

Reinhard Dallinger

Schwermetalle in limnischen Nahrungsketten

1. Einleitung

Schwermetalle sind definitionsgemäß jene metallischen Elemente, deren Dichte 6 g/cm^3 übersteigt. Mit ihren zahlreichen Oxidationsstufen und Verbindungen gehören sie zu den Substanzen, die durch menschliche Aktivität vermehrt in die Umwelt freigesetzt und in bestimmten Lebensräumen und Organismen angereichert werden. Dadurch kann es zu ernsthaften Umweltbelastungen kommen, die letztlich auch für den Menschen bedrohlich sind. Vermehrtes Interesse gilt dabei verständlicherweise jenen Lebensräumen, deren biologische Substanz sich der Mensch in irgendeiner Weise zunutze macht. Dazu gehören ohne Zweifel unsere fischerei-wirtschaftlich genutzten Binnengewässer.

Über deren Belastung durch Schwermetalle gibt es ein breit gefächertes Angebot an Literatur (Förstner u. Müller 1974, Wachs 1978, Yediler 1978, Müller 1983). Auch über die Anreicherung von Schwermetallen in limnischen Nahrungsketten ist einiges geschrieben worden (Aoyama et al. 1978, Patrick u. Loutit 1978, Van Hassel et al. 1980, Wachs 1981, Segner u. Back 1985, Dallinger u. Kautzky 1985a, Dallinger u. Kautzky 1985b).

Trotzdem soll in diesem Artikel versucht werden, das Thema noch einmal aufzugreifen; dies allerdings in der Absicht, eine Zusammenfassung der bisher bekannten Tatsachen im Licht einiger neuer Aspekte vorzustellen.

2. Schwermetalle in Gewässern

2.1. Emission und Belastung

Die Wege, auf denen Schwermetalle in die Umwelt freigesetzt werden, hängen im wesentlichen von der Beschaffenheit der Emissionsquelle ab (Merian 1984). Stahlwerke und Hüttenbetriebe, aber auch Verbrennungsanlagen auf der Basis fossiler Brennstoffe, Müllverbrennungsanlagen und Kraftfahrzeuge setzen Schwermetalle hauptsächlich als partikuläre Bestandteile von Abgasen, Rauch oder Staub in die Atmosphäre frei. Andererseits emittieren etwa Elektrolyse- und Galvanisierbetriebe sowie zahlreiche chemische Industrieanlagen Schwermetalle in gelöster oder suspendierter Form über das Abwasser.

Demgemäß erfolgt der Eintrag von anthropogen mobilisierten Schwermetallen in die Oberflächengewässer entweder über kontaminierte Zuflüsse, oder aber über den Transport durch die Luft bzw. mit den Niederschlägen.

Eine zusätzliche Gefahr besteht in der Remobilisierung und Freisetzung von bereits abgelagerten Schwermetallen aus den Sedimenten in das Wasser. Mechanische Aufwirbelung, die Anwesenheit komplexbildender Substanzen im Wasser, aber auch Faktoren, wie Versauerung oder Änderungen des Redoxpotentials an der Grenzschicht Sediment-Wasser, können dafür verantwortlich sein (Dietz 1982, Psenner 1984, Sakata 1985).

So kann es, je nach Herkunft der Schwermetalle, in den betroffenen Gewässern zu kurz-

fristigen Spitzenbelastungen oder zu länger anhaltenden, ihrer Konzentration nach meist geringeren Dauerbelastungen kommen.

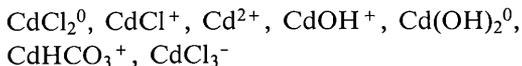
Mit Dauerbelastungen ist beispielsweise in jenen Gewässern zu rechnen, die einem permanenten Eintrag von Schwermetallen über die Atmosphäre ausgesetzt sind. Typische Beispiele dafür sind Gewässer in unmittelbarer Nähe von stark befahrenen Autobahnen oder im Einzugsbereich von metallverarbeitenden Betrieben. Charakteristische Merkmale für derartige Belastungssituationen sind meist nur wenig oder mäßig erhöhte, ziemlich konstante Schwermetallgehalte im Wasser, dafür aber um so höhere Konzentrationen in den Sedimenten, die als Langzeitspeicher für Schwermetalle fungieren (Züllig 1962, Förstner u. Müller 1974, Van Hassel et al. 1980). Auch in Organismen solcherart belasteter Lebensräume reichern sich die Schwermetalle über längere Zeit an (Brown 1977, McIntosh et al. 1978, Möller 1978) und können zu chronischen Vergiftungserscheinungen führen, die häufig gekennzeichnet sind durch Wachstums- und Stoffwechselstörungen, Verkrüppelungen oder ganz allgemein durch eine verminderte Lebensfähigkeit (Wentsel 1977a, 1977b; Buckley et al. 1982).

Kurzfristige Spitzenbelastungen durch Schwermetalle können demgegenüber beispielsweise in Fließgewässern auftreten, in die ungeklärte Abwässer von Elektrolysebetrieben, Beizereien oder anderen chemischen Betrieben eingeleitet werden. Da viele dieser Betriebe ihre Abwässer in intermittierenden Zeitabständen freisetzen, kommt es zu zeitlich stark schwankenden, mitunter sehr hohen Schwermetallkonzentrationen im Wasser (Förstner u. Müller 1974) und längerfristig wiederum zu Anreicherungen in den Sedimenten. Die dadurch betroffenen Organismen reagieren häufig mit akuten Vergiftungserscheinungen, die je nach Konzentration und Art der Schwermetallverbindung von Streßzuständen über Gewebeschäden bis hin zum Tod führen können (Howarth u. Sprague 1978, Canton u. Slooff 1982, Giles u. Klaverkamp 1982).

2.2. Konzentration und Speziation

Ein wesentliches Kriterium für die Verfügbarkeit eines Schwermetalls im Wasser ist dessen Speziation. Man versteht darunter die Tatsache, daß ein Schwermetall in wäßriger Lösung in verschiedenen Ionen-Species vorliegt, deren Stabilität sowohl vom pH-Wert des Wassers als auch von der Anwesenheit von Fremdionen abhängig ist.

Das Cadmium beispielsweise kann im Wasser in Form folgender Ionenspecies auftreten (die Aufzählung ist nicht vollständig):



Die Gesamtkonzentration an Cadmium setzt sich somit aus der Summe der Einzelkonzentrationen seiner Ionenspecies zusammen. Deren Konzentrationsteile zueinander ändern sich wiederum in Abhängigkeit etwa vom pH-Wert des Wassers.

Derselbe Sachverhalt zeigt sich in der Abbildung 1 am Beispiel der Speziation des Kupfers über einen pH-Bereich von 7.0 bis 8.6.

Während die Gesamtkonzentration an Kupfer (Cu_T) unverändert bleibt, ändern sich mit dem pH-Wert die Konzentrationen der einzelnen Kupferspecies. So nimmt z. B. der Anteil an $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ von pH 7 bis pH 8.6 stark zu, während gleichzeitig jener von Cu^{2+} drastisch abnimmt. Da sich verschiedene Ionenspecies ein und desselben Schwermetalls in ihrer Affinität zu biologischem Material, ihrer Wirkung und ihrer Toxizität voneinander unterscheiden, sollte bei der Untersuchung toxischer Auswirkungen von Schwermetallen auf aquatische Organismen nicht nur die Gesamtkonzentration eines Schwermetalls berücksichtigt werden, sondern nach Möglichkeit auch die der jeweils wichtigsten vorliegenden bzw. zu erwartenden Ionenspecies (Chakoumakos et al. 1979, Giles u. Klaverkamp 1982). Deren Konzentration kann mit Hilfe der jeweils bekannten Gleichgewichtskonstanten berechnet werden (Millero 1977).

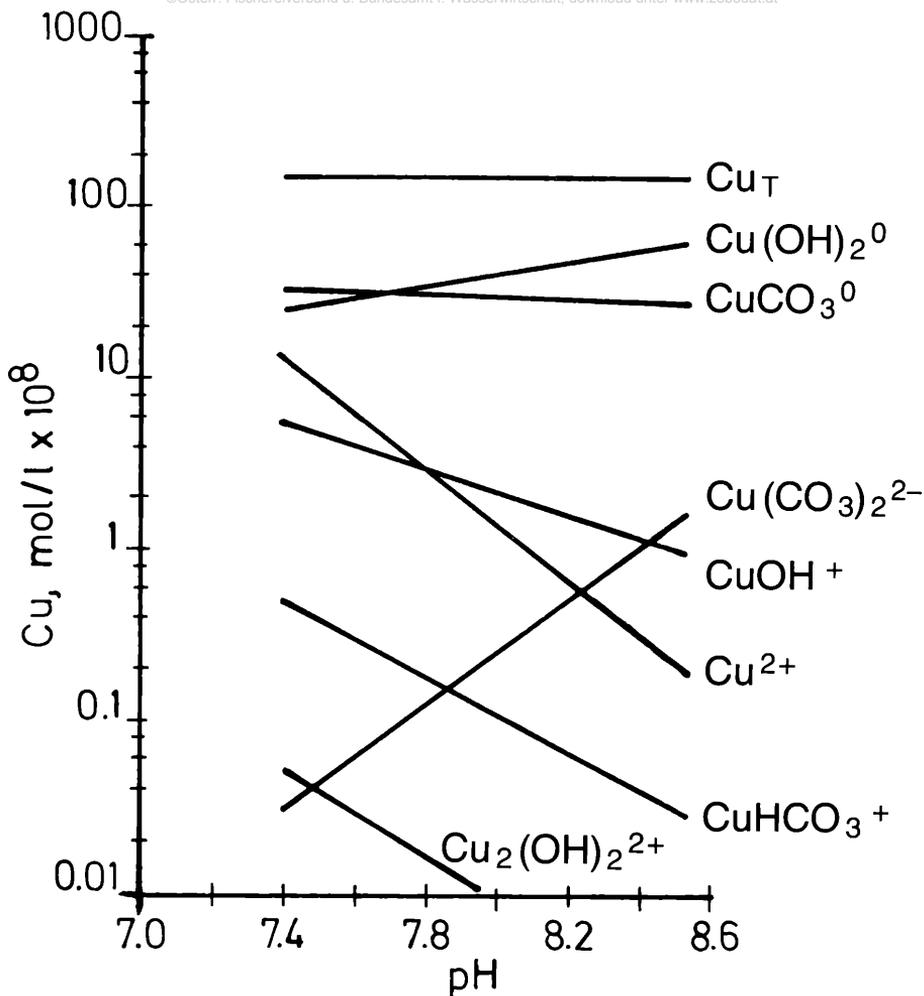


Abbildung 1: Die Speziation von Kupfer in Abhängigkeit vom pH-Wert im Süßwasser (nach Chakoumakos et al. 1979)

2.3. Die biologische Verfügbarkeit von Schwermetallen

Die Aufnahme von Schwermetallen durch aquatische Organismen hängt von der biologischen Verfügbarkeit der Schwermetalle ab. Darunter soll im folgenden jener Anteil eines Schwermetalls im Wasser gemeint sein, der von den Organismen entweder direkt aus dem Wasser oder über die Nahrung absorbiert werden kann. Die biologische Verfügbarkeit hängt somit von physikalisch-chemischen und von biologischen Faktoren ab.

Unter den physikalisch-chemischen Faktoren sind Phänomene wie die bereits besprochene Speziation, aber auch Adsorptionseffekte oder Komplexierungsreaktionen zu nennen. So werden etwa verschiedene Ionenspecies je nach ihrer Ladung über die Kiemen von Organismen in unterschiedlichem Maß aus dem Wasser aufgenommen. Das neutrale CdCl_2^0 beispielsweise diffundiert leichter durch biologische Membranen als das polare Cd^{2+} (Simkiss 1983). Manche Schwermetalle neigen dazu, mit organischen

oder anorganischen, im Wasser vorkommenden Molekülen Komplexverbindungen einzugehen, wodurch sich die biologische Verfügbarkeit grundlegend ändern kann. Ein weiterer wichtiger Aspekt ergibt sich aus der unterschiedlichen Affinität verschiedener Ionenspecies zu partikulären Substanzen. Größere oder kleinere Anteile gewisser Schwermetalle können an den Oberflächen von Schwebstoffen, Detrituspartikeln, Sedimentkörnern, aber auch an pflanzlichen oder tierischen Oberflächen durch Adsorption gebunden werden (Tessier et al. 1984, Christlieb u. Weber 1980, Fleming u. Richards 1982).

Unter den biologischen Faktoren, die die Verfügbarkeit von Schwermetallen für aquatische Organismen beeinflussen, sind vor allem deren Lebensweise und Ernährungsgewohnheiten von Bedeutung. Eine wesentliche Rolle spielt die Aufnahmeroute, über die Schwermetalle in den Organismus gelangen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der Aufnahme aus dem Wasser und der über die Nahrung. Bei der Schwermetallaufnahme aus dem Wasser kommt vor allem den Kiemen und den Hautepithelien eine primäre Bedeutung zu. Die Schwermetallaufnahme über die Nahrung hängt naturgemäß von der ökologischen Nische der Organismen ab. So ist beispielsweise zu erwarten, daß für Sedimentbewohner eher jene Schwermetallanteile verfügbar sind, die an das Sediment gebunden sind (Chapman et al. 1980). Andererseits können etwa Filtrierer, die Schwebstoffe einer bestimmten Partikelgröße bevorzugen, im selben Gewässer völlig anderen Belastungen ausgesetzt sein als Aufwuchsfresser oder Räuber (Wachs 1982).

3. Schwermetalle in limnischen Nahrungsketten

3.1. Der Begriff der Nahrungskette

Eine Nahrungskette ist nach E. P. Odum definiert als »der Weg der Nahrungsenergie von der autotrophen Pflanze durch eine Reihe von Organismen mit wiederholtem Verzehr und Verzehrtwerden« (Odum 1980). Bei jedem Schritt von einem Glied der Nahrungskette zum nächsten geht ein großer Teil der Energie verloren, so daß die Anzahl der Glieder notwendigerweise auf einige wenige beschränkt bleiben muß.

Der Begriff der Nahrungskette setzt überdies voraus, daß die trophischen Beziehungen zwischen den verschiedenen Organismen einem linearen, kettenförmigen Verlauf entsprechen. Dies ist in Wirklichkeit höchstens annähernd der Fall. Tatsächlich gibt es gerade in unbelasteten Gewässern eine oft so große Artenvielfalt und derart komplexe Nahrungsbeziehungen zwischen den einzelnen Arten, daß der Weg der Nahrungsenergie eher mit einem mehr oder weniger verzweigten Netz zu vergleichen ist als mit einer Kette. Darum wird auch sehr oft von Nahrungsnetzen gesprochen.

Trotzdem soll in den folgenden Kapiteln vorzüglich von Nahrungsketten anstatt von Nahrungsnetzen die Rede sein. Dies deshalb, weil im Zusammenhang mit Schadstoffbelastungen der sogenannte Nahrungsketteneffekt wohl mit Recht zu einem häufig verwendeten und diskutierten Begriff geworden ist. Denn im Unterschied zur Energie können Schadstoffe in Ökosystemen von einem trophischen Niveau zum nächsten angereichert werden, wobei sich dem Beobachter sehr häufig das Bild einer kettenförmig anwachsenden Akkumulation darstellt. Ein bekanntes Beispiel dafür ist die Anreicherung von chlorierten Kohlenwasserstoffen (Ernst 1928).

Ob und in welchem Ausmaß dies auch für Schwermetalle in limnischen Nahrungsketten gilt, soll im folgenden diskutiert werden.

3.2. Bioakkumulation und Biomagnifikation

Prinzipiell muß, wenn es um die Anreicherung von Schadstoffen in Nahrungsketten geht, unterschieden werden zwischen Bioakkumulation und Biomagnifikation (Wachs 1982). Unter Bioakkumulation versteht man die Anreicherung eines Schadstoffes in einem Organismus in Relation zur Schadstoffkonzentration des Milieus. Je nach Betrachtungsweise versteht man unter »Milieu« das Substrat oder das Medium, das

dem Organismus als Lebensraum dient, eventuell auch die Nahrung. In limnischen Ökosystemen ist damit meistens das Wasser oder das Sediment gemeint. Dabei drückt der sogenannte Konzentrationsfaktor aus, um wieviel mal ein Schwermetall in einem Organismus gegenüber dem Wasser (oder dem Sediment) angereichert wird:

$$a = \frac{C_{(\text{Org.})} \text{ (ppm)}}{C_{(\text{Wass.})} \text{ (ppm)}}$$

- a = Konzentrationsfaktor
 $C_{(\text{Org.})}$ = Konzentration im Organismus
 $C_{(\text{Wass.})}$ = Konzentration im Wasser

Demgegenüber bezieht sich der Ausdruck »Biomagnifikation« auf die sukzessive Anreicherung eines Schadstoffes in einer Nahrungskette, wobei die Schadstoffkonzentration von einem Glied der Nahrungskette zum nächsten zunimmt. Überträgt man dieses Modell auf die Schwermetallanreicherung in einem aquatischen Ökosystem, so wäre zu erwarten, daß Schwermetalle vom Wasser über Sediment, Pflanzen, planktonische Organismen bis hin zu räuberischen Fischarten immer stärker akkumuliert werden.

Tatsächlich stellt sich heraus, daß diese Vorstellung in den meisten Fällen nur beschränkt zutrifft. Tabelle 1 bringt eine Zusammenstellung bisher bekannter Daten aus der Literatur für die Schwermetalle Zink, Cadmium und Blei in der Nahrungskette Wasser – Sediment – Makrophyten – Benthos – Fisch. Auffallend ist zunächst die breite Streuung der Konzentrationsfaktoren innerhalb derselben trophischen Niveaus. Sie ist auf unterschiedliche Ausgangsbedingungen und Ausmaße des Verschmutzungsgrades zurückzuführen. Überdies ist zu berücksichtigen, daß die Nahrungsketten idealisiert dargestellt sind: Bis auf wenige Ausnahmen (Dallinger u. Kautzky 1985a) bleibt bei den meisten der wiedergegebenen Daten unbekannt, ob und inwieweit sie für das jeweilige trophische Niveau repräsentativ sind. Ein weiterer Unsicherheitsfaktor besteht darin, daß in bestimmten Fällen der Nahrungsketteneffekt durch die zusätzliche Schwermetallaufnahme aus dem Wasser (etwa über die Kiemen) verfälscht werden kann.

Trotzdem läßt sich anhand der Konzentrationsfaktoren erkennen, daß ein erster Schritt der Anreicherung praktisch immer durch die Schwermetallakkumulation im Sediment gegeben ist (siehe Züllig 1962). Von dort sollten die Schwermetalle – zumindest theoretisch – über die Makrophyten und die benthischen Organismen bis hin zu den räuberischen Fischen transfertiert werden. Aus Tabelle 1 geht jedoch hervor, daß eine zunehmende Schwermetallanreicherung bestenfalls bis zum Niveau der bentischen Fischnährtiere stattfindet. In keinem der untersuchten Fälle läßt sich eine Biomagnifikation bis hin zum räuberischen Fisch nachweisen. Ähnliches gilt diesbezüglich auch für herbivore Fische (siehe z. B. Jeng u. Sun 1981) und für andere Schwermetalle. Damit verhalten sich diese grundsätzlich anders als beispielsweise einige chlorierte Kohlenwasserstoffe, bei denen der Nahrungsketteneffekt tatsächlich zu Höchstkonzentrationen in den Geweben karnivorer Fische führt (Jarvinen et al. 1977). Die Gründe für diesen Unterschied liegen vor allem darin, daß chlorierte Kohlenwasserstoffe als lipophile Substanzen schon aus physikalischen Gründen eine höhere Affinität zu den lipophilen Anteilen in tierischen Geweben aufweisen als etwa die polaren Schwermetallspecies. Es soll in diesem Zusammenhang nicht unerwähnt bleiben, daß organische, alkylierte Schwermetallformen (z. B. Dimethyl-Quecksilber) ebenfalls lipophilen Charakter aufweisen und sich in fetthaltigem Gewebe von Organismen anreichern können. Aber auch für diese Verbindung gilt, daß sie in karnivoren Fischen in der Regel keiner Biomagnifikation unterliegen (Hamdy u. Prabhu 1979).

Für die ionischen Schwermetallspecies hingegen trifft eher die Situation einer selektiven Anreicherung zu. Damit ist gemeint, daß bestimmte Pflanzen- oder Tierarten manche Schwermetalle besonders stark akkumulieren, anderen dagegen weniger oder kaum. Als Beispiele dafür seien die aquatischen Asseln und Gastropoden genannt, die Zink, Cad-

mium und Blei in hohem Ausmaß anreichern können (Brown 1977, Möller 1978). In Tabelle 1 zeigt sich dies in den besonders hohen Konzentrationsfaktoren der betreffenden Schwermetalle bei den benthischen Asseln (*Asellus aquaticus*) und Schnecken (*Physa* sp., *Lymnaea truncatula*). Die hohe Anreicherung in diesen Organismen beruht auf deren Fähigkeit, die Metalle in den jeweiligen Mitteldarmdrüsen durch Kompartimentierung in bestimmten Zellen und Zellvesikeln zu detoxifizieren, also zu entgiften (Brown 1978, Simkiss et al. 1982). Das bedeutet aber, daß die Anreicherung von Schwermetallen in limnischen Nahrungsketten unter anderem davon abhängt, ob und in welchem Ausmaß metallakkumulierende Organismen als Glieder an der Nahrungskette beteiligt sind.

Tabelle 1: Anreicherung von Zink, Cadmium und Blei in limnischen Nahrungsketten: Zusammenstellung von Daten aus der Literatur (Mittelwerte). Die Konzentrationen im Wasser sind in $\mu\text{g}/\text{l}$ (ppb) angegeben, jene im Sediment und im biologischen Material in $\mu\text{g}/\text{g}$ Trockengewicht (ppm). Unter den Konzentrationswerten stehen in Klammern auch die jeweiligen Konzentrationsfaktoren (auf das Wasser bezogen).

Abkürzungen: Lit. : Literaturzitat (die Nummern in dieser Spalte beziehen sich auf die Angaben am Fuß der Tabelle).

Verkürzungen der Artnamen: *Pteron* sp.: *Pteronarcis* sp.; *Nocomis lept.*: *Nocomis leptocephalus*; *Limnodr. h.*: *Limnodrilus hoffmeisteri*; *Lepomis cy.*: *Lepomis cyanellus*; *Hyphessobr. s.*: *Hyphessobrycon serpae*; *Potamog. p.*: *Potamogeton pectinatus*; *Etheostoma fl.*: *Etheostoma flabellare*; *Fontin. a.*: *Fontinalis antipyretica*; *Asellus aq.*: *Asellus aquaticus*; *Salmo gaird.*: *Salmo gairdneri*; *Lymnaea tr.*: *Lymnaea truncatula*.

Schwermetall	Konzentration (Konzentrationsfaktor) in:					Lit.
	Wasser (ppb)	Sediment (ppm)	Makrophyten (ppm)	Benthos (ppm)	Fisch (ppm)	
Zn	20,0	13,2 (660)		Pteron. sp. 240 (12.000)	Nocomis lept. 98 (4.900)	1
Cd	0,5	0,04 (80)		1,01 (2.020)	0,42 (840)	1
Pb	4,0	8,1 (2.025)		20,4 (5.100)	8,4 (2.100)	1
Cd	1,4	0,81 (579)	Lemna sp. 0,58 (414)	Limnodr. h. 6,8 (4.857)	Lepomis cy. 0,3 (214)	2
				Physa sp. 6,3 (4.500)		2
Pb	2,7	11,1 (4.111)	1,66 (615)	Limnodr. h. 2,5 (926)	1,5 (555)	2
				Physa sp. 33,3 (12.333)		2
Zn	40			Tubificidae 663,7 (16.592)	Hyphessobr. s. 298,8 (7.470)	3
Pb	60			160,4 (2.673)	17,5 (292)	3

Tabelle 1 – Fortsetzung

Schwermetall	Konzentration (Konzentrationsfaktor) in:					Lit.
	Wasser (ppb)	Sediment (ppm)	Makrophyten (ppm)	Benthos (ppm)	Fisch (ppm)	
			Potamog. p.			
Zn	11,5		213 (18.521)			4
Cd	0,34		0,85 (2.500)			4
Pb	1,0		6,8 (6.800)			4
				Agrion sp.	Etheostoma fl.	
Cd	0,1			1,54 (15.400)	0,15 (1.500)	5
Pb	0,5			12,59 (25.180)	2,88 (5.760)	5
				Physa sp.		
				13,64 (27.280)		5
			Fontin. a.	Asellus aq.	Salmo gaird.	
Zn	15,6	78,6 (5.038)	116,7 (7.480)	766,0 (49.102)	75,5 (4.840)	6
Cd	0,22	1,90 (8.636)	3,92 (17.818)	20,6 (93.636)	0,65 (2.954)	6
Pb	7,7	51,2 (6.649)	37,5 (4.870)	430,5 (55.909)	13,2 (1.714)	6
			Fontin. a.	Lymnaea tr.	Salmo gaird.	
Zn	16,4	144,1 (8.786)	250,9 (15.299)	993,6 (60.585)	517,8 (31.573)	6a
Cd	0,26	1,68 (6.461)	3,06 (11.769)	12,9 (49.615)	0,92 (3.538)	6a
Pb	10,5	91,9 (8.752)	223,2 (21.257)	212,1 (20.200)	20,1 (1.914)	6a

Literaturangaben: 1: Van Hassel et al. 1980; 2: Mathis et al. 1979; 3: Patrick u. Loutit 1978; 4: Abo-Rady 1980; 5: Enk u. Mathis 1977; 6: Dallinger u. Kautzky 1985a, Augraben; 6a: Dallinger u. Kautzky 1985a, Leiferer Graben.

3.3. Von der Artenverarmung zur Biomagnifikation?

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß in unbelasteten Gewässern sehr oft eine große Artenvielfalt an Pflanzen und tierischen Organismen vorherrscht und daß die Nahrungsbeziehungen dort eher einem vernetzten Modell entsprechen als einer Kette (Kap. 3.1.).

Andererseits weisen zahlreiche Arbeiten darauf hin, daß ein unmittelbarer Zusammenhang besteht zwischen der Schadstoffbelastung eines Ökosystems und dessen Komplexität bzw. Artenvielfalt (siehe z. B. Jernelöv u. Rosenburg 1976).

Schwermetallbelastungen limnischer Ökosysteme führen nachweislich zu einer Verarmung des Artenspektrums. Eine ausführliche Arbeit darüber hat beispielsweise Burmeister (1980) geliefert. Darin zeigt der Autor, daß die Artenvielfalt der aquatischen

Makrofauna in den Kleingewässern des Breiniger Berges (Eifel, BRD) mit steigender Schwermetallbelastung abnimmt. Sehr oft wurde in diesem Zusammenhang auch die Beobachtung gemacht, daß die Artenverarmung mit einer zunehmenden Dominanz einiger weniger schwermetalltoleranter Species gekoppelt ist. Dazu gehören neben den bereits erwähnten aquatischen Asseln und Gastropoden auch einige Oligochaetenarten (Lang u. Lang-Dobler 1979, Chapman et al. 1980).

Allein diese Ergebnisse legen bereits die Vermutung nahe, daß das Nahrungsangebot an Fischnährtieren mit zunehmender Schwermetallbelastung der Gewässer immer einseitiger wird und sich in Extremfällen auf eine oder einige wenige Arten reduzieren kann. Diese Hypothese wird durch Ergebnisse aus Freilanduntersuchungen in belasteten Wasserläufen bei Bozen (Südtirol) bestätigt, aus denen hervorgeht, daß die ausgeprägte Dominanz schwermetallakkumulierter Asseln und Schnecken auch das Nahrungsangebot der Regenbogenforellen bestimmt (Tabelle 2, aus Dallinger und Kautzky 1985a). Diese Tendenz zur Vereinfachung der Nahrungsbeziehungen bewirkt tatsächlich, daß die Struktur der Nahrungsnetze in zunehmendem Maß von linearen Nahrungsketten ersetzt wird. Überwiegen in derartigen Modellen schwermetallakkumulierende Tierarten, so wird der Nahrungsketteneffekt dadurch noch um ein Vielfaches verstärkt.

3.4. Die Anreicherung von Schwermetallen in Fischen

Die Konzentrationsfaktoren der Schwermetallanreicherung in den Fischen bleiben trotzdem, wie aus Tabelle 1 hervorgeht, immer weit unterhalb der entsprechenden Faktoren in den benthischen Fischnährtieren. Dadurch wird die Biomagnifikation auf dem trophischen Niveau der Karnivoren unterbrochen. Die Gründe dafür mögen mannigfaltig sein. Offensichtlich wird aus dem Darmtrakt nur ein geringer Anteil der in der Nahrung enthaltenen Schwermetalle resorbiert. Verschiedentlich wurde überhaupt bezweifelt, ob die Schwermetallaufnahme über die Nahrung bei Fischen eine wesentliche Rolle spielt (Wachs 1981, Wachs 1982), zumal eindeutig nachgewiesen werden konnte, daß unter bestimmten Bedingungen eine Schwermetallanreicherung aus dem Wasser über die Kiemen erfolgt (Pärt u. Svanberg 1981). Indessen konnten verschiedene Autoren anhand von Laborversuchen beweisen, daß unter bestimmten Bedingungen Schwermetalle in bedeutendem Ausmaß auch über den Darmtrakt von Fischen resorbiert werden (Patrick u. Loutit 1978, Segner u. Back 1985).

Tabelle 2: Mageninhalt an benthischen Nährtieren in Regenbogenforellen aus zwei belasteten Gewässern (Augraben, Leiferer Graben) in der Nähe von Bozen (Südtirol). Angabe in Prozent des gesamten Mageninhaltes (aus Dallinger u. Kautzky 1985a). Asseln: *Asellus aquaticus*; Schnecken: *Lymnaea truncatula*

Beobachtungszeitraum	Mageninhalt der Regenbogenforellen:		
	Asseln	Schnecken	Rest
Augraben:			
Sommer 1984	80–90%	0%	10–20%
Winter 1984/85	65,5–100%	0%	0–35,5%
Leiferer Graben			
Sommer 1984	0%	90–100%	0–10%
Winter 1984/85	0–20%	10–30%	70–90%

Unter Freilandbedingungen ist es in den meisten Fällen allerdings schwierig, den relativen Anteil der Schwermetallaufnahme über die Kiemen bzw. über den Darmtrakt abzuschätzen. Bei den Regenbogenforellen aus zwei belasteten Wasserläufen bei Bozen (Südtirol) ist dies annähernd gelungen (siehe Tabelle 2, Dallinger u. Kautzky 1985a).

Jedoch muß dazu gesagt werden, daß es sich dabei um eine der erwähnten und wahrscheinlich seltenen Extremsituationen handelt, in denen das Nahrungsangebot der Regenbogenforellen zum Großteil auf eine einzige Benthosart reduziert ist (mit Ausnahme der Situation im Leiferer Graben im Winter, siehe Tabelle 2). Das Nahrungsspektrum dieser Fischart ist unter normalen Bedingungen eher breit gestreut (Johannes u. Larkin 1961, Warlow u. Oldham 1982). Die Reduktion des Nahrungsangebotes auf schwermetallakkumulierende Organismen führt zu erhöhten Konzentrationsfaktoren bei den Fischen und bewirkt, wie aus Tabelle 3 (Dallinger u. Kautzky 1985a) hervorgeht, eine Anreicherung von Schwermetallen in verschiedenen Organen und Geweben der untersuchten Regenbogenforellen. Besonders augenscheinlich läßt sich der Schwermetalltransfer von der Nahrung über den Darm in den Fisch am Beispiel des Zinks nachweisen: Die Schwermetallkonzentration im Darmgewebe liegt in diesem Fall sogar höher als die des Darminhalts. Im übrigen läßt sich auch in den Fischorganen eine selektive Schwermetallanreicherung feststellen: Während sich die höchsten Zinkkonzentrationen im Darmgewebe finden, wird Kupfer vor allem in der Leber angereichert, Cadmium hingegen in der Niere; dies wurde von verschiedenen Autoren auch bei anderen Fischarten beobachtet (Buckley et al. 1982, Thomas et al. 1983).

Zusammenfassend läßt sich also feststellen, daß der Schwermetalltransfer von den Nährtieren zu den karnivoren Fischen keiner Biomagnifikation entspricht. Trotzdem können, wie Tabelle 4 (Dallinger u. Kautzky 1985b) zeigt, die Schwermetalle im Muskelfleisch von Fischen aufgrund eines Nahrungsketteneffektes Konzentrationen erreichen, die um ein Vielfaches über den von der EWG empfohlenen Richtwerten liegen. Es kann mit großer Wahrscheinlichkeit angenommen werden, daß eine Reduktion der Nahrungsvielfalt, wie sie in stark belasteten Ökosystemen zu erwarten ist, diesen Effekt verstärkt.

Tabelle 3: Schwermetallkonzentrationen in $\mu\text{g/g}$ Trockengew. (ppm) in den Organen von Regenbogenforellen aus einem belasteten Bach bei Bozen (Südtirol). Angegeben sind Mittelwerte und Standardabweichungen (in Klammern) aus je drei Messungen. Angaben aus Dallinger u. Kautzky 1985a

Gewebe	Konzentration: ppm, Trockengewicht			
	Zn	Cu	Cd	Pb
Darminhalt	646,8 (44,8)	238,8 (155,6)	5,33 (4,4)	51,4 (16,9)
Darmgewebe	1025,2 (266,5)	74,6 (3,3)	1,8 (0,4)	28,5 (7,7)
Leber	191,1 (69,8)	511,7 (104,1)	0,85 (0,85)	17,6 (5,2)
Niere	179,6 (65,4)	65,3 (32,8)	1,97 (0,25)	26,6 (8,1)
Muskelfleisch	517,8 (404,7)	36,9 (9,7)	0,92 (0,09)	20,1 (9,6)

4. Schwermetallanreicherung und Bioindikation

4.1. Der Sinn der Bioindikation

Der Effekt der Bioakkumulation von Schwermetallen kann unter bestimmten Bedingungen zur Bioindikation herangezogen werden. Die dazu verwendeten Pflanzen- oder Tierarten werden als Indikator- oder Monitororganismen bezeichnet. Erhöhte Schwermetallkonzentrationen in deren Gewebe lassen auf Belastungen der jeweiligen Lebens-

Tabelle 4: Vergleich der Konzentrationen von Cadmium und Blei im Muskelfleisch von Regenbogenforellen aus einem belasteten Fließgewässer bei Bozen (Südtirol) mit den Richtwerten der EWG für Fischfleisch. Die Konzentrationen sind in ppm angegeben und auf das Frischgewicht bezogen. Angabe von Mittelwerten (n = 8) (aus Dallinger u. Kautzky 1985b)

Schwermetall	Konzentration, ppm Frischgewicht	
	Muskelfleisch (Regenbogenforellen, Bozen)	EWG-Richtwerte
Cd	0,22	0,05
Pb	5,5	0,5

räume schließen. Eine ausführliche Arbeit über diese Problematik hat Wachs (1982) geschrieben (siehe auch Heublein 1986). Generell ist der Einsatz von Monitororganismen in jenen Situationen sinnvoll und empfehlenswert, in denen entsprechende Schwermetallmessungen im Wasser keine eindeutigen Aussagen über das Vorliegen oder das Ausmaß einer Verschmutzung zulassen. Das kann beispielsweise in Gewässern mit chronischem Schwermetalleintrag der Fall sein, in denen die Metallkonzentrationen im Wasser nur gelegentlich oder sehr wenig über den durchschnittlichen, als »normal« betrachteten Werten liegen. Das gilt auch für Fließgewässer, die einer intermittierenden Belastung ausgesetzt sind und deshalb oft nur kurzzeitig erhöhte Belastungswerte aufweisen. Nur eine kontinuierliche Erfassung der Schwermetallkonzentrationen im Wasser würde in derartigen Fällen eine Gefährdung der Ökosysteme erkennen lassen. Das ist jedoch wegen des enormen technischen und zeitlichen Aufwandes in den meisten Fällen unmöglich. Demgegenüber zeigen Organismen, die Schwermetalle über längere Zeit kontinuierlich anreichern und speichern, aufgrund der erhöhten Konzentration in ihren Geweben die Belastung eines solchen Gewässers eindeutiger und drastischer an.

4.2. Schwermetallindikatoren in limnischen Systemen

Die selektive und gegenüber anderen Organismen vermehrte Akkumulation in bestimmten Geweben und Organen ist in diesem Zusammenhang also eine der wichtigsten Voraussetzungen für den Einsatz eines Organismus als Indikator. Fische beispielsweise eignen sich wegen ihrer meist niedrigen Konzentrationsfaktoren für Schwermetalle (siehe Kap. 3.3.) kaum als Belastungsanzeiger. Daneben ist es aber auch noch von Bedeutung, wie häufig ein Organismus in einem Gewässer vorkommt. Seltene Arten eignen sich wegen ihrer geringen Verfügbarkeit weniger gut als häufiger und verbreitet auftretende. In Tabelle 5 werden einige der wichtigsten aquatischen Pflanzen- und Tierarten vorgestellt, die als geeignete Schwermetallindikatoren immer wieder herangezogen werden.

Tabelle 5: Zusammenstellung (mit Quellenangabe) einiger limnischer Organismen, die sich aufgrund ihrer Schwermetallakkumulation als Belastungsindikatoren von Gewässern verwenden lassen

Abkürzungen: Lit. Literaturangabe

Schwermetall	pflanzliche Indikatoren		Tierische Indikatoren	
		(Lit.)		(Lit.)
Zn	<i>Zannichellia palustris</i>	(1)	<i>Asellus aquaticus</i>	(2)
	<i>Cladophora glomerata</i>	(1)	<i>Lymnaea truncatula</i>	(2)
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	(2)	<i>Physa sp.</i>	(5)

Tabelle 5 – Fortsetzung

Schwermetall	pflanzliche Indikatoren	(Lit.)	Tierische Indikatoren	(Lit.)
Cu	<i>Sphaerotilus sp.</i>	(3)	<i>Asellus aquaticus</i>	(2)
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	(2, 3)	<i>Trichoptera</i>	(3)
			<i>Tubificidae</i>	(3, 6)
Cd	<i>Potamogeton crispus</i>	(4)	<i>Asellus aquaticus</i>	(2)
	<i>Sphaerotilus sp.</i>	(3)	<i>Lymnaea truncatula</i>	(2)
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	(2, 3)	<i>Gammaridae</i>	(3)
			<i>Plecoptera</i>	(3, 8)
			<i>Ephemeroptera</i>	(3)
			<i>Physa sp.</i>	(7, 8)
Pb	<i>Cladophora glomerata</i>	(1)	<i>Asellus aquaticus</i>	(2)
	<i>Sphaerotilus sp.</i>	(3)	<i>Lymnaea truncatula</i>	(2)
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	(2, 3)	<i>Trichoptera</i>	(3)
			<i>Gammaridae</i>	(3)
			<i>Physa sp.</i>	(5, 7, 8)
			<i>Lymnaea stagnalis</i>	(9)
			<i>Planorbis corneus</i>	(9)
Hg	<i>Sphaerotilus sp.</i>	(3)	<i>Gammaridae</i>	(3)
	<i>Ranunculus fluitans</i>	(3)	<i>Plecoptera</i>	(3)
			<i>Ephemeroptera</i>	(3)
			<i>Tubificidae</i>	(6)

Literaturangaben: 1: Abo-Rady 1980; 2: Dallinger u. Kautzky 1985a; 3: Wachs 1982; 4: McIntosh et al. 1978; 5: Enk u. Mathis 1977; 6: Chapman et al. 1980; Mathis et al. 1979; 8: Spehar et al. 1978; 9: Möller 1978.

Abschließend sei noch bemerkt, daß die Messung von Schwermetallen in limnischen Makrophyten oder Evertebraten zum Zweck der Bioindikation eine eingehendere Untersuchung niemals ersetzen kann. Das geht auch schon aus der Bedeutung des Wortes »Indikation« hervor: Bioindikatoren haben die Funktion von Anzeigern. Sie zeigen auf, wo limnische Ökosysteme durch Schwermetallbelastungen bedroht sind; erst eingehendere Untersuchungen können das wahre Ausmaß der Belastung erfassen.

Summary

This paper deals with some new aspects concerning the accumulation of heavy metals in limnic food chains.

After a brief discussion of pathways by which metals are introduced into limnic habitats and of the chemical speciation of metals in aquatic systems, the discussion focuses on the transfer of metals through limnic food chains. It is pointed out that a distinction has to be made between the concepts of bioconcentration and biomagnification. On the basis of many data in the literature it appears that biomagnification of heavy metals takes place in many invertebrates, such as molluscs and crustaceans, but usually is not observed in predatory fish. Nevertheless, in polluted rivers and ponds, fish may accumulate substantial amounts of metals via the food, leading to elevated concentrations in their organs.

In strongly polluted aquatic habitats there is a tendency towards a decrease in species diversity. As a consequence, the trophic relationships are progressively simplified and the fish may be forced to feed exclusively on a few tolerant and metal-accumulating prey species.

The bioindication of heavy metals plays an important role in certain circumstances. A short view is given of aquatic species which may be used as indicator organisms in metal polluted ecosystems.

LITERATUR

- Abo-Rady, M. K. K., 1980: Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung der oberen Leine. Arch. Hydrobiol. 89 (3): 387-404.
- Aoyama, A., Inoue, Yos., Inoue, Yor., 1978: Experimental study on the concentration process of trace element through a food chain from the viewpoint of nutrition ecology. Wat. Res. 12 (10): 831-836.
- Brown, B. E., 1977: Uptake of copper and lead by a metal tolerant isopod *Asellus meridianus* Rac. Freshwat. Biol. 7 (3): 235-244.
- Brown, B. E., 1978: Lead detoxification by a copper-tolerant isopod. Nature 276 (5686): 388.
- Buckley, J. T., Roch, M., McCarter, J. A., 1982: Chronic exposure of coho salmon to sublethal concentrations of copper. I. Effect on growth, on accumulation and distribution of copper and on copper tolerance. Comp. Biochem. Physiol. 72A (1): 15-19.
- Burmeister, E.-G., 1980: Die aquatische Makrofauna des Breiniger Berges unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Schwermetallen auf das Arteninventar. Spixiana 3 (1): 59-90.
- Canton, J. H., Slooff, W., 1982: Toxicity and accumulation studies of cadmium with freshwater organisms of different trophic levels. Ecotoxicol. and Environm. Saf. 6: 113-128.
- Chakoumakos, C., Russo, R. C., Thurston, R. V., 1979: Toxicity of copper to Cutthroat Trout (*Salmo clarki*) under different conditions of alkalinity, pH, and hardness. Environm. Sci. Technol. 13: 213-219.
- Chapman, P. M., Churchland, L. M., Thomson, P. A., Michnowsky, E., 1980: Heavy metal studies with oligochaetes. In: Brinkhurst, R. O., Cook, D. G. (Eds.): Aquatic oligochaete biology. 1st internat. symp. on aquat. oligochaete biology, Sydney 1979: 477-502.
- Christlieb, T., Weber, A., 1980: Die Bedeutung der Zelloberfläche für die Sorption von Blei durch eine coccale Grünalge. Environm. Technol. Lett. 1: 311-318.
- Dallinger, R., Kautzky, H., 1985a: The importance of contaminated food for the uptake of heavy metals by Rainbow trout (*Salmo gairdneri*): A field study. Oecologia 67: 82-89.
- Dallinger, R., Kautzky, H., 1985b: The passage of Cu, Zn, Cd, and Pb along a short food chain into the fish *Salmo gairdneri*. In: International Conference of heavy metals in the Environment. Athens, Sept. 1985: Conference proceedings, 694-696.
- Dietz, F., 1982: Wechselwirkung der Schwermetalle zwischen Wasser und Sediment am Beispiel der Ruhr. Münchner Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie 34: 273-299.
- Enk, M. D., Mathis, B. J., 1977: Distribution of cadmium and lead in a stream ecosystem. Hydrobiologia 52 (2-3): 153-158.
- Ernst, W., 1982: Tiere als Monitororganismen für organische Schadstoffe. Decheniana-Beihefte 26: 55-66.
- Fleming, T. P., Richards, K. S., 1982: Uptake and surface adsorption of zinc by the freshwater tubificid oligochaete *Tubifex tubifex*. Comp. Biochem. Physiol. 71C: 69-75.
- Förstner, U., Müller, G., 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, p. 225.
- Hamdy, M. K., Prabhu, N. V., 1979: Behaviour of mercury in biosystems. III. Biotransference of mercury through food chains. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 21: 170-178.
- Heublein, D., 1986: Bewertung der Umweltrelevanz chemischer Stoffe - Möglichkeiten der Bioindikation. Biologie i. u. Zeit 16 (1): 24-30.
- Jeng, S. S., Sun, L. T., 1981: Effects of dietary zinc levels on zinc concentrations in tissues of common carp. J. of Nutrition 111 (1), 134-140.
- Jernelöv, A., Rosenberg, R., 1976: Stress tolerance of ecosystems. Environm. Cons. 3 (1), 43-46.
- Johannes, R. E., Larkin, P. A., 1961: Competition for food between reddsie shiners (*Richardsonius balteatus*) and Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in two British Columbia lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 18 (2): 203-220.
- Giles, M. A., Klaverkamp, J. F., 1982: The acute toxicity of vanadium and copper to eyed eggs of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). Wat. Res. 16: 885-889.
- Howarth, R. S., Sprague, J. B., 1978: Copper lethality to Rainbow Trout in waters of various hardness and pH. Wat. Res. 12: 455-462.
- Jarvinen, A. W., Hoffman, M. J., Thorslund, T. W., 1977: Long-term toxic effects of DDT food and water exposure on fathead minnows (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 34: 2089-2103.
- Lang, C., Lang-Dobler, B., 1979: The chemical environment of tubificid and lumbricid worms according to the pollution level of the sediment. Hydrobiologia 65 (3): 273-282.
- Mathis, B. J., Cummings, T. F., Gower, M., Taylor, M., King, C., 1979: Dynamics of manganese, cadmium, and lead in experimental power plant ponds. Hydrobiologia 67 (3): 197-206.
- McIntosh, A. W., Shephard, B. K., Mayes, R. A., Atchison, G. J., Nelson, D. W., 1978: Some Aspects of sediment distribution and macrophyte cycling of heavy metals in a contaminated lake. J. of Environment. Qual. 7 (3): 301-305.

- Merian, E. (Ed.), 1984: Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Verl. Chemie, Weinheim, Deerfield Beach, Basel: 722 pp.
- Millero, F. J., 1977: Thermodynamic models for the state of metal ions in the seawater. In: The Sea (Goldberg et al. Eds.), Vol. 6, Wiley, New York: 653–693.
- Möller, W., 1978: Untersuchungen zum Bleigehalt von Süßwasserschnecken im Oberrheingebiet (Mollusca: Gastropoda). Arch. Hydrobiol. 83 (3): 405–418.
- Müller, G., 1983: Flüsse – vom Menschen vergiftet. Bild d. Wissensch. 5: 95–100.
- Odum, E. P., 1980: Ökologie, Bd. 1. Thieme Verl., Stuttgart 1980.
- Pärt, P., Svanberg, O., 1981: Uptake of cadmium in perfused Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) gills. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 917–923.
- Patrick, F. M., Loutit, M., 1978: Passage of metals to fresh water fish from their food. Wat. Res. 12 (6): 395–398.
- Psenner, R., 1984: Saurer Regen – eine Gefahr für unsere Gewässer? Österr. Fischerei 37: 184–194.
- Sakata, M., 1985: Diagenetic remobilization of Manganese, Iron, Copper and Lead in anoxic sediment of a freshwater pond. Wat. Res. 19 (8): 1033–1038.
- Segner, H., Back, H., 1985: Importance of contaminated food for the uptake of heavy metals in the Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*. Naturwissenschaften 72: 379–380.
- Simkiss, K., Taylor, M., Mason, A. Z., 1982: Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. Mar. Biol. Lett. 3 (45), 187–201.
- Simkiss, K., 1983: Metal accumulation – a conceptual approach. Conference of the Society of Experimental Biology. Reading, Jan. 1983: Conf. Proceedings.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Auclair, J. C., Bisson, M., 1984: Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc *Elliptio complanata* in a mining area. Can. J. Fish. and Aquat. Sci. 41 (10): 1463–1472.
- Thomas, D. G., Cryer, A., Solbe, J., De L. G., Kay, J., 1983: A comparison and protein binding of environmental cadmium in the gills, kidney and liver of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). Comp. Biochem. Physiol. 76C (2): 241–246.
- Van Hassel, J. H., Ney, J. J., Garling, D. L. jr., 1980: Heavy metals in a stream ecosystem a sites near highways. Transact. Amer. Fish Soc. 109: 636–643.
- Wachs, B., 1978: Kontamination der Oberflächengewässer durch Cadmium. In: Schadstoffe im Oberflächenwasser und im Abwasser. Münchener Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie 30: 85–119.
- Wachs, B., 1981: Schwermetalle in Wasser-Organismen – Bioakkumulation, -magnifikation und -retention. Sicherheit in Chemie u. Umwelt 1: 113–115.
- Wachs, B., 1982: Die Bioindikation von Schwermetallen in Fließgewässern. Münchener Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie 30: 301–337.
- Warlow, A. D., Oldham, R. S.: Temporal variations in the diet of brown trout (*Salmo trutta* L.) and Rainbow Trout (*Salmo gairdneri* R.) in Rutland water. Hydrobiologia 88: 199–206.
- Wentzel, R., McIntosh, A., McCafferty, W. P., Atchison, G., Anderson, V., 1977a: Avoidance response of midge larvae (*Chironomus tentans*) to sediments containing heavy metals. Hydrobiologia 55: 171–176.
- Wentzel, R., McIntosh, A., Atchison, G., 1977b: Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (*Chironomus tentans*). Hydrobiologia 56: 153–157.
- Yediler, A., 1978: Anreicherungsverhalten von Zink in Binnengewässern. In: Schadstoffe im Oberflächenwasser und im Abwasser. Münchener Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie 30: 73–83.
- Züllig, H., 1962: Sedimente als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers. Schweiz. Z. Hydrologie 18: 7–143.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Reinhard Dallinger, Institut für Zoologie der Universität Innsbruck, Abteilung Zoophysiology, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

Ingo E. Merwald

Wildbäche als Fischgewässer

Einleitung

Da zwischen Kleingewässern große Unterschiede vom Gewässercharakter her gegeben sind, können für das Bewirtschaften und Befischen keine einheitlich gültigen Richtlinien und Tips gegeben werden. Ich möchte mich hier daher mit einer Gewässerart und ihrer Befischung befassen, die bis jetzt zuwenig beachtet worden ist. Es handelt sich um Bäche mit mehr oder weniger starkem Wildbachcharakter, die eine entsprechende Bachforellenpopulation aufweisen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [39](#)

Autor(en)/Author(s): Dallinger Reinhard

Artikel/Article: [Schwermetalle in limnischen Nahrungsketten 281-293](#)