

Isotopenuntersuchungen für die Beurteilung von Grundwasserkontaminationen an Standorten von Uranerz-Tailings in Sachsen und Thüringen

Isotope studies for assessing ground water contamination at sites of uranium mill tailings in Saxonia and Thuringia

R. GELLERMANN¹⁾, H. DÖRR²⁾, K. KÜHN³⁾, P. RIPPER²⁾, G. SCHULZE, M. PAUL⁴⁾,
B. MÜLLER, P. JORDAN⁵⁾, R. BAYER⁶⁾ & H. OSTER⁷⁾

Inhalt

	Seite
1. Einleitung.....	84
2. Geologie und Hydrogeologie.....	84
2.1. Standort Seelingstädt.....	84
2.2. Standort Crossen.....	86
3. Untersuchungskonzepte und -methoden.....	88
4. Ergebnisse.....	89
4.1. Stabile Isotope des Wassers.....	89
4.2. Tritium.....	92
4.3. FCKW.....	95
4.4. Tritium/ ³ He-Datierung.....	96
4.5. Radiokohlenstoff (¹⁴ C).....	96
4.6. Retardationsfaktoren natürlicher Radionuklide.....	97
4.7. Uranisotope.....	98
5. Schlußfolgerungen.....	99
Zusammenfassung.....	100
Literatur.....	100
Summary.....	101
Dank.....	101

¹⁾ Dr. R. GELLERMANN, HGN Hydrogeologie, Lübecker Straße 53–63, D-39124 Magdeburg.

²⁾ Dr. H. DÖRR & Dr. P. RIPPER, Trischler und Partner GmbH, Berliner Allee 6, D-64295 Darmstadt.

³⁾ Dipl.-Geol. K. KÜHN, Trischler und Partner Consult GmbH, Glück-Auf-Str. 1, D-09599 Freiberg.

⁴⁾ Dipl.-Geol. G. SCHULZE & Dr. M. PAUL, Wismut GmbH, Jagdschänkenstr. 29, D-09117 Chemnitz.

⁵⁾ Dipl.-Geol. B. MÜLLER & Prof. Dr. P. JORDAN, HGCHydro-Geo-Consult GmbH, Halsbrücker Str. 34, D-09599 Freiberg.

⁶⁾ Dr. R. BAYER, Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 366, D-69120 Heidelberg.

⁷⁾ Dr. H. OSTER, Spurenstofflabor Dr. Oster, Bornweg 10, D-67157 Wachenheim.

1. Einleitung

Bis zum Jahre 1990 gehörte der sächsisch-thüringische Raum weltweit zu den bedeutendsten Uranerzfördergebieten. Die Aufbereitung der geförderten Erze erfolgte in zwei Aufbereitungsanlagen in Seelingstädt bei Gera (Thüringen) und Crossen bei Zwickau (Sachsen). Diese Aufbereitung hinterließ u. a. große industrielle Absetzanlagen (IAA), in die die aufgemahlene und chemisch gelaugten Uranerzreste eingespült wurden. Die Einstellung der Urangewinnung nach der Vereinigung Deutschlands erfordert vom neuen Eigentümer, der Wismut GmbH, die umweltgerechte Verwahrung der Bergbaualtlasten. Grundlage aller auf dauerhafte Verwahrung ausgerichteten Maßnahmen ist eine detaillierte Erkundung der Standortbedingungen. In diesem Rahmen wurden von der Wismut GmbH auch isotopenhydrogeologische Untersuchungen an den Absetzanlagen der Standorte Crossen und Seelingstädt veranlaßt. Die allgemeinen Ziele dieser Untersuchungen betrafen Aussagen zu hydraulischen Verbindungen und den Zeitkonstanten der Schadstoffübertragung von den Becken in das geologische Umfeld. In einer Teilstudie wurden darüberhinaus Migrationsparameter ausgewählter Radionuklide aus Feldmessungen bestimmt. Die vorliegende Arbeit versucht, einige methodische Aspekte der bisherigen Ergebnisse zusammenzufassen. Weitergehende Angaben sind in den entsprechenden Erkundungsberichten beschrieben (R. GELLERMANN et al., 1994a, H. DÖRR et al., 1994).

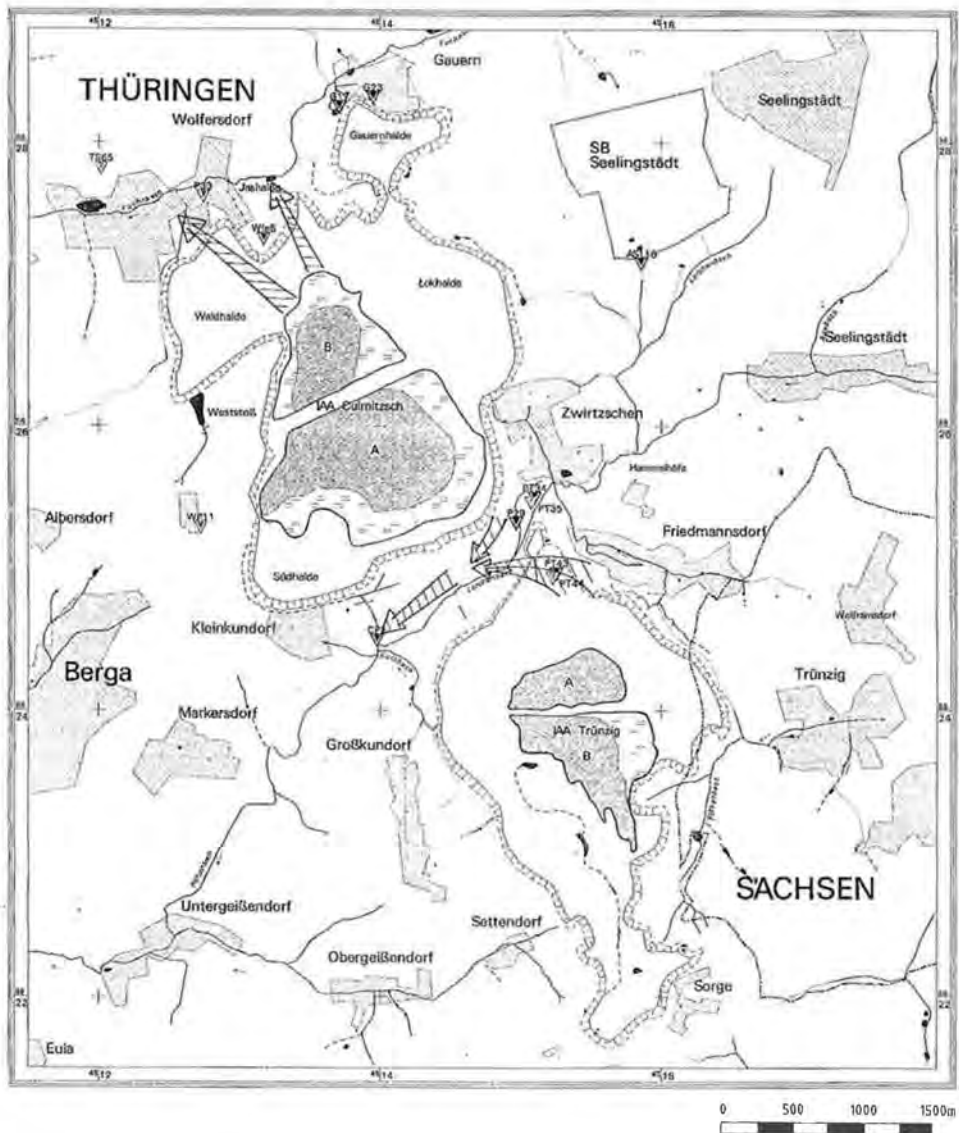
2. Geologie und Hydrogeologie

2.1. Standort Seelingstädt

Das Untersuchungsgebiet liegt im E Thüringens ca. 20 km südöstlich von Gera. Hier befinden sich die Absetzanlagen Culmitzsch und Trünzig (Fig. 1). Beide Anlagen enthalten jeweils zwei durch Trenndämme geteilte Absetzbecken, in die vorwiegend neutralisierte Schlämme der schwefelsauren Aufbereitung (Becken A) bzw. der sodaalkalischen Aufbereitung (Becken B) eingespült wurden. Wichtige Kenndaten der Anlagen enthält Tab. 1.

Geologisch und hydrogeologisch wird das Untersuchungsgebiet durch die herzynisch steichende Culmitzsch-er Störungszone, dem südöstlichsten Ausläufer der Finnestörung, geprägt. Am nordöstlichen Rand der Störungszone sind ordovizische phyllitische Tonschiefer auf permotriassische Plattformablagerungen aufgeschoben. Diese permotriassischen Ablagerungen bestehen aus einer sandig-tonigen Randfazies des Zechsteins und konglomeratischen Sandsteinen des Unteren Buntsandsteins. Diese Schichtfolge lagert diskordant auf dem Grundgebirge auf und fällt von ihrem Ausstrich im S nach N bzw. NW hin ein, gleichzeitig jedoch auch nach E zur Culmitzsch-er Störungszone.

Die hydrogeologischen Verhältnisse werden durch die starke bruchtektonische Überprägung des Gebietes wesentlich bestimmt. Als Hauptgrundwasserleiter ist der Culmitzsch-er Sandstein anzusehen. Lokal können Ablagerungen des Unteren Buntsandsteins und die Verwitterungszone des ordovizischen Tonschiefers als Grundwasserleiter wirken. Die Grundwasserbewegung erfolgt in erster Linie auf Klüften und Bankungsfugen. Untergeordnet können in der Verwitterungszone des Buntsandsteins und des Tonschiefers Porenschichtwässer auftreten. Die Grundwasserströmung folgt in der



Legende

Fließgewässer

- ständig fließend
- - - - - saisonaler Wasserlauf
- ⋯⋯⋯ unterirdischer Abfluß (verrohrt)

Stehende Gewässer

- Teiche
- künstliche Gewässer (IAA)
- Spülstrand



Meßstellen der Umgebungsüberwachung



Untersuchte Abstrombereiche kontaminierter Wässer

Fig. 1: Untersuchungsgebiet Seelingstädt (Thüringen).
Study area Seelingstädt (Thuringia).

Tab. 1: Wichtige Kennzahlen der untersuchten Absetzanlagen. Daten aus (WISMUT, 1993). Durch laufende technische Maßnahmen können sich die Zahlenwerte verändern. Die angegebenen Zahlen entsprechen dem Stand 1992.

Basic data of the studied tailings (data from WISMUT, 1993). Due to technical measures the figures can be changed. The figures given correspond to the state of 1992.

Parameter	Maßeinheit	Standort Seelingstädt		Standort Crossen		
		Culmitzsch A+B	Trünzig A+B	Helmsdorf	Dänkritz 1	Dänkritz 2
Gesamtfläche	ha	227,5	108,0			
Freiwasserfläche	ha			116,0	12,3	2,7
Spülstrandfläche	ha	94,6	67,6	75,7	7,3	4,3
Eingelagerte Berge	Mio. t	90,0	ca. 19,0	50,3	5,6	0,8
Porenwasser	Mio. m ³	41,8	ca. 9,5	17,0	1,1	0,3
Mittl. Ra-Gehalt (Feststoff)	Bq/g	ca. 12,0	ca. 11,0 (A) ca. 7,0 (B)	6,0	6,0	6,0
Betriebszeit		1967–90	1960–67	1958–89	1952–58	1952–58

Regel dem Schichteinfall. Im Bereich der Absetzanlagen wird diese Strömung durch die hydrostatischen Druckunterschiede zwischen den Beckenwässern und dem Grundwasser überprägt. Hierdurch kommt es zu Einträgen kontaminierter Sickerwässer in das Grundwasser. Entlastungsgebiete des kontaminierten Grundwassers sind die nördlich der Absetzanlagen gelegenen Tallagen des Fuchsbaches bei Wolfersdorf (Abstrom Norddamm Culmitzsch B) und des Lerchenbaches bei Zwirtzsch (Abstrom Norddamm Trünzig und Süddamm Culmitzsch A).

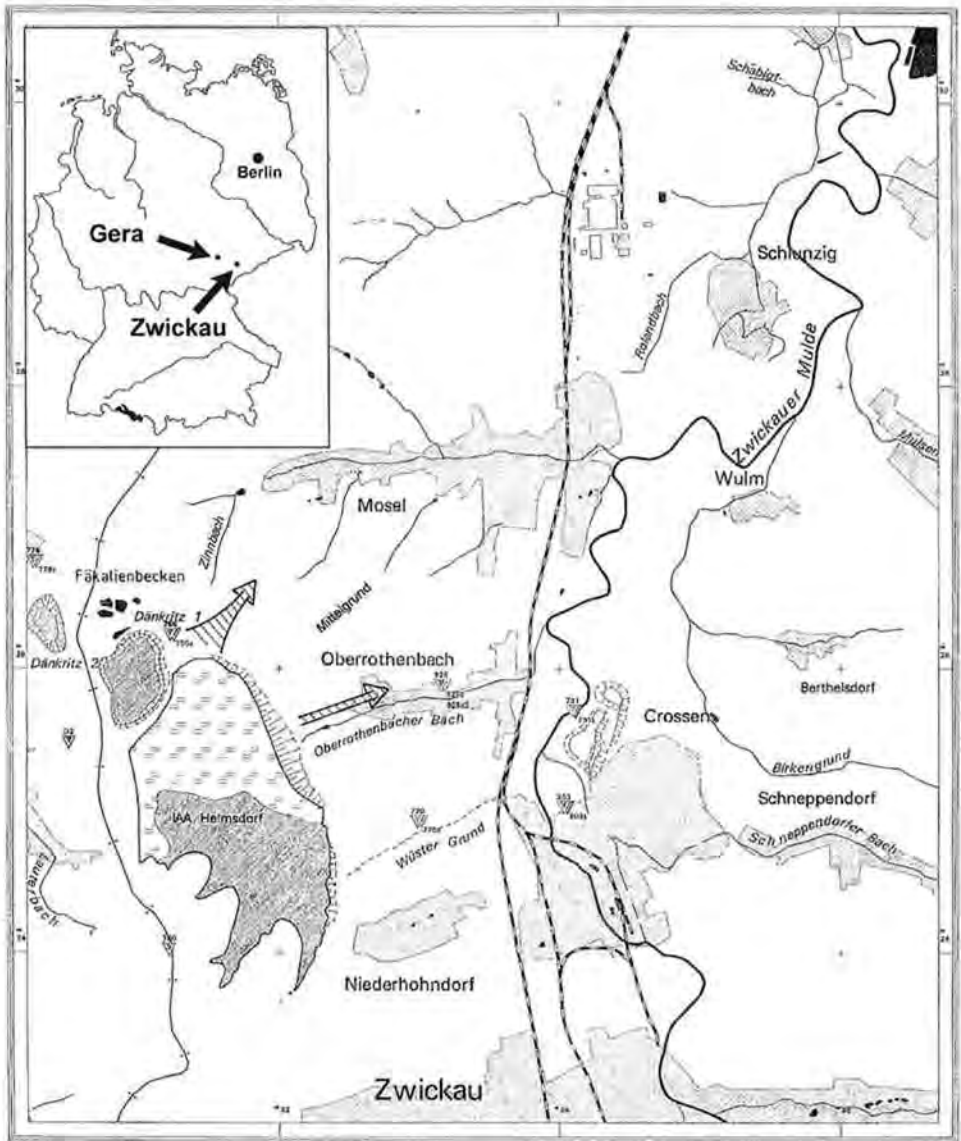
2.2. Standort Crossen

Am Nordrand der Stadt Zwickau befinden sich drei IAA des ehemaligen Aufbereitungsbetriebes Crossen (Fig. 2). Wichtige Kenndaten der Anlagen sind in Tab. 1 aufgeführt. Die größte dieser Anlagen, die IAA Helmsdorf, wurde in einem ehemaligen weiten Talkessel angelegt, der durch zwei Dämme (Hauptdamm bei Ortslage Oberrothenbach und Damm im Talbereich Wüster Grund) nach E hin abgeriegelt wurde. Nördlich des Beckens Dänkritz 1 befindet sich darüberhinaus eine Fäkalienversickerung der Stadt Zwickau.

Der geologische Untergrund des Beckens Helmsdorf wird von den Mülsener Schichten des Oberrotliegenden gebildet, die aufgrund ihrer petrologischen Ausbildung als kleinstückiges Konglomerat bezeichnet werden. Im N des Beckens Helmsdorf und unter den Becken Dänkritz 1 und Dänkritz 2 werden die Mülsener Schichten von tertiären Sanden und Kiesen überlagert.

Die Wasserdurchlässigkeit der Mülsener Schichten ist vor allem an Störungszonen gebunden. Wichtige Abstrombereiche aus dem Untergrund des Beckens Helmsdorf sind das Oberrothenbacher Tal, der Talbereich Wüster Grund und der Bereich Niederhohndorf.

In den tertiären Sedimenten fließen im Quellgebiet des Zinnbaches, dem sogenannten Zinnborngbiet, kontaminierte Wässer nach N ab. Die östlich an das Zinnbachtal anschließenden Täler sind nicht durch kontaminierte Wässer der Absetzanlagen beeinflusst (B. MÜLLER et al., 1993).



Legende

Fließgewässer

- ständig fließend
- - - - - saisonaler Wasserlauf
- unterirdischer Abfluß (verrohrt)

Stehende Gewässer

- Teiche
- ▨ künstliche Gewässer (IAA)
- ▤ Spülstrand



Meßstellen der Umgebungsüberwachung



Untersuchte Abstrombereiche kontaminierter Wässer

Fig. 2: Untersuchungsgebiet Crossen (Sachsen).
Study area Crossen (Saxony).

3. Untersuchungskonzepte und -methoden

Die durchgeführten Untersuchungen mit Isotopen und anderen Umwelttracern an den beschriebenen Standorten waren Teil umfangreicher Standorterkundungen, mit denen seit 1990 in mehreren Stufen die Schadstoffinventare erfaßt und hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen bewertet werden.

Die Einbeziehung der Isotopenuntersuchungen in diese Erkundung mußte dabei unter Berücksichtigung praktischer Erkundungsziele, von Kosteneffizienz und terminlichen Vorgaben geplant werden. Unter diesen Rahmenbedingungen erwies sich ein konzeptioneller Ansatz als tragfähig, der in den Schritten Eignungsprüfung und Voruntersuchung die standorttypische Variabilität von Isotopenindikatoren prüft und daraus die Anwendbarkeit der Methoden für die Lösung konkreter Aufgabenstellungen bewertet (Tab. 2).

Die in den Eignungs- bzw. Voruntersuchungen ausgewählten Indikatoren wurden in der Anwendungsphase zur Bearbeitung von Einzelfragen genutzt. Dabei standen

Tab. 2: *Untersuchte Isotope und chemische Indikatoren sowie Einschätzung ihrer Nutzbarkeit für die Bearbeitung praktischer Aufgaben an den Standorten.*

Isotopes and chemical indicators measured in this study as well as assessment of their suitability for solving hydrogeological problems at the studied sites.

Indikator	Bearbeitungstiefe	Anwendungsfelder und -erfahrungen
H-2, O-18	Anwendungsstudie	Bildungsbedingungen der Sickerwässer, Mischungsberechnungen, gut anwendbarer Indikator für Beckensickerwasser
H-3	Anwendungsstudie	Reservoirdynamik, Bilanzbetrachtungen, gut anwendbarer Indikator
He-3	Eignungsprüfung	Datierung junger Wässer, wegen anormaler Isotopenzusammensetzung nur bedingt anwendbar
C-13	Eignungsprüfung	zur Unterscheidung von Kontaminationen der Fäkaldeponie möglicherweise geeignet
C-14	Eignungsprüfung	Mischungsberechnungen möglich; ungünstiges Kosten-Nutzen-Verhältnis im Nahbereich um die Anlagen; für großräumige Grundwasserdynamik sinnvoll
Pb-Sr-Isotope	Eignungsprüfung	Unterscheidung von Sickerwässern aus Dänkrütz 1 und Helmsdorf, Voruntersuchung sinnvoll
Po-210, Pb-210, Rn-222	Vorunters. (Crossen) Eignungspr. (Seelingst.)	radiologische Bewertung; Ermittlung von Retardationsfaktoren, nur bei besonderem Bedarf erforderlich
Ra-Isotope, Rn-222	Eignungsprüfung	radiologische Bewertung; Ermittlung von Retardationsfaktoren, Voruntersuchung sinnvoll
U-238, U-234	Anwendungsst. (Crossen) Vorunters. (Seelingst.)	Beurteilung der Herkunft von gelöstem Uran im Wasser, bei speziellen Fragestellungen sinnvoll (Frühwarnindikator)
FCKW	Voruntersuchung	Datierung junger Wässer; wegen anthropogener Kontaminationen nur eingeschränkt aussagefähig
Halogenide (Br, J, Cl)	Anwendungsst. (Crossen) Eignungspr. (Seelingst.)	Beurteilung der Herkunft von Kontaminationen; (analytische Probleme bei Routinemessungen)

Fragen der Zuordnung von Grundwasserkontaminationen zu den IAA oder anderen Quellen (z. B. Fäkalienversickerung), die Dynamik der Schadstoffausbreitung und die Abschätzung von Wasserbilanzen im Mittelpunkt.

In die Untersuchungen einbezogen waren die in Tab. 2 aufgeführten Indikatoren. Die Probenahmen an nicht artesischen Grundwassermessstellen wurden nach Abpumpen bis zur Konstanz der Leitfähigkeit durchgeführt. Dabei wurden die Feldparameter Temperatur, pH, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt gemessen und Proben für chemische Analysen entnommen. Proben für Radium, ^{210}Pb und ^{210}Po wurden mit Membranfiltern filtriert und danach konserviert. Bei Radium und ^{210}Po wurde sofort ein Ausbeutetracer zugesetzt. Die Proben für die ^{210}Po - und ^{210}Pb -Bestimmung wurden nach der Probenahme zusätzlich entgast, um das Nachwachsen dieser Nuklide durch den Zerfall von Radon zu verhindern.

Die Proben für Radon-, FCKW- und ^3He -Bestimmungen mußten ohne Gasverluste entnommen werden. Die ^3He -Proben wurden aus einem Förderstrom in kalt verschweißte Kupferrohre eingeschlossen. Die Glasflaschen für FCKW-Proben wurden in einem mit Probenwasser durchspülten Eimer unter Wasser aus einem Schlauchzulauf gefüllt und in einer mit Probenwasser gefüllten Dose ins Labor transportiert. Radonproben wurden aus dem Förderstrom mit einem zwischengeschalteten Schlauch in Flaschen gefüllt.

Vergleichsproben aus den Porenwässern der abgelagerten Schlämme wurden sowohl aus einigen in den Schlämmen ausgebauten Messstellen als auch aus definiert entnommenem Schlammmaterial (Bohrkernabschnitte) gewonnen. Die in Plastikhüllen eingeschweißten Bohrkernabschnitte wurden dazu im Labor durch Zentrifugieren entwässert.

4. Ergebnisse

4.1. Stabile Isotope des Wassers

Ein Diagramm aller gemessener $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Wasser des Standortes Crossen zeigt Fig. 3. Die Meßergebnisse umfassen einen großen Wertebereich, der sich in drei Gruppen gliedern läßt:

- meteorisches Grundwasser mit $\delta^2\text{H} = -72$ bis -67 ‰ und $\delta^{18}\text{O} = -9,7$ bis $-9,2$ ‰,
- verdunstungsbeeinflusstes Beckenfreiwasser mit $\delta^2\text{H} = -55$ bis -10 ‰ und $\delta^{18}\text{O} = -7$ bis $+1$ ‰,
- Mischwasser aus meteorischem Grundwasser und Beckenfreiwasser.

Die Isotopenzusammensetzung der Beckenfreiwässer kann im Jahresgang beträchtlich schwanken. Die Amplitude dieser Schwankung steht in deutlichem Zusammenhang mit der Reservoirgröße, insbesondere mit der Tiefe der jeweiligen Freiwasserlamelle.

Die neben den Freiwässern am deutlichsten verdunstungsbeeinflussten Wässer sind die Porenwässer der Tailings. Im Unterschied dazu sind die Grundwässer unter den Absetzanlagen nur wenig gegenüber meteorogenen Wässern verschoben. Gemeinsam mit hydrochemischen Daten können relativ sichere Aussagen über Schadstoffeinträge in das Grundwasser abgeleitet werden. Als ein Beispiel soll der Abstrombereich des Oberrothenbacher Tales diskutiert werden. In diesem Hauptabstrombereich des Beckens Helmsdorf (Fig. 4) sind die Mülsener Schichten bis 60 m unter Gelände mit uranhaltigen Sickerwässern kontaminiert.

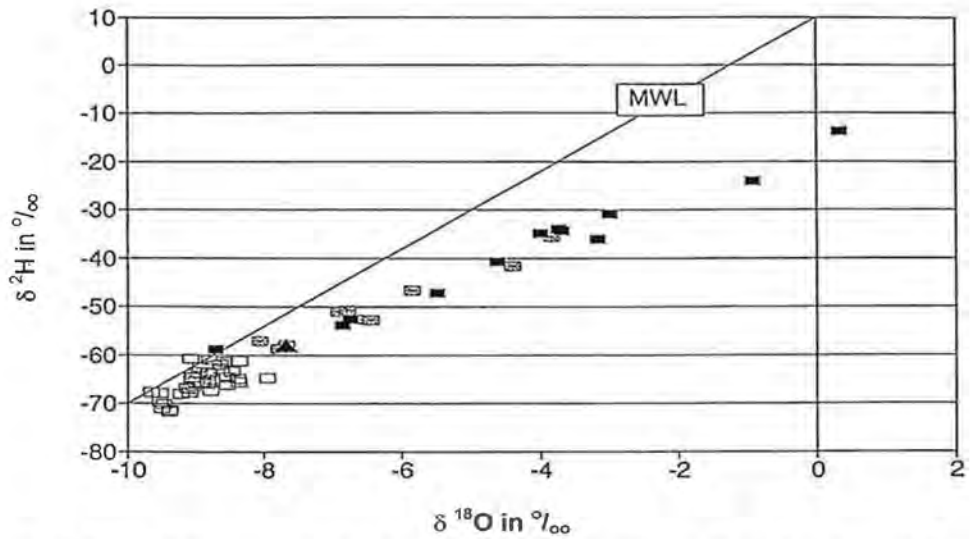


Fig. 3: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm des Standortes Crossen. MWL – Meteoric Water Line. Symbole: ■ – Beckenfreiwasser; □ – Grundwasser; ⊠ – Porenwasser der Tailingschlämme.
 Plot of $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ for study area Crossen. MWL – Meteoric Water Line. Symbols: ■ – surface water of tailing pond; □ – ground water; ⊠ – interstitial water of tailings.

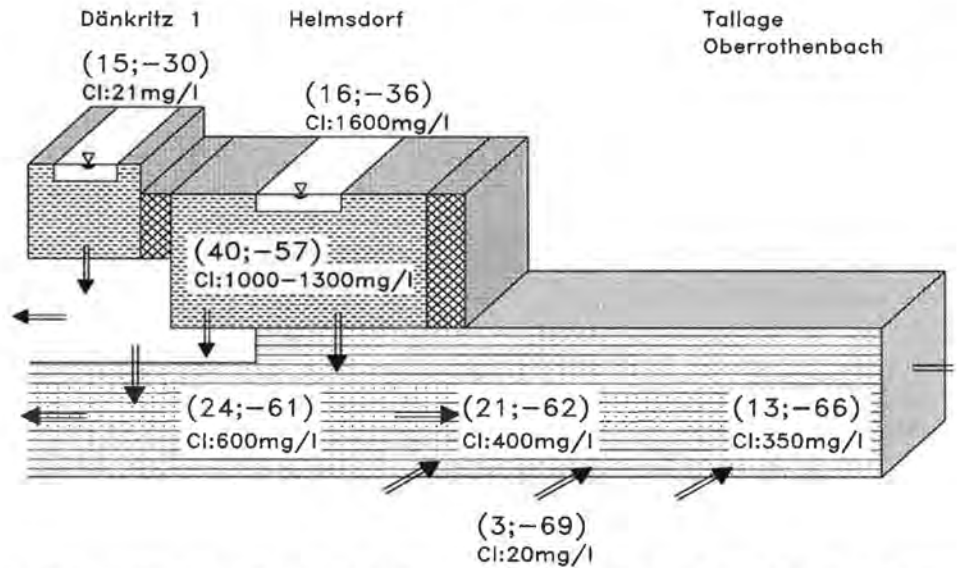


Fig. 4: Schematischer Schnitt durch den Abstrombereich bei Oberrothenbach der IAA Helmsdorf (Standort Crossen). Die Ziffern in Klammern bedeuten: Tritium in TU; $\delta^2\text{H}$ in ‰. Ergänzt sind Chloridgehalte (Cl) in mg/l angegeben. Die Werte zeigen die prinzipielle Verteilung der angegebenen Parameter und wurden aus mehreren Einzelmessergebnissen zusammengefaßt.
 Cross section of the Oberrothenbach Valley with water flow pathes of the tailings Helmsdorf (site Crossen). The figures in brackets mean: tritium in TU; $\delta^2\text{H}$ in ‰. Additional the chlorid concentration (Cl) in mg/l is given. The figures represent the general distribution and are derived from several single data.

Die in Fig. 5 dargestellten Isotopensignaturen von Porenwässern aus dem Becken Helmsdorf, aus Grundwasser unter dem Absetzbecken und aus dem zentralen Abstrombereich im Oberrothenbacher Tal können einer Mischungslinie (ML) zugeordnet werden, auf der die becken nahen Meßpunkte stärker durch verdunstungsbeeinflusste Wässer markiert sind als die beckenfernen. Interpretiert man diesen Befund alternativ als Zumischung von

- (a) Porenwasser aus den Tailings mit $\delta^2\text{H} = -57\text{‰}$ und $\delta^{18}\text{O} = -7,8\text{‰}$ sowie einem gemessenen Chloridgehalt von 1000–1300 mg/l oder
- (b) Beckenfreiwasser mit $\delta^2\text{H} = -36\text{‰}$ und $\delta^{18}\text{O} = -3,9\text{‰}$ sowie einem Chloridgehalt von 1600 mg/l

zu einem chloridarmen (ca. 20 mg/l) meteorischen Wasser mit $\delta^2\text{H} = -69\text{‰}$ und $\delta^{18}\text{O} = -9,5\text{‰}$, so kann man aus den Isotopendaten Sickerwasseranteile berechnen.

Setzt man die so erhaltenen Sickerwasseranteile in Bezug zu den gemessenen Chloridgehalten im Grundwasser, so erhält man die in Fig. 6a bzw. Fig. 6b dargestellten Ergebnisse.

Die mit den Porenwasserdaten der stabilen Isotope berechneten Mischungsanteile kön-

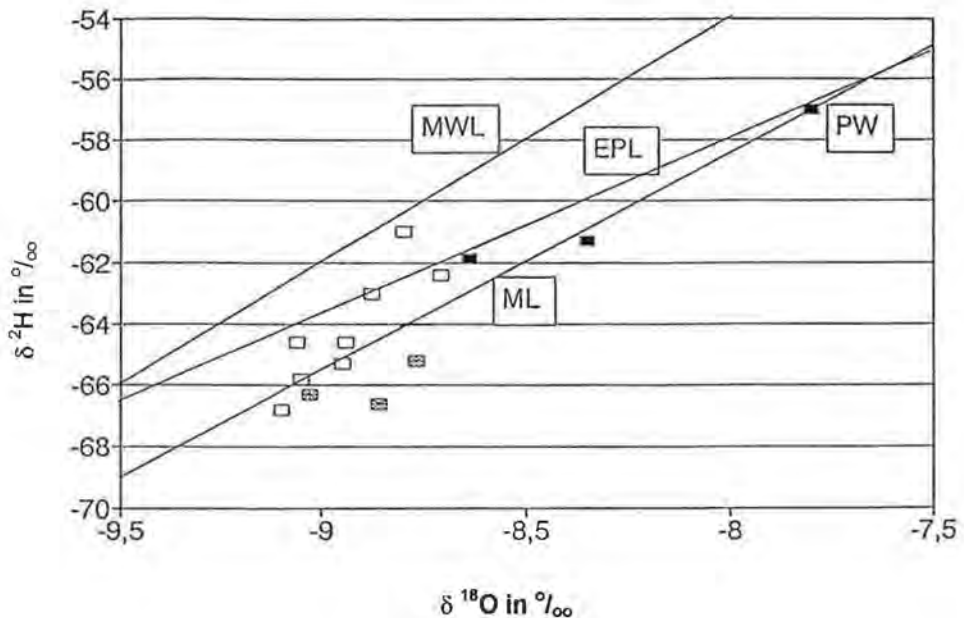


Fig. 5: Isotopensignaturen $\delta\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ im Abstrombereich Oberrothenbach. Die eingezeichneten Linien sind die Meteoric Water Line (MWL), die Verdunstungslinie (EPL) und eine Mischungslinie (ML). PW – Porenwasser Helmsdorf; ■ – Mülsener Schichten unter Becken Helmsdorf; □ – Hauptabstrombereich Oberrothenbacher Tal (Mülsener Schichten); ⊠ – Hauptabstrombereich mit zuzitenden Anteilen unkontaminierter meteorogener Wässer.

Isotopic signatures $\delta\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ of the ground water in the Oberrothenbach Valley (downstream of tailings Helmsdorf). The lines drawn are the Meteoric Water Line (MWL), the Evaporation Line (EPL) and the mixing line (ML). PW – interstitial water of tailings Helmsdorf; ■ – samples of ground water from the Mülsener layers aquifer below the tailings Helmsdorf; □ – aquifer of the Mülsener layers downstream the tailings Helmsdorf; ⊠ – waters in the Oberrothenbach Valley with admixed components of uncontaminated meteoric water.

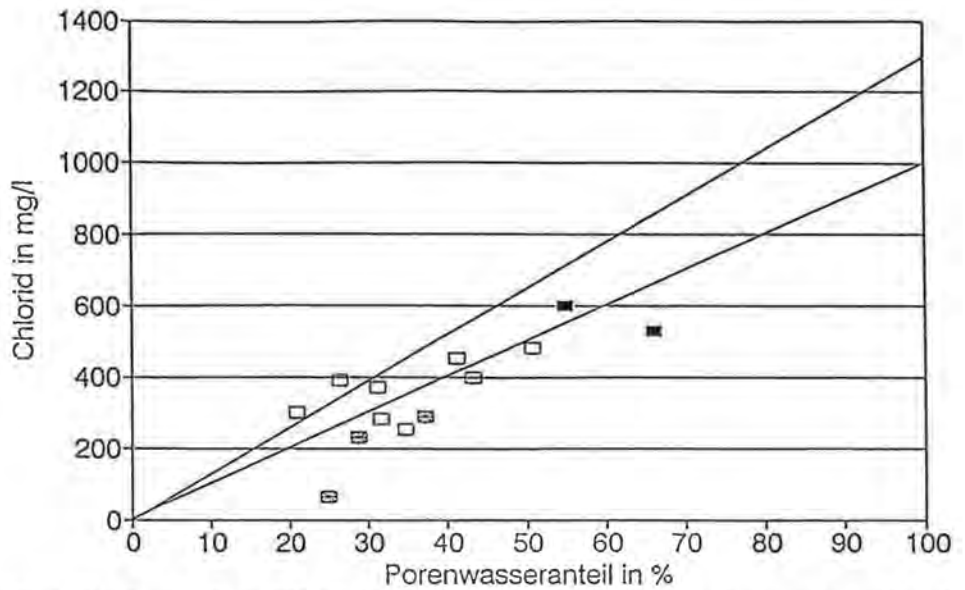


Fig. 6a: Aus Isotopendaten (^2H , ^{18}O) berechnete Anteile von zusätzlichem Porenwasser im Grundwasserabstrom Oberrothenbach in Relation zu gemessenen Chloridkonzentrationen. Die eingezeichneten Linien sind die Mischungslinien aufgrund der gemessenen Chloridkonzentrationen im Porenwasser. Symbole: ■ – Mülsener Schichten unter Becken Helmsdorf; □ – Hauptabstrombereich Oberrothenbacher Tal (Mülsener Schichten); ⊠ – Hauptabstrombereich mit zusätzlichen Anteilen unkontaminierter meteorogener Wässer.

From stable isotope data calculated fractions of infiltrated interstitial water in the ground water of Oberrothenbach Valley related to the measured chlorid concentrations. The drawn lines are mixing lines due to the measured concentrations of chlorid in the interstitial water. Symbols: ■ – samples of ground water from the Mülsener layers aquifer below the tailings Helmsdorf; □ – aquifer of the Mülsener layers downstream the tailings Helmsdorf; ⊠ – waters in the Oberrothenbach Valley with admixed components of uncontaminated meteoric water.

nen die gemessenen Chloridgehalte relativ gut erklären, während die angenommene Zumischung von Freiwasser zu deutlichen Diskrepanzen führt. Damit zeigt sich, daß in diesem Abstrombereich die Grundwasserkontamination durch zusätzliche Porenwasser bedingt ist. Größere Anteile von Freiwasser, das durch kurzschlußartige hydraulische Verbindungen (z. B. sandige Bereiche in den Tailings) in das Grundwasser gelangt und Kontaminationen verursacht, können damit ausgeschlossen werden.

4.2. Tritium

Die Absetzanlagen der Wismut wurden in den 50er bis 60er Jahren errichtet und unterschiedlich lange betrieben (Tab. 1). Um Aussagen über Verweilzeiten von Wässern in diesem Zeitbereich abzuleiten, ist Tritium ein bewährter und häufig angewandter Indikator.

Eine für die Sanierungsuntersuchungen wesentliche Frage betrifft die Mechanismen des Schadstoffaustrags vom Becken in den Untergrund. Dabei ist durch die Erkundung zu klären, ob die Sickerwässer unter den Anlagen bei der Konsolidierung der Schlämme

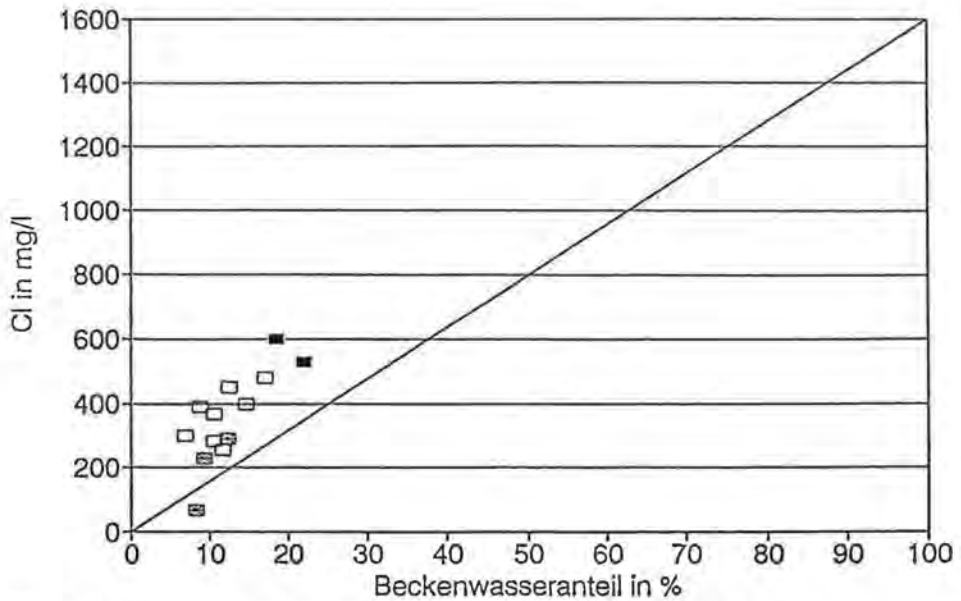


Fig. 6b: Aus Isotopendaten (^2H , ^{18}O) berechnete Anteile von Beckenfeiwasser im Grundwasserabstrom Oberrothenbach in Relation zu gemessenen Chloridgehalten. Die eingezeichnete Linie ist die Mischungslinie aufgrund der gemessenen Chloridkonzentrationen im Freiwasser. Symbole: ■ – Mülsener Schichten unter Becken Helmsdorf; □ – Hauptabstrombereich Oberrothenbacher Tal (Mülsener Schichten); ⊠ – Hauptabstrombereich mit zuzitrenden Anteilen unkontaminierter meteorogener Wässer.

Calculated fractions of infiltrated water from the tailings pond in the outflow zone Oberrothenbach related to the measured chlorid concentrations. The drawn lines are mixing lines due to the measured concentrations of chlorid in the pond water. Symbols: ■ – samples of ground water from the Mülsener layers aquifer below the tailings Helmsdorf; □ – aquifer of the Mülsener layers downstream the tailings Helmsdorf; ⊠ – waters in the Oberrothenbach Valley with admixed components of uncontaminated meteoric water.

freigesetzt werden, ob es eine effektive Durchsickerung der Schlämme gibt oder ob es durch Kontaktlaugung von Grundwässern an der Tailingssohle zur Kontamination des Grundwassers kommt.

Die Möglichkeiten und Probleme, die aus der Nutzung von Tritium bei der Bearbeitung dieser Fragen resultieren, sollen im folgenden an einigen Beispielen diskutiert werden. Die wichtigsten Verteilungsmuster von Tritium zwischen Freiwasser, Porenwasser und kontaminierten Grundwässern im Abstrombereich der Becken sind in Tab. 3 zusammengestellt. Zur Interpretation dieser Werte werden als Bezugswerte die Messungen von Tritium im Niederschlag der Stationen Freiberg/Sachsen und Hof/Bayern benutzt (IAEA, 1994).

Aus den Tritiummessungen können folgende Aussagen abgeleitet werden:

- Der Tritiumgehalt der Freiwasserlamellen entspricht dem aktuellen Niederschlag der Referenzstationen Freiberg und Hof.
- Das Porenwasser der nach 1960 noch betriebenen Anlagen enthält signifikante Anteile von Wässern, die vor 1980 gebildet wurden. Das belegt einen deutlichen Anteil relativ stagnierender Wässer in den Absetzschlammern.

Tab. 3: Tritiumgehalte in Wässern der Absetzanlagen und im abströmenden kontaminierten Grundwasser. (k. A. – keine Angabe; *) – Einzelmessung, Februar 1992.)
 Tritium concentrations in the tailings ponds and in the contaminated ground water in the surroundings of the tailings. (k. A. – no data; *) – one measurement in February 1992.)

IAA	Jahr	Freiwasser (TU)	Porenwasser (TU)	kontaminiertes Grundwasser (TU)
Culmitzsch A	1992/93	17,5	18–35	31–37
Culmitzsch B	1993	k. A.	35–41	30–40
Trünzig A	1992	16	121–211	28–49
Trünzig B	1992	17	k. A.	k. A.
Helmsdorf	1991–94	20–16	18–50	ca. 25
Dänkriz 1	1992/93	15	8–21	6–29
Dänkriz 2	1992	11,4*	k. A.	34

- In zwei Bohrungen auf der IAA Trünzig A, die im Bereich des Spülschlammes verfiltriert sind, wurden 1992 Wässer mit Tritiumgehalten von 121 und 141 TU bzw. 211 TU gefunden. Diese extremen Gehalte weisen auf stagnierende Porenwasserlamellen aus der Betriebszeit der Anlage hin, die durch Niederschläge aus den Zeiten des Bombenpeaks (1963/64) wesentlich beeinflusst sind. Die an diesen Meßstellen unter dem Absetzbecken befindlichen Grundwässer sind jedoch im Rahmen der Meßgenauigkeit tritiumfrei. Das bedeutet, daß an diesen Stellen offenbar kein signifikanter Austrag von tritiumhaltigem Wasser durch Konsolidierungsprozesse stattfindet.
- Da die Porenwässer der Absetzanlagen ein relativ großes, stagnierendes Reservoir darstellen, verändern sich die Tritiumgehalte in ihnen vor allem durch den radioaktiven Zerfall. Für die Freisetzung von Wasser aus den Anlagen muß daher die Tritium-Inputfunktion modifiziert werden. Für ein großes Becken wie die IAA Helmsdorf kann der Tritiuminput C_{in} in das Grundwasser zum Zeitpunkt τ Jahre vor der Beobachtungszeit t nach

$$C_{in}(t-\tau) = C_{PW}(t) \cdot \exp(+\lambda \cdot \tau) \quad (1)$$

abgeschätzt werden. Vor τ Jahren war demnach der Tritiumgehalt des Porenwassers C_{PW} um den Faktor der Exponentialfunktion höher als zum Beobachtungszeitpunkt t . Diese Inputfunktion kompensiert exakt die erwartete Abnahme der Tritiumgehalte durch radioaktiven Zerfall in einem Abstrombereich wie dem Oberrothenbacher Tal. Damit ist eine Ermittlung von Abstandsgeschwindigkeiten aus Tritiummessungen in diesem Teilgebiet praktisch nicht durchführbar.

- Aus Gl. (1) folgt, daß für Bilanzbetrachtungen im Abstrom der Absetzanlagen der radioaktive Zerfall von Tritium häufig nur eine untergeordnete Rolle spielt. Für die Abstrombereiche Oberrothenbach (IAA Helmsdorf) und IAA Culmitzsch-Norddamm sowie IAA Culmitzsch-Weststoß wurden daher entsprechende Bilanzbetrachtungen angestellt. In Fig. 7 ist als Beispiel die Struktur des benutzten Boxmodells am Norddamm Culmitzsch dargestellt. Hier werden nordwärts abströmende kontaminierte Sickerwässer von Becken Culmitzsch B (Volumenstrom Q_T), im Vorfeld des Dammes infiltrierte Niederschlagswässer (GWN) und im Culmitzsch Sandstein aus Nordrichtung anströmende unkontaminierte Grundwässer (Q'_{GS}) im Rahmen der hydraulischen Gefahrenabwehr gefaßt (Q_{ges}). Aus den Meßergebnissen von Tritium, Deuterium und der in diesem Bereich als zusätzlicher Indikator nutzba-

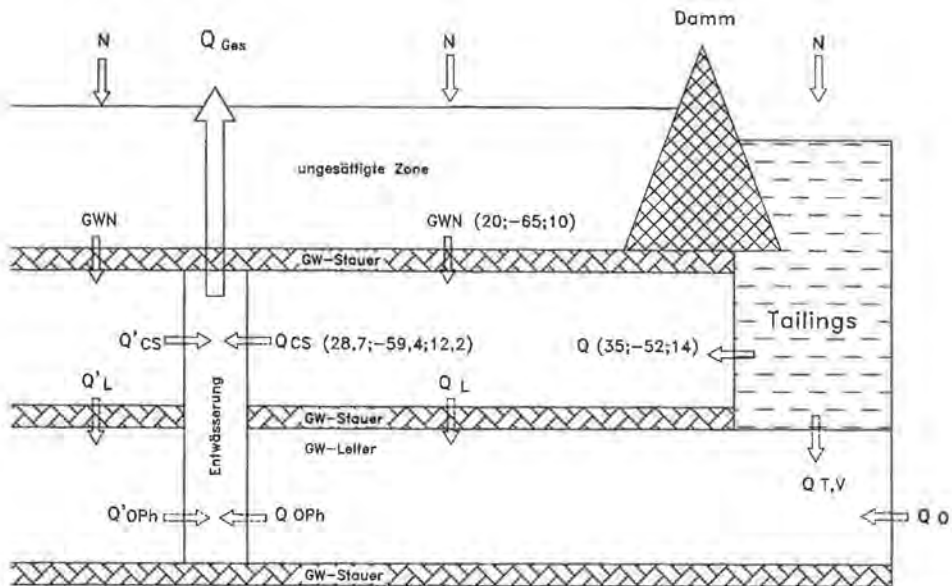


Fig. 7: Vereinfachtes hydrogeologisches Modell des Teiluntersuchungsgebietes Norddamm IAA Culmitzsch. Ziffern in Klammern bedeuten: Tritium in TU; δH in ‰; Temperatur in °C. Abkürzungen: N – Niederschlag; GWN – Grundwasserneubildung, Q – Volumenstrom, CS – Culmitzsch Sandstein, OPh – ordovizischer Phyllit.

Schematic hydrogeological model of the study area Norddamm IAA Culmitzsch. The figures in brackets mean: Tritium in TU; δH in ‰; temperature in °C. Abbreviations: N – precipitation, GWN – recharge of ground water, Q – flow rate, CS – sandstone (Culmitzsch Sandstein), OPh – Ordovician Phyllit.

ren Temperatur wurden die Anteile des kontaminierten Sickerwassers vom Becken Culmitzsch B (Q_T) zu 47 %, des neu infiltrierten Wassers (GWN) zu 35 % und des anströmenden Grundwassers (Q'_{CS}) zu 18 % abgeschätzt. Vor allem die Unterscheidung des neugebildeten und anströmenden Grundwassers ist durch Schadstoffbilanzen nicht eindeutig gegeben und konnte nur durch die Isotopenindikatoren direkt erfasst werden.

4.3. FCKW

Die Gehalte der anthropogenen FCKW-Verbindungen F11 und F12 in der Atmosphäre sind global seit 1950 stetig angestiegen. Das konservative Verhalten dieser Spurengase in hydrologischen Systemen ist Grundlage für ihre Nutzung zur Grundwasserdatierung im Altersbereich bis zu etwa 40 Jahren (H. OSTER, 1994). Durch die Untersuchung von FCKW gemeinsam mit Tritium kann eine Aufschlüsselung der Altersstruktur des Wassers erwartet werden.

In Fig. 8 sind die Meßergebnisse vom Standort Seelingstädt in einem F12/F11-Diagramm dargestellt. Bei einem konservativen Verhalten von F11 und F12 erwartet man Meßergebnisse in der Nähe der eingezeichneten Linie. Wie man erkennt, weichen die gemessenen Werte größtenteils von dieser Linie ab. Mögliche Ursachen dieser Diskrepanzen sind mikrobielle Abbauprozesse und/oder Kontaminationen. In einigen Fällen konnten die möglichen Quellen dieser Kontaminationen als Hausmülldeponien bzw.

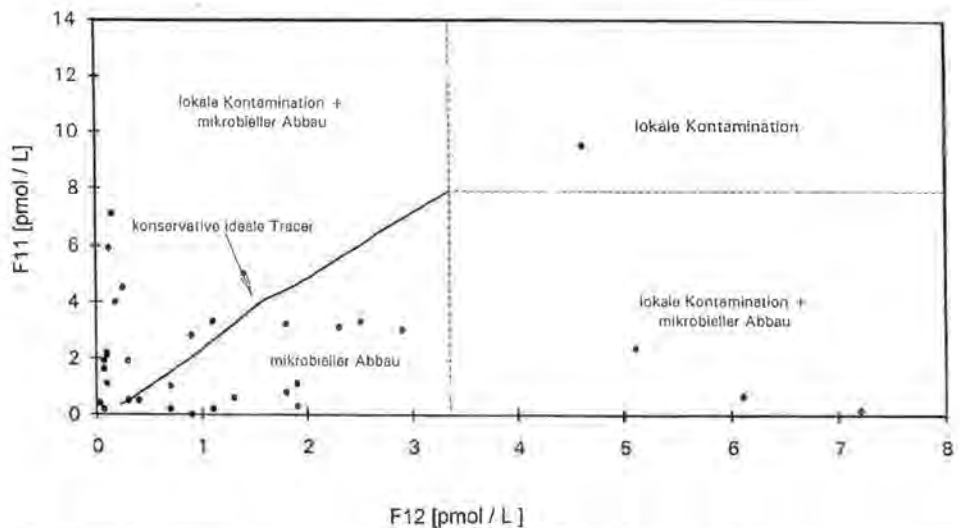


Fig. 8: F11/F12-Diagramm mit Meßwerten aus dem Umfeld der Becken Trünzig und Culmitzsch. Die starke Streuung der Meßwerte ist Ergebnis einer komplexen Überlagerung von lokalen Kontaminationen und mikrobiellen Abbauprozessen.
 Plot of fluorocarbons CFC-11 versus CFC-12 in the ground waters of study area Trünzig and Culmitzsch. The wide scattering of data indicates a complex superposition of local contaminations and microbiological processes.

wilde Müllablagerungen eingegrenzt werden. Die anormalen F11/F12-Verhältnisse in detailliert untersuchten Tailingsbohrungen der Anlagen Culmitzsch A und B (Medianwerte: F11 = 4,0 pmol/l, F12 = 0,1 pmol/l) belegen jedoch, daß auch die in den Absetzschlamm enthaltenen FCKW nicht die Voraussetzungen für eine konventionelle Datierung erfüllen. Obwohl mikrobielle Abbauprozesse rechnerisch korrigiert werden können (H. OSTER, 1994), ist beim gegenwärtigen Kenntnisstand die FCKW-Methode an den untersuchten Standorten nur eingeschränkt anwendbar. Wegen des Aussagepotentials der Methode sind vertiefende Grundlagenuntersuchungen zu den Ursachen dieser Meßbefunde wünschenswert.

4.4. Tritium/³He-Datierung

Die Tritium/³He-Methode ermöglicht eine Datierung junger Wässer unabhängig von der konkreten Inputfunktion des Standortes (P. SCHLOSSER et al., 1989). Erste Messungen an verschiedenen Standorten des ehemaligen Uranerzbergbaus ergaben häufig anormale ³He/⁴He-Verhältnisse mit einem teilweise starken ⁴He-Excess. Die Identifikation des tritiogenen ³He war damit nicht möglich. Eine ingenieurtechnische Anwendung dieser Methode an Standorten des Uranerzbergbaus sollte daher erst nach Klärung der beobachteten Effekte erfolgen. Hier ist ein Forschungsbedarf gegeben.

4.5. Radiokohlenstoff (¹⁴C)

Messungen von ¹⁴C an zwei kontaminierten Sickerwässern aus der IAA Trünzig ergaben Gehalte von 21,4 pmc und 27,9 pmc. Beide beprobten Wässer müssen aufgrund

der Kontamination (Leitfähigkeit 11,2 bzw. 8,9 mS/cm) und der Tritiumgehalte von 60,5 TU bzw. 28,4 TU als jung eingestuft werden. Die niedrigen ^{14}C -Werte sind auf die Verwendung von ^{14}C -freien Karbonaten bei der Uranerzaufbereitung zurückzuführen. Ähnlich niedrige Gehalte von 23 pmc wurden auch im Freiwasser des Beckens Helmsdorf gemessen (A. OGROSKE, 1992). ^{14}C ist damit zum einen als (teurer) Indikator des technogenen Karbonates verwendbar. Andererseits ist bei Arbeiten zur Grundwasserdatierung im weiteren Umfeld um die Anlagen stets zu prüfen, inwieweit durch Zumischung von Wässern mit Karbonat aus den IAA die ^{14}C -Anfangsgehalte beeinflusst werden.

4.6. Retardationsfaktoren natürlicher Radionuklide

Für die Beurteilung der Schadstoffausbreitung auf dem Wasserpfad sind neben den Meßwerten der relevanten Radionuklide der Umwandlungsreihen (U-, Ra-Isotope, ^{210}Pb , ^{210}Po) auch Einschätzungen zum Migrationsverhalten dieser Nuklide wichtige Grundlagen. In einer Eignungsprüfung wurden daher an ausgewählten Meßstellen aus den natürlichen radioaktiven Nichtgleichgewichten Retardationsfaktoren bestimmt (Tab. 4).

Ein besonders einfacher Fall sind die Verteilungsverhältnisse von ^{210}Po zwischen Wasser und Gestein. In guter Näherung kann davon ausgegangen werden, daß das auf den Gesteinsoberflächen befindliche, „mobile“ ^{210}Po durch den über mehrere Tochternuklide erfolgten Zerfall des im Wasser gelösten Radons entstanden ist. Vom Autor R. GELLERMANN (1989) wurde gezeigt, daß aus dem Verhältnis der im Wasser gelösten Radon- ($C_{\text{Rn-222}}$ in Bq/l) und Poloniumkonzentration ($C_{\text{Po-210}}$ in Bq/l) gemäß

$$R_{\text{Po-210}} = 1 + C_{\text{Rn-222}}/C_{\text{Po-210}} \quad (2)$$

der Retardationsfaktor R dieses „mobilen“ ^{210}Po berechnet werden kann. Eine analoge Gleichung kann auch für ^{210}Pb abgeleitet werden.

Ein Ansatz, der aus der Annahme einer ähnlichen Rate der Rückstoßübertragung von ^{222}Rn und den kurzlebigen Radiumisotopen ^{223}Ra , ^{224}Ra aus dem Gestein in das

Tab. 4: Wertebereiche gemessener Radionuklidgehalte an ausgewählten Meßstellen und daraus berechnete Retardationsfaktoren R im Tailingsmaterial und im kontaminierten Grundwasser. (n. b. – nicht berechnet.)

Ranges of concentrations of decay series nuclides in selected sampling wells and calculated retardation factors in the tailings and in contaminated ground water. (n. b. – not calculated.)

Radionuklide	Tailings Helmsdorf	Mülsener Sch. Helmsdorf	Tailings Culmitzsch B	N-Abstrom Culmitzsch B
^{222}Rn	500–800 Bq/l	55 Bq/l	ca. 500 Bq/l	ca. 180 Bq/l
^{210}Po R(Po-210)	16 mBq/l $32 \cdot 10^3$	20–55 mBq/l 1000–2300	n. b.	n. b.
^{210}Pb R(Pb-210)	16–46 mBq/l $11–50 \cdot 10^3$	27 mBq/l 2000	31–65 mBq/l 3800–7600	24 7300
^{226}Ra	320–520 mBq/l	ca. 100 mBq/l	70–160 mBq/l	5–12 mBq/l
^{228}Ra	≤ 20 mBq/l	ca. 30 mBq/l	<10 mBq/l	4–11 mBq/l
^{224}Ra R(Ra-224)	18–24 mBq/l < 1700	ca. 80 mBq/l ca. 200	ca. 20 mBq/l 200–300	30–60 mBq/l 2000–4000
^{223}Ra R(Ra-223)	130–160 mBq/l ca. 200	ca. 50 mBq/l ca. 200	50–100 mBq/l 200–300	5–16 mBq/l 500–1700

Grundwasser die kinetischen Konstanten der Lösung und Fällung von Radium abschätzt, wurde von S. KRISNASWAMI et al. (1982) vorgestellt. Eine Weiterentwicklung dieser Modelle und erste Anwendung auf Fragen der Uranbergbausanierung erfolgte in (R. GELLERMANN et al., 1994b).

Wertebereiche von ^{210}Po , ^{210}Pb und Ra-Isotopen in Porenwässern der Tailings Helmsdorf und Culmitzsch B sowie in kontaminierten Grundwässern im Abstrombereich dieser Becken sind in Tab. 4 zusammengestellt. Aufgrund geringer Probenzahlen sind die Angaben nur orientierend und gestatten keine Bewertung der radiologischen Belastungsverhältnisse. Die aus diesen Messungen berechneten Retardationsfaktoren sind in Tab. 4 mit angegeben.

Sie zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Radionukliden (^{210}Po , ^{210}Pb : $R > 1000$; Radium R meist 200–300). Relativ gute Übereinstimmung weisen die Retardationsfaktoren von Radium aus den Tailings Helmsdorf und Culmitzsch B auf, während im Abstrombereich dieser Becken offenbar markante Unterschiede in der Radiumretardation bestehen.

Insgesamt zeigen die ersten Anwendungen dieser Methoden, daß mit relativ einfachen Mitteln plausible Ergebnisse erhalten werden, die standortspezifische Aussagen zur Radionuklidmigration gestatten.

Berücksichtigt man die methodischen Voraussetzungen und meßtechnischen Genauigkeitsgrenzen, so können diese Methoden, sinnvoll integriert in umfassende Bewertungen der standorttypischen Migrationsverhältnisse, Beiträge zur besseren Einschätzung der potentiellen Schadstoffausbreitung im Umfeld der Absetzanlagen liefern.

4.7. Uranisotope

Die radiologische Hauptbelastung der kontaminierten Grundwässer resultiert in der Regel aus dem gelösten Uran, die häufig über $25 \text{ Bq/l } U_{\text{tot}}$ (ca. 1 mg/l) liegt. Das Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ der Poren- und Sickerwässer aus den Tailings liegt nahe am Gleichgewichtswert, während unkontaminierte Wässer der Mülsener Schichten deutlich erhöhte Aktivitätsverhältnisse aufweisen (R. GELLERMANN et al., 1994c). Dieser Befund ermöglicht es, schon geringe Anteile von Sickerwasser aus den IAA in Grundwässern zu erkennen. Das Aktivitätsverhältnis des Urans kann daher als „Frühwarnindikator“ für Monitoringaufgaben genutzt werden.

Die hohe Sensitivität dieses Indikators ermöglichte es in der Standorterkundung, in Zweifelsfällen, die Herkunft von Uran im Grundwasser zu beurteilen. Ein Beispiel für diese Fragestellung ist in Fig. 9 dargestellt.

Im weiteren Umfeld des Standortes Crossen wurden in einer Tiefbohrung „A“ leicht mineralisiertes Wasser festgestellt. Um zu klären, ob diese Mineralisation auf zuzitzende Sickerwässer der Absetzanlagen zurückzuführen ist, wurden neben anderen Indikatoren auch Uranisotope gemessen.

Ein Diagramm der Meßwerte von Grundwasser aus benachbarten Bohrungen und der zu prüfenden Bohrung „A“ zeigt Fig. 9. In diesem Diagramm sollten Wassermischungen auf Geraden liegen. Das auf den Konzentrationsbereich der Beckenwässer extrapolierte Verhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ liegt deutlich über 1 und belegt, daß das zu prüfende Wasser der Bohrung „A“ keine Anteile an Tailingswässern enthält. Es muß den in diesem Gebiet verbreitet anzutreffenden Wässern mit geogen erhöhten Chloridgehalten zugerechnet werden.

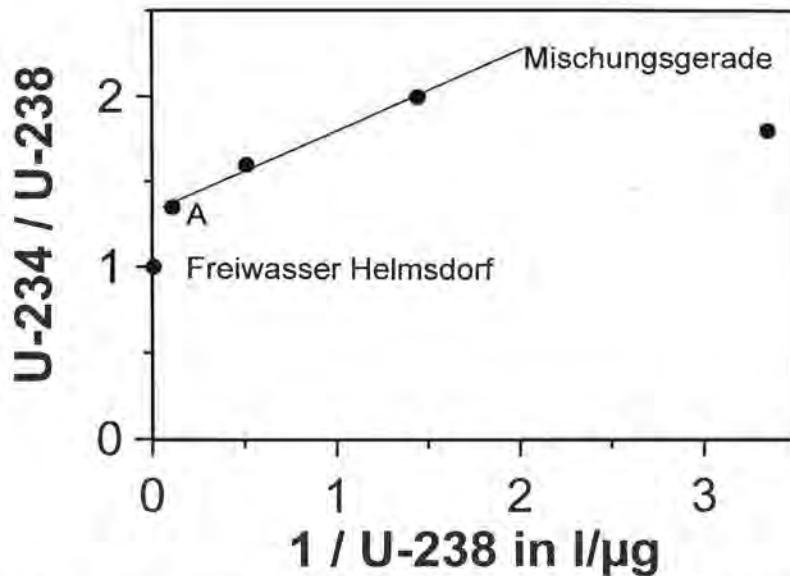


Fig. 9: Mischungsdiagramm der Uranisotope im Grundwasser zur Prüfung der Herkunft des Urans in Bohrung „A“. Die anderen Meßpunkte stammen von benachbarten Bohrungen bzw. vom Beckenwasser Helmsdorf.
 Mixing diagram of uranium isotopes in groundwater to determine the origin of uranium in well „A“. The other data points are derived from different wells in the adjacent areas and from the tailings pond Helmsdorf respectively.

5. Schlußfolgerungen

1. Die zielgerichtete Anwendung von Isotopenmethoden hat sich bei der Erkundung der hydrogeologischen Standortverhältnisse im Umfeld der Absetzanlagen der Uranerzverarbeitung als sinnvoll erwiesen. Die bisherigen Erfahrungen belegen, daß im Nahbereich um die Anlagen Tritium und die stabilen Isotope des Wassers besonders geeignet sind, um Herkunft und Mischung von Wässern zu beurteilen.
2. Entscheidendes Reservoir zum Verständnis der Isotopensignaturen des Wassers sind die Porenwässer der Tailings.
3. Die Isotopenverhältnisse natürlicher Radionuklide (Ra-Isotope, U-Isotope) sind als Indikatoren für die Herkunft und Ausbreitungsverhältnisse von Kontaminationen im Grundwasser brauchbar. Ihre praktische Anwendung erfordert jedoch häufig Kenntnisse über die generellen Isotopensignaturen der betrachteten Nuklide in den wichtigsten geologischen Einheiten des Standortumfeldes. Darüberhinaus müssen die Voraussetzungen und Grenzen der Methoden vor der Anwendung geprüft werden. Gerade in den letztgenannten Feldern zeichnet sich ein Forschungsbedarf ab, der nicht im Rahmen von Anwendungsstudien bearbeitet werden kann.
4. Um einige neue Indikatoren wie FCKW und ^3He für Grundwasserdatierungen im Umfeld der Absetzanlagen anwenden zu können, müssen zunächst die methodischen Grundlagen dieser Verfahren unter den spezifischen geochemischen Bedingungen der Standorte genauer untersucht werden.

Zusammenfassung

In der Arbeit werden Ergebnisse und Erfahrungen mitgeteilt, die bei der Anwendung isopenhydrogeologischer Methoden auf die Standortuntersuchung von Absetzanlagen der ehemaligen Uranerzaufbereitung in Sachsen und Thüringen gewonnen wurden. Wichtige Ergebnisse über die Ausbreitungs- und Mischungsverhältnisse kontaminierter Sickerwässer konnten aus Messungen der stabilen Isotope des Wassers und von Tritium abgeleitet werden. Dabei zeigte sich, daß Kenntnisse über die Porenwässer der Tailings eine entscheidende Grundlage für die Isopenanwendungen sind.

Die Nutzung von FCKW und ^3He als Altersindikatoren der Wässer ist im Umfeld der Absetzanlagen durch Störeinflüsse (anthropogene FCKW-Kontamination und radiogenes Helium) behindert. Hier sind Grundlagenuntersuchungen zur Klärung der Anwendungsbedingungen erforderlich.

Die Eignungsprüfung von Methoden zur Bestimmung von standortbezogenen Retardationsfaktoren natürlicher Radionuklide (^{210}Po , ^{210}Pb , Ra) bestätigte die prinzipielle Anwendbarkeit dieses Ansatzes.

Insgesamt können Isotope und andere Umweltindikatoren, zielgerichtet integriert in die hydrogeologische Standortbewertung, wesentliche Aussagen liefern oder durch methodisch unabhängige Ergebnisse stützen, die für die Sanierungskonzeption und die Sanierungsplanung grundlegend sind.

Literatur

- DÖRR, H., R. GELLERMANN & N. MOLTOR (1994): Hydrogeologische Erkundung des Sanierungsstandortes Seelingstädt. 1. Bericht: Isopenhydrogeologische Erkundung IAA Trüznitz und IAA Culmützsch.– Unveröff. Bericht vom 31. 1. 1994, Trischler und Partner GmbH Darmstadt für Wismut GmbH Chemnitz.
- GELLERMANN, R. (1989): Beiträge zur Nutzung ausgewählter Nuklide der ^{238}U Umwandlungsreihe für die Untersuchung hydrosphärischer Stofftransportprozesse.– Diss., Bergakademie Freiberg.
- GELLERMANN, R., H. DÖRR & M. NEUMANN (1994a): Projekt: Isopenstudie Crossen. 2. Bericht: Untersuchungsergebnisse und Interpretation.– Unveröff. Bericht vom 29. 4. 1994, Trischler und Partner Consult GmbH Freiberg für Wismut GmbH Chemnitz.
- GELLERMANN, R., H. DÖRR, M. FORSTER & K. HARTSCH (1994b): Isopenstudie Königstein.– Unveröff. Bericht vom 29. 4. 1995, Trischler und Partner Consult/Hydroisotop-Geo4 für Wismut GmbH Chemnitz.
- GELLERMANN, R., N. MOLTOR, P. RIPPER, K. NINDEL, B. MÜLLER, J. HEINICKE & W. STOLZ (1994c): ^{234}U , ^{238}U im Grundwasser des Erzgebirgischen Beckens.– Beitr. z. Hydrogeologie, 45, 55–68, Graz.
- IAEA (1994): Techn. Rep. Series 226 (1983), 264 (1986), 311 (1990), 371 (1994).– IAEA Vienna.
- KRISNASWAMI, S., W. S. GRAUSTEIN, K. K. TUREKIAN & J. F. DOWD (1982): Radium, thorium and radioactive lead isotopes in groundwater.– Water Resour. Res., Vol. 18, 1633–1675.
- MÜLLER, B., P. JORDAN & R. GRIMM (1993): Hydrogeologische Untersuchungen im Bereich der ehemaligen Uranerzaufbereitung Crossen (Statusbericht).– Bericht, HGC Hydro-Geo-Consult Freiberg für Wismut GmbH Chemnitz.
- OGROSKE, A. (1992): Isopenhydrogeologische Untersuchung und geohydraulische Modellierung des Grundwasserabstroms der industriellen Absetzanlagen Crossen/Dänkritz.– Diplomarbeit, Bergakademie Freiberg.
- OSTER, H. (1994): Datierung von Grundwasser mittels FCKW: Voraussetzungen, Möglichkeiten und Grenzen.– Dissertation, Universität Heidelberg.

- SCHLOSSER, P., M. STUTE, Ch. SONNTAG & K. O. MÜNNICH (1989): Tritiogenic ^3He in shallow groundwater. – *Earth and Planetary Science Letters*, 94, 245–256, Amsterdam (Elsevier Science Publishers B. V.).
- WISMUT (1993): Vom Uranproduzenten zum Sanierer. – *Unterlagen zum Workshop „Mill Tailings“*, 21. 1.–23. 1. 1993, Wismut GmbH Chemnitz.

Summary

The paper describes results and experiences of isotope studies at tailing sites of the former uranium mills in Saxonia (Crossen) and Thuringia (Seelingstädt). At these sites there are the largest uranium tailings in Germany. At Crossen there are three tailings (Helmsdorf, Dänkritz 1, Dänkritz 2) with a total of about 56 Mio. t material, at Seelingstädt there are two tailings with a total of about 109 Mio. t. One of the most serious problems in assessing the environmental hazards of these tailings as well as planning the remediation and recultivation is the ground water contamination.

Important results of flow and mixing of contaminated seepage water from the tailing piles could be derived from stable isotope data as well as from tritium data. The stable isotope signatures of pore waters from the tailings are significantly influenced by evaporation effects. Because parts of the tailings contain nearly stagnant water their tritium content corresponds to the former operation time, when the tailings material settled down. Both effects proved to be a decisive factor for the interpretation of data.

Several attempts to use Fluorocarbons (CFC-11, CFC-12) and ^3He for ground water dating were disturbed by the presence of anthropogenic CFCs or radiogenic helium, respectively. Because both indicators are generally suitable for dating very young waters in the surroundings of the tailings the applicability of both methods should be examined by further research.

Retardation factors of ^{210}Po , ^{210}Pb and Ra-isotopes were estimated from their natural concentrations in water in relation to radon. The first results confirm the general applicability of the models, despite of a wide scattering of single data.

In summary it can be concluded from the results that isotopes and other environmental indicators are very valuable tools for studying the hydrogeological properties around uranium tailings. However, including isotope methods in the site investigation requires definition of specific tasks and selection of suitable indicators for solving the tasks. The paper intends to support this step by describing possibilities and limits of isotope methods on the base of practical experience.

Dank

Die in dieser Arbeit zusammengefaßten Ergebnisse wurden von der Wismut GmbH Chemnitz veranlaßt und finanziert. Bei allen Kollegen der Wismut GmbH, die diese Arbeiten durch tatkräftige Mitwirkung bei der Probenahme und kritische Hinweise bei der Auswertung unterstützt haben, möchten wir uns bedanken.