



Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz	Band 74 Heft 2	S. 193 – 205	2002
--	-------------------	--------------	------

ISSN 0373-7586

Zur Mobilisierung ausgewählter Schwermetalle bei der Flutung des Tagebaus Olbersdorf

VOLKER ENDER

Hochschule Zittau/Görlitz, Zittau

Abstract

Mobilisation of selected heavy metals due to the flooding of the openpit Olbersdorf – The threat potential caused by heavy metals due to the flooding of the lignite openpit at Olbersdorf near Zittau was investigated by leaching experiments with original flooding water and soil/lignite samples. It could be shown that at the comparatively moderate conditions of the flooding water the heavy metal concentration of the eluates did not exceed threshold values of relevant guidelines, but a low pH (2 – 3) can, under certain circumstances, lead to unadmissible high concentration. This could be verified by measuring the pristine water quality during the whole period of flooding. The pH of the mining lake reaches values between 5.5 and 6.5.

Zusammenfassung

Elutionsversuche mit Modellwässern und dem Originalflutungswasser des Grundbachs ließen für die Wasserqualität des zu flutenden Tagebaus Olbersdorf keine erhöhten Schwermetallkonzentrationen erwarten. Beim Grundbach liegen die Werte bei Vorliegen eines Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnisses von 1 : 10 außer bei einer Bodenprobe sogar bei Trinkwasserqualität.

Im Olbersdorfer See hat sich infolge der Flutung ein pH-Wert eingestellt (5,5 – 6,5), der zwischen den sauren Boden/Kohle-Proben und der Grundbachqualität liegt. Das schwach saure Milieu wirkt einer Eutrophierung entgegen und ist günstig für das angestrebte Nutzungsziel der Erholung. Sämtliche Werte der Schwermetalle Cd, Cr und Ni entsprechen Trinkwasserqualität. Zn liegt mit 100 – 150 µg/l leicht über dem Grenzwert für Trinkwasser, aber höchstens bei 30 % des von der EG empfohlenen Wertes für Oberflächenwasser.

1. Einführung

Der Tageausee Olbersdorf bei Zittau entstand durch Flutung eines Braunkohletagebaus, nachdem dessen Abraum- und Förderbetrieb 1991 eingestellt und umfangreiche Maßnahmen zur Böschungsgestaltung durchgeführt wurden. Die Flutung begann am 20.08.1996, zunächst durch den Grundwasseranstieg, später durch das zusätzliche Einleiten von Oberflächenwasser des Grundbaches. Im März 1999 wurde erstmalig die geplante Wasserspiegelhöhe von 236,5 m üNN erreicht. Der See mit einer Fläche von ca. 58 ha ist mittlerweile fester Bestandteil des Landschaftsbildes.

Bei Kohlegruben besteht wegen der Gegenwart von Schwefelverbindungen, bei denen der Schwefel im reduzierten Zustand enthalten ist (Pyrit bzw. Markasit), prinzipiell die Gefahr einer Versauerung der entstehenden Seen. Der Wiederanstieg des Grundwassers würde beispielsweise für die meisten Restlöcher des Lausitzer Reviers zu einer jahrzehntelangen stabilen Versauerung ($\text{pH} = 2 - 3$) führen (JESERIGK et al. 1998). Niedrige pH-Werte bergen neben ihren negativen Auswirkungen auf das biotische Umfeld die Gefahr in sich, zur erhöhten Mobilisierung von Metallionen beizutragen (LEWANDOWSKI et al. 1997, KLAPPER & GELLER 2001). Die künftig überstauten Böden sind daher auf ihr Gefährdungspotential im Hinblick auf die spätere Nutzung des Sees zu prüfen. In der vorliegenden Arbeit sind für den Tagebau Olbersdorf die Böden auf ausgewählte Schwermetalle analysiert sowie Elutionsversuche mit Modell- und Flutungswässern durchgeführt worden. Anschließend werden die sich infolge der Flutung tatsächlich einstellenden Werte mitgeteilt.

2. Material und Methoden

Für die Bodenuntersuchungen wurden insgesamt elf Bodenarten des Standortes ausgewählt, von denen unter dem Gesichtspunkt der Flutung aufgrund der beteiligten Flächen die größte Auswirkung zu erwarten war. Sie reichen von nichtabgedeckter, lange Zeit den Witterungseinflüssen ausgesetzter Kohle über freigelegte, noch umzusetzende Kohle bis zu den sandig-lehmigen Abdeckmassen der Innenkippe. Die Proben wurden luftgetrocknet, zerkleinert, gemischt und nach einer weiteren Trocknung bei $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ einem zweistufigen Mikrowellendruckaufschluss unterzogen:

- 1) Zugabe von 3 ml HNO_3 (konz.) und 2 ml H_2O_2 (30 M-%) zu 100 – 200 mg Bodeneinwaage, Aufschluss bei 6 bar und $120\text{ }^{\circ}\text{C}$;
- 2) Zugabe von 4 ml HF (38 M-%), Aufschluss bei 12 bar und $190\text{ }^{\circ}\text{C}$, anschließend Aufnahme in 100 ml Deionat und chemische Analyse.

Für die Bestimmung der Gleichgewichts-pH-Werte (pH_{GG}) – darunter wird derjenige pH-Wert verstanden, den ein Boden einer Lösung letztendlich aufzwingt, wenn ihre Pufferkapazität erschöpft ist – wurden jeweils 10 g Boden eine Stunde lang mit 100 ml Lösung unterschiedlichen Anfangs-pH-Wertes (pH_{A}) kontaktiert (pH-Einstellung mit HNO_3 bzw. NaOH). Die Differenz zwischen Anfangs- und End-pH-Wert (pH_{E}) wird über dem pH_{A} aufgetragen. Der pH_{GG} ist dann bei $\Delta \text{pH} = 0$ abzulesen.

Elutionsversuche wurden mit Batch-Technik DIN 38414 (S4) (1984) und als Säulenversuch mit Glassäulen von 3,8 cm Innendurchmesser, 10 ml Bettvolumen und einer Fließgeschwindigkeit von 5 – 10 Bettvolumen/Stunde durchgeführt. Als Elutionsmittel wurden der Grundbach als Originalflutungswasser, Reinstwasser, 0,1 M Kalziumchlorid- und 1 M Ammoniumacetatlösung eingesetzt. Der Grundbach als Hauptquelle des Fremdwassers ist durch folgende Parameter gekennzeichnet (Mittelwert aus 3 Probenahmen vor Beginn der Flutung, Juli 1996):

pH = 7,13	Leitfähigkeit = 255 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Zn = 22,6 $\mu\text{g}/\text{l}$	Cr = 2,8 $\mu\text{g}/\text{l}$
Cd < Nachweisgrenze (0,048 $\mu\text{g}/\text{l}$)	Ni = 3,7 $\mu\text{g}/\text{l}$

$Hg = 1,1 \mu\text{g/l} < \text{Bestimmungsgrenze} (1,2 \mu\text{g/l})$

Variiert wurden weiterhin der pH_A und das Verhältnis von Bodenmasse zu Lösungsvolumen. Einzelheiten der Versuchsdurchführung sind in ENDER et al. (1996, ined.) enthalten.

Zur quantitativen Angabe der Eluierbarkeit wurde der Elutionsgrad $Q_{E,i}$ benutzt. Es ist der prozentuale Anteil des jeweiligen Stoffes i , der unter den gegebenen Bedingungen aus einem Feststoff eluiert wurde.

$$Q_{E,i} [\%] = c_{E,i} * 100 \% / c_i^o \quad (1)$$

$c_{E,i}$... Eluatkonzentration (Masse des Stoffes i im Eluat, bezogen auf die Bodenmasse) in $\mu\text{g/g}$

c_i^o ... Massenkonzentration des Stoffes i im Boden zum Zeitpunkt $t = 0$ in $\mu\text{g/g}$

Dabei gilt:

$$c_{E,i} = \frac{c_{E,i} \cdot V_E}{m_B} \quad (2)$$

$c_{E,i}$... Konzentration des Stoffes i im Eluat in $\mu\text{g/l}$

V_E ... Volumen des Eluats in l

m_B ... Masse des Bodens in g

Bei den Säulenversuchen sind die Eluate in Fraktionen aufgefangen worden. Der Elutionsgrad $Q_{E,i}$ wurde dann durch Summation der einzelnen Fraktionen ermittelt.

Die zur Elementanalytik verwendeten Methoden sind in Tab. 1 angegeben.

Tab. 1 Analysenverfahren mit Nachweis- und Bestimmungsgrenzen für Schwermetalle (Angaben nach Rundung jeweils mit zwei Ziffern)

Element	Analysenverfahren	Nachweisgrenze NWG [$\mu\text{g/l}$]	Bestimmungsgrenze BG [$\mu\text{g/l}$]
Zn	Flammen-AAS	3,6	14
	(> 15 $\mu\text{g/l}$)		
	Graphitrohr(ETA) AAS(< 15 $\mu\text{g/l}$)	0,11	0,52
Cd	ETA-AAS	0,048	0,23
Cr	ETA-AAS	0,16	0,74
Ni	Polarographie/ Voltammetrie	0,17	0,68
Hg	Kaltdampf-AAS	0,30	1,2

Die Beprobung des Tagebausees erfolgte durch Schöpfbeprobung mit einem Volumen von je 0,5 l. Die Proben zur Bestimmung der Schwermetallkonzentration wurden mit Salpetersäure angesäuert (1,5 ml 96 % HNO_3). Aus ca. 20 vorhandenen Probenahmestellen wurden zur Beurteilung der Wasserqualität zwei Probenahmestellen ausgewählt, die das Flutungsgeschehen repräsentativ widerspiegeln:

- »Kohlenordböschung« als Gebiet, das – in den jetzt tieferen Regionen des Sees – nicht mit Abdeckmassen versehen wurde (entspricht der Bodenprobe Z1), im oberen, flächenmäßig weitaus größeren Teil lehmigen Kies aufweist und mittlerweile als Mischprobe weitab vom Einlauf in den See und damit als mittlere Wasserqualität angesehen werden kann sowie
- »Südsee« als ursprünglich kleine selbständige Wasserfläche, die sich aus Regenwasser, das mit kohlehaltigem Abraum in Kontakt stand und nicht in den Sumpf ablaufen konnte, gebildet hatte. Mit dem Ansteigen des Wasserspiegels verband sich der »Südsee« mit dem übrigen Tagebausee.

3. Ergebnisse

Tab. 2 enthält Elementgehalte und pH_{GG} -Werte der Boden-/Kohleproben.

Tab. 2 Elementgehalte (ppm) und pH_{GG} -Werte von Boden-/Kohleproben des Tagebaustandortes Olbersdorf (Mittelwerte aus sechs Einzelproben)

Probe	Beschreibung	pH_{GG}	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Z5	meliorierte Böschung, gekalkt	8,5	29,2	0,25	77,3	26,2	0,24
Z1	Geschobenes, Flachwasserbereich, außen	8,1	44,9	0,08	84,2	15,7	0,14
Z3	Innenkippe, lehmig, hellbraun	7,8	41,2	0,10	91,9	18,2	0,17
Z4	Innenkippe, lehmig, hellbraun	7,6	39,1	0,25	70,5	27,2	0,26
Z2	Geschobenes, Flachwasserbereich, innen	7,5	160,1	0,28	71,2	16,5	0,21
Z8	Abdeckmaterial, ascheartig, grau	6,0	44,0	0,07	75,4	12,9	0,18
Z10	Innenkippe, stark kohledurchsetzt	5,4	52,3	0,54	95,6	42,1	< NWG
Z6	Stützmauer, mit Kohle durchsetzt	4,5	40,4	0,28	47,2	35,0	0,42
Z9	Kohle, Nord-Böschung	4,1	45,5	0,17	111,9	22,2	0,27
Z11	umzusetzende Kohle	4,0	50,6	0,20	83,2	31,0	0,37
Z7	Böschungunterbau, geschobene Kohle	3,1	46,9	0,18	86,6	22,9	0,31

Die untersuchten Proben können im wesentlichen zwei Gruppen zugeordnet werden: saure Böden/Kohlen mit einem pH_{GG} zwischen ca. 3,5 und 5,5 sowie leicht basische Böden mit einem pH_{GG} zwischen ca. 7,5 und 8,5. Die saure Gruppe wird durch die stark mit Kohle durchsetzten Proben gebildet. Deren saure Reaktion kann durch pyritische Einschlüsse erklärt werden. Pyrit (FeS_2) wird in Gegenwart von Wasser und Sauerstoff oxidiert, wobei primär Schwefelsäure und zweiwertiges Eisensulfat entstehen (VOIGT 1990, KLAPPER & GELLER 2001).

Inwieweit eine Belastung der Böden/Kohlen durch die untersuchten Schwermetalle vorliegt, ist durch den Vergleich mit Böden anderer Einzugsgebiete und vorgegebenen Grenzwerten möglich.

Tab. 3 Grenz-, Normal- und gefundene Werte für ausgewählte Elemente (Angaben in ppm in der Trockensubstanz; nach AUTORENKOLLEKTIV (1989), KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1992))

Element	Grenzwerte		Normalgehalte		gefundene Werte Olbersdorf
	Klärschlamm	Boden	Pflanzen	Boden	
Cd	10	1,5	0,05 – 0,4	< 0,5	0,07 – 0,54
Cr	900	100	0,1 – 1	5 – 100	47,2 – 111,9
Ni	200	50	0,1 – 3	5 – 50	12,9 – 42,1
Hg	8	1	0,002 – 0,4	< 0,5	0,14 – 0,42
Zn	2500	200	5 – 100	10 – 80	29,2 – 160,1

Der Vergleich zeigt, dass mit einer geringfügigen Ausnahme bei Cr keine Grenzwertüberschreitungen auftraten. Die gefundenen Werte liegen damit auch im Bereich der von HÖLTING (1996) für Böden angegebenen Zielwerte und unterhalb der Eingreifwerte (Cd: 0,8 bzw. 12 ppm; Cr: 100 bzw. 380 ppm; Ni: 35 bzw. 210 ppm; Hg: 0,3 bzw. 10 ppm; Zn: 140 bzw. 720 ppm).

Die unterschiedliche Elutionswirkung von Grundbachwasser bezüglich der zwei Probengruppen ist in Tab. 4 dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass:

- bei einem Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnis von 1 : 10 sich in der Lösung pH -Werte einstellen, die denen der betreffenden pH_{GG} -Werte der Böden entsprechen oder zumindest nahekommen.
- Sofern der pH_{GG} -Wert des Bodens im Basischen liegt, werden durch den Boden die Schwermetalle Zn, Cr und Ni aus dem Flutungswasser aufgenommen. Cadmium liegt hier unterhalb der Bestimmungsgrenze.
- Quecksilber, das bereits in den Bodenproben sehr geringe Gehalte aufweist, läßt sich mit den vorgesehenen Flutungswässern aus keiner der Bodenproben mobilisieren. Eine quantitative Bestimmung in den Eluaten war aufgrund der geringen Konzentration nicht möglich.

- Die höchste Elution wird bei noch umzusetzender Kohle (Probe Z11 mit $\text{pH}_{\text{GG}} = 4,0$), die noch nicht den Witterungseinflüssen ausgesetzt war, beobachtet.
- Vergleicht man die Werte mit zulässigen Konzentrationen in verschiedenen Medien (Tab. 5), so erfüllen alle aus dem Tagebau Olbersdorf entnommenen Proben außer Z11 die Anforderungen an Trinkwasserqualität.

Tab. 4 Elutionsgrad $Q_{E,i}$ in % (obere Zeile) und Eluatkonzentration $c_{E,i}$ in mg/l (untere Zeile) der Elution von Boden/Kohle-Proben mit Grundbachwasser (Mittelwerte aus drei Parallelversuchen, Grundbachwerte subtrahiert)

Probenr.	pH_E	Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Z1	7,90	470	< Grundb. - 1,3	< NWG 0	< Grundb. - 0,8	< Grundb. - 1,3	< NWG 0
Z3	7,47	485	< Grundb. - 2,2	< NWG 0	< Grundb. - 1,0	< Grundb. - 1,7	< BG 0
Z2	7,43	367	< Grundb. - 2,1	< BG 0	< Grundb. - 1,7	< Grundb. - 1,6	< NWG 0
Z8	6,79	275	0,08 + 3,7	< BG 0	0,01 + 1,1	< Grundb. - 0,6	< NWG 0
Z7	4,77	1146	0,7 + 38,6	< BG 0	0,01 + 1,2	0,6 + 16,2	< BG 0
Z11	4,19	1854	7,8 + 457	3,5 + 0,82	0,04 + 3,8	3,6 + 129,9	< BG 0
Z9	4,16	606	0,7 + 36,6	1,3 + 0,25	0,04 + 4,4	0,07 + 1,8	< NWG 0

Tab. 5 Zulässige Konzentrationen ausgewählter Inhaltsstoffe in verschiedenen Medien (Angaben in mg/l)

Medium	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
Eluate Deponieklasse 1 ^a	0,1	0,005	0,05	0,05	0,001
Oberflächenwasser EG A3 ^a	5,0	0,005	0,05		0,001
Fließgewässer Flussstau Schweiz ^a	0,2	0,005		0,05	0,001
Trinkwasser EG ^a	0,1	0,005	0,05	0,05	0,001
Trinkwasserverordnung BRD	0,1	0,005	0,05	0,05	0,001

^a TVAB/25.Lfg.X.88,23

Der Einfluss unterschiedlicher Anfangs-pH-Werte (pH_A) auf die Elution ist in Tab. 6 (basische Probe Z3) und 7 (saure Probe Z11) dargestellt.

Tab. 6 Elutionsgrad $Q_{E,i}$ in % (obere Zeile) und Eluatkonzentration $c_{E,i}$ in $\mu\text{g/l}$ (untere Zeile) bei der Elution von Probe Z3 mit H_2O bei Variation des pH_A Wertes (Mittelwerte aus zwei Parallelversuchen)

pH_A	pH_E	Zn	Cd	Cr	Ni
2,0	6,90	0,3 12,4	< NWG ($< 0,048 \mu\text{g/l}$)	0,02 2,0	0,25 5,9
4,0	7,27	0,09 3,8	< NWG	0,03 3,1	0,15 3,4
5,6	7,68	0,07 3,4	< NWG	0,03 3,3	0,14 2,4
7,5	7,70	0,04 3,0	< NWG	0,04 3,9	0,14 2,9
9,5	7,71	0,05 2,4	< NWG	0,03 3,6	0,08 2,1

Tab. 7 Elutionsgrad $Q_{E,i}$ in % (obere Zeile) und Eluatkonzentration $c_{E,i}$ in $\mu\text{g/l}$ (untere Zeile) bei der Elution von Probe Z11 mit H_2O bei Variation des pH_A -Wertes (Mittelwerte aus zwei Parallelversuchen)

pH_A	pH_E	Zn	Cd	Cr	Ni
2,0	3,25	29,3 1745	30,0 7,06	1,0 97,9	21,9 700
4,0	4,03	12,3 712	6,0 1,36	0,1 10,5	6,5 194
5,6	4,03	12,2 723	6,0 1,39	0,1 10,1	5,9 180
7,5	4,04	12,0 707	6,0 1,39	0,1 10,3	6,7 207
9,5	4,03	12,0 712	6,0 1,40	0,1 10,5	6,1 189

Bei einem Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnis von 1 : 10 sind die Bodenproben auch unabhängig vom pH_A -Wert in der Lage, der Lösung den pH_{GG} -Wert aufzuzwingen. Dieser bestimmt dann das Elutionsverhalten, wobei saure Bodenproben generell eine höhere Mobilisierung als basisch reagierende Böden bedingen. Chrom ist im Vergleich zu Zink, Cadmium und Nickel nur in geringem Maße mobilisierbar, selbst bei $\text{pH}_A = 2,0$ geht nur 1 % in Lösung.

Bei den anderen Elementen werden unter diesen Bedingungen Elutionsgrade von 25 – 30 % erreicht.

Den Einfluss des Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnisses gibt Tab. 8 wieder.

Tab. 8 Abhängigkeit des Elutionsgrades $Q_{E,i}$ in % vom Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnis für die Probe Z11 bei unterschiedlichem pH_A und Elutionsmittel

			Zn	Cd	Cr	Ni
$pH_A = 2,0$	H ₂ O	1 : 5	10,9	6,6	0,23	6,2
		1 : 10	23,3	11,7	0,43	12,3
		1 : 20	35,7	18,3	0,86	14,8
	CaCl ₂	1 : 5	13,8	8,5	0,90	6,0
		1 : 10	26,4	11,8	1,14	12,7
		1 : 20	27,1	19,7	2,06	16,2
$pH_A = 4,0$	H ₂ O	1 : 5	6,0	2,0	0,10	2,8
		1 : 10	11,0	3,9	0,16	5,9
		1 : 20	13,3	6,2	0,25	8,1
	CaCl ₂	1 : 5	5,5	2,6	0,21	8,1
		1 : 10	12,5	5,0	0,25	8,1
		1 : 20	14,4	7,6	0,38	10,6

Man sieht, dass bei allen Elementen durch eine Verringerung des Bodenmasse/ Lösungsvolumen-Verhältnisses die mobilisierte Menge erhöht werden konnte. Die Verwendung von CaCl₂ ergab im Vergleich zu Wasser etwas höhere Elutionsgrade.

Ziel der Säulenversuche war die Ermittlung der maximal erreichbaren Elutionsgrade bei fortwährender Einwirkung des Elutionsmittels. Allen Elutionskurven ist gemeinsam, dass nach einem Durchfluss von ca. 300 ml keine Schwermetalle mehr mobilisiert werden. In Abb. 1 ist als Beispiel der Verlauf der Eluatkonzentration von Ni in Abhängigkeit vom Elutionsvolumen für pH_A 2 und 4 dargestellt.

Die Elution mit $pH_A = 2$ führt zu höheren Eluatkonzentrationen als bei $pH_A = 4$. Da insgesamt nach gleicher Durchflussmenge die Herauslösung als beendet angesehen werden kann, bedeutet dies auch höhere Elutionsgrade (Tab. 9).

Die Ergebnisse bestätigen, dass in der Reihenfolge Reinstwasser < Kalziumchlorid < Ammoniumacetat mit wenigen Ausnahmen steigende Schwermetallmengen mobilisiert werden können. Deutlich ist vor allem die hohe Mobilisierungswirkung des Ammoniumacetats auf Cadmium; selbst bei $pH_A = 7,0$ werden noch 30 % gelöst. Ebenfalls in einem relativ hohen Maße wird Zink in Lösung gebracht, bei $pH_A = 4,0$ immerhin zu 30 %. Die Elutionsgrade von Zink und Nickel liegen in derselben Größenordnung.

Unabhängig vom Elutionsmittel lagen bei Werten im Bereich von $pH_A = 4,0 - 7,5$ die Elutionsgrade für Chrom jeweils unter 1 %. Chrom zeigt sich als äußerst schwer mobili-

sierbares Element. Chrom liegt nicht wie die anderen Elemente kationisch, sondern anionisch als Chromat in der sechswertigen Oxidationsstufe vor.

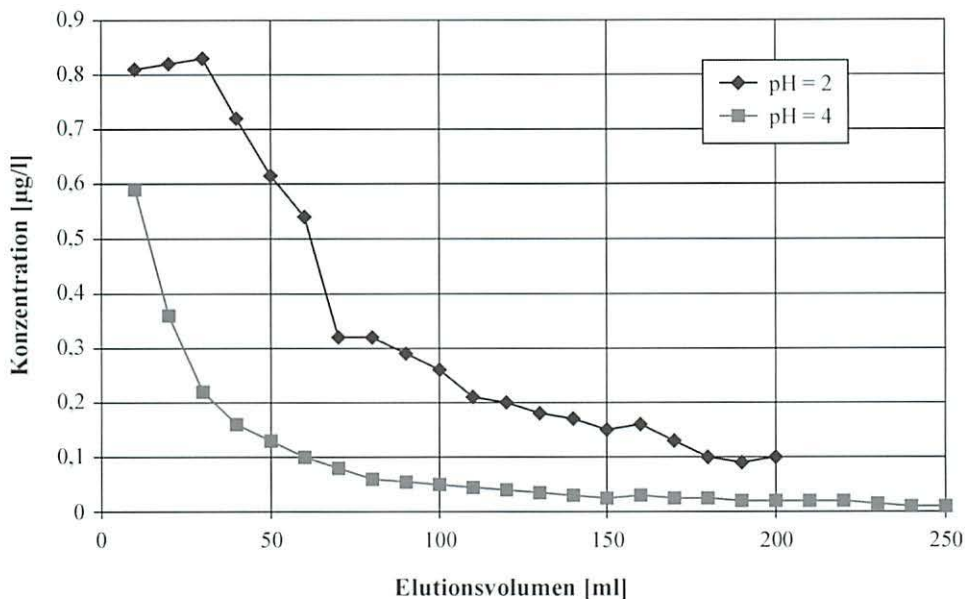


Abb. 1 Eluatkonzentration von Ni in Abhängigkeit vom Elutionsvolumen (Säulentechnik) (ZINKE 1996, ined.)

Tab. 9 Abhängigkeit des Elutionsgrades Q_{Ei} in % vom Elutionsmittel und pH-Wert (Probe Z11, Säulentechnik)

Elutionsmittel	pH _A -Wert	Cd	Cr	Ni	Zn
H ₂ O	2,0	22,6	3,5	30	17
	4,0	7,6	0,5	8,5	7,0
	5,6	7,5	< 0,1	0,6	2,6
	7,5	1,0	< 0,1	0,2	1,4
	9,5	0,9	< 0,1	0,2	1,5
CaCl ₂	2,0	17	3,2	7,5	22
	4,0	10,5	0,6	8,8	17,5
	5,6	8,5	0,2	0,7	5,2
	7,5	0,9	< 0,1	< 0,1	4,4
	9,5	0,9	< 0,1	< 0,1	1,8
NH ₄ ac	4,0	63	0,9	13,5	32
	5,6	53	< 0,1	6,7	17
	7,0	30	< 0,1	5,6	7,9

Die Abb. 2 und 3 stellen den Verlauf der Konzentrationen verschiedener Schwermetalle mit Beginn der Flutung für die Probenahmestellen »Kohlenordböschung« und »Südsee« im Tagebausee dar.

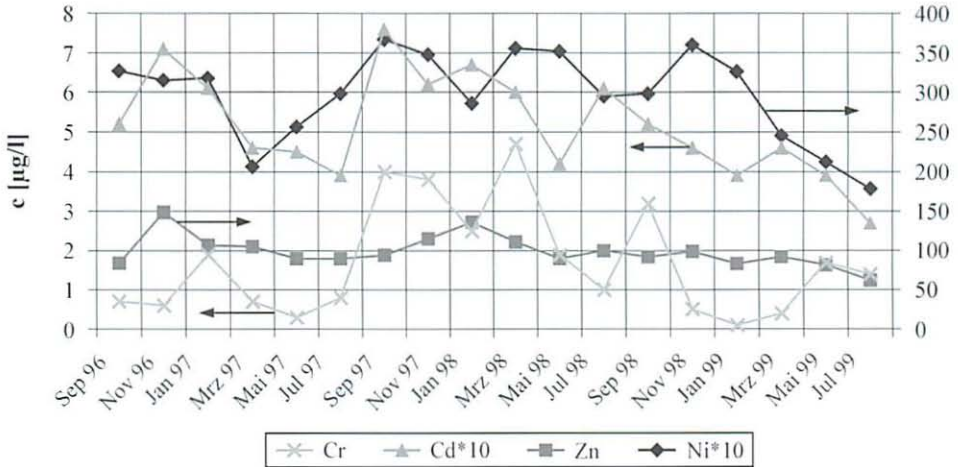


Abb. 2 Verlauf der Konzentrationen von Cr, Cd, Zn und Ni seit Beginn der Flutung (Probenahmestelle »Kohlenordböschung«)

Es hat sich für die untersuchten Elemente Cr, Cd, Zn und Ni ein konstantes Konzentrationsniveau eingestellt. Bei der Probenahmestelle »Kohlenordböschung« entsprechen sämtliche Konzentrationen der Schwermetalle Cd, Cr und Ni Trinkwasserqualität (vergleiche Tab. 5). Zink liegt mit Werten zwischen 100 – 150 µg/l leicht über dem Grenzwert für Trinkwasser, aber höchstens bei 30 % des von der EG empfohlenen Wertes für Oberflächenwasser. Die pH-Werte liegen im Bereich von pH = 5,5 – 6,5.

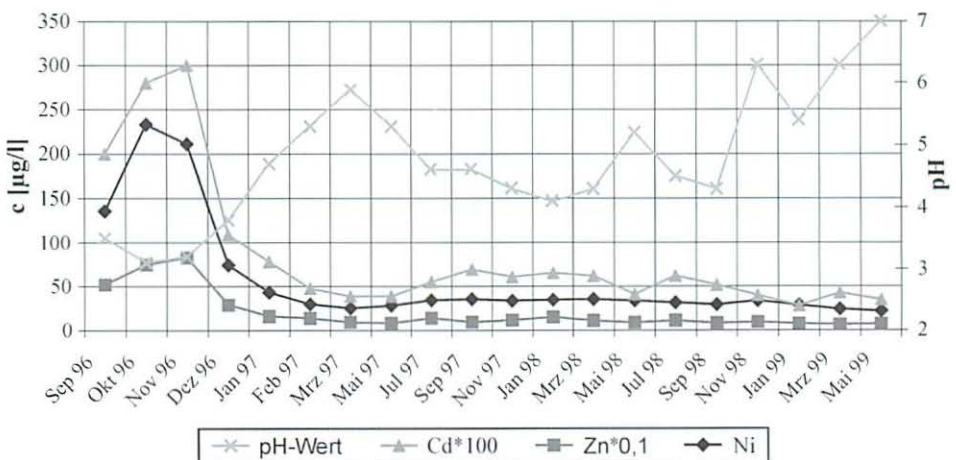


Abb. 3 Verlauf der Konzentrationen von Ni, Cd und Zn sowie des pH-Wertes seit Beginn der Flutung (Probenahmestelle »Südsee«)

Im »Südsee« lagen, bedingt durch den Kontakt zu sauren Boden/Kohlemassen, zu Beginn der Messungen pH-Werte zwischen $\text{pH} = 3,1$ bis $3,8$ vor. Dementsprechend hoch waren auch die Schwermetallkonzentrationen. Seitdem hat sich durch die Vermischung mit den übrigen Wassermassen und durch die damit verbundene Verdünnung ein Konzentrationsniveau eingestellt, das der mittleren Wasserqualität entspricht.

4. Diskussion

Zunächst war zu untersuchen, inwieweit eine Belastung der Böden/Kohlen durch die betrachteten Schwermetalle vorliegt. Der Vergleich der gefundenen Werte (Tab. 2) mit Böden anderer Einzugsgebiete und vorgegebenen Grenzwerten (Tab. 3) zeigte, dass mit Ausnahme von Cr keine Grenzwertüberschreitungen festzustellen waren. Die geringfügige Überschreitung bei Cr kann nicht auf anthropogene Veränderungen zurückgeführt werden, da die Probe naturbelassen war. Zudem ist bekannt, dass die geogenen Gehalte an Schwermetallen in Abhängigkeit vom Standort starken Schwankungen unterworfen sind (AUTORENKOLLEKTIV 1989, LABO/LAGA-AG 1995). Der Vergleich mit den Ziel- und Eingriffswerten von HÖLTING (1996) läßt den Schluss zu, dass es sich bei den untersuchten Proben um Böden/Kohlen mit normalen Schwermetallgehalten handelt, die im Hinblick auf das vorgesehene Ziel der Flutung kein besonderes Gefährdungspotential erwarten lassen.

Zu untersuchen war weiter, ob die in den Modellversuchen freigesetzten Elemente in den Eluaten zu Konzentrationen führen können, die im praktischen Anwendungsfall der Flutung von Tagebauen zulässige Grenzwerte überschreiten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ein Vergleich der unter den angewendeten Versuchsbedingungen gefundenen Eluatkonzentrationen mit den aufgeführten Grenzwerten wegen des nicht bekannten effektiv wirksamen Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnis problematisch ist. Aus Tab. 8 war zu erkennen, dass eine Verringerung dieses Verhältnisses zu höheren Elutionsgraden führt. Für den Schritt von $1 : 5$ auf $1 : 10$ entsprechen die Werte mit einer Verdopplung des Elutionsgrades den Gesetzmäßigkeiten des NERNSTschen Verteilungssatzes, der für das Verhältnis der Konzentrationen von flüssiger zu fester Phase Konstanz ausweist. Eine weitere Verringerung des Verhältnisses auf $1 : 20$ kann zwar die absolut eluierbare Menge noch erhöhen, führt aber wegen der Erschöpfung des eluierbaren Potentials an Schwermetallen zu geringeren Konzentrationen in der Lösung.

Für den Tagebausee Olbersdorf soll eine Abschätzung vorgenommen werden. Es gelten folgende Auslegungsdaten: Volumen ca. $9,1 \text{ Mio. m}^3$, Fläche ca. 58 ha . Setzt man nun eine wirksame Bodenschicht von 20 cm und eine mittlere Dichte des Bodens von 2 g/cm^3 an, so ergibt sich ein Verhältnis von $1 : 27$. Dieser Wert liegt in der Größenordnung von $1 : 10$, mit dem die Batchversuche ausgeführt wurden. Bei $1 : 27$ wäre also durch den Verdünnungseffekt mit kleineren als den gemessenen Konzentrationen zu rechnen.

Vergleicht man die in den Modellversuchen durch den Grundbach als Hauptflutungswasser hervorgerufenen Eluatkonzentrationen (Tab. 4) mit den zulässigen Grenzwerten (Tab. 5), so ist folgendes festzustellen:

- Bei Vorliegen eines Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnisses von $1 : 10$ erfüllen bezüglich der Schwermetalle alle aus dem Tagebau Olbersdorf entnommenen Proben außer Z11 sogar die hohen Anforderungen an die Trinkwasserqualität. Bei einem Verhältnis von $1 : 27$ sollte es zu noch geringeren Konzentrationen kommen.

- Die Überschreitungen der zulässigen Trinkwasserwerte für Zink und Nickel bei Probe Z11 unter Anwendung eines Bodenmasse/Lösungsvolumen-Verhältnisses von 1 : 10 betragen das Fünf- bzw. Dreifache. Dabei ist unterstellt, dass sich am Ende der pH_{GG} dieser Probe von 4,1 einstellt. Probe Z11 ist noch umzusetzende Kohle, die bisher nicht mit Regenwasser direkt in Kontakt war, wie dies z. B. bei Z1 der Fall ist, einer Kohle mit gleichfalls einem sauren Gleichgewichts-pH-Wert, die jedoch über Jahre hinweg dem Niederschlagswasser ausgesetzt war und damit wesentlich geringere Eluatkonzentrationen aufweist.
- Bedenkt man weiter, dass für ein solches Oberflächengewässer, dessen Nutzung vor allem Erholungszwecken dienen soll, keine Trinkwasserqualität gefordert wird und dass durch Sanierungsmaßnahmen Bodenbereiche, die eine saure Reaktion erwarten lassen, durch neutral reagierende Bodenmassen abgedeckt werden, dann ist insgesamt keine Gefährdung durch Schwermetalle zu erwarten.

Stellt man nun die durch die Flutung vorliegenden Konzentrationen den aus den Modellversuchen gewonnenen Werten gegenüber, sind folgende Aussagen möglich:

- Im See hat sich ein pH-Niveau eingestellt, das zwischen den Gleichgewichts-pH-Werten der sauren und leicht basischen Kohle/Boden-Proben liegt. Damit sind saure Anteile an der Einstellung des pH-Wertes mit wirksam geworden. Entscheidend ist, dass die sauren Böden/Kohlen nicht den Hauptanteil an den überstauten Flächen bilden. Die Abdeckmaßnahmen mit leicht basischen Bodenmassen haben sich als richtig erwiesen.
- Die ermittelten Konzentrationen an den untersuchten Schwermetallen liegen entsprechend der nunmehr vorliegenden pH-Werte auf einem Niveau, das aus den Modellversuchen abgeleitet werden konnte. Sie sind höher als beim Kontakt von Grundbachwasser mit den leicht basischen Proben, aber auch niedriger als bei ausschließlicher Wirkung saurer Kohle/Boden-Proben.
- Der Grundbach war bisher nicht in der Lage, seine Bedingungen dem See vollständig aufzuprägen, wie dies z. B. beim Retentionsgewässer, das sich vor dem Grundbacheinlauf in den See befindet, der Fall ist. Dies ist insofern auch nicht wünschenswert, da bei Werten von $\text{pH} > 7,5$ und gleichzeitig vorliegendem Nährstoffangebot eher die Tendenz zur Eutrophierung besteht.
- Die leicht sauren Verhältnisse im See bewirken eine gute Klarheit des Wassers, was für das angestrebte Nutzungsziel des Badebetriebes günstig ist.

5. Danksagung

Allen Mitarbeitern, die an der Bearbeitung des Themas beteiligt waren, danke ich für ihr Engagement. Besonderer Dank gilt den Damen Achtert, Heidenreich, Schulz und Dipl.-Ing. Wetzel sowie Herrn Prof. Dr. Seibt. Das Projekt wurde freundlicherweise vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) und nachfolgend vom Arbeitsamt Bautzen gefördert.

6. Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV (1989): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Expertengespräch 21./22.1.1988 Oberursel. – Dechema, Frankfurt/Main 1989
- DIN 38414 (S4) (1984): Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser. – Verlag Chemie, Weinheim, und Beuth Verlag, Berlin
- JESERIGK, H., G. SAUPE & K. ZIENER (1998): Badeseen in der Niederlausitz – Erwartungen und Realisierungsmöglichkeiten. – In: Jahrbuch Bergbaufolgelandschaft, Dachverband Bergbaufolgelandschaft e.V., Stiftung Bauhaus Dessau, 240 S.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. – Enke-Verlag, Stuttgart, 441 S.
- KLAPPER, H. & W. GELLER (2001): Die Wassergütebewirtschaftung von Bergbauseen – ein neues Feld der angewandten Hydrobiologie. – Acta hydrochim. hydrobiol. **29** (6 – 7): 363 – 374
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1992): AbfKlärV vom 15.4.1992, BGBl. Teil I: 912
- LABO/LAGA-AG (1995): »Abfallverwertung auf devastierten Flächen«, Anforderungen an den Einsatz von Biokompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung von langjährig devastierten Flächen in den neuen Bundesländern. – TVAB/41. Lfg. XI. 95, 28
- LEWANDOWSKI, J., S. LEITSCHUH & V. KOSS (1997): Schadstoffe im Boden. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 339 S.
- VOIGT, H.-J. (1990): Hydrogeochemie. – Springer-Verlag, Berlin, 310 S.

Manuskriptannahme: 3. Oktober 2002

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Volker Ender
Hochschule Zittau/Görlitz
Fachbereich Mathematik/Naturwissenschaften
Theodor-Körner-Allee 16
D-02763 Zittau
E-Mail: V.Ender@hs-zigr.de