Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 86 (1994)
Heft: 1-2

Artikel: Einfluss von Umweltschadstoffen auf Fische
Autor: Fent, Karl
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-940769

Nutzungsbedingungen
Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use
The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 23.08.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Einfluss von Umweltschadstoffen auf Fische

Karl Fent

Nach wie vor sind Fische durch Umweltschadstoffe gefährdet. In unseren Gewässern sind akute Wirkungen durch Ammoniak aus Jauche immer noch häufig, chronische Belastungen aus verschiedenen Quellen sind aber ökotoxikologisch von weit grösserer Bedeutung. Vermehrt muss den möglichen Einflüssen von persistenten Chemikalien in geklärten Abwässern Beachtung geschenkt werden. Biochemische Marker für Schadstoffbelastungen (Biomarker) können als Belastungsparameter im Umweltmonitoring von grosser Bedeutung sein. Dieser Überblick zeigt einige aktuelle Probleme der Belastung von Fischen auf.

Tausende von synthetischen Chemikalien sowie Metalle kommen in grossen Mengen zum Einsatz und erreichen schliesslich direkt oder indirekt aquatische Ökosysteme. Sie können dort subtile und unmerkliche, jedoch auch drastische Auswirkungen haben. Wichtige Schlüsselorganismen aller aquatischen Ökosysteme sind Fische. Sie dominieren seit dem Erdaltertum in allen Gewässern. Heute sind etwa 20000 Arten bekannt, was fast die Hälfte der bekannten Vertebraten-Arten ausmacht. Für die Ernährung der Menschheit sind Fische dank ihrer hochwertigen Proteine von grösster Bedeutung, und der Schutz dieser Organismen ist daher vorrangig. In dieser kurzen Übersicht wollen wir uns auf einige aktuelle Probleme der Belastung von Fischen durch Schadstoffe konzentrieren, da diese nach wie vor wichtige Ursachen für die Beeinträchtigung der Fischfauna sind. Schadstoffe sind aber nur einer von mehreren Faktoren, die Fische beeinträchtigen können (Tabelle 1).

Tabelle 1. Schädliche Einflüsse auf die Fischfauna.

Schadstoffe
Anthropogen bedingte morphologische Beeinträchtigung des Lebensraumes
– Verbauungen von Uferbereichen und Sohlen, Schwellen
– Aufstauungen
Gewinnung hydroelektrischer Energie
– Schwallbetrieb von Kraftwerken (extremes Wasserregime)
– Austrocknung von Fliessgewässern
Verhärtung der Sohlen von Fliessgewässern (Ablagerung partikulärer Stoffe)
Eutrophierung (Phosphat- und Stickstoffüberdüngung) mit Anoxie im Sediment
Fischereiliche Übernutzung
Fischereiliche Bewirtschaftung (Ansiedlung fremder Arten)

1. Unfälle mit akuten Wirkungen

Unfälle mit akuter Wirkung auf das ganze Gewässersystem finden immer wieder statt. In der Schweiz werden sie vorwiegend durch Jauche verursacht, jedoch treten Ölunfälle auch immer wieder auf. Solche Unfälle können auf die Unfallstelle beschränkt sein, insbesondere auch bei Fliessgewässern. Dies gilt aber nur dann, wenn die Schadstoffe vom Unfallort durch physikalisch-chemische (Verdunstung, Transport, Verdünnung, Abbau) oder mikrobielle Prozesse (Biodegradation) aus dem Gewässer entfernt oder verdünnt werden. Aus nicht geschädigten Bereichen kann eine Wiederbesiedlung erfolgen, falls keine baulichen Hindernisse bestehen. Bei persistenten Schadstoffen, die sich in Sedimenten ablagern (z.B. Schwermetalle), können die Folgen aber längerfristig sein.

1.1 Pestizide im Rhein 1986

Der Brand einer Lagerhalle beim Sandoz-Unfall in Schweizerhalle am 1. November 1986 hatte die Einleitung grosser Mengen an Pestiziden in den Rhein zur Folge (ca. 1 bis 3% des Lagervolumens). Ausschlaggebend waren vor allem die Organophosphor-Insektizide [EAWAG, 1986; EAWAG, 1987; *Capel* et al., 1988; *Güttinger* und *Stumm,* 1990]. Als Folge der hohen Pestizidkonzentrationen trat ein massives Fischsterben auf. In erster Linie wurden Aale, aber auch Forellen, Äschen und einige weitere Fischarten sowie deren Nährtiere (Makroinvertebraten) geschädigt. Der Edelfischbestand wurde über Basel hinaus weitgehend vernichtet, und auf etwa 400 km Länge wurden die Aalpopulationen (ca. 220 Tonnen) ausgelöscht. Unterhalb Basel wurden aber nicht alle Fischarten gleichermassen betroffen [EAWAG, 1986; *Müller* und *Meng,* 1990]. Mit wenigen Ausnahmen wurden die Schadstoffe rheinabwärts transportiert, dabei verdünnt und teilweise abgebaut. So war die Schadstoffbelastung nach dem Unfall wieder auf so tiefe Werte gefallen, dass im Frühjahr und Sommer 1987 eine rasche Wiederbesiedlung der geschädigten Abschnitte mit Makroinvertebraten möglich war [EAWAG, 1987]. Die Organismengemeinschaft war aber unvollständig. Auch Fische waren wieder anzutreffen, mit Ausnahme der vernichteten Fischarten (Aale).

Dieser schwerwiegende Unfall zeigt, dass Chemikalien massive Effekte auf Fischpopulationen zur Folge haben können. Dabei können Chemikalien eine ausgeprägte Speziesspezifität haben. Generell besteht eine Schwierigkeit darin, aus einfachen Laborexperimenten an einer Fischart auf die Fischfauna oder gar das Ökosystem als Ganzes zu extrapolieren und so die Belastung abzuschätzen und zu beurteilen. Der Unfall lehrt auch, dass in Fliessgewässern eine Wiederbesiedlung relativ rasch erfolgen kann. Wesentliche Voraussetzungen sind jedoch, dass die Schadstoffe im Sediment nicht bioverfügbar sind und dass in baulicher Hinsicht keine Hindernisse (Schwellen und Querverbauungen) für die Einwanderung von Fischen aus nicht geschädigten Bereichen bestehen.

1.2 Pyrethroid-Insektizide in der Goldach 1993

Im Februar 1993 ist in einer Fischzucht in Mörschwil der ganze Bestand von etwa einer Tonne Forellen eingegangen. Nachfolgende Untersuchungen zeigten, dass die Ursache in einer hochgradigen Verschmutzung der Goldach lag, aus der das Wasser für die Fischzucht stammte. Aus einer Firma gelangte Permethrin, ein synthetisches Pyrethroid-Insektizid, über die Abwasserreinigungsanlage (ARA) Speicher (AR) in den Bach. Von dieser Stelle weg wurde offenbar der Fischbestand der Goldach auf einer Länge von 20 km bis zum Bodensee eliminiert. Dies galt weitgehend auch für die Nährtiere (Makroinvertebraten). Vermutlich war die Goldach unterhalb dieser ARA zuvor chronisch und durch eine Produktionsänderung mit höherem Insektizidverbrauch akut vergiftet worden.

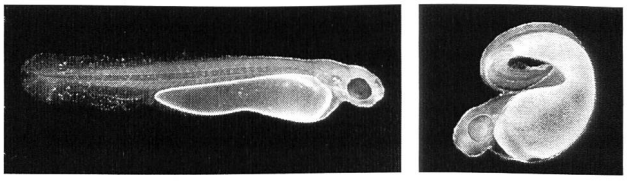

Bild 1. Frisch geschlüpfte Elritzenlarven. Normale Larve (links) und Larve, die für wenige Tage an 8,6 µg/l Tributylzinn (TBT) exponiert wurde. TBT bewirkt schwere Deformationen und Lähmungen. Die Augen sind infolge Schädigung der Cornea und Pigmentschicht hell, und der Dottersack ist aufgeschwollen. Solche Larven sind nicht lebensfähig.

Pyrethroid-Insektizide sind neurotoxisch und sehr wirksam gegenüber Arthropoden, insbesondere Insekten (Tabelle 2). Sie haben aber auch eine hohe Fischtoxizität. Die neurotoxische Wirkung bei Fischen erfolgt wegen höherer Empfindlichkeit ihres Nervensystems und unterschiedlichem Metabolismus bei zehn- bis tausendfach tieferen Konzentrationen als bei Säugern und Vögeln. Die geringere Toxizität gegenüber Mensch und Säugetier und die limitierte Persistenz im Boden haben diesen Insektiziden zum Erfolg verholfen. Insbesondere im privaten Bereich (Produkte im Privatverbrauch werden häufig als «giftklassefrei» deklariert) sind Produkte mit Pyrethroiden immer stärker im Markt vertreten (gegenwärtig >30 % des Weltmarktes an Insektiziden). Damit steigt bei unsachgemässer Handhabung und durch Unfälle auch das Gefährdungspotential für die Wasserfauna. So ist beispielsweise im Zürcher Oberland im April 1993 auch ein Fischsterben (mehrere tausend Fische) wegen solcher Insektizide erfolgt. Ein kleiner Tankwagen mit diesem Mittel, das gegen Borkenkäfer zum Einsatz gelangen sollte, war unglücklicherweise umgekippt und der Inhalt in Gewässer gelangt.

1.3 Ammoniak: die häufigste Ursache

In Fliessgewässern sind relativ häufig Fischsterben zu beobachten, welche in der Regel durch die Landwirtschaft verursacht werden. Jauche ist dabei im Spiel, sei es, dass sie auf gefrorenen Boden oder Schnee ausgebracht wird, sei es durch Abschwemmung infolge starker Niederschläge oder direkten Eintrag bei Düngung von Uferpartien. Für Fische sind vor allem Ammoniak (NH_3) aus Jauche und Nitrit (NO_2), das vorwiegend aus Abwässern stammt, giftig. Ammoniak schädigt die Kiemen und weitere Organe, und Nitrit führt zu Sauerstoffarmut. Für adulte Forellen liegen die LC_{50}-Werte (96 h) bei 0,25 bis 0,41 mgN/l für NH_3, und 0,14 bis 12,1 mgN/l (je nach Cl-Gehalt) für NO_2 *[Russo,* 1985]. Die Qualitätsziele für Gewässer liegen für NH_3 bei 0,08 mgN/l (Schweiz) und 0,02 (EG, USA). Es muss aber beachtet werden, dass sich Fische in gewissem Mass an erhöhte, chronische Konzentrationen anpassen können. Die bisherige Erfahrung mit Jaucheeinträgen zeigt aber, dass wir weiterhin mit solchermassen durch die Landwirtschaft bedingten Fischsterben konfrontiert sind.

2. Chronische Belastungen

Obwohl akute Schäden und Unfälle gravierend sind, kommt der schleichenden Belastung von Fischen durch subletale Schadstoffkonzentrationen in ökotoxikologischer Hinsicht weit grössere Bedeutung zu. Die chronischen Effekte erfolgen meist unbemerkt. Sie werden durch geringere Schadstoffkonzentrationen hervorgerufen als akute Effekte. Beispielsweise zeigen Fische bei Konzentrationen von 2 bis 150 µg/l NH_3 reduzierte Futteraufnahme mit Wachstumsverzögerung sowie Degeneration von Kiemen oder reduzierte Krankheitsresistenz *[Russo,* 1985]. In der Regel sind es erst Ausfälle in der Reproduktion, Krankheiten, Verschwinden von Fischarten oder Ertragsausfälle in der Fischerei, die auf chronische Belastungen aufmerksam machen. Generell werden frühe Entwicklungsstadien meist stärker geschädigt als Adulttiere (z. B. Tabelle 3).

Tabelle 2. Toxizität von Permethrin gegenüber Wasserorganismen (LC_{50}-Werte).

Toxizität abhängig vom Verhältnis der Isomeren		
Arthropoden	0,018 – 1,26	µg/l
Bachflohkrebs (96 h)	0,17	
Zuckmückenlarve (Chironomus) (48 h)	0,56	
Daphnia (48 h)	1,26	
Fische	0,62–314	
Regenbogenforellen Larven (96 h)	0,62	
Regenbogenforelle juvenil (1–5 g) (96 h)	6,4	
Regenbogenforelle adult (96 h)	314	
No observable effect level (28 d) Fischbrut	0,66–1,4	
Mollusken, Amphibien	1000–7000	

nach WHO (1990)

Tabelle 3. Kritische chronische Effekte.

Effekte mit Auswirkungen auf die Population (reduzierte ökologische Fitness)
- Wachstums- und Entwicklungsverzögerungen
- Reproduktionseinbussen
- Schädigung von Larven (höchste Empfindlichkeit dieses Entwicklungsstadiums bei 80 % der Schadstoffe)

Organschädigungen
- Kiemen: Beeinträchtigung des Gasaustauschs
- Immunsystem: Erhöhte Krankheitsanfälligkeit

Chronische Effekte auf Fische sind vielgestaltig, betreffen aber im wesentlichen Wachstum, Entwicklung und Reproduktion. Von Bedeutung sind unter anderem schädigende Effekte auf Kiemen mit Störungen des Gasaustausches sowie negative Effekte auf das Immunsystem (Tabelle 3). Beispielsweise führen organische Zinnverbindungen zur Schwächung des Immunsystems, was eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber bakteriellen und viralen Infektionen zur Folge hat *[Penninks,* 1985].

2.1 Abwasser aus der ARA

Der möglichen chronischen Belastung von Fischen durch Abwässer aus Abwasserreinigungsanlagen (ARA) muss vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt werden. Besonders in solchen Fliessgewässern, in denen ein ungünstiges Mischungsverhältnis zwischen ARA-Auslauf und Wassermenge im Fliessgewässer herrscht, ist eine chronische Belastung von Fischen durch refraktäre Stoffe, die nicht oder nur teilweise in der ARA abgebaut werden, wahrscheinlich. Solchen Stoffen sowie den durch Eintrag partikulärer Stoffe hervorgerufenen Sohlenverdichtungen und deren negativen Einflüssen muss dringend mehr Beachtung geschenkt werden, insbesondere weil die diesbezüglichen Kenntnisse rudimentär sind. Allgemein muss man davon ausgehen, dass persistente organische Chemikalien in den Vorfluter gelangen, die Wirkungen auf die Fischfauna aber wenig oder nicht bekannt sind. Neue Untersuchungen in England weisen darauf hin, dass offenbar Geschlechtshormone aus Antibabypillen in solchen Konzentrationen in den Vorfluter gelangen, bei denen mögliche Wirkungen auf die Reproduktion von Fischen nicht auszuschliessen sind *[Science,* 1993]. Männliche Fische, die unterhalb von ARA-Ausläufen exponiert wurden, enthielten nach einigen Wochen im Blut ein Protein (Vitellogenin), welches Bestandteil des Dottersackes von Fischeiern ist. Normalerweise produzieren nur weibliche Fische dieses Protein unter der Kontrolle weiblicher Geschlechtshormone. Weitere Stoffe wie Abbauprodukte von Tensiden, Nonylphenol und andere Alkylphenole, stehen in Verdacht, ebenfalls solche Wirkungen zu entfalten. Diesem Problem, insbesondere der Frage, ob dadurch Auswirkungen auf Fischpopulationen bestehen, muss dringend nachgegangen werden.

2.2 Organische Zinnverbindungen in Bootshäfen

Nicht nur Fliessgewässer, sondern auch stehende Gewässer können Schadstoffe enthalten, die Fische belasten. Organische Zinnverbindungen gehören zu den giftigsten bekannten Verbindungen für Gewässerorganismen. Tributylzinn (TBT) ist die giftigste davon. Verbreitet kam TBT als Biozid in Unterwasseranstrichen für Boote zur Anwendung.

Nach gravierenden Schäden in Austernkulturen in Frankreich und weiteren Schäden in aquatischen Ökosystemen sind diese Anstrichsfarben in vielen Ländern verboten worden. Heute ist in der Schweiz der Verkauf solcher Unterwasserfarben bei kleinen Booten untersagt, doch werden sie international immer noch bei grossen (Meeres)schiffen benützt. Unsere Untersuchungen zeigen, dass die Verschmutzung von Bootshäfen am Vierwaldstättersee nach dem Verkaufsverbot zurückgeht *[Fent* und *Hunn,* 1991]. TBT ist bereits in Spurenkonzentrationen von wenigen Milliardstel Gramm pro Liter für Meeresschnecken und -muscheln schädlich. Neben der Blockierung der Reproduktion und Schalendeformationen bei Austern führt TBT bei 1 bis 5 ng/l zu einer Vermännlichung bestimmter weiblicher Meeresschneckenarten. Auch für Fische ist TBT schon sehr giftig: Wenige Mikrogramm pro Liter sind für Fische akut toxisch. TBT kann aber auch aus Anwendungen im Holzschutz sowie als Topfkonservierungsmittel in Dispersionsfarben in Gewässer gelangen. In der ARA Werdhölzli haben wir im Rohabwasser bis gegen 200 ng/l, und im Auslauf Spuren von wenigen ng/l TBT gefunden *[Fent* und *Müller,* 1991]. Zudem sind weitere organische Zinnverbindungen, die in PVC als Stabilisatoren verwendet werden, in noch höheren Konzentrationen vorhanden.

Effekte auf Fischlarven

Bei Fischen sind Schädigungen der frühen Lebensstadien allgemein von grosser Bedeutung. Die kritischste Zeit ist vor allem das frühe Larvenstadium. Bei etwa 80 % der untersuchten Schadstoffe treten die stärksten Effekte in dieser Entwicklungsperiode auf. Wir haben die Toxizität von TBT auf frühe Entwicklungsstadien einheimischer Fische untersucht. Viele Fischeier werden gerade zu der Zeit abgelegt, wenn die Kontamination von Gewässern durch die Bootsanstrichsfarben maximal ist. Bild 1 zeigt, dass eine kurze Exposition an eine fünf- bis zehnfache Konzentration, wie wir sie in Bootshäfen gemessen haben, zu schweren Deformationen, Lähmung und histologischen Veränderungen in verschiedenen Organen führt. Zudem sterben die Larven kurz nach dem Schlüpfen, wie Bild 2 zeigt *[Fent,* 1992]. Histologische Untersuchungen zeigen im weiteren, dass 0,8 µg/l TBT nach wenigen Tagen zu Schäden an Haut, Augenkornea, Muskeln und Nieren führt *[Fent* und *Meier,* 1992]. Da solche Konzentrationen im Frühjahr regelmässig in Bootshäfen auftraten, scheint klar zu sein, dass an solchen Orten Fischlarven geschädigt wurden.

2.3 Gesetzgebung

Trotz den Kenntnissen über die Bedeutung von chronischen Einwirkungen wird bei der Zulassung neuer Stoffe, die in die Umwelt gelangen können, der chronischen Toxizitätsprüfung kaum Gewicht beigemessen. Im Bereich der Fischtoxizität verlangt die Schweizerische Stoffverordnung [Verordnung über umweltgefährdende Stoffe, 1986] für neu zuzulassende Stoffe eine akute Toxizitätsprüfung, hingegen keine chronischen Studien [BUWAL, 1989]. Einziger nicht akuter Test unter den für die Anmeldung neuer Stoffe generell geforderten Mindestangaben ist eine vierzehntägige Reproduktionsstudie bei Daphnien. Zudem besteht für alte Stoffe generell keine unmittelbare Prüfpflicht. Da akute Toxizitätsdaten keine direkten Schlüsse auf die chronische Toxizität zulassen, sollte zumindest geprüft werden, ob bei bestimmten kritischen neuen Stoffen zukünftig auch Studien zur chronischen Toxizität verlangt werden sollten. Dabei muss aber beachtet werden, dass generell Umweltfaktoren die Konzentration, Verteilung und Bioverfügbarkeit von Chemikalien und damit die chronische und akute Toxizität beeinflussen.

3. Akkumulation persistenter Schadstoffe

In aquatischen Systemen werden Schadstoffe primär direkt aus dem Wasser akkumuliert, doch ist auch die Nahrung wichtig. Schadstoffe mit hoher Tendenz zur Bioakkumulation zeichnen sich durch hohe Fettlöslichkeit (hoher Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient, K_{ow}-Wert), schlechte Abbaubarkeit in der Umwelt (persistent) und schlechte Metabolisierung aus. Als generelle Näherung gilt, dass die Bioakkumulation positiv korreliert ist mit der Lipophilität des Schadstoffes und dem Lipidgehalt des Fisches. Viele Fischarten stehen an der Spitze der aquatischen Nahrungskette und sind durch die Nahrung exponiert. Für die Biomagnifikation, d.h. die Bioakkumulation entlang der Nahrungskette, sind peristente organische Chemikalien wie DDT, PCBs und chlorierte Dibenzodioxine und -furane besonders relevant. Beispielsweise lässt sich im Ontariosee (Amerika) eine Biomagnifikation in der benthischen und pelagischen Nahrungskette für PCBs nachweisen. Auch in der Schweiz liegt eine Belastung mit PCBs vor. Von 76 untersuchten Fischproben lagen etwa 70 % unter dem Lebensmittelgrenzwert [BUWAL, 1990]. Jedoch haben wir in Aalen aus dem Rhein bei Rheinsfelden im Muskelfleisch beträchtliche mittlere Mengen ans Gesamt-PCB von 1,6 bis 2,9 mg/kg in verschiedenen Grössenklassen (Einzelproben bis 5,3 mg/kg) gemessen *[Vecsei-Hohl* et al., 1992]. Diese Werte liegen über dem schweizerischen Lebensmittel-Grenzwert von 1 mg/kg. Zudem war DDT bis zu 0,75 mg/kg nachweisbar.

3.1 Ökotoxikologische Konsequenzen

Für Fische sind diese PCB-Konzentrationen wahrscheinlich ohne messbare Auswirkungen. Jedoch besteht eine Beziehung zwischen der reduzierten Überlebensrate von Fischeiern und dem PCB-Gehalt. Beim Fischotter treten aber wegen solcher Gehalte vermutlich Reproduktionsbeeinträchtigungen auf [BUWAL, 1990]. Eine Studie über die Kontamination von Meeresfischen aus dem Balti-

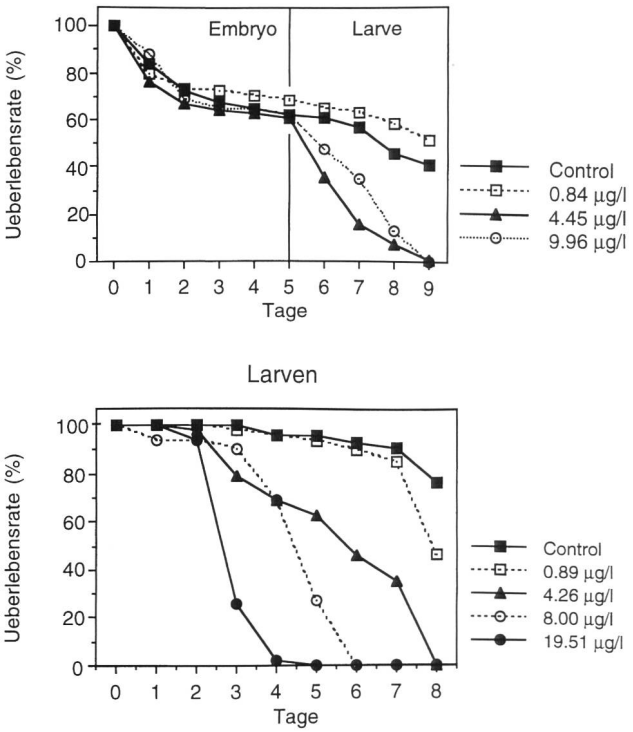

Bild 2. Überlebensrate von Embryonen und Larven von Elritzen nach Exposition an Tributylzinn (TBT). Effekte treten vor allem nach dem Schlüpfen (nach 5 Tagen) auf (Nach *Fent* und *Meier,* 1992).

kum zeigt zudem auf, dass Fische bedenklich hohe Konzentrationen an Dioxinen aufweisen können. Heringe wiesen 8 bis 18 pg/g und Wildlachs 30 bis 90 pg/g TCDD-Äquivalente auf [*Bergqvist* et al., 1989; *Rappe* et al., 1989]. Fische (aus dem Baltischen Meer) können damit eine wichtige Quelle von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen für solche Menschen sein, die viel und regelmässig Fische konsumieren [*Svensson* et al., 1991]. Diese Erkenntnisse zeigen, dass durch die Biomagnifikation persistenter Chemikalien eine relevante Exposition des Menschen über den Fischkonsum erfolgen kann.

4. Biomarker für Schadstoffbelastung

Schadstoffe werden in der Regel durch chemisch-analytische Messungen erfasst. Heute sind jedoch zunehmend neue ökotoxikologische Konzepte in Entwicklung, anhand derer sich die Schadstoffexposition auf der biologischen Ebene erfassen lassen. Biomarker stellen Reaktionen des Organismus auf schädliche Einflüsse dar. Sie können auf verschiedenen biologischen Ebenen definiert werden, im Bereich der Zelle wie auf der Populationsebene. Für die Erkennung und Beurteilung von Belastungen und Schädigungen von Fischen durch chronische Schadstoffkonzentrationen werden zunehmend biochemische Parameter (z. B. Enzyme) als Biomarker evaluiert. Eine Kombination von Rückstandsanalytik und biochemischen Markern erlaubt Aussagen über die ökotoxikologische Bedeutung der gemessenen Schadstoffkonzentrationen. Die Biomarker reagieren sehr empfindlich auf Belastungen mit bestimmten Schadstoffen und sind Ausdruck stressbedingter biochemischer Reaktionen. Die Marker und ihre ökotoxikologische Bedeutung sind aktueller Gegenstand der Forschung, doch fehlen bisher solche Studien in der Schweiz. Tabelle 4 fasst die Vorteile der Biomarker zusammen.

Enzyme wie die Cytochrom P450-abhängigen Monooxygenasen (P450) sind von grosser Bedeutung in der Transformation von Fremdstoffen in Organismen. P450 wird durch eine Reihe von Umweltchemikalien wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs), PCBs, polychlorierte Dibenzodioxine und -furane und weitere chlorierte Kohlenwasserstoffe induziert. In Ökosystemen, die mit solchen Stoffen belastet sind, wurde diese Biomarkerreaktion unter anderem in der Leber von Fischen beobachtet (Erhöhung von P450). Deshalb setzt man diesen Parameter heute zunehmend mit Erfolg als biochemischen Marker für die *in-vivo*-Exposition von Vertebraten (insbesondere Fische) in der Umwelt ein. Unsere Übersicht über mehr als 70 Feldstudien zeigt, dass dieser Biomarker bei Fischen mit der Belastung an PCBs und PAHs korreliert ist [*Bucheli* und *Fent,* 1994]. Wegen der Substanzspezifität kann dieser Biomarker zur Erklärung von Effekten von bestimmten Schadstoffen auf höherer Ebene (Histologie, Populationsökologie) beitragen. Der Biomarker steht damit zwischen der chemischen Analytik und Effekten auf höherer biologischer Ebene. Von Bedeutung ist insbesondere auch das Studium von Stoffgemischen, wie dies in der realen Umweltsituation der Fall ist.

Tabelle 4. Biomarker.

- *Biologische Reaktionen* auf Exposition an bestimmte Schadstoffe (Ausdruck von Schutz-, Adaptations-, Entgiftungs-, Reparatur-Mechanismen)
- Gehören zu den *sensitivsten Reaktionen* auf Belastung mit Schadstoffen
- *Frühwarnsysteme.* Reagieren schnell und sind messbar, bevor toxische Effekte auftreten
- *Höhere Aussagekraft* als Schadstoffanalytik (Integrationsstufe höher)
- *Integrierend* über Schadstoffgemische (Interaktionen)
- *Kombination* mit chemisch-analytischen, ökologischen und histopathologischen Studien besonders wertvoll

5. Schlussfolgerungen

Fische in Oberflächengewässern sind nach wie vor akuten und chronischen Belastungen durch Schadstoffe ausgesetzt. Akute Unfälle kleineren Ausmasses treten immer wieder auf. In der Schweiz sind wohl die durch Jauche- und Abwassereintrag verursachten Fischsterben am häufigsten, doch treten auch Unfälle mit stark fischtoxischen Pestiziden (wie z.B. Pyrethroide) auf. Durch zunehmenden Gebrauch solcher Pestizide steigt auch das Gefährdungspotential für Fische infolge unsachgemässen Gebrauchs und möglicher Unfälle.

In ökotoxikologischer Hinsicht kommt der chronischen Belastung von Fischen durch geringe Konzentrationen von Schadstoffen grössere Bedeutung zu. Heute werden zunehmend sensitive Biomarker für die Feststellung und Beurteilung von Belastungen mit bestimmten kritischen Schadstoffen verwendet. Chronische Belastungen können mit einer Schwächung von Fischen und einer Veränderung der Zusammensetzung der Fischfauna einhergehen. Am stärksten gefährdet sind dabei die frühen Entwicklungsstadien. Persistente Schadstoffe wie PCBs reichern sich in Fischen an. Da in der Schweiz immer noch PCBs in geschlossenen Systemen vorhanden sind, muss der Belastung von Fischen mit PCBs weiterhin Beachtung geschenkt werden. Denn über regelmässigen Fischkonsum kann eine signifikante Belastung des Menschen erfolgen.

Literatur

Bergqvist, P. A., Bergek, S., Hallbäck, H., Rappe, C. und *Slorach, S.A.* (1989): Dioxins in cod and herring from the seas around Sweden. «Chemosphere» 19, p. 513–516.

Bucheli, T. D. und *Fent, K.* (1994): Biomarkers for assessment of exposure and effects of environmental contamination. «CRC Reviews in Environmental Science and Technology» (eingereicht).

BUWAL (1989): Stoffverordnung: Anleitung zur Selbstkontrolle.

BUWAL (1990): Das Ende des Fischotters in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Schriftenreihe Umwelt Nr. 128.

Capel, P. D., Giger, W., Reichert, P. und *Wanner, O.* (1988): Accidental input of pesticides into the Rhine River. «Environmental Science & Technology» 22, p. 992–996.

EAWAG (1986): Auftrag Nr. 4727. Erster Zwischenbericht vom 12.12.1986 über Bestandesaufnahme, ökologische Beurteilung, empfohlene Massnahmen und Absichten für weitere Untersuchungen nach dem Schadenfall *SANDOZ* im Rhein bei Basel, im Auftrag des Kt. Basel-Landschaft. EAWAG.

EAWAG (1987): Auftrag Nr. 4727. Zweiter Zwischenbericht vom 31.8.1987 über Verhalten der Chemikalien im Rhein, biologischer Zustand und Wiederbesiedlung des Rheins nach dem Brandfall in Schweizerhalle, im Auftrag des Kt. Basel-Landschaft. EAWAG.

Fent, K. (1992): Embryotoxic effects of tributyltin on the minnow *Phoxinus phoxinus.* «Environmental Pollution» 76, p. 187–194.

Fent, K. und *Hunn, J.* (1991): Phenyltins in water, sediment, and biota of freshwater marinas. «Environmental Science & Technology» 25, p. 956–963.

Fent, K. und *Müller, M. D.* (1991): Occurrence of organotins in municipal wastewater and sewage sludge and behavior in a treatment plant. «Environmental Science & Technology» 25, p. 489–493.

Fent, K. und *Meier, W.* (1992): Tributyltin-induced effects on early life stages of minnows *Phoxinus phoxinus.* «Archives of Environmental Contamination and Toxicology» 22 (4), p. 428–438.

Güttinger, H. und *Stumm, W.* (1990): Ökotoxikologie am Beispiel der Rheinverschmutzung durch den Chemie-Unfall bei Sandoz in Basel. «Naturwissenschaften» 77, p. 253–261.

Müller, R. und *Meng, H. J.* (1990): The fate of the fish populations in the river Rhine after the Schweizerhalle accident. In: Biologie des Rheins, edited by Kinzelbach and Friedrich, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 405–421.

Penninks, A. H. (1985): Immunotoxicity of organotin compounds. Dissertation, University of Utrecht.

Rappe, C., Bergqvist, P. A. und *Kjeller, L. O.* (1989): Levels, trends and patterns of PCDDs and PCDFs in Scandinavian environmental samples. «Chemosphere» 18, p. 1997–2014.

Russo, C. (1985): Ammonia, nitrite, and nitrate. In: Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and applications, edited by Rand, G.M. and Petrocelli, S.R., Hemisphere Publishing Corporation, New York, 455–471.

Science (1993): Twisted fish sex scare. 259, p. 1119.

Svensson, B.-G., Nilsson, A., Hansson, M., Rappe, C., Akesson, B. und *Skerfving, S.* (1991): Exposure to dioxins and dibenzofurans through the consumption of fish. «New England Journal of Medicine» 324(1), p. 8–12.

Vecsei-Hohl, R., Gourec, L., Bruna, M., Zeh, M. und Fent, K. (1992): Chlorinated hydrocarbons in eels *(Anguilla anguilla L.)* from the River Rhine. «Naturwissenschaften» 79, p. 371–374.

Verordnung über umweltgefährdende Stoffe (Stoffverordnung) (9. Juni. 1986)

WHO (1990): Permethrin. Envir. Health Criteria 94. WHO Geneva.

Nach einem Vortrag an der Universität Zürich.

Adresse des Verfassers: Dr. *Karl Fent,* Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, CH-8600 Dübendorf.

Naturnahe Verbauung des Schmuerbachs unterhalb der Staumauer Panix

Mit Hilfe eines Hydraulik-Baggers und rund zweieinhalbtausend Fichtenstämmen erstellte im Sommer 1993 die Bauequipe eines einheimischen Unternehmens im Auftrag der Kraftwerke Ilanz (KWI) eine naturnahe Hochwasserverbauung am linken Ufer des Schmuerbachs, im Abflussbereich der Staumauer Panix.

Die unterhalb des Dorfs Panix befindliche Verbauung hat die Aufgabe, den Uferbereich einer seit vielen Jahrzehnten als Rutschhang bekannten Talflanke der Schmuerbachschlucht im Bereich des Bachbetts zu stabilisieren. Seit dem Aufstau des Panixersees ist die Wasserführung des Bergbachs relativ konstant. Hochwasserspitzen werden in der Regel durch den Speichersee ausgeglichen. Dennoch muss auch weiterhin mit starken Hochwasserabflüssen gerechnet werden, die zu Ufererosionen und Hangnachrutschungen führen können.

Bild 2. Die massiven Holzkastenwuhren werden mit Bruchsteinen und erdigem Aushubmaterial aufgefüllt und überdeckt. Die schweren Vorbausteine schützen nicht nur die Holzkastenwuhren vor Beschädigungen durch Hochwasser, sie bieten auch Forellen und Kleintieren gute Unterschlupfmöglichkeiten. Diese aus natürlichen Materialien erstellten Verbauungen sorgen künftig für eine Stabilisierung des Rutschhangs im Uferbereich und für einen ungehinderten Durchfluss des Schmuerbach-Wassers.

Um diesem vorzubeugen, werden zurzeit in Absprache mit den kantonalen Behörden das linke und teilweise auch das rechte Bachufer auf einer Länge von rund 400 Metern durch eine stabile, tief in den Boden reichende Uferverbauung gesichert. Man verwendet dafür keine Betonkonstruktion, sondern naturnahe, massive Holzkastenwuhren. Es handelt sich dabei um eine bewährte Rundholzkonstruktion aus mindestens 20 cm dicken Fichtenstämmen, die untereinander und mit dem Uferbereich fest verbunden und mit Gesteinsbrocken und Aushubmaterial aufgefüllt werden. Eine Deckschicht aus Feinmaterial und Humus ermöglicht den Bewuchs mit Kleingehölz. Dieses wird die Konstruktion optisch in die Umgebung integrieren und dank der zu erwartenden Wurzelbildung zusätzlich verfestigen.

Die Baustelle ist praktisch nur zu Fuss und durch Raupenfahrzeuge erreichbar. Die benötigten 450 Kubikmeter Holz – sie entsprechen etwa 13 000 Laufmeter Holz – mussten mit Hilfe einer temporär aufgebauten Transportseilbahn in die Schmuerbachschlucht hinunter befördert werden. Auch die Zufahrt des für den Einbau der Stämme eingesetzten Baggers war nur unter erschwerten Bedingungen möglich.

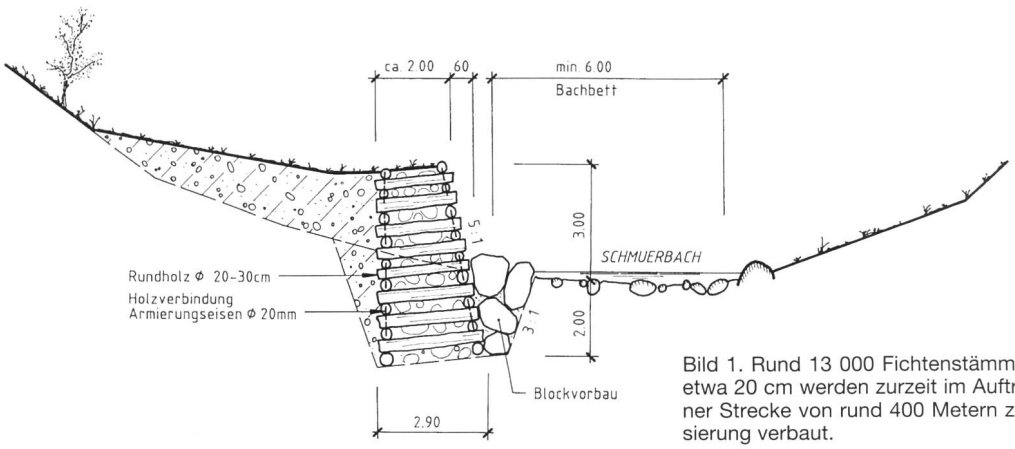

Bild 1. Rund 13 000 Fichtenstämme mit einem Durchmesser von etwa 20 cm werden zurzeit im Auftrag der Kraftwerke Ilanz auf einer Strecke von rund 400 Metern zu einer naturnahen Uferstabilisierung verbaut.