

## URANIUMBELASTUNG DER ZWICKAUER MULDE

### 1. Einführung

Am Oberlauf der Zwickauer Mulde wird seit mehr als 500 Jahren Bergbau betrieben, zuerst auf Silber- und Cobalterze. Ende des letzten Jahrhunderts begann das Uranium, zunächst zur Radiumgewinnung, an Bedeutung zu gewinnen. Nach dem 2. Weltkrieg baute die SDAG Wismut Uraniumerze zu nuklearen Zwecken ab.

Am Mittellauf bei Zwickau befindet sich die Uraniumerzaufbereitung Crossen. Die Bergehalte umfaßt ca. 4 mio t mit einem Uraniumgehalt von 130g/t. Dazu gehören außerdem die industriellen Absetzanlagen Dänkritz I und II sowie das 200 ha Absetzbecken Helmsdorf III.

Die Belastung von Wasser und Sediment der Zwickauer Mulde mit Uranium und den paragenetisch verbundenen Elementen As, Cu, Fe, Co, Ni, Zn währt somit seit Beginn der Bergbautätigkeit in diesem Gebiet und überdeckt den durch ausstreichende Erzgänge erhöhten geogenen Background ähnlicher Zusammensetzung weitgehend.

Deshalb war es notwendig, festzustellen, wo sich im System der Zwickauer Mulde schwere Radionuklide akkumuliert haben und ob mit Hilfe der Uraniumisotopenverteilung Kontaminanten identifiziert werden können.

An Wasser- und Sedimentproben der Zwickauer Mulde und einiger Nebenbäche wurden Untersuchungen hinsichtlich der Elementverteilung mit TRFA durchgeführt sowie Uraniumkonzentration bzw. -gehalt und Isotopenverteilung alphaspektrometrisch bestimmt. Die Sedimentproben wurden in 2 Kornfraktionen, < 2mm - > 63 µm und < 63µm, untersucht.

### 2. Diskussion der Ergebnisse

Das Wasser der Zwickauer Mulde und ihrer Zuflüsse hat um den Wert 7 pendelnde pH-Werte von 5,8 bis 8,2.

Größere Schwankungen zeigt das Redoxpotential des Wassers, es werden Werte von 0,08 V im Oberlauf bzw. 0,09 V in der vereinigten Mulde, und bis zu -0,1 V im Helmsdorfer Bach erreicht. Entsprechend den Eh-pH-Bedingungen, bei Vernachlässigung der Konzentration, würde im Wasser der Zwickauer Mulde das U ausschließlich in der Wertigkeitsstufe +6 als Uranylion auftreten (siehe Abb. 1).

Bei Betrachtung des Muldewassers als wäßrige karbonatische Lösung und der Annahme, daß die Stabilitätsbeziehungen der U-Ionen in karbonatischer wäßriger Lösung bei Standardbedingungen auch bei Temperaturen von 6°C bis 10°C gültig sind, ergeben sich folgende Beziehungen:

Die Uranylionen treten in Abhängigkeit vom Redoxpotential vorwiegend als Dikarbonat-uranylkomplex  $[UO_2(CO_3)_2]^{2-}$  bzw. als Trikarbonat-uranylkomplex  $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$  auf (oder werden als Uranylhydroxid  $UO_2(OH)_2 \cdot xH_2O$  abgeschieden).

Durch erhöhten Kohlendioxidgehalt des Wassers bleiben die Karbonate in gelöster Form bzw. werden wieder in die gelöste Form überführt.

Am Probepunkt Tannenbergsthal kann das U bei pH=6,1, Eh=0,08V und einem Kohlendioxidpartialdruck  $>10^{-4}$  als  $[UO_2(CO_3)_2]^{2-}$ -Komplex im Wasser vorliegen. Bei Annahme einer entsprechenden Karbonat-Aktivität ist nicht mit dem Auftreten von Uranylhydroxylkomplexen im Wasser zu rechnen, sondern bei abnehmender Löslichkeit mit der Abscheidung von Uraniumhydroxid. Der im Vergleich zu anderen Proben geringe Glühverlust von 14 - 18% läßt auf verhältnismäßig wenig organische Substanz im Schlamm und somit auch auf geringen Anteil an organische Substanz adsorbierten U schließen. Die höchste Fe-Konzentration im Wasser (510 µg/l) und im Sediment (45 g/kg in der Feinfraktion) spricht für eine vermehrte Adsorption des U an Eisenhydroxidgel. Nur dieses Gebiet konnte aufgrund der niedrigen U-Gehalte als technogen unbelasteter Bereich herausgestellt werden.

Bei Schönheide liegt bei pH 5,8 U im Grenzbereich von  $(UO_2)^{2+}$  und Uraniumhydroxid. Die U-Konzentration im Wasser (2,2µg/l) ist verschwindend gering zu den hohen Gehalten im Sediment (Feinfraktion 222mg/kg, Grobfraktion 113 mg/kg).

Aus dem Wasser wird U als Uraniumhydroxid rasch abgeschieden und gemäß dem hohen Glühverlust (30%) ein großer Teil an organische Substanzen adsorbiert.  
Mit dem Zufluß der technogen durch den Bergbau belasteten Schwarzwasser mit Pöhlwasser

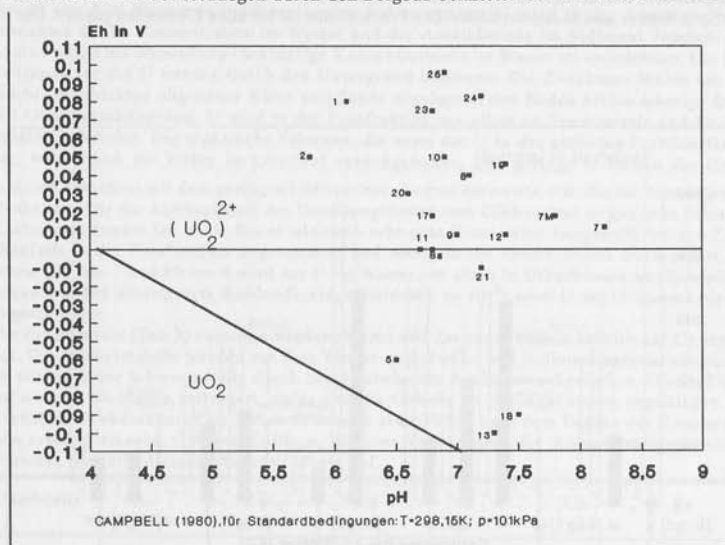


Abb. 1 : Eh-pH-Diagramm, U im Wasser der Zwickauer Mulde

und Mittweida setzt im Oberlauf der Zwickauer Mulde die Kontamination mit den Elementen U, As, Cu, Ni, Co, Zn in Wasser und Sediment ein (Abb.2u.3).

Die U-Gehalte des Flußschlammes widerspiegeln eine rasche Abscheidung des U aus dem Wasser in den Sedimentkörper.

Vor dem Einfluß der Wasser aus dem Marcus-Semmler-Stolln weist der Schlemabach einen pH von 8,2 und Redoxpotential von 0,012V auf. Das basische Milieu könnte auf kommunale Zuflüsse zurückgeführt werden. Im Wasser ist sehr wenig U konzentriert (6,6 µg/l).

Der Marcus-Semmler-Stolln entwässert auf einem hohen Niveau das alte Schneeberger Grubenrevier. Die im Mundloch zu tage tretenden Wässer sind zum größten Teil Klüftwässer schon lange gelaugter Gesteinspartien. Dadurch sind die niedrigen Gehalte (35,7 µg/l) erklärbar. Der pH von 7,8 ist für Grubenwässer erstaunlich hoch.

Meßstelle	Durchfluß 14./15.11.90 [m <sup>3</sup> / d]	U-Konzentration [µg/l]	U- Fracht[kg/d]
Sch	1,33	2,239 ± 0,125	0,277 ± 0,015
Nie	5,29	44,827 ± 1,357	20,5 ± 0,62
Zwi	5,70	23,665 ± 0,796	11,6 ± 0,39
We	11,3	17,883 ± 0,65	17,5 ± 0,64
Gr/M	21,2	10,01 ± 0,405	18,3 ± 0,74

Tab. 1 : Durchflußmengen und U-Fracht an ausgewählten Meßpunkten der Zwickauer Mulde

Sch	-	Schönheide 3, Zulauf zur Talsperre Eibenstock	
Nie	-	Niederschlema, Pegel	WWD Chemnitz
Zwi	-	Zwickau-Pöhlbitz	
Gr/M	-	Grimma, Pegel Gölzern (Mulde)	Oberflußmeistereci

Im Gebiet um Niederschlema ist der Bergbau in unmittelbarer Umgebung der Zwickauer Mulde angesiedelt, dies spiegelt sich im Fluß durch die Zunahme der Schwermetalle U, As, Ni, Pb, Zn, Co in Wasser und Sediment wider. Die Frachtbilanz ist bei allen Elementen positiv. Die U-

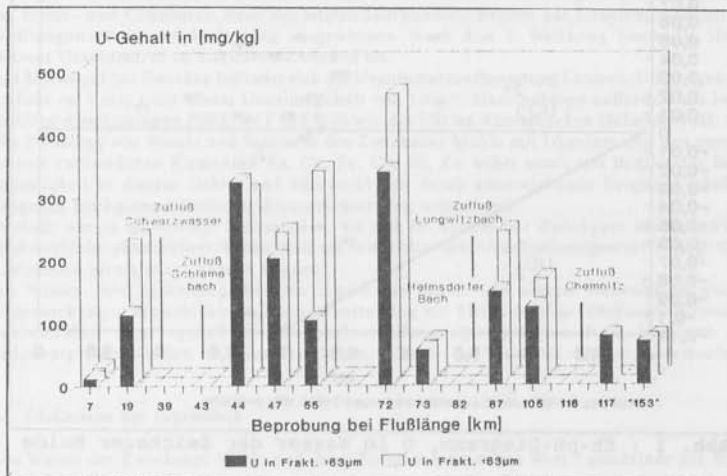


Abb. 2: Uraniumkonzentration im Wasser der Zwickauer Mulde (Alphaspektr., Probenahme 14./15.11.90)

Fracht (Tab. 1) erhöht sich um 20 kg/d gegenüber Schönheide! Der Einfluß von Grubenwässern und Wässern aus Haldendrainage wird am gestiegenen Sulfatgehalt des Muldwassers deutlich. Durch den hohen Anteil arsenidischer Erze in der geförderten Paragenese wächst die As-Konzentration im Wasser stark an. Am deutlichsten ist dieser Trend im Schlembach zu verfolgen, mit mehr als 80  $\mu\text{g}$  As/l im Wasser. Die Schwermetalle werden rasch aus dem Wasser an den Schweb- und ans Sedimentmaterial abgeschieden. Ebenso wie beim U wird die hohe Abscheidungsrate aus dem Wasser durch fortlaufende Kontamination auf der Strecke bis Hartenstein ausgeglichen. Es ist somit kein Rückgang der U-Konzentration im Wasser zu verzeichnen.

Ab Niederschlema/Hartenstein hat sich der Typ der Kontamination verändert. In diesem Gebiet überdecken zufließende Wässer aus Haldendrainage den Einfluß der Grubenwässer. Am Pegel von Niederschlema weist das Sediment gegenüber dem Wasser mit 44,8  $\mu\text{g/l}$  sehr hohe U-Gehalte um 300 mg/kg auf.

Ein Glühverlust im Sediment  $> 49\%$  indiziert hohe organische Anteile in der Grobfraction und eine dementsprechende U-Fixierung an organische Komponenten. Nicht zu vernachlässigen ist der Teil des U, der an Tonminerale und an Fe-Hydroxide gebunden ist.

Das Hartensteiner Wehr zählt zu den Stillwasserbereichen, die anaerobes Milieu erreichen. Schon im November liegt das Redoxpotential bei 0. Hervorgerufen wird dieser Zustand durch den Sauerstoffverbrauch bei der Oxydation des reichlich vorhandenen organischen Materials im Schlamm, Abbauprodukte der flußaufwärts gelegenen Papier- und Zellstoffindustrie. Dokumentieren läßt sich das durch den hohen Glühverlust des Schlammes von  $> 30\%$  in der Grobfraction. Die Feinfraction mit geringerem Glühverlust weist höhere U-Gehalte auf. Sie ist mehr toniger Natur. Die Tonminerale besitzen zwar geringere Bindungskapazität als organische Substanzen für U, sind aber im Sediment so verbreitet, daß große U-Mengen gebunden werden können.

Mit dem Eintritt der Zwickauer Mulde in das mit Rotliegendesedimenten gefüllte Erzgebirgische Becken ist vorerst auch die Zufuhr von U durch Bergbautätigkeit beendet. Die Ausfällung des U aus dem Wasser und Adsorption an Sedimentmaterial wird in der kontinuierlichen Abnahme der U-Konzentration im Wasser und der Anreicherung im Sediment deutlich.

So sind schon bei Wiesenburg rückläufige Konzentrationen im Wasser zu verzeichnen. Die Bindungspartner des U werden durch den Untergrund bestimmt. Die Zwickauer Mulde hat hier mächtige Schichten oligozäner Kiese und Sande abgelagert, den Boden bilden lehmige Sande mit Glimmerschüppchen. U wird in der Feinfraktion vor allem an Tonminerale und Fe-Hydroxide gebunden. Die organische Substanz, die sonst das U in der gröberen Fraktion fixiert hat, wird durch die Wehre im Oberlauf zurückgehalten. Der geringe U-Gehalt der Grobfraktion korreliert mit dem geringen Glühverlust. Andere Elemente, z.B. das Zn, bestätigen das Verhalten. Für die Abhängigkeit des Uraniumgehaltes vom Glühverlust (organische Substanz, Karbonate) konnte für beide Kornfraktionen sehr gute Korrelation festgestellt werden. Zn ist ebenfalls in der Feinfraktion angereichert und wenig in der Grobfraktion konzentriert. Bei einem pH von 7 und Eh um 0 wird das U im Wasser vor allem in Dikarbonat-uraniumkomplexen gebunden, bei niedrigerem Kohlendioxidpartialdruck ( $< 10^{-5}$ ) wird U als Uraniumhydroxid abgeschieden.

Die Frachtbilanz (Tab.2) zwischen Niederschlema und Zwickau-Pölbitz fällt bis auf Co negativ aus. Die Schwermetalle werden aus dem Wasser an Schweb- und Sedimentmaterial adsorbiert, es werden keine Schwermetalle durch bergbaubelastete Zuflüsse nachgeliefert. Die U-Fracht hat sich um die Hälfte verringert, dafür sind die Gehalte im Sediment enorm angestiegen. Die stärkste U-Akkumulation im Sediment scheint etwa 30 km nach dem Beginn der Kontamination erreicht zu sein. Größere Zuflüsse, die eine Verdünnung der Kontamination bewirken könnten, treten in diesem Abschnitt wenig auf.

Meßstelle	As [kg/d]	Zn [kg/d]	Cu [kg/d]	Ni [kg/d]	Co [kg/d]	Fe [kg/d]
Sch	0,435	44,87 ± 1,42	1,56 ± 0,24	1,77 ± 0,03		19,8 ± 2,5
Nie	17,74 ± 0,75	124,8 ± 12,0	16,04 ± 1,22	53,24 ± 5,0		131,2 ± 14,6
Zwi	6,5 ± 0,3	53,6 ± 1,1	6,42 ± 0,58	14,14 ± 0,74	1,034	126,8 ± 3,7
We	26,95 ± 0,67	1191,0 ± 14,9	25,8 ± 1,5	51,0 ± 1	4,94 ± 0,49	1083 ± 415
Gr/M	26,17 ± 3,2	1515,0 ± 85,0	31,1 ± 2,3	47,7 ± 4,26	7,235	569,6 ± 28,7

Tab. 2 : Elementfracht an ausgewählten Meßpunkten der Zwickauer Mulde

Am Pegel Pölbitz scheint die Karbonataktivität weit geringer zu sein und somit auch die U-Löslichkeit. U fällt als U-Hydroxid aus, kann aber im Sediment wieder in andere Bindungsformen übergehen.

Bei Crossen hat der Fluß die Stadt Zwickau durchflossen und reichlich kommunale wie industrielle Abwässer aufgenommen. Der pH wurde dadurch auf 7,4 angehoben. Die U-Belastung der Zwickauer Mulde durch die U-Erzaufbereitung Crossen ist im Wasser nicht mehr registrierbar. Für den Bereich Crossen wurden in der Mulde 1989 U-Konzentrationen von 90 µg/l festgestellt, bis zum November 1990 verringerte sich die Konzentration auf 22 µg/l. Man könnte dies auf die Einstellung der U-Erzaufbereitung seit Ende 1989 zurückführen, allerdings sind die Sickerwässer der Bergehalde mit 10 mg U/l als Kontaminant weiterhin aktuell. Ein Tiefbrunnen in Crossen führt 39 µg/l Uranium. Die U-Aktivitätskonzentration beträgt 1,35 Bq/l. Damit wird der von der NRC empfohlene Grundwassergrenzwert von 0,37 Bq/l U um das Dreifache überschritten.

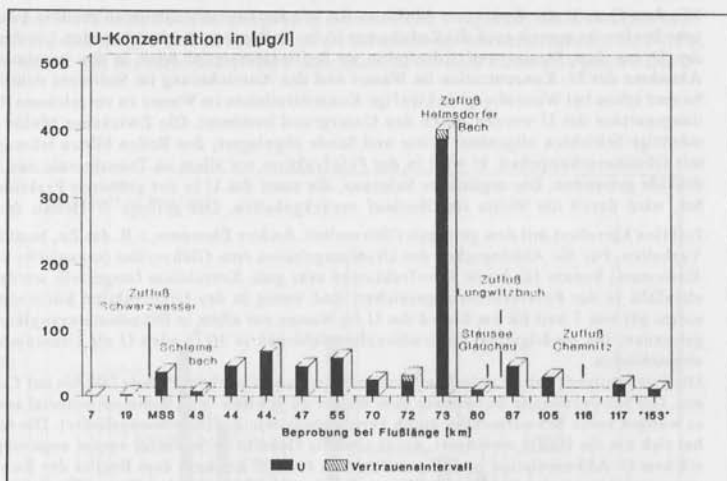


Abb. 3: Uraniumgehalte im Sediment der Zwickauer Mulde (Alphaspekt., Probenahme 14./15.11.90)

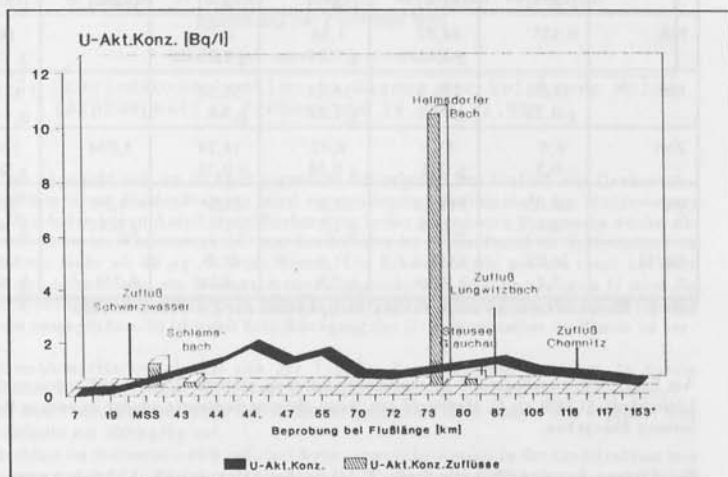


Abb. 4: U-Aktivitätskonzentration im Wasser der Zwickauer Mulde (Alphaspekt., Probenahme 14./15.11.90)

Der Fluß bewegt sich in diesem Gebiet in einem gemauerten Flußbett, es hat sich kein Sediment abgesetzt, nur Schlamm. Die hohen Gehalte im Schlamm ( $450 \text{ mg U/kg}$  bzw.  $340 \mu\text{g U/kg}$ ) dokumentieren enorm schnelle Fällungsprozesse und Altlasten. Die Zellstoff- und Papierfabrik Crossen, in unmittelbarer Nachbarschaft des Aufbereitungsbetriebes, belastet die Zwickauer Mulde v.a. mit Ligninen und Hemizellulose. Diese sind ein potentieller Bindungspartner für U. Obwohl in der Grobfraction organische Substanzen akkumuliert sind (Glühverlust fast 40%), treten in der Feinfraction wiederum höhere U-Gehalte auf. Tonminerale könnten als Adsorbent in Frage kommen.

Die stärksten U- und Schwermetallakkumulationen im Sediment sind somit im Gebiet Hartenstein bis Crossen zu verzeichnen. Dieser Raum ist durch Bergbaufolgeerscheinungen geprägt. Wichtigster Einleiter U-kontaminierter Wasser in die Zwickauer Mulde ist, neben der U-Erzaufbereitungsanlage in Crossen, der Helmsdorfer Bach, der durch Sickerwasser aus dem Absetzbecken III Helmsdorf der U-Erzaufbereitung belastet wird. Die Quelle des Helmsdorfer Baches befindet sich unweit davon. Die oligozänen Sand- und Kiesablagerungen mit dem darunter liegenden Konglomeraten aus dem Oberrotliegenden (Mülsener Schichten) im Untergrund des Absetzbeckens bieten gute Migrationsmöglichkeiten für wäßrige Lösungen. Im Quellwasser werden schon U-Konzentrationen von 585 µg/l festgestellt, das ist bereits ein Indiz für die Sickerwasserbelastung der Quelle. Die Sickerwässer weisen um Faktor 5 höhere U-Konzentrationen als das Beckenwasser auf, die abgesetzten Schlämme werden demzufolge durch die Sickerwässer intensiv ausgelaugt. Bei laufendem Aufbereitungsbetrieb und äquivalenter Entnahme und Zuführung von Wässern wurde ein Absinken des Wasserspiegels des Absetzbeckens um 0,5 m beobachtet. Eine Versickerung in den Beckenuntergrund liegt nahe, Versickerungsraten gehen von 18 m<sup>3</sup>/h bei einem angenommenen K-Wert von 5·10<sup>-10</sup> aus. Eindeutig läßt sich die Hypothese der Sickerwasserbelastung mit Hilfe der U-234/U-238-Aktivitätsverhältnisse des Becken- und des Bachwassers beweisen, welche übereinstimmen. In der U-Verteilung weicht der Helmsdorfer Bach deutlich vom Bild der Zwickauer Mulde ab.

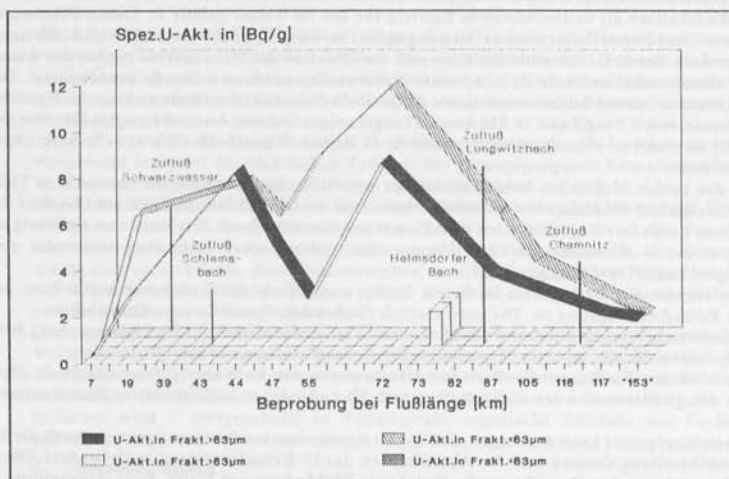


Abb. 5: Spezif.U-Aktivität im Sediment der Zwickauer Mulde (Alphaspektr., Probenahme 14./15.11.90)

Bei einem pH von 7,3 und schwach reduzierendem Milieu ist U im Wasser gelöst (387 µg/l) und wird nur gering ins Sediment überführt.

Der niedrige U-Gehalt (58 µg/kg) korreliert mit dem niedrigen Glühverlust (15%) des sandigen Bachsedimentes. Ein hoher Kohlendioxidpartialdruck hält U im Dikarbonaturanylkomplex in löslicher Form. Er wird durch Sickerwässer des Absetzbeckens hervorgerufen.

Obwohl das Wasser des Helmsdorfer Baches einen auffällig hohen Schwefelgehalt aufweist (U-Erzaufbereitung), ist bei einem pH von 7,3 keiner der beiden Uranyl-sulfatkomplexe (UO<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>]<sup>2-</sup> bzw. [UO<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>]<sup>4-</sup> stabil.

Durch Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Laugungen im Aufbereitungsprozess tritt im Bachwasser eine entsprechend hohe Karbonataktivität auf. Außerdem sind hohe Kalium- und Kalziumkonzentrationen auffällig. Durch die Reaktion der Karbonationen mit den Alkali- und Erdalkalitionen bleibt der lösliche Trikarbonaturanylkomplex erhalten, U kann kaum ins Sediment abgeschieden werden.

Die Bindung an NTA aus kommunalen Abwässern wäre eine weitere Möglichkeit, U in Lösung zu halten. Durch Waschmittel mit Phosphatersatz wird NTA eingetragen. Normalerweise wird diese organische Verbindung in weniger als einem Tag abgebaut, bei ausreichendem Schwermetallangebot im Wasser bilden sich jedoch nicht mehr abbaubare Komplexe. Der Bach kann so fast die gesamte U-Last über das Wasser in die Zwickauer Mulde transportieren.

Die hydrogeologischen Verhältnisse bedingen eine Beeinflussung des Grundwassers. Hauptgrundwasserleiter sind in diesem Gebiet des Erzgebirgischen Beckens, u.a. infolge ihrer Mächtigkeit >300m, die Mülsener Schichten, gebildet aus kleinstückigen Rotliegendkonglomeraten mit z.T. kalkigen Bindemittel und darüberliegendem terrestrischen Zechstein aus Konglomeraten und Arkosandesiten mit kalkig-dolomitischen Bindemittel. Durch unterofiolitische Muldeschotter wird der Hauptgrundwasserleiter abgedeckt. Die aus den Mülsener Schichten fördernden Tiefbrunnen weisen oft Förderleistungen bis 40 l/s auf.

Die beprobten Tief- und Hausbrunnen stehen in Muldeschottern und den Mülsener Schichten. An Zwickauer Mulde und Helmsdorfer Bach werden sie zum Teil durch Uferfiltration gespeist und durch Sickerwässer beeinflusst. Die Konglomerate der Mülsener Schichten sind so durchlässig, daß in Muldeschottern eindringende Wässer sich sofort im Grundwasser der Mülsener Schichten wiederfinden. Die Mülsener Schichten wurden von Süden geschüttet. Das Grundwasser bewegt sich im Raum Zwickau-Crossen-Oberrothenbach entlang der weitreichenden NW-gerichteten Störungen. Als geogen unbelastet sind die Mülsener Schichten schon aufgrund des Liefergebietes des Materials nicht anzusehen, außerdem wirken die auftretenden Kohleschnitten als hydrochemische Barriere für das im Wasser gelöste U. Dieser Fakt macht diesen Grundwasserleiter auch anfallig gegenüber technologischen Schwermetallkontaminationen. Sehr stark durch U-führende Zuflüsse sind am Oberlauf des Helmsdorfer Baches die Wässer der Grundwassermeßstelle 751 und einer weiteren Grundwassermeßstelle kontaminiert. Die Uraniumisotopenverhältnisse indizieren als Quelle U-belastete Oberflächenwässer. U-Konzentrationen von 1,3 mg/l und in 751 von 1,12 mg/l zeigen enorme Anreicherungen. Der von der NRC empfohlene Grundwassergrenzwert ist in beiden Wässern 90-fach bzw. 78-fach überschritten.

Bei den beiden Meßstellen handelt es sich um artesisches Grundwasser, welches in 30 m Tiefe im Quellgebiet des Helmsdorfer Baches erbohrt wurde. Die 751 befindet sich am Oberlauf des Baches, die andere liegt direkt vor dem Damm des Absetzbeckens. Das Wasser ist eindeutig als Filtrat des U-Abwassers zu identifizieren. Das Absetzbecken Helmsdorf weist also eine entsprechende Durchlässigkeit auf.

Das Grundwasser bewegt sich in diesem Gebiet nordöstlich zur Zwickauer Mulde bzw. auf den Reinsdorfer Sprung zu. Die nordwestlich fließenden, durch Crossen beeinflussten Grundwässer werden durch die Oberhohndorfer Hauptverwerfung, Brückenbergersprung bzw. Reinsdorfer Sprung an ihrer Migration westlich der Zwickauer Mulde gehindert.

Somit werden die Wässer der Tief- und Hausbrunnen von Helmsdorf/Oberrothenbach allein von den Sickerwässern der Absetzbecken I, II, III und/oder vom Helmsdorfer Bach kontaminiert.

Zusammenfassend kann man sagen, daß die U-Kontamination des Grundwassers durch die U-Erzaufbereitung Crossen und die Absetzbecken der U-Erzaufbereitung in Helmsdorf/Oberrothenbach auf den Bereich um die Zwickauer Mulde begrenzt bleibt. Eine Ausbreitung in östlicher Richtung ist wegen der Fließrichtung des Grundwassers nach NW nicht möglich, das heißt, die kontaminierten Grundwässer bewegen sich in Richtung zur Zwickauer Mulde. Zwischen Oberhohndorfer Hauptverwerfung und Reinsdorfer Sprung migrieren die Grundwässer in NE-Richtung, wieder auf die Zwickauer Mulde zu. So ist schon ein Brunnen in Mosel mit U-Konzentrationen von  $1,528 \pm 0,073 \mu\text{g/l}$  frei von technogener U-Belastung. Diese Fakten zeigen, daß die technogene U-Kontamination nicht auf die Zwickauer Mulde und den Helmsdorfer Bach begrenzt bleibt, sondern sich im Grundwasser deutlich hinsichtlich der Kontamination verfolgen läßt. Allein U-Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser bis zu 33 Bq/l, abzüglich der Rn- und Ra-Aktivitätskonzentrationen, sind für Wässer, die zum Teil aus Hausbrunnen für Mensch, Tier und zur Bewässerung der Gärten verwendet werden, abzulehnen! Bis zu einer U-Aktivitätskonzentration von rund 16 Bq/l ist eine Verwendung als Trinkwasser erlaubt (Tagungsbericht WISMUT 1990), abgesehen von den in den Aufbereitungsabgängen enthaltenen Schwermetallen und Anionen, die sich auch in den Grundwässern wiederfinden.

Beim Menschen ruft Uranium bei chronischer Einwirkung z.B. in den Nieren nephrotoxische Effekte hervor. Die Rückresorption niedermolekularer Proteine, Aminosäuren, Glukose und Phosphat in den Nierentubuli wird gestört. Die Folge können Proteinurie, Glukoseurie,

Aminoacidurie und Phosphaturie sein (MERIAN 1984).

Zwischen Zwickau und Glauchau entwässern der Mülsenbach und der Lungwitzbach in NW-Richtung, alten Störungen folgend, in die Zwickauer Mulde. Die Fließrichtung dieser Bäche entspricht der Grundwasserfließrichtung in diesem Gebiet. Beide Bäche sind im Vergleich zur Zwickauer Mulde unbelastet. Als belasteter Zufluß ist der Zinnbach zu sehen, der bei Mosel in die Zwickauer Mulde mündet. Dieser wird durch die alten Absetzbecken Dänkritz I und II kontaminiert.

Der Stausee Glauchau erwies sich als nur schwach von der technogenen Kontamination mit U betroffen, da Muldewasser direkt nur wenige Male im Jahr, seit 1985, eingeleitet wird.

Die Einspeisung erfolgt v.a. durch eine Zwickauer Mulde-Umgehungsleitung, die nach dem Bau der Uraniumerzaufbereitung in Betrieb genommen wurde.

Am Wehr Remse weist das Wasser einen pH 7,5 und schwach reduzierendes Milieu auf. Der Glühverlust von ungefähr 25% läßt auf die Bindung an organische Substanz im Sediment schließen. Bei ausreichendem Huminsäureangebot kann ein Teil des U aus dem Trikarbonat-uranylkomplex als Uranylion oder direkt im Komplex an die Huminsäuren gebunden werden.

Die gegenüber Zwickau erhöhte U-Last ist nicht nur durch den Zufluß des Helmsdorfer Baches und des Zinnbaches und durch Remobilisierungen aus dem Sediment zu erklären.

Durch Sickerwässer landwirtschaftlicher Nutzflächen an beiden Flußufern ist ein erhöhter Phosphatgehalt im Wasser zu verzeichnen. Phosphatfertilizer können bis zu 200 ppm U enthalten. Möglicherweise sind die höheren Gehalte im Wasser einer Phosphatdüngung der Felder anzulasten.

Ab Amerika - unterhalb Kläranlage zeigen die U-Gehalte im Wasser und im Sediment rückläufige Tendenz. Unbelastete Zuflüsse wie Lungwitzbach und Chemnitz wirken verdünnend. Trotzdem es sich um Material aus dem Stillwasserbereiches eines Wehres handelt, ist entsprechend dem niedrigen Glühverlust von <20% wenig organisches Material akkumuliert. Das Flußsediment bietet reichlich Tonminerale an, von denen U adsorbiert werden kann.

Am Probepunkt Wechselburg, unterhalb Straßenbrücke, bestätigen die U-Konzentrationen von Wasser und Sediment die rückläufige Tendenz der vorangegangenen Entnahmestellen.

Verdünnend wirken unbelastete Zuflüsse wie die Chemnitz.

Durch den Zusammenfluß mit der Freiburger Mulde ist eine Verdünnung der U-Konzentration im Wasser zu beobachten. Betrachtet man die U-Fracht, so ist für den Abschnitt Wechselburg-Grimma keine Frachtveränderung festzustellen. Das heißt, der Zusammenfluß würde die Frachtverluste, durch Sedimentation verursacht, ausgleichen. Wahrscheinlicher ist, daß U stabil in der löslichen Phase vorliegt. Die dritte Möglichkeit ist ein Gleichgewicht zwischen Fällung und Remobilisierung.

Die vereinigte Mulde bei Grimma hat einen pH-Wert von 6,9 und oxydierendes Milieu. Im Wasser ist der Verdünnungseffekt durch den Einfluß der Freiburger Mulde deutlich an der um die Hälfte verringerten U-Konzentration zu bemerken. Im Sediment ist dieser Effekt nicht zu beobachten. Die Gehalte liegen nur knapp unter dem Niveau von Wechselburg. Im Schlamm wird U entsprechend an Tonminerale, organische Substanz und Fe-Hydroxide gebunden.

### 3. Zusammenfassung

Mit einsetzendem Bergbau am Oberlauf der Zwickauer Mulde beginnt die U-Belastung im Wasser und im sedimentogenen Material. Das Gebiet stärkster Uraniumakkumulation im Sediment erstreckt sich von Hartenstein bis Crossen, einen Bereich, der v.a. durch Bergbaufolgeerscheinungen gekennzeichnet ist. Die Kontamination durch die U-Erzaufbereitung Crossen ist im Wasser nicht mehr registrierbar. Der Helmsdorfer Bach wird stark durch Sickerwässer des Absetzbeckens Helmsdorf III mit Uranium, Schwermetallen, Arsen und Alkalien belastet. Der Bach trägt Uranium v.a. über das Wasser in die Zwickauer Mulde.

Im Unterlauf nimmt die Belastung des Sediments ab. Dies könnte einerseits auf Remobilisierungsercheinungen zurückzuführen sein, andererseits ist der Verdünnungseffekt durch unkontaminiertes Sediment nicht zu unterschätzen.

#### Literatur

MERIAN, E.: Metalle in der Umwelt.

Verlag Chemie

Weinheim-Deerfield Beach, Florida-Basel 1984

WISMUT-Tagungsbericht 1990

Der Uraniumbergbau und seine Folgen.

Mengen- und Spurenelemente, 11. Arbeitstagung Leipzig 1991