

# Auswirkungen von Umweltbelastungen auf Kleintiere in Fließgewässern (Makrozoobenthos)



Heinz Handschin  
Daniel Küry  
Veronique Lienhard  
Susanne Felder

## **Impressum**

Recherchen  
Heinz Handschin

Fotos  
Heinz Handschin  
Daniel Kury

Texte  
Daniel Kury  
Veronique Lienhard  
Susanne Felder

© 2011 Heinz Handschin, Daniel Kury

# Wiederansiedlung von Steinfliegen (Plecoptera) im Rhein bei Basel

Heinz Handschin  
Daniel Kury  
Veronique Lienhard  
Susanne Felder

Gelterkinden und Basel  
März 2011

# Inhalt

Einleitung	5
Beeinträchtigung des Makrozoobenthos	7
Befall der Körperoberfläche mit Organismen	7
Kieselalgenbefall	7
Bewuchs mit Ciliaten	8
Befall mit Pilzen, Bakterien und Viren	8
Infektion mit spezifischen Pilzen: Krebspest	9
Missbildungen und Verletzungen von Organen	10
Missbildungen der Mundwerkzeuge und Kopfkapseln bei Chironomiden-Larven	10
Schädigung des Chitingerüsts	12
Beeinträchtigung der Kiemen	12
Mechanische Reizung und Zerstörung von empfindlichen Organen	13
Hormonelle Störungen	13
Verhaltensstörungen	14
Anomalien beim Netzbau von Hydropsyche	14
Beeinträchtigung der Habitatwahl	15
Mögliche Ursachen	16
Landwirtschaft	16
Industrieabwässer	17
Abwasserreinigungsanlagen	17
Untersuchung der Schädigungen bei Gewässeruntersuchungen	19
Anomalien als Bioindikatoren	21
Grenzen der Einsetzbarkeit von Anomalien in der Bioindikation	21
Schlussfolgerungen	23
Literatur	24

# Einleitung

Einflüsse der unbelebten und belebten Umwelt sind bestimmend für die Entwicklung von Lebewesen in ihrem Lebensraum. Arten, welche die veränderten Umweltbedingungen nicht mehr aushalten, erleiden Stress und können unter Umständen vollständig verschwinden. Die Lebensgemeinschaften der Gewässer sind wegen den begrenzt verfügbaren Lebensräumen besonders stark den Schwankungen der Umwelteinflüsse ausgesetzt.

Die Gewässerverschmutzung wurde erstmals von Fischern im 19. Jahrhundert als Ursache rückläufiger Fangerträge bemerkt. Sie war eine Folge des raschen industriellen Wachstums. Bereits das 1888 in Kraft getretene Fischereigesetz verbot deshalb, «in Fischgewässern Fabrikabgänge oder andere Stoffe von solcher Beschaffenheit und in solchen Mengen einzuwerfen oder einfließen zu lassen, dass dadurch der Fisch- und Krebsbestand geschädigt wird». Vieles wurde seitdem erreicht, dennoch steht der Gewässerschutz heute immer noch vor neuen Herausforderungen (Müller 2007).

Um die Entwicklung des Zustands der Fließgewässer zu verstehen, darf der Blick nicht nur auf die vom Menschen genutzten Fische und Krebse beschränkt bleiben. Die unscheinbaren Fließgewässerorganismen wie die Kleintiere der Gewässersohle (Makrozoobenthos) müssen als wichtiges Glied in der Nahrungskette ebenfalls berücksichtigt werden. Sie reagieren sehr sensibel sowohl auf Klimaveränderungen wie auch auf Schadstoffe oder hohe Nährstoffkonzentrationen in der Umwelt. Aus diesem Grund sind sie optimal als Indikatoren geeignet, um den Zustand eines Gewässers abzuschätzen. Bereits Kolkwitz & Marsson (1902) haben gezeigt, dass die von Industrie- und Siedlungswachstum verursachte Gewässerverschmutzung zu massiven Veränderungen der Lebensgemeinschaften der Flüsse führt. Aus diesen Beobachtungen haben sie den Saprobitätsindex als Bioindikationsmethode entwickelt.

Der Gewässerbiologe Ferdinand Neeracher hat 1910 die Insektengemeinschaft im Rhein bei Basel charakterisiert: «Jede Verunreinigung des Rheinwassers hat einen Rückgang der Insektenlarven und damit der Fischnahrung zur Folge.» Seither ist in den meisten Regionen die Gewässerüberwachung mit Hilfe von Bioindikatoren zu einer Routinemethode geworden.

Zur Untersuchung von Umweltveränderungen in Gewässern mit Bioindikationsmethoden konzentrierte man sich bisher meist auf das Vorhandensein oder Fehlen einzelner Arten der Fisch- oder Makrozoobenthosgemeinschaften. Die vorkommenden Individuen können auch dann beeinträchtigt sein, wenn sie in belasteten Gewässerabschnitten noch nachweisbar sind. Physiologischer Stress, morphologische Veränderungen oder erhöhte Anfälligkeit gegenüber Parasiten oder Krankheiten können die Folge sein. Im Rahmen eines Umweltmonitorings können solche Auswirkungen erfasst und damit Gewässerbelastungen visualisiert werden.

Die vorliegende Dokumentation gibt einen Überblick über Beeinträchtigungen des Makrozoobenthos, die im Rahmen von Untersuchungen in der Region Basel beobachtet wurden. Die Beeinträchtigungen werden in einen Zusammenhang mit möglichen Ursachen. Zudem werden neuere Ansätze zum Biomonitoring in Gewässern vorgestellt.

# Beeinträchtigungen des Makrozoobenthos

Makrozoobenthos-Organismen halten sich während einer längeren Periode ihrer Entwicklung oder ihr ganzes Leben lang im Wasser auf und sind in dieser Zeit den vorherrschenden physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen ausgesetzt. Dazu gehören auch Belastungen der Gewässer, welche alleine oder in Kombination untereinander die Lebensbedingungen des Makrozoobenthos beeinträchtigen können.

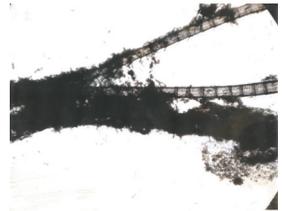
Die Belastungen können sich zum Beispiel auf Wachstum, Entwicklung, Verhalten und Fortpflanzung des Organismus auswirken. Es kann aber auch zu indirekten Effekten kommen, die sich auf der Ebene der Populationen oder Gemeinschaften auswirken (Fent 1998). Die folgende Übersicht stellt Phänomene vor, die regelmäßig beobachtet werden oder die in einzelnen Fallbeispielen genauer untersucht worden sind.

## Befall der Körperoberfläche mit Organismen

### Kieselalgenbefall

Kieselalgen (Bacillariophyceae) sind einzellige Algen, die teilweise auch Kolonien bilden. Ihre Zellwand besteht aus einer kleineren und einer grösseren Silikat-Halbschale, die schachtelartig zusammengefügt sind. Dies verleiht ihnen eine hohe Stabilität. Unter idealen Bedingungen können sich Kieselalgenzellen rasch teilen. Einige Arten wachsen auf der Oberseite von Steinen und anderem Hartsubstrat, wo sie sich mit Hilfe von Gallertausscheidungen anheften. Die Kieselalgen sind die wichtigste Nahrung der Weidegänger unter den Gewässerkleintieren wie zum Beispiel Schnecken, Köcherfliegen- oder Eintagsfliegenlarven.

In langsam fliessenden, nährstoffreichen und gut besonnten Fließgewässerabschnitten können sich Kieselalgen auch auf der Körperoberfläche von Kleintieren festsetzen. Als dichter Aufwuchs können sie Hinterleibsanhänge, Fühler, Beine und Kiemen von Wasserinsektenlarven verkleben und dadurch deren Bewegungsfähigkeit ein-



Kieselalgenaufwuchs auf Schwanzanhängen (oben) und Füßen der Eintagsfliege *Baetis* sp. (Ergolz Sissach März 1980).

schränken. Es ist aber auch denkbar, dass ein Kieselalgen-Befall zu Schwierigkeiten bei der Sauerstoffversorgung der Kiemen führen oder die Orientierung behindern kann. Genauere Untersuchungen zu möglichen Beeinträchtigungen durch einen Befall mit Kieselalgen sind bisher nicht dokumentiert worden.



## Bewuchs mit Ciliaten

Ciliaten oder Wimpertierchen (Ciliophora) sind einzellige Organismen, deren Zelloberfläche ganz oder teilweise mit Wimpern bedeckt ist. Sie leben in Gewässern und im Boden und ernähren sich von organischen Schwebestoffen, die sie mit ihren Wimpern herbeistrudeln. Einige Arten, die in der Umgangssprache als Glockentierchen bezeichnet werden, leben festsitzend.



Festsitzende Form von Ciliaten (oben) und davon befallene Larve der Köcherfliegen *Hydropsyche* sp. (Altrhein, IStein, Deutschland 15.1.1985)

In der biologischen Stufe von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) sind Ciliaten-Arten für den Abbau der organischen Abwässer mitverantwortlich. In Fließgewässern kommen aus diesem Grund unterhalb von Einleitungen aus ARA besonders viele Ciliaten vor. In betroffenen Fließgewässerabschnitten können Larven von Wasserinsekten wie zum Beispiel *Hydropsyche* sp. beobachtet werden, die auf grossen Teilen der Körperoberfläche mit festsitzenden Ciliaten bedeckt sind. Für das Makrozoobenthos führt ein derartiger Ciliatenbewuchs vermutlich zu einer Behinderung bei der Sauerstoffaufnahme und zu einer Reduktion der Beweglichkeit. Problematisch wird der Befall vor allem, wenn die Einzeller in grosser Menge vorkommen und die gesamte Körperoberfläche bedecken.



Larve der Köcherfliege *Hydropsyche* sp. mit starken Pilzbefall (oben, Birsig 25.6.1987) und fadenförmige Organismen auf dem Fuss einer Steinfliegenlarve (unten, 2.9.1987).

## Befall mit Pilzen, Bakterien und Viren

Pilze, Bakterien und Viren sind auch in Gewässern allgegenwärtig. Die meisten Arten kommen freilebend vor und wirken als Destruenten beim Abbau organischer Substanzen mit. Nur wenige Arten können unter bestimmten Bedingungen Makrozoobenthos-Tiere befallen. So befallen die unspezifischen Pilze der Familie Saprolegniaceae die Leichen von Tieren im Wasser und wirken an deren Abbau mit. Einige Arten der Saprolegniaceae können aber bereits

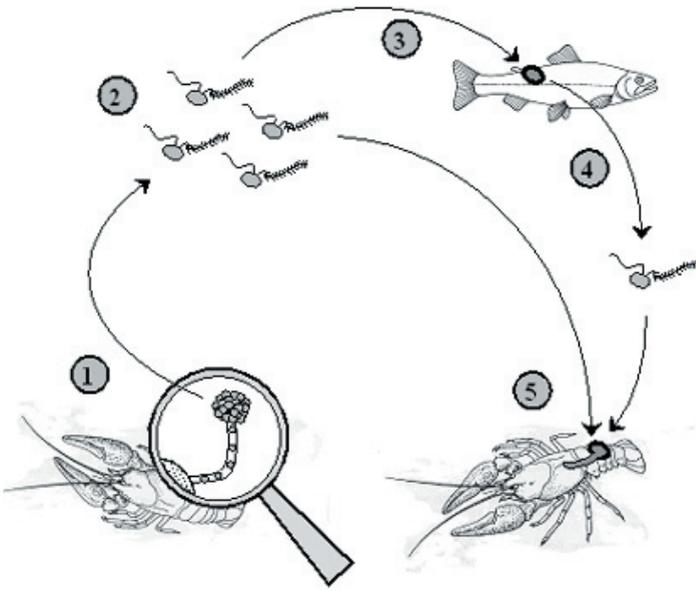


geschwächte oder verletzte Tiere befallen und im gesunden Körpergewebe der Wirte weiter wachsen. Die infizierten Tiere werden durch die Wirkung der Pilz-Exoenzyme weiter geschwächt. Davon sind besonders Tiere betroffen, die in Gewässerstrecken unterhalb von Kläranlagen leben, weil hier Bakterien, welche die Tiere zusätzlich infizieren können, in sehr grossen Mengen vorhanden sind.

### Infektion mit spezifischen Pilzen: Krebspest

Seit der Intensivierung der Handels und Schifffahrtverkehrs gelangen in zunehmendem Ausmass gebietsfremde Arten in einheimische Gewässer. Dies geschieht einerseits absichtlich als Besatz und andererseits unbeabsichtigt, als blinde Passagiere beim Transport von Waren. Zusammen mit gebietsfremden Arten oder Neozoen werden oft auch Parasiten, Pilze, Bakterien und Viren eingeschleppt.

Die Krebspest ist eine durch den Fadenpilz *Aphanomyces* sp. ausgelöste Krankheit, die durch die Einführung von nordamerikanischen Zehnfusskrebse am Ende des 19. Jahrhunderts nach Europa gelang-



#### Lebenszyklus des Krebspesterreger

- 1) Nach Tod des Krebses oder Häutung typische «Sporen-Kugel»
  - 2) Primäre Sporenzellen bilden zwei unterschiedlich gestaltete Geisseln -> Zoospore.
  - 3) Abwerfen der Geisseln, Ausbildung einer Schutzhülle -> sekundäre Sporenzelle.
  - 4) Bei Fehlwirten: sekundäre Sporenzelle -> begeißelte Zoospore (bis zu 3-mal).
  - 5) Nach Einkapselung auf einem Flusskrebs bildet sich ein Keimschlauch, der den Panzer des Wirtes durchdringt.
- aus: Flusskrebse in Sachsen (<http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/4589.htm>)



Der Signalkrebs (oben) bedroht als Träger der Krebspest den heimischen Dohlenkreb (unten).



te und sich hier rasch ausgebreitet hat. Die gebietsfremden Krebse selbst sind immun gegen die Krankheit. Einheimische Flusskrebse infizieren sich hingegen sehr leicht. Durch den eingeschleppten Pilz wurden in der Vergangenheit die Bestände der einheimischen Edelkrebse und Dohlenkrebse stark dezimiert und in einzelnen Regionen fast ausgelöscht.

### Neuankömmling als Überträger der Krebspest

Der Signalkrebs hat grosse Scheren mit einer auffälligen roten Unterseite sowie einem bläulichen, hellen Fleck auf der Oberseite der Scheren. Die Art zeigt keine Symptome der Krebspest, wurde aber nach der Aussetzung in Europa als Überträger dieser Krankheit erkannt. Zudem ist der Signalkrebs sehr konkurrenzstark und verdrängt die einheimischen Flusskrebse aus ihren Le-

Seit etwa dem Jahr 2000 breitet sich in der Nordwestschweiz der aus Nordamerika stammende Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), der ebenfalls Träger der Krebspest ist, rasch aus. Um die noch vorhandenen Bestände des einheimischen Dohlenkrebse (*Austropotamobius pallipes*) zu schützen, wird seit 2006 in Gewässern wie der Birs versucht, seine Ausbreitung durch Wegfang zu verhindern.

## Missbildungen und Verletzungen von Organen

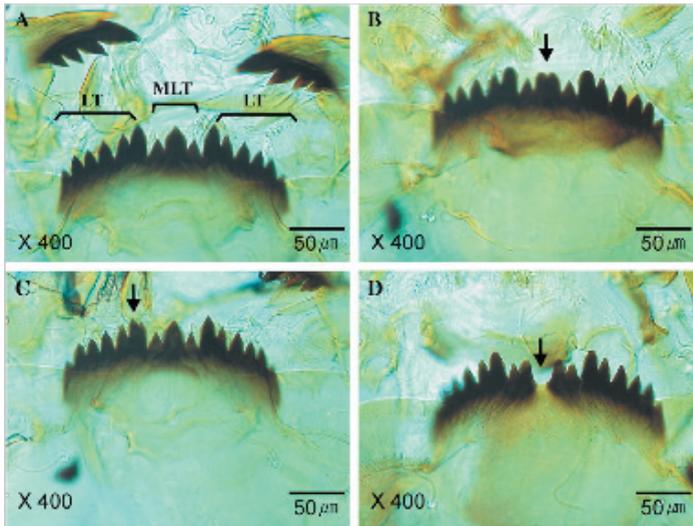
### Missbildung der Mundwerkzeuge und Kopfkapseln bei Chironomiden-Larven

Die Zuckmücken (Chironomidae) werden zur Insektenordnung der Zweiflügler (Diptera) gestellt. Die meisten Larven dieser artenreichen Familie leben eingegraben im Feinsediment oder frei im Wasser. Einige Arten bauen sich aus einem Gespinst Wohnröhren. Der walzenförmige Körper endet mit zwei Abdominalbeinen, die mit Krallen ausgerüstet sind. Als Mundwerkzeuge besitzen sie kräftige Oberkiefer (Mandibeln) und eine gezähnte Unterlippe (Labium).

Das bezahnte Labium ist artspezifisch und bei der Bestimmung hilfreich.

In den 1980er-Jahren wurde erstmals das Phänomen der Deformation von Mundwerkzeugen oder Antennen von Chironomiden in belasteten Gewässern beschrieben. In neueren Arbeiten wird versucht, aus diesen Missbildungen einen Index für die Belastung der Gewässerabschnitte zu erarbeiten.

Park et al. (2010) haben Larven von *Chironomus riparius* verschiedenen Konzentrationen des Herbizids 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure ausgesetzt. Auf die Überlebensrate der Larven hatte dies keinen Einfluss, aber nach einer Langzeitexposition wurden Deformatio-



Missbildung des Labiums: A) Referenz, Labium ohne Missbildung; B) Mittlerer Zahn ist gespalten; C) Lateraler Zahn ist gespalten; D) «Köhn Gap» Zahn. aus: Park et al 2010

nen auf den Zähnen des Labiums beobachtet. Es konnten drei Arten von Missbildungen unterschieden werden: Gespaltenen Mittelzahn, gespaltenen Lateralzahn und das so genannte «Köhn gap», eine Art Zahnlücke, bei der die mittleren Zähne fehlen. Die betroffenen Zuckmücken sind aufgrund dieser Deformationen bei ihrer Nahrungsaufnahme beeinträchtigt.



Larven der Eintagsfliege *Ecdyonurus* sp. mit Schädigungen am Chitinskelett (Altrhein, nördlich von Basel, 26.4.1984).

Al-Shami et al. (2010) stellten in drei verschmutzten Flüssen im Einzugsgebiet im Nordosten Malaysias fest, dass Chironomiden in Gewässern, die durch Abwässer aus der Textil- und Gummiindustrie sowie der Pestizidherstellung und häuslichen Abwässern belastet waren, einen Deformationsanteil von 47%, 33% resp. 30% aufwiesen. Das Gewässer mit den meisten Verformungen bei Dipteren war hauptsächlich durch industrielle Abwässer verschmutzt.

### Schädigung des Chitingerüstes

Das Exoskelett von vielen wirbellosen Tieren besteht aus Chitin. Es handelt sich dabei um ein cellulose-ähnliches Produkt, das eine Skelettfunktion erfüllt. Im Jahr 1984 wurden im Altrhein unterhalb von Basel Eintagsfliegenlarven gefunden, deren Chitingerüst geschädigt war. Die Bilder lassen vermuten, dass Reaktionen mit Chemikalien das Chitin teilweise aufgelöst haben. Seither wurden jedoch keine vergleichbaren Schäden am Chitinskelett von Wirbellosen beobachtet.

Als Ursachen für eine Schädigung des Chitinskeletts kommen verschiedene Stoffe in Frage: Eine Gruppen von Insektiziden sind sogenannte Chitinsynthese-Hemmer, durch die der bei der Häutung ablaufende Aufbau von neuem Chitin gestört wird. Dadurch verliert das Exoskelett an Stabilität und damit seine Schutzfunktion. Besonders empfindlich reagieren frühe Larvenstadien. Insektizide können zum Beispiel durch Abfluss von Oberflächenwasser aus der Landwirtschaft in die Gewässer eingetragen werden.

### Beeinträchtigungen der Kiemen

Kiemen dienen den Wasserinsekten zur Sauerstoffaufnahme. Zur Optimierung der Sauerstoffaufnahme weisen Kiemen als faden- oder lamellenförmige Organe eine stark vergrößerte Oberfläche auf und sind in der Regel nicht chitinisiert. Dies erhöht jedoch deren Verletzlichkeit.

Strasser (2005) hatte nach einer Verunreinigung des Kirchstättbach in Österreich zuerst eine starke Abnahme der Eintagsfliegen- und Steinfliegenbestände beobachtet. Larven der Köcherfliegenart *Hydropsyche* wiesen neben einer allgemeinen Dichteabnahme zusätzlich verfärbte und verkümmerte Analpapillen und Kiemen auf (Strasser 2005). Unklar bleibt in diesem Fall, ob sich die Larven trotzdem weiter entwickeln konnten und ob sich die Kiemen bei einer nächsten Häutung erholen können.

In Proben nahe einer Abwassereinleitung wurden Tiere der Steinfliegenfamilie Perlidae (Plecoptera) und der Köcherfliegenfamilie Hydropsychidae (Trichoptera) beobachtet, die verformte Tracheenkiemen aufwiesen. Mit zunehmender Distanz zur Einleitungsstelle nahm der Anteil der Anomalien ab. Simpson (1980) vermutet, dass gelöstes Chlorgas im Wasser die Ursache der Anomalie ist. In Laborversuchen wurden später die Auswirkungen von chlorhaltigem Wasser auf die Köcherfliege *Hydropsyche pellucidula* getestet. Die zu beobachtenden Folgen waren eine Verdunkelung der Analpapillen, beschädigte Tracheenkiemen und das Verlassen des Köchers (Camargo 1991).

## Mechanische Reizung und Zerstörung von empfindlichen Organen

Viele wirbellose Tiere, die in Gewässern leben, haben empfindliche Organe wie Kiemen, Antennen, Schwanzfäden usw. Diese reagieren sensibel auf mechanische Belastungen, sie zerreißen, brechen ab oder werden auf eine andere Weise geschädigt. Mechanische Beeinträchtigungen sind meist eine Folge von erhöhter Fließgeschwindigkeit oder eines starken Geschiebetriebs.

## Hormonelle Störungen

Eine Reihe von Untersuchungen konnten in den letzten 20 Jahren Beeinträchtigungen des Hormonsystems von Wasserinsekten durch Chemikalien nachweisen (Soin & Smagghe 2007). Noch sind zu wenige Details bekannt, um zu beurteilen, ob Wasserinsekten geeigne-



Schädigungen der Kiemenblättchen von *Baetis rhodani*. (Vordere Frenke, Niederdorf 23.9.1987).

te Indikatoren für die Beurteilung hormonwirksamer Substanzen in Gewässern sind.

## Verhaltensstörungen

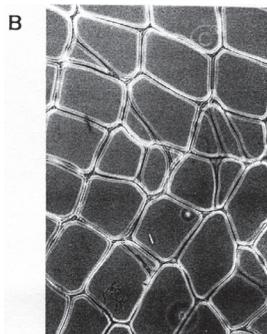
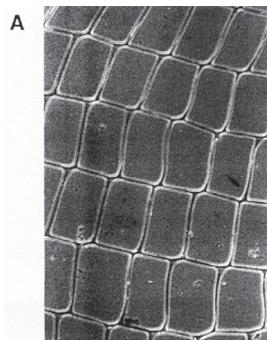
### Anomalien beim Netzbau von *Hydropsyche*

Larven der Köcherfliegengattung *Hydropsyche* bauen keine Köcher, sondern leben in Wohnröhren meist auf kiesigem oder steinigem Untergrund. Ihre Nahrung sammeln sie mit selbst gewobenen, symmetrischen Fangnetzen von ca. 1 cm Durchmesser. Bereits in den 1980er-Jahren wurde festgestellt, dass Schadstoffe die Symmetrie, die Grösse und die Gleichmässigkeit von Netzen der Gattung *Hydropsyche* verändern können (Petersen & Petersen 1983). In schwedischen Flüssen, die alle durch Schwermetalle oder chemische Schadstoffe verschmutzt waren, wurde der Netzbau von *Hydropsyche*-Larven untersucht. Die normalerweise rechteckigen Maschen zeigten Unregelmässigkeiten. Je näher die gesammelten Netze an den Einleitungsquellen lagen, desto mehr Netze waren betroffen und desto mehr Anomalien wurden nachgewiesen. Gleichzeitig war die Anzahl an Netzanomalien bei Standorten mit geringer Biodiversität (Shannon-Index) höher. Laut Petersen & Petersen (1983) wurde die benthische Fauna durch Schwermetalle nicht getötet, jedoch stark geschädigt. Die Reaktion ist vergleichbar mit Auswirkungen von nicht optimalen Umweltbedingungen wie zum Beispiel tiefe Temperaturen, bei denen die Larven ebenfalls unregelmässige Netze spinnen.

Bei Untersuchungen der Fangnetze wurden Anomalien in der Bauweise entdeckt. Tessier et al. (2000) haben zwei verschiedene Anomalientypen unterschieden. Einerseits gibt es die «midline» Anomalie. Diese erkennt man an einer ungewöhnlichen Struktur der Mittellinie. Die *Hydropsyche*-Larve webt zusätzliche Fäden ein, so dass die Zellen nicht mehr ihre gewohnte, regelmässige Form haben. Die zweite Anomalie zeigt einen markanten Verlust der Symmetrie im Netzbau.



Netz der Köcherfliege *Hydropsyche* in situ (oben) und Vergleich von normaler (A) und anormaler (B) Struktur (aus Petersen & Petersen 1983, unten).



## **Beeinträchtigung der Habitatwahl**

Vornesh & Kraus (2009) untersuchten Lebensgemeinschaften von Fließgewässern. Sie beobachteten, dass bestimmte Umwelteinflüsse die Habitatwahl von verschiedenen Taxa veränderten. Dieses Phänomen hat einen indirekten Einfluss auf das Überleben dieser Taxa. Werden Fortpflanzungshabitate ausgesucht, in welchen der Bruterfolg für den Nachwuchs gering ist, droht die Population langfristig an diesem Ort auszusterben. Außerdem wird als Folge der neuen Habitatwahl das Gleichgewicht in den Lebensgemeinschaften verschoben. Dies kann fatale Auswirkungen auf einzelne Individuen haben. Erhöhtes Stressverhalten, Veränderungen des Spektrums von Beutetieren sowie der Rückgang von Prädatoren oder Konkurrenzarten können für einzelne Individuen in der Lebensgemeinschaft große Auswirkungen haben.

# Mögliche Ursachen



Vermutlich durch Pestizide stark beeinträchtigte Lebensgemeinschaft (Ergolz, Oltingen 24.6.1987)



Köcherfliegen haben vermutlich als Folge eines Insektizideinsatzes ihren Köcher verlassen und sind gestorben (Fluegrabenbächli, Titterten 26.4.1988)

Die beschriebenen Beeinträchtigungen haben teils gut bekannte und teils unklare Ursachen. Eine wichtige Rolle spielen Einträge giftiger Substanzen in die Gewässer, die aus verschiedenen Quellen stammen. Diese können grob in drei Kategorien eingeteilt werden: Landwirtschaft, Abwasserreinigungsanlagen und Industrie.

## Landwirtschaft

Die Landwirtschaft übt einen starken Einfluss auf die Gewässer aus. In Form von Dünger oder Pflanzenschutzmitteln gelangen überschüssige Nährstoffe und Schadstoffe in den Wasserkreislauf. Dort können diese schon in geringen Konzentrationen Auswirkungen auf die Gesundheit der Organismen haben. Mit den Ausscheidungen der Weidetiere und ausgebrachter Gülle können auch Rückstände von Tierarzneimitteln in die Umwelt und die Gewässer gelangen.

Das übermässige Wachstum von Kieselalgen, welche sensible Organe von Wirbellosen verkleben, ist zum Beispiel auf eine Überdüngung der Gewässer zurück zu führen. Ein Überschuss von Nitraten und Phosphaten führt zu einem unnatürlich starken Wachstum von Algen und höheren Pflanzen. Weitere Folgen der Überdüngung in langsam fliessenden Gewässern sind eine Verschlammung der Sohle und Sauerstoffdefizite am Gewässergrund, was die Kleintiere zusätzlich schwächt und die Zusammensetzung des Makrozoobenthos verändern kann.

Vor allem in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten gelangen Pflanzenschutzmittel in die aquatischen Lebensräume. Diesen sind die meisten Lebewesen schutzlos ausgeliefert. Die Missbildungen der Mundwerkzeuge bei Zuckmücken auslösende 2,4-Dichlorophenoxyäure ist Bestandteil von Herbiziden, welche in Getreide- und Maiskulturen sowie auf Sportplätzen eingesetzt werden (Chèvre 2006).

Das selektive Herbizid Atrazin, welches in der Schweiz für den Maisanbau verwendet wird, verändert Struktur und Funktion der aquatischer Lebensgemeinschaften (Sene et al. 2010). Da Atrazin nur

schlecht abgebaut wird, bleibt es lange in der Umwelt und kann immer wieder mobilisiert werden. Gegenwärtig wird nach Mikroorganismen gesucht, die Atrazin abbauen können und zu dessen Elimination aus der Umwelt eingesetzt werden können (Sene et al. 2010).

## Industrieabwässer

Die Bedeutung der Industrie als Verursacher von Gewässerverschmutzungen hat in Mitteleuropa während der letzten 25 Jahre abgenommen. Industrielle Abwässer können Verletzungen bei Wirbellosen, wie Schädigung des Chitingerüsts oder Missbildung der Kopfkapseln von Chironomiden verursachen. Industrieabwässer können auch Feststoffe enthalten. Dazu gehört zum Beispiel der Eintrag von feinkörnigen anorganischen Schwebestoffen. Diese können durch mechanische Reibung die sensiblen Organe von Gewässerkleintieren reizen oder gar zerstören.

## Abwasserreinigungsanlagen

Der Zustand der Schweizer Gewässer hat sich seit Ende der 1990er-Jahre deutlich verbessert. Dies liegt laut dem BAFU vor allem am guten Ausbaustandard der Siedlungsentwässerung, welcher zu einer Abnahme der Beeinträchtigungen durch Sauerstoff zehrende Stoffe geführt hat. Das Thema Abwasser bleibt dennoch eine grosse Herausforderung für den Gewässerschutz. Besonders der Eintrag von organischen Spurenstoffen stellt heute ein Problem dar. Rückstände aus den verschiedensten Alltagsprodukten werden als Mikroverunreinigungen in den Gewässern nachgewiesen. Neben hormonaktiven Stoffen können auch Substanzen wie ionische Flüssigkeiten (Pham et al. 2010), Triclosan (Amorin et al., 2010) und weitere Stoffe den Fortpflanzungserfolg der Gewässerkleintiere beträchtlich senken. Nach Belanger (2002) sind Alylbenzensulfonate für das Abwandern von Kleintieren aus geeigneten Lebensräumen verantwortlich.



Schadbild der Lebensgemeinschaft im Altrhein nördlich von Basel nach der Brandkatastrophe bei Sandoz 1.11.1986.



Regenentlastung aus der Kanalisation belasten die Gewässer stossweise nach Starkniederschlägen.

Ein wenig untersuchtes Problem stellen die Mikroorganismen dar, unter denen sich viele Formen befinden, die potenziell Infektionen auslösen können. Ungereinigtes Abwasser kann bei heftigen Niederschlägen über Regenentlastungen direkt in die Gewässer gelangen. In diesen Abwässern können auch einzellige Kleintiere, Pilze, Viren oder Bakterien leben. Vergleichbar der Situation unterhalb von Kläranlagen können diese als Aufwuchs auf der Körperoberfläche oder in Form von Infektionen zu Beeinträchtigungen führen.

Tab. 3: Quellen von Umweltchemikalien, welche die Lebensgemeinschaften oder menschliche Ressourcen beeinträchtigen können (nach Fent 1998).

Belasteter Bereich	Belastungsquellen
Atmosphäre	Verkehr, Gewerbe, Industrie, Haushalte
Boden	Landwirtschaft, Ausschwemmungen
Abwasser	Haushalte, Gewerbe, Industrie
Grundwasser	Deponie, Altlasten, Industrie, Haushalte
Sediment	Schifffahrt (Antifoulingmittel u. ä.)

# Untersuchung der Schädigungen bei Gewässeruntersuchungen

Insgesamt wurden zur Thematik der Beeinträchtigungen von Gewässerkleintieren nur wenige Studien veröffentlicht. Zu den Auswirkungen externer Faktoren auf Makrozoobenthosgemeinschaften besteht eine langjährige Tradition des Einsatzes von Bioindikatoren. Ausgehend vom Saprobiensystem wurden weitere empirisch ermittelte Indices erarbeitet. Alle beruhen jeweils auf der spezifischen Empfindlichkeit einzelner Taxa gegenüber Belastungen. Teilweise werden zusätzlich noch Diversitätsparameter wie der Taxazahl integriert. Beispiele sind der Saprobitätsindex (Nagel 1989), der Makroindex (Perret 1977), der Index BMWP / ASPT (Armitage et al. 1983) oder der IBGN (AFNOR 1992).

Multimetrische Indices, die in den 1990er-Jahren entwickelt wurden, berücksichtigen verschiedene Parameter auf unterschiedlichen Organisationsebenen des Lebens (Tab. 2, Karr & Chu 1999). Die Indices werden jeweils in grösseren Untersuchungsgebieten mithilfe einer Anzahl von Stichproben geeicht.

Tab. 2: Ansätze zur Bewertung: Ebenen, Prozesse und potenzielle Indikatoren des biologischen Zustands (Karr & Chu 1999).

Kategorie	Ebenen	Prozesse	Indikatoren
Taxonomie	Arten	Arealausdehnung oder -verkleinerung Aussterben Evolution	Arealgrösse Anzahl Populationen Populationsgrösse Isolationsmechanismus
Genetik	Gene	Mutation Rekombination Selektion	Anzahl Allele Verbindungsgrad Inzuchtdepression
Ökologie	Individuum	Gesundheit	Krankheit Deformationen Grössen- oder Zustandsindex Wachstumsraten
	Population	Abundanzänderung Besiedlung oder Aussterben Evolution Wanderungen	Alters- oder Grössenstruktur Ausbreitungsverhalten Präsenz bestimmter Taxa Genfluss
	Gemeinschaft	Konkurrenz Prädation/Parasitismus Energiefluss Nährstoffkreislauf	Artenzahl Dominanz Zahl trophischer Bindungen Fließsdistanz eines Kohlenstoffmoleküls durch Nahrungskette
	Landschaft	Störungen Sukzession Bodenbildung Metapopulationsdynamik	Fragmentierung Anteil gestörter Flächen  Anzahl Gemeinschaften Sources und sinks Zahl und Eigenschaften der Metapopulationen

Mit dem Ansatz der multimetrischen Indices wird berücksichtigt, dass Belastungen mit Schadstoffen oder Beeinträchtigungen der Lebensräume nicht immer zum Tod der Tiere respektive zum lokalen Aussterben eines Bestands führen. Aus diesen Gründen ist es wichtig, Parameter für die Vitalität der vorkommenden Organismen zu untersuchen und nicht nur das Fehlen von Zeigerarten zu berücksichtigen.



Studien zum Gewässerzustand haben meist die ganze Lebensgemeinschaft untersucht. Für toxikologische Studien ist aber auch der einzelne Organismus wichtig.

Bisher wurden die ökotoxikologischen Wirkungen von Fremdstoffen in Gewässern vorwiegend auf der Ebene der Gemeinschaften und Ökosysteme untersucht. Die Diversität und Abundanz der Arten wurden festgehalten, die Raumverteilung und zum Teil auch die Räuber-Beute-Beziehungen studiert. Auf der Ebene «Organismus» wurden die Einflüsse auf das Makrozoobenthos vernachlässigt (Fent 1998). Beeinträchtigung von Metabolismus, Verhalten, Wachstumsentwicklung, Strukturmorphologie, Reproduktion und Überleben wurden oftmals nur oberflächlich betrachtet. Auch die Auswirkungen auf Moleküle und Zellen (Gene, Enzyme, Proteine und Zellveränderungen) vom Makrozoobenthos spielten bis jetzt keine grosse Rolle bei der Gewässergütebeurteilung.

Der SPEAR-Index wurde als einfache Methode entwickelt, um Probestellen zu erkennen, die mit Schadstoffen belastet sind. Er kann aus bestehenden biologischen Daten von Makrozoobenthos-Untersuchungen errechnet werden (Liess & Von der Ohe 2005).

Der SPEAR-Index berücksichtigt biologische (z. B. Generationsdauer, aquatische Lebensweise aller Entwicklungsstadien und Entwicklungsstadium zur Zeit des Ausbringens von Pestiziden), ökologische (z. B. Wandervermögen, Wiederansiedlungspotenzial) sowie ökotoxikologische Daten (relative Toxizität gegenüber *Daphnia* spp.).

Dazu wurden viele Makrozoobenthosarten hinsichtlich dieser Kriterien bewertet und entweder als «at risk» (1) oder «not at risk» (0) eingestuft. Bei der Berechnung wird die Häufigkeit der sensitiven Arten durch die korrigierte Gesamthäufigkeit geteilt. Damit wurde eine Kombination zwischen der klassischen Bioindikation und ökotoxikologischen Parametern erreicht. Allerdings bedarf eine Probestelle mit Arten, die überwiegend als «at risk» eingestuft werden,

einer vertieften Untersuchung mit chemisch-analytischen Beprobungen und spezifischen ökotoxikologischen Tests zur Abklärung der Ursachen.

## **Anomalien als Bioindikatoren**

Aus Anomalien wie Veränderungen der Kopfkapsel bei Chironomiden oder Verfärbungen der Tracheenkiemen sowie des Netzbaus bei Hydropsychen liessen sich ökotoxikologische Bioindices erarbeiten. Es könnte zum Beispiel der Grad der Veränderung der Tracheenkiemen (Verfärbung) bestimmt werden. Das Ausmass der Organ-Schädigungen müsste dazu unter kontrollierten Bedingungen mit den Schadstoffkonzentrationen korreliert werden. So kann ermittelt werden, ob die Anomalien eine direkte oder indirekte Folge von toxischen Stoffen sind und ob die Veränderungen reversibel sind. Zudem könnte so ausgeschlossen werden, dass gewisse Merkmale auch durch andere Faktoren verursacht werden (Vuori & Kukkonen 2002).

## **Grenzen der Einsetzbarkeit von Anomalien in der Bioindikation**

Bei einer Untersuchung im Bow River in der kanadischen Provinz Alberta wurden Missbildungen von Steinfliegen aufgrund von Verschmutzungen durch Landwirtschaft und Industrie untersucht. Bei den beiden Arten *Utacapnia columbiana* und *Isocapnia integra* zeigten 14% resp. 80% der Individuen Anomalien an Antennen, Maxillarpalpen, Labialpalpen und Cerci. Andere Arten wiesen auch kleinere Anomalien auf. Diese waren jedoch nicht auf Umwelteinflüsse zurückzuführen. Die betroffenen zwei Arten kamen nahe der Verschmutzung nicht vor. Der Anteil von Deformationen war in einer Distanz von 32 km von der Stadt Calgary am höchsten, nahm jedoch flussabwärts wieder ab (Donald 1979). Wie in anderen Fällen, war der Zusammenhang zwischen Anomalien und Belastung nicht im-

mer eindeutig. Auch in unverschmutzten Bereichen des Bow Rivers konnten Anomalien festgestellt werden. Das kann eventuell damit erklärt werden, dass Anomalien auch durch andere Faktoren verursacht werden können. Besonders empfindlich sind Organismen zum Beispiel in der Wachstumsphase.

Bei den Arten *Cheumatopsyche lepida* und *Hydropsyche pellucidula* wurden die Populationsstruktur, die Mikrohabitate und die Morphologie der Individuen untersucht (Vuori & Parkko 1996). Dabei ist auffällig, dass im Winter und Frühjahr der Anteil der junger Larven ungewöhnlich hoch war, was mit einer erhöhten Mortalität der grösseren Larven erklärt werden kann. Am meisten Anomalien wurden im September beobachtet. Das Auftreten von Anomalien war positiv mit der Deckung der Moose auf den Steinen korreliert. Junge Larven machen keine Netze, sondern ernähren sich von organischem Material. Da in Moosen oft Schadstoffmengen akkumuliert werden, könnte dies die Erklärung dafür sein, dass ältere Stadien als Folge der Schadstoffkonzentrationen vermehrt sterben.

Die beiden vorgestellten Studien zeigen, dass Ursache-Wirkungsketten oft nicht direkt verlaufen, sondern viele Faktoren berücksichtigt werden müssen. Es besteht also noch ein beträchtlicher Untersuchungsbedarf zur Klärung der Ursachen von Umweltbelastungen als Schadparameter auf Gewässerkleintiere. Es ist insbesondere wichtig, dass auch einzelne Fallbeispiele in Zukunft möglichst genau untersucht werden. Zum Beispiel bei den Folgen grosser Chemieunfälle für die Organismen.

# Schlussfolgerungen

Verschiedene Untersuchungen haben die negativen Auswirkungen von stofflichen Belastungen der Gewässer auf die Vitalität von Gewässerorganismen gezeigt. Neben Interaktionen, die zum lokalen Aussterben einer Art führen, sind in den letzten 20 Jahren auch vermehrt Auswirkungen untersucht worden, deren Folgen für beispielsweise für das Makrozoobenthos nicht letal sind.

Die Gewässerindices, mit denen der Gewässerzustand auf der Basis des Vorhandenseins oder Fehlens einer Art bewertet wird, haben sich seit dem Rückgang der starken Gewässerbelastungen Ende des 20. Jahrhundert als nicht mehr optimal erwiesen. Eine Einstufung in die verschiedenen Zustandsklassen ergab meist eine mässig belastete Situation. Es kam deshalb der Wunsch auf, über eine Biomonitoringmethode zu verfügen, die im Bereich mässiger Beeinträchtigungen klarer differenzieren und auftrennen kann.

Ansätze, die neben der Präsenz oder Absenz der Arten auch nicht letale Beeinträchtigungen der Organismen einbeziehen, sind eine Chance, das Biomonitoring der Gewässer zu optimieren. Ansätze wie der SPEAR-Index oder die multimetrischen Indices sind auf diesem Weg erfolgversprechende Neuerungen. Es scheint deshalb wichtig, die Forschung und Entwicklung von Ansätzen zu fördern, welche die nicht letalen Auswirkungen von Stoffen untersuchen und vorhandene faunistische Daten im Sinne der multimetrischen Indices auswerten.

# Literatur

Al-Shami S., Rawi C. S. M., Nor S. A. M., Ahmad H.A. & Ali A. (2010): Morphological Deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) Larvae as a Tool for Impact Assessment of Anthropogenic and Environmental Stresses on Three Rivers in the Juru River System, Penang, Malaysia. *Environmental Entomology* 39(1): 210-222.

Amorin M. J.B., Oliverira E., Soares A. M.V.M. & Scott-Fordsmand J. J. (2010): Predicted No Effect Concentration (PNEC) for triclosan to terrestrial species (invertebrates and plants). *Environment International* 36: 338–343.

AQEM (2006): European stream assessment program (inklusive Software «ASTERICS», Version 3.0): <http://www.Fliessgewaesserbewertung.de/>

Armitage P. D., Moss D., Wright J. F. & Furse M. T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17(3): 333-347.

Belanger S. E., Bowling J. W., Lee D. M., Leblanc E. M., Kerr K. M., Mcavoij D. C., Christman S.C. & Davidson D. H. (2002): Integration of Aquatic Fate and Ecological Responses to Linear Alkyl Benzene Sulfonate (LAS) in Model Stream Ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52: 150-171.

Bonada N., Prat N., Resh V. H. & Statzner B. (2006): Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Revue of Entomology* 51: 495–523

Cahon C. & Pascoe D. 1990: Episodic pollution: causes, toxicological effects and ecological significance. *Functional Ecology* (1990) 4: 375-383.

Camargo J. (1991) Toxic Effects of Residual Chlorine on Larvae of *Hydropsyche pellucidula* (Trichoptera, Hydropsychidae): A Proposal of Biological Indicator. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 47: 261-265.

Chèvre N. 2006: Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern. Wirkungs-basierte Qualitätskriterien. *Gwa* 4/2006 Hauptartikel.

Custer K. W. & Burton Jr. G. A. 2008: *Isonychia* spp. and macroinvertebrate community responses to stressors in streams utilizing the benthic in situ toxicity identification evaluation (BiTIE) method. *Environmental Pollution* 151: 101–109.

DONALD D.B. (1979): Deformities in Capniidae (Plecoptera) from the Bow River, Alberta. *Can. J. Zool.* 58: 682-686.

Fent K. (1998): Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

Karr J. R. & Chu E. W. (1999): Restoring Life in Running Waters, Better Biological Monitoring. Island Press Washington D.C., 208 pp.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1902): Grundsätze der biologischen Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Berlin 1: 33-72.

Liess M. & Von Der Ohe P. C. 2005: Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in Streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4): 954–965.

Müller E. 2007: Als die Bäche noch schäumten. FOKUS 22.03.2007  
<http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/fokus/05968/05973/index.html?lang=de>, Stand 05.07.2010

Nagel P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien, G. Fischer, Stuttgart.

Neeracher F. (1910): Die Insektenfauna des Rheins und seiner Zuflüsse bei Basel. *Revue suisse de zoologie*. Genève

Petersen L. & Petersen R. (1983): Anomalies in hydropsychid capture nets from polluted streams. *Freshwater biology* 13: 185-191.

Park K., Park J., Kim J. & Kwak I. (2010), Biological and molecular responses of *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) to herbicide 2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid), *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 151: 439–446..

Perret P. (1977): Zustand der schweizerischen Fließgewässer in den Jahren 1974/1975 (Projekt mapos). Eidg. Amt für Umweltschutz u. EAWAG, Bern..

Pham T. P. T., Cho C.-W. & Yun Y.-S. (2010), Environmental fate and toxicity of ionic liquids: A review, *water research* 44: 352–372.

Tessier L., Boisvert J., Vought L. & Lacoursière J. (2000), Anomalies on capture nets of *Hydropsyche slossonae* larvae (Trichoptera; Hydropsychidae), a potential indicator of chronic toxicity of malathion (organophosphate insecticide). *water research* 44: 352-372.

Literatur

Salles P., Bredeweg B., Araújo S. 2006: Qualitative models about streameco-system recovery: Exploratory studies. *Ecological Modelling* 194: 80–89.

Sene L., Converti A., Ribeiro Secchi G. A. & De Cassia G. S. R. (2010): New Aspects on Atrazine Biodegradation. *Brazilian archives of biology and technology*, 53(2): 487–496.

Soin T. & Smagghe G. 2007: Endocrine disruption in aquatic insects: a review, *Ecotoxicology* 16: 83–93.

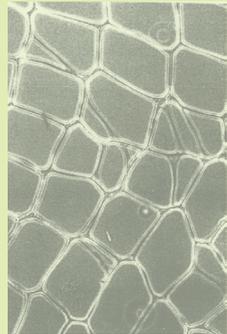
Strasser A. 2005: Fischsterben am Kirchstätzbach, Obertrum Salzburg – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. BUFUS-Info 34  
<http://bufus.sbg.ac.at/Info/Info34/Info34-home.htm> (20.12.2010)

Vornesh J. & Kraus J. (2009): Pesticide alters habitat selection and aquatic community composition. *Oecologia* 160: 379–385.

Vuori K.M. & Parkko M. (1996): Assessing pollution of the river Kymijoki via hydropsychid caddis flies: population structure, microdistribution and gill abnormalities in *Cheumatopsyche lepida* and *Hydropsyche pellucidula* larvae. *Archiv für Hydrobiologie* 136(2): 171-190.

Woolsey, S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tiegs, K. Tockner & A. Peter. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.





Wenigborster-Würmer, die vermutlich als Folge einer Einleitung von Pestiziden gestorben sind (Eimattbächli, Häfelfingen 28.6.1988)