

Mitt. österr. geol. Ges.	79 (1986) Umweltgeologie- Band	S. 77-90 11 Abb., 3 Tab.	Wien, Dezember 1986
--------------------------	--------------------------------------	-----------------------------	---------------------

Umweltindikator „Schwermetalle“: Gesamtgehalte und Mobilität in österreichischen Donausedimenten

Von M. KRALIK und M. SAGER*)

Mit 11 Abbildungen und 3 Tabellen

Zusammenfassung

Feinsedimente der Donau wurden hinsichtlich ihrer Belastung mit Schwermetallen (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg und Pb) analysiert. Es wurden sowohl die Gesamtgehalte ($<2 \mu\text{m}$), als auch deren Mobilisierbarkeit untersucht. Die allgemein geringe Belastung ist im österreichischen Anteil etwas höher mit Pb und Hg, ungefähr gleich mit Zn, jedoch geringer mit Cd als in der deutschen Donau (Frühjahr 1985). Die Mobilität, das heißt, die Tendenz zur Freisetzung aus dem Sediment, wird durch ein sequentielles Laugungsverfahren ermittelt. Die Elemente Cu, Cr und As werden in den Stauraumsedimenten Aschachs ($<100 \mu\text{m}$) leichter gelaugt, während Pb und Zn im mehr urban belasteten Wiener Raum mobiler sind.

Summary

Environmental Pollution by Heavy metals: Concentration and mobility in sediments of the river Danube (Austria)

Fine grained sediments ($<2 \mu\text{m}$) have been analyzed for their heavy metal load (Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg and Pb) and their mobility ($<100 \mu\text{m}$). The generally low grade pollution is somewhat higher in Hg and Pb in the Austrian Danube sediments whereas Zn is equally and Cd higher concentrated in the German Danube sediments (spring 1985). The tendency to remobilization is tested by sequential leaching techniques. Copper, Cr and As are more easily leached in the Aschach reservoir-sediments than in the Danube sediments of the Vienna area (+ Danube Channel) whereas Pb and Zn is higher in mobility and concentration in the Danube Channel.

Inhalt

1. Einleitung	78
2. Material und Untersuchungsmethodik	79
3. Resultate	81
3.1. Ergebnisse der Gesamtanalyse ($<2 \mu\text{m}$)	81
3.2. Ergebnisse der sequentiellen Laugung ($<100 \mu\text{m}$)	84
4. Diskussion	84
5. Danksagung	89
6. Literatur	89

*) Adresse der Verfasser: Geotechnisches Institut, BVFA – Arsenal, Postfach 8, A-1031 Wien.

1. Einleitung

Die Analyse von Feinsediment aus Flüssen hat sich international als Umweltindikator für die Belastung mit anorganischen und organischen Schadstoffen bewährt, insbesondere, da in vielen Fällen diese Schadstoffe, zu denen auch die Schwermetalle zählen, nach kurzer Flußstrecke in quantitativ erheblichen Mengen an Schwebstoffe angelagert und angereichert werden.

Eine Übersicht über die Bedeutung der Schadstoffanalyse in Feinsedimenten wird bei MÜLLER (dieser Band) an vorwiegend deutschen Beispielen gegeben.

Infolge einer relativ geringen Bevölkerungsdichte, einer relativ geringen Konzentration von schwermetallverarbeitenden Betrieben und einer relativ großen Schüttungsmenge (ungefähr 2000 m³/sec) sind im Falle des österreichischen Anteils der Donau keine größeren Schwermetallbelastungen zu erwarten.

Ganz allgemein stellen Stauräume künstliche Sedimentfallen dar, die einen erheblichen Anteil der jährlichen Schwebfracht (ungefähr 30% im Stauraum Aschach) auf Grund der verringerten Fließgeschwindigkeit als relativ gut homogenisierten Feinschlamm akkumulieren, und der so einen repräsentativen Querschnitt der Gesamtfracht darstellt.

Auf Grund der Stauraumhaltung und der eventuellen Notwendigkeit, diese Stauraumsedimente auszubaggern¹⁾, und einer Verwendung zuzuführen oder zu deponieren, muß auch einem vergleichsweise geringen Schwermetallgehalt Beachtung geschenkt werden. Als Massenrohstoff in Bau- und Zementindustrie ist die Gesamtbelastung von großem Interesse, da beim Brennvorgang oder späteren Abrieb die Schwermetalle wieder in die Umgebung abgegeben werden können.

Für unbelastete Stauraumsedimente, die aus Gründen des Hochwasserschutzes oder zur Freihaltung der Schifffahrtsrinne ausgebagert werden müssen, kann wesentlich leichter ein Verwendungszweck als Massenrohstoff oder eine Deponiefläche gefunden werden als für belastete. Für die Landwirtschaft ist neben der Ermittlung des Gesamtgehalts an Schadstoffen besonders wichtig, welcher Anteil von den Kulturpflanzen aufgenommen werden kann und so den Menschen als Nahrung wieder zugeführt wird. Jedoch bei der Lagerung auf einer Deponie ist zu berücksichtigen, welcher Anteil bei Fäulnis oder Versauerung gelöst wird und dadurch ins Grundwasser gelangen könnte. Bei der Belüftung anoxischer Sedimente kommt es zur Freisetzung der als Sulfide vorliegenden Anteile, insbesondere Zn und Cd, durch Oxidation zu löslichen Verbindungen. Letzteres ist beim Ausbaggern tieferer Sedimentschichten an die Oberfläche zu berücksichtigen (RECKE und FÖRSTNER 1986, KERSTEN und KERNER 1985).

Ogleich also durch den Gesamtaufschluß mit der Kenntnis des durchschnittlichen geochemischen Untergrundes die Belastung mit Schwermetallen relativ rasch abgeschätzt werden kann (Geoakkumulationsindex MÜLLER 1981), ist letztendlich für den Eintritt in biologische und exogene geologische Kreisläufe der aus dem Sediment wieder mobilisierbare Anteil verantwortlich.

Mikrolokanalysen zur Erfassung der chemischen Speziation sind wegen mangelnder Repräsentativität sowie Veränderungen bei der Probenvorbereitung im

¹⁾ Im Stauraum Aschach werden im Durchschnitt jährlich eine Mio. Kubikmeter Feinsediment angelandet.

allgemeinen ungeeignet. Direkte Studien der Bioverfügbarkeit mit lebenden Organismen sind sehr zeitaufwendig, teuer und hängen neben der verwendeten spezifischen Art auch vom Klima und vom Nährstoffangebot ab.

Sequentielle Laugungsverfahren gehen von der unterschiedlichen Löslichkeit verschiedener Sedimentbestandteile durch die Wirkung von Säuren und Laugen, Reduktions- und Oxidationsmitteln, sowie von Komplexbildnern aus. Durch stufenweise steigende Aggressivität oder verwendeten Reagentien werden nach und nach immer inerte Fraktionen erfaßt (Tab. 1). Sequentielle Laugungen sind relativ schnell und kostengünstig durchzuführen und sie erlauben mit einiger präparativer Vorsicht, den jeweiligen Umweltbedingungen entsprechend die Mobilität von Schwermetallen in Flußsedimenten und Böden abzuschätzen. Wegen weltweiter Vergleichbarkeit sowie der erfolgten Absicherung des Verfahrens mit natürlichen Mineralen wurde die Extraktionsfolge nach FÖRSTNER/TESSIER gewählt (TESSIER et al. 1979, CALMANO et al. 1983, RAPIN und FÖRSTNER 1983, SALOMONS und FÖRSTNER 1984).

Tab. 1: Schema und Wirkungsweise der sequentiellen Laugung

Laugungsschritt	Reagens	Freisetzung	Verfügbarkeit
1 austauschbar	1M-Ammonacetat	Salze	rasch; durch Wasser, für Algen, Pflanzen, Fische
2 Karbonat	1M-Acetatpuffer pH 5	Säuren	Versauerung, Verdauung
3 restliche Karbonate (Dolomit), amorphe Eisenhydroxide	0,1M-Hydroxylamin / 25% Essigsäure	Säuren	Versauerung, Verdauung, biologische Verwitterung
4 Eisenhydroxide (Coatings)	0,2M-Oxalatpuffer pH 3	Säuren	bei Fäulnis; Versauerung + Anaerobie vermindert durch Fällung v. Sulfiden
5 organ. Verbindungen, Sulfide	H ₂ O ₂ , dann Ammonacetat	Enzyme, Laugen, Photolyse	langsam, oxidativ, Verdauung nicht generell
6 Silikate	HNO ₃	Verwitterung	langsam, nur für gewisse Bakterien
7 Silikate	Rest	keine	keine kurzfristige

2. Material und Untersuchungsmethodik

Um eine weitestgehende Vergleichbarkeit mit den Feinsedimenten des deutschen Donauteils (MÜLLER 1985) zu gewährleisten, wurden die zur gleichen Zeit (Frühjahr 1985) genommenen Proben aus den acht österreichischen Stauräumen und eine rechtsseitige Uferprobe bei Fischamend auf ihren Schwermetallgehalt in der Fraktion <2 µm untersucht. Über die Mineralogie (KAPPEL et al. 1985), den Chemismus (DOLEZEL et al. 1985) und Radionuklidgehalte (RANK et al. 1985) der Fraktionen <20, 20–63 und 63–250 µm der Stauraumproben wurde bereits berichtet.

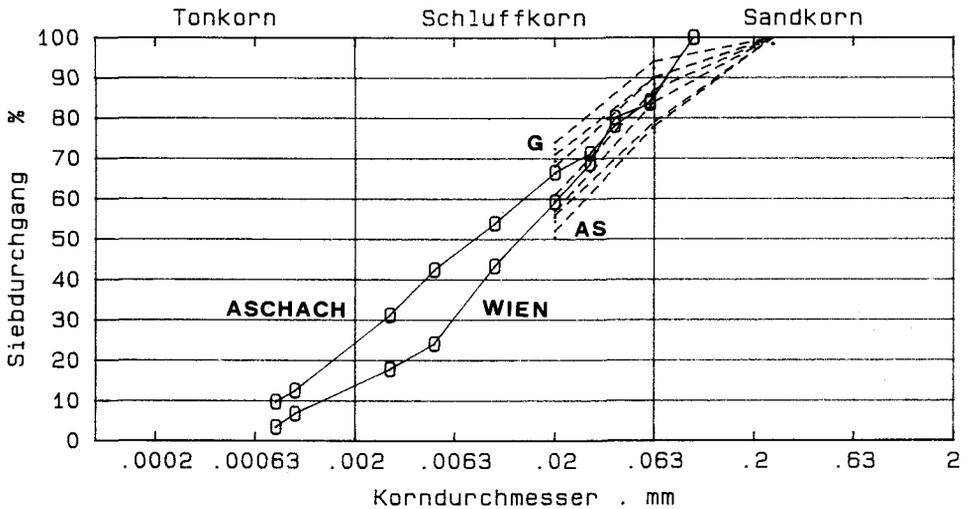


Abb. 1: Summenkurven der Korngrößenverteilung von acht österreichischen Stauraumsedimentproben (strichlierte Linien, nach KAPPEL et al. 1985). Die Korngröße nimmt generell vom obersten Stauraum Aschach (AS) zum untersten Greifenstein (G) ab. Durchschnittliche Summenkurve der Kornverteilung der gelaugten Proben (<100 µm, durchgezogene Linien). Cumulative frequency curve of the grain-size distribution of the eight Austrian Danube reservoir samples (stippled line, KAPPEL et al. 1985). The grain-size distribution decreases from the highest Aschach (AS) reservoir down to the lowest Greifenstein (G) reservoir. Mean cumulative frequency curve of the samples (<100 µm) treated with the sequential leaching technique (full line).

Die Fraktion <2 µm wurde im filtrierten (<0,45 µm) Donauwasser mittels des Sedimentationsverfahrens gewonnen. Die Schwermetallanalyse der Gesamtgehalte erfolgte wie bei KRALIK und SAGER (1986) beschrieben.

Die Proben aus den Stauräumen wurden mittels Greifer, die Proben der freien Fließstrecke (Wien) wurden ufernah (KRALIK und SAGER, 1986) entnommen.

Um Abschätzungen über die Größenordnungen der Mobilität des Schwermetallgehalts im Großteil des Feinsediments zu erhalten wurden sofort nach der Probenahme die Fraktionen <60 bzw. <100 µm vom Stauraum Aschach, von der Donau im Wiener Bereich und vom Donaukanal in Wien gesiebt und der fraktionierten Laugung unterworfen. Wie aus Abb. 1 ersichtlich repräsentiert die Fraktion <100 µm 80–95% des gesamten Sediments. Wiewohl ein Unterschied in der Kornverteilung im Ton- und Siltanteil zwischen den Stauraumsedimenten in Aschach und in der Fließstrecke besteht, sollte durch Absiebung eines variablen meist nur verdünnenden Sandanteiles eine bessere Vergleichbarkeit gewährleistet werden.

Die Proben für die sequentielle Laugung wurden im eigenen Donauwasser gesiebt (< 100 bzw. <60 µm). Der Einsatz von feuchtem Sediment bedeutet einen Kompromiß zwischen der Trocknung und der damit verbundenen starken Oxidation einiger sulfidisch gebundener Schwermetalle und der Verhinderung jeglicher Luftoxidation durch Manipulation in einer inerten Atmosphäre dar (KERSTEN und KERNER 1985, RECKE und FÖRSTNER 1986).

Feuchtes Sediment entsprechend etwa 1 g Trockenmasse wird nacheinander mit je 50 ml der verschiedenen Reagenslösungen geschüttelt. Die Oxidation mit H_2O_2 bzw. HNO_3 erfolgt am Sandbad (SAGER 1986). Doppelbestimmungen sind innerhalb 10% relativ reproduzierbar.

3. Resultate

3.1. Ergebnisse der Gesamtanalyse (<math> < 2 \mu </math>)

Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 für alle analysierten Elemente dargestellt. Für die Elemente Zn, Pb, Cd und Hg ist der Belastungsgrad in Form des Geoakkumulationsindex den Ergebnissen der deutschen Donau (ersten Halbjahr 1985, MÜLLER 1985) gegenübergestellt (Abb. 2 bis 5).

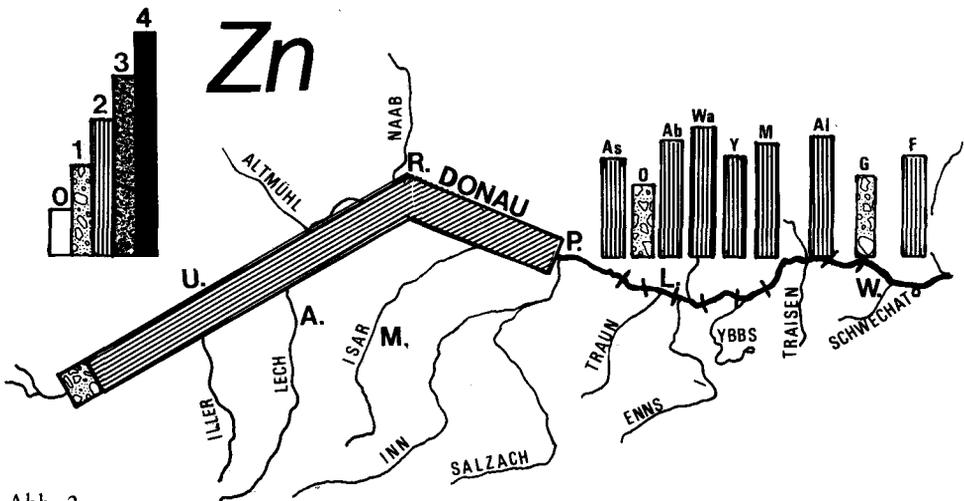


Abb. 2

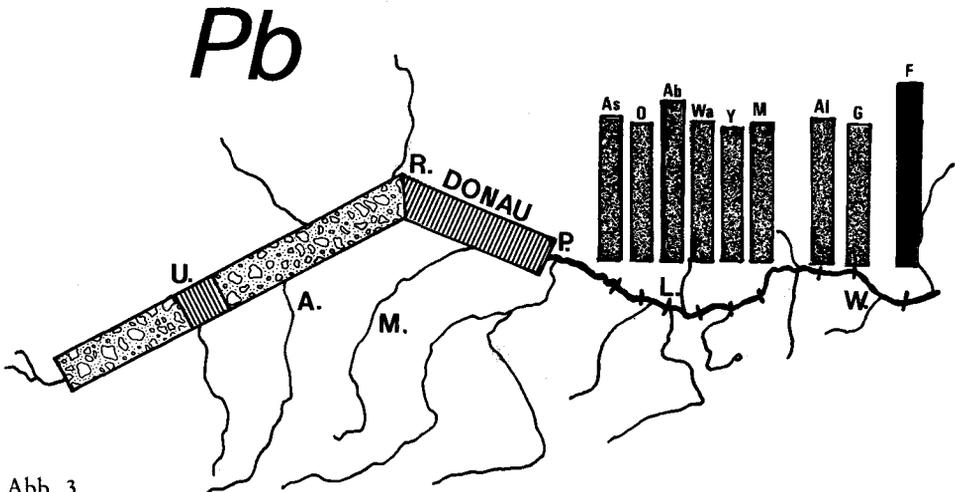


Abb. 3

Tab. 2: Schwermetallkonzentrationen in der Tonfraktion (<2 µm) der Donausedimente (1985)

Strom-km Elemente	Aschach 2163.3	Ottens- heim 2147.1	Abwinden 2119.9	Wallsee 2095.9	Probenahmestellen Strom-km				Greifenst. 1950.3	Fisch- amend 1906.6	Sim- mering 13.4 ¹⁾	Tonge- stein ²⁾
					Ybbs 2060.6	Melk 2038.1	Alten- wörth 1980.8	Alten- wörth 1980.8				
Cr	140	102	155	192	137	205	160	95	93	244	90	
Ni	65	48	59	115	55	87	104	42	54	90	68	
Cu	61	45	66	81	40	68	68	42	53	135	45	
Zn	317	208	406	524	335	411	464	252	336	829	95	
As	19	10	25	26	18	32	30	11	10	31	13	
Cd	1,5	0,84	1,7	1,6	1,0	2,1	1,6	0,7	1,5	3,2	0,3	
Hg	1,1	3,3	1,3	2,3	1,6	2,1	2,6	0,8	1,3	2,3	0,4	
Pb	147	141	195	189	128	137	181	134	240	216	20	

¹⁾ Donaukanal-km (Wien) rechtsseitig

²⁾ durchschnittliches TUREKIAN und WEDEFOHL (1961)

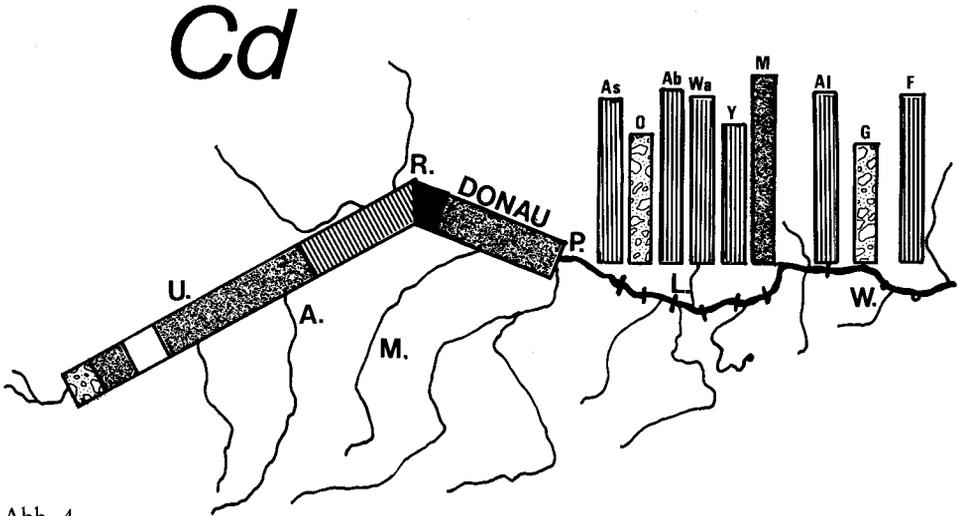


Abb. 4

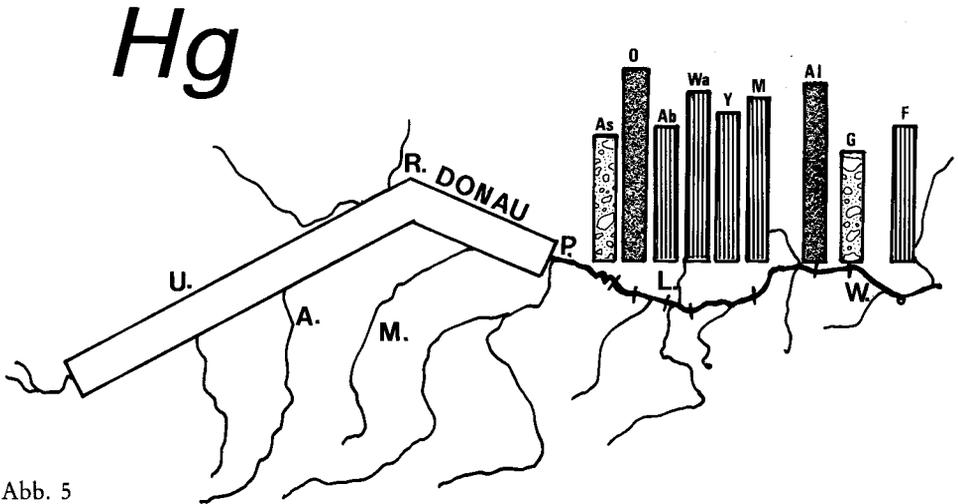


Abb. 5

Abb. 2-5: Geoakkumulations-Index der österreichischen Donaueinsedimente (< 2 µm) im Vergleich zum deutschen Donauabschnitt für Zn, Pb, Cd und Hg (Frühjahr 1985): 0 = praktisch unbelastet, 1 = unbelastet bis mäßig belastet, 2 = mäßig belastet, 3 = mäßig bis stark belastet, 4 = stark belastet; Stauräume: As = Aschach, O = Ottensheim, Ab = Abwinden-Asten, Wa = Wallsee, Y = Ybbs-Persenbeug, M = Melk, Al = Altenwörth, G = Greifenstein; Städte: A. = Augsburg, L. = Linz, M. = München, P. = Passau, R. = Regensburg, U. = Ulm, W. = Wien.

Geoaccumulation-Index of Austrian and German fine grained (<2 µm) Danube sediments (spring 1985) for Zn, Pb, Cd and Hg: 0 = un-contaminated, 1 = un-contaminated/moderately c., 2 = moderately c., 3 = moderately c./strongly c., 4 = strongly c.

Chrom: Der Gehalt schwankt zwischen 93 und 205 $\mu\text{g/g}$ in der Donau und ist nach dem Igeo als unbelastet bis leicht belastet anzusehen. Gegenüber der deutschen Donau sind die Werte geringfügig höher.

Nickel: Nickel ist mit Gehalten von 42–115 $\mu\text{g/g}$ Feinsediment wie in der deutschen Donau praktisch unbelastet.

Kupfer: Die Donausedimente enthalten weniger Kupfer als im deutschen Teil der Donau und sind im österreichischen Teil praktisch unbelastet (40–81 $\mu\text{g/g}$).

Zink: Ähnlich wie im deutschen Teil der Donau sind die Feinsedimente mit Werten zwischen 108 und 524 $\mu\text{g/g}$ mäßig belastet.

Arsen: Mit nur 10–32 $\mu\text{g/g}$ As sind die Feinsedimente praktisch unbelastet, direkte Vergleichswerte mit der deutschen Donau fehlen jedoch.

Kadmium: Hinsichtlich des Kadmiums ist die Belastung mit 0,7–2,1 $\mu\text{g/g}$ mäßig und damit deutlich geringer, verglichen mit dem mäßig bis stark belasteten Feinsediment des deutschen Teils.

Quecksilber: Im Gegensatz zu Kadmium sind die Quecksilbergehalte in Österreich mit 0,8–3,3 $\mu\text{g/g}$ deutliche höher. Das entspricht einem mehrheitlich mäßig belastetem Feinsediment.

Blei: Mit Gehalten von 128–273 $\mu\text{g/g}$ sind die $<2 \mu\text{m}$ Fraktionen des österreichischen Donauabschnittes mäßig bis stark belastet, was einheitlich höher als im deutschen Teil ist.

3.2. Ergebnisse der sequentiellen Laugung

Beim Vergleich von Sedimenten eines Stauraums (Aschach) mit einer Fließstrecke (Wien) und einer urban belasteten Fließstrecke (Donaukanal Wien) treten trotz nahezu identer mineralogischer Zusammensetzung und ähnlicher Gesamtbelastung Unterschiede beim sequentiellen Laugungsverfahren zu Tage (Tab. 3, Abb. 6–11).

Da es sich im Stauraum um mit dem Greifer genommene Proben, also nicht nur um Oberflächenmaterial handelt, ist der leichtest austauschbare Anteil (Fraktion 1) in den meisten Fällen höher als in den Fließstrecken. Umgekehrt werden durch anthropogene Belastung aus dem urbanen Bereich im Donaukanal sowohl Gesamtgehalt als auch Mobilität von Zn und Pb erhöht. Die Mobilität von Cu im Stauraum ist generell bedeutend höher. Bei As und Cr sind die Aschachproben dem Donaukanal interessanterweise ähnlicher als der benachbarten Donau. Die refraktären (nicht mobilisierbaren) Anteile (Fraktionen 6 und 7) sind bei As in allen untersuchten Abschnitten gleich, bei Zn und Pb in Aschach, bei Cr in der Wiener Donau und bei Cu im Donaukanal am höchsten. Letzere Fraktionen treten nicht unmittelbar in den Biokreislauf ein.

4. Diskussion

Auf Grund der mehr oder minder einheitlichen Korngröße (Abb. 1) und Mineralogie und des stark mittelnden Effekts in den Feinfraktionen der Stauräume können doch einige generelle Aussagen getroffen werden.

Die Schwermetallbelastung der österreichischen Stauraumsedimente in der Donau ist im allgemeinen als gering einzuschätzen (vgl. EBNER & GAMS 1985). Auf Grund der relativ geringen Probenanzahl, verglichen mit den deutschen Untersuchungen,

wird auf einzelne Unterschiede zwischen den Stauräumen nicht näher eingegangen und der Geoakkumulationsindex in den Abb. 2–5 nicht durchgehend dargestellt.

Die etwas stärkere Belastung mit Cd auf der deutschen Seite und mit Pb und Hg auf der österreichischen dürfte wohl anthropogen verursacht sein. Eine weitgehend

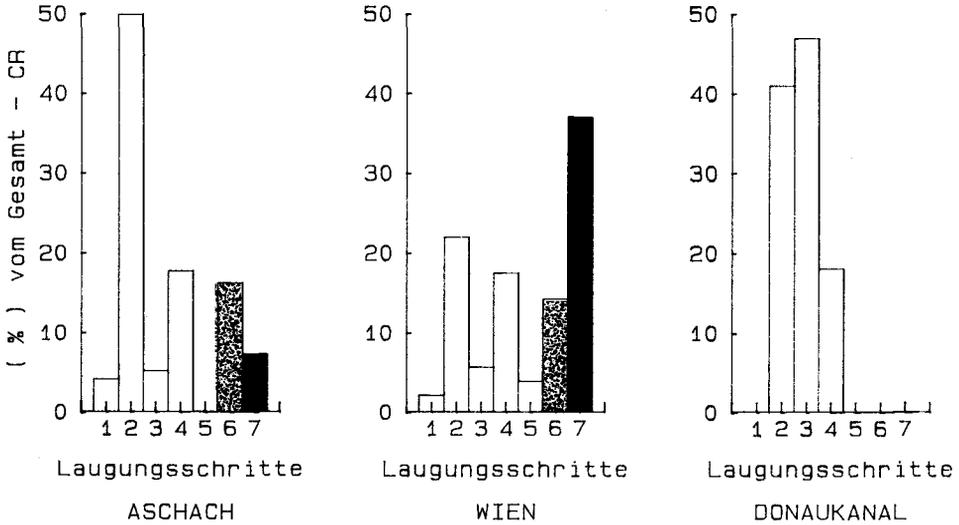


Abb. 6

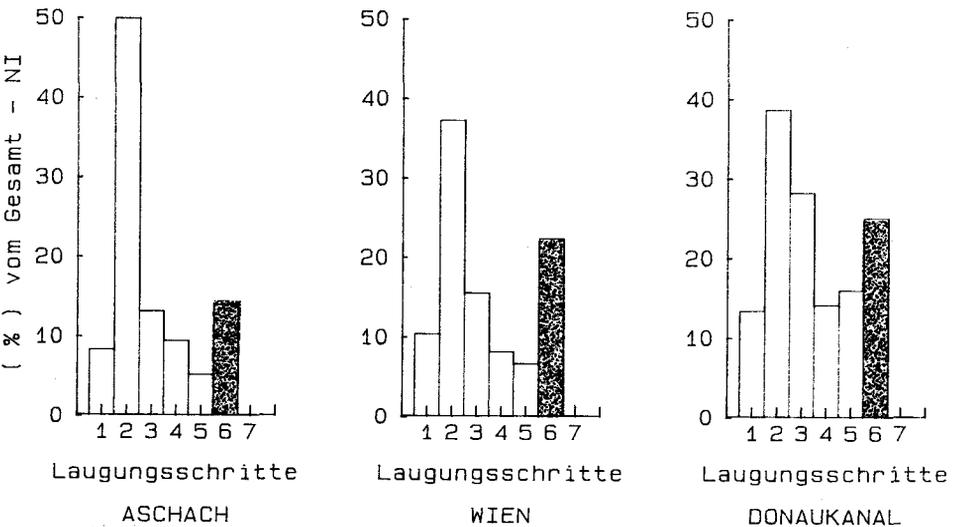


Abb. 7

Abb. 6–11: Sequentielle Laugung von Aschach- (Stauraum, n = 5), Wien- (= 6) und Donaukanal- (n = 3) Feinsedimente (<100 µm) für die Elemente Cr, Ni, Cu, As, Zn und Pb. Laugungsschritte siehe Tab. 1 und 3.

Sequential leaching of Aschach (reservoir, n = 5), Vienna-Danube (n = 6) and Donaukanal (n = 3, in Vienna) sediments (<100 µm) for Cr, Ni, Cu, As, Zn and Pb. Leaching steps see Tab. 1 and 3.

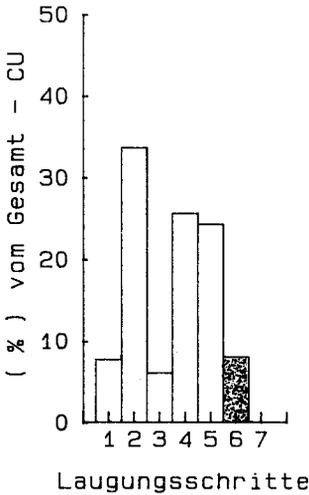
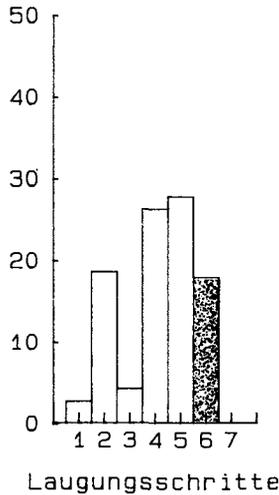
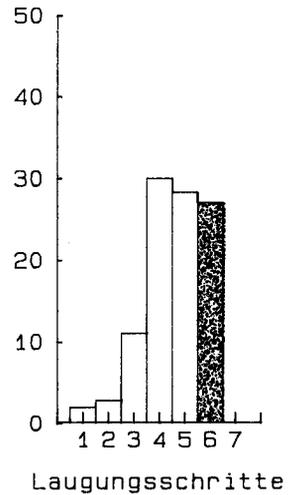


Abb. 8 ASCHACH



WIEN



DONAUKANAL

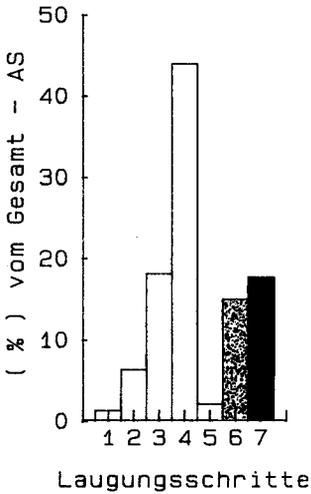
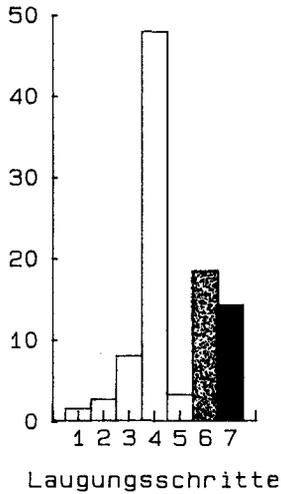
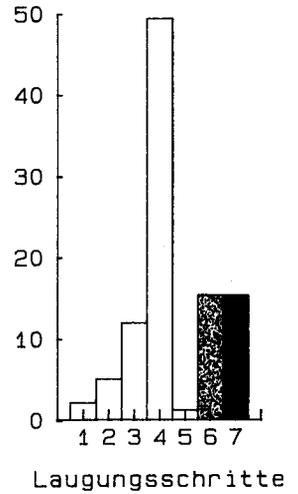


Abb. 9 ASCHACH



WIEN



DONAUKANAL

geogene Herkunft durch Verwitterung der leicht erhöhten Chromwerte in Österreich kann nicht ausgeschlossen werden.

Grundsätzlich können nur Daten von Sedimenten gleicher Korngröße miteinander verglichen werden, wie zum Beispiel die Gesamtkonzentrationen der gelaugten Proben (<60 bzw. <100 μm) mit den Proben von KRALIK und SAGER (1986), die in der gleichen Größenordnung liegen.

Der leicht mobilisierbare Anteil (Laugungsschritte 1 und 2) ist jedoch hoch und kann nicht aus den natürlichen Gehalten von Karbonaten erklärt werden (Tabelle 2, Abb. 6–11). Es muß sich vielmehr um jene Mengen handeln, die an Tonmineralen

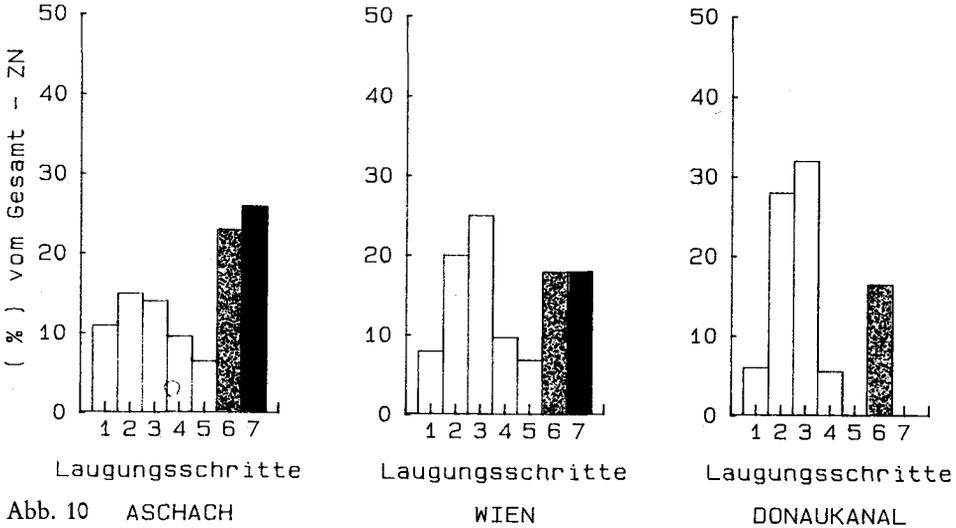


Abb. 10 ASCHACH

WIEN

DONAUKANAL

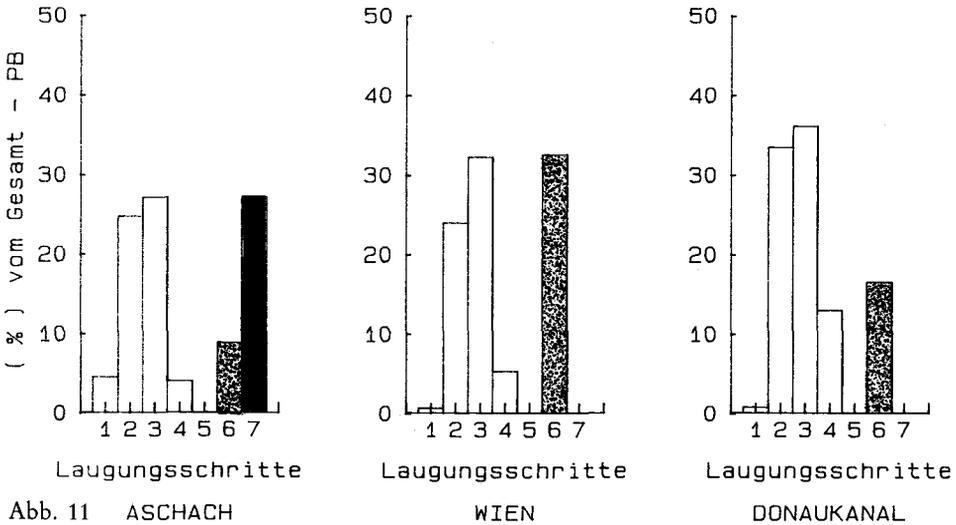


Abb. 11 ASCHACH

WIEN

DONAUKANAL

adsorbiert oder an organische Substanzen locker gebunden sind. Da die Zellwände der im Sediment vorhandenen Bakterien, Algen, Detritivoren oder ähnlicher Lebewesen vermutlich spätestens in Laugungsschritt 3 zerstört werden, wird der ursprünglich innerhalb lebender Zellen gespeicherte Anteil innerhalb der ersten drei Fraktionen frei. Zn und Cu könnten in nennenswerten Anteilen nicht nur an Tonminerale und Eisen/Manganoxide sorbiert, sondern auch von der Biomasse aufgenommen worden sein.

Bei Ni und Cr sind Anreicherungen lebender Zellen weniger bekannt.

In Laugungsschritt 4 werden Eisenhydroxide gelöst, die durch Oxidation von Eisen (II) im Sediment ausfallen und Überzüge an deren Partikeln bilden können

Tab. 3: Prozentuale Summen der gemittelten Laugungsschritte für die untersuchten Schwermetalle

Laugungs- schritte	1	1+2	(%) 1+2+3	6+7	Gesamt- Konzentration ($\mu\text{g/g}$)
<i>CR</i>					
Aschach	4,2	54	59	24	113 \pm 16
Wien	2,2	22	28	51	87 \pm 21
Donaukanal	–	41	47	18	93 \pm 13
<i>NI</i>					
Aschach	8	59	72	14	111 \pm 13
Wien	10	48	63	22	60 \pm 32
Donaukanal	13	52	80	13	43 \pm 6
<i>CU</i>					
Aschach	8	42	48	8	44 \pm 4
Wien	2,8	21	26	18	33 \pm 4
Donaukanal	2,0	4,8	16	27	44 \pm 5
<i>AS</i>					
Aschach	1,3	8	26	33	18 \pm 2
Wien	1,6	4,3	12	33	11 \pm 2
Donaukanal	2,2	7	19	31	12 \pm 2
<i>ZN</i>					
Aschach	11	26	40	49	174 \pm 23
Wien	8	28	53	36	248 \pm 49
Donaukanal	6	34	72	17	216 \pm 58
<i>PB</i>					
Aschach	4,6	29	57	36	65 \pm 16
Wien	0,7	25	57	33	72 \pm 17
Donaukanal	0,8	34	71	17	76 \pm 30

(RAPIN und FÖRSTNER 1983). Die Mitfällung mit derartigen Niederschlägen ist besonders für Arsen bedeutend. Werden die Bedingungen im Sediment anaerob, so kommt es zur Wiederauflösung dieser Eisenhydroxide unter gleichzeitiger Bildung von Eisensulfiden und zur Freisetzung von Phosphat (vgl PSENNER et al. 1985). Arsen wird sowohl unter reduzierenden Bedingungen (Dithionit) als auch mit NaOH nicht unerheblich mobilisiert (SAGER 1986). Mit H_2O_2 wird die organische Substanz zerstört und der daran fest komplex gebundene Anteil gelöst. Auch viele Sulfide werden zerstört. Die in dieser Fraktion (5) erhaltenen Anteile sind unter oxidativen Bedingungen verfügbar, sei es durch Oxidation der Sulfide einerseits, oder dem langsamen bakteriellen Abbau des organischen Detritus andererseits (SCHWOERBEL 1984).

Mit HNO_3 (Laugungsschritt 6) erhält man restliche Oxide und Sulfide (As), hauptsächlich jedoch Anteile aus jenen Silikaten, die ohne die Wirkung von Flußsäure zerstört werden. Diese Fraktion ist keinesfalls kurz- und mittelfristig bioverfügbar.

Die Restsilikatfraktion (7) enthalten noch bedeutende Anteile von Pb und Zn, die aus Silikaten oder Schwermineralen stammen könnten.

Unerwartet hoch ist die Mobilität des Cr im Stauraum Aschach. Die durchschnittliche Konzentration ist mit 113 µg/g (<60 µm) zwar relativ niedrig, doch bedarf die nicht viel höhere mittlere Konzentration in den Gesamtproben (115 µg/g) und die relativ leichtere Laugbarkeit einer Klärung.

Die relative Mobilität der Schwermetalle ist in der österreichischen Donau deutlich geringer als in Rhein, Neckar, Maas und Ijssel, die gleichzeitig auch höhere Gesamtgehalte aufweisen. Am ähnlichsten, bezüglich Gesamtkonzentration und Mobilität ist die österreichische Donau den Flüssen Mittelfrankreichs (CALMANO und FÖRSTNER 1983, SALOMONS und FÖRSTNER 1984). Auf Grund fehlender Informationen über Probencharakteristik, Korngrößen und Aufbereitungstechnik erscheint ein Vergleich jedoch problematisch.

Zusammenfassend kann jedoch festgestellt werden, daß durch Schwermetallgesamtanalysen in den Donaufeinsedimenten relativ rasch und kostengünstig die Umweltbelastung durch Schwermetalle erfaßt werden kann. Zur raschen Abschätzung der Mobilität der Schwermetallfracht sollten die Gesamtanalysen mit sequentiellen Laugungsverfahren ergänzt werden. Zur Förderung der Reinhaltung der Flüsse wäre, ähnlich wie bereits international (BRD, Kanada und Japan) üblich, eine österreichweite stichprobenartige Entnahme von Flußsedimenten angebracht. Einer derartig koordinierten Probenahme sollten neben den Schwermetallen auch die Analyse anderer Schadstoffe, wie Radionuklide, halogenierte und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe erfolgen, da diesen eine rasche Anlagerung an Sedimente und eine nahezu nicht vorhandene Abbaubarkeit gemeinsam ist.

5. Danksagung

Dr. RANK sei für die Überlassung der Donaustauräume sedimente herzlich gedankt.

6. Literatur

- CALMANO, W. & FÖRSTNER, U.: Chemical extraction of heavy metals in polluted river sediments in Central Europe. – *Sci. Tot. Environm.*, **28**, 77–90, 1983.
- DOGIEL, V. A.: *General Protozoology*. – Clarendon Press, Oxford 1965.
- DOLEZEL, P., RANK, D., KAPPEL, F. & AUGUSTIN-GYURITS, K.: Übersichtsuntersuchung an Feinsedimenten aus den Stauräumen des österreichischen Donauabschnittes. II. Chemische Untersuchungen. – 25. Arbeitstagung Intern. Arbeitsgem. Donauforsch., 10–15, Bratislava 1985.
- EBNER, F. & GAMS, H.: Schwermetalluntersuchungen in der Donau im Zeitraum 1976–1984. – *Wasser Abwasser*, **28** (1984), 105–133, Wien 1985.
- KAPPEL, F., RANK, D., FLECK, L. & GASSER, H.: Übersichtsuntersuchung an Feinsedimenten aus den Stauräumen des österreichischen Donauabschnittes. I. Mineralogisch-Petrographische Untersuchungen. – 25. Arbeitstagung Intern. Arbeitsgem. Donauforsch., 24–28, Bratislava 1985.
- KERSTEN, M. & KERNER, M.: Transformation of heavy metals and plant nutrients in a tidal freshwater flat sediment of the Elbe Estuary as affected by Eh and tidal cycle. – *Abstr. Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment*, 533–535, Athen Sept. 1985.
- KRALIK, M. & SAGER, M.: Schwermetalle in Donau- und Donaukanalsedimenten in und östlich von Wien. – *Österr. Wasserwirtsch.*, **38**, 8–14, Wien 1986.

- MÜLLER, G.: Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. – *Chemiker Ztg.*, **105**, 157–164, Heidelberg 1981.
- MÜLLER, G.: Unseren Flüssen geht's wieder besser. – *Bild d. Wissenschaft*, 1985/10, 75–97, Stuttgart 1985.
- PSENNER, R., PUCSKO, R., SAGER, M.: Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten, *Arch. Hydrobiol./Suppl.* **70**, 111–155 (1984).
- RANK, D., MARINGER, F. J., KAPPEL, F. & AUGUSTIN-GYURITS, K.: Übersichtsuntersuchungen an Feinsedimenten aus den Stauräumen des österreichischen Donauabschnittes. III. Gammaskopmetrische Untersuchungen. – 25. Arbeitstagung Intern. Arbeitsgem. Donauforsch., 108–112, Bratislava 1985.
- RAPIN, F. & FÖRSTNER, U.: Sequential leaching techniques for particulate metal speciation – the selectivity of various extractants. – *Proc. Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment*, 1074–1077, Heidelberg 1983.
- RECKE, M. & FÖRSTNER, U.: Oxidation increases mobility of toxic metals in dredged sludges. – *Abstr. Intern. Conf. Chemicals in the Environment*, Lisbon 1986.
- SAGER, M.: Comparison of the solubilities of phosphate and associated metals in consecutive leaching techniques. – *Arch. Hydrobiol.* (in press) 1986.
- SALOMONS, W. & FÖRSTNER, U.: *Metals in the hydrocycle*, Springer, Berlin 1984.
- SCHWOERBEL, J.: *Einführung in die Limnologie*. – G. Fischer, Stuttgart 1984.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P. G. C. & BISSON, M.: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. – *Anal. Chem.*, **51**, 844–851, 1979.