

G. Christoph; J. Dermietzel; K. Freyer; W. Gläßer; D. Haendel; R. Trettin & H.-C. Treutler
 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH

Beiträge des UFZ zur Klärung hydrodynamischer und hydrochemischer Probleme im Zusammenhang mit der Flutung des Tagebaurestloches Merseburg-Ost

1. Einleitung

In Merseburg-Ost wurde der Kohlebergbau im Jahre 1991 gestoppt. Die Böschungsabflachung war Ende 1993 weitgehend abgeschlossen. Die letzten Randriegelbrunnen gingen 1993 außer Betrieb. Die Umgestaltung zu einem ökologisch intakten Seensystem verlangt nicht nur umfangreichen Sanierungsbergbau, sondern auch eine wissenschaftliche Begleitung. Diese Aufgabe wurde in einer ersten Etappe im Auftrag der MBV aufgabenteilig durch das UFZ, das Institut für Gewässerforschung Magdeburg und die Harress-Pickel-Consult GmbH Merseburg übernommen.

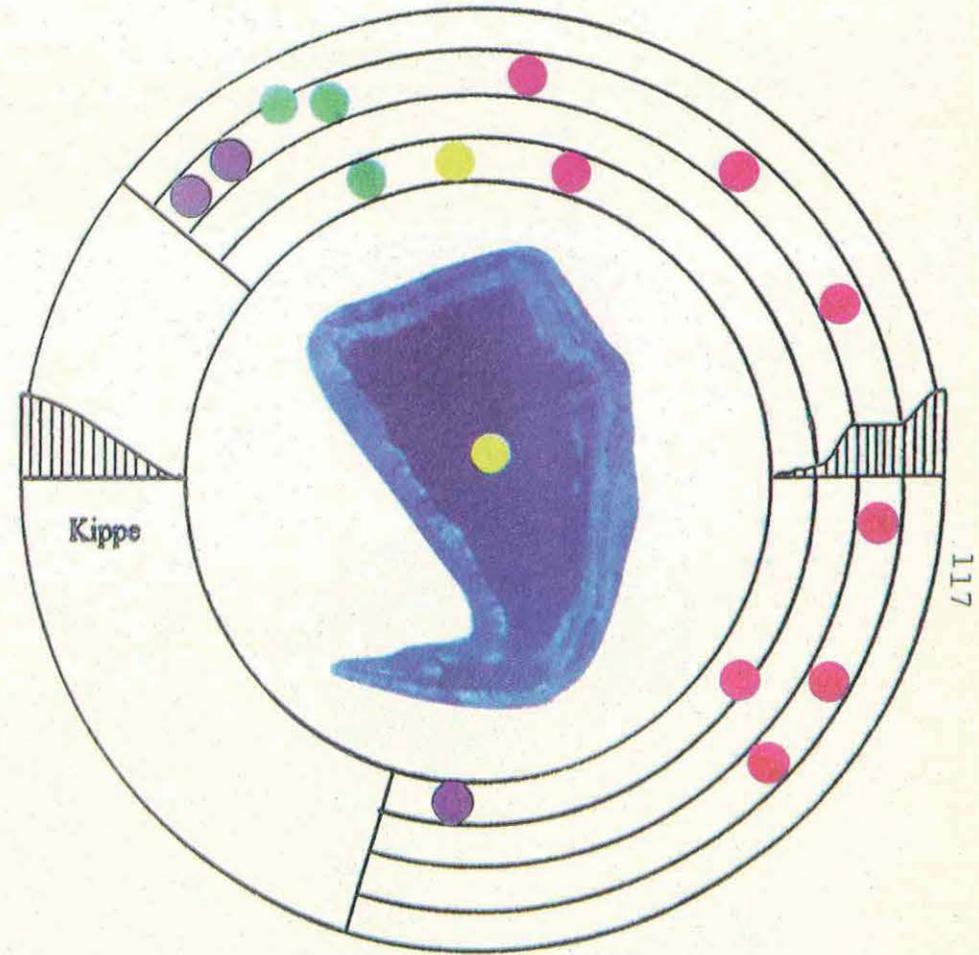
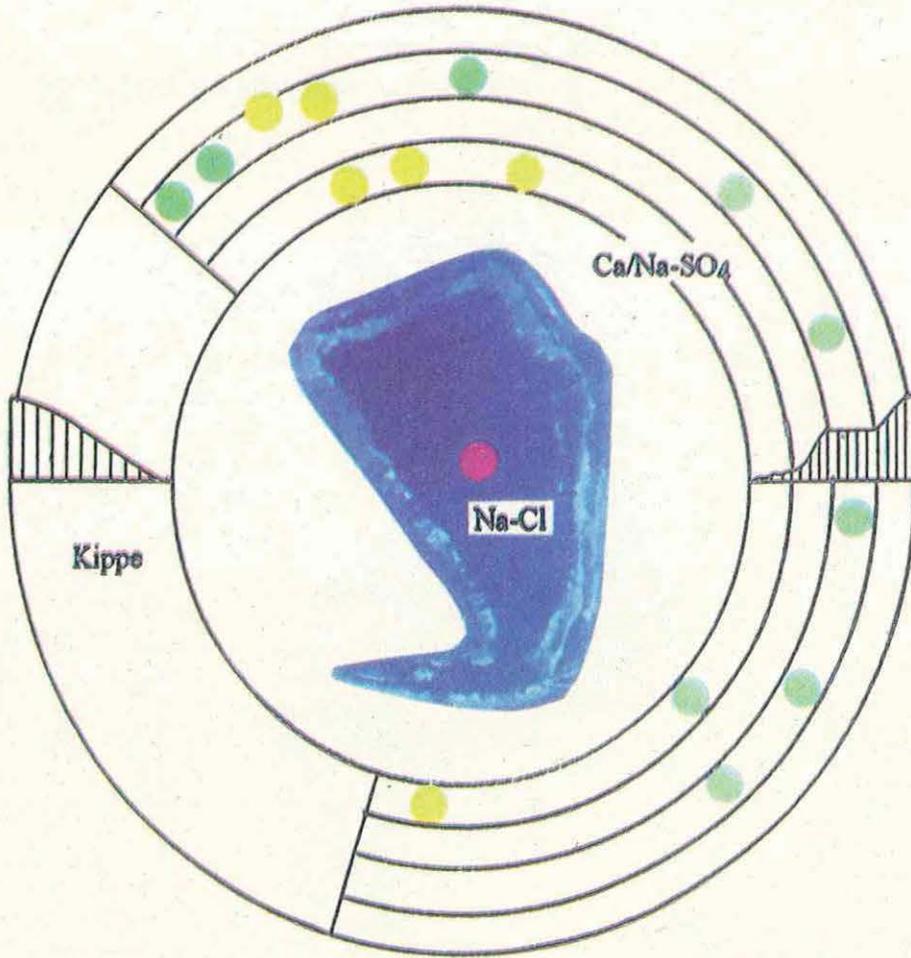
Zentrale Aufgaben der bisherigen und auch der mittelfristigen Forschung sind:

- die möglichst umfassende Dokumentation des Anfangszustandes als Grundlage für das Erkennen tagebauspezifischer Prozesse sowie als Ausgangspunkt für alle nachfolgenden Bewertungen
- die Prognose der Salzwassereinträge im Verlaufe der wachsenden Auflast sowie des finalen Seewasserchemismus
- die Prognose der Beschaffenheitsentwicklung im umgebenden Grundwasser nach Wegfall der Tagebautentwässerung infolge Wiederanstieg und durch Wechselwirkung mit den Gewässern
- Aussagen zu den limnologischen Eigenschaften der künftigen Gewässer (Gewässerdynamik, Nährstoffsituation, Besiedlung) sowie zu Steuerungsmöglichkeiten und -notwendigkeiten
- ganzheitliche Betrachtung der Restseen in einer günstigen Wirtschafts- und Naturlandschaft
- Absicherung und Begleitung von Flutungsmaßnahmen über die Vorflut.

Ein erster gemeinsamer Bericht wurde Ende 1994 vorgelegt.

2. Hydrochemie der Böschungswässer

In beiden TRL steigt der Wasserspiegel seit Einstellung der Wasserhaltung zügig mit zuletzt ca. 3m/a. Am 22. November 1994 wurden im BF Ia 69,70 mNN (Zielwasserstand 82 mNN) und im BF Ib 59,85 mNN gemessen. Die Seentwicklung erfolgte ausgehend von Tiefpunkten und Teichen, die z.T. bereits früher als Sammelbecken dienten. Einheitliche und den gesamten Grubengrund bedeckende Wasserkörper wurden im Abbaufeld Ib Ende 1993 und im Abbaufeld Ia erst Ende 1994 erreicht. Die Auffüllung erfolgt grundwasserseitig in beiden TRL sowohl aus dem Liegenden als auch den hangenden Böschungsschichten, insbesondere des frühweichselglazialen GWL 1.5. In mehreren Kampagnen wurde die chemische Beschaffenheit der übertägig austretenden Wässer und der Seen untersucht. Es ergeben sich für beide Baufelder spezifische Milieu-Muster (Abb.1a,b), die im Folgenden kurz skizziert werden.



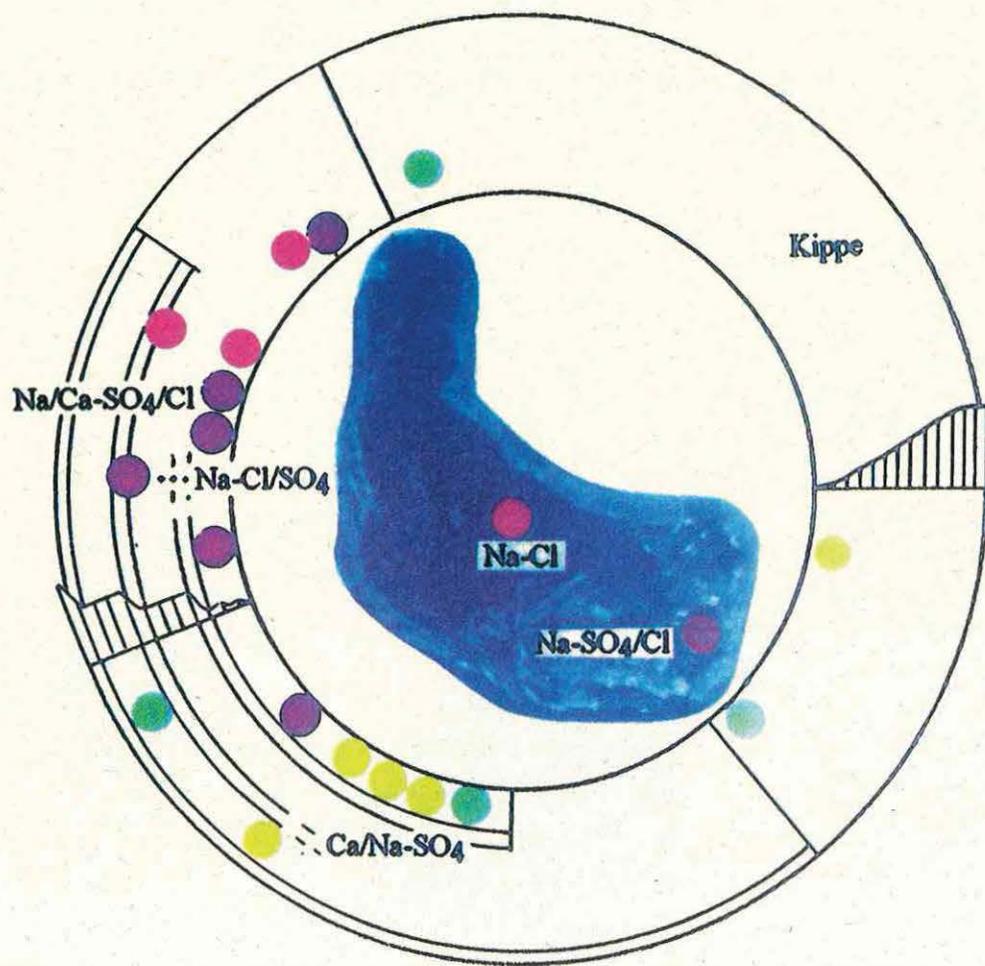
Elektrische Leitfähigkeit in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ib: März 1994)

● LF ≤ 3 ● LF > 3 ... 6 ● LF > 6 ... 12 ● LF > 12 mS/cm

Verteilung der pH-Werte in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ib: März 1994)

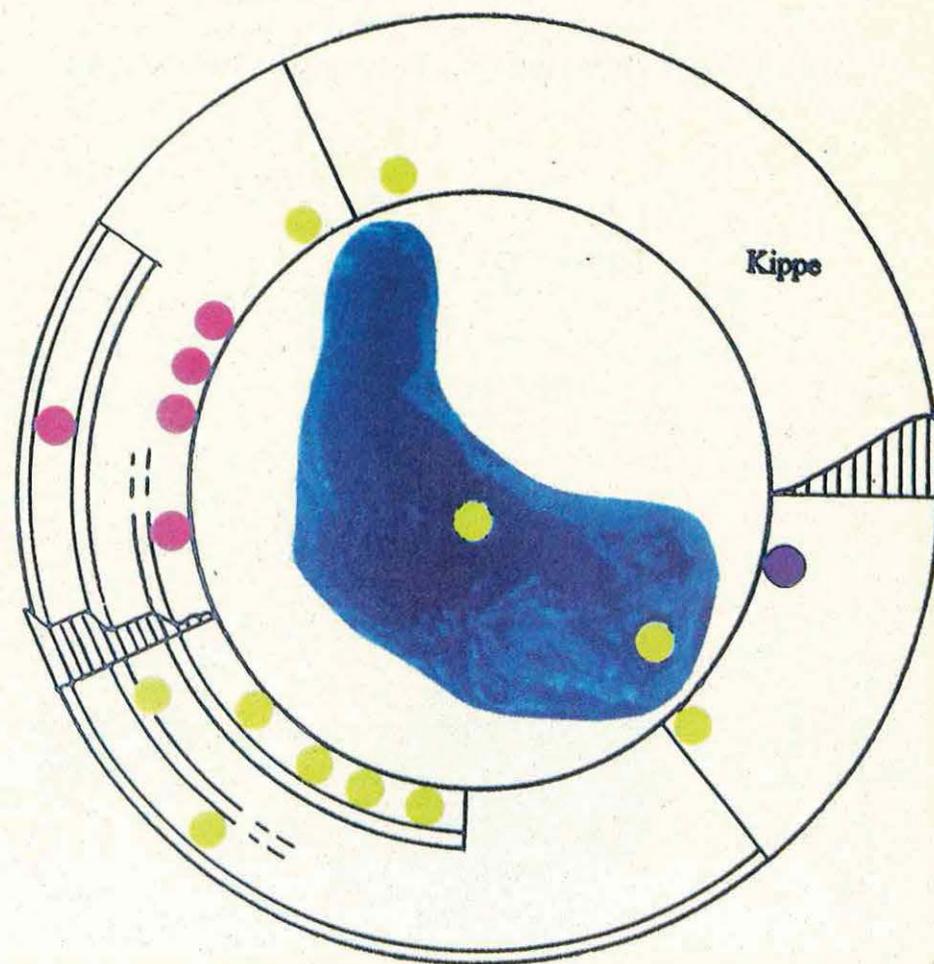
● pH ≤ 4 ● pH > 4 ... 5 ● pH > 5 ... 6 ● pH > 6

Abb.: 1b Situation im Böschungsbereich von BF Ib, März 1994



Elektrische Leitfähigkeit in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ia: Juni 1994)

● LF ≤ 3 ● LF > 3 ... 6 ● LF > 6 ... 12 ● LF > 12 mS/cm



Verteilung der pH-Werte in Gerinnen und Standgewässern
(Merseburg-Ost, BF Ia: Juni 1994)

● pH ≤ 4 ● pH > 4 ... 5 ● pH > 5 ... 6 ● pH > 6

Abb.: 1a

Situation im Böschungsbereich von BF Ia. Juni 1994

2.1 Allgemeine Milieubeschreibung

2.1.1 Abbaufeld Ia

Die Böschungswässer entstammen vorwiegend dem obersten GWL. Im Süden und Südwesten sind diese Wässer ergiebig, vorwiegend gering mineralisiert (unter 3 mS/cm) und \pm pH-neutral. Als Faustregel kann bei den Böschungswässern mit 1 mS/cm \approx 0,72 g/l und bei den Seewässern mit 1 mS/cm \approx 0,62 g/l gerechnet werden. Nach Norden hin schließen zunächst Mischwässer an, die z.T. aus Kohleklüften zusitzen. Die Mineralisation ist deutlich höher, der pH immer noch eher neutral. Im Mittelteil der Ostböschung und im Nordwesten zeigt sich ein außerordentlich heterogener Chemismus. Die hier existierenden Wasseransammlungen und Gerinne sind häufig sauer bis etwa pH 3. Die Mineralisation übersteigt in einzelnen Quellaustritten Werte von 30 mS/cm. Den Tagebau erreichende Bäche können mehr als 15 mS/cm aufweisen. In Zonen der erhöhten Mineralisation kann es in warmen und trockenen Sommerperioden an quellnah überflossenen Böschungen zu weißen und gelben Ausscheidungen kommen. RFA-Analysen zeigen als Hauptkomponenten Schwefel und Aluminium (Tab.1). (Ebenfalls in Tab.1 ist ein weiterer Ausscheidungstyp vermerkt, der im Norden von Ib gefunden wurde. Dieser Typ wird im Wasser abgetrennt. Er ist silikatreich und enthält noch mehr Aluminium.)

Tab.: 1 RFA-Übersichtsanalysen an Mineralausscheidungen

Probe	Na ₂ O %	MgO %	CaO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	SiO %	Cl %	S %	Datum
Ia weiß	7,1	3,2	0,8	10,0	0,4	0	3,2	15	7/94
Ia gelb	5,9	3,4	0,8	7,3	4,0	0,2	3	14	7/94
Ib weiß	0,05	0,02	0,75	44,9	0,36	10,3	0	3,9	5/94

Seeseitig finden sich auf kohligen Flächen und Zwischenmitteln größere Ansammlungen an teils verwitterten und teils noch intakten Markasitknollen. Diese werden gegenwärtig überstaut. Für die Versauerung der Gerinne in diesem Abschnitt sind sie nicht verantwortlich. Bemerkenswert ist in Merseburg-Ost, daß in den Gebieten mit sauren Böschungswässern auch die Grundwässer im unverritzten Vorland zu niedrigen pH-Werten tendieren. Ganz im Norden von Ia treten in verschiedenen Höhen der rutschungsgefährdeten Böschung mäßig mineralisierte Wässer aus. Insgesamt zeigte sich die Situation im TRL Ia während der Beobachtungszeit zwar witterungsbeeinflusst, aber sonst stabil.

Der Mittelwert aller zusitzenden Böschungswässer wird auf 6-8 mS/cm geschätzt. Dies ist eine veränderliche Größe, da Austrittsstellen und Gerinne überstaut werden. Ende 1994 betrug die Leitfähigkeit in der oberen Seeschicht etwa 15 mS/cm. Der pH lag im Beobachtungszeitraum bei 7,5. Die Gesamttendenz der Leitfähigkeit war im Beobachtungszeitraum fallend.

2.1.2 Abbaufeld Ib

In Ib fehlen die höher mineralisierten Wässer. Die Wässer aus dem Süden sind eher neutral. Im Osten zeigten sich bei zwei Bemusterungen 1994 entlang der gesamten endgestalteten Ostböschung am Fuß des obersten Anschnittes weitgehend stark saure Gerinne und Lachen. Die häufig flächigen Austritte am Fuß des obersten Anschnittes wechseln mit relativ trockenen Abschnitten. Die Mineralisation ist an der Ostböschung am höchsten. Stellenweise wurden bis zu 6 mS/cm gemessen.

Im Nordosten traten im Beobachtungszeitraum neben Rutschungen tiefe Erosionsrinnen auf, die einen beträchtlichen Sedimenteintrag in das TRL bewirken. Eine nennenswerte Pufferung der sauren Wässer durch die tertiären Sande wurde nicht festgestellt. Im Norden sammeln sich die Wässer zunächst auf der obersten Berme unter Bildung von Versumpfungen. Die abfließenden Wässer sind gering mineralisiert und im pH-Wert stark wechselhaft. Der Anteil saurer Wässer war im Beobachtungszeitraum eher wachsend.

Der Schätzwert für die elektrische Leitfähigkeit liegt für die Gesamtheit der Zutritte zu Ib unter 4 mS/cm. Die Seewasserwerte waren Ende 1994 20,5 mS/cm und 7,5 pH. Eine Abnahme des pH-Wertes ist bei weiter fallender Säurekapazität zu befürchten.

2.2 Chemische Beschaffenheit

Zur chemischen Beschaffenheit von Grund-, Böschungs- und Seewässern liegen mehr als 100 Komplexanalysen mit über 3000 Einzeldaten vor. Diese Ergebnisse können hier nur verbal skizziert werden, indem auf einige grundsätzliche Effekte hingewiesen wird.

2.2.1 Hauptionen

Bei den Anionen dominiert Sulfat als gebietstypisches Ion bei den gering bis mäßig mineralisierten Wässern unter 8 mS/cm, da es in Grundwässern fast überall mit mindestens 500 mg/l vertreten ist. Eine weitere Domäne des Sulfates sind Wässer mit $\text{pH} < 6$. In einigen Böschungswässern werden Gehalte bis über 4000 mg/l erreicht. Es entstammt einerseits der Oxidation von Eisensulfiden, ist aber auch in Zechsteinwässern in hoher Konzentration enthalten.

Bei allen Wässern oberhalb 15 mS/cm dominiert Chlorid.

Bei den Kationen dominiert Kalzium in der Regel in Wässern mit bis zu 4 mS/cm. Danach tritt Natrium an die erste Stelle. Oberhalb 10 mS/cm beansprucht es mehr als 80 eq-%. Bisher sind alle Seewässer reine Na-Cl-Wässer.

2.2.2 Saure Wässer

Mit sinkendem pH-Wert wächst in Merseburg-Ost in der Regel der Gehalt an Metallionen. Dieser Zusammenhang ist in einer gemeinsamen Darstellung für Grund-, Böschungs- und Seewässer für Ni, Zn und Al in den Abb.2 und 3 gezeigt.

In der Tendenz ähnliche Abhängigkeiten wurden für Eisen und Mangan gefunden, jedoch verfügt Eisen auch im Neutralbereich über eine größere Konzentrationsbreite. Aluminium dominierte in Einzelfällen in stark sauren Böschungswässern bei den Kationen. Eine signifikante Schwermetallbelastung der (neutralen) Seewässer besteht nicht. Andere Schwermetalle wie Cobalt, Kupfer oder Chrom kommen nur gelegentlich und in Gesellschaft mit anderen Metallen in erhöhter Konzentration vor. Weiterhin wird ein starkes Wachstum des Mg/Ca-Verhältnis bei $\text{pH} \leq 3$ festgestellt. Wichtig für die Bewertung der Puffereigenschaften des Wassers ist die Basekapazität, die in Abb.4 als Funktion des pH-Wertes dargestellt ist.

**Aluminium im Wasser
Merseburg-Ost 1993-1994**

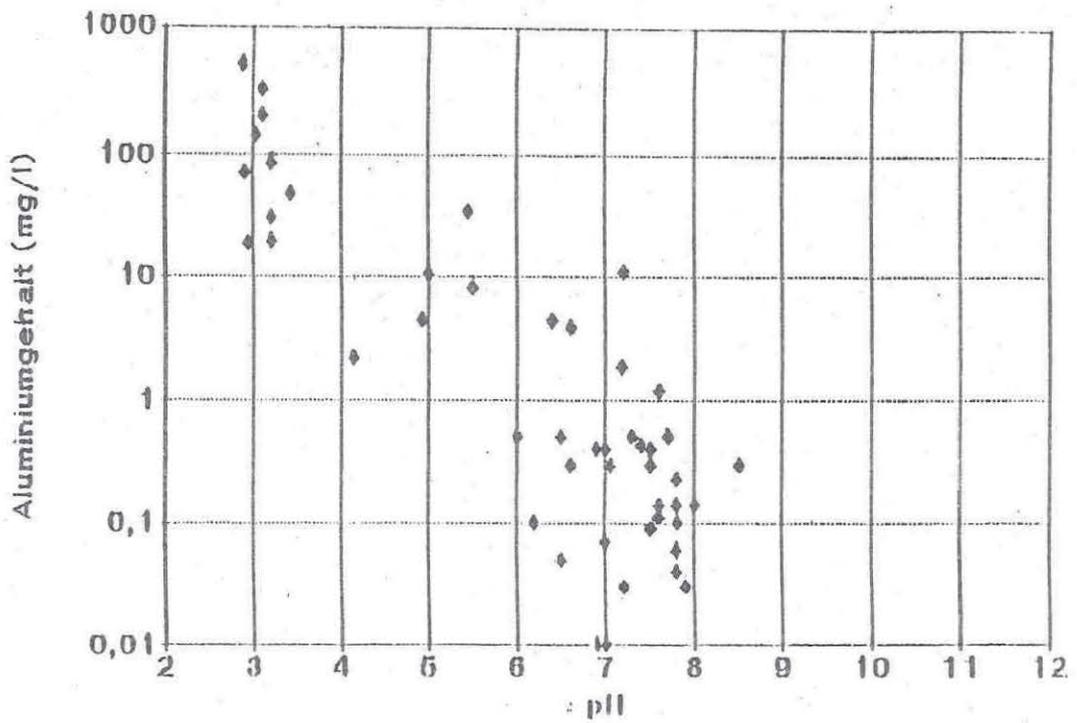


Abb.: 2 Aluminiumgehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert

**Zink und Nickel im Wasser
Merseburg-Ost 1993-1994**

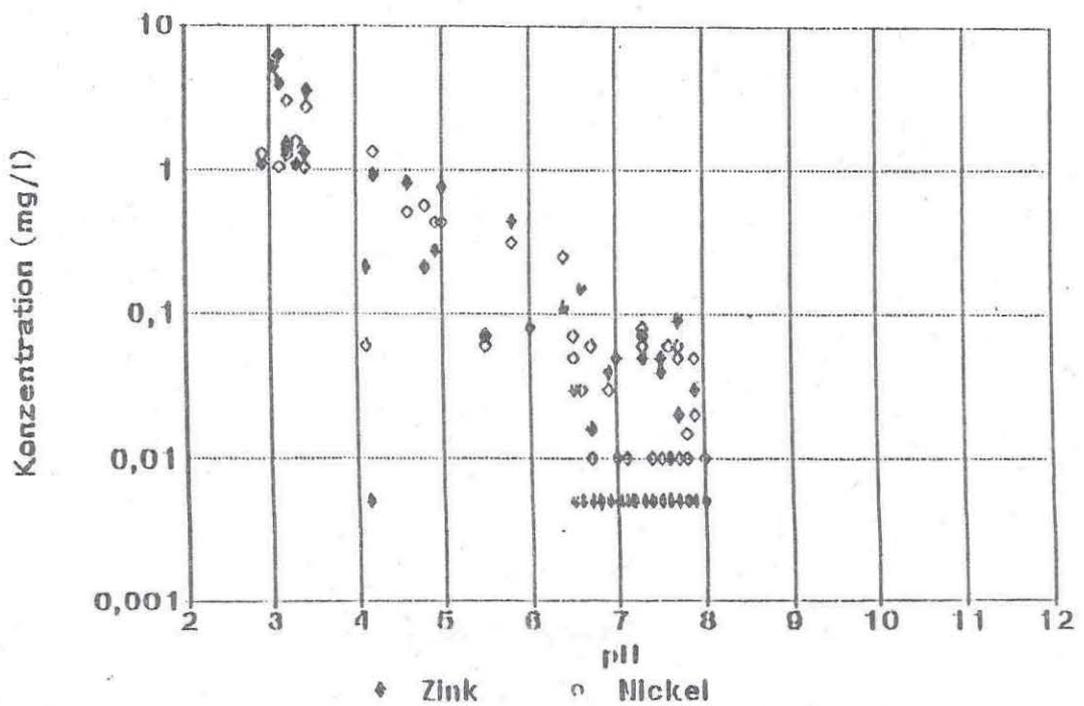


Abb.: 3 Nickel- und Zinkgehalt (alle Wassertypen)

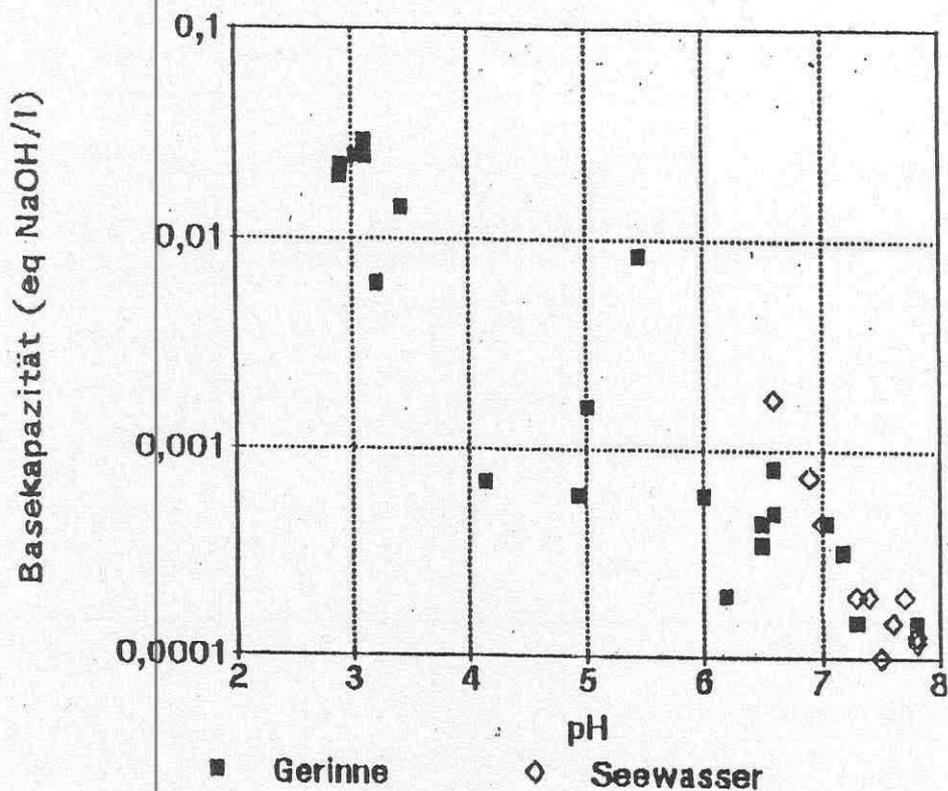


Abb.: 4 Basekapazität und pH-Wert für Böschungsaustritte und einige oberflächennah beprobte Seewässer

2.2.3 Weitere anorganische Inhaltsstoffe

An Nitrat wurde in Zuläufen zu Ia maximal 7,5 mg/l gemessen. Die höchsten Werte bis 38 mg/l fanden sich im Süden von Ib. Im Norden lag die Konzentration unter 1 mg/l.

Bedeutende Variationen im Wasser zeigen Strontium und Bromid. Bromid ist infolge gleicher Genese und konservativem Tracerverhalten linear mit Chlorid (Br^-/Cl^- ca. 0,8 mg/g) korreliert.

2.2.4 Organische Stoffe

Eine Übersicht über einige organische Summenparameter ist in Tab.2 gegeben. Bei den polyaromatischen Kohlenwasserstoffen werden in der Summe 1-16 maximal 0,5 µg/l erreicht. Die höchsten Werte traten wiederholt im Nordosten von TRL Ia auf. Es gibt Hinweise darauf, daß auch die Kohle zum Gehalt an PAK beiträgt. Insgesamt liegen die Belastungswerte aller Wässer im unkritischen Bereich.

Tab.: 2 Phenol-Index, AOX, DOC und PAK in Böschungswässern

	n (la)	Str. (la)	Ø (la)	n (lb)	Str. (lb)	Ø (lb)
Phenol-I. [mg/l]	16	0,2...4	2,2	4	1...2,4	1,8
AOX [mg/l]	9	19...105		7	20...83	
DOC [mg/l]	8	4...22		6	2,3...7,4	
PAK [µg/l]	12	0,01...0,4 6		5	0,01...0,0 8	

n= Anzahl der Messungen

3. Isotopenuntersuchungen

3.1 Tritium

Tritium wurde in ca. 40 Grund-, Böschungs- und Seewässern bestimmt. Es gibt zwar im Trend die erwartete Erniedrigung der ^3H -Konzentration mit wachsender Mineralisation (vergl. Abb. 5), jedoch kommt diese erst bei sehr hohen Salzgehalten (in aufsteigenden Liegendwässern, wie sie z.B. durch Salzwasser in Seetiefpunkten repräsentiert werden) zum Tragen. Die untersuchten Grundwässer im von der Grundwasserabsenkung erfaßten Teufenbereich enthalten vornehmlich vergleichsweise junges Wasser. Hingegen enthalten die stark salzhaltigen Quellaustritte im Nordwesten von Ia auch ältere Komponenten, die für lokale Aufstiegsmöglichkeiten sprechen.

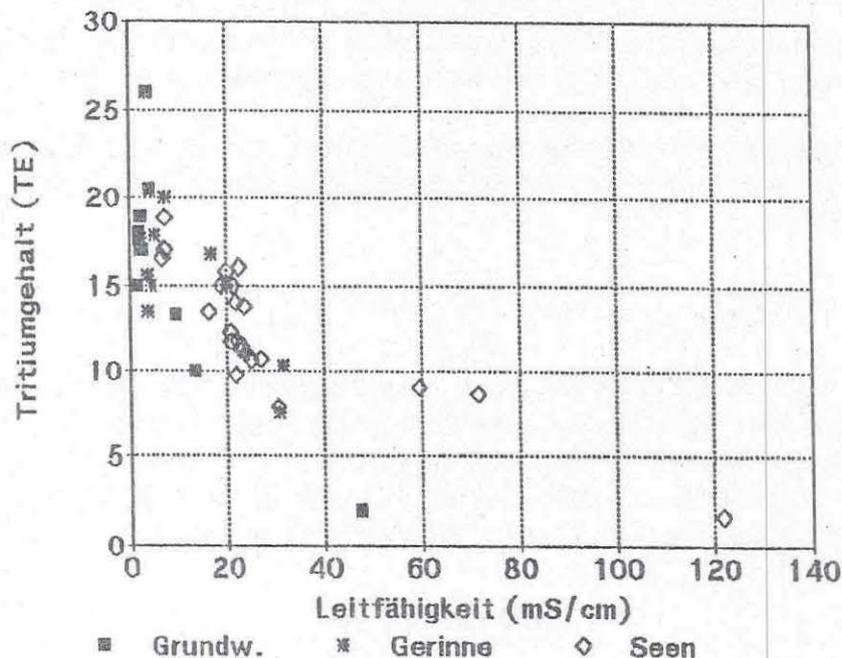


Abb.: 5 Tritiumgehalt und Leitfähigkeit in einer allgemeinen Zusammenstellung von Grund-, Böschungs- und Seewässern

Bei den Restseen wurden bis Mitte 1994 Werte von im Mittel 14,5 TU für Ia und 10,8 TU für Ib gemessen. Ib erhält daher eine höhere Menge älteren Wassers als Ia. Wegen der höheren Mineralisation in Ib folgt daraus, daß dieses Wasser im Durchschnitt weniger salzhaltig ist als dasjenige aus dem Liegenden von Ia.

3.2 Stabile Isotope

Deuterium und Sauerstoff-18 wurden in Grund- und Oberflächenwässern zur Differenzierung der einzelnen Reservoirs und für spätere Vergleiche bestimmt. Die wichtigsten Meßwertbereiche sind in Tab. 3 angegeben. Im δD - $\delta^{18}O$ -Bild liefern die Werte eine Eindampfungsgerade ausgehend von den ortstypischen Grundwässern (Abb.6). Es zeigt sich, daß der See Ia im Meßzeitraum bis etwa Mitte 1994 gegenüber dem See Ib stärker eingedampft war (höhere δ -Werte).

Tab.: 3 Mittlere Isotopenzusammensetzung von Wässern

Bereich	n(3H)	$\bar{\delta}^3H$ TE	Streub. TE	n(δD)	$\bar{\delta}D$ ‰	n($\delta^{18}O$)	$\bar{\delta}^{18}O$ ‰
Grundw.	13	17,2	10– 20,5	16	-62,3	16	-8,8
Zul. Ia	9		2–20	31	-60,5	31	-8,3
See Ia	8	14,3	11,5– 16	9	-44,7	9	-5,0
See Ia, O	3	17,4	16,5– 18,8	3	-53,5	3	-6,6
Zul. Ib	3	15,8	13,5– 17,6	6	(-54,4)	7	(-7,6)
See Ib	4	10,8	10,6– 11,2	5	-50,1	5	-6,3

n() = Probenzahl, bei Zuläufen wurde nur fließendes Wasser berücksichtigt

Im TRS Ia existieren Senken, die (im Meßzeitraum) ständig oder zeitweilig hoch mineralisiertes Wasser (bis > 120 mS/cm) enthalten. Im Bereich einer bisher stabilen Grundnahe und ca. 3 m mächtigen Salzwasserschicht in Ia wurde ein Tiefenprofil mit $\delta^{18}O$ aufgenommen. Es ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen dem Leitfähigkeitsverlauf und $\delta^{18}O$ (Abb.7), der die Einmischung von eingedampftem (oberflächennahem) Seewasser in das angesammelte grundbürtige Salzwasser beweist. Detailliertere Untersuchungen zur Seewasserschichtung lassen einen eher periodischen oder seitlichen Austrag an Salzwasser aus der Senke vermuten als einen ständigen vertikalen Austausch.

3.3 Radon

Mittels Radon-222 (Halbwertszeit 3,825 d) wurde versucht, den Salzwasserpool, der gegenüber dem insgesamt angeschlossenen Seewasser nur ein sehr kleines Volumen besitzt, auf schnelle Zulauf- oder Austauschprozesse zu untersuchen. Der Denkansatz besteht darin, daß Radon im Wasser vorwiegend aus dem Aquifergestein ins Grundwasser freigesetzt wird und Gewässer somit in der Regel eine weit geringere Radonkonzentration aufweisen als Grundwässer.

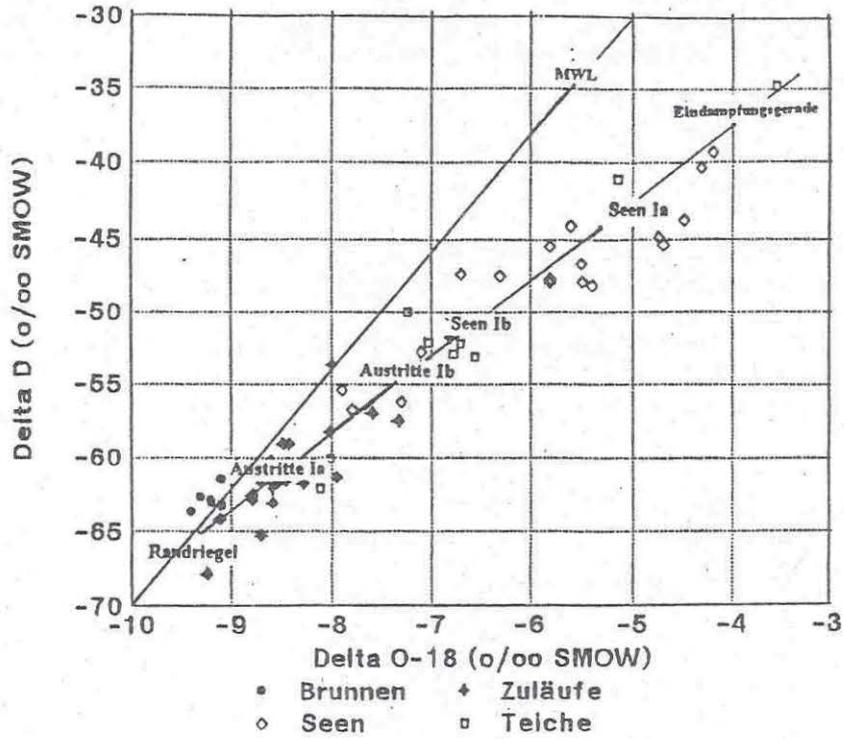


Abb.: 6

Gesamtdarstellung der δ -Werte im δD - $\delta^{18}O$ -Diagramm
Die Wertepaare beschreiben eine spezifische Eindampfungsgerade.

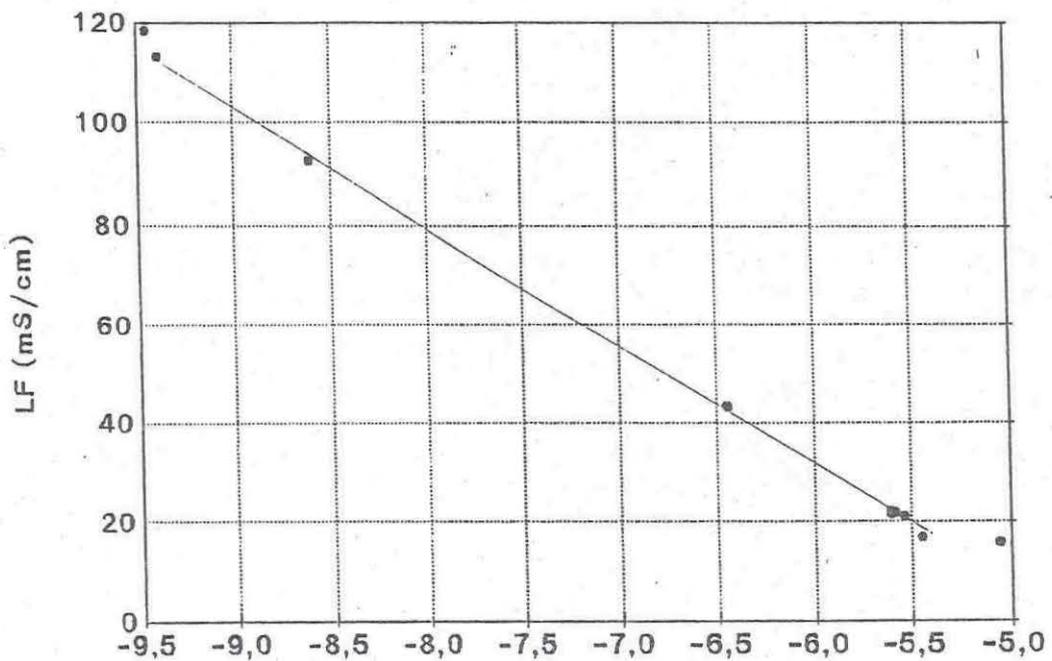


Abb.: 7

Beziehung zwischen $\delta^{18}O$ und der elektrischen Leitfähigkeit bezogen
auf das Profil MP Mitte (22.07.1994)

Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Radongehalt und Leitfähigkeit, indem die zu Radon proportionale Zählrate von etwa 10-20 cpm/l bei 15-22 mS/cm bis auf ca.500 cpm/l bei 120 mS/cm stark wächst. Es wurde festgestellt, daß mit dem salinaren Grundwasser Radium-226 ausgetragen wird, das die Produktion des gemessenen Radons auch innerhalb des Sees verursacht. Es konnten daher für den mehrfach untersuchten Salzwasserpool keine Hinweise auf eine schnelle Erneuerung der Sole durch Austausch mit dem oberen Seewasser erhalten werden. Hingegen zeigte sich aus der Beziehung zwischen Radon und Leitfähigkeit, daß ein Teil des Radiums bereits in der (anaeroben) Salzwasserzone ausfallen muß. Dieser Prozeß wird auch andere Kationen betreffen. Die Untersuchungen zeigten weiterhin, daß das Aufdecken von Leckagen am Seegrund mittels Radon aufwendig und nur mit einer Feldmeßtechnik bei definiert grundnaher Probenahme erfolgversprechend ist. Dies ist wichtig für andere Bergbaugebiete, wo der Salzgehalt wenig variiert.

3.4 γ -Spektrometrische Untersuchungen

Für Merseburg-Ost wird, wie für andere Tagebaue auch, eine Flutung mit Flußwasser erwogen. In Frage hierfür kommen sowohl die Weiße Elster im Norden als auch die zur Zeit nur aus dem näheren Territorium ernährte Luppe im Süden des Tagebaus. Wegen des hohen Nährstoffgehaltes ist eine Flutung ohne Flußwasseraufbereitung (Phosphorelimination) nicht möglich. Diese Verfahren liefern Schlämme, die entsorgt werden müssen. Da sich beide Gewässer im Abstrom der ehemaligen Urangewinnungsanlagen der Wismut befinden, ist abzuschätzen, inwieweit verfrachtete Radionuklide in die Schlämme eingehen und Grenzwertüberschreitungen verursachen können. Dies erfordert die Untersuchung von Flußsedimenten und Schwebstoffen. Zunächst im Umfeld des Tagebaus und später bis in den Südraum Leipzigs hinein wurden Flußsedimente mittels Greifer und/oder Stechrohr entnommen und nach Entfernung größerer organischer Relikte als Gesamtsediment untersucht. Die höchsten spezifischen Aktivitäten bis zu 1000 Bq/kg Trockenmasse wurden bei Th-234 in Ablagerungen in der alten Luppe gefunden. Der Grenzwert von 200 Bq/kg für Halden wird hier (und auch an weiteren Stellen) somit klar überschritten. Eingeschlossen in die Untersuchungen wurde eine Schwebstoffprobe aus der Flußwasseraufbereitungsanlage bei Knautnaundorf, die das Hochwasser der Weißen Elster im Dezember 1994 erfaßt. Die Sedimentbedeckung der Gewässersohlen an den einzelnen Entnahmestellen erwies sich ebenso wie die partikuläre Zusammensetzung als extrem verschieden. Somit liefern die Messungen eine grenzwertige Abschätzung, die besagt, daß ohne entsprechende Vorsichtsmaßnahmen bei der Flußwasserentnahme insbesondere aus der wieder zu flutenden Luppe Grenzwertüberschreitungen bezüglich Radionukliden möglich sind.

4. Zur Auswirkung versalzener Seewässer auf das Umfeld

Das Grundwasser im Westen von Merseburg-Ost ist neben den steigenden Grundwasserständen in nahen Ortslagen dadurch sensibel, daß ein gewisser Anteil an Seewasser das Wasserwerk Beesen erreichen kann. Ungeachtet der noch offenen Prognose des finalen Salzgehaltes im Seewasser wurde der Frage nachgegangen, inwieweit notfalls ein Infiltrationsgraben von ca. 2 km Länge zwischen Luppe und Elster senkrecht zur Verbindungsachse Tagebau-Wasserwerk den Grundwasserzufluß vom See zum Wasserwerk abwehren kann.

Eine erste Abschätzung ergibt unter der Annahme eines Endwasserstandes von 82m im gefluteten TRL, einer Wasserspiegelhöhe von 79,5m an der Einzugsgebietsgrenze des Wasserwerkes in 4 km Abstand von der Tagebaukante, einer mittleren GWL-Mächtigkeit von 5m bei einer Porosität von 0,25 und einer hydraulischen

Leitfähigkeit von $1,5 \times 10^{-3}$ m/s, daß eine Absperrung mit einer Infiltrationsmenge von ca. 15 l/s aus der Weißen Elster möglich ist. Andererseits besteht angesichts des eher geringen Verhältnisses zwischen Uferfiltrat und Grundwasser aus dem Osten am Wasserwerksaufkommen und der wahrscheinlich weiter fallenden Salzgehalte im See vorerst kein Handlungsbedarf. Eine genauere Modellierung ist vorgesehen.

Probe	Datum	Probenart	Sedimentverbreitung	Probenahmeart/Entnahmetiefe (cm)
Weißer Elster				
MeO 73	11.11.93	Halle, Zum Burgholz	Flußbiegung, ufernah	Greifer 0 - 15
MeO 68	9.11.93	Schkeuditz, Pappelweg	flächig	Greifer 0 - 15
MeO 105	17.05.94	im Abzweig Luppe, bei Kleinliebenau	flächig, ≥ 50 cm	Schaufel 5 - 30
MeO 107	17.05.94	Leipzig, Slevogtstr.	Flußbiegung, ufernah	Greifer 0 - 15
MeO 108	17.05.94	Leipzig, Rosental	flächig	Greifer 0 - 15
MeO 109	18.05.94	Leipzig, 200 m oberhalb Palmgartenwehr	unter Brücke	Greifer 0 - 15
MeO 110	18.05.94	Flutbett, oberhalb Einmündung MeO 109	flächig, ≥ 30 cm	Stechrohr 0 - 30
MeO 113	18.05.94	Kleindalzig, Geschiebefalle	flächig	Greifer 0 - 15
MeO 80	18.01.94	Absetzbecken Knautnaundorf	-	-
Luppe				
MeO 72 G	10.11.93	Wegwitz	flächig, ≥ 60	Greifer 0 - 15
72 K	10.11.93			Stechrohr 30 - 60
MeO 70 G	10.11.93	Maßlau	flächig, ≥ 60	Greifer 0 - 15
70 K	10.11.93			Stechrohr 30 - 60
MeO 106	17.05.94	unterhalb Wehr Kleinliebenau	flächig	Schaufel 2 - 15
MeO 67	9.11.93	Kleinliebenau, Dölziger Straße	ufernah	Greifer 0 - 15
MeO x	20.01.94	unbekannt, Stapelbecken Kleinzschocher	-	-
Saale				
MeO 74	11.11.93	Planena b. Halle	Flußbiegung, ufernah	Greifer 0 - 15

Tab.: 3a γ -spektrometrisch untersuchte Flußsedimente

Probe	U 238-Reihe					U 235-Reihe			Th-Reihe				Fallout			U* 238
	Th 234	Ra 226	Pb 214	Bi 214	Pb 210	U 235	Pa 231	Ra 223	Ac 228	Ra 224	Pb 212	Bi 212	K 40	Cs 137	Cs 134	
Weißer Elster																
MeO 73	136 15**	< 138	124 8	110 9	78 25	7 3	47 9	13 2	58 4	35 4	49 5	70 9	427 42	18 2	1 0,3	163 14
MeO 68	175 18	< 149	136 9	119	102 33	7 3	61 10	14 2	76 5	52 5	61 6	85 12	359 18	27 3	2 1	161
MeO 105	305 28		226 2	219 2	116 2	16 7		34 9	101 1				560 7	45 1	2,4 1,3	272
MeO 107	178 19		169 5	165 5	131 3	8 6		25 5	88 1				368 7	34 1	< 0,1	173
MeO 108	439 28		342 3	330 3	158 3	24 2		45 7	116 2				572 7	68 1	3,3 1,5	371
MeO 109	380 25		276 3	266 6	132 3	16 5		33 2	99 2				615 9	49 1	2,5 1,3	358
MeO 110	428 30		516 24	487 14	256 3	26 2		33 1	62 3				416 6	16 1	< 0,9	408
MeO 113	409 30		177 73	262 5	115 2	19 1		34 7	92 1				594 7	39 1	2,3 1	383
MeO 80	119 17	121 39	117 11	122 14	183 102	5 2	42 6	14 3	73 6	33 5	43 6	63 13	237 41	27 4	< 2	371
Luppe																
MeO 72 G	428 45	222 73	242 14	215 16	224 69	21 3	85 8	30 4	94 6	71 6	100 9	123 22	334 33	43 4	2 1	346
MeO 72 K	997 120	242 152	358 23	314 24	290 94	51 6	110 20	38 4	78 7	< 53	86 8	139 26	403 40	49 5	< 1	889
MeO 70 G	792 130	360 109	323 16	292 20	256 83	36 3	113 12	44 4	117 9	84 10	119 10	133 20	448 43	122 11	6 1	766
MeO 70 K	992 111	263 137	383 26	325 19	265 86	48 5	109 11	43 4	88 7	62 6	90 9	104 17	471 47	167 16	8 1	1013
MeO 106	334 36		300 3	289 6	113 3	19 7		34 1	93 3				446 7	46 1	2,4 1,3	333
MeO 67	278 26	399 38	267 16	234 15	217 68	5 3	78 7	26 4	156 10	73 7	110 9	117 12	392 37	42 4	2 1	272
MeO x	363 37	95 11	112 11	100 11	139 14	11 2	33 3	11 2	38 3	24 3	35 3	48 9	524 26	8 1		494
Saale																
MeO 74	73 23	111 10	89 6	76 7	97 30	6 1	68 8	17 3	73 5	57 6	68 6	113 20	662 62	29 3	< 0,2	37?

* umgerechnet aus RFA-Werten ** Meßfehler

Tab.: 3b Spezifische Aktivität von Flußsedimenten [Angaben in Bq/kg]



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 4/1995

**Beiträge
zum Workshop
"Braunkohlebergbaurestseen"**

**24.-25. November 1994
in Bad Lauchstädt**

Sektion Hydrogeologie
UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH

ISSN 0948-9452