

^{234}U , ^{238}U im Grundwasser des Erzgebirgischen Beckens

^{234}U , ^{238}U in the Groundwater of the Erzgebirgisch Basin

R. GELLERMANN, N. MOLITOR, P. RIPPER¹⁾, K. NINDEL²⁾, B. MÜLLER³⁾,
J. HEINECKE⁴⁾ & W. STOLZ⁵⁾

Inhalt

	Seite
1. Einleitung.....	55
2. Geologische und hydrogeologische Situation	56
3. Untersuchungsmethoden und Meßergebnisse.....	57
4. Diskussion	61
5. Schlußfolgerungen.....	65
Zusammenfassung	66
Literatur.....	66
Summary	67
Dank	67

1. Einleitung

Die Umwelt des Erzgebirges ist durch die Förderung und Aufbereitung von Uranerzen in den vergangenen 40 Jahren stark belastet worden.

Eines von zwei großen Werken für die Aufbereitung von Uranerzen arbeitete bis 1989 im nördlich von Zwickau gelegenen Ort Crossen. Hier wurden seit 1950 Uranerze zuerst vor allem gravitativ-radiometrisch konzentriert, später mit einer alkalischen Drucklaugung Urankonzentrat („yellow cake“) hergestellt. Die Rückstände dieser Produktion, gemahlene und ausgelaugte Erze, wurden als Spülschlamm in industrielle Absetzanlagen gepumpt. In dem größten Absetzbecken dieses Gebietes, dem Becken Helmsdorf, befinden sich ca. 50 Mio. t Spülschlamm mit einer Radium-226 Aktivität von ca. 5 Bq/g Trockenmasse.

¹⁾ Dr. rer. nat. habil. R. GELLERMANN, Dr. Ing. N. MOLITOR & Dr. Ing. P. RIPPER: Trischler und Partner GmbH, Berliner Allee 6, D-64295 Darmstadt.

²⁾ Dr. rer. nat. K. NINDEL: Wismut GmbH, Jagdschänkenstr. 29, D-09117 Chemnitz.

³⁾ Dipl.-Geol. B. MÜLLER: Wismut GmbH, Jagdschänkenstr. 29, D-09117 Chemnitz; z. Z. HGC GmbH, Halsbrücker Str. 34, D-09599 Freiberg.

⁴⁾ Dr. rer. nat. J. HEINECKE, Sächsische Akademie der Wissenschaften, Arbeitsstelle Freiberg, Cottastr. 4, D-09596 Freiberg.

⁵⁾ Prof. Dr. rer. nat. habil. W. STOLZ, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Angewandte Physik, Cottastr. 4, D-09596 Freiberg.

Die Auswirkung dieser Altlasten auf die Umgebung zu untersuchen und zu bewerten, ist eine wesentliche Voraussetzung für Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen. Dabei ist die Schadstoffausbreitung auf dem Wasserpfad für alle Fragen der Langzeitverwahrung besonders zu beachten.

Aus diesem Grund wurden ältere Untersuchungen mit Uranisotopen im Erzgebirgischen Becken (K. NINDEL, 1988) durch neue Messungen ergänzt, um Beiträge zur Klärung folgender Probleme abzuleiten:

- Feststellung der natürlichen Urankonzentration im Hauptgrundwasserleiter des Gebietes, den Mülsener Schichten.
- Prüfung der Aussagefähigkeit von Aktivitätsverhältnissen $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ (AU) als Indikator unkontaminierter bzw. anthropogen kontaminierter Wässer.
- Beurteilung der Uran-Migration im abströmenden Grundwasser der Absetzanlagen.
- Aussagen zur hydraulischen Dichtigkeit der Absetzanlagen als wichtige Voraussetzung ihrer Langzeitverwahrung.

2. Geologische und hydrogeologische Situation

Der Standort Crossen befindet sich im Zentrum des Erzgebirgischen Beckens, einer mit Sedimenten des Oberrotliegenden gefüllten Senke („Werdau-Hainichener-Trog“). Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf ein Teilgebiet, das in etwa durch die Pleiße im W, den Raum Meerane–Granulitgebirge im N, Hohenstein–Ernsttal im E und das Ausstreichen der Rotliegend-Sedimente im S begrenzt wird (Fig. 1). In diesem Gebiet befinden sich zahlreiche Förderbrunnen für die Trinkwassergewinnung, wobei das Tal des Mülsenbaches besonders intensiv genutzt wird.

Den Hauptgrundwasserleiter bilden mit großer Sedimentmächtigkeit die grob- bis mittelklastischen Gesteine der Mülsener Schichten. Er ist im gesamten Gebiet größtenteils unbedeckt. Im Ostteil des Gebietes treten jedoch verbreitet auch die Leukersdorfer Schichten als Grundwasserleiter auf.

Das Grundwasserregime ist weitgehend durch die Tektonik bestimmt. Die Wasserführung erfolgt hauptsächlich auf Klüften und Schichtfugen. Die Hauptzuflüsse sind die geöffneten, herzynisch streichenden Klüfte (H. J. BLÜHER, 1960). Die Hauptfließrichtung des Grundwassers ist in Abhängigkeit von der Tektonik von S nach N gerichtet. Die einzelnen Kippschollen, die sich durch die starke tektonische Zerrüttung gebildet haben, besitzen jeweils ein eigenes hydraulisches Regime.

In der Umgebung der Absetzbecken sind die Rotliegendesedimente teilweise von tertiären Sanden und Kiesen überlagert. Zwei kleinere Becken (Dänkritz 1, Dänkritz 2) mit einem Gesamtvolumen von ca. 6,4 Mio. t Schlamm wurden in ehemaligen Kiesgruben, die dem Abbau tertiärer Sande dienten, angelegt. Das mit 50 Mio. t Inhalt größte Becken Helmsdorf verfüllt eine ehemalige Tallage und liegt zum überwiegenden Teil direkt auf Rotliegendesedimenten. Da die betreffende Tallage an eine tektonische Störung gebunden ist, sind hier entsprechende Wasserwegsamkeiten gegeben, auf denen Wasser nach E abströmen können. Dieser Abstrombereich ist durch mehrere teufenorientiert ausgebaute Grundwassermeßstellen bis in eine Tiefe von 60 m unter Gelände relativ gut aufgeschlossen (Fig. 2).

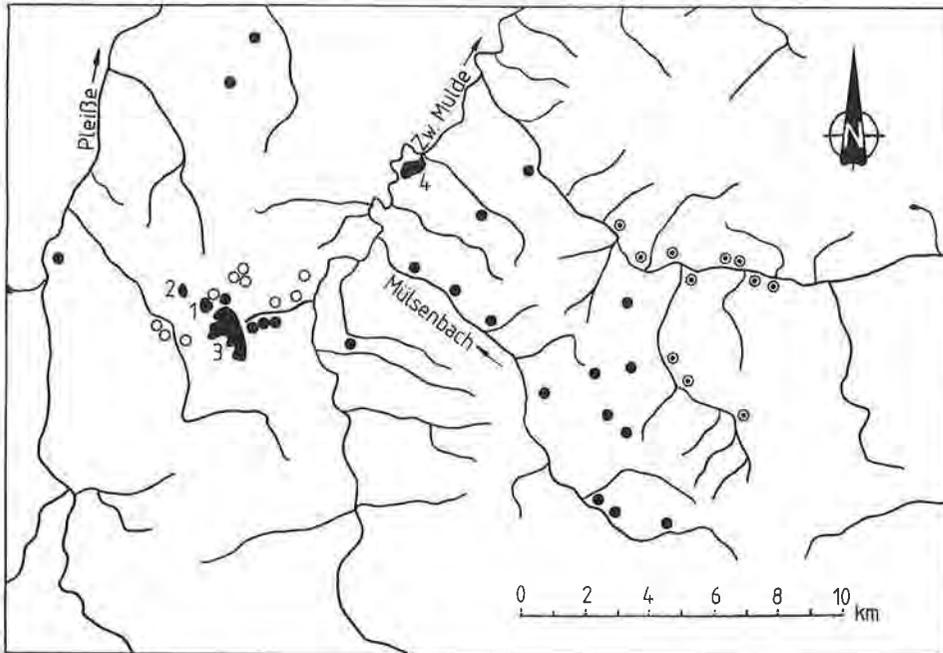


Fig. 1: Lageplan des Untersuchungsgebietes mit Probenahmepunkten. Legende: ● Brunnen bzw. Meßstellen in Mülsener Schichten; ● Brunnen in Leukersdorfer Schichten; ○ Brunnen, Meßstellen bzw. Quellen in tertiären/quartären Sedimenten; 1 Absetzbecken Dänkrütz 1; 2 Absetzbecken Dänkrütz 2; 3 Absetzbecken Helmsdorf; 4. Stausee Glauchau.
 Location plan of the works area with sampling points. Legend: ● wells and measuring points in Mülsener strata; ● wells in Leukersdorfer strata; ○ wells, measuring points and springs in Tertiary/Quaternary sediments; 1 tailings pond Dänkrütz 1; 2 tailings pond Dänkrütz 2; 3 tailings pond Helmsdorf; 4 storage reservoir Glauchau.

3. Untersuchungsmethoden und Meßergebnisse

Der größte Teil der untersuchten Wässer wurde aus Förderbrunnen zur Trinkwassergewinnung entnommen, die während ihres Betriebes beprobt wurden. Bei der Probenahme wurden in der Regel pH- und Eh-Werte gemessen und die Gesamthärte bestimmt. Weitere Angaben zum Chemismus wurden den Analysen der Wasserwerke entnommen.

Da in unmittelbarer Nähe zu den Absetzbecken keine Förderbrunnen existieren, wurden für eine Erstbewertung des kontaminationsgefährdeten Bereiches einzelne ausgewählte Quellen, flache Hausbrunnen und Grundwassermeßstellen beprobt. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen im Bereich der Absetzanlagen lag im östlichen Abstrombereich des Beckens Helmsdorf.

Die Grundwässer der Rotliegendesedimente im Untersuchungsgebiet sind überwiegend neutrale Ca^{2+} - Mg^{2+} - HCO_3^- -Wässer mit einer Mineralisation unter 1 g/l. Im NE des Gebietes wurden jedoch in tieferen Bereichen Na^+ - Cl^- -dominierte Wässer mit einer Mineralisation von teilweise mehr als 1 g/l gefunden. Die bei der Probenahme gemessenen Eh-Werte liegen zwischen 287 und 407 mV und zeigen ein

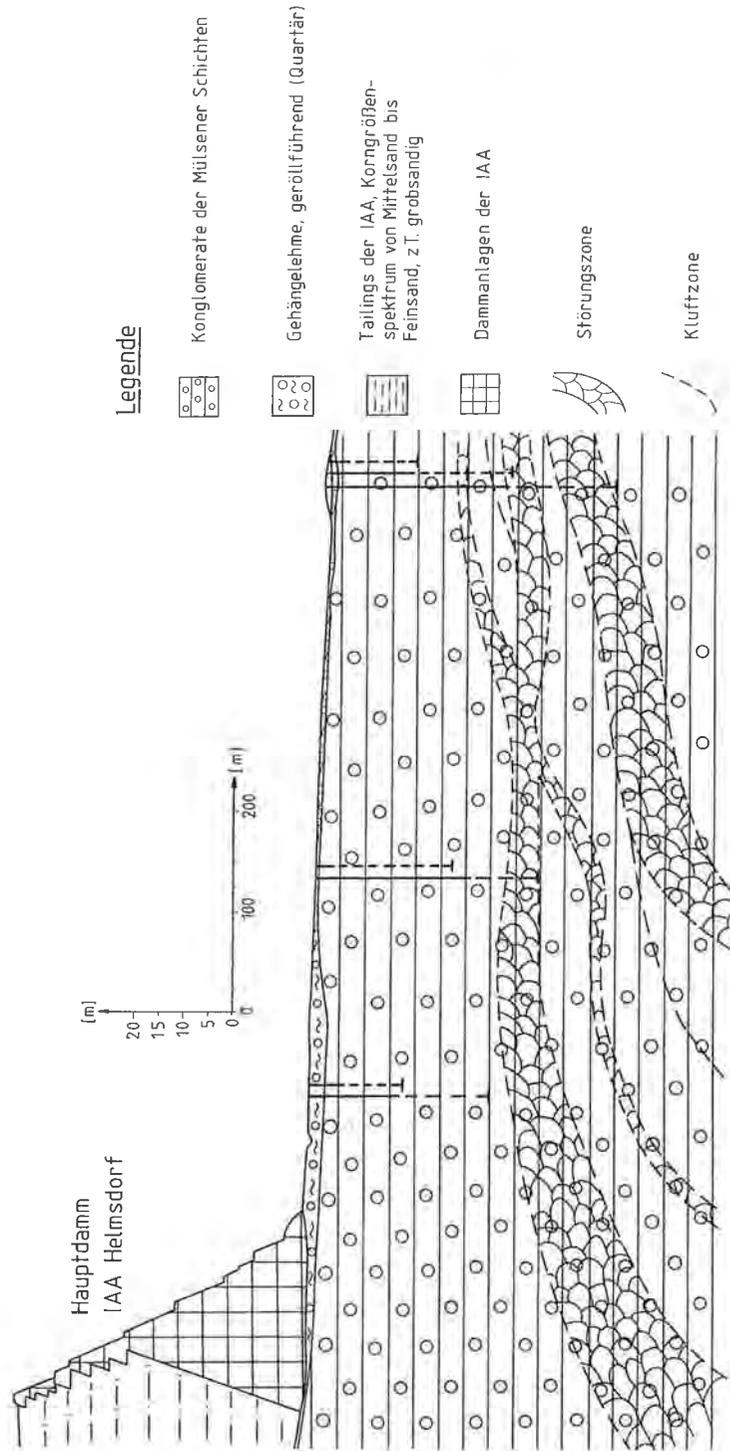


Fig. 2: Geologischer Schnitt durch den untersuchten Abstrombereich mit beprobten Grundwassermeßstellen.
Geological section through the investigated area of the subsurface outflow with groundwater measuring points where samples were taken.

deutlich oxidierendes Milieu des Grundwassers an. Die Eisengehalte sind in allen Brunnen niedrig, etwa um 0,15 mg/l.

Durch die sodaalkalische Uranerzlaugung und Ionenaustauschprozesse aus sulfatischen Lösungen bei der Uranerzaufbereitung sind die Wässer der Absetzanlagen stark $\text{Na}^+ \text{SO}_4^{2-}$ -dominiert. Diese Hauptkomponenten findet man auch in kontaminierten Wässern in der Umgebung der Absetzanlagen (Fig. 3).

Die Analyse der ^{238}U -, ^{234}U -Aktivitäten erfolgte alpha-spektrometrisch nach vorheriger radiochemischer Reinigung (K. NINDEL, 1988). Messungen von ^{222}Rn wurden mit einer transportablen LUCAS-Kammer der Bergakademie Freiberg sofort nach der Probenahme im Feld durchgeführt.

Insgesamt wurden 49 Meßstellen auf Uran-Isotopengehalte und davon 20 zusätzlich auf Radonkonzentrationen analysiert.

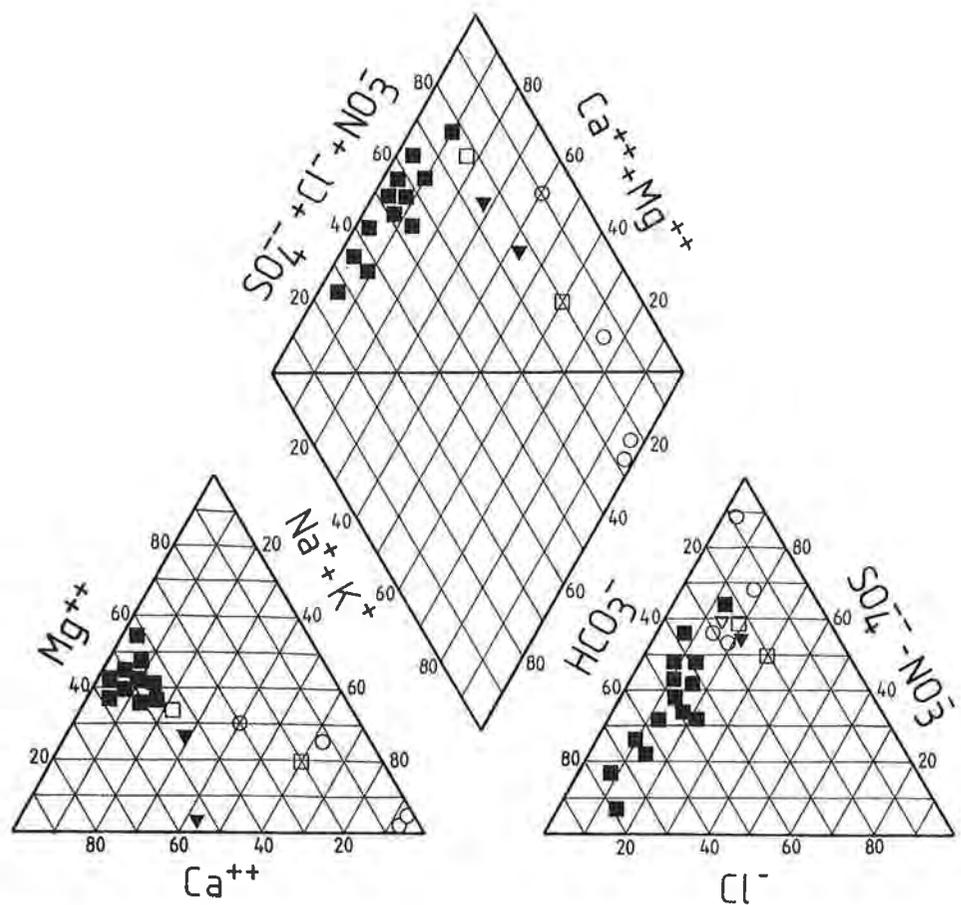


Fig. 3: Diagrammdarstellungen des Grundwasserchemismus. Legende: ■ Förderbrunnen der Rotliegendesedimente; ○ Absetzbecken; □ Quellen in der Umgebung; ▼ Grundwassermeßstellen der Absetzanlagen.

Diagrams of the chemical analyses of the groundwater. Legend: ■ discharging well of the Rotliegend sediments; ○ tailings pond; □ springs in the surrounding area; ▼ groundwater measuring points of the tailings ponds.

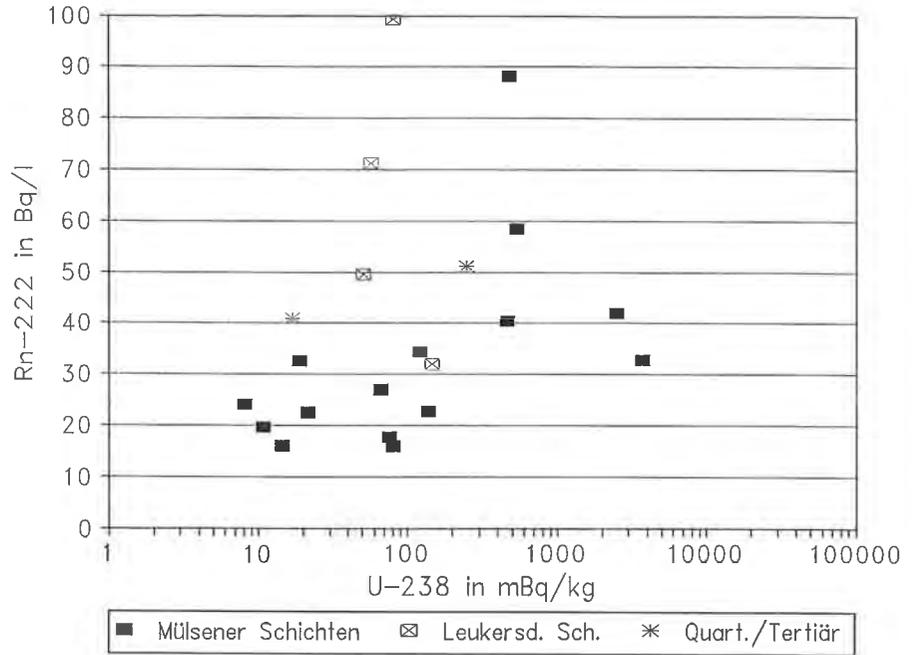


Fig. 4: Meßergebnisse von ^{222}Rn und ^{238}U Bestimmungen.
 Measuring results of analyses of ^{222}Rn und ^{238}U .

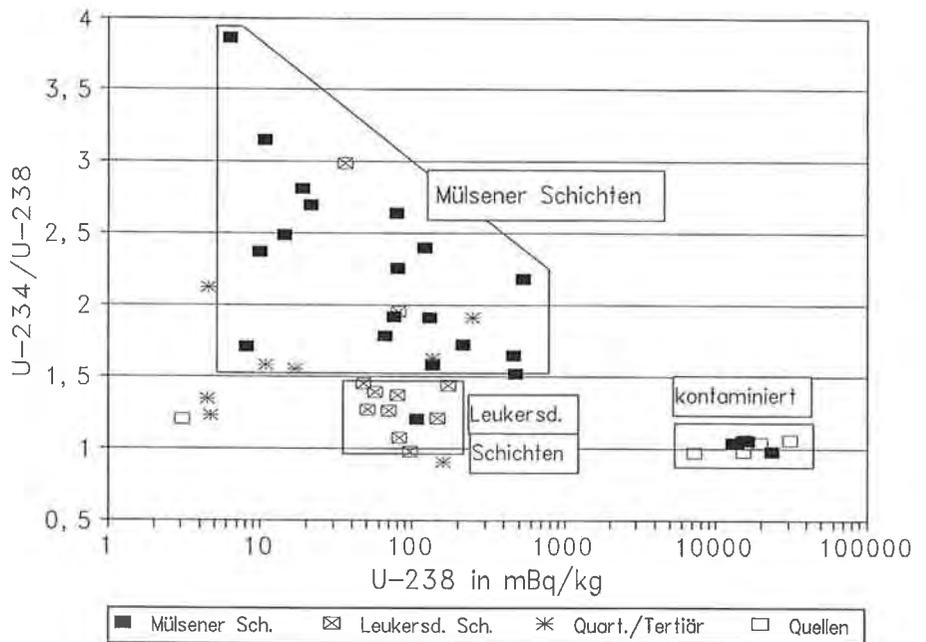


Fig. 5: Meßergebnisse Uranisotope.
 Measuring results of uranium isotopes.

Die Meßergebnisse sind in Fig. 4 und 5 zusammenfassend dargestellt.

Die gefundenen Aktivitäten des gelösten ^{238}U reichen über vier Größenordnungen von etwa 3–30 Bq/kg. Der geometrische Mittelwert aller Werte liegt bei 0,17 Bq/kg, der Medianwert bei 0,08 Bq/kg. Im Unterschied dazu umfaßt der Wertebereich der Radonkonzentrationen nur eine Größenordnung von etwa 10–100 Bq/l mit einem geometrischen Mittelwert von 31 Bq/l und einem Medianwert von 31 Bq/l.

Die Urankonzentrationen in einigen Proben aus der Umgebung der Absetzanlagen liegen um mindestens eine Größenordnung über dem Niveau der übrigen Werte und zeichnen sich darüberhinaus durch ein praktisch konstantes Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ von etwa 1,02–1,06 aus. Die Radonkonzentrationen dieser Wässer sind nicht signifikant erhöht.

4. Diskussion

Die im Grundwasser gelösten Radionuklide der Uran-Umwandlungsreihe stammen unter natürlichen Bedingungen aus dem Matrixgestein des Grundwasserleiters selbst.

In einem nicht vererzten, sandsteinähnlichen Grundwasserleiter, wie er im Erzgebirgischen Becken vorliegt, weist das Gestein durchschnittlich Urangehalte von 1–10 ppm, d. h. spezifische Aktivitäten von 10–100 Bq/kg ^{238}U auf. Bei einem Porenanteil von 10 % und einer mittleren Gesteinsdichte von 2,6 g/cm³ steht einem Wasservolumen von 1 l eine Gesteinsmasse von 23,4 kg mit einem Nuklidinventar von etwa 150–2500 Bq (je Einzelnuklid der Umwandlungsreihe) gegenüber.

Die Konzentration des Edelgases ^{222}Rn im Wasser wird in erster Linie von Gesteinseigenschaften wie Korngrößenverteilung, Mikrostrukturen und der Verteilung des Vorgänger-Nuklids ^{226}Ra im Korngerüst bestimmt. Der diese Eigenschaften zusammenfassende Emanationskoeffizient f gibt den Anteil des Radons an, welches aus dem Gestein in das Grundwasser gelangt. Typische Werte für f liegen zwischen 1 und 10 % (A. RAMA & W. S. MOORE, 1984). Damit kann man sehr grob für ein Gestein mit den o. g. Radionuklid-Inventaren Radonkonzentrationen im Grundwasser zwischen 2 und 200 Bq/l abschätzen.

Die gemessenen Radonkonzentrationen von größenordnungsmäßig 10–100 Bq/l fallen sämtlich in diesen Bereich und bestätigen die geologisch hinreichend gesicherte Aussage, daß die Rotliegendesedimente des Erzgebirgischen Beckens keine Uranvererzungen aufweisen.

Die Lösung von Uran aus dem Matrixgestein von Grundwasserleitern ist im Unterschied zu der rein physikalischen Lösung des Edelgases Radon stark durch physikalische und chemische Bedingungen sowohl in den Mineralphasen als auch im Wasser bestimmt. Die Urangehalte im Grundwasser schwanken in deutlich größerem Maße als die Radonkonzentrationen. Das erschwert im konkreten Fall eine eindeutige Identifikation von kontaminierten Wässern aus den Absetzanlagen insbesondere bei schwachen Kontaminationen. Eine solche Identifikation ist allerdings wichtig, wenn die kontaminierten Bereiche für Sanierungsstudien eingegrenzt werden müssen und dabei theoretisch denkbare hydraulische Verbindungen mit möglichst hoher Sicherheit ausgeschlossen werden sollen. Neben der Nutzung von konventionellen hydrogeochemischen Daten, die allerdings häufig für sich auch keine eindeutigen Aussagen gestatten, wurde deshalb in dieser Arbeit untersucht,

welche zusätzlichen Möglichkeiten sich aus einer Messung des Aktivitätsverhältnisses $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ergeben.

Zwischen den Uranisotopen ^{238}U (Mutternuklid einer Umwandlungsreihe) und ^{234}U treten besonders im Grundwasser häufig große Isotopenfraktionierungen auf. Als Maß für diese Fraktionierung wird üblicherweise das Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ (AU) benutzt.

Während ein isolierter Gesteinsblock ein abgeschlossenes Ein-Phasen-System bildet, in dem nach hinreichend langer Zeit radioaktives Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{234}U herrscht, können sich in Zwei-Phasen-Systemen, wie sie in Grundwasserleitern stets vorliegen, isotopische Nichtgleichgewichte zwischen den Phasen ausbilden. Ursache dieser Nichtgleichgewichte ist die bei der radioaktiven Umwandlung freigesetzte Energie, die sich vor allem durch Rückstoßeffekte auf das Lösungsverhalten von ^{234}U auswirkt. Durch den Rückstoß von Tochternukliden kann es zu einer direkten Übertragung von Atomen aus der festen in die flüssige Phase kommen (Ejektionsmechanismus nach K. KIGOSHI, 1971), es kann aber auch die Löslichkeit von ^{234}U im Gestein verbessert werden. Wichtige Mechanismen, die die Löslichkeit von ^{234}U beeinflussen, sind nach J. K. OSMOND & J. B. COWART (1976, 1982) die durch den Rückstoß verursachte Lokalisation auf gestörten Gitterplätzen und eine Oxidation von U(IV) zu U(VI).

Der konkrete Wert der Isotopenfraktionierung $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ hängt stark von zum Teil schwer quantifizierbaren Einflußfaktoren (Verhalten von Gitterstörungen, Ejektionswahrscheinlichkeiten u. a.) ab und kann bisher nicht theoretisch vorausgesagt werden (J. K. OSMOND & J. B. COWART, 1982, R. GELLERMANN & K. NINDEL, 1989). Statistische Auswertungen zeigen jedoch, daß große Aktivitätsverhältnisse (> 5) vor allem bei geringen Urankonzentrationen im Grundwasser gefunden wurden, während bei hohen Urankonzentrationen relativ geringe Aktivitätsverhältnisse überwiegen (R. GELLERMANN & K. FRÖHLICH, 1984).

Da die Isotopenfraktionierung des Urans stark von meist nicht erfaßten Gesteinseigenschaften und der Wasser-Gesteins-Wechselwirkung bestimmt wird, unterscheidet sich die hydrogeologische Nutzung der Uranisotope beträchtlich von anderen Isotopenverfahren und bedingt ein eigenständiges methodisches Herangehen.

Aus Erfahrungen verschiedener Einzeluntersuchungen (R. GELLERMANN & K. FRÖHLICH, 1984, R. GELLERMANN, R. TRETTIN & J. TESCH, 1989, K. FRÖHLICH, R. GELLERMANN & D. HEBERT, 1984) wurde ein vierstufiges Konzept für die hydrogeologische Nutzung der Uranisotope abgeleitet:

1. Schritt: Gebietsspezifische Verteilungsmuster der Uranisotopenzusammensetzung analysieren.
2. Schritt: Zuordnung der gemessenen Konzentrationen und Aktivitätsverhältnisse zu geologischen, hydrogeologischen und/oder hydrogeochemischen Strukturen.
3. Schritt: Ableiten von möglichen Aussagefeldern (Herkunft von Wässern, Wassermischungen, Wasser-Gesteins-Wechselwirkungen, u. a.).
4. Schritt: Nutzung der Uranisotope für hydrogeologische Aussagen.

Die dem ersten Untersuchungsschritt zuzuordnenden Analysenergebnisse sind in Fig. 5 dargestellt.

Im näheren Umfeld der Absetzanlagen wurden teilweise Wässer mit stark erhöhten Urankonzentrationen festgestellt. Diese Wässer sind durch Sickerwässer der Absetzanlagen kontaminiert.

Die in dieser Untersuchung gemessenen Aktivitätsverhältnisse der kontaminierten Wässer, die geringfügig über dem Gleichgewichtswert liegen, sind etwas überraschend. Durch die vorangegangene chemische Extraktion des Erzes, bei der eine besonders intensive Laugung des bevorzugt löslichen ^{234}U aus den jetzigen Tailings erfolgt sein sollte, wären Aktivitätsverhältnisse leicht unter dem Gleichgewichtswert zu erwarten. Die Meßbefunde weisen daher zumindest auf Teilmengen in den Tailings hin, in denen bevorzugt lösliches ^{234}U verblieben ist. Sie reflektieren aber in jedem Fall die sehr guten Lösungsbedingungen für Uran im Bereich der Tailings, bei denen markante Isotopenfraktionierungen nicht mehr auftreten.

Die Urankonzentrationen und Aktivitätsverhältnisse der übrigen untersuchten Grundwässer liegen in einem als normal einzustufenden Bereich und weisen keine klar erkennbaren Datentrends auf.

Klammert man die eindeutig kontaminierten Wässer aus, so erhält man für das Grundwasser der Rotliegendesedimente aus 29 Analysenergebnissen mittlere ^{238}U -Aktivitäten von 0,062 Bq/kg (geometr. MW) bzw. 0,079 Bq/kg (Median). Der natürliche Schwankungsbereich umfaßt etwa je eine Größenordnung nach höheren und niedrigeren Werten.

Damit werden aus einer relativ großräumigen Untersuchung Bezugswerte für die Beurteilung der natürlichen Uranaktivitäten in den Rotliegendesedimenten des Erzgebirgischen Beckens abgeleitet.

Der natürliche Schwankungsbereich des Aktivitätsverhältnisses $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ reicht von $< 1,0$ bis etwa 4. Die kontaminierten Grundwässer besitzen ein praktisch konstantes Aktivitätsverhältnis von $1,04 \pm 0,02$. Da sich die beiden Wertebereiche überlappen, ist eine einfache Nutzung der Aktivitätsverhältnisse als Indikator kontaminierter Wässer nicht möglich.

Eine Zuordnung der Meßwerte zur geologischen Struktur des Gebietes zeigt jedoch, daß die niedrigen Aktivitätsverhältnisse im Grundwasser des Rotliegenden vor allem im Ostteil des Untersuchungsgebietes auftreten und offenbar an die Leukersdorfer Schichten als grundwasserleitendes Gestein gebunden sind. Die natürlichen Aktivitätsverhältnisse der Mülsener Schichten, die im Untergrund der Absetzbecken anstehen, liegen sämtlich über 1,5 (Fig. 5). Bei einer Meßgenauigkeit von etwa 5 % ist eine Unterscheidung dieser Wässer von den anthropogen kontaminierten damit gut möglich.

Für die anderen geologischen Einheiten (Tertiär, Quartär) liegen bisher nur wenige Meßergebnisse vor, so daß eine Differenzierung noch nicht sinnvoll ist.

Aus diesen Verteilungsmustern ergibt sich die Möglichkeit, das Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ als zusätzlichen Indikator für die Bewertung der Herkunft von Wässern und Wassermischungen, insbesondere in den Mülsener Schichten, zu nutzen.

Hohe Aktivitätsverhältnisse ($> 1,5$) weisen auch bei Uranaktivitäten, die gegenüber den regionalen Mittelwerten erhöht sind, auf den natürlichen Ursprung des gelösten Urans hin. Die bei drei Brunnen, welche Wasser aus den Mülsener Schichten fördern, gemessenen Uranaktivitäten von > 300 mBq/kg (s. Fig. 5), sind daher bezüglich des gelösten Urans als unkontaminiert einzustufen. Bei zwei dieser Brunnen ist diese Aussage aufgrund der Lage, hydrogeochemischer Daten und auch des ^{14}C -Alters weitgehend klar. In einem Fall ist eine Kontaminationsmöglichkeit hydrogeologisch nicht von vornherein auszuschließen. Hier können die gemessenen Aktivitätsverhältnisse als zusätzliche Bestätigung für die natürliche Herkunft des gelösten Urans gewertet werden.

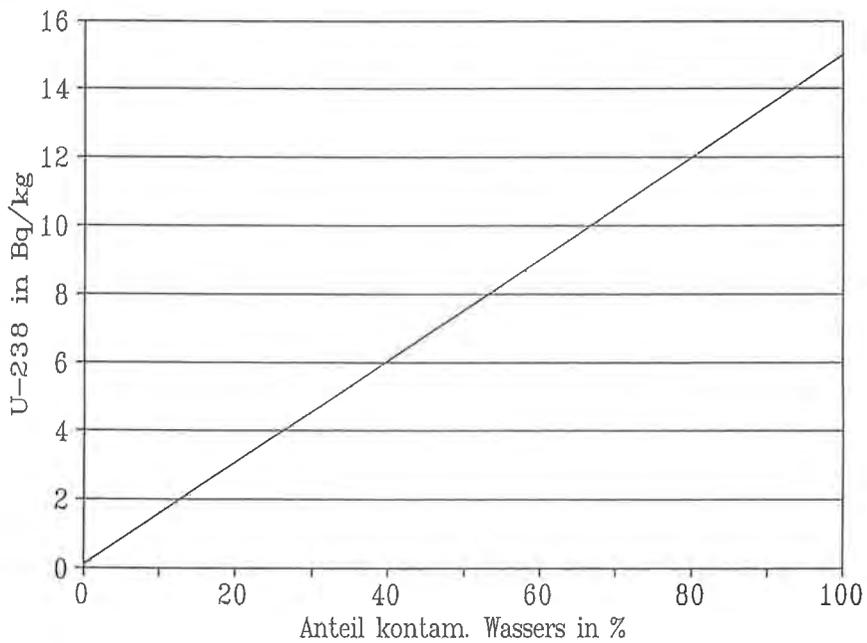
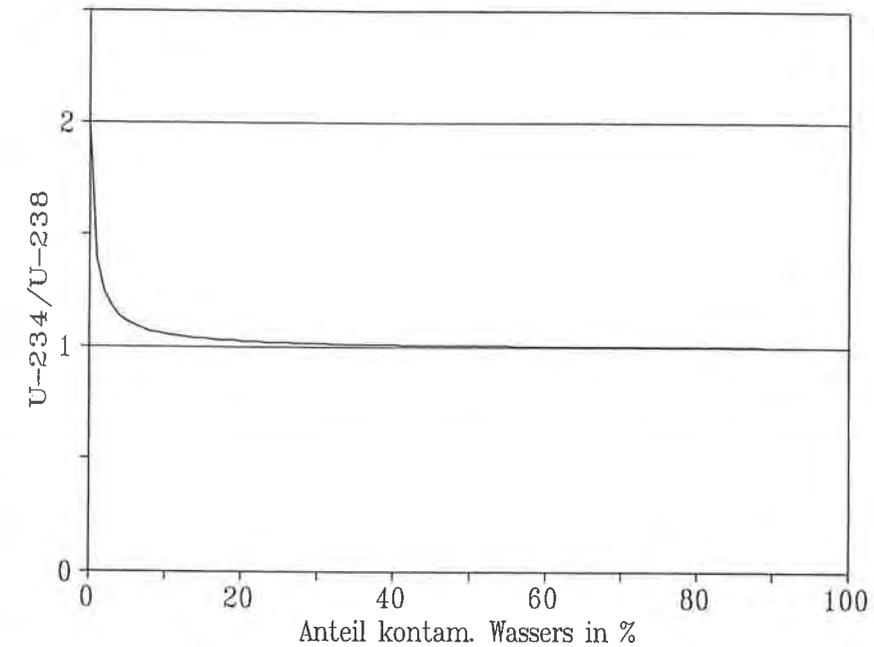


Fig. 6: Sensitivitätsanalyse der Uranisotopenzusammensetzung bei Mischung kontaminierter und unkontaminierter Wässer (Parameter s. Text).
Sensitivity analysis of the composition of uranium isotopes in mixtures of contaminated and non-contaminated waters (parameters see text).

Um die Sensitivität des Aktivitätsverhältnisses als Indikator bei der Mischung anthropogen kontaminierter Wässer zu natürlichen Wässern beurteilen zu können, wurde die Veränderung des Aktivitätsverhältnisses bei unterschiedlichen Mischungsverhältnissen berechnet. Wie man in Fig. 6 erkennt, sinkt bei Zumischen von kontaminierten Wässern (^{238}U : 15 000 mBq/kg, $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 1,00$) zu natürlichen Grundwässern mit einer angenommenen Uranaktivität von 100 mBq/kg und $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 2,0$ das Aktivitätsverhältnis sehr schnell ab. Bei einem zugemischten Anteil kontaminierten Wassers über 10 % ist das Aktivitätsverhältnis praktisch schon auf den Wert der kontaminierten Komponente gefallen. Die Uranaktivität (^{238}U) selbst verändert sich linear mit dem Mischungsanteil. Daraus folgt, daß der Nachweis geringer Anteile zusätzlicher kontaminierter Wässer im Grundwasser durch das Aktivitätsverhältnis unterstützt werden kann. Umgekehrt sind geringe Zumischungen unkontaminierter Wässer zu kontaminierten nicht anhand der Isotopenverhältnisse zu erkennen. In diesen Fällen ist die Uranaktivität selbst der sensitivere Parameter.

Um diese Aussagen anhand von Untersuchungsergebnissen zu prüfen, wurde im Hauptabstrombereich des Absetzbeckens Helmsdorf eine vertiefende Untersuchung vorgenommen. Die beprobten Meßstellen befinden sich in einer Tallage vor dem Hauptdamm der Absetzanlage und erfassen durch separat ausgebaute Meßstellen unterschiedliche wasserführende Horizonte der Mülsener Schichten (Fig. 2).

Die bisher vorliegenden Meßergebnisse der Uranisotopenbestimmungen ergaben für alle fünf beprobten Grundwassermeßstellen relativ einheitliche ^{238}U -Aktivitäten zwischen 13,8 und 16,3 Bq/kg bei Aktivitätsverhältnissen von $1,04 \pm 0,02$. Das bedeutet, daß in der untersuchten Tallage kontaminierte Wässer bis in eine Tiefe von mindestens 60 m unter Gelände abströmen. Da die beprobten Meßstellen bis zu 700 m vom Dammfuß entfernt sind und das Absetzbecken Helmsdorf erst seit 1957 betrieben wurde, muß die Migrationsgeschwindigkeit des Urans mindestens 20 m/a betragen (Laufzeit < 35 a). Es ist allerdings davon auszugehen, daß die reale Migrationsgeschwindigkeit diesen Wert beträchtlich übertrifft.

Uran erweist sich damit unter den hydrogeologischen Bedingungen im Umfeld der Absetzanlagen als hochmobiler Stoff, der eine wesentliche Komponente der durch die Absetzanlagen bedingten Grundwassergefährdung darstellt.

Für die durchzuführende hydrogeologische Standortbewertung wird es erforderlich sein festzustellen, ob sich noch Ausbreitungsfronten finden lassen, die eine präzisere Ermittlung der Migrationsgeschwindigkeit gestatten oder ob durch zuzitzende unkontaminierte Wässer die Front „aufgelöst“ wird.

Gerade für diese Untersuchungen im Übergangsbereich zwischen kontaminierten und natürlichen Grundwasserverhältnissen könnte sich die weitere Nutzung der Uranisotope als hilfreich erweisen.

5. Schlußfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen der Uranisotopenverteilung im Grundwasser des Erzgebirgischen Beckens erlauben folgende methodische Schlußfolgerungen:

- Die typischen regionalen ^{238}U -Aktivitäten im Grundwasser der Rotliegendensedimente liegen bei etwa 0,07 Bq/kg, das entspricht etwa 6 µg/l. Der natür-

- liche Schwankungsbereich umfaßt je eine Größenordnung nach oben und unten.
- Aus den im Untersuchungsgebiet befindlichen Absetzanlagen der Uranerzaufbereitung infiltriert kontaminiertes Wasser mit einem einheitlichen Verhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ von $1,04 \pm 0,02$ in den Untergrund.
 - Hohe Aktivitätsverhältnisse $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ im Grundwasser der Mülsener Schichten ($> 1,5$) weisen auf natürliche Bedingungen hin, auch wenn die Urankonzentrationen deutlich über den Mittel- bzw. Medianwerten der unkontaminierten Grundwässer liegen.
 - Bei einer Kontamination natürlicher Wässer mit Wässern der industriellen Absetzanlagen sinkt das Aktivitätsverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ sehr schnell auf den Wert des kontaminierten Wassers ab. Messungen der Urankonzentrationen und des Aktivitätsverhältnisses sollten deshalb als „Frühwarnsignal“ bei Ausbreitungsuntersuchungen bzw. beim Umweltmonitoring brauchbar sein.
 - Unter den Standortbedingungen des Untersuchungsgebietes ist Uran hochgradig mobil und stellt eine wesentliche Komponente der Grundwassergefährdung dar.

Zusammenfassung

Die Rotliegendesedimente des Erzgebirgischen Beckens gehören zu den intensiv genutzten Grundwasserleitern des Gebietes Zwickau–Glauchau.

In unmittelbarer Nähe befindet sich der Standort des ehemaligen Uranerzaufbereitungsbetriebes Crossen mit großen industriellen Absetzanlagen, die zu einer lokalen Grundwasserkontamination mit Uran geführt haben.

Ausgehend von Untersuchungen der Uran-Isotopenverteilung im Grundwasser wird die Frage der natürlichen Urankonzentration und Isotopenzusammensetzung des Gebietes diskutiert und die Möglichkeit einer Nutzung isotopephysikalischer Methoden zur Abgrenzung von anthropogenen kontaminierten Bereichen erörtert.

Erste Analyseergebnisse zeigen ein charakteristisches Isotopenverhältnis $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ der kontaminierten Wässer von etwa $1,04 \pm 0,02$ an. Damit ergibt sich eine Möglichkeit, im Übergangsbereich zu unkontaminierten Wässern kontaminierte Komponenten besser zu erkennen.

Literatur

- NINDEL, K. (1988): Ein Beitrag zur Charakterisierung von Grundwässern und Grundwasserleitern mit Anfangsnukliden der natürlichen Umwandlungsreihe von ^{238}U . – Diss., Bergakademie Freiberg, 114 S., Freiberg.
- BLÜHER, H. J. (1960): Zur Hydrogeologie des Oberkarbons und Rotliegenden im westlichen Erzgebirgischen Becken. – *Geologie*, 9/8, S. 909 ff., Berlin (Ost).
- OSMOND, J. K. & J. B. COWART (1976): The theory and uses of natural uranium isotopic variations in hydrology. – *Atomic Energy Review*, 14, 621–679.
- OSMOND, J. K., & J. B. COWART (1982): Groundwater. – In: IVANOVIC, M. & R. S. HARMON (Eds.): *Uranium Series Disequilibrium: Applications to Environmental Problems*. – 202–245, Clarendon Press, Oxford.
- GELLERMANN, R. & K. NINDEL (1989): Experimental study of uranium isotope fractionation of rock material from two aquifers. – *Isotopenpraxis*, 25, 389–392, Berlin (Ost).

- RAMA, A. & W. S. MOORE (1984): Mechanism of transport of U-Th series radioisotopes from solids into groundwater. – *Geochim. Cosmochim. Acta*, **48**, 395–399.
- GELLERMANN, R. & K. FRÖHLICH (1984): Nutzung der Uraniumisotope ^{234}U und ^{238}U in der Hydrologie und Hydrogeologie. – *Freib. Forschungshefte*, C 397, Leipzig (Dt. Verlag für Grundstoffindustrie).
- GELLERMANN, R., R. TRETTIN & J. TESCH (1989): On the origin of saline groundwaters in an aquifer system determined with uranium isotopes. – In: 5th Working Meeting Isotopes in Nature, Proceedings, Leipzig, Sept. 1989, 487–498, Leipzig.
- FRÖHLICH, K., R. GELLERMANN & D. HEBERT (1984): Uranium isotopes in a sandstone aquifer. – In: *Isotope Hydrology 1983*. – Proceedings Series, IAEA Vienna, 447–466, Vienna.
- KIGOSHI, K. (1971): Alpha recoil Th-234: dissolution into water and the U-234/U-238 disequilibrium in nature. – *Science*, **173**, 47–48.

Summary

The Rotliegend sediments of the Erzgebirgisch Basin are aquifers very intensively used for water supply in the region of Zwickau–Glauchau (Saxonia).

Close to this area there is the location of the former uranium mill Crossen with large industrial sedimentation basins which have caused a contamination of the local groundwater.

On the basis of measurements concerning the distribution of the uranium isotopes ^{238}U , ^{234}U in the groundwater, the question of the natural uranium concentration and isotopic composition in the study area is discussed. Furthermore, possibilities of using the activity ratio $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ as an indicator of anthropogenic contaminations are being checked.

The first available results show a typical activity ratio $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ of $1,04 \pm 0,02$ of the contaminated groundwater.

This provides a possibility to support the identification of contaminated waters, especially in the transition zone to natural groundwater.

Dank

Die Autoren danken Frau Chr. BERGER (TU BA Freiberg) für die Ausführung und Betreuung der Analysen sowie Herrn Dr. DÖRR (Trischler und Partner, Darmstadt) für eine kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Ein Teil der Arbeit wurde im Auftrag der Wismut GmbH, Chemnitz ausgeführt und finanziert. Für die Genehmigung zur Veröffentlichung der Daten danken wir der Wismut GmbH, Chemnitz.