0,45 µm filtrierten Probe für die Elemente As, Fe, U und V. Die unfiltrierte Probe enthielt ca. 20 % mehr Uran als die filtrierte Probe. Keine signifikanten Unterschiede ergaben sich bei diesen extremen pH-Werten u.A. für die Elemente Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Sr und Zn. Nicht eindeutige Ergebnisse ergaben sich hinsichtlich Pb.

SCHLEICH et al. (1995) ermittelten als Hintergrundwerte in Waldböden des Erzgebirges U-238 Aktivitäten von 0,06 Bq/g. Dabei wurden keine Ungleichgewichte zwischen U-238 und Ra-226 festgestellt. Somit ist auch U-238 im Gleichgewicht mit Th-230. Pb-210 war dagegen um einen Faktor von 13 in 2 cm Bodentiefe angereichert. Die Pb-210 Anreicherung war auf die obersten 5 cm beschränkt und ist eine Folge des Radon-Zerfalls in der Atmosphäre. In der Zerfallsreihe des Th-232 wurden ebenfalls keine Ungleichgewichte in den Böden festgestellt.

3. Methodisches Vorgehen

Die im Oberbergamt Freiberg und allen weiteren sächsischen Bergämtern sowie im Wismut Archiv in Chemnitz vorhandenen Daten wurden hinsichtlich der Flutungen der drei Bergbaureviere durchsucht. Alle relevanten Daten wurden nach einem einheitlichen Schema erfaßt.

Die an verschiedenen Instituten der Technischen Universität Bergakademie Freiberg vorhandenen unveröffentlichte Berichte, Diplomarbeiten und Dissertationen wurden im Hinblick auf das Flutungsthema überprüft. Dies gilt gleichermaßen für das Landesamt für Geologie und Umwelt und Nachfolgeorganisation ehemaliger DDR-Einrichtungen.

Die Wasserversorgung Schönfeld war einer der drei Teststandorte. Dort wurden seit Beginn der Wasserförderung Messungen hinsichtlich der Grubenwasserqualität durchgeführt. An den drei Standorten wurden nach den örtlichen Gegebenheiten Wasser- und Sedimentproben genommen und analysiert. Die Sedimentproben wurden - soweit technisch möglich - horizontal entnommen. Bezüglich der Wasserproben wurden Tropfwasser, Grubenwasser, Röschenwasser und Bachwasser beprobt.

Es wurde eine Bestandsaufnahme der anorganischen, organischen und radioaktiven Belastung der Grundwässer an den drei Gruben durchgeführt. Die Bestandsaufnahme betraf die Parameter Hauptinhaltsstoffe, Metalle, Radionuklide und DOC/TOC. Für die Analytik wurden Spektrometrie, AAS, ICP/MS und C_{org} -Oxidation mit IR-spektrometrischer Detektion zur Bestimmung des Summenparameters DOC/TOC eingesetzt. Mineralphasen in den Sedimenten wurden mittels Röntgendiffraktometrie, Röntgenfluoreszenz und Rasterelektronenmikroskopie untersucht.

Mit dem Stollenwasser der Grube Niederpöbel (pH 6.5) wurde ein Vergleich zwischen mit 0,45 µm membranfiltriertem Wasser und direkt ansäuertem Wasser gemacht. Dabei zeigten sich erhebliche Unterschiede, die belegen, daß bei den Elementen U, Pb, Fe, As und Al ein signifikanter Anteil partikulär oder kolloidal gebunden ist:

Tab. 3.1: Konzentrationsunterschiede zwischen unfiltrierten und membranfiltrierten Proben

(µg/l)	U	Pb	Fe	As	Al
0,45 µm filtriert	10	0,2	< 40	5	0,4
unfiltriert	12	4	88	38	0,76

Keine Unterschiede wurden gefunden hinsichtlich der Hauptinhaltsstoffe. Weitere Schwermetalle wurden nicht untersucht.

Thermodynamischen Berechnungen wurden mit dem Programm PhreeqC (PARKHURST 1995) durchgeführt. PhreeqC ist eine Weiterentwicklung auf Basis des Programms Phreeqe, das seit 1980 existiert. Gegenüber Phreeqe hat PhreeqC eine Reihe von Verbesserungen bzw. neuen Features:

■ Inverse Modellierung (Reaktionspfade)

- Berücksichtigung von mineralisch gebundenem Wasser
- Interaktion mit Gasen in offenen und geschlossenen Systemen
- parallele Eingabe verschiedener Species möglich (z.B. NO_2 , NO_3 und NH_4)
- Angabe eines Redox-Paares statt E_H -Wert
- Kationenaustausch verbessert
- Oberflächenkomplexierung
- einfaches advektives Transportmodul (Mischzellenmodell)
- Eingabeformat verbessert
- Lösungsalgorithmus verbessert
- Dynamische Allocation des Speicherbedarfs
(Limitationen Species, Minerale etc. aufgehoben)

PhreeqC benutzt wie Phreeqe die Ionendissoziationstheorie zur Berücksichtigung des nicht-idealen Verhaltens aquatischer Lösungen in Abhängigkeit von der Ionenstärke. Mit Hilfe der Davies-Gleichung oder der Wateq-Debye-Hückel-Gleichung können Wässer mit Ionenstärken bis zu 0,5 respektive 1 mol/l modelliert werden. Eine Variante von Phreeqe wie Phrqpit, die statt der Ionendissoziationstheorie die Pitzer-Gleichungen verwendet, gibt es nicht. Ein wesentliches Problem besteht in der Inkonsistenz der verfügbaren thermodynamischen Daten (Dissoziationskonstanten, Löslichkeitsprodukte, Enthalpien), da sie von unterschiedlichen Experimenten stammen.

Oberflächenkomplexierung wird in PhreeqC mit Hilfe der Vorstellung diffusiver Doppelschichten (DZOMBAK & MOREL 1990) und nicht-elektrostatischer Oberflächenkomplexierung (DAVIS & KENT 1990) behandelt. Da die experimentelle Datenbasis auch in diesem Bereich noch verbesserungswürdig ist, sollte dieses Tool im Sinne einer Sensitivitätsanalyse verwendet werden.

4. Geologische und bergbauliche Verhältnisse der Untersuchungsgebiete

Abbildung 4.1 zeigt in einem Ausschnitt aus der Geologischen Karte (M 1 : 100.000) des metallogenetischen Kartenwerkes Erzgebirge - Vogtland (HOTH & TISCHENDORF, 1982) eine Übersicht zu Position und Gliederung der ca. 500 km² großen vulkanogenen Einbruchszone, des Altenberger Senkungsfeldes bzw. der Altenberger Scholle, des Freiberg - Fürstenwalder Kristallinblocks und die Situation der drei Untersuchungsgebiete Schönfeld, Bärenhecke-Johnsbach und Schmiedeberg-Niederpöbel. Das kristalline Fundament wird hauptsächlich von jungproterozoischen Gneisen des Metagrauwackenkomplexes (PR3Pr und Pm) aufgebaut. In grabenbruchartigen Teilschollen blieben bei Schönfeld - Hermsdorf - Rehefeld kambrische Phyllite (ϵ_{Hd}) erhalten, die diskordant von den oberkarbonischen vulkanogen sedimentären Bildungen der Schönfelder Schichten (Cs) überlagert werden.

Das Kartenbild wird dominiert von sauren Vulkaniten und Subvulkaniten (Reihenfolge von den ältesten zu den jüngsten):

- dem Schönfelder Porphyr (λCs),
- dem über 20 km NNW-SSO-streichenden Teplice-Vulkanitkomplex (λCst),
- den mächtigen Mikrogranitgängen (π) von Flaje-Frauenstein im W, NW und Altenberg-Frauendorf im O,
- den bis in subvulkanisches Niveau intrudierten Graniten des jüngeren Intrusivkomplexes (γ' Schellerhauer Granitmassiv, Granite von Sadisdorf, Altenberg, Zinnwald)

Bergwirtschaftlich ist das Gebiet in erster Linie durch seinen jahrhundertlang auf deutscher und tschechischer Seite bei Krupka, Zinnwald-Cinovec, Altenberg, Sadisdorf, Falkenhain betriebenen Zinnerzbergbau bekannt, darunter in Altenberg als einer der weltgrößten Zinnerzlagerstätten. Demgegenüber spielte die Gewinnung von Steinkohle, Eisen-, Kupfer-, Silber- und Uranerzen eine nur untergeordnete Rolle. Die Uranerzführung des Gebietes ist hauptsächlich an komplexe hydrothermale Erz- / Spatgänge des spät- und postvariszischen Mineralisationszyklus gebunden.

4.1 Steinkohlenvorkommen Schönfeld

Das ca. 0,5 km² große Abbaufeld des seit 1937 auflässigen „Anthrazitkohlenwerkes“ liegt z.T. unter, überwiegend unmittelbar östlich der Ortslage Schönfeld/ Weißeitzkreis in Geländehöhen von ca. 640 - 710 mNN zwischen den tief (570 mNN) eingeschnittenen Tälern der Wilden Weißeitz im Westen und des Pöbelbaches im Osten (Abbildung 4.1). Mit längeren Unterbrechungen wurden hier von 1761 bis 1937 etwa 10.000 t anthrazitischer Steinkohle gefördert und i.w. in den Kalkwerken bei Hermsdorf und Rehefeld-Zaunhaus zum Kalkbrennen eingesetzt. Das Steinkohlenvorkommen war durch zwei Stollen (Tiefer Hilfe Gottes Stollen und Oberer Stollen), die im mittleren bzw. oberen Teil der Ortslage ansetzten, durch den Neuschacht und durch dort mit vertikalen Abständen von 12 m aufgefahrene Sohlen aufgeschlossen. Wasserwirtschaftlich genutzt (Trinkwasser) wird das über den unteren Stollen ablaufende Grubenwasser.

Die oberkarbonischen Schönfelder Schichten lagern diskordant dem Kristallin auf. Sie bilden bei Schönfeld eine etwa N-S streichende Mulde, deren Achse flach nach Nord einfällt. Die vulkanogen-sedimentäre Folge wird gegliedert in:

- nachporphyrische Stufe (Gneis- und Porphyrkonglomerate, Tuffe/Tuffite, Kohlesand- und -tonsteine, Kohleflöze)
- Schönfelder Porphyry
- vorporphyrische Stufe (Gneiskonglomerate, untergeordnet Sandsteine, Kohletonsteine)

Die Steinkohleföhrung ist an die nachporphyrische Stufe gebunden und räumlich auf den Westflügel der Mulde im Bereich von Schönfeld begrenzt. Nördlich der WSW-ONO streichenden Störungszone (Abbildung 4.1) sind die Sedimente der nachporphyrischen Stufe erodiert.

4.2 Uranerzvorkommen Bärenhecke-Johnsbach

Südlich der Ortslage Johnsbach wurde durch die Wismut im Hangenden der Ostrandstörung des mächtigen Granitporphyrganges von Altenberg-Oberfrauendorf eine wie die Randstörung NNW-SSO streichende, steil nach O einfallende hydrothermale Gangstruktur mit Quarz-Hämatit- und Quarz-Uran-Mineralisation erkundet und z.T. abgebaut. Der Gang war bergmännisch durch mehrere Schächte (Scht 1 - 4, 293), Querschläge und Gangstrecken auf 5 Sohlen bis etwa 130 m unter Gelände aufgeschlossen. Wasserwirtschaftlich zur Trinkwassergewinnung genutzt wird der Schacht 1 (Abbildung 4.2).

In ähnlicher Position wurden bei Spatsucharbeiten weiter südlich im Bärenhecker Tal 140 - 200 m östlich der Ostrandstörung innerhalb eines NNW-SSO streichenden Lamprophyrgangschwarmes fluoritreiche komplexe Gänge der qsf/flq - Folgruppen nachgewiesen.

Das Uranerzvorkommen bei Bärenhecke liegt etwa 1 km östlich des Johnsbacher Vorkommens, wie dieses in oberproterozoischen Gneisen der Medenec-Folge. Die durch Altbergbau (St. Christoph-Fundgrube) bekannten, komplex mineralisierten hydrothermalen Gangstrukturen (qsf-, qu-, flq-Folgrupppe) des etwa 0,3 km² großen Gangfeldes streichen

SSW-NNO und SW-NO. Sie fallen überwiegend nach W, also auf o.g. Randstörung gerichtet ein (Abbildung 2). Wasserwirtschaftlich genutzt wird Stollenwasser und Grundwasser einer Schotterterrasse über dem Grubenfeld.

4.3 Uranerzvorkommen Schmiedeberg/Niederpöbel

Das Vorkommen liegt randlich des Ortsteiles Niederpöbel der Gemeinde Schmiedeberg im Weißeritzkreis.

Die Uranerzföhrung des seit 1952 auflässigen Perlschachtreviers ist an ein kompliziertes System polyformationell (postvariszisch, saxonisch) mineralisierter, SSW-NNO-, SSO-NNW- und SW-NO streichender hydrothermaler Erz- und Spatgänge gebunden (Abbildung 4.3). Das Gangsystem setzt in Gneisen (Typen Gm und Dichte Gneise) der proterozoischen Medenec-Folge über der Nord- und Ostflanke einer verdeckten Granithochlage auf. KUSCHKA (frdl. mdl. Mitteilung) unterscheidet i.w. Polymetalle-Erzgänge (qsf-Folgen-gruppe), Uran-Karbonat-Erzgänge (qu-Folengruppe), Ankerit-Fluorit-Gänge (Folengruppe krsfsb und flq), Baryt-Fluorit-Gänge (Folengruppen hmiba, bafl) sowie BiCoNi-Erzfälle auf Gangkreuzen.

Bergmännisch war das Revier durch mehrere Stollen, Tages- und Blindschächte sowie durch Querschläge und Gangstrecken auf 7 Sohlen bis zum Niveau +420 mNN (100 - 150 m u.Gel.) aufgeschlossen. In der kurzen Uranerzbergbauperiode wurden etwa 50 t Uran gewonnen.

5. Diskussion der ermittelten Ergebnisse

Die Ergebnisse der analytischen Untersuchungen wurden nach den in der Geochemie üblichen Verfahren unter Berücksichtigung der ökologischen Zielstellung der Arbeiten rechnergestützt ausgewertet.

Eine Übersicht über die berücksichtigten Richt- und Grenzwerte geben die Tabellen 5.1 und 5.2.

Tabelle 5.1: Übersicht über wichtige Richt- und Grenzwerte für Böden/z.T. Sedimente (Metalle (in ppm) und Radium (in Bq/g) im Boden)

			U	Ra	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Niederländische Liste		S-Wert				29	200	0,8	20	100	36	0,3	10	35	85	140
		I-Wert				55	625	12	240	380	190	10	200	210	530	720
LÖLF-Liste						20		1			100			100	300	500
KLOKE-Liste			5			20		3	50		100			50	100	300
EICKMANN&KLOKE	multifunktionale Nutzung	BW I				20		1			50			40	100	150
	landwirtsch. Nutzung	BW II				40		2			50			100	500	300
		BW III				50		5			200			200	1000	600
	Gewerbeflächen	BW II				50		10			500			200	1000	1000
	versiegelt, bewachsen	BW III				200		20			2000			500	2000	3000
SSK-Empfehlung	multifunktionale Nutzung		16	0,2												
	als Industriestandort		80	1												

Tabelle 5.2: Übersicht über wichtige Richt- und Grenzwerte für Wasser (Metalle (in µg/l), Radium (mBq/l), Sulfat, Chlorid, Nitrat (mg/l) im Wasser)

		U	Ra	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn	SO ₄	Cl	NO ₃
EG/WHO					10	100	3		50	3000	1			10	5000			
US EPA		44	130		50	1000	10		50	1000	2	100		5	5000			10
Canada		100			25	1000	5		50	1000	1			10	5000			
Niederländische Liste	S-Wert				10	50	0,4	20	1	15	0,05	5	15	10	65	150	100	5,6 (mg N/l)
	I-Wert				60	625	6	100	30	75	0,3	300	75	625	800			
TrinkwV				0,2	10	1000	5		50	3000	1		50	40	5000	240	250	50
höchstzulässige Werte Vorgabe Wismut GmbH Crossen		100	200		60		10	150		60			75	60	1500	500		

Da für Sedimente zumeist keine gesonderten Richt- und Grenzwerte existieren (außer Niederländische Liste), wurden sinn gemäß die Werte für Böden als Orientierung angenommen. In der Trinkwasserverordnung der Bundesrepublik Deutschland sind keine Grenzwerte für Uran und andere radioaktive Stoffe angegeben. Es wird lediglich bestimmt, daß die Gesamtaufnahme pro Jahr (Wasser und Nahrung) 0,3 mSv nicht überschreiten soll.

5.1 Schadstoffbelastung der Grubenwässer

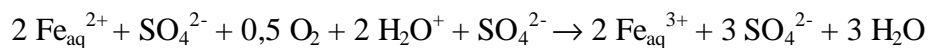
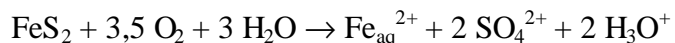
In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der analytischen Untersuchungen elementweise für die untersuchten Grubenwässer dargestellt und diskutiert. Ein Vergleich der gemessenen Werte mit den entsprechenden Richt- und Grenzwerten kann den Tabellen 5.1 und 5.2 entnommen werden.

Bei den aus dem Vorkommen Bärenhecke - Johnsbach und Schmiedeberg - Niederpöbel entnommenen Grundwasserproben handelt es sich zumeist (mit Ausnahme der TWA Johnsbach) um Wässer des Typs Ca-Mg-SO₄-(HCO₃) (Abbildungen 5.1 bis 5.3). Der Anteil an Sulfat wird auf die Pyritführung der wasserführenden Gesteine zurückgeführt. Durch nachfolgend beschriebene Oxidationsprozesse sind die Sulfatgehalte erklärlich.

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für einen beschleunigten **Umsatz** von Metallsulfiden ist der Kontakt zwischen **Mineraloberfläche** und den a priori vorhandenen Bakterien der Gattung **Thiobacillus**. Diese Mikroorganismen sind immer dort vorhanden, wo zur Oxidation sulfidischer Minerale genügend Sauerstoff vorhanden ist, was hier durch die Bergbautätigkeit und damit der Schaffung offener Grubenbaue und Freilegung von pyritischen Oberflächen gegeben ist. Der Sauerstoffzutritt in die Grube ist nicht limitiert, d.h., die Pyritoxidationsgeschwindigkeit wird nicht durch Diffusion (wie z.B. in wassererfüllten Grubenbereichen) kontrolliert und bakterielle Prozesse können daher uneingeschränkt ablaufen.

Zur Zeit existieren zwei Vorstellungen, wie Pyrit oxidiert werden kann.

Beim direkten Umsatz laufen folgende Brutto-Reaktionen ab:



Es gibt aber auch einen Reaktionsmechanismus, bei dem der direkte Mineralkontakt nicht den ersten Schritt zur Oxidation darstellt (indirekte bakterielle Oxidation).

In der Initialreaktion werden durch Dissoziation des Pyrites und/oder durch Oxidation des Sulfidschwefels Eisen(II) - Ionen freigesetzt.



Abbildung 5.1: Piperdiagramm für die Wässer des Untersuchungsgebietes Bärenhecke-Johnsbach (rote Punkte), schwarze Punkte stellen die restlichen Analysenwerte dar

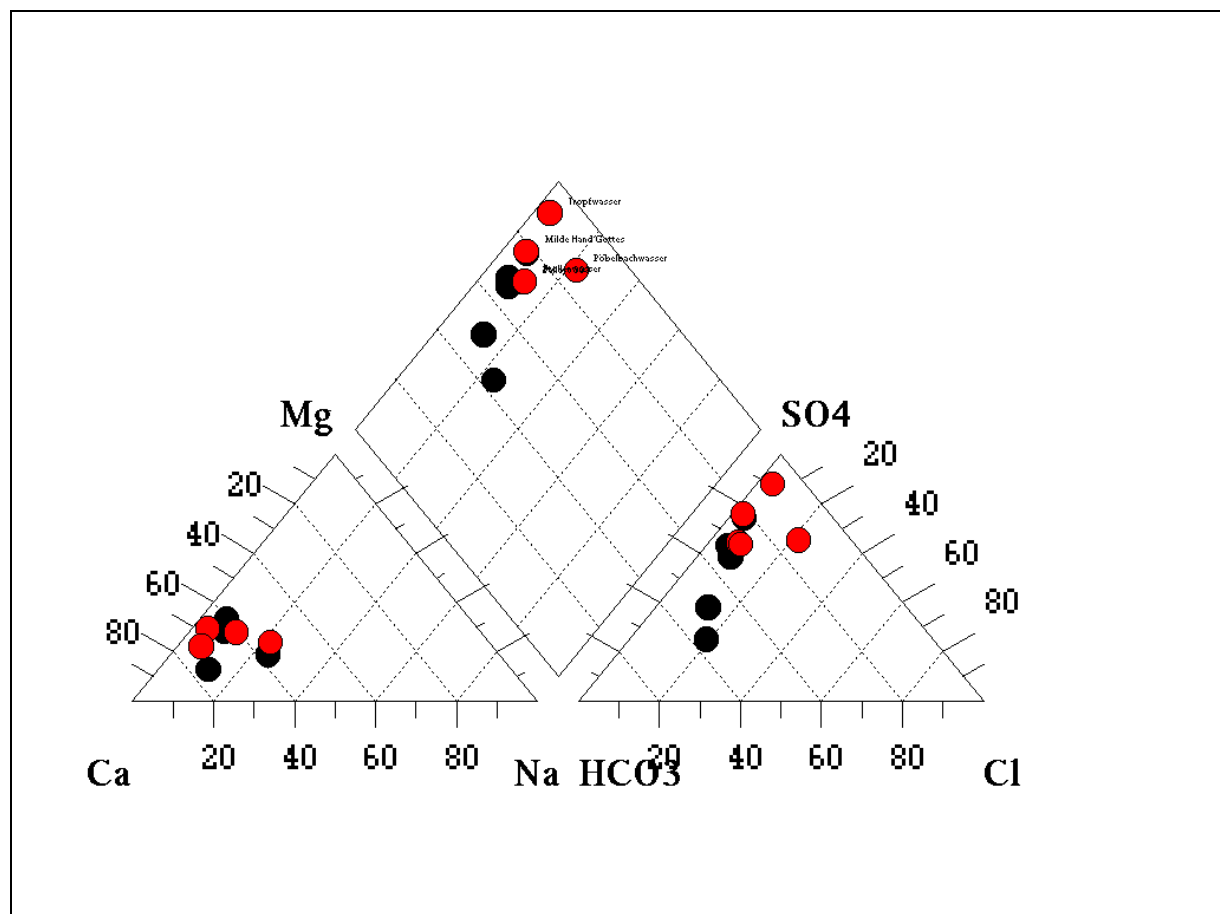


Abbildung 5.2: Piperdiagramm für die Wässer des Untersuchungsgebietes Schmiedeberg-Niederpöbel (rote Punkte), schwarze Punkte stellen die restlichen Analysenwerte dar

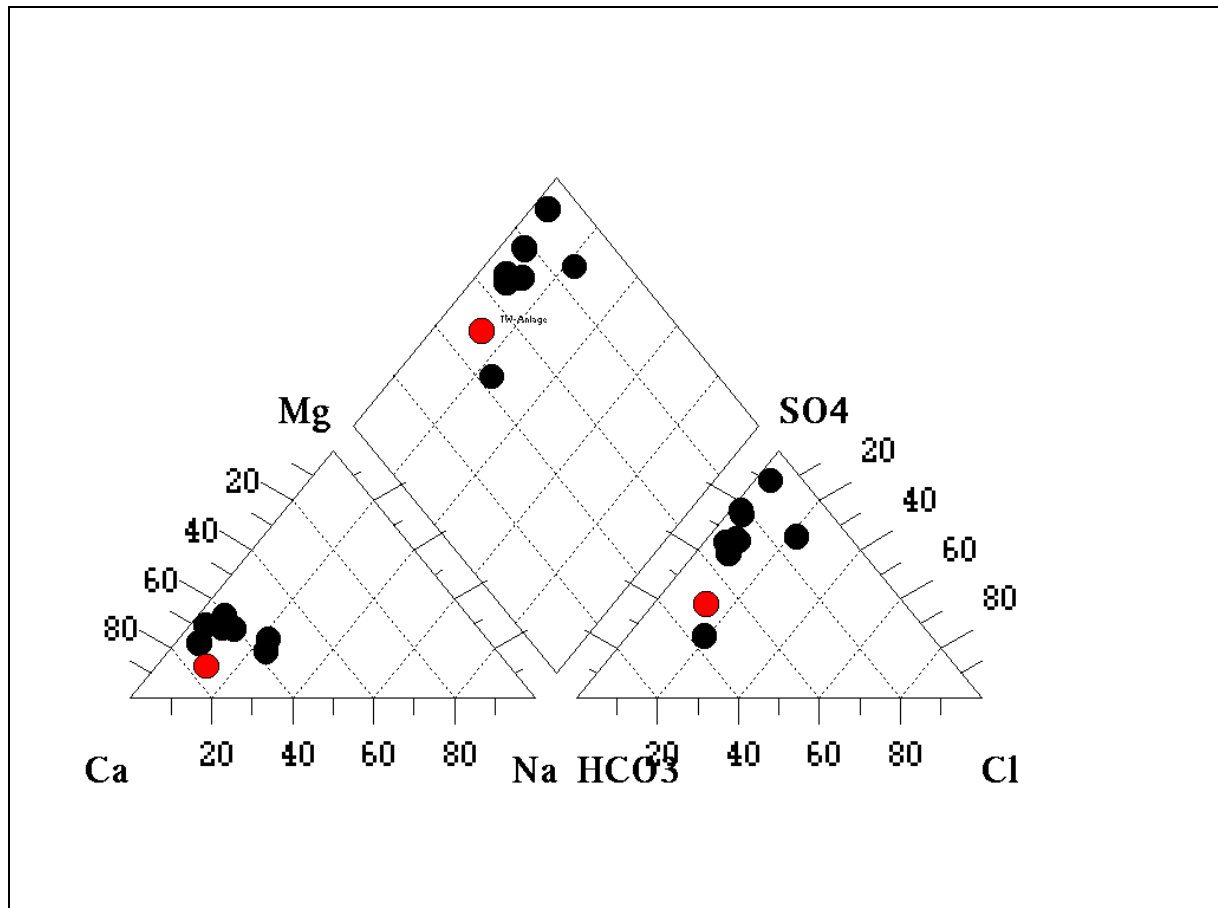


Abbildung 5.3: Piperdiagramm für die Wässer des Untersuchungsgebietes Schönfeld (rote Punkte), schwarze Punkte stellen die restlichen Analysenwerte dar

5.1.1 Beurteilung der heutigen Schadstoffbelastung der abfließenden Grubenwässer

5.1.1.1 Auswertung der Messung der vor-Ort-Parameter

Im Rahmen der Feldarbeiten wurde eine Dokumentation der vor-Ort-Bedingungen der Wässer durchgeführt. Diese beinhaltete die punktweise Erfassung folgender Daten:

- | | | | |
|-----------|--------------|------------------|--------------------|
| * Trübung | * Geruch | * Leitfähigkeit | * Sauerstoffgehalt |
| * pH-Wert | * Temperatur | * Redoxpotential | |

Die organoleptische Ansprache der Proben war stets ohne auffällige Anhaltspunkte (alle Proben farblos, geruchlos, ohne Trübung oder Bodensatz). Die Angaben zu den gemessenen vor-Ort-Parametern finden sich in der Anlage.

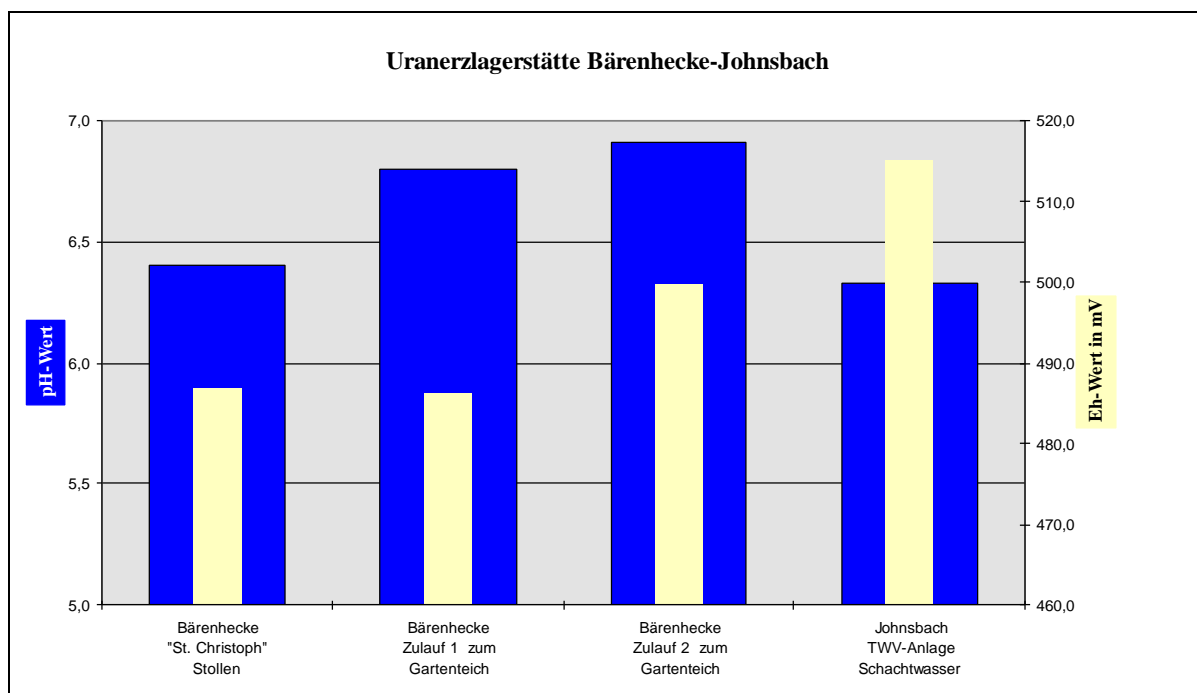
In den Abbildungen 5.4 bis 5.10 sind die rechnerisch ermittelten Durchschnitte der einzelnen Lagerstättenbezirke für die in-situ ermittelten Feldparameter graphisch dargestellt. Minimum, Maximum sowie Durchschnittswerte können der Tabelle 5.3 entnommen werden.

Tabelle 5.3: Statistische Auswertung der ermittelten vor-Ort-Parameter

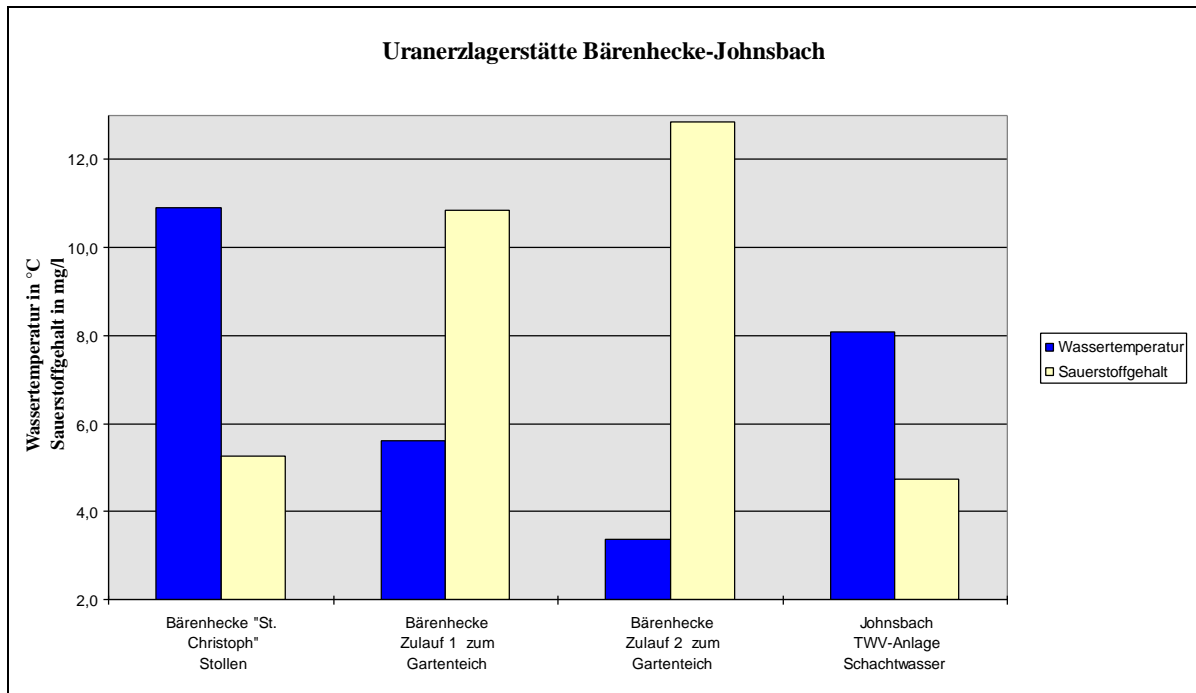
		pH-Wert	Eh-Wert in mV	Leitfähigkeit in µS/cm	Sauerstoffgehalt in mg/l	Wassertemperatur in °C
Bärenhecke "St. Christoph" Stollen						
	Durchschnitt	6,4	486,8	540,0	5,3	10,9
	Minimum	5,6	418,0	502,0	4,2	9,8
	Maximum	6,9	547,0	573,0	6,8	12,5
	Probenanz.	5				
Bärenhecke Zulauf 1 zum Gartenteich						
	Durchschnitt	6,8	486,3	339,3	10,9	5,6
	Minimum	6,8	424,0	240,0	9,2	3,0
	Maximum	6,9	524,0	394,0	12,0	7,7
	Probenanz.	3				
Bärenhecke Zulauf 2 zum Gartenteich						
	Durchschnitt	6,9	499,7	235,0	12,8	3,4
	Minimum	6,8	465,0	195,0	11,4	1,9
	Maximum	7,0	526,0	266,0	14,0	5,2
	Probenanz.	3				
Johnsbach TWV-Anlage Schachtwasser						
	Durchschnitt	6,3	515,0	244,8	4,7	8,1
	Minimum	6,0	387,0	221,0	3,5	7,4
	Maximum	7,1	596,0	343,0	5,9	8,9
	Probenanz.	6				
Niederpöbel Perlschacht Fallort						
	Durchschnitt	6,5	480,3	296,3	2,0	8,7
	Minimum	6,1	373,0	286,0	1,3	8,6
	Maximum	7,1	536,0	311,0	3,0	9,2
	Probenanz.	6				
Niederpöbel Perlschacht Tropfwasser						
	Durchschnitt	6,0	531,2	264,8	10,8	8,2
	Minimum	5,8	462,0	247,0	9,2	7,9
	Maximum	6,2	568,0	277,0	12,0	9,4
	Probenanz.	6				
Niederpöbel Pöbelbachwasser						
	Durchschnitt	6,1	438,6	175,7	13,7	1,5
	Minimum	5,5	287,0	159,0	12,1	-0,2
	Maximum	7,0	500,0	204,0	14,7	2,9
	Probenanz.	7				
Niederpöbel Stollenwasser						
	Durchschnitt	6,5	471,9	296,9	8,2	8,0
	Minimum	6,1	361,0	282,0	6,7	7,3
	Maximum	6,8	547,0	303,0	9,9	8,4
	Probenanz.	7				

(Fortsetzung)

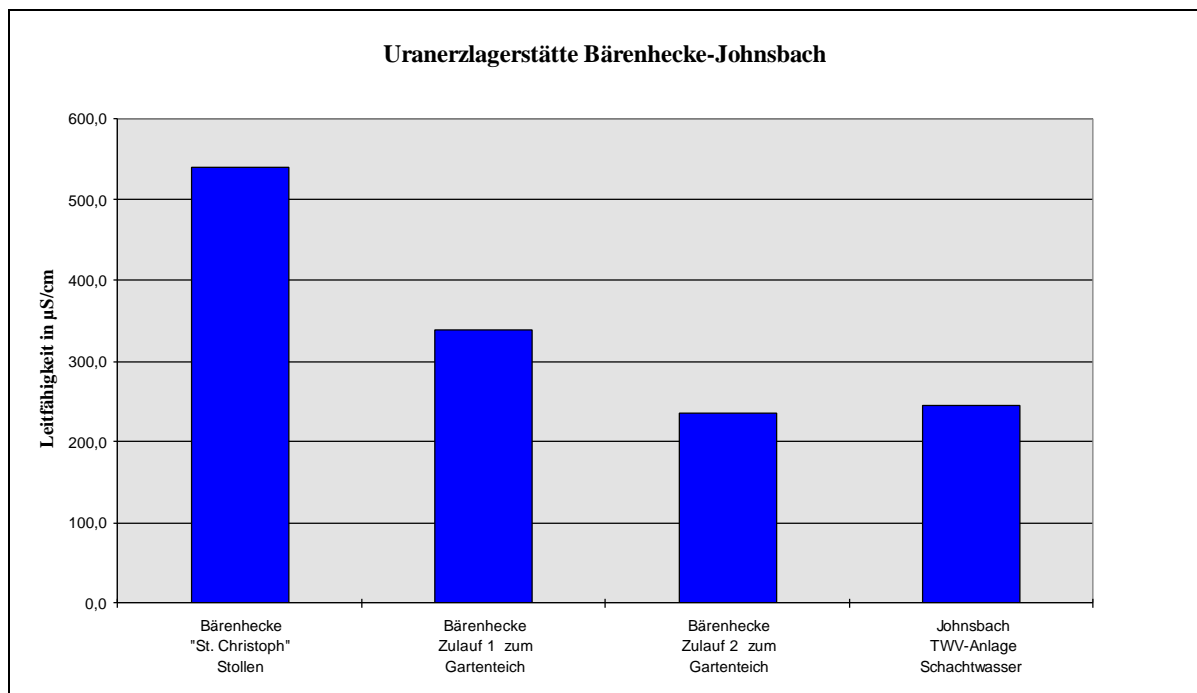
		pH-Wert	Eh-Wert in mV	Leitfähigkeit in $\mu\text{S/cm}$	Sauerstoffgehalt in mg/l	Wassertemperatur in °C
Niederpöbel Stollen "Milde Hand Gottes"						
	Durchschnitt	8,6	353,7	319,5	12,5	4,7
	Minimum	6,6	216,7	219,0	11,0	2,5
	Maximum	10,9	411,0	433,0	14,0	6,9
	Probenanz.	4				
Schönfeld TWV-Anlage						
	Durchschnitt	7,3	423,4	401,6	9,7	7,3
	Minimum	7,1	354,0	354,0	8,7	6,8
	Maximum	7,6	504,0	440,0	10,9	7,8
	Probenanz.	5				



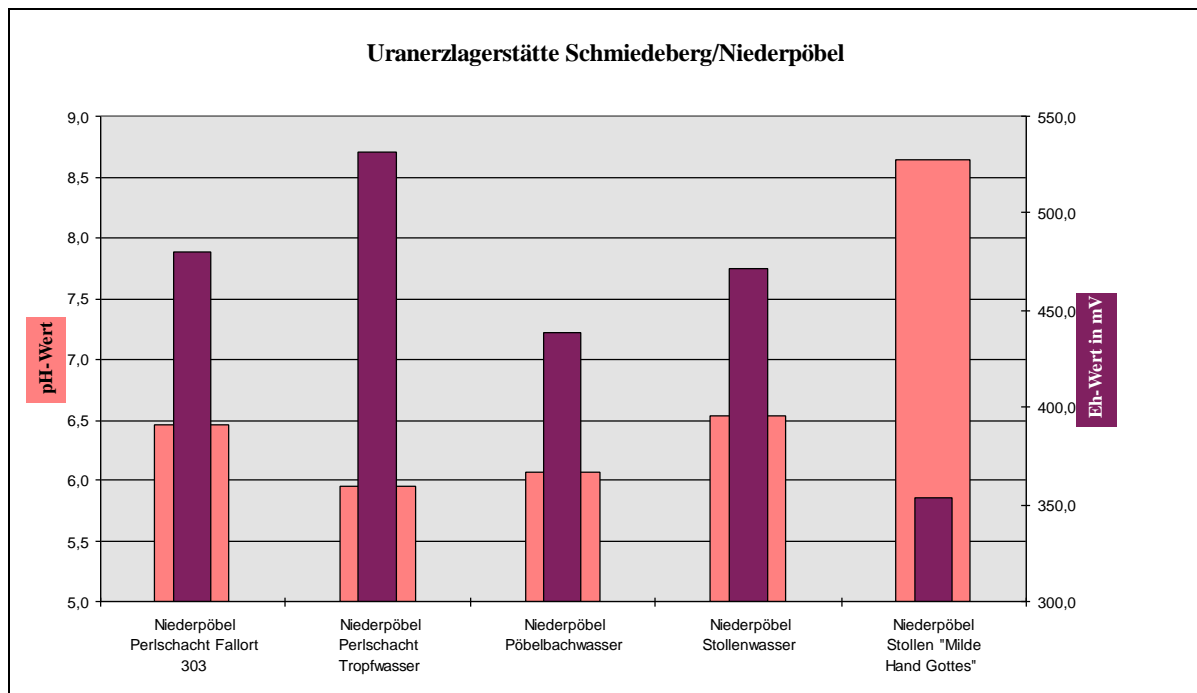
Abbildungen 5.4 bis 5.10: Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere



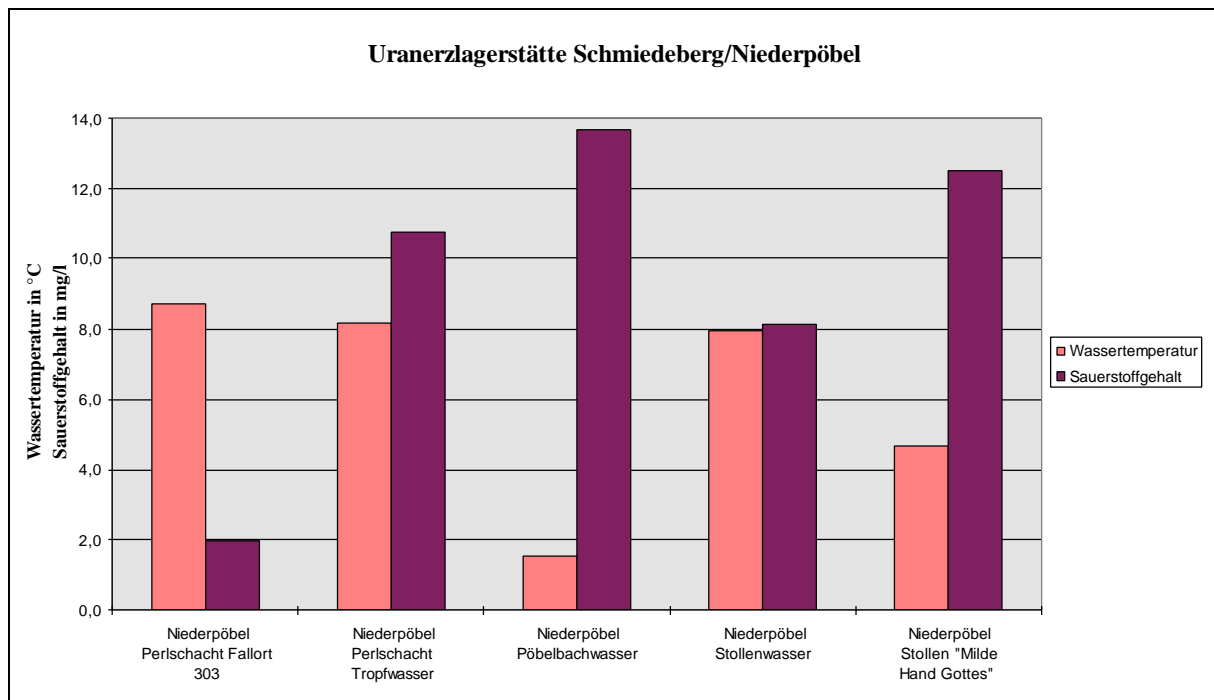
Abbildungen 5.5 Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere



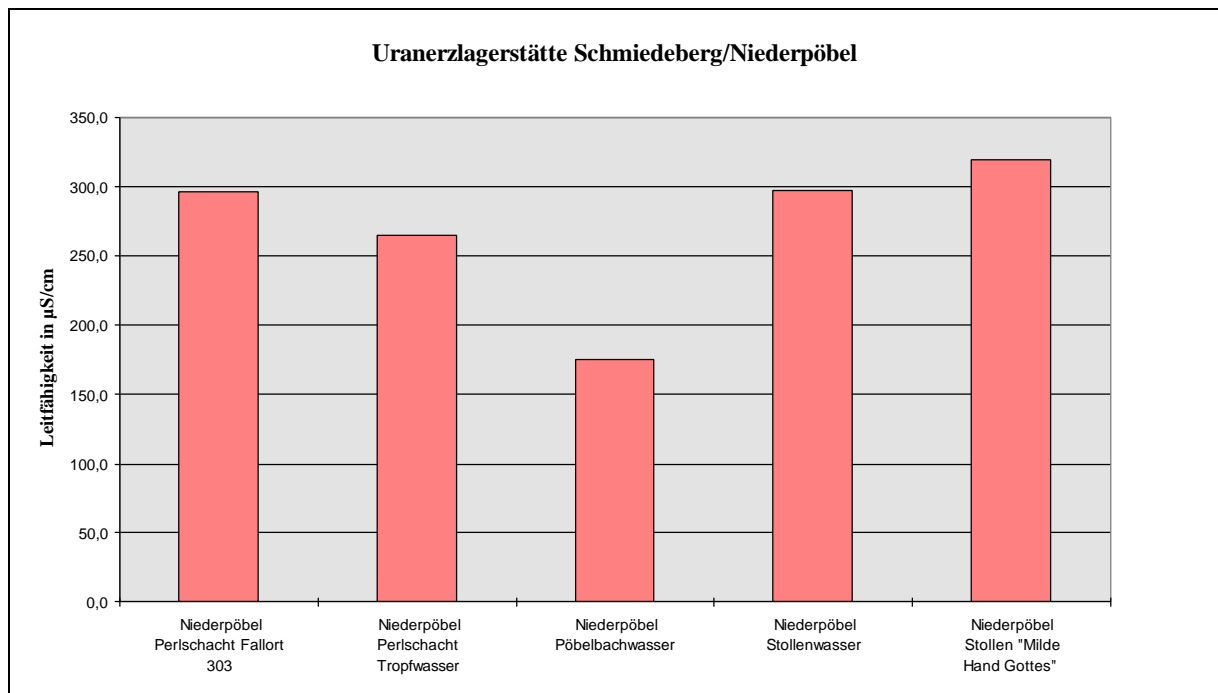
Abbildungen 5.6 Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere



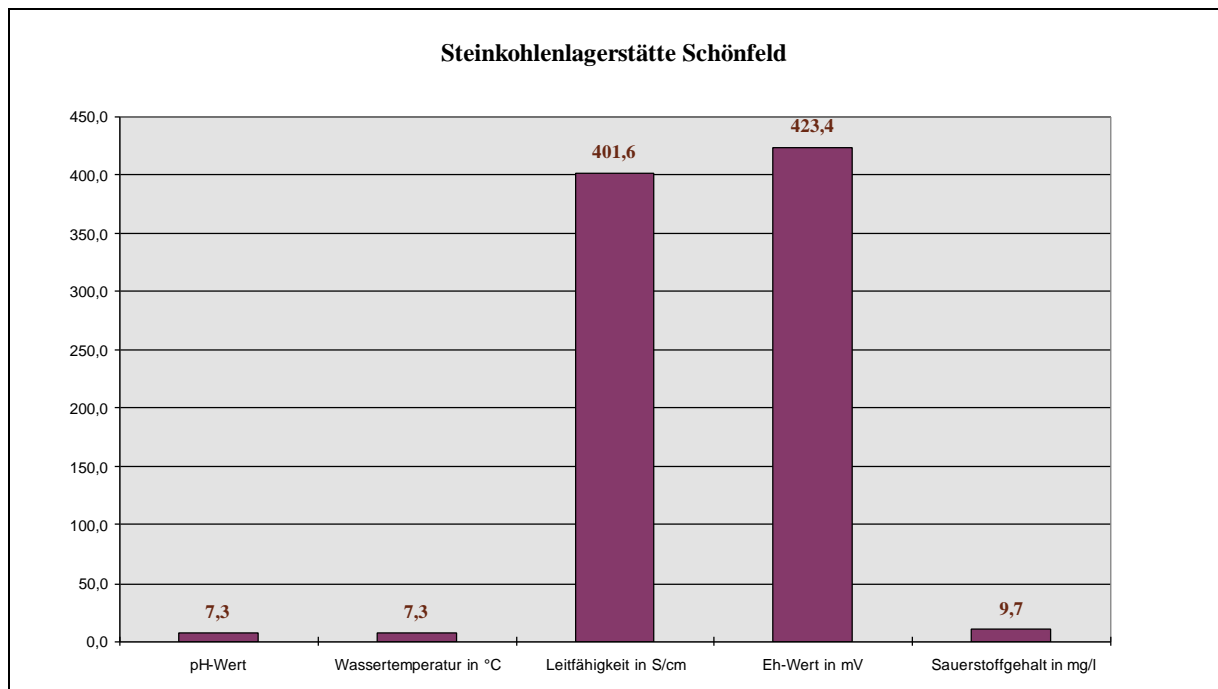
Abbildungen 5.7 Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere



Abbildungen 5.8 Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere



Abbildungen 5.9 Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere



Abbildungen 5.10 Graphische Darstellung der vor-Ort-Parameter der untersuchten Grubenreviere

5.1.1.2 Radionuklidkonzentrationen in den Grubenwässern

Für zwei ausgewählte Proben des Schmiedeberger Reviers (Wasserprobe aus dem Fallort des Perlschachtes und Stollenwasser) wurde die Radionuklidzusammensetzung ermittelt. Die Konzentrationen bewegen sich alle außerhalb eines Gefahrenpotentials. Die Abbildung 5.11 stellt alle ermittelten Radionuklidkonzentrationen graphisch dar.

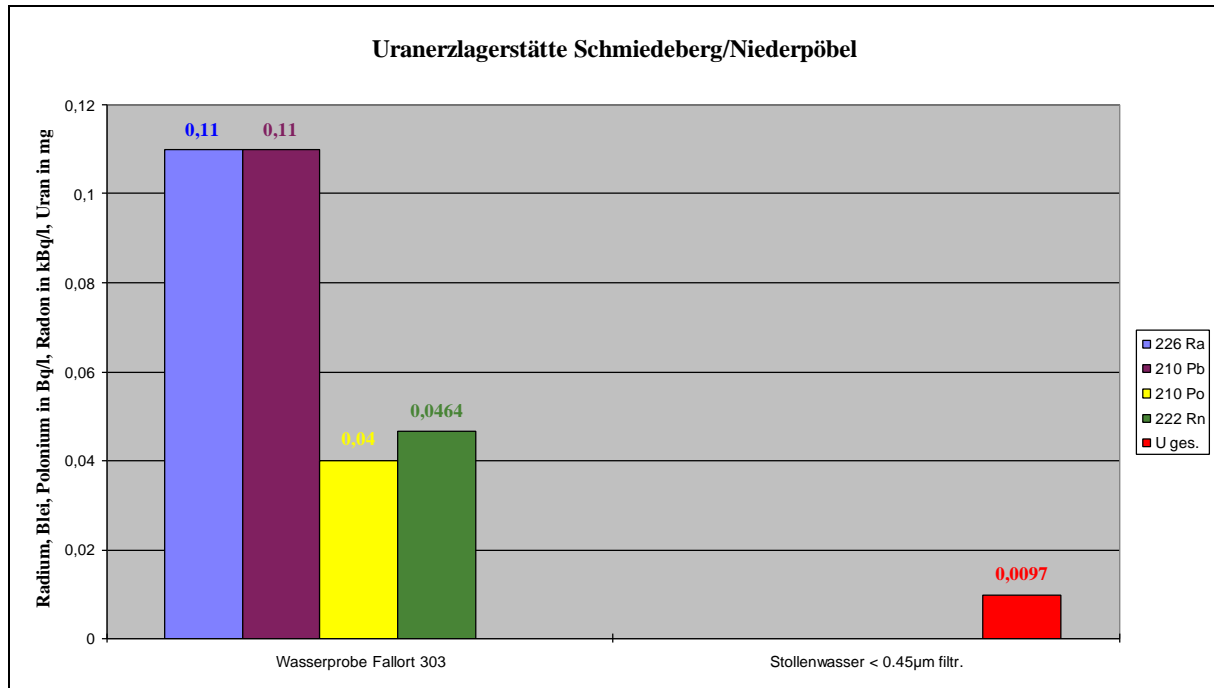


Abbildung 5.11: Radionuklidgehalte ausgewählter Wasserproben

5.1.1.3 Metallgehalte in den Grubenwässern

Ein Vergleich der gemessenen Werte mit den entsprechenden Richt- und Grenzwerten zeigt Tabelle 5.2. Die Elementkonzentrationen im Wasser spiegeln die Herkunft und Verbreitung von Verunreinigungen geringer wider als Sedimente, da aufgrund der meist stärkeren Neigung von Substanzen zur Feststoffbindung ein „memory“-Effekt in den Sedimentablagerungen möglich wird, der zu einer umfassenderen Charakterisierung von Schadstoffanreicherungen durch Einträge aus dem Wasser herangezogen werden kann. Diese Erkenntnis wurde bereits in den vergangenen Jahren an mehreren untersuchten Objekten gewonnen. Da im vorliegenden Forschungsprojekt die chemischen Veränderungen der Grubenwässer im Vordergrund standen, kann anhand der geringen Anzahl untersuchter Grubensedimente (1 Probe aus dem Perlschacht des Grubenreviers Schmiedeberg - Niederpöbel) diese Kommunikation zwischen Schadstoffbelastung im Grubenwasser und -sediment nicht abschließend bewertet werden.

Von Bedeutung ist die Untersuchung der Wasserqualität in den Untersuchungsgebieten, da durch die Änderung des geochemischen Milieus beim Zufluß der Wässer bei der Flutung der Gruben eine Schadstoffanreicherung im Sediment erst möglich wird. So kann der Istzustand der Konzentration an Kontaminanten im Wasser unter derzeitigem E_H -pH-Milieu beschrieben werden und ein Elementaustrag unter veränderten Bedingungen abgeschätzt werden. Solche

potentiellen Freisetzungsprozesse können sich zum Beispiel unter folgenden Bedingungen abspielen:

⇒ stärkerer Einfluß saurer Wässer, lokal aus Schachtabwässern

⇒ natürliche und synthetische Komplexbildner

Im den Abbildung 5.12 sind die Schadstoffkonzentrationen ausgewählter Schwermetalle versus Fließrichtung dargestellt. Sie zeigt für Uran und alle anderen Schwermetalle eine stetige Abnahme über die Fließstrecke. Dies ist vermutlich auf eine Elimination durch Sorption, Fällung und/oder Mitfällung zurückzuführen. Die Arsengehalte liegen im Revier Bärenhecke jeweils unter 5 µg/l während in Schmiedeberg-Niederpöbel Konzentration bis zu 20 µg/l erreicht werden. Bezüglich Uran ist das Verhalten umgekehrt: hier liegen die Urangelte in Schmiedeberg-Niederpöbel unter 5 µg/l und im Revier Bärenhecke-Johnsbach zwischen 60 und 5 µg/l.

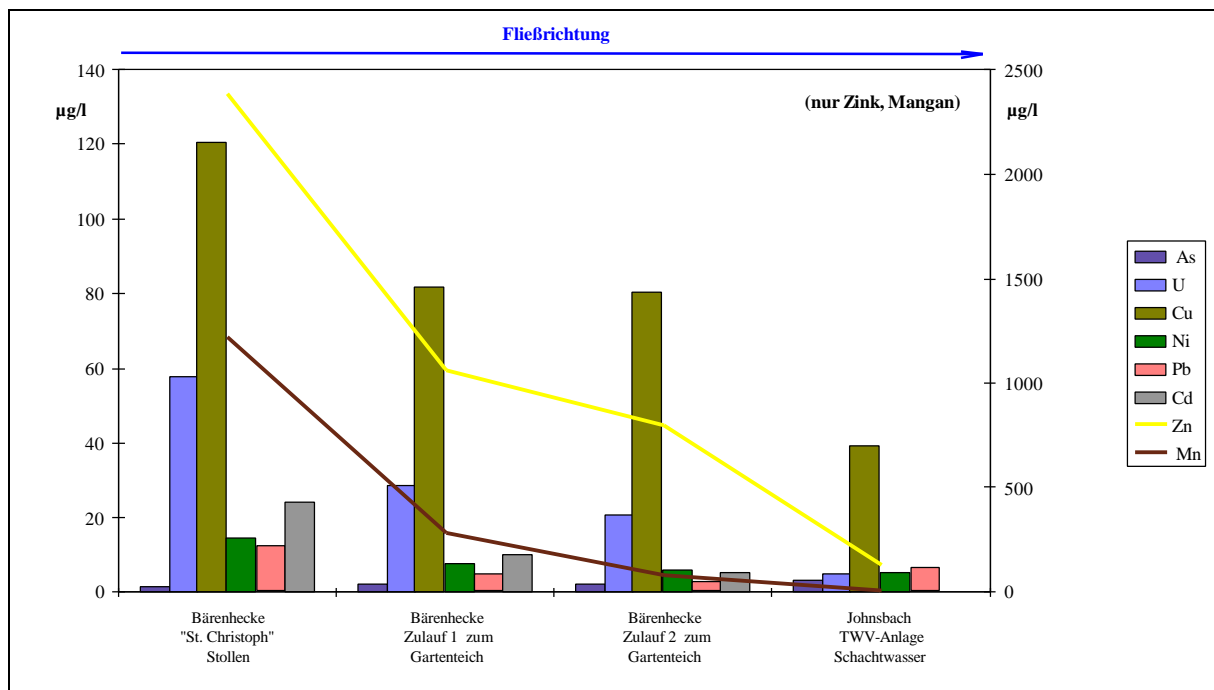


Abbildung 5.12: Metallkonzentrationen im Grubenrevier Bärenhecke-Johnsbach

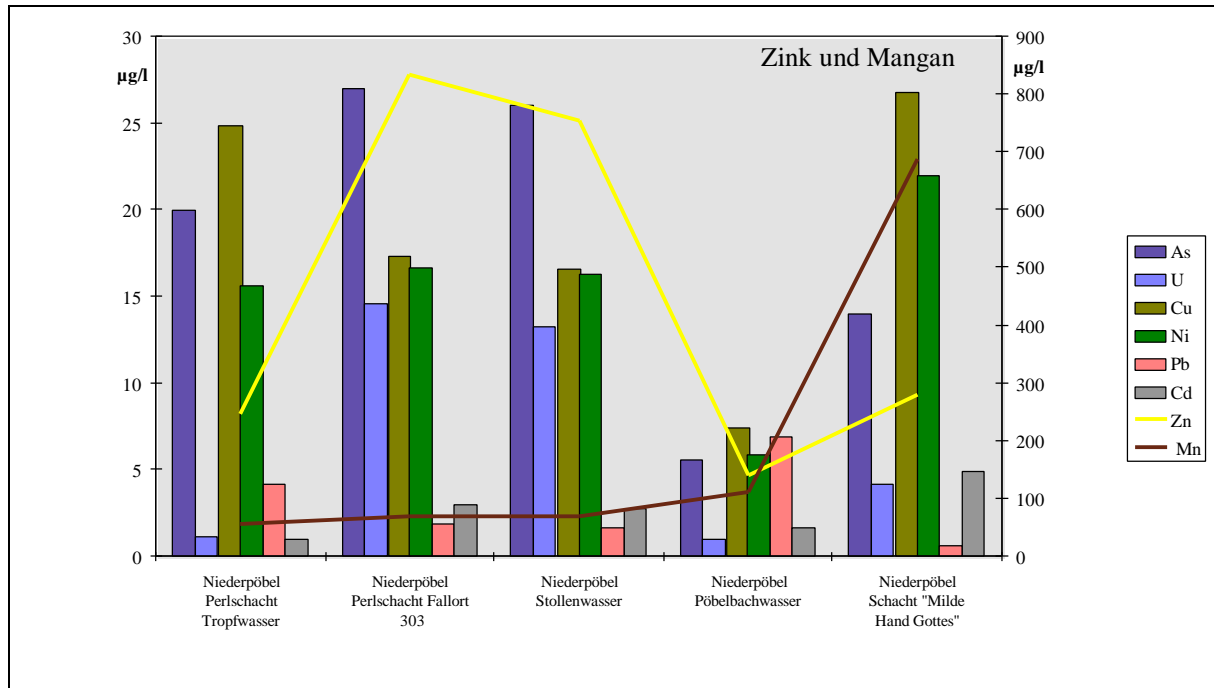


Abbildung 5.13: Metallkonzentrationen im Grubenrevier Schmiedeberg-Niederpöbel

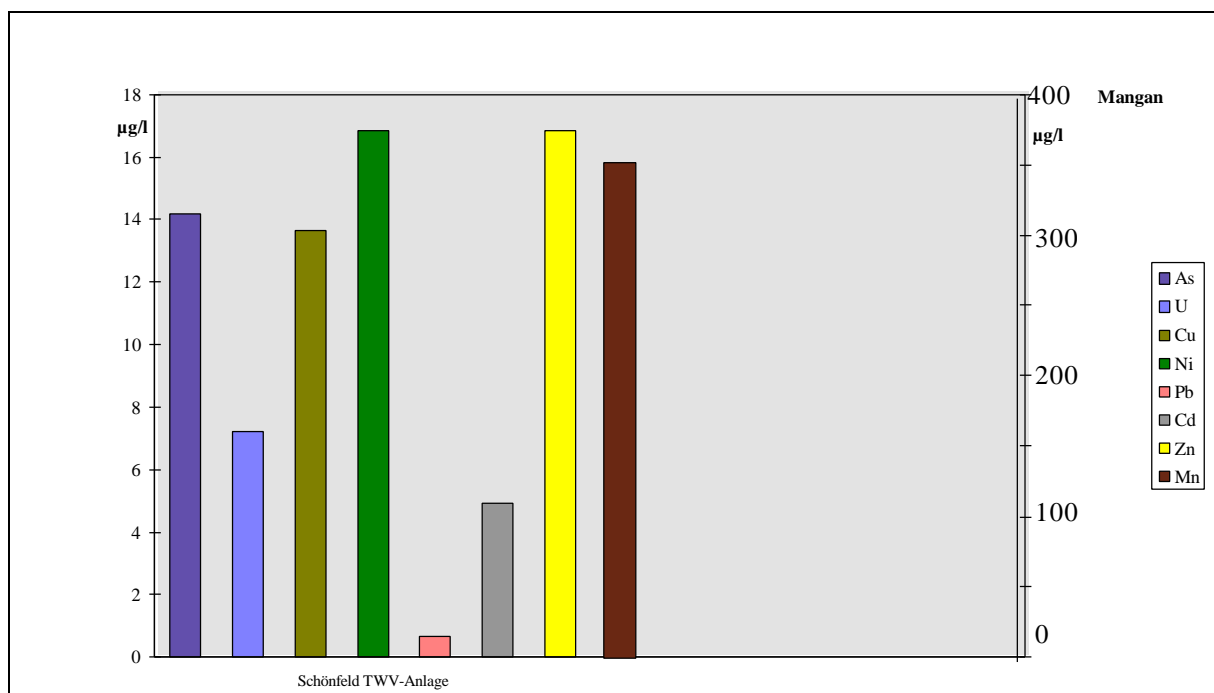


Abbildung 5.14: Metallkonzentrationen im Grubenrevier Schönfeld

Die Konzentrationen an Thorium, Bismut und Silber im Wasser konnten zum großen Teil analytisch nicht mehr erfaßt werden, da deren Gehalte unter der Nachweisgrenze lagen. Weitere Komponenten, wie Antimon, Quecksilber und Selen wurden nach einmaliger Detektion mit gleichbleibender Konzentration in allen Wässern bestimmt. Molybdän, Kobalt, Barium, Strontium und Lithium zeigen ebenfalls in allen untersuchten Wässern kaum

Schwankungen in den ermittelten Gehalten. Damit spielen alle diese aufgeführten Elemente für die Schadstoffbelastung der Wässer eine untergeordnete Rolle.

Ein signifikant hoher Schadstoffeintrag aus den gefluteten Gruben in das Regime der Vorfluter kann vor allem für die Elemente Uran, Arsen, Kupfer, Nickel, Zink und Mangan sowie untergeordnet Blei und Cadmium konstatiert werden. Mit dem Zutritt der Grubenwässer in das Vorflutsystem und den geänderten Bedingungen, wie Wasserführung und geochemisches Milieu, gehen die Schadstoffgehalte in den Vorflutern sehr schnell auf „normale“ Werte zurück.

Auffällig ist, daß die Schadstoffeinträge von Grubenrevier zu Grubenrevier differieren. Das ist aus Kenntnis der geologisch-geochemischen Situation jedes einzelnen Untersuchungsgebietes plausibel. Z.B. ist Steinkohle (Schönfeld) auf Grund des reduzierenden Milieus während seiner Entstehung (Inkohlungsprozeß) in der Lage, die Elemente, Uran, Barium und Strontium anzureichern, die jetzt bei Flutung des Gebietes verstärkt in Lösung gehen können, wie in den Wasserproben nachgewiesen werden konnte.

Ein deutlicher Unterschied in den Metallkonzentrationen ist auch im Vergleich der polymetallischen Vorkommen Schmiedeberg-Niederpöbel und Bärenhecke-Johnsbach erkennbar. Die Erzführung der Lagerstätten unterscheiden sich hinsichtlich der Ausbildung der Folgegruppen. So ist zum Beispiel die Arsenführung des Schmiedeberger Reviers wesentlich höher als die des Bärenhecker Reviers was sich auch in der Arsenführung der gefluteten Grubenwässer ausdrückt. Die verstärkte BiCoNi -Vererzung führte auch zur Anreicherung von chalkophilen Elementen wie Nickel und Molybdän.

Ein zweites möglicherweise wichtigeres Bewertungskriterium im Vergleich der Elementführung der untersuchten Wässer beider Grubenreviere dürfte in den Standorten der Probenahmestellen und damit an den Umgebungsbedingungen liegen. Während die Proben aus dem Schmiedeberger Revier zumeist aus dem Schachtbereich stammen und damit die Grubenwasserzusammensetzung repräsentieren, sind die Wässer des Bärenhecker Reviers stärker durch Sickerwassereinträge aus der Halde über dem Schacht geprägt. Das äußert sich in einer erhöhten Metallführung des Mischwassers (ablaufende Schacht- und Sickerwässer) an vor allem Zink, Kupfer, Cadmium, Blei und Mangan, die durch den verstärkten Angriff der Atmosphärenteilchen Sauerstoff und Niederschlag aus dem Haldeninventar in Lösung gehen konnten (auch erkennbar in den erhöhten Sulfatgehalten). Somit sind die entnommenen Wässer beider Reviere und deren Elementführung nicht unmittelbar miteinander vergleichbar.

5.1.1.4 Konzentrationen an sonstigen Parametern

(Anionen, gelöster organischer Kohlenstoff)

Die Beziehung zwischen den Schwermetallgehalten und den Anionenkonzentrationen (besonders Sulfat) zeigt deutlich, daß es eine kausale Beziehung zwischen diesen Parametern gibt (siehe Abbildungen 5.15 bis 5.17). Durch das gemeinsame Vorkommen in der Halde ist zusätzlich zum adsorptiven Transport im Wasser über Kolloide und Partikel (Tone, Huminstoffe) eine Schadstofffracht über Schwermetall-Sulfat-, Chlorid- und Hydrogen-carbonatkomplexionen gegeben.

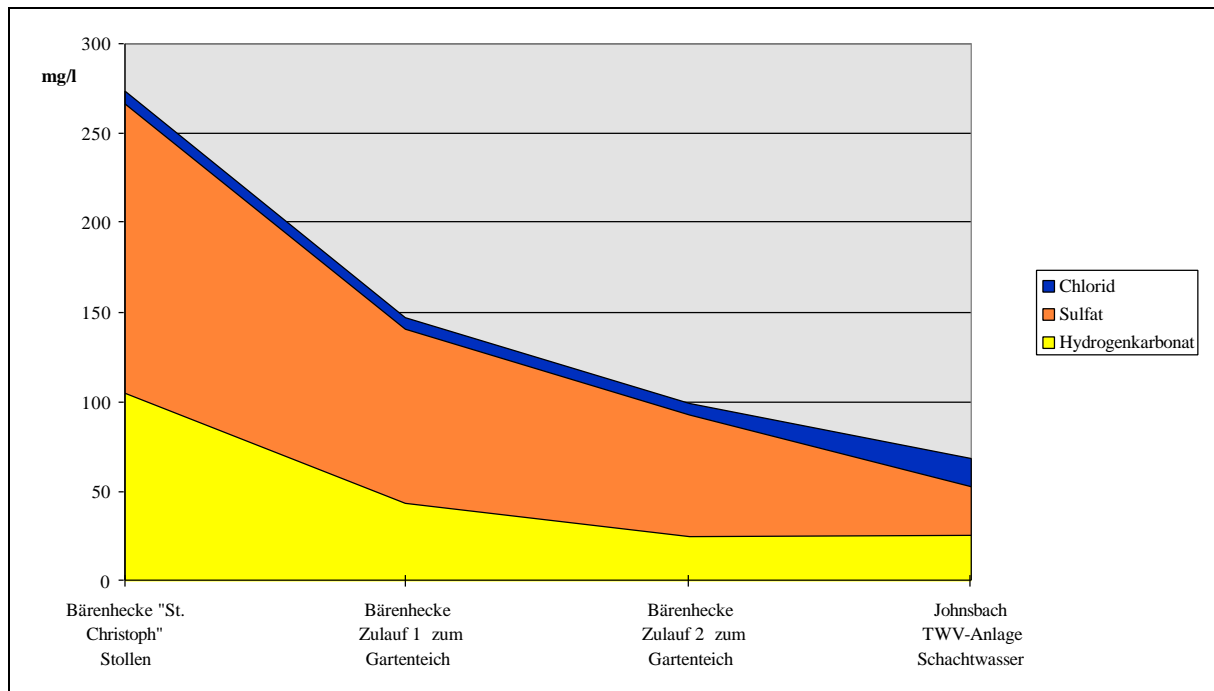


Abbildung 5.15: Anionenkonzentrationen im Grubenrevier Bärenhecke-Johnsbach

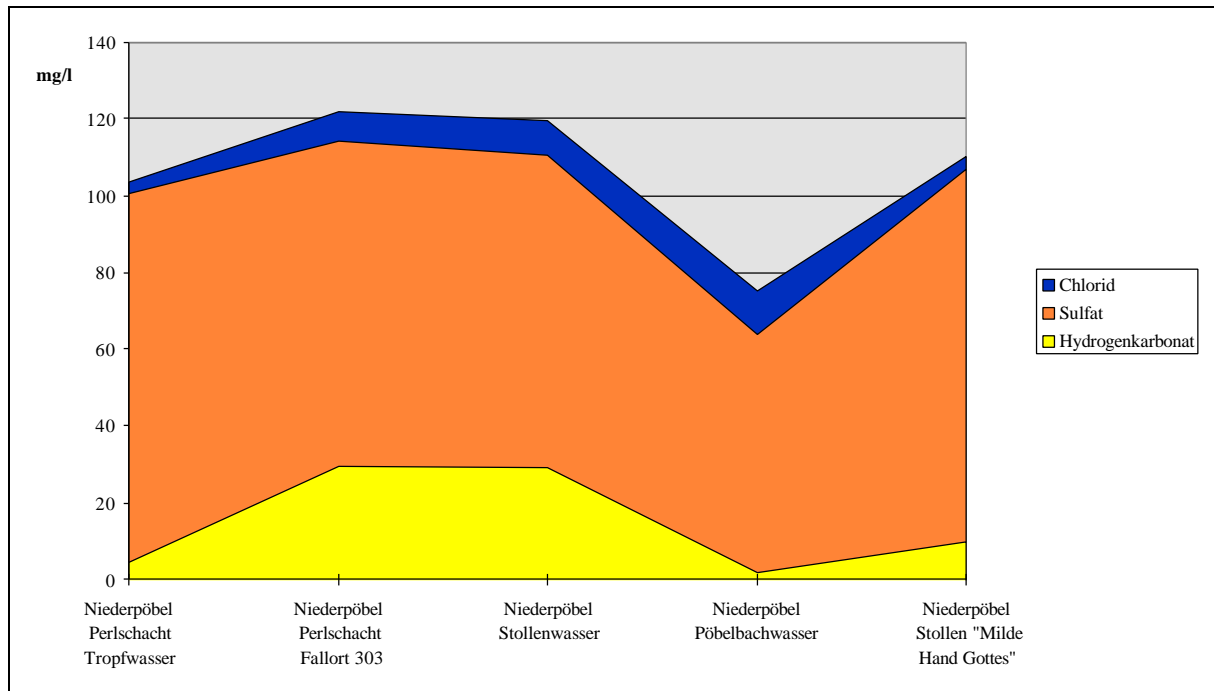


Abbildung 5.16: Anionenkonzentrationen im Grubenrevier Schönfeld

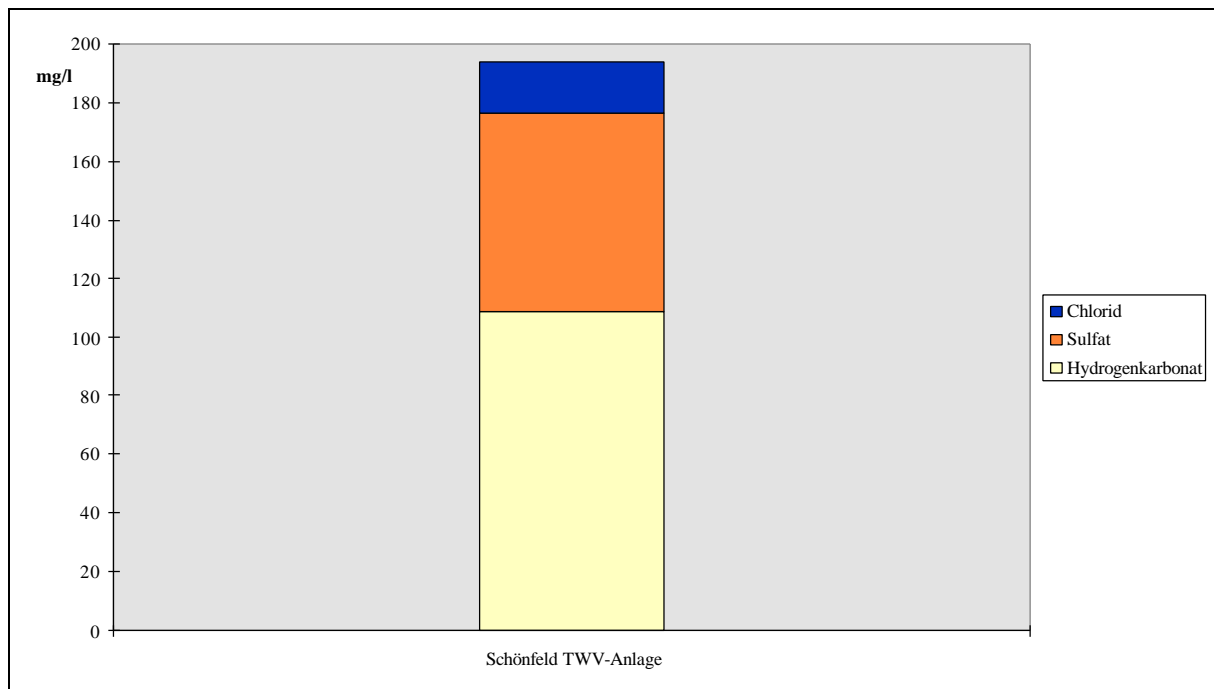


Abbildung 5.17: Anionenkonzentrationen im Grubenrevier Schmiedeberg-Niederpöbel

Die Konzentrationen an gelösten organischem Kohlenstoff in den untersuchten Wässern werden in der Abbildung 5.18 graphisch wiedergegeben.

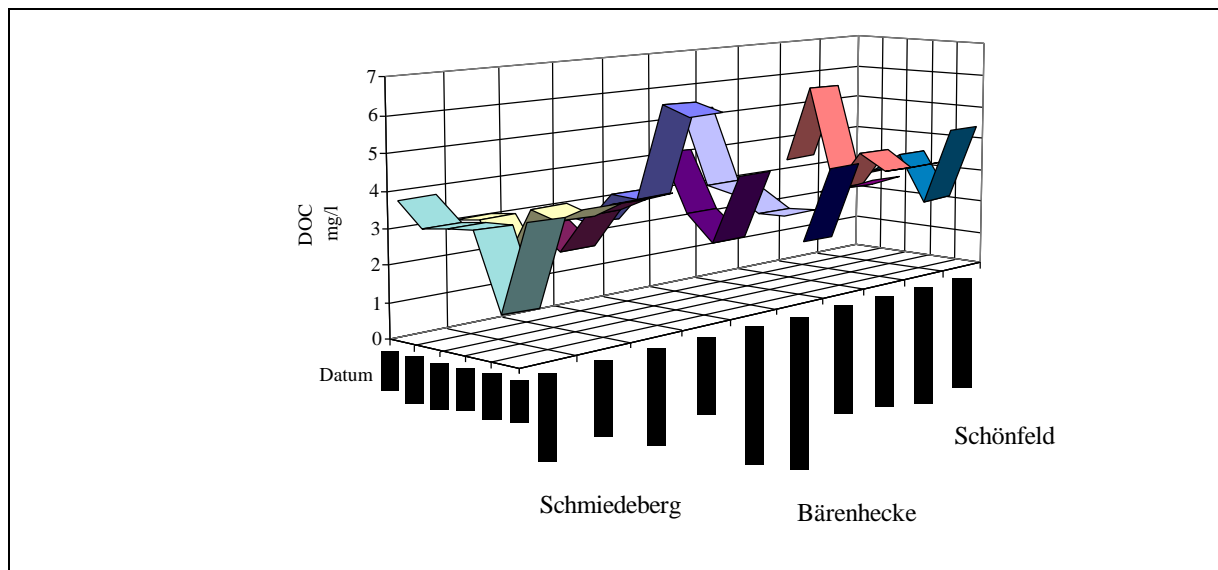


Abbildung 5.18: DOC-Gehalte in den untersuchten Wässern

Die Konzentrationen an DOC liegen zwischen 1 und 7 mg/l. Sie unterliegen offensichtlich keinen Gesetzmäßigkeiten. Wechselwirkungen zwischen Uran und DOC bzw. Humaten, die einen forcierten Schadstoffaustrag bedingen könnten, sind nicht belegbar. Höhere Konzentrationen an DOC wurden zum Teil im Vorfluter Pöbelbach ermittelt, was aber auch auf andere, z.B. kommunale, Einleiter zurückzuführen sein kann.

5.1.2 Konzentrationsänderungen in Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen

In der vorgelegten Studie wurden in den Untersuchungsgebieten erste Meßreihen von oberirdischen Abflußmengen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der Anlage zusammengefaßt.

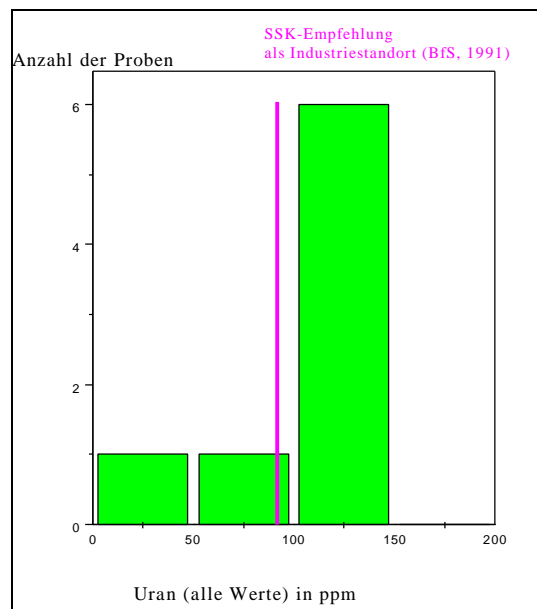
Die Ermittlung der Abflußmengen erlaubt unter Hinzunahme der Konzentrationen an Schadstoffen in den jeweiligen Wässern die Errechnung von Schadstofffrachten. Diese Arbeiten sind noch nicht beendet und werden in der Diplomarbeit von Herrn Afrah, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Hydrogeologie, zum Abschluß geführt. Veränderlichkeiten der Schadstoffführung aufgrund erhöhter Niederschläge können anhand der derzeitig vorliegenden Ergebnisse zu den Abflußmessungen nicht diskutiert werden.

5.2 Aussagen zu Entwicklungstrends von Lösungsprozessen -

Rückschlüsse aus untersuchten Sedimentproben

5.2.1 Radionuklidkonzentrationen in den Sedimenten

In diesem Abschnitt werden einführend die Ergebnisse der analytischen Untersuchungen elementweise für das Medium Sediment dargestellt und kurz diskutiert. Ausgangspunkt der Betrachtungen ist die Analyse der Histogramme der Elementgehalte. Ein Vergleich der gemessenen Werte mit den entsprechenden Richt- und Grenzwerten kann der Tabelle 5.1 entnommen werden.



Abbildungen 5.19: Histogramm der Urangelhalte aller Sedimentproben (in ppm)

Für das **Uran** heben sich bei der Betrachtung des gesamten Datenkollektivs deutlich mehrere Verteilungsmaxima heraus:

⇒ Werte < 100 ppm: unbelastete bis „normal belastete“ Sedimente

⇒ Werte > 100 ppm: belastete Sedimente

Extrem belastete Sedimente mit Werten > 200 ppm wurden nicht nachgewiesen. Eine Aufschlüsselung des oberen Wertebereichs (> 100 ppm) zeigt, daß dieses Wertekollektiv als insgesamt sehr homogen zu bezeichnen ist. Die Schwankungen zwischen den Konzentrationen dieser Sedimentproben liegen bei maximal 37 ppm.

Ursache für die Anreicherungen im Grubensediment ist offensichtlich der Schadstoffeintrag aus der **Hauptkontaminationsquelle Schachtwasser**. Die Urankonzentrationen bleiben über die Jahre des Sedimentabsatzes etwa gleichbleibend bei durchschnittlich 120 ppm. Allgemein sind die höchsten Konzentrationen sicherlich in Bereichen mit geringer Wasserfließge-

schwindigkeit und damit größter Sedimentationsrate von Schwebstoffen anzutreffen, was aufgrund der geringen Probedichte aber nicht zu beweisen ist. Ebenfalls zu vermuten ist, daß die Schadstoffgehalte flußabwärts im Sediment langsam abnehmen.

Die Verteilungskurve des **Radiums** (Abbildung 5.20) unterscheidet sich prinzipiell von der des Urans.

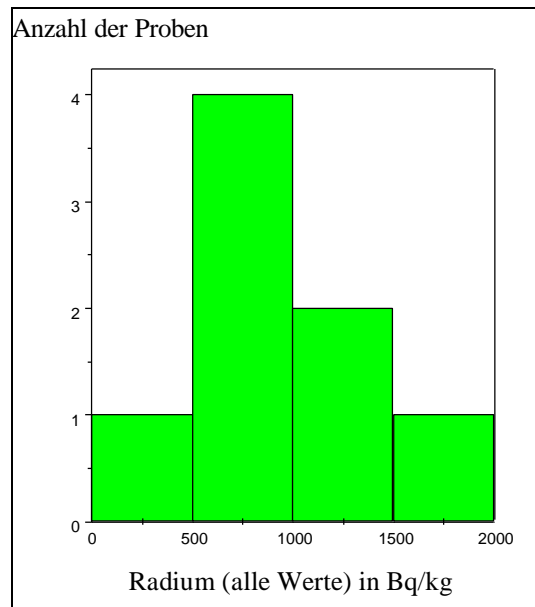


Abbildung 5.20: Histogramm der Radiumgehalte aller untersuchten Sedimentproben (Bq/kg)

Charakteristisch für das Radium ist eine mehr oder weniger geschlossene Verteilungskurve, an die sich im Bereich höherer Gehalte einzelne „Ausreißer“ anschließen. Das Maximum bei 2000 Bq/kg entspricht stark kontaminierten Sedimenten. Auffällig ist allerdings, daß keine dem Uran äquivalent hohen Werte auftreten.

Charakteristisch für das zuunterst befindliche Grubensediment (5-6 cm) der Sammelprobe aus dem Perlschacht ist ein mehr oder weniger dem radioaktiven Gleichgewicht entsprechendes Verhältnis. In allen anderen Proben ist Uran gegenüber dem Radium etwa um das Doppelte angereichert. In der zuoberst sedimentierten Probe ist ein deutlicher Rückgang der Radiumkonzentration im Vergleich zu den älteren Absätzen erkennbar. Damit kann aus unserer Sicht die anthropogene Zufuhr des Uran und die Fraktionierung beider Elemente im exogenen Prozeß nachgewiesen werden. Weitere Untersuchungen an Grubenwassersedimenten könnten Hinweise auf den Mechanismus der Anreicherung der Radionuklide in den Sedimenten geben. Möglicherweise wird das zumeist eng mit organischem Kohlenstoff verknüpfte Uran (als positives Komplexion an der negativ geladenen Oberfläche des Sorbenten) im exogenen Prozeß vom Radium getrennt. Dieses verbleibt wahrscheinlich aufgrund seiner guten Adsorbierbarkeit an Tonminerale bzw. Fällung mit Sulfaten (als Reaktionsprodukte von Sulfidoxidationen) bereits im Bereich der Kontaminationsquellen zurück und erreicht nicht die Fließgewässer, wie aus den niedrigen Radiumwerten des Systems Grubenwassersediment- Grubenwasser geschlossen werden kann.

Die nachfolgende Abbildung 5.21 gibt eine Übersicht über alle in den Sedimentproben untersuchten Radionuklide.

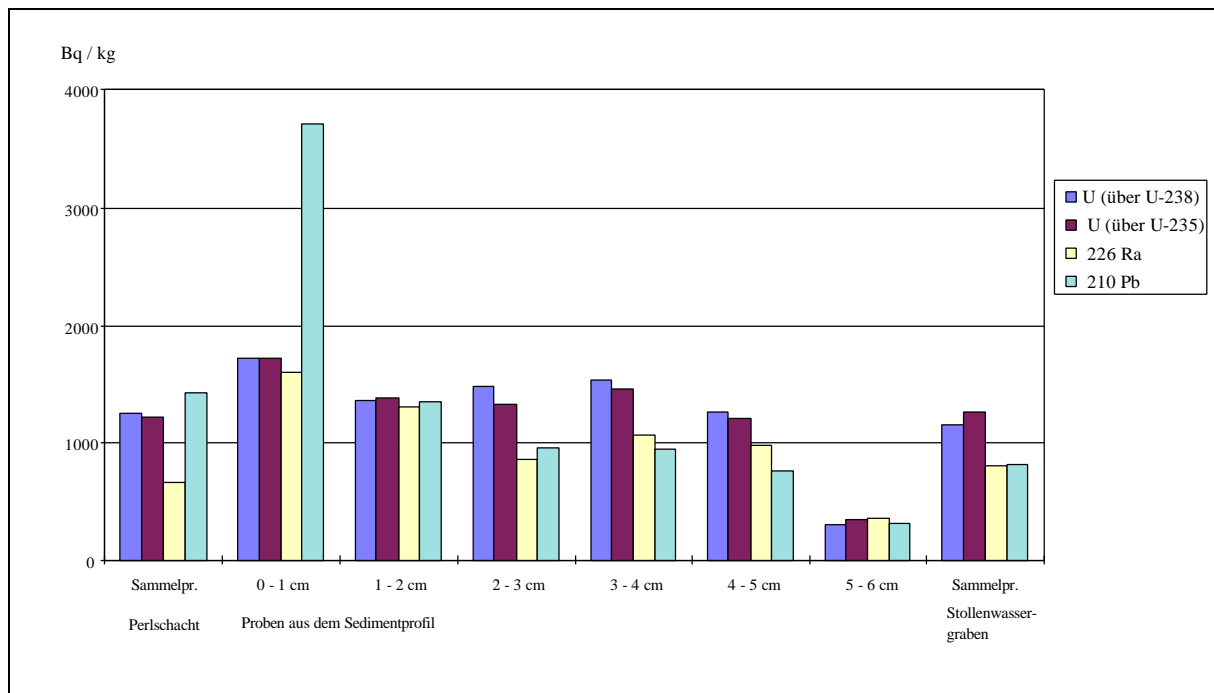


Abbildung 5.21: Radionuklidgehalte in allen untersuchten Sedimentproben (Bq/kg)

Auffällig ist neben der bereits oben diskutierten Entwicklung der Uran- und Radiumgehalte der sprunghafte Anstieg der ^{210}Pb - Konzentration in der obersten Sedimentprobe des Perlschachtes. Dies läßt sich möglicherweise mit Hilfe der ermittelten hohen Radonkonzentrationen sowohl in der Grubenluft als auch im Grubenwasser, erklären. Diese wurden in den begehbaren Bereichen des 2. Querschlages in der Grubenluft mit Werten um 15.000 Bq/m^3 ermittelt. Bei der Annahme eines Austausches zwischen Luft, Wasser und Sediment der Grube kann man schlußfolgern, daß es durch die jahrelang fehlende Bewetterung zu einer Anreicherung von ^{210}Pb als Zerfallsprodukt von ^{222}Rn gekommen sein kann. Die hohen Konzentrationen von ^{226}Ra ($0,11 \text{ Bq/l}$) und ^{222}Rn im Grubenwasser ($46,4 \text{ Bq/l}$) würden diese Hypothese unterstützen.

5.2.2 Metallgehalte in den Sedimenten

Die Anlage gibt eine Übersicht über die ermittelten Metallgehalte der untersuchten Sedimentproben. Das **Arsen** als weiteres wichtiges toxisches Element hat ein Verteilungsmuster (Abbildung 5.22), welches durch ein klares Maximum im Bereich von **ca. 10.000 ppm** charakterisiert ist. Erkennbar ist ein „Untergrund“ - Gehalt bei ca. 2000 ppm.

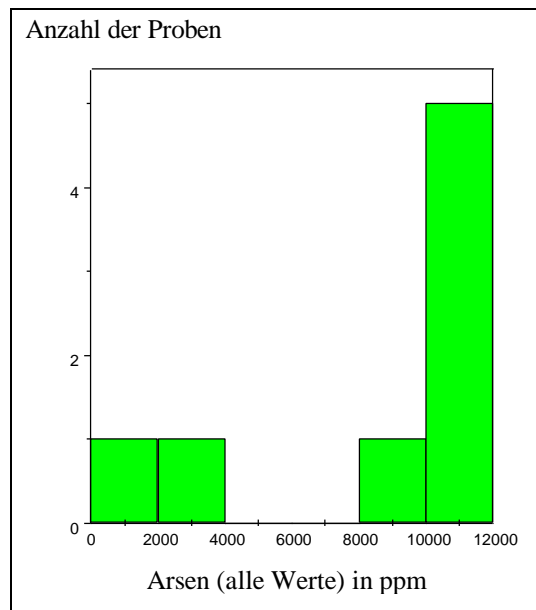


Abbildung 5.22: Histogramm der Arsengehalte aller untersuchten Sedimentproben (in ppm)

Die ermittelten Werte sind extrem hoch und belegen die bereits bekannte Anreicherung von Arsen mit ausgefällten Eisenoxidhydroxiden (Abbildung 5.23). Hier wären weitere Untersuchungen zur Remobilisierbarkeit der sorbierten Arsenkomponenten von der Matrix angebracht, d.h. die Frage zu klären, unter welchen Bedingungen Arsen wieder in Lösung gehen kann oder ob es durch Umkristallisation in eine stabile Mineralphase (z.B. Skorodit) infolge von Alterungsprozessen übergehen kann.

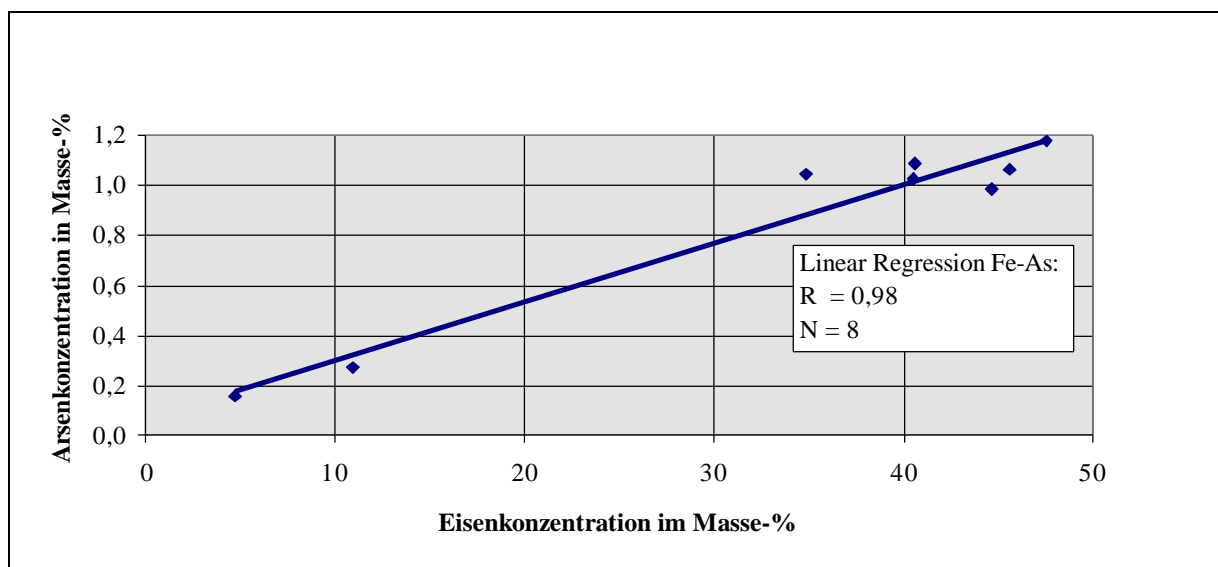


Abbildung 5.23: Korrelation zwischen den Eisen- und Arsengehalten der untersuchten Sedimentproben

Mit der Abhandlung der Elemente Uran, Radium und Arsen sind die wichtigsten Schadstoffe beschrieben. Nachfolgend werden für weitere Schwermetalle die entsprechenden Darstellungen (Abbildungen 5.24 bis 5.27) angeführt und abschließend kurz gemeinsam diskutiert.

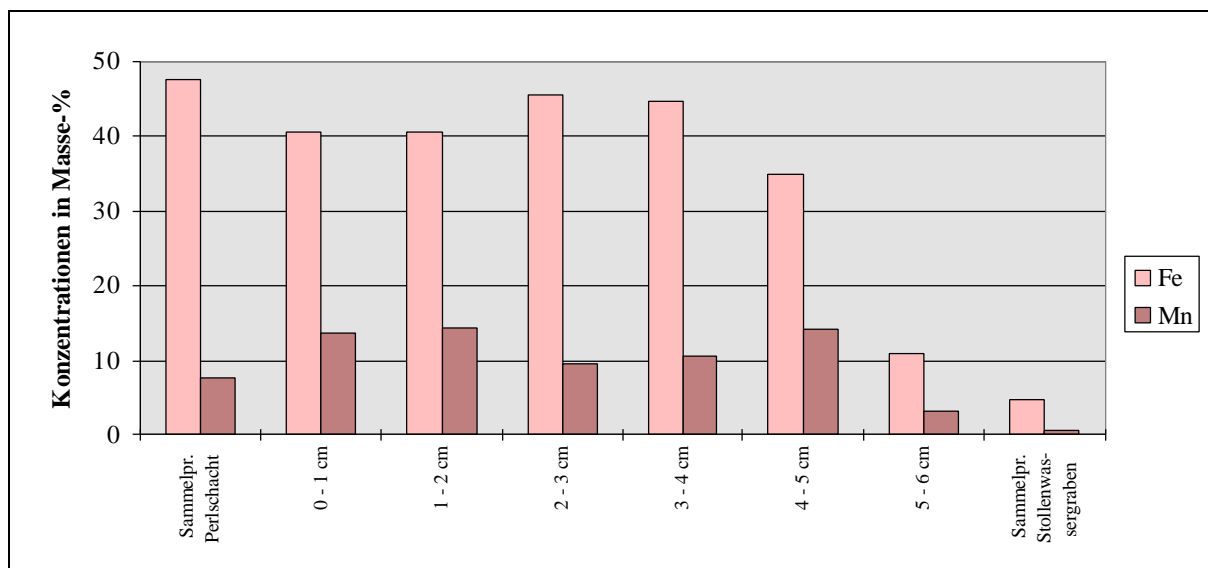


Abbildung 5.24: Schwermetallgehalte der untersuchten Sedimente (Fe, Mn)

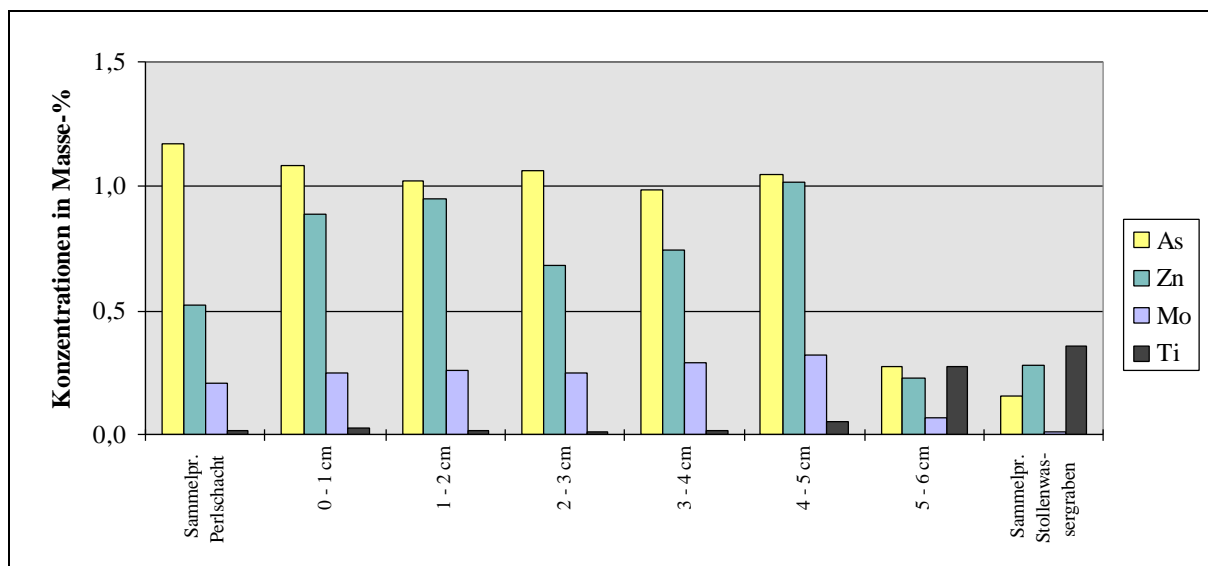


Abbildung 5.25: Schwermetallgehalte der untersuchten Sedimente (As, Zn, Mo, Ti)

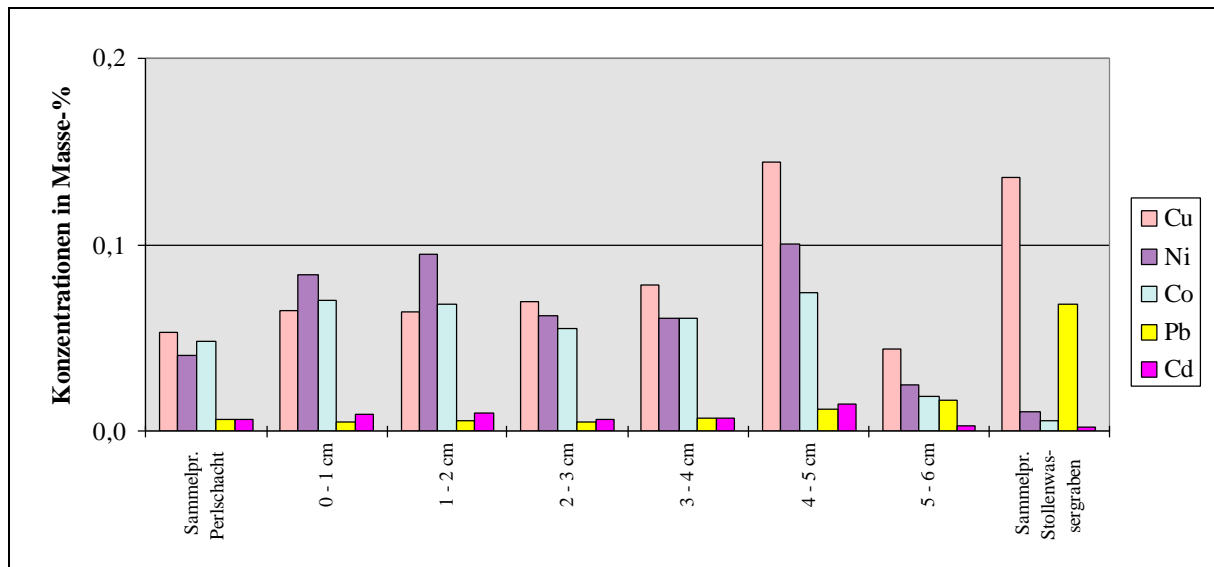


Abbildung 5.26: Schwermetallgehalte der untersuchten Sedimente (Cu, Ni, Co, Pb, Cd)

Aus den Abbildungen ist erkennbar, daß sich das Spektrum der Schadstoffe sowie deren Konzentrationen für alle Grubenwassersedimentproben mit Ausnahme der zuunterst befindlichen Profilprobe sowie der Sammelprobe aus dem Stollenwassergraben ähneln. Diese haben also alle eine gleiche Genese während der Sedimentation von Feststoffen nach der Flutung der Grube, während die beiden anderen möglicherweise die Zusammensetzung von anstehendem Gestein repräsentieren. So wiesen diese wesentlich geringere Eisen- und Mangan- bzw. höhere Titan- und Bleikonzentration im Vergleich zu den anderen Grubenwassersedimenten auf.

Innerhalb des im Profil entnommenen Grubenwassersedimentes des Perlschachtes sowie im Vergleich zur Sammelprobe derselben Lokalität unterscheiden sich die Kompositionen der Proben kaum, so daß man schlußfolgern könnte, daß es während der raschen Flutung der Grube bis zum heutigen Tag kaum Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Flutungswassers sowie der Sedimentationsbedingungen gegeben haben kann. Allein aus der Probe von 4-5 cm ist ersichtlich, daß bei Beginn der Flutung des Grubenreviers erhöhte Kupfer-, Nickel- und Kobaltkonzentrationen im Flutungswasser und dem resultierenden Sediment vorhanden gewesen sein müssen.

Der hohe Radongehalt der Grubenluft und die veränderten Gleichgewichtsbedingungen zwischen Luft, Wasser und Sediment haben momentane Auswirkungen auf das zuoberst liegende, trockengefallene Sediment (Anreicherung von ^{210}Pb).

5.2.3 Mineralphasenuntersuchungen der Sedimente

Für die Festphasenanalytik mittels Rasterelektronenmikroskopie und Mikrosonde sowie Röntgendiffraktometrie wurden aus dem Perlschacht des Grubenrevieres Schmiedeberg-Niederpöbel zwei Sedimentproben und aus dem Stollenwassergraben außerhalb des Schachtes eine Sedimentprobe mit erhöhter Ortsdosisleistung (ca. 400 nSv/h) entnommen.

Rasterelektronenmikroskopie und Mikrosonde

Die Sammelprobe Perlschacht wies eine unregelmäßige, mehrschichtige, blättrige Struktur auf. Das angewandte energiedispersive System erlaubte eine halbquantitative Analyse der Elementzusammensetzung einzelner Körner bzw. Nadeln, die im Mikroskop anvisiert wurden. Vorrangig werden dabei die intensitätsstarke K - Strahlung des Elementbereiches C - Zn aufgezeigt. Die in den Proben enthaltenen schweren Elemente Blei und Uran waren aufgrund deren geringen Konzentration bzw. der intensitätsschwachen L- bzw. M-Strahlung auch bei langer Meßzeit nicht eindeutig nachweisbar. Erschwerend kam hinzu, daß zwischen den $PbL_{\alpha 1}$ - AsK_{α} , PbM_{α} - SK_{α} und UM_{α} - KK_{α} - Linien Koinzidenzen existieren. Eisen- bzw. Manganhydroxide (Karbonate) auf Tonmineralen lassen sich gut unterscheiden. Die in der Anlage befindlichen Abbildungen geben eine Übersicht über die relevanten mikroskopischen Untersuchungen an der Sammelprobe aus dem Perlschacht.

Um die schweren Elemente besser detektieren zu können, wurden Rückstreuelektronen gemessen. Dabei hob sich das im Zentrum des Bildes sichtbare Stäbchen hervor. Das EDS-Spektrum zeigte vorrangig Mangan und Silizium an. Blei war aber nicht nachweisbar.

Die Proben aus dem Sedimentprofil des Perlschachtes zeigten im unteren Bereich (5-6 cm u OK Grubensohle) Blättchenstrukturen von Tonmineralen auf. Während auf dem Korn der Abbildung das K-Ca-Alumosilikat Mn-hydroxid enthält, handelte es sich bei dem in Abbildung erfaßten Mineral wahrscheinlich um Kaolinit. Erwähnenswert sind hier die hohen Konzentrationen an Kupfer und Schwefel sowie die geringen an Eisen. Ein leicht erhöhtes Signal zeigt die PbK_{α} -Linie. Möglicherweise handelt es sich bei der untersuchten Sedimentprobe um Anteile aus dem anstehenden Gestein.

In den Schichten 4-5 cm, 3-4 cm, 3-2 cm, 2-1 cm und 1-0 cm u OK Grubensohle ist die mikroskopische Struktur gleich. Es wechseln sich agglomerierte Körner (Fe- oder/und Mn-Hydroxide) bzw. Stäbchen (Alumosilikate mit unterschiedlichen Ca-K-Anteilen), z. T. verwachsen, miteinander ab.

In der Sammelprobe aus den Stollenwassergraben konnten Quarz, Calcit, Alunit und Tonminerale identifiziert werden. Das Bild zeigt ein Tonkorn mit Verwitterungskruste. Eine Detailvergrößerung der dunklen Blättchen auf einem Tonmineral wurde mittels energiedispersivem Spektrum aufgenommen. Es enthält neben Aluminium, Silizium auch Calcium, Schwefel, Phosphor und Kohlenstoff. Das Spektrum könnte auf folgende Mineralzusammensetzung hinweisen: Calcit und Alumohydrocalcit, Alunit, Gips, Apatit.

Röntgendiffraktometrie

An den Sammelproben Perlschacht und Stollenwassergraben wurden röntgenanalytische Aufnahmen durchgeführt. In der Perlschachtprobe waren lediglich amorphe Bestandteile nachweisbar, während die Stollenwasserprobe vorrangig Quarz enthielt. Hier waren in geringen Mengen auch Muskowit, Chlorit, Albit und Spuren von Mikroklin enthalten.

5.2.4 Schadstoffkonzentrationen im Sediment in Abhängigkeit vom Zeitpunkt

der Ablagerung

Die exakte Datierung der Sedimentablagerungen war nicht Gegenstand der durchgeführten Untersuchungen. Die im Perlschacht im Profil entnommenen Sedimentproben können lediglich in zuunterst sedimentierte, ältere Ablagerungen bis zuoberst befindliche, jüngere Rückstände unterteilt werden. Die etwa 6 cm mächtige Sedimentschicht wurde nach Auffassung des Schachtes und nachfolgender Flutung vor ca. 40 Jahren gebildet. Wie bereits weiter oben beschrieben, gibt es keine Unterschiede in den Elementkonzentrationen der im Profil entnommenen Sedimentproben des Perlschachtes (mit der Ausnahme der Anreicherung von ^{210}Pb in der zuoberst befindlichen Probe, die bereits in Kapitel 5.2.1.1 diskutiert wurde).

5.2.5 Auswertung der Untersuchungen zur Remobilisierbarkeit von Schadstoffen

aus dem Sediment (Elutionsversuche)

Durch die Neigung der meisten Schwermetalle in Fließgewässern zur Anreicherung in Feststoffablagerungen ist es für die Beurteilung deren Umweltverträglichkeit notwendig, die Bindung der Schwermetalle in den Sedimenten zu charakterisieren, um potentielle Freisetzungsprozesse (saurer Regen, Oxidations-, Komplexbildungsprozesse u.a.) einschätzen zu können.

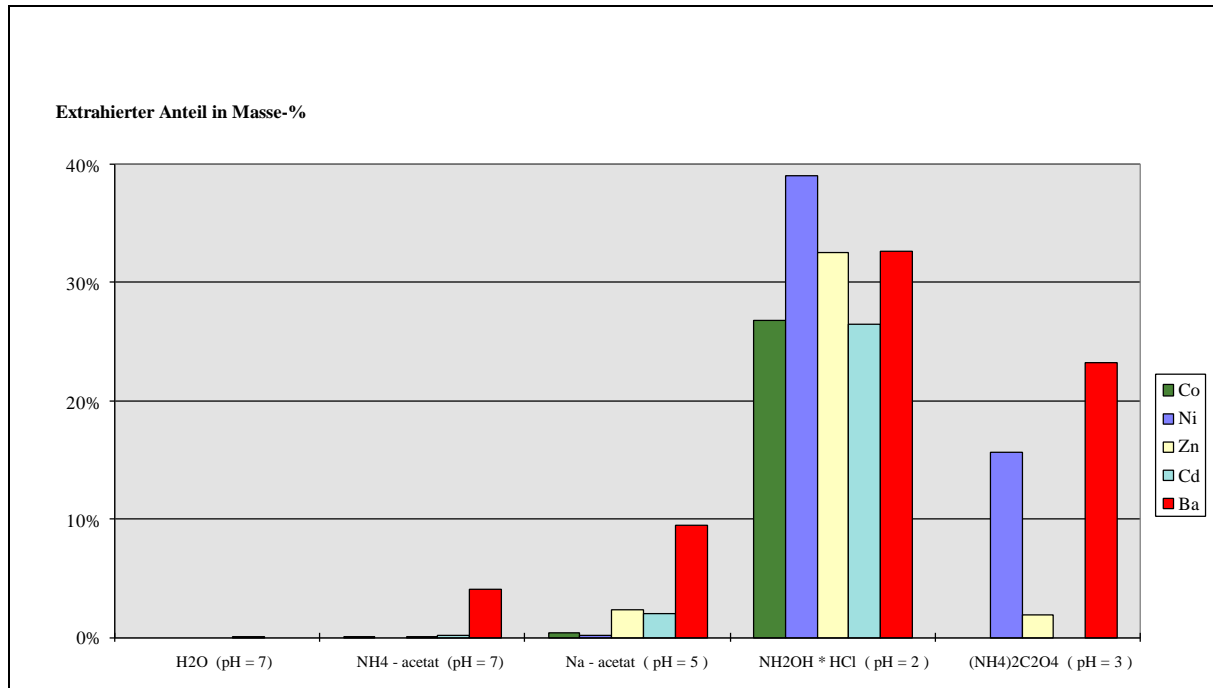
Zum Nachweis unterschiedlicher Bindungszustände und damit unterschiedlicher potentieller Verfügbarkeit können verschiedene Extraktionsverfahren eingesetzt werden. In der vorliegenden Studie wurde die Spezifizierung der Schwermetallbindung durch sukzessive Extraktion nach FÖRSTNER und CALMANO (1980) (Tabelle 5.4) für eine Grubensedimentprobe aus dem Perlschacht (Niederpöbel) angewandt. Dabei kann ein verstärkter anthropogener Einfluß durch die Zunahme der leicht extrahierbaren Spurenelementanteile bei gleichzeitiger Abnahme der Residualfraktion erkannt werden. Das bedeutet, daß theoretisch die technogen verursachten Kontaminationen leichter mobilisierbar sind als der geogene natürliche Anteil der Spurenelemente im Sediment. Eine exakte Trennung zwischen den durch natürliche oder anthropogene Quellen eingetragenen Fraktionen ist jedoch nicht möglich, wie auch die nachfolgenden Abbildungen im Ergebnis dieser Untersuchungen zeigen.

Tabelle 5.4: Spezifizierung von Sedimenten durch sukzessive Extraktion

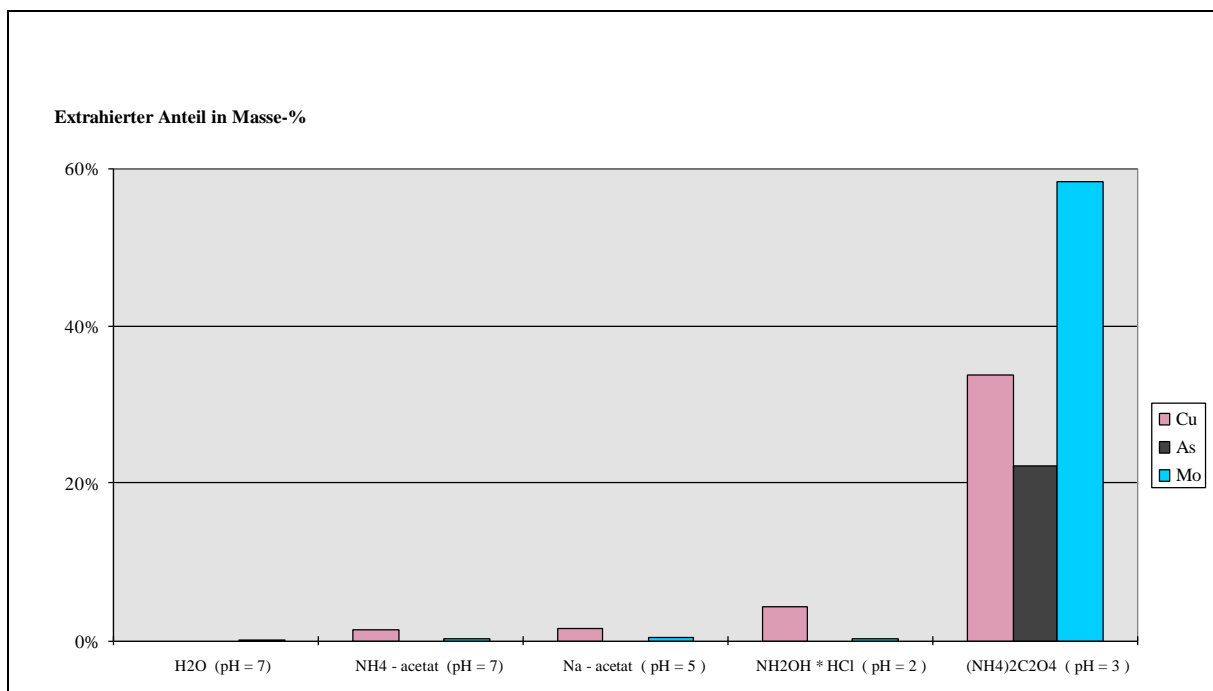
1. Ermittlung löslicher Komponenten	Extraktion mit Wasser (pH =7)
2. Ermittlung der austauschbaren Kationen	mit Ammoniumacetat, $c(\text{CH}_3\text{COONH}_4) = 1 \text{ mol/l}$, bei pH 7, Feststoff-Lösungsmittelverhältnis 1:20, 24 Stunden schütteln
3. Ermittlung von karbonatischen Bindungsformen	mit Natriumacetat und Essigsäure, $c(\text{CH}_3\text{COONa}) = 1 \text{ mol/l}$, pH 5, Verdünnung 1:20, 5 Stunden schütteln bei 20 °C
4. Ermittlung leicht reduzierbarer Phasen	mit Hydroxylammoniumchlorid, $c(\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}) = 0,1 \text{ mol/l}$ und Salpetersäure, $c(\text{HNO}_3) = 0,01 \text{ mol/l}$, pH 2, Verdünnung 1:100, 12 Stunden schütteln
5. Ermittlung mäßig reduzierbarer Phasen	mit Ammoniumoxalat und Oxalsäure, $c((\text{COOH})_2) = 0,2 \text{ mol/l}$, pH 3, Verdünnung 1:100, 24 Stunden schütteln
6. Ermittlung organischer Bindungsformen und von Sulfiden	mit Wasserstoffperoxid, $w(\text{H}_2\text{O}_2) = 30 \text{ \%}$ bei 85°C, extrahiert mit Ammoniumacetat, $c(\text{CH}_3\text{COONH}_4) = 1 \text{ mol/l}$, Verdünnung 1:100, 24 Stunden schütteln
7. Ermittlung der Residualfraktion	mit konzentrierter Salpetersäure

Die Schritte 6 und 7 wurden auf Grund der visuell vollständigen Auflösung der Festphase nicht durchgeführt.

Mit Ausnahme von **Blei** und **Chrom** ist der **austauschbare Anteil** an Schwermetallen in den kontaminierten Schlämmen relativ klein. Die wichtigsten Anreicherungsphasen finden sich in den leicht reduzierbaren bis mäßig reduzierbaren Sedimentfraktionen und in der Residualfraktion, die durch keines der angewandten Lösungsmittel aufgeschlossen wurde. Dabei sind besonders **Kobalt, Nickel, Zink, Silber, Cadmium und Barium** in der **leicht reduzierbaren (einschließlich karbonatischen) Form**, d.h. an Manganoxidhydrate gebunden, und **Kupfer, Arsen, Molybdän und Uran** in einer **schwerer extrahierbaren, mäßig reduzierbaren Phase**, d.h. an Eisenoxidhydrate gebunden, zu finden. Keine Metallanteile wurde in der Auslaugungsfolge hinsichtlich der organischen und sulfidischen Bindung erwartet, da kein Feststoffrückstand mehr existierte. Das deutet darauf hin, daß zwar möglicherweise dem Transport von Schwermetallen mit organischen Schwebstoffen eine Bedeutung zukommt und daß damit ein Auftreten von schwermetallhaltigen Sedimenten mit hohen Konzentrationen an organischem Kohlenstoff in Bereichen verringerter Fließgeschwindigkeit einhergehen kann, daß aber organische Bindungsformen überschätzt werden. Zur Aufklärung dieser Widersprüchlichkeit und zur statistischen Absicherung der vorliegenden Ergebnisse sollten weitere Experimente durchgeführt werden.



Abbildungen 5.27: Bindungsformen ausgewählter Elemente im Grubensediment
Bindung an Manganoxidhydroxide - leichter reduzierbare Bindung



Abbildungen 5.28: Bindungsformen ausgewählter Elemente im Grubensediment
Bindung an Eisenoxidhydroxide - schwerer reduzierbare Bindung

Generell wurde festgestellt, daß bei höheren anthropogenen Metallanteilen die Residual-anteile relativ abnehmen. Das heißt, daß der Eintrag von Metallen aus dem zivilisatorischen Bereich in einer relativ labilen Form vorliegt und deshalb insgesamt leichter verfügbar sein wird als die natürlichen Metallkomponenten. Abfolgen über Bindungsfestigkeiten werden an dieser Stelle

aufgrund der geringen Anzahl der Extraktionsversuche aber nicht aufgestellt und sollten in weiteren Untersuchungen präzisiert werden.

5.4 Aussagen zum Alter der Grubenwässer

Tritium-Messungen zur Altersdatierung der Grubenwässer wurden an den in Tabelle 5.5 durchgeführten Proben durchgeführt.

Tabelle 5.5: Tritiumgehalte der untersuchten Grubenwässer

Probe	Tritiumgehalt in T.U.
Bärenhecke Zulauf in Teich	13,7
Niederpöbel „Milde Hand Gottes“	15,5
TWA Johnsbach	14,1
TWA Schönfeld	13,5
Bärenhecke „St. Chr. Stollen“	15,1
Niederpöbel Schachtwasser	13,5
Niederpöbel Fallort 303	14,1

Die Tritiumgehalte der 7 Wasserproben liegen im Bereich von 14 bis 16 T.E.. Es handelt sich also um junges, rasch austauschendes Wasser, deren Austauschkonstante bei ca. 10 Jahren liegt.

6 Schlußfolgerungen

6.1 Kontamination des Grundwassers

Die Beschaffenheit des Grundwassers in Festgesteinsaquiferen wird durch Bergbaumaßnahmen nachhaltig verändert. Dabei können verschiedene Phasen ausgewiesen werden. Im folgenden Fall wird davon ausgegangen, daß ein Stollen Grundwasser im Freispiegelgefälle auf einem bestimmten Höhenniveau ableitet. Es kann dabei aber nicht davon ausgegangen werden, daß dieser Stollen zwangsläufig einen massiven Einfluß auf die Lage des Grundwasserspiegels hat:

Tab. 6.1: Schema der Prozesse im Grundwasser im Zuge bergmännischer Tätigkeiten

	Phase	Grundwasserhydraulik	Auswirkungen auf Wasserbeschaffenheit
1	Geogener Grundzustand	keine Grundwassernutzung	erhöhte Schwermetallgehalte auf Grund der Vererzungen
2	Bergbauliche Wasserhaltung	Grundwasser wird mit Pumpen übertagt oder auf das Niveau des Entwässerungsstollen gehoben	Der Sauerstoffeintrag (Bewetterung) führt zur Verwitterung sulfidischer Minerale. Dadurch können SM-Konzentrationen im Grundwasser ansteigen.
3	Flutung des Grubengebäudes	Pumpen werden abgestellt, das Grubengebäude füllt sich	Schadstoffe sammeln sich im aufsteigenden Grubenwasser
4	postbergbaulicher Zustand	Ableitung von Grundwasser über Freispiegleitung (Stollen)	Auswaschung leichtlöslicher Schadstoffe aus dem Grubengebäude
5	postbergbaulicher Zustand	wie 4	Abklingen der Schadstoffkonzentrationen auf ein gegenüber dem geogenen Zustand erhöhtes Niveau
6	postbergbaulicher Zustand	wie 4	eventuell Anstieg von As(III), Ra und Fe(II)

Der Schadstoffgehalt des aus dem Grubengebäude gehobenen Wassers kann während der Phase 2 relativ gering sein, wenn das dem Grubengebäude zuziehende Grundwasser wenig Kontakt mit den vererzten Bereichen hat. Während Phase 5 und 6 kann es - zumindest bei fehlender Wartung der Stollensysteme - durch Verbruch dazu kommen, daß ein Stollensystem hydraulisch nicht mehr wirksam ist und damit nicht mehr das Wasser wie bisher aus dem Grubengebäude ableitet. Die Schadstoffe werden dann mit dem Grundwasserstrom transportiert und gelangen - soweit es sich um nicht reaktive Inhaltsstoffe („konservative Schadstoffe“) handelt - zeitverzögert in den Vorfluter des Aquifers. Bei reaktiven Schadstoffen können Fällungs- und Sorptionsprozesse zur Minderung der Schadstoffkonzentrationen beitragen. Bei chemisch, biochemisch oder radioaktiv abbaubaren Inhaltsstoffen führt allein die Zeitverzögerung zu einer Entlastung der Vorfluter. Allerdings müssen dabei die Reaktionsprodukte (Metabolite, Töchternuclide) und die Nutzung der Grundwasserleiter im Abstrom des Grubengebäudes berücksichtigt werden.

Aus diesen Ausführungen folgt aber ganz klar, daß eine Freispiegel-Ableitung von Grundwasser über ehemals bergmännisch genutzte Stollen eine Maßnahme ist, die grundsätzlich zu überdenken ist, da sie die Variante ist, die die höchsten Schadstoffeinträge in die Vorfluter mit sich bringt. Sie ist zunächst nicht anders zu bewerten als die aktive Entnahme von Grundwasser mittels eines oder mehrerer Brunnen mit Hilfe von Pumpen. Zusätzlich muß berücksichtigt werden, daß durch die Entnahme von Grundwasser die Durchströmung des Aquifers erhöht wird und damit auch chemische Umsatzraten gesteigert werden können. Im

Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes ist es zudem eine genehmigungspflichtige Direkteinleitung. Der einzige Unterschied zur normalen Grundwasserentnahme ist, daß statt einer Pumpe eine Freispiegelleitung eingesetzt wird. Der Betrieb solcher „Freispiegel-Grundwasser-Förderungsanlagen“ darf aus Sicht des Wasserhaushaltsgesetzes nur dann genehmigt werden, wenn nachgewiesen wird, daß bei Nichtbetrieb der Anlage der Grundwasserspiegel auf ein nicht vertretbares Niveau steigen würde oder die Grundwasserqualität eine nicht zumutbare Verschlechterung erfahren würde. Eine sorgfältige Abwägung der unterschiedlichen Schutzinteressen ist in jedem Fall erforderlich.

Der Betrieb einer solchen „Freispiegel-Grundwasser-Förderungsanlagen“ unterliegt auch den Rechtsverordnungen zur Einleitungen von Abwässern. Dabei wird unterschieden in Direkteinleiter und Indirekteinleiter. Direkteinleiter sind solche, die über werkseigene Kanalisation oder Kläranlagen in den Vorfluter entwässern, während Indirekteinleiter über die öffentliche Kanalisation ihr Abwasser entsorgen.

Das Abwasserabgabengesetz schreibt vor, daß eine Abgabe, die sich nach der Schädlichkeit des Abwassers richtet, bezahlt werden muß. Dabei werden neben CSB (chemischer Sauerstoffbedarf), Phosphor, Stickstoff und AOX (adsorbierbare organische Halogene) die Metalle Quecksilber, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Kupfer sowie deren Verbindungen und die Fischtoxizität bewertet. Je Parameter und „Schadeinheit“ werden zur Zeit DM 70 (1995) erhoben. Diese Beträge erhöhen sich ab 01.01.1997 auf DM 80, respektive DM 90 am 01.01.1999. Die „Schadeinheiten“ sind aus Tab. 6.2 ersichtlich.

Tab. 6.2: Schadeinheiten des Abwassersabgabengesetzes

Parameter	Schadeinheit (kg)
CSB (O₂)	50
P	3
N	2,5
AOX	2
Cr	0,5
Ni	0,5
Pb	0,5
Cd	0,1
Hg	0,02
Cu	1
Fischtest	1 \equiv 3000 m ³

Für das untersuchte Revier Niederpöbel können Schwermetallfrachten nur abgeschätzt werden, da es keine Abflußreihen gibt. Unter Ansatz eines mittleren Abflusses von 3 l/s aus dem Füllort 303 ergeben sich die in Tab. 6.3 aufgeführten Frachten für ausgewählte Schwermetalle:

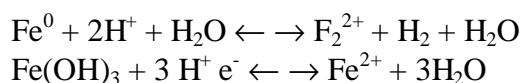
Tab. 6.3: Schadeinheiten Revier Niederpöbel

Element	Konzentration	Fracht	Schadeinheit
Ni	15	1,4	3
Cd	3,3	0,31	4
Pb	3,5	0,33	1
Cu	24	2,3	3
Summe			11

Für den Stollen 303 im Revier Niederpöbel würden sich auf Grund der geringeren Schüttung lediglich 11 Schadeinheiten und somit 770 DM pro Jahr an Gebühren gemäß Abwasserabgabengesetz ergeben. Wesentlich höhere Beträge ergeben sich z.B. für den Rothschönberger Stollen. Allein aus der Cadmiumkonzentration von 40 µg/l und einem mittleren Abfluß von 500 l/s errechnet sich eine Stofffracht von 630 kg Cd pro Jahr. Daraus ergeben sich 6300 „Schadeinheiten“ und somit ein Betrag von DM 44.100. Unter Berücksichtigung der anderen Schwermetalle würde sich ein erheblich größerer Gesamtbetrag ergeben. Zu diskutieren wäre auch die Frage der Parameterauswahl (Tab. 6.2) des Wasserabgabengesetzes, da der Rothschönberger Stollen z.B. extrem hohe Arsengehalte (> 1000 µg/l) aufweist. Das Wasser des Rothschönberger Stollens erst in der vierfachen Verbindung nicht mehr fischtoxisch ist (eigene Untersuchungen) entspricht gemäß Abwasserabgabengesetz eine Schadstoffeinheit $3000 \text{ m}^3/4 = 750 \text{ m}^3$ Wasser. Aus einem mittleren Abfluß von $0,5 \text{ m}^3/\text{s} (= 15,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a})$ ergeben sich somit 21.000 Schadeinheiten. Multipliziert mit DM 70 ergeben sich daraus DM 1.471.680 DMEinheitgebühren allein aus dem Kriterium „Fischtoxizität“.

Neben der Fällung von Uran-Mineralphasen, der Sorption an Humaten, Eisenhydroxiden und Tonmineralen kommt der Reduktion von U(VI) zu U(IV) eine besondere Bedeutung zu, da U(IV) in Wasser nur in äußerst geringem Maße löslich ist und somit als stabile U(IV)-Mineralphase ausgefällt wird. Für die Reduktion von U(VI) wird allerdings ein sehr starkes Reduktionsmittel (z.B. nullwertiges Eisen) benötigt.

Metallisches Eisen führt zu einer Absenkung des Redoxpotentials und Erhöhung des pH-Wertes auf Grund folgender Reaktionen:



Im Bergwerk verbliebenes metallisches Eisen in Form von Streben, Maschinen etc. kann somit diese beiden Reaktionen begünstigen. Bezüglich der gleichzeitigen Reduktion von U^{6+} zu U^{4+} finden sich widersprüchliche Angaben. Während MORRISON & SPANGLER (1992) die Uran-Reduktion mit Hilfe von nullwertigem metallischen Eisen nachweisen konnten, fanden DEISSMANN et al. (1995) in Laborversuchen selbst bei E_{H} -Werten von -250 mV lediglich eine Abnahme der U-Konzentration von 20%. Metalle, deren Löslichkeit im wesentlichen nur über den pH-Wert gesteuert werden, zeigten dem gegenüber deutliche Konzentrationsveringerungen. Es ist zu vermuten, daß die Reduktion von sechswertigem Uran zum vierwertigen Uran kinetisch katalysiert wird und von der Oberfläche und der

Beschaffenheit des Eisens des zur Verfügung stehenden Eisens abhängt. Das Verbringen einer geeigneten Mischung aus Fe^0 und weiterer Mineralphasen, die natürlich gut durchlässig sein muß, kann somit zur insitu Fixierung von Uran verwendet werden.

6.2 Kontamination der Sedimente

An zwei Stellen des Reviers Niederpöbel konnten in Stollen des Altbergbaus Sedimentproben genommen und analysiert werden. Eine Probe bestand überwiegend aus silikatischen Mineralen, die andere aus Eisenhydroxiden. Beide Proben zeigten hohe, teilweise extrem hohe Gehalte hinsichtlich Uran, Radium, Kobalt, Blei, Zink, Arsen, Molybdän, Barium und Lanthan. Teilweise waren auch die Gehalte von Zink, Vanadium und Wolfram sehr hoch.

Mit Ausnahme von Blei und Chrom war der austauschbare Anteil an Schwermetallen in den kontaminierten Schlämmen relativ klein. Die größten Anreicherungen fanden sich in den leicht reduzierbaren bis mäßig reduzierbaren Sedimentfraktionen und in der unlöslichen Residualfraktion. Dabei sind besonders Kobalt, Nickel, Zink, Silber, Cadmium und Barium in der leicht reduzierbaren (einschließlich karbonatischen) Form, d.h. an Manganoxidhydrate gebunden, und Kupfer, Arsen, Molybdän und Uran in einer schwerer extrahierbaren, mäßig reduzierbaren Phase, d.h. an Eisenoxidhydrate gebunden, zu finden.

7. Zusammenfassung

Bei der Flutung von Grubengebäuden im Festgestein kommt es in der Zeit des Auffüllens der bergmännischen Auffahrungen offensichtlich zu einer Akkumulation von Schadstoffen in dem Grund- und Grubenwasser, das die anthropogenen geschaffenen Hohlräume auffüllt. Im Hinblick auf Belastungen des Grundwassers oder Vorfluters ist von entscheidender Bedeutung, ob das ehemalige Grubengebäude über einen Stollen im Sinne einer unterirdischen Freispiegelleitung mit einem Vorfluter verbunden ist oder nicht.

Ist dies nicht der Fall, werden die im Wasser des Grubengebäudes gelösten Schadstoffe vom Grundwasserstrom, der das Grubengebäude durchströmt, aufgenommen und abtransportiert. Sie werden - soweit es sich um konservative, nichtreaktive Schadstoffe handelt - mit erheblicher Zeitverzögerung und Verdünnung durch Dispersion und Vermischung mit unbelastetem Grundwasser in den Vorfluter gelangen.

Ist das Grubengebäude auf einem bestimmten Höhen-Niveau über einen Stollen mit dem Vorfluter verbunden, wirkt dieser Stollen in Verbindung mit dem Grubengebäude wie ein großdimensioniertes Horizontalfilterbrunnen - System. Sobald das Niveau der Freispiegelleitung erreicht ist, fließt das stark kontaminierte Grubenwasser, das sich in den bergmännischen Auffahrungen gesammelt hat, teilweise über den Stollen ab. Das Verhältnis zwischen Grundwasserabstrom und Stollenabfluß ist abhängig von K_f -Wert des Aquifers, dem Höhenniveau des Stollens und der Wirksamkeit hydraulischer Verbindungen zwischen Klüften und bergmännischen Hohlräumen.

Die Konzentrationsspitzen einiger Schadstoffe werden in den ersten Monaten nach Beginn des Grundwasserentnahme über den Stollen auftreten und den Vorflutern entsprechend belasten. Für diese Schadstoffe ist auch mit einem deutlichen Rückgang innerhalb von wenigen Jahren zu rechnen. Charakteristisch ist aber auch, daß keinesfalls die Konzentrationen erreicht werden, die im Grundwasser von Aufnahme der bergbaulichen Tätigkeiten anzutreffen waren. Vielmehr stabilisieren sich die Schadstoffgehalte auf einem Niveau, das deutlich über den Hintergrundwerten liegt. Auf Basis der bisherigen Beobachtungen kann davon ausgegangen werden, daß die Konzentrationen bestimmter Schadstoffe auch nach 30 bis 40 Jahren noch nicht auf die geogenen Hintergrundwerte abgeklungen sind.

Daneben gibt es andere Schadstoffe, die erst nach mehreren Jahren maximale Konzentrationen aufweisen. Für diese ist zu erwarten, daß auch der Rückgang der Konzentrationen noch langsamer erfolgt. Grund für das Langzeitverhalten sind offensichtlich sekundäre Mineralphasen, die sich aus sulfidischen Veerzungen durch den Zutritt von Luftsauerstoff während des Bergbaus gebildet haben. Soweit sie extrem gut löslich sind wie z.B. Sulfate werden sie in der ersten Phase der Flutung ausgewaschen.

Andere sekundäre Mineralphasen sind weniger gut löslich aber immer noch deutlich besser als sulfidische. Aus der Annahme, daß alle im Aquifer verbleibender sulfidischen Veerzungen „aufoxidiert“ wurden, folgt plausibel, daß die vorbergbaulichen Hintergrundwerte möglicherweise überhaupt nicht mehr erreicht werden können. Dies ist nur möglich, wenn die entsprechenden Elemente wieder reduziert werden. Im Falle des Urans müßte also das sechswertige Uran in vierwertiges Uran überführt werden, da nur vierwertige Uran -

Mineralphasen nahezu unlöslich in Wasser sind. Als Reduktionsmittel kommen dafür Mikroorganismen und nullwertiges Eisen in Frage.

Die Belastung der Vorfluter durch Grundwasser aus gefluterten Gruben kann wesentlich verringert werden, wenn die betreffenden Gruben nicht über Stollen teilentwässert werden. In diesem Fall wird der Grundwasserleiter die gesamte Schadstofffracht aufnehmen. Aquifere bieten aber in der Regel eine Reihe von Mechanismen Schadstofffrachten zu verringern. Auch die Tatsache, daß es sich beim Einleiten von Grubenwasser über Stollen in wasserrechtlichen Sinn um eine genehmigungspflichtige und gebührenpflichtige Direkteinleitung, spricht für das Unterbinden solcher Direkteinleitungen soweit dies technisch und mit vertretbarem Aufwand möglich ist.

8. Literatur

BEUGE et al.: Der Einfluß des Uranbergbaus auf die Spurenelementgehalte in der Zwickauer Mulde (Impact of Uranium Mining on Trace Metal Contents of the River Zwickauer Mulde). *In Proc. Band Geocongress I*, Verlag Sven von Loga, Köln, (1995).

Bundesamt für Strahlenschutz: Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung (Empfehlung der Strahlenschutzkommission.- 104. Sitzung der Strahlenschutzkommission 27./28. Juli (1991).

EICKMANN, Th., & A. KLOKE: Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Schadstoffe in Böden. Mittl. der VDLUFA H.1. Berlin, (1991).

DAVIS & KENT: Surface complexation modeling in aqueous geochemistry, *in* Hochella, M.F., and White, A.F., eds., Mineral-Water Interface Geochemistry: Washington D.C., Mineralogical Society of America, Reviews in Mineralogy, vol. 23, Chapt. 5, p. 177-260, (1990).

DEISSMANN et al.: Effects of Redox- and pH-changes on Contaminants in Acid Mine Waters from the Ronneburg Mine (Thuringia, Germany): A Comparative Laboratory Study *In Proc. Band Geocongress I*, Verlag Sven von Loga, Köln, (1995).

DZOMBAK & MOREL: Surface complexation modeling-hydrous ferric oxide: New York, John Wiley, 393 p. (1990).

FÖRSTNER, und CALMANO, W.: Bindungsformen von Schwermetallen in Bagger-schlamm, *in* Metals in the hydrocycle, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, (1984).

HOTH et al.: Die lithostratigraphische Gliederung des kristallinen Vorsilurs in der fichtelgebirgisch-erzgebirgisch Antiklinalzone.-Geologie. Berlin 44, S. 1-44, (1984).

Anonym: Interventions- und Referenzliste der Niederlande: Prüftabelle für Boden und Grundwasser.-1994, Gravenhage, (1994).

KLINGEL et al.: Zur Mobilität von Uran und Radium (Mobility of Uranium and Radium) *In Proc. Band Geocongress I*, Verlag Sven von Loga, Köln, (1995).

KLOKE A.: Orientierungsdaten für einige Elemente in Kulturböden. -1980. Mittl. der VDLUFA H.1-3. Berlin

KUSCHKA: (mündliche Mittlg.), 1996

LÖLF NRW (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein Westfalen): Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden zur Gefährdungsabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzung, (1988)

MILDE: Gutachterliche Stellungnahme zur Qualität der Wässer des Rothschönberger Stollns und sich andeutenden Tendenzen.-Unveröff. Bericht, TU Bergakademie Freiberg, (1973)

MORRISON S. J. & SPRANGLER R. R.: Extraction of Uranium and Molybdenum from aqueous solutions: A survey of industrial materials for use in chemical barriers for uranium mill tailings remediation. Environ. Sci. Technol. 26, 1922 - 1931. (1992).

PARKHURST: User's guide to PHREEQC-A computer program for speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations. Water-Resources Investigations Report 95-4227. U.S. Geological survey. Lakewood, Colorado, (1995).

RÖSLER und MEIER: Zur Geochemie Freiburger Grubengewässer.-Unveröff. Forschungsbericht, TU Bergakademie Freiberg, (1983):

SCHLEICH et al.: Monitoring and Analytics of Uranium Series Radionuclides in the Upper Horizons of Different Soils. In Proc. Band Geocongress I, Verlag Sven von Loga, Köln, (1995).

Anonym: Die Trinkwasserverordnung, 3. Neuberarbeitete Auflage, Erich Schmidt Verlag. (1991).