

fischnetz-info

**Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz»
Projet «Réseau suisse poissons en diminution»**

Schwerpunkt / thème principal

3. Fachseminar Fischnetz vom 3. Mai 2001

3^e séminaire spécialisé du 3 mai 2001

N° 7, August/Août 2001

In dieser Ausgabe

- 2 Editorial
- 3 «Fischnetz» – Herausforderungen und Grenzen
- 4 Gesundheitszustand der Fische im Rheintal
- 7 Die Bedeutung der natürlichen genetischen Diversität von Fischarten und ihre Gefährdung durch menschliche Einflüsse am Beispiel der Forelle (*Salmo trutta*)
- 9 Auswirkungen des Auslaufes der ARA Surental auf Gründlinge (*Gobio gobio*)
- 11 Was ein Reporter gen in Fischzellen über östrogene Einflüsse zu berichten weiss
- 12 Belastung von grossen Fließgewässern in der Schweiz durch Schwermetalle und organische Schadstoffe: aktueller Zustand und Folgen für die Fische
- 15 Fortschritte im «Fischnetz»: Die prioritären Untersuchungsfragen in diesem Jahr
- 17 Kurzmitteilung
- 17 Ausblick
- 17 Termine

18 Traduction française

Impressum

«fischnetz-info» kann kostenlos bei der unten stehenden Adresse bezogen werden.

Verantwortlich für die Redaktion dieser Ausgabe:
Patricia Holm, Monika Meili

Übersetzung ins Französische:
Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

La brochure «fischnetz-info» peut être obtenue gratuitement auprès de l'adresse mentionnée ci-dessous.

Rédaction:
Patricia Holm, Monika Meili

Traduction:
Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Projekt Fischnetz, Eva Ruh, EAWAG, Postach 611,
8600 Dübendorf, eva.ruh@eawag.ch,
Tel. 01-823 51 54, Fax 01-823 53 75

www.fischnetz.ch



Editorial



Meerjungfrau – Mensch oder Fisch? Muss man sich für eine Seite entscheiden oder sollte man nicht lieber die beste Kombination ihrer jeweiligen Interessen suchen? Wie bei der Meerjungfrau sind Mensch und Fisch untrennbar miteinander verbunden.

Es ist möglich, eine positive und nachhaltige Beziehung zu entwickeln, wenn man ein Gleichgewicht zwischen ihren manchmal gegensätzlichen Bedürfnissen findet und insbesondere die Synergie ihrer gemeinsamen Interessen zu nutzen weiss.

Das BUWAL hat die Aufgabe, diese Synergien zu fördern und dazu beizutragen, ein dauerhaftes Gleichgewicht zwischen Schutz und nachhaltiger Bewirtschaftung der Arten und Ökosysteme zu finden.

Die Hauptziele des BUWAL im Bereich Gewässer sind:

- ▶ der Schutz und die Renaturierung von Seen und Fließgewässern,
- ▶ die Sicherung einer hohen biologischen und chemischen Qualität der Oberflächen- und unterirdischen Gewässer,
- ▶ die Erhaltung der biologischen Vielfalt der Gewässerökosysteme,
- ▶ das nachhaltige Management der Fischpopulationen.

Einzig und allein die Kombination dieser Ziele kann sicherstellen, dass der traditionelle und schwierige Beruf des Fischers, der einen wichtigen Bestandteil unserer Wirtschaft und unserer Kultur darstellt, erhalten bleibt, und dass eine grösstmögliche Zahl von Anglern die Möglichkeit erhalten, eine enge, sowohl physische als auch emotionale Beziehung zur Natur zu entwickeln.

Seinen Auftrag kann das BUWAL nur dann erfüllen, wenn es auf die Zusammenarbeit und die Unterstützung der Wissenschaft zählen kann, insbesondere der EAWAG, der Fischereifachstellen der Kantone, welche die natürlichen und menschlichen Gegebenheiten kennen, der Berufsfischer, Angler und Fischzüchter, deren Erfahrung und Engagement eine solide Grundlage für eine langfristige Fischerei- und Wasserwirtschaftspolitik bildet.

Die langfristige Erhaltung der natürlichen Gewässer und der Fischerei sind durch derart viele Faktoren gefährdet, dass wir keine Zeit mit internen Streitereien vergebend dürfen. Unsere wirklichen Widersacher sind die Wasserverschmutzung, die Verbauung der Gewässer, die Beeinträchtigung der Einzugsgebiete (Bodenversiegelung, Entwässerungen, Deponien usw.) und die Klimaerwärmung. Nur mit vereinten Kräften wird es uns gelingen zu widerstehen und eine positive Dynamik entgegenzusetzen.

Alle Beteiligten müssen Synergien suchen und Konflikte lösen, um eine ertragreiche und nachhaltige Fischerei in saubereren Gewässern und natürlichen Landschaften zu sichern.

Das Projekt «Fischnetz» ist durch die Qualität der gesammelten Informationen und der geförderten Untersuchungen, durch den Dialog, den es stimuliert, und durch das Wissen und den guten Willen aller Beteiligten ein viel versprechendes Unterfangen, das auf jede und jeden von uns zählt, um seine Ziele zu erreichen.

Philippe Roch, Direktor des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Mitglied Lenkungsausschuss «Fischnetz»

Das Fachseminar vom 3. Mai 2001 in Winterthur

10 Beiträge wurden den mehr als 170 TeilnehmerInnen am diesjährigen 3. Fachseminar präsentiert: Viele Fakten, konkrete Massnahmenvorschlägen und offene Fragen wurden erläutert und intensiv diskutiert. An dieser Stelle sei den ReferentInnen, den Interessierten und Förderern von «Fischnetz» herzlich gedankt.

Für den Fortschritt im «Fischnetz» ist vieles wichtig: aktuelle Forschungsergebnisse ebenso wie bereits vorhandene Daten. Gerade für die Arbeit an Syntheseprojekten greifen wir in der Projektleitung oft auf bereits erhobene Daten zurück und stossen dabei immer wieder auf wahre «Goldgruben»: Sehr viel wurde bereits von sorgfältigen BeobachterInnen und fleissigen ArbeiterInnen zusammengetragen – wir haben leider davon nicht immer Kenntnis. Es ist uns deshalb wichtig, dass wir möglichst viele der laufenden Untersuchungen und Erhebungen kennen, damit wir zu ihnen als Kontaktprojekte den gelegentlichen Austausch gewährleisten oder sie als Teilprojekte einbeziehen können. Wir möchten Ihr Wissen und Ihre Erfahrungen ins «Fischnetz» einbauen und offerieren Ihnen im Gegenzug unser Netzwerk mit dem Know-how einer Vielzahl von Fachleuten, mit Hinweisen auf mögliche Schnittstellen, Geldquellen oder sogar Arbeitskräfte und Labors mit freien Kapazitäten sowie auf Material, das vorliegt und für zusätzliche Untersuchungen genutzt werden kann.

«Fischnetz» – Herausforderungen und Grenzen

Alexander J.B. Zehnder (EAWAG, Präsident des Lenkungsausschusses «Fischnetz»)

Im Jahre 1972 schrieb Philip Anderson in seinem Science Artikel «More Is Different» oder in Deutsch «Mehr ist verschieden»: «Die Fähigkeit der Wissenschaft, alle Fragen auf einfache Beziehungen der Naturgesetze zu reduzieren, heisst nicht automatisch, dass das Universum mit einfachen Beziehungen aufgebaut, resp. verstanden werden kann.» Oder mit anderen Worten: «Nicht alles, was vorerst einfach scheint, ist auch einfach.»

Die meisten von uns sind im «Fischnetz» angetreten, die Fragen des Fischrückganges in den schweizerischen Fließgewässern mit einigen einfachen Antworten zu lösen. In vielen Köpfen herrschte zu Beginn – und in einigen tut es dies auch heute noch – die Idee, den Fischrückgang alleine auf Kläranlagen oder Chemikalien zurückzuführen. Wir sind heute gescheiter geworden, vor allem auch aufgrund der Hartnäckigkeit der Projektleitung, alle möglichen Einflüsse auf das Leben der Fische in der Natur, seien sie positiv oder negativ, in die Ursachenforschung miteinzubeziehen.

Zur Ausgangslage und zum besseren Verständnis der Standortbestimmung möchte ich hier die zwölf Arbeitshypothesen der Projektleitung des «Fischnetzes» in vier Bereiche zusammengefasst in Erinnerung rufen:

1. Die Klimaveränderung führt zu höheren Wassertemperaturen im Sommer und zu vermehrten Hochwassern im Winter. Diese Veränderungen der physikalischen Umweltparameter könnten den Lebensraum für bestimmte Fischarten einschränken.
2. Die Belastung der Gewässer durch chemische Stoffe aus Abwässern der Haushalte, der Industrie und der Landwirt-

schaft könnte sich direkt auf die Gesundheit und die Fortpflanzungsfähigkeit von Fischen auswirken.

3. Biologische Einflussfaktoren wie Krankheitsbefall durch Bakterien, Viren und Parasiten, fischfressende Vögel oder der Rückgang von Nährtieren könnten den Fischbestand eines Gewässers stark reduzieren.
4. Verbauungen und Wassernutzungen beeinträchtigen den Lebensraum der Fische. Unangemessener Besatz und Entnahme beeinflussen ebenfalls die Bestände und die Fitness der Fische.

Diese möglichen Einflussfaktoren und ihre Auswirkungen sind wiederum untereinander sehr komplex vernetzt.

Aus den vorliegenden Arbeiten im Projekt «Fischnetz», aber auch aus Studien in anderen Ländern, ist deutlich geworden: «Selten ist nur ein einziger Einflussfaktor verantwortlich für den Fischrückgang in einem Gewässer, und noch viel weniger in einer ganzen Region». Obwohl das Phänomen Fischrückgang zwar etwa gleichzeitig in verschiedenen Kantonen und Gewässern wahrgenommen wurde, scheinen die Ursachen aber verschieden zu sein.

Vor kurzem ist im Magazin Nature eine Arbeit erschienen, welche die Ursachen des Amphibienrückganges im Westen der USA untersucht hat. Die Autoren kommen zum Schluss, dass der Amphibienrückgang auf einen Parasitenbefall zurückzuführen ist. Die erhöhte Empfindlichkeit der Amphibienembryonen für den Parasiten ist jedoch von sehr komplexer Art: «Klimaveränderungen, vor allem die immer stärker werdenden El-Niño-Zyklen, führten zu reduzierten Wassertiefen in den Laichgebieten während der Eiablage, damit erhöhte sich die Exposition der Eier und Embryonen für UVB-Strahlung. Diese führte zu einer erhöhten Empfindlichkeit der Embryonen für Parasitenbefall.» Damit ist zwar der Auslöser der Krankheit identifiziert, die Beseitigung des Problems lässt aber viele Optionen offen. Sie reichen von globalen Massnahmen wie der Reduktion des fossilen Kohlendioxid-

Ausstosses bis zu lokalen, wie etwa die aktive Regulierung der Wassertiefe in den wichtigsten Laichgewässern. Die erste Option ist bei der heutigen politischen Lage kaum durchzuführen und braucht viele Jahre, wenn nicht Jahrzehnte, bis sie auch wirklich wirksam wird. Es bleibt nur Symptombekämpfung mit direkten Bewirtschaftungsmassnahmen übrig.

Was können wir von unseren eigenen Arbeiten und den Studien anderer lernen? Vorerst einfach scheinende Zusammenhänge sind oft komplexer als angenommen. Die Aufgabe der Wissenschaft ist es, diese Zusammenhänge aufzuklären. Dies führt oft zu Unverständnis bei Laien. Den Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern wird vorgeworfen, sich vom eigentlichen Thema zu entfernen und sich in für die Praxis irrelevanten Details zu verlieren. Diese vermeintlich irrelevanten Details sind aber für ein Verständnis der Vorgänge nötiges Grundwissen. Nur sie erlauben schlussendlich die Wahl sinnvoller Massnahmen.

Es stimmt, oft bleiben bei Projekten die Hauptfragen unbeantwortet und spannende Nebenaspekte werden ausgeleuchtet. Wir vom Projekt «Fischnetz» haben uns aber zum Ziel gesetzt, unsere Forschung fortlaufend an den Hauptfragen oder Arbeitshypothesen zu messen und die Relevanz von Teilstudien im Interesse des Gesamten in Frage zu stellen. Das aktuelle Fachseminar soll darüber informieren, wo wir momentan mit unserem Wissen stehen, welche Arbeiten und Synthesen noch ausstehen, wo die nächsten Herausforderungen sind, aber auch, an welche Grenzen wir stossen.

Gesundheitszustand der Fische im Rheintal

Zusammenfassung des Syntheseberichtes zu den Untersuchungen 1997 bis 2000 der st. gallisch-liechtensteinischen Arbeitsgruppe

Michael Eugster (Amt für Umweltschutz des Kantons St.Gallen)

Die Gründe für chronische Leber- und Nierenerkrankungen bei Fischen aus verschiedenen Gewässern des St.Galler Rheintals sind weiterhin unklar. Auch die Untersuchungen in den Jahren 1999 und 2000 vermochten keinen Aufschluss über die Ursachen der Organveränderungen zu geben. Immerhin hat sich, wie schon 1997 bei den ersten Untersuchungen, bestätigt, dass bei Fischen, die zu Vergleichszwecken in Trinkwasser gehalten wurden, keine auffälligen Krankheitsbilder auftraten. Dies war hingegen bei Fischen in Trögen mit Bachwasser und bei frei lebenden Fischen der Fall.

Ein gesamtschweizerisches Problem

In den frühen 1990er Jahren wurden bei Fischen aus verschiedenen Gewässern des Rheintals chronische Leber- und Nierenerkrankungen festgestellt. Die Befunde sprachen für

toxisch bedingte Ursachen. In der Folge veranlassten die mit den Fragen des Gewässerschutzes, der Fischerei und der Lebensmittelkontrolle betrauten Ämter des Kantons St.Gallen gemeinsam mit dem Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein umfangreiche Abklärungen und Untersuchungen. Das Untersuchungskonzept hatte zum Ziel, die Ursachen für die festgestellten Organveränderungen zu identifizieren. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 1997 bis 2000 durchgeführt.

Nach Vorliegen der ersten Untersuchungsergebnisse aus dem Rheintal und von ersten Ergebnissen aus anderen Kantonen wurde deutlich, dass die Problematik nicht auf das Rheintal beschränkt ist. Gesamtschweizerische Umfragen, die im gleichen Zeitraum durchgeführt worden waren, bestätigten dies. Sie ergaben einen deutlichen Rückgang beim Forellenfang in 17 Kantonen. Der Rückgang setzte zu Beginn der 1980er Jahre ein und betrug bis Ende der 1990er Jahre im Mittel etwa 60 Prozent. Die ersten Untersuchungsergebnisse machten auch die Vielschichtigkeit der Problematik deutlich.

Aufgrund dieser Situation setzten sich auch die beteiligten Stellen des Kantons St.Gallen für ein gesamtschweizerisch geleitetes und koordiniertes Vorgehen ein. Im Dezember 1998 wurde von BUWAL und EAWAG gemeinsam das Projekt «Fischnetz» gestartet. Die Untersuchungen im Rheintal wurden als Teilprojekt von «Fischnetz» weitergeführt. Um die Untersuchungsergebnisse in einen Zusammenhang mit der spezifischen Gewässersituation im Rheintal zu stellen, wird im Synthesebericht der Ist-Zustand der Gewässer und die Entwicklung in den vergangenen Jahrzehnten hinsichtlich Gewässerstruktur, Abflüsse, Wassertemperaturen, Gewässergüte, Belastungsquellen und fischereilicher Situation umfassend beschrieben.

Künstliches Gewässersystem und naturfremde Gewässer im Rheintal

Das Gewässersystem in der Talebene des Rheintals ist praktisch durchwegs künstlich. Im Zuge der Korrektur des Alpenrheins wurden die Binnenkanäle erstellt und im Rahmen der grossen Meliorationen die meisten Bäche verbaut und begradigt. Die Arbeiten wurden bereits im 19. Jahrhundert begonnen und dauerten bis in die 1960er Jahre. Alle diese Gewässer stellen heute sehr monotone und naturfremde Lebensräume dar, in denen es beispielsweise nur wenig Fischunterstände gibt.

Weniger Abfluss und höhere Wassertemperaturen

Die Kiesentnahmen im Alpenrhein bis in die 1970er Jahre hatten zur Folge, dass sich die Rheinsohle eintiefte und sich der Grundwasserspiegel gebietsweise erheblich senkte. Dadurch fielen zahlreiche Giessen trocken, und die Mittel- und Niederwasserabflüsse im Werdenberger, aber auch im Rheintaler Binnenkanal verringerten sich deutlich. Dies führte

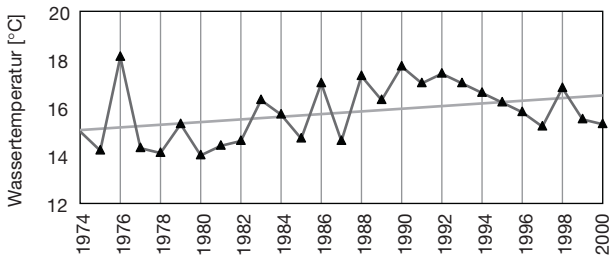


Abbildung 1: Maximale jährliche Wassertemperaturen im Alpenrhein (Diepoldsau) seit 1974.

unter anderem zu einem Rückgang der potenziellen Laichräume für Bachforellen und der Unterstandsmöglichkeiten für Fische. Auffällig ist auch die deutliche Tendenz zu höheren maximalen Wassertemperaturen seit Mitte der 1970er Jahre. Dies wurde an verfügbaren längeren Messreihen sowohl im Alpenrhein (Abbildung 1) als auch im Liechtensteiner Binnenkanal festgestellt.

Bachforelle in den Gewässern der Talebene praktisch verschwunden

Die Analyse der Fang- und Einsatzzahlen der vergangenen Jahrzehnte sowie einzelne Kontrollabfischungen zeigen deutlich auf, dass zu Beginn der 1980er Jahre in den St. Galler Gewässern innert kurzer Zeit ein Wechsel von der Bachforelle zur Regenbogenforelle erfolgt ist. Im Liechtensteiner Binnenkanal dominierte damals schon die Regenbogenforelle. Seit dieser Zeit ist die Bachforelle in den Gewässern der Talsohle stark rückläufig und mittlerweile in vielen Gewässern ganz verschwunden. Bei der Regenbogenforelle stagnieren die Fangzahlen seit Ende der Einsätze zu Beginn der 1990er Jahre auf tiefem Niveau oder sind ebenfalls rückläufig. Die Statistiken weisen aber auch aus, dass schon früher Perioden mit verhältnismässig tiefen Fangerträgen erfasst wurden. In den Bächen am Hang finden sich noch mehrheitlich gute Bachforellenbestände. Die Regenbogenforelle ist hier nicht anzutreffen.

Da sich in den Fischfangstatistiken die Auswirkungen zahlreicher Faktoren wie Probleme bei der Wasserqualität, Änderungen in der Nahrungssituation, Besatzmassnahmen, das Verhalten der Fischer usw. widerspiegeln, sind Korrelationen mit diesen nur beschränkt geeignet, um Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu erklären.

Organschäden bei Fischen nur in Gewässern der Talebene

Die Untersuchungen 1997 umfassten im Wesentlichen eine Literaturrecherche, chemische Analysen von Pestiziden in Gewässern und von hormonell wirksamen Nonylphenol-Verbindungen in ausgewählten Ausläufen von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) sowie histologische Untersuchungen an Organen von Fischen aus zahlreichen Gewässern und aus

einem Expositionsversuch mit Fischen, die in Trögen dem Bachwasser ausgesetzt wurden. Die Untersuchungen wurden schwerpunktmässig im Gebiet Sargans-Wartau-Balzers durchgeführt, der Expositionsversuch am Mühlbach bei der ARA Wartau (s. Bericht dazu im Heft 2/1998 von «Umweltschutz im Kanton St. Gallen»).

Es stellte sich heraus, dass Pestizid-Einträge oder Nonylphenol-Verbindungen als Ursache der Organveränderungen im Rheintal nicht von relevanter Bedeutung sein können. Aus den Ergebnissen der histologischen Untersuchungen konnte gefolgert werden, dass die Organveränderungen in verschiedenen Einzugsgebieten und ausschliesslich in Gewässern der Talebene auftreten. Der unmittelbare Einfluss der ARA Wartau bewirkte im Expositionsversuch zwar eine raschere Zunahme der Organschädigungen, am Ende der Expositionsdauer von vier Monaten waren sie jedoch oberhalb und unterhalb der ARA-Einleitung gleich gross. Überraschend war ausserdem, dass auch bei Forellen aus dem Rhein selbst deutliche Veränderungen festgestellt worden waren.

Reinigung durch Filtration?

Das 1999 umgesetzte Untersuchungskonzept baute auf den Ergebnissen von 1997 auf, die auf einen Reinigungseffekt für das Wasser bei einer Sickerung durch Bodenmaterial hindeuteten. Kern der Untersuchungen 1999 war eine Versuchsanlage mit Hälterungströgen für Fische und dazwischengeschalteten Filterstufen (Sandfilter und Aktivkohle-Filter, Abbildung 2). Man ging davon aus, dass sich die Filtration des Bachwassers, welches aus dem Mühlbach unterhalb der ARA Wartau gepumpt wurde, positiv auf die Gesundheit der Fische auswirken würde, und dass relevante Schadstoffe in den Filtern zurückgehalten und mit chemischen Verfahren identifiziert werden könnten. Neben histologischen Untersuchungen an Organen von Fischen aus diesem Expositionsversuch wurden wiederum Organe von freilebenden Fischen untersucht. Zusätzlich wurden ver-



Abbildung 2: Expositionsversuch am Mühlbach bei der ARA Wartau 1999: Hälterungströge mit dazwischengeschalteten Filterkolonnen (Säulen im Hintergrund).

schiedene Blutwerte der Fische gemessen, um Aussagen über den Zustand ihres Immunsystems zu gewinnen.

Alle Fische starben

Ein erster Expositionsversuch, der im Juni 1999 gestartet worden war, endete Ende September mit dem Tod aller im Bachwasser gehaltenen Fische innert weniger Tage. Als Ursache wurde ein Belastungsschoss mit einem toxisch wirkenden Stoff vermutet, der zusätzlich zu einer Grundbelastung aufgetreten sein musste. Der toxische Stoff konnte aber nicht ermittelt werden. Das Fischsterben konnte weder mit den Organveränderungen noch mit den Immunwerten der während des Fischsterbens entnommenen Tiere erklärt werden. Ein in der Folge angesetztter zweiter Expositionsversuch dauerte von Anfang Oktober bis Ende Dezember, ohne dass die Fische starben.

Bachwasser bewirkte Organschäden – Fische im Trinkwasser gesund

Die Untersuchung der Organveränderungen ergab für die in den Trögen gehaltenen Fische ein ähnliches Bild wie schon 1997. Wiederum zeigten die Fische aus dem Bachwasser über die Zeit zunehmende, deutliche Veränderungen an den Organen. Damit wurde experimentell nachgewiesen, dass die Organveränderungen durch die Beschaffenheit des Wassers verursacht werden müssen. Überraschend war, dass bei Fischen aus Gewässern, die nicht durch Einleitungen aus Kläranlagen beeinflusst waren, ebenfalls sehr hohe Veränderungsgrade festgestellt wurden. Von Bedeutung sind dabei möglicherweise auch tägliche Temperaturschwankungen im Bachwasser. Die Untersuchungen des Immunstatus ergaben zudem Hinweise auf eine Schwächung des Immunsystems der Fische. Die zu Kontrollzwecken im Trinkwasser gehaltenen Fische zeigten sowohl beim Expositionsversuch 1997 als auch in den zwei Versuchen von 1999 keine auffälligen Krankheitsbilder.

Toxische Stoffe im Auslauf von Kläranlagen

Die Wirkung der Filter im Expositionsversuch war gering. Die Filterwirkung beschränkte sich vorwiegend auf unpolare Verbindungen. Dies lässt den Schluss zu, dass es sich bei den potenziellen Schadstoffen eher um polare Verbindungen handeln musste. Da die Filter bei weitem nicht die erwartete Wirkung zeigten, wurden Schadstoffe in der Folge nicht wie geplant im Filtermaterial, sondern in Proben von gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage gesucht. In diesen Proben konnten Verbindungen nachgewiesen werden, die auf einfache Organismen (z.B. Bakterien) toxisch wirken. Bei den Verbindungen handelt es sich um stabile Abbauprodukte von Inhaltsstoffen aus Publikumsprodukten wie Duschmittel, Shampoos, Wasch-, Reinigungs- und Geschirrwaschmitteln. Diese gelangen in grossen Mengen ins Abwasser. In der ARA werden solche Inhaltsstoffe oft nur unvollständig biologisch

abgebaut, was zu den stabilen Abbauprodukten im gereinigten Abwasser bzw. in den Gewässern führt. In einem Test mit Embryonen des Zebraäbrblings (*Danio rerio*) konnte die Toxizität von vier ausgewählten, im Abwasser identifizierten und anschliessend im Labor gewonnenen Abbauprodukten jedoch nicht bestätigt werden.

Im Rahmen der begleitenden chemischen Untersuchungen zu den Expositionsversuchen wurden im Ablauf der ARA Wartau im Tagesverlauf zudem erhebliche Schwankungen beim fischgiftigen Nitrit festgestellt. Dieses Phänomen ist auch von anderen Kläranlagen bekannt. Es wird bei der in kleineren und mittleren Anlagen üblichen Überwachung mittels Tagessammelproben kaum erkannt.

Verschiedene offene Fragen

Im Laufe der Abklärungen und Untersuchungen wurden viele Erkenntnisse gewonnen und Zusammenhänge beleuchtet. Es gelang jedoch nicht, die Wasserinhaltsstoffe, die zu den Organveränderungen bei den Fischen führen, zu identifizieren. In vereinzelt Fällen wurden – auch in anderen Kantonen – starke Organveränderungen auch bei Fischen festgestellt, die aus Gewässerabschnitten mit guten Fischpopulationen stammten. Es stellen sich daher die Fragen, welches die natürliche Bandbreite von Organveränderungen bei Fischen ist, wie gut Organveränderungen generell als Indikator für die Gesundheit von Fischpopulationen verwendet werden können und welches letztlich deren Bedeutung für die Fischrückgänge ist. Im Weiteren ist beispielsweise nicht klar, welche Bedeutung die Tendenz zu höheren maximalen Wassertemperaturen für Forellen hat.

Ein langer Weg zum Ziel

Die Problematik des Fischrückganges muss in einem sehr komplexen Ursache-Wirkungs-System betrachtet werden. Diese Komplexität erschwert die Suche nach den Ursachen erheblich. Die Wiederherstellung intakter Gewässer mit guter Wasserqualität, in denen die Fische gedeihen und sich natürlich vermehren können, ist eine Aufgabe, die in den kommenden Jahrzehnten grosse Anstrengungen erfordern wird und die nur in kleinen Schritten gelöst werden kann. Massnahmen sind in den drei Bereichen «Verbesserung der Wasserqualität», «Verbesserung der Gewässerlebensräume» und «ökologische Ausrichtung der Fischerei» vorzusehen. Viele der Massnahmen beeinflussen sich gegenseitig und erfordern daher abgestimmte Konzepte und eine gute Zusammenarbeit der zuständigen Forschungsanstalten, Behörden, Fachstellen und Interessenverbände.

Insbesondere im Bereich der Lebensraumverbesserung wurden für den Alpenrhein sowie für einzelne Gewässer und Einzugsgebiete im Rheintal bereits zahlreiche Anstrengungen unternommen und Anleitungen und Konzepte erarbeitet. Lokal wurden auch bereits verschiedene Gewässerrevitalisierungen erfolgreich realisiert. Mit neuen gesetzlichen Be-

stimmungen in den Bereichen Gewässerschutz, Wasserbau und Fischerei wird zudem der Weg für verbesserte Lebensbedingungen in und an Gewässern geebnet. Weitere konkrete Optimierungen in den jeweiligen Einzugsgebieten sind nun zügig und koordiniert an die Hand zu nehmen.

Im Sinne des Vorsorgeprinzips ist die in den vergangenen Jahrzehnten stark angestiegene Menge und Vielfalt der naturfremden Chemikalien, die in unsere Gewässer gelangen, zu begrenzen. Insbesondere ist die Umweltverträglichkeit der Chemikalien und ihrer Abbauprodukte besser und umfassender zu prüfen bzw. zu gewährleisten. Dies liegt in der Zuständigkeit des Bundes und der Hersteller. Während die Kontrolle und Überwachung der Abwasserreinigungsanlagen durch die Betreiber und den Kanton erfolgen müssen, sind für die weitere Suche nach schädlichen Wasserinhaltsstoffen in erster Linie die Forschungsanstalten gefordert.

Die Bedeutung der natürlichen genetischen Diversität von Fischarten und ihre Gefährdung durch menschliche Einflüsse am Beispiel der Forelle (*Salmo trutta*)

Carlo R. Largiadè (Zoologisches Institut, Universität Bern)

Die Grösse der genetischen Vielfalt bestimmt, wie erfolgreich sich Arten an wechselnde Umweltbedingungen anpassen und somit langfristig überleben können. Genetische Studien an der Forelle weisen darauf hin, dass die genetische Vielfalt einheimischer Fischarten durch menschliche Einflüsse reduziert wurde. Inwieweit diese Reduktion für den derzeitigen Fischrückgang mitverantwortlich ist, kann aufgrund der heutigen Datenlage nicht abschliessend beantwortet werden.

Die Bedeutung der genetischen Vielfalt

Gemäss der Evolutionstheorie bestimmt die Grösse der genetischen Vielfalt, wie erfolgreich sich Arten an wechselnde Umweltbedingungen anpassen und somit überleben können. Es ist wichtig zu betonen, dass in diesem Zusammenhang der Begriff «genetische Vielfalt» (oder Diversität) vererbte Unterschiede sowohl *zwischen* als auch *innerhalb* von Populationen einer Art umfasst. Dass das Anpassungspotenzial mit reduzierter Vielfalt sinkt, wurde mit experimentellen Studien an Modellarten wie z.B. der Fruchtfliege nachgewiesen. In Abbildung 3 ist das Ergebnis eines solchen Experiments grafisch dargestellt. Dabei wurden die Fliegen nach Anzahl Borsten selektiert. Von einer Population ausgehend wurden drei neue Populationen mit 10, 20 und 40 Individuen gegründet. Für die Weiterzucht wurden jeweils diejenigen Nachkommen ausgewählt, welche die höchsten Borstenzahlen aufwiesen, d.h. je nach Population die 10, 20 oder 40 Fliegen mit den meisten Borsten. Der Anteil der

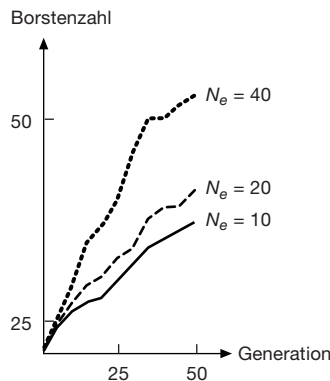


Abbildung 3: Selektions-experiment bei Fruchtfliegen. Die Kurven repräsentieren die Zunahme der Borstenzahl über die Generationen in drei selektionierten Populationen. Ne entspricht der effektiven Populationsgrösse.

genetischen Variabilität, der von einer Generation auf die nächste weitervererbt wird, hängt primär von der Anzahl Individuen ab, die sich erfolgreich fortpflanzen können. Die Population, von der für jede Generation die grösste Anzahl Fliegen für die Weiterzucht verwendet wurde, weist also im Vergleich mit den beiden anderen Populationen die grösste genetische Vielfalt auf. Wie erwartet, zeigt denn auch die Population mit der grössten genetischen Diversität ($N_e = 40$) die stärkste Reaktion («Anpassung») auf den künstlichen Selektionsdruck und somit die höchste Zunahme der Anzahl Borsten.

Die effektive Populationsgrösse (N_e)

Im vorherigen Abschnitt wurde der Begriff effektive Populationsgrösse N_e mit der genetischen Variabilität, die auf die nächste Generation übertragen wird, in Beziehung gebracht. Zum N_e einer Population gehören jedoch nur solche Individuen, die tatsächlich (effektiv) an der Fortpflanzung beteiligt sind und somit ihre Varianten der Gene auf die nächste Generation übertragen. Der effektiven Populationsgrösse stellt man die aktuelle Populationsgrösse (N_a) gegenüber, welche alle Individuen einer Population umfasst. Aktuelle und effektive Populationsgrösse weichen voneinander ab ($N_e < N_a$), wenn sich nicht alle Individuen erfolgreich fortpflanzen und daher Eltern der nächsten Generation sind. Besonders von Bedeutung ist auch, dass N_e kleiner als die Gesamtzahl der sich erfolgreich fortpflanzenden Tiere ist, falls die beiden Geschlechter nicht gleich häufig sind oder der Fortpflanzungserfolg der Individuen unterschiedlich ist. Beispielsweise besitzt eine hypothetische Herde von 200 Kühen und zwei Bullen ein N_e von ca. 8,0. Diese Herde verliert genau gleich viel genetische Variabilität pro Generation wie eine Herde, welche aus vier Kühen und vier Bullen, also insgesamt acht Individuen, besteht¹.

Je kleiner die effektive Populationsgrösse ist, desto stärker ist die Wirkung der genetischen Zufallsdrift. Der Mecha-

¹ N_e wurde anhand folgender Formel berechnet, wobei N_f der Anzahl Kühen und N_m der Anzahl Bullen entspricht.

$$N_e = \frac{4 N_m \cdot N_f}{N_m + N_f}$$

nismus der Zufallsdrift lässt sich mit folgendem Beispiel illustrieren: In einer Population pflanzen sich nur zehn Individuen erfolgreich fort ($N_e = 10$). Jedes Individuum ist Träger einer Kopie eines bestimmten Erbfaktors (Gens), welcher in der Population in zwei unterschiedlichen, selektiv neutralen Varianten auftritt. Falls die Häufigkeit der einen Genvariante 90% beträgt, so besteht eine Chance von über 34%, dass die seltenere Genvariante (in der Ausgangspopulation zu 10% vertreten) rein zufällig nicht mehr in die nächste Generation weitervererbt wird². Bei einem N_e von 100 reduziert sich die Wahrscheinlichkeit, dass diese Variante bei nächsten Generationen zufällig verloren geht auf 0.003%, also etwa um das 10 000fache. Die Zufallsdrift ist folglich eine sehr wichtige Evolutionskraft, und in Populationen mit sehr kleinem N_e kann die genetische Drift die Wirkung der Selektion entgegengesetzt übertreffen. Bei sehr kleinem N_e wird nämlich die Wahrscheinlichkeit stark erhöht, dass selektiv günstige Genvarianten der Population zufällig verlorengehen oder sich nachteilige Varianten in der Population entgegen dem Selektionsdruck zufällig «durchsetzen» können.

Ebenfalls abhängig von N_e ist die Inzuchtsrate. Je kleiner N_e desto grösser ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich nahe verwandte Individuen paaren und die Nachkommen mit jeder Generation ingezüchteter werden. Mit ingezüchtet ist die erhöhte Wahrscheinlichkeit gemeint, dass Nachkommen von ihren Vätern und Müttern Genkopien erhalten, die beide von der Kopie eines gemeinsamen Vorfahren abstammen³. In natürlichen Populationen können sich Genvarianten, welche einen Nachteil für ihre Träger mit sich bringen, in der Population halten, falls die nachteilige Wirkung für den Träger durch seine zweite, «gesunde» Kopie des Gens vollständig kompensiert wird. Bei Inzucht, der Paarung von nahe verwandten Individuen, erhöht sich nun die Chance, dass die gleiche nachteilige Variante eines Gens sowohl durch den Vater als auch durch die Mutter vererbt wird. Diese Fixierung von nachteiligen Genvarianten in der Nachkommenschaft führt ihrerseits zum Phänomen der Inzuchtdepression, welche sich in einer reduzierten Vitalität und Fruchtbarkeit äussert bzw. einer reduzierten Fitness der Nachkommen.

Die Reduktion der genetischen Vielfalt durch menschliche Einflüsse

Die menschlichen Einflüsse, welche zu einer Reduktion der genetischen Vielfalt in Fischpopulationen führen können, lassen sich in drei Hauptkategorien zusammenfassen:

- ▶ Umweltzerstörung (Verschmutzung, Hindernisse für Fischwanderungen etc.),
- ▶ Befischung (Überfischung, selektive Fischerei etc.),
- ▶ Besatz, d.h. das Einsetzen von künstlich aufgezogenen Fischen (Einschleppung von Krankheiten etc.).

Generell führen alle drei Einflusskategorien zu einer Reduktion von N_e in natürlichen Populationen und somit zu einem Verlust von genetischer Diversität. Eine ausführliche

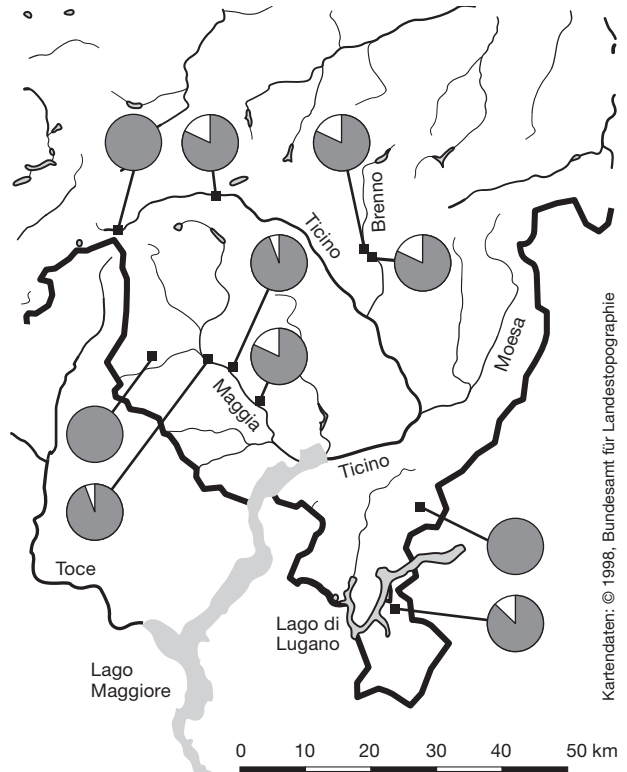


Abbildung 4: Anteil von Genvarianten eingeführter Zuchtforellen (grau) und ursprünglicher Forellenformen (weiss) in Populationen des Kantons Tessin.

Zusammenstellung dieser Einflusskategorien mit ihren potenziellen Auswirkungen auf die genetische Diversität der Forelle (*Salmo trutta*) in Europa wurde kürzlich von einer internationalen Expertengruppe veröffentlicht⁴. Die Experten kommen zum Schluss, dass die drei Kategorien regional eine sehr unterschiedliche Bedeutung haben und, obwohl die Forelle eine der genetisch am besten untersuchten Fischart ist, die negativen Auswirkungen nur exemplarisch dokumentiert sind. In meinem Referat habe ich an Hand von theoretischen Beispielen dargestellt, dass gerade Bewirtschaftungsmassnahmen, die auf die Erhaltung von Populationen abzielen, bei Nichtbeachtung populationsgenetischer Aspekte zu einer Reduktion von genetischer Diversität führen können.

In Abbildung 4 wird am Beispiel von Forellenpopulationen des Kantons Tessin deutlich, dass eine starke Reduktion der genetischen Vielfalt stattgefunden hat. In der gesamten Schweiz wurden bis vor wenigen Jahren im grossen Umfang

² Diese Chance ist identisch mit der Wahrscheinlichkeit, dass sich zufällig nur Träger der häufigeren Variante fortpflanzen, nämlich 0.9^{10} (= 0.349 bzw. 34.9%).
³ Die Individuen der meisten Tierarten besitzen zwei vollständige Sätze der gesamten Erbinformation (die Summe aller Gene), wovon einer vom Vater und der andere von der Mutter vererbt wurde. Im vorangegangenen Beispiel über die Wirkung der genetischen Drift wurde zur Vereinfachung nur ein Satz pro Individuum angenommen.
⁴ Der Bericht *Conservation Genetic Management of Brown trout (Salmo trutta) in Europe* kann unter folgender Internet-Adresse bezogen werden: <http://www.dfu.min.dk/ffi/consreport/index.htm>

Zuchtforellen in die Gewässer ausgesetzt. Diese Zuchtforellen gehören einer atlantischen Populationsgruppe an, die sich etwa vor 500 000–800 000 Jahren von den Forellenspopulationen des Adria-Einzugsgebiets abgespalten hat. Aus Abbildung 4 wird ersichtlich, dass viele ursprüngliche Populationen fast vollständig von genetisch einheitlichen Zuchtforellen verdrängt worden sind. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für andere Landesteile. Somit muss eine starke Reduktion der genetischen Vielfalt bei der Forelle in der Schweiz in Form eines Verlustes von vielen lokalen und genetisch einzigartigen Populationen erfolgt sein. Dabei gilt es anzumerken, dass eine solche Verdrängung von Lokalpopulationen auch dann erfolgen kann, wenn die eingesetzten Zuchtfische schlechter an die lokalen Umweltbedingungen angepasst sind als Individuen der Lokalpopulation. Dies ist z.B. dann der Fall, wenn die Intensität des Einsetzens von Zuchtfischen die Intensität der Gegenselektion übersteigt. Eine ähnliche Reduktion der genetischen Vielfalt müssen wir zumindest auch für diejenigen einheimischen Fischarten annehmen, die in ähnlicher Weise bewirtschaftet wurden wie die Forellen.

Fazit

- ▶ Eine Reduktion der genetischen Diversität in natürlichen Populationen reduziert das Anpassungspotenzial und kann daher zu einem Rückgang der Populationsdichten und zum vermehrten Aussterben von Populationen führen.
- ▶ Bei einheimischen Fischarten wurde die genetische Diversität durch menschliche Einflüsse reduziert (Beispiel: Forelle).
- ▶ Inwieweit diese Reduktion für den derzeitigen Fischrückgang mitverantwortlich ist, kann auf Grund der heutigen Datenlage nicht abschliessend beantwortet werden, da geeignete Studien fehlen.

Auswirkungen des Auslaufes der ARA Surental auf Gründlinge (*Gobio gobio*)

Patrick Faller, Bernd Kobler, Armin Peter und Patricia Holm (EAWAG)

Bestimmte Abwasserreinigungsanlagen (ARA) können Schäden bei Bach- oder Regenbogenforellen hervorrufen. Wie es jedoch bei anderen Fischarten aussieht, ist weitgehend unbekannt. In diesem Teilprojekt wurde die Beeinflussung von Gründlingen (*Gobio gobio*) durch die ARA Surental untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass die Fitness der Gründlinge durch die Belastung der ARA Surental leicht reduziert ist.

Hintergrund und Zielsetzung

Die ARA Surental liegt rund 10 km unterhalb des Ausflusses der Suhre aus dem Sempachersee. Mitglieder des ansässigen Fischereivereins bemerkten unterhalb der ARA Surental

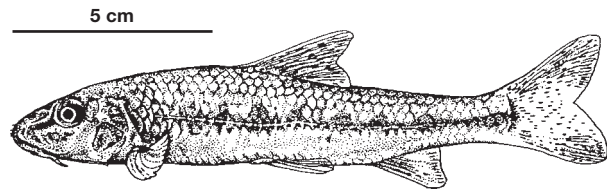


Abbildung 5: Gründling (*Gobio gobio*). (Aus: The Freshwater Fishes of Europe, 1999)

einen stärkeren Fischfangrückgang als oberhalb. Im Frühjahr des Jahres 2000 wurden biologische und chemische Messungen durchgeführt, die zeigten, dass zeitweise eine erhöhte östrogene Aktivität im Auslauf der ARA nachgewiesen werden konnte.

Gründlinge (*Gobio gobio*) sind Kleinfische, die maximal 15 cm gross werden und am Grunde verschiedenster Gewässer leben (Abbildung 5). Dort sind sie nicht nur Schadstoffen aus dem Wasser, sondern auch denen aus dem Sediment ausgesetzt. Da der Gründling kein typischer Speisefisch ist, werden die Populationen weder durch Fang noch durch Besatz beeinträchtigt.

Ziel der vorliegenden Studie war es, den Einfluss der ARA Surental auf den bisher selten als Bioindikator herangezogenen Gründling zu untersuchen.

Zeitpunkte und Orte der Probenahmen

Die Gründlinge wurden zu zwei verschiedenen Jahreszeiten gefangen, die erste Abfischung wurde während der Laichzeit im Frühsommer durchgeführt, die zweite im Frühherbst. Es wurden Fische oberhalb und unterhalb der ARA Surental entnommen. Zu Vergleichszwecken wurden weitere Gründlinge aus der Ron, dem Ausfluss des Rotsees, an einer durch Kläranlagen unbeeinflussten Stelle gefangen. Total wurden 220 Fische untersucht.

Untersuchte Parameter

Jeder Stressfaktor greift zunächst auf der Ebene der Moleküle an. Daraus resultierende Effekte schlagen sich auf der nächsthöheren Ebene der biologischen Organisation, den Zellen, den Organen, den Individuen oder schliesslich auf die Population nieder. Veränderungen an den Molekülen (z.B. die Bildung grösserer Mengen an Entgiftungsenzymen) zeigen sich schnell, jedoch besitzen diese eine geringe ökologische Relevanz (Abbildung 6). Veränderungen auf der Ebene der Population hingegen haben eine hohe ökologische Relevanz. Sie zeigen sich allerdings in der Regel erst lange nach dem ursprünglich einwirkenden Stressor.

In dieser Studie wurden Parameter verwendet, die einerseits eine kurze Antwortzeit (Entgiftungsenzyme) auf die Schadstoffe aufweisen, andererseits auch solche, die eine mittlere (Lebergewebe) bis hohe (Lipidgehalt und Ovotestis) ökologische Relevanz besitzen (Abbildung 6).

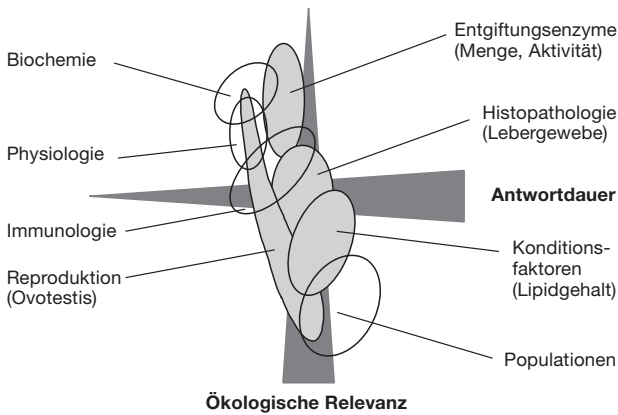


Abbildung 6: Parameter der unterschiedlichen Untersuchungsebenen in Ovale zusammengefasst (nach Adams 1989). Die in der Studie untersuchten Parameter sind grau dargestellt. Die Dicke der dunklen Pfeilspitzen geben die Stärke der Ausprägung der beiden Kriterien «Antwortdauer» und «ökologische Relevanz» an.

1. Die Menge des Entgiftungsenzyms Cytochrom P450 (CYP1A Proteinmenge) und seine Aktivität (EROD, Ethoxyresorufin-O-Deethylase) wurden gemessen. Viele Schadstoffe, die vom Fisch aufgenommen werden, sind fettlöslich. Da fettlösliche Stoffe vom Körper sehr schlecht ausgeschieden werden können, müssen sie zuerst in wasserlösliche Stoffe umgewandelt werden. Dies wird durch Entgiftungsenzyme bewerkstelligt. Je mehr Schadstoffe im Fisch vorhanden sind, desto mehr Entgiftungsenzyme werden gebildet. Neben dem Enzymgehalt ist auch die Aktivität des Enzyms entscheidend, d.h. die Menge der Teilchen, die ein Enzym in einer bestimmten Zeit umsetzen kann.
2. Histologische Schnitte der Leber wurden unter dem Mikroskop auf Veränderungen hin untersucht.
3. Die Hoden der Fische wurden auf das Auftreten von Eier hin untersucht (= Ovotestis), was als Hinweis für hormonaktive Substanzen im Wasser gilt (Abbildung 7).

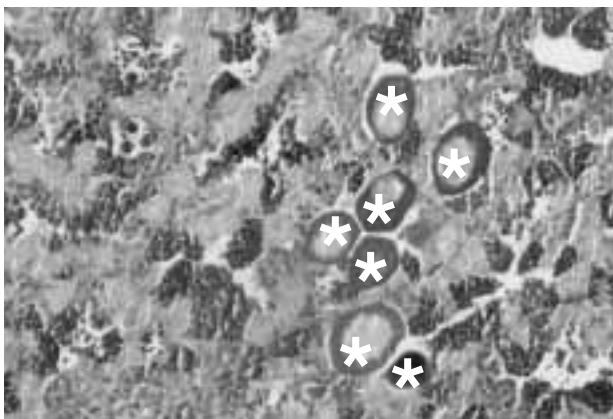


Abbildung 7: Histologischer Schnitt einer Mischgonade eines männlichen Gründlings aus der Suhre. In der Mitte des Hodens befinden sich 7 primäre Oozyten (= Eizellen).

4. Der Lipidgehalt in der Muskulatur wurde bestimmt um die generelle Fitness und den Ernährungszustand der Tiere abzuschätzen.

Resultate

Unterhalb der ARA Surental wurde bei den untersuchten Fischen eine erhöhte Menge und Aktivität des Entgiftungsenzyms festgestellt. Bezüglich Lipidgehalt und histologische Veränderungen des Lebergewebes konnten keine statistisch signifikanten Unterschiede gefunden werden. An allen drei Standorten wurden in den Hoden der männlichen Gründlinge Eier beobachtet, in der Suhre häufiger als in der Ron, jedoch waren auch hier die Unterschiede nicht signifikant (Abbildung 8).

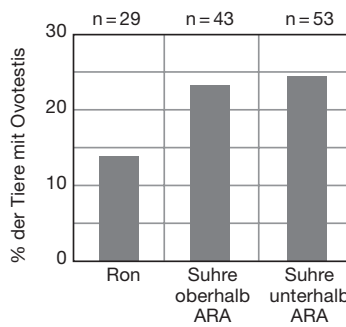


Abbildung 8: Ovotestisuntersuchung bei männlichen Gründlingen an den Flüssen Suhre oberhalb ARA und Suhre unterhalb ARA (n = Anzahl der untersuchten Fische).

Schlussfolgerungen

Die erhöhten Werte des Entgiftungsenzyms weisen auf eine Belastung durch die ARA Surental hin. Von dem hier untersuchten Entgiftungsenzym (CYP1A) ist bekannt, dass es durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzo-1,4-dioxine (PCDD) und -furane (PCDF) induziert wird. Ob jedoch einer dieser Stoffe die Ursache für die erhöhten Werte des Entgiftungsenzyms ist, müsste mit chemischen Analysen abgeklärt werden. Verschiedene andere Faktoren wie zum Beispiel die Wassertemperatur oder die Jahreszeit können die Menge und die Aktivität des Entgiftungsenzyms ebenfalls beeinflussen.

Die Bedeutung der Wassertemperatur ist in unserem Versuch sicher vernachlässigbar, da der durchschnittliche Unterschied von oberhalb zu unterhalb der ARA Surental weniger als 0.1 Grad Celsius beträgt. Die Bedeutung der Jahreszeit ist vermutlich ebenfalls gering, da immer Tiere miteinander verglichen wurden, die zur gleichen Zeit, und damit im vergleichbaren Stadium der Laichreife gefangen worden waren.

Da nur bei einem Parameter (Entgiftungsenzym) ein signifikanter Unterschied gefunden wurde, schliessen wir, dass die Fitness der einzelnen Gründlinge nur leicht reduziert ist. Die Auswirkungen dieser Grundbelastung der Individuen auf die Populationen sind jedoch unbekannt. Wichtige Informationen zu dieser Frage können von der laufenden Populationsuntersuchung erwartet werden.

Was ein Reporter gen in Fischzellen über östrogene Einflüsse zu berichten weiss

Gabriele Ackermann und Eva Brombacher (EAWAG),
Karl Fent (Rüti ZH)

Als anfangs der 90er Jahre erstmals Störungen in hormonell regulierten Prozessen von wildlebenden Fischen wahrgenommen wurden, begann eine aufwändige Suche nach den Ursachen der beobachteten Effekte. In der Zwischenzeit konnte gezeigt werden, dass es in der Umwelt Stoffe gibt, die ähnlich wirken wie das körpereigene weibliche Geschlechtshormon Östradiol. Das Vorkommen und die Verbreitung von Umweltöstrogenen wie auch ihre Wirkung auf Fische sind jedoch noch unzureichend untersucht. Der Nachweis der östrogenen Aktivität von Stoffen leistet einen wesentlichen Beitrag zum Verständnis der Ursache-Wirkung-Beziehung zwischen östrogenen Stoffen und beobachteten Effekten in Fischen.

Wirken östrogen-aktive Stoffe in Zellen verschiedener Organismen gleichartig?

In den vergangenen Jahren kamen verschiedene Screening-Tests zur Anwendung, die *in vitro*, also an Zellen in Kultur, die östrogene Aktivität von Umweltchemikalien und Umweltproben zu bestimmen vermochten. Diese Tests wurden vor allem mit Säugetier- oder Hefezellen durchgeführt. Im Artikel von S. Durrer (fischnetz-info N° 5) wurde der Nachweis der hormonellen Aktivität in Vor- und Nachklärbecken schweizerischer ARAs mittels einer menschlichen Brustkrebszelllinie geführt. Bei der Feststellung östrogenen Aktivität ist es wichtig zu erwägen, ob die mit Säuger- oder Hefezellen gewonnenen Daten auf Fischzellen übertragen werden können. Die Frage, inwieweit sich die bestehenden Unterschiede zwischen Hefe- bzw. Säugerkzellen und Fischzellen auf die Empfindlichkeit gegenüber östrogenen Stoffen auswirken, veranlasste uns, einen Östrogenizitätstest zu entwickeln, der mit einer Fischzelllinie durchgeführt wird.

Eine Fischzelllinie als *In-vitro*-Test

Unser Test verwendet eine Regenbogenforelle-Gonadenzelllinie (RTG-2), die aus noch nicht vollständig entwickeltem Eierstock- und Hodengewebe gewonnen wurde (Abbildung 9). Die gemessene östrogene Antwort der RTG-2-Zellen wird über einen Mechanismus ausgelöst, der allen Wirbeltieren eigen ist. Dieser funktioniert so, dass Östradiol vom Blut passiv in die Zelle und weiter in den Zellkern gelangt, wo es mit grosser Affinität an den Östrogenrezeptor (ÖR) bindet. Der so entstandene Rezeptorkomplex bindet wiederum an eine spezifische Stelle auf der Erbsubstanz (DNS) und schaltet ein östrogen-abhängiges Gen an (Abbildung 10). In Fischen, Amphibien, Reptilien und Vögeln wird das Eidotterprotein Vitellogenin über diesen Mechanismus gebildet und wird so als Mass für eine östrogene Antwort verwendet. In unse-

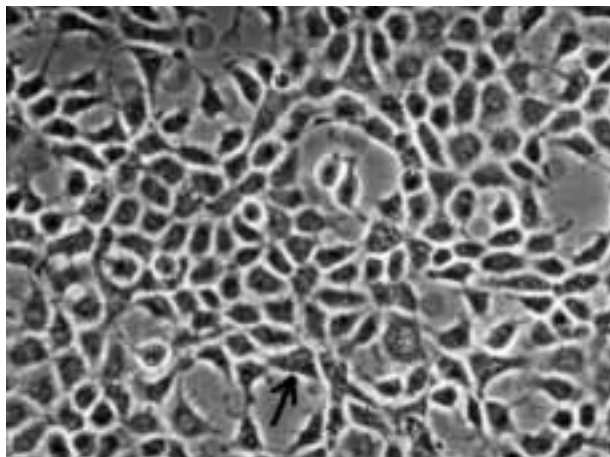


Abbildung 9: Regenbogenforelle-Gonadenzellen der Zelllinie RTG-2, wie sie in einer Kulturschale wachsen (ca. 230fache Vergrösserung). Der schwarze Pfeil zeigt eine einzelne Zelle, umgeben von einem hellen Rand. Der Pfeil selber befindet sich an einer freien Stelle, wo der Zellrasen noch nicht zusammengewachsen ist.

rem Test tritt an Stelle des Vitellogenins ein künstlich in die RTG-2-Zellen eingeschleustes Reporter gen. Dieses wird, wie oben beschrieben, angeschaltet und bewirkt die Bildung eines Proteins, das sehr einfach gemessen werden kann.

Eine fisch-spezifische östrogene Antwort

In der Folge haben wir mit unserem RTG-2-Reporter gensystem die östrogene Aktivität von Umweltchemikalien bestimmt. Abbildung 11 stellt vollständige Dosis-Wirkungskurven von Östradiol (links), Nonylphenol (Mitte) und Nonylphenoxy-Essigsäure (rechts) dar. Alle drei Substanzen findet

Östrogen-abhängige Gen-Aktivierung

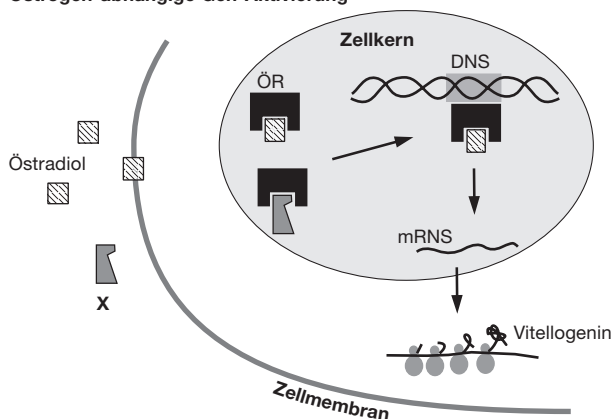


Abbildung 10: Östradiol gelangt über die Zellmembran in den Zellkern und bindet an den Östrogenrezeptor (ÖR). Dieser Komplex bindet wiederum an eine spezifische Sequenz auf der Erbsubstanz (DNS) und aktiviert so genannte östrogen-abhängige Gene, indem eine mRNA gebildet und in ein Protein übersetzt wird. Vitellogenin ist ein Eidotterprotein, das durch diesen Mechanismus gebildet wird. X ist ein Umweltstoff, der in der gleichen Art wie Östradiol die Herstellung von Vitellogenin verursachen kann.

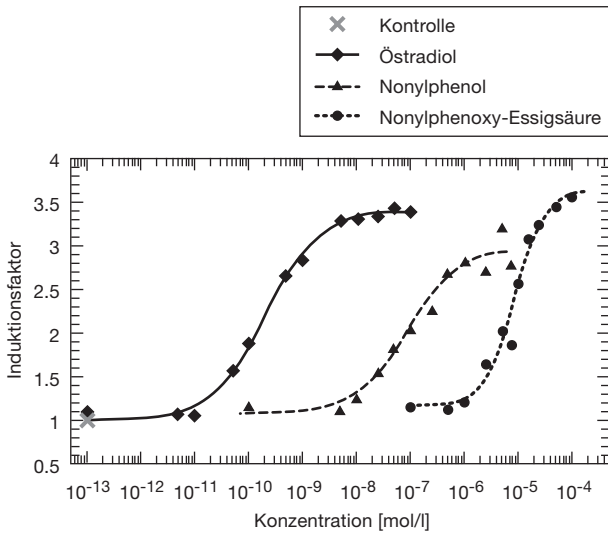


Abbildung 11: Das RTG-2-Reportersystem vermag östrogene Substanzen zu detektieren und ihre Aktivität zu charakterisieren. Nonylphenol und Nonylphenoxy-Essigsäure zeigen im Vergleich zu Östradiol bei höheren Konzentrationen eine östrogene Aktivität.

man in ARA-Ausläufen. Die letzteren sind mikrobielle Abbauprodukte von Reinigungsmitteln, die in die Kläranlage gelangen. Die Lage der Kurven entlang der horizontalen Achse sagt aus, bei welcher Konzentration eine östrogene Antwort ausgelöst wird. Die gemessenen Reporteraktivitäten zeigen, dass Nonylphenol ungefähr 40-mal und Nonylphenoxy-Essigsäure etwa 30 000-mal weniger aktiv ist als Östradiol. Dieses Beispiel zeigt, dass unser Fisch-Reportersystem

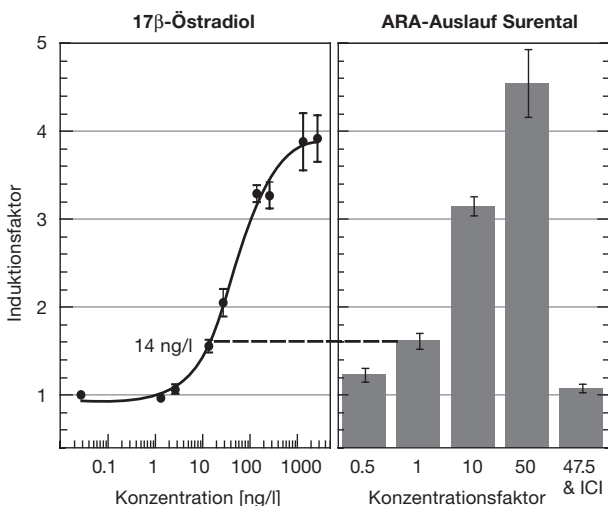


Abbildung 12: Das gereinigte Abwasser der ARA Surental wurde in verschiedenen Konzentrationen zu östrogen-sensitiven RTG-2-Zellen gegeben und mit der östrogenen Aktivität von Östradiol verglichen. Demnach entspricht das unverdünnte, gereinigte Abwasser der Aktivität von 14 ng/l Östradiol. Der Östrogenrezeptor-Hemmstoff ICI vermag eine östrogene Antwort vollständig zu unterdrücken, was zeigt, dass die gemessene Antwort spezifisch über den Östrogenrezeptor abläuft.

für eine Charakterisierung von Substanzen gemäss ihrer östrogenen Aktivität geeignet ist.

Screening von Umweltproben

Um die Möglichkeit zu testen, ob unser Reportersystem auch für das Screening von Umweltproben geeignet ist, haben wir Flusswasser und ARA-Auslaufwasser gesammelt und in verschiedenen Konzentrationen zu den östrogen-sensitiven RTG-2-Zellen gegeben. Abbildung 12 stellt einen Vergleich der östrogenen Aktivität von Östradiol und Auslaufwasser der ARA Surental dar. In einer unkonzentrierten Form (Konzentrationsfaktor 1) zeigt der ARA-Ausfluss eine östrogene Aktivität, die jener von 14 ng/l Östradiol entspricht. Dieser Effekt wird wohlgernekt von einer Mischung an Substanzen, wie sie im ARA-Auslauf vorkommt, hervorgerufen. Auch wenn es schwierig ist, *In-vitro*-Befunde mit solchen, die an Tieren festgestellt wurden zu vergleichen, soll darauf hingewiesen werden, dass männliche Regenbogenforellen in Anwesenheit von 10 ng/l Östradiol beginnen, das Eidotterprotein Vitellogenin zu produzieren.

Der Östrogenrezeptor hat seine Präferenzen

Vor Jahren wurde gezeigt, dass Östradiol über den Östrogenrezeptor der Regenbogenforelle eine etwa 10-mal weniger starke östrogene Antwort auslöst, als wenn die Reaktion über den menschlichen Östrogenrezeptor verläuft. Es wäre jedoch falsch anzunehmen, der Regenbogenforelle-Östrogenrezeptor würde grundsätzlich eine schwächere östrogene Antwort auslösen. Das Gegenteil ist der Fall: Östrogen-sensitive RTG-2-Zellen reagieren empfindlicher auf Nonylphenol und Bisphenol A als Säuger- bzw. Hefezellen. Je nach Nonylphenol-Gehalt würde die östrogene Aktivität einer Umweltprobe mit einem Säuger-Testsystem also unterbewertet werden. Für die Bestimmung der östrogenen Aktivität von Einzelsubstanzen, definierten Gemischen und Umweltproben in Fischen empfehlen wir deshalb den Einsatz eines fisch-spezifischen Tests wie unser RTG-2-Reportersystem.

Belastung von grossen Fliessgewässern in der Schweiz durch Schwermetalle und organische Schadstoffe: aktueller Zustand und Folgen für die Fische

Michel Pardos, Janusz Dominik (Institut F.-A. Forel, Universität Genf)

Schwermetalle und organische Mikroverunreinigungen gefährden die Gewässerökosysteme. Im Rahmen des Projektes «Fischnetz» soll der Belastungszustand unserer Fliessgewässer und potenzielle Effekte der gemessenen Schadstoffkonzentrationen auf Fische dargestellt werden.

Einleitung

Die Fließgewässer unseres Landes sollen in einem Zustand sein, in dem Organismen uneingeschränkt leben, sich entwickeln und sich vermehren können. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen Schadstoffeinträge unterschiedlicher Natur (Haushalte, Industrie, Landwirtschaft usw.) in Gewässer vermindert oder verhindert werden.

Schwermetalle und organische Mikroverunreinigungen können in Verbindung mit Schwebstoffen transportiert und/oder in den Sedimenten im Flussbett akkumuliert werden. Sie sind in der Lage, das Leben unserer Gewässer, insbesondere das Leben der Fische, direkt (z.B. durch direkten Kontakt mit dem Schadstoff) oder indirekt (z.B. durch fehlende Nahrung, über die Nahrungskette) zu beeinträchtigen.

Die lückenhaften Kenntnisse über die Belastung der Fließgewässer durch Schwermetalle und organische Mikroverunreinigungen, das Bedürfnis nach einer Erfolgskontrolle für die ersten Massnahmen zur Bekämpfung des Eintrages an der Quelle und der generelle Fischrückgang sind Gründe genug, um uns regelmässig mit dem ökologischen Zustand unserer Gewässer zu befassen.

Untersuchungsziele

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde (1) die aktuelle Belastung (1999–2000) durch Quecksilber, Kadmium, Blei, Kupfer, Chrom, Zink, Nickel, Kobalt, Hexachlorbenzol (HCB), 7 unterschiedliche polychlorierte Biphenyle (PCB) und 6 Isomere von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) bestimmt und (2) die Entwicklung der Verunreinigung von Fließgewässern durch Schwermetalle in den letzten 10–15 Jahren untersucht. Die Arbeit bildet auch eine wertvolle Grundlage für zukünftige Studien. Zudem kann in einem Vergleich mit bestehenden, ausländischen Grenzwerten für Schadstoffkonzentrationen, welche keine toxischen Effekte auf Gewässerorganismen erwarten lassen, die potenzielle Toxizität auf Fische abgeschätzt werden. In Anbetracht der Einschränkungen, die diese indirekte Vorgehensweise mit sich bringt (die Wechselwirkungen zwischen Schadstoffen

n = 40	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Hintergrund ¹	0.3	–	80	20	0.20	30	25	100
Median	0.27	9.1	35.9	39.3	0.13	34.6	27.1	119
Min.	0.12	3.5	15.7	8.8	0.02	15.4	10.9	27.6
Max.	0.54	24.8	103	87.2	0.57	117	54.4	516

¹ Referenzwert für die «natürliche» Metallkonzentration in Schwebstoffen, veröffentlicht durch die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Tabelle 1: Median, Minimal- und Maximalwert der Metallkonzentrationen in Schwebstoffen von 10 grossen Fließgewässern in der Schweiz (jeweils 4 Probenahmen zwischen 1999 und 2000 an je 10 Probenahmestellen).

n = 80	∑PAH ²	∑PCB ³	HCB
	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Median	520	7.9	0.35
Min.	20	0.35	0.05
Max.	3940	58	7.2

² ∑ PAH: Summe von 6 Isomeren von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen

³ ∑ PCB: Summe von 7 unterschiedlichen polychlorierten Biphenylen

Tabelle 2: Median, Minimal- und Maximalwert der organischen Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen und abgelagerten Sedimenten von 10 grossen Fließgewässern in der Schweiz (jeweils 4 Probenahmen zwischen 1999 und 2000 an je 10 Probenahmestellen).

sind z.B. schwer vorherzusehen), müssen die Ergebnisse mit anderen, praxisnäheren Ansätzen bestätigt werden.

Untersuchte Fließgewässer

Die Studie betrifft hauptsächlich das Rhein-Einzugsgebiet. Ihr Schwerpunkt ist der Rhein selbst (bei Ellikon), der Unterlauf seiner wichtigsten Zuflüsse (die Thur bei Flaach, die Aare bei Döttingen und die Birs bei Duggingen) und der Unterlauf zweier Aare-Zuflüsse (die Limmat bei Enneturgi und die Reuss bei Birmenstorf). Aber auch andere Flüsse sind untersucht worden. So wurden in der Rhone oberhalb und unterhalb des Genfersees (jeweils bei Bouveret und bei Chancy), im Ticino bei Gudo und im Inn bei Susch Proben genommen. Die Probenahme der Schwebstoffe und der abgelagerten Sedimente (Korngrößenfraktion <63 µm) fand parallel an vier über das Jahr verteilten Zeitpunkten statt.

Der Vergleich mit Daten der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) über den Schwebstoffgehalt des Rheins unterhalb von Basel bei Weil-am-Rhein und an seinem Unterlauf an der deutsch-holländischen Grenze (Bimmen-Lobith) ermöglicht darüber hinaus eine noch bessere Einschätzung des Zustands unserer Flüsse.

Zustand der Belastung in den 10 grossen Fließgewässern

In Tabelle 1 werden die in den 10 grossen Fließgewässern in der Schweiz in den Jahren 1999 und 2000 erhobenen Daten über die Metallkonzentrationen in Schwebstoffen zusammengefasst. Angegeben ist jeweils der Median der Konzentrationen (n = 5 pro Metall). In Anbetracht der Schwierigkeiten, gute natürliche Referenzgewässer zu finden (der geologische Einfluss ist bei den Gewässern sehr unterschiedlich), scheint die Darstellung der von der IKSR angegebenen Referenzwerte für die natürliche Hintergrundbelastung informativ. Auch wenn man den Vergleich des Medians mit den Referenzwerten der IKSR (Tabelle 1) nur als Anhaltspunkt nehmen darf, zeigt er doch, dass die Untersuchungsstandorte relativ wenig belastet sind.

Die Belastung der Schweizer Flüsse mit den organischen Schadstoffen PCB, PAH und HCB (gemessen in den Schwebstoffen und im Sediment) kann ebenfalls als bescheiden ein-

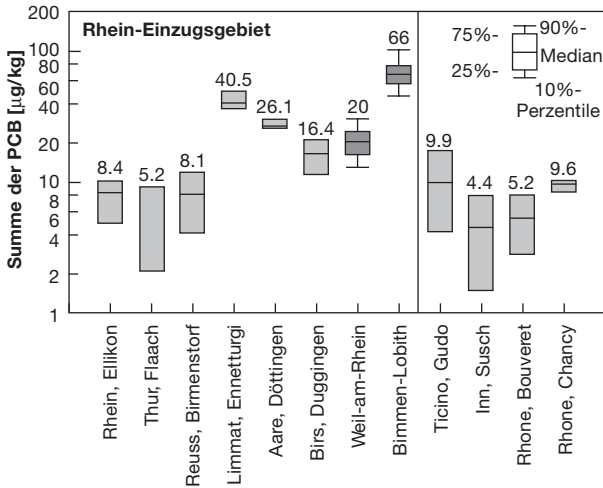


Abbildung 13: Mediane der PCB-Konzentrationen (Summe von polychlorierten Biphenylen) in den Schwebstoffen in grossen Fließgewässern der Schweiz im Zeitraum von 1999–2000 (n = 4), im Rhein bei Weil-am-Rhein im Jahre 1999 (n = 25) und bei Bimmen-Lobith im Jahre 1996 (n = 27).

gestuft werden, wenn man die gemessenen Werte (Mediane, Tabelle 2) mit Konzentrationen aus anthropogen stark belasteten Flüssen vergleicht, beispielsweise mit dem Unterlauf des Rheins (IKSR).

Eine Betrachtung der einzelnen Gewässer zeigt hingegen auf, dass die Unterläufe der Limmat, der Aare und der Birs eindeutig von menschlichen Aktivitäten beeinflusst werden. Sie weisen Schadstoffkonzentrationen auf, die vergleichbar sind mit denen im Unterlauf des Rheins. Als Beispiel ist die Summe der PCB in den Schwebstoffen in Abbildung 13 dargestellt.

Die bisherigen Massnahmen zur Bekämpfung der allgemeinen Umweltverschmutzung durch Schwermetalle und

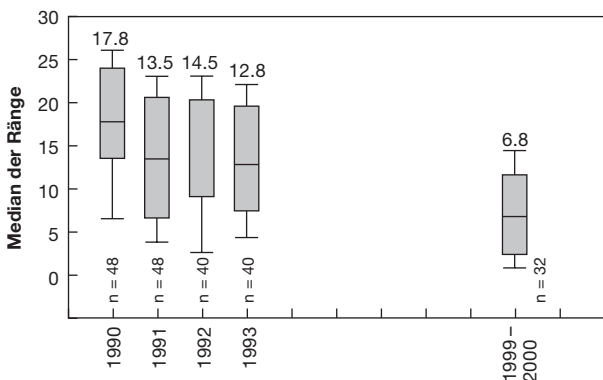


Abbildung 14: Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen in den Schwebstoffen der Birs bei Duggingen. Jedem Metall (Quecksilber, Kadmium, Blei, Kupfer, Chrom, Zink, Nickel und Kobalt) wurde entsprechend seiner jeweiligen Konzentration eine bestimmte Rangzahl von 1 (geringste Konzentration) bis 26 (höchste Konzentration) zugeordnet. Für jedes Untersuchungs-jahr wurde anschliessend der Medianwert der Ränge der 8 Metalle in die Balkendiagramme übertragen.

organische Schadstoffe und insbesondere deren Eintrag in die Gewässer waren gerechtfertigt und haben sich gelohnt. Im Vergleich zu 1986 (für die Sedimente) und zu 1990 (für Schwebstoffe) kann ein eindeutiger Rückgang der Belastung durch Schwermetalle festgestellt werden. Abbildung 14 stellt diese Tendenz für die Birs bei Duggingen dar. Was die organischen Schadstoffe betrifft, fehlen für die untersuchten Gewässer leider Vergleichsdaten aus früheren Zeiten. Die von der IKSR veröffentlichten HCB-, PCB- und DDT-Konzentrationen, die in Fischgeweben gemessen wurden (Aal, Rotauge, Barbe im Jahr 1995), sind für den Hochrhein aber generell gering und ebenfalls rückläufig. Schon ergriffene Massnahmen zur Verringerung des Eintrages (z.B. Beschränkung oder Verbot von Pestiziden) lassen für die Zukunft weiter eine Abnahme der organischen Schadstoffe in der Umwelt erwarten.

Potenzielle Effekte der gemessenen Konzentrationen auf Fische

Auf der Basis der in den Jahren 1999 und 2000 gemessenen Schadstoffkonzentrationen in den Schwebstoffen ist die Konzentration von toxischen Substanzen insgesamt im Wasser (berechnet aus dem Schwebstoffgehalt im Wasser bei der Probenahme) generell als potenziell ungefährlich für Fische und andere Gewässerorganismen einzustufen. Als Beispiel dafür zeigt Abbildung 15 die HCB-Konzentrationen im Wasser (HCB sind hauptsächlich an Partikeln adsorbiert). Der Grenzwert von 1 ng/l, der gemäss IKSR (1993) als ungefährlich für das Leben in Gewässern gilt, wird an den Probenahmeorten nie überschritten.

Dieser Grenzwert orientiert sich hauptsächlich an beobachteten NOEC-Werten (no observed effect concentration: Konzentration, bei welcher kein Effekt aufgetreten ist) aus

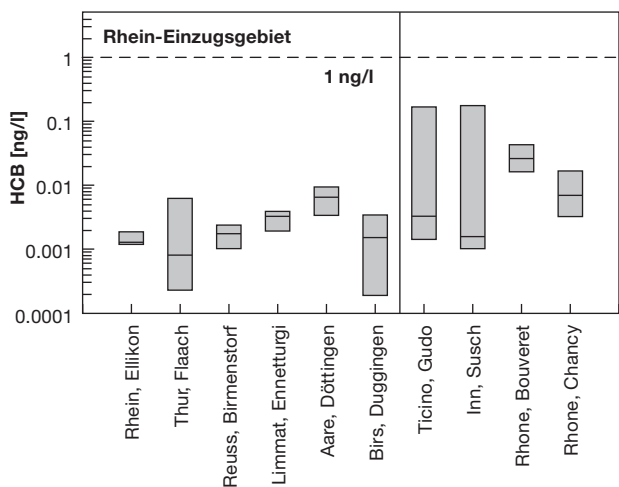


Abbildung 15: Berechnete Gesamt-HCB-Konzentration im Wasser. Der Grenzwert von 1 ng/l entspricht der Konzentration, bei der keine negativen Effekte auf das Leben in den Gewässern zu erwarten sind (IKSR 1993).

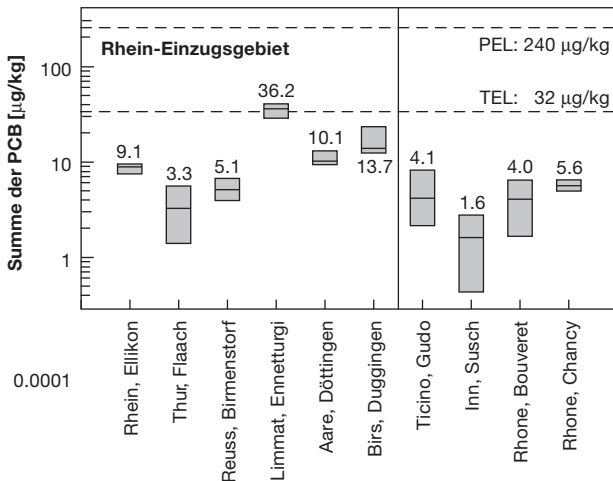


Abbildung 16: PCB-Konzentrationen (Summe von 7 polychlorierten Biphenylen) in den abgelagerten Sedimenten (Korngrößenfraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math>). Unterhalb des TEL-Wertes (Threshold Effect Level) führen die Konzentrationen selten zu biologischen Effekten. Oberhalb des PEL-Wertes (Probable Effect Level) werden toxische Effekte häufig beobachtet.

standardisierten Biotests. Zusätzlich wird ein Sicherheitsfaktor in der Höhe von 10 bis 100 eingebracht, um möglichen negativen Prozessen in der Umwelt (synergistische Wirkung, Persistenz, Abbaubarkeit usw.) Rechnung zu tragen.

Für Sedimente kann das toxische Potenzial auf benthische Lebewesen mit Hilfe von numerischen Grenzwerten abgeschätzt werden. Dadurch können für Benthos-Organismen, die eine wichtige Nahrungsquelle für Fische darstellen, schädliche Konzentrationen evaluiert werden.

Wie schon für das Wasser festgestellt, sind die Schadstoffkonzentrationen auch in den Sedimenten als potenziell nicht toxisch für das Leben ausserhalb und innerhalb der Sedimente einzuschätzen. Abbildung 16 zeigt zum Beispiel die in den abgelagerten Sedimenten (Korngrößenfraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math>) gemessene Summe der PCB-Konzentrationen. Es kann festgestellt werden, dass die gemessenen Konzentrationen generell unterhalb des TEL-Wertes (Threshold Effect Level) von $32 \mu\text{g/kg}$ liegen, unter welchem die Konzentration der Schadstoffe selten zu biologischen Effekten führt. Der PEL-Wert (Probable Effect Level) von $240 \mu\text{g/kg}$, oberhalb dessen toxische Effekte häufig beobachtet werden, wird nie überschritten.

Schlussfolgerungen

In einer Beurteilung im Rahmen der Untersuchungen zu den Ursachen des Rückganges der Fischpopulationen in den schweizerischen Gewässern kann man festhalten, dass die in dieser Studie gemessenen Schadstoffkonzentrationen nicht auf einen direkten Zusammenhang mit dem Fischrückgang hindeuten. Man kann diese Aussage natürlich nicht einfach auf alle Gewässer in der Schweiz extrapolieren.

Gleichwohl ist es möglich, dass schwere Effekte bei Spitzenbelastungen auftreten. Ferner muss berücksichtigt werden, dass die in dieser Studie untersuchten und für ihre Toxizität, ihre Bioakkumulation und/oder ihre Persistenz in der Umwelt bekannten Schadstoffe nur ein Bruchteil der Schadstoffe sind, die in Gewässerökosystemen vorkommen. Andere östrogenaktive Substanzen, die auch in schweizerischen Gewässern vorkommen, sind nicht analysiert worden, wie beispielsweise Dieldrin (ein Pestizid), Nonylphenoethoxylat (ein nicht-ionisches Tensid), Phthalate (Weichmacher) oder Derivate von natürlichen Östrogenen wie Ethinylestradiol, das in Verhütungspillen verwendet wird. Die mangelnden Kenntnisse über chronische und subletale Effekte von Schadstoffen auf Fische, über deren Akkumulation in der Nahrungskette und insbesondere ihren Einfluss auf die Reproduktion, die Populationsdynamik und die Struktur der Lebensgemeinschaften scheinen wichtige Gründe, dass in der Zukunft integrative Feldstudien durchgeführt werden, die chemische, biologische und ökologische Analysen integrieren.

Zum Schluss möchten wir noch einmal betonen, dass es wichtig ist, die Anstrengungen fortzuführen, um den Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Fischpopulationen und der chronischen Belastung durch Spurenstoffe in der Umwelt aufzuklären.

Fortschritte im «Fischnetz»: Die prioritären Untersuchungsfragen in diesem Jahr

Patricia Holm (EAWAG)

Zur Bearbeitung unserer 12 Arbeitshypothesen laufen zahlreiche Teilprojekte. Erste Ergebnisse machen Anpassungen der Hypothesen notwendig, die hier vorgestellt werden. 14 neue Teilprojekte sollen dieses Jahr begonnen werden. Prioritär sind komplexe Studien, die schnell gestartet werden müssen, damit sie bis zum Ende von «Fischnetz» abgeschlossen werden können. Sowohl zu Fragen der Gewässerqualität als auch zur Fischgesundheit und zu Fangern sind Untersuchungen vorgesehen. Einige Ziele und Hintergründe, wie die Untersuchungen zur Proliferativen Nierenkrankheit (PKD), Studien an der Kleinen Saane und die Immissions- und Effektstudie, werden näher erläutert.

Die 12 Arbeitshypothesen – eine Anpassung

Um möglichst alle der in Frage kommenden Faktoren für den Fangernrückgang und die gesundheitlichen Beeinträchtigungen bei den Fischen in die Ursachenforschung miteinzubeziehen, hat die Projektleitung 12 Arbeitshypothesen generiert (fischnetz-info N° 2). Die Ergebnisse der laufenden und abgeschlossenen Projekte und die zahlreichen konstruktiven Diskussionen mit den beteiligten und betroffenen

Kreisen haben zu einer Anpassung der Hypothesen geführt (Tabelle 3).

Geplante Teilprojekte 2001

Einige der für dieses Jahr geplanten Teilprojekte wurden bereits in der letzten Ausgabe kurz vorgestellt. Für das Projekt «Testgebiete» wurde die Auswahl der Gewässer getroffen: Es handelt sich um die Emme (BE), den Necker (SG), den Liechtensteiner Binnenkanal (FL) und die Venoge (VD). Die Untersuchungen werden zur Zeit sorgfältig vorbereitet, und bereits zum Ende des Sommers sollen erste Daten erhoben werden.

Weitere Untersuchungen zur Bedeutung der «Proliferativen Nierenkrankheit (PKD)» für Bachforellen in den Schweizer Gewässern wurden gestartet. Die Krankheit ist neu als zu überwachende Fischseuche in die Tierseuchenverordnung aufgenommen worden. Nun gilt es abzuklären, unter welchen

Bedingungen die Bachforellen sterben oder eine Resistenz ausbilden (vorheriger Kontakt mit dem Erreger, unterschiedliche Temperaturen), um Empfehlungen für den Umgang mit der Krankheit auszuarbeiten.

An der «Kleinen Saane» (FR) werden umfangreiche Untersuchungen durch den Fischereiverband des Kantons vorgenommen. Hintergründe sind ein starker Bestandeseinbruch bei Forellen im 2. Lebensjahr und die niedrigen Fangerträge. Von den verschiedenen Projektzielen sind für «Fischnetz» folgende von besonderem Interesse:

- ▶ die Auswirkung der Entnahme von Fischen durch Angler und Prädatoren,
- ▶ das Durchsetzungsvermögen von Forellenbrütlingen aus Naturverlaichung im Vergleich mit eingesetzten Brütlingen,
- ▶ die Entwicklung des Bestandes in Abschnitten mit und ohne Besatz,

Nr.	Angepasste Hypothesen	Bemerkungen/Erläuterungen
1	Der Fischrückgang ist der Summeneffekt verschiedener Ursachen, deren Auswirkung regional unterschiedlich sein kann.	Unsere bisherigen Daten weisen auf eine regional unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Faktoren hin.
2	Unverändert: Die Fischbestände leiden an einer Fortpflanzungsschwäche.	
3	Unverändert: Den Fischbeständen fehlen genügend nachwachsende Fische.	
4	a) Die Gesundheit der Fische und somit ihre Fitness ist beeinträchtigt. b) Gesundheitsschäden führen zum vorzeitigen Tod adulter Fische.	Die Hypothesen 4 und 5 werden zur Hypothese 4 zusammengefasst. Es wird neu unterschieden zwischen a) Gesundheitsschäden, die die Fitness beeinträchtigen (also Krankheiten, Organveränderungen und Beeinträchtigungen des Immunsystems und b) von Gesundheitsschäden, die zum Tod der Tiere führen.
5	Die Belastung der Gewässer durch Chemikalien verursacht den Fischrückgang und Gesundheitsstörungen.	Die Hypothese 5 bezieht sich neu auf die Chemikalienbelastung als Ursache von Gesundheitsschäden und Populationsrückgängen. Dabei umfasst der Ausdruck Chemikalien natürliche und synthetische Stoffe (z.B. Gülle, Dünger etc.).
6	Ungenügende morphologische Qualität der Gewässer ist die Ursache für den Fischrückgang.	
7	Ein erhöhter Feinsedimentanteil ist verantwortlich für den Fischrückgang.	Die Hypothese 7 macht den erhöhten Feinsedimentanteil im Wasser und in der Flusssohle für den Fischrückgang verantwortlich.
8	Geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung führt zum Fischrückgang.	In Hypothese 8 ist neu die geringere Verfügbarkeit der Fischnahrung sowohl hinsichtlich Menge als auch Qualität berücksichtigt.
9	Der Fischrückgang wird durch eine zuwenig angepasste fischereiliche Bewirtschaftung verursacht.	
10	a) Der Fischrückgang entsteht durch übermässige Entnahme durch fischfressende Vögel. b) Der Fangrückgang widerspiegelt eine Veränderung im Anglerverhalten.	Hypothese 10 unterteilt sich in a) wonach der Fangrückgang durch eine übermässige Entnahme durch Vögel entsteht und b) wonach der Fangrückgang eine Veränderung des Anglerverhaltens widerspiegelt.
11	Veränderungen der Wassertemperatur haben zu einem Rückgang der Fischpopulation und des Fischfangertrages geführt.	In Hypothese 11 ist jetzt etwas breiter von «Veränderungen» die Rede.
12	Ein verändertes Abflussregime und veränderte Geschiebeführung sind verantwortlich für den Fischrückgang.	In Hypothese 12 ist jetzt etwas breiter von «Veränderungen» die Rede.

Tabelle 3: Aktualisierte Arbeitshypothesen im «Fischnetz».

► die Erhebung des Gesundheitszustandes der Forellen zur Abklärung möglicher Ursachen für den gestörten Altersaufbau der Populationen.

Im Hinblick auf die Beurteilung der möglichen Effekte von Wasserverunreinigungen sollen die in Schweizer Abwasser und Gewässer gemessenen Werte im Rahmen einer «*Immissionsstudie*» in einer Datenbank zusammengefasst werden. Dabei sollen möglichst alle in Forschungsanstalten und in kantonalen Laboratorien gemessenen Daten zusammengetragen und in Bezug auf regionale und zeitliche Unterschiede überprüft werden. Die geplante Datensammlung soll via Internet öffentlich zugänglich gemacht werden. Im Vordergrund stehen folgende Substanzen/Substanzklassen: östrogene Verbindungen (Nonylphenole, Phthalate, Bisphenole, Steroidhormone, Sonnenschutzmittel), persistente organische Schadstoffe (POPs inkl. PCB), Biozide, Pestizide, Herbizide. Parallel dazu soll eine «*Effektstudie*» durchgeführt werden, mit dem Ziel, eine strukturierte Zusammenfassung der in der Schweiz verfügbaren Daten zu Wirkungen von Kläranlagen und anderen bekannten Immissionsquellen auf Fischpopulationen und Fischgesundheit zu erstellen. Sie wird den Zustand der Schweizer Fische bezüglich der genannten Parameter dokumentieren. Von einer Synthese der beiden Studien erwarten wir Hilfestellung bei der Identifizierung von «hot spots» und Hinweise auf mögliche verursachende Stoffe/Stoffklassen.

Zu folgenden Themen werden ebenfalls Teilprojekte gestartet:

- Datenanalyse zur Veränderung des Feinsedimenteintrages in den Fliessgewässern,
- Verfügbarkeit von Fischnahrung,
- Kolmationsanalyse in den Testgebieten und in einer Nachuntersuchung zur quantitativen Erfassung von 0+-Bachforellen,
- Datenanalyse von Wassertemperaturparametern der letzten Jahre,
- Detailauswertung der kantonalen Fangstatistiken,
- umweltrelevante Stoffe aus Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet der Murg,
- hydrologische Untersuchungen zum Vorkommen von Winterhochwassern und
- Datenvergleich von Fischbeständen früher und heute.

Kurzmitteilung

PKD wird meldepflichtige Tierseuche

Auf Antrag des BUWAL resp. des Departements Leuenberger hat der Bundesrat an seiner Sitzung vom 28. März 2001 beschlossen, die Proliferative Nierenkrankheit bei Fischen (PKD) als zu überwachende Seuche in die Tierseuchenver-

ordnung aufzunehmen. Diese Änderung ist am 15. April 2001 in Kraft getreten. Diese Neuerung verpflichtet Bund und Kantone, sich im Bereich PKD verstärkt zu engagieren, insbesondere bezüglich Übersicht zur Seuchenlage sowie Entwicklung einer Methodik, mit welcher die Krankheit bereits erkannt werden kann, bevor sie das akute Stadium erreicht.

Ausblick

Auf unserer homepage www.fischnetz.ch finden Sie aktuelle Angaben zu allen Aspekten des Projektes «Fischnetz» sowie die geplanten Teilprojekte.

In der nächsten Ausgabe berichten wir über Ergebnisse verschiedener Teilprojekte und den internationalen PKD-Workshop vom 2./3. Juli 2001 in Kastanienbaum.

Termine

► Die nächste *TeilprojektleiterInnen-Konferenz* findet im Herbst 2001 in Olten (Bahnhofbuffet) statt. Dazu sind alle in Teilprojekten Mitarbeitende herzlich eingeladen.

Dienstag, 18. September 2001, 9.00 bis ca. 16.00 Uhr

Folgende Themen sind geplant:

- Konzeption von Studien bei Vorliegen multifaktorieller Probleme,
- Feinsedimenteinträge und Auswirkungen auf Fische.

Anmeldung erbeten bis 10. September 2001.

► Informationen zu «*Fischnetz*»-relevanten Weiterbildungsveranstaltungen der EAWAG erhalten Sie bei Herbert Güttinger, Telefon 01-823 50 23, herbert.guettinger@eawag.ch oder unter www.eawag.ch/events.

► Der *EAWAG-Infotag 2001* zum Thema «Risikofaktoren im Wasser» findet am Mittwoch, den 19. September 2001 von 9.40–16.40 Uhr in der Akademie der EAWAG Dübendorf statt. Informationen erhalten Sie bei Jacqueline Dörig, Telefon 01-823 53 61, jacqueline.doerig@eawag.ch oder unter <http://www.eawag.ch/events/infotag>.

Dans ce numéro

- 18 Editorial
- 19 «Fischnetz» – challenges et limites
- 20 Etat sanitaire des poissons de la Vallée du Rhin alpin
- 23 L'importance de la diversité génétique naturelle chez les poissons et sa mise en péril par les activités humaines: l'exemple de la truite (*Salmo trutta*)
- 25 Influence des effluents de la STEP de Surental sur les goujons (*Gobio gobio*)
- 27 Que peut nous apprendre un gène indicateur implanté dans des cellules de poissons sur les effets œstrogènes?
- 28 Contamination en métaux lourds et en micropolluants organiques des grands cours d'eau suisses: état des lieux et conséquences pour les poissons
- 31 Les progrès du projet Fischnetz: les questions prioritaires de cette année
- 33 En bref
- 33 Perspectives
- 33 Agenda

2 Deutsche Version

Impressum

La brochure «fischnetz-info» peut être obtenue gratuitement auprès de l'adresse mentionnée ci-dessous.

Rédaction:
Patricia Holm, Monika Meili

Traduction:
Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

«fischnetz-info» kann kostenlos bei der unten stehenden Adresse bezogen werden.

Verantwortlich für die Redaktion dieser Ausgabe:
Patricia Holm, Monika Meili

Übersetzung ins Französische:
Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Projekt Fischnetz, Eva Ruh, EAWAG, Case postale 611,
8600 Duebendorf, eva.ruh@eawag.ch,
Tel. 01-823 51 54, Fax 01-823 53 75

www.fischnetz.ch



Editorial



Sirène – homme ou poisson? Faut-il trancher, ou chercher la meilleure combinaison des intérêts des uns et des autres? Comme chez la Sirène, le pêcheur et le poisson sont inséparables.

Une relation positive durable est possible si l'on trouve un équilibre entre leurs besoins parfois contradictoires, et surtout une synergie de leurs intérêts communs.

L'OFEFP a la responsabilité de favoriser ces synergies et d'aider à trouver un équilibre durable entre la conservation des écosystèmes et des espèces, et leur gestion durable.

Les principaux objectifs de l'OFEFP dans le domaine de l'eau sont:

- ▶ la protection et la restauration des lacs et des cours d'eau naturels,
- ▶ la garantie d'une haute qualité biologique et chimique des eaux superficielles et souterraines,
- ▶ le maintien de la diversité biologique des écosystème aquatiques,
- ▶ une gestion durable des populations de poissons.

C'est seulement la combinaison de ces objectifs qui permettra d'assurer le maintien d'une profession traditionnelle difficile, qui fait partie intégrante de notre économie et de notre culture, et offrira au plus grand nombre possible d'amateurs la possibilité d'entretenir des liens étroits, physiques et sentimentaux, avec la nature.

Cette mission, l'OFEFP ne peut l'accomplir qu'en étroite collaboration et avec le soutien de la science, en particulier de l'EAWAG, des services cantonaux de la pêche, qui connaissent le terrain naturel et humain, et des pêcheurs professionnels, amateurs et éleveurs, dont l'expérience et l'engagement constituent la base solide d'une politique de la pêche et de l'eau à long terme.

Il y a bien trop de dangers qui guettent la pérennité des eaux naturelles et de la pêche pour que nous perdions notre temps en disputes internes. Nos vrais adversaires sont la pollution des eaux, l'artificialisation des rives, l'altération des bassins versants (imperméabilisation, drainages, décharges, etc.), le réchauffement du climat. Il faut toutes nos forces conjointes pour résister et proposer une dynamique positive.

Chacun des acteurs doit rechercher les synergies et résoudre les conflits pour une pêche fructueuse et durable dans des eaux claires et des paysages naturels.

Le projet «Fischnetz», par la qualité des informations qu'il récolte et des recherches qu'il soutient, par le dialogue qu'il suscite et par les connaissances et la bonne volonté de tous les milieux intéressés qu'il met en commun, est une promesse, qui compte sur chacune et chacun de nous pour réussir.

Philippe Roch, Directeur de l'office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, membre du comité stratégique «Fischnetz»

Le séminaire spécialisé tenu le 3 mai 2001 à Winterthur

10 contributions orales ont été présentées à plus de 170 personnes venues assister à ce troisième séminaire spécialisé: de nombreux faits, des actions possibles et des questions encore sans réponse ont été exposés et ont suscité une discussion active. Un grand merci aux intervenants, aux intéressés et à tous ceux qui soutiennent Fischnetz.

Pour que Fischnetz puisse progresser, beaucoup d'éléments sont importants: des résultats actuels de recherche aussi bien que des données déjà existantes. A la direction du projet, quand nous travaillons à des projets de synthèse, nous faisons souvent appel à des données collectées par le passé et il nous arrive de tomber sur de véritables «mines d'or»: un grand nombre d'informations a déjà été rassemblé par des observateurs soigneux et engagés, mais nous n'en sommes pas toujours informés. Il est donc très important que nous soyons au fait du plus grand nombre possible d'études en cours pour que nous puissions entretenir des échanges avec les équipes qui s'en chargent en tant que projet-contact ou que nous puissions les intégrer à Fischnetz en tant que projets partiels. Nous souhaitons faire profiter Fischnetz de votre expérience et de vos connaissances et nous vous offrons en échange un réseau qui vous propose le savoir-faire d'un grand nombre de spécialistes, ainsi que des informations sur des recoupements possibles, sur des financements possibles, et même sur du personnel disponible ou des laboratoires ayant encore des capacités d'accueil ainsi que sur du matériel prélevé et mis à disposition pour d'autres études.

«Fischnetz» – challenges et limites

Alexander J.B. Zehnder (EAWAG, Président du Comité stratégique de «Fischnetz»)

En 1972, Philipp Anderson écrivait dans son article de «Science» intitulé «More is Different»: «La capacité de la science à réduire tous les problèmes posés à des relations simples obéissant aux lois naturelles ne signifie pas automatiquement que l'univers se compose de relations simples ou s'explique par de telles relations». Autrement dit: «N'est pas forcément simple ce qui en a l'air».

La plupart d'entre nous a rejoint «Fischnetz» avec l'intention de résoudre la question du déclin des poissons dans les cours d'eau suisses à l'aide de quelques solutions simples. Dans bon nombre d'esprits, et certains le pensent encore, ce phénomène était imputable aux stations d'épuration uniquement ou à des substances chimiques. Nous sommes devenus plus modestes, grâce notamment à l'entêtement de la direction du projet à vouloir envisager tous les facteurs pouvant influencer le poisson dans le milieu naturel, que ce soit de manière positive ou négative.

Pour décrire la situation de départ et contribuer à une meilleure compréhension du choix des sites d'étude, j'aimerais rappeler ici les 12 hypothèses de travail de la direction du projet «Fischnetz» en les regroupant en quatre grands thèmes:

1. Le changement global du climat induit une élévation des températures estivales de l'eau et une augmentation de la fréquence des crues hivernales. Ces changements des paramètres physiques peuvent rendre certains habitats inhospitaliers pour certaines espèces de poissons.
2. La pollution des eaux par des composés chimiques provenant des eaux usées domestiques, de l'industrie ou de

l'agriculture peut avoir un effet direct sur la santé et la capacité de reproduction des poissons.

3. Des facteurs biologiques comme les maladies d'origine bactérienne, virale ou parasitaire, les oiseaux piscivores ou bien la raréfaction de la nourriture animale peuvent fortement altérer les effectifs piscicoles d'un lac ou cours d'eau.
4. L'artificialisation des cours d'eau et les diverses utilisations de l'eau portent atteinte à l'habitat des poissons. Des empoisonnements inadaptés ou des prélèvements inconsiderés altèrent également les effectifs et la santé des poissons.

Tous ces facteurs envisageables et leurs effets respectifs sont à leur tour étroitement liés les uns aux autres.

Les travaux réalisés dans le cadre de «Fischnetz» et dans d'autres pays montrent clairement qu': «il est rare qu'un seul facteur soit responsable du déclin des poissons dans un cours d'eau donné, et encore moins dans une région donnée». Bien que le phénomène ait été observé simultanément dans différents cantons et lacs ou cours d'eau, les causes en semblent très diverses.

Le magazine «Nature» a publié récemment une étude sur les causes du déclin des amphibiens à l'Ouest des USA. Les auteurs concluent que ce phénomène est dû à une attaque parasitaire. La plus grande sensibilité des embryons d'amphibiens par rapport aux parasites est par contre un phénomène très complexe: «Les changements climatiques globaux, en particulier liés aux cycles d'El Niño, ont finalement entraîné une réduction de la profondeur de l'eau dans les zones de ponte pendant le dépôt des œufs, ce qui a provoqué une augmentation de l'exposition des œufs et des embryons au rayonnement UV. La conséquence en a été une augmentation de la sensibilité des embryons par rapport aux attaques parasitaires». Le facteur déclenchant le phéno-

mène est ainsi certes identifié, mais il y a plusieurs possibilités pour tenter d'éliminer le problème. Elles vont de mesures globales comme une réduction des rejets de gaz carbonique dans l'atmosphère, à des mesures locales comme la régulation active de la profondeur de l'eau dans les principales zones de ponte. La première possibilité est à peine réalisable dans le contexte politique actuel et demanderait de nombreuses années, voire des décennies avant d'avoir un effet réel. Reste donc l'élimination des symptômes par des actions de conservation locales.

Quels enseignements pouvons-nous tirer de nos propres travaux et de ceux des autres? Tout d'abord, des relations qui semblaient simples sont souvent plus complexes qu'on ne le pensait. La science a le devoir d'élucider ces phénomènes de base. Cela provoque souvent l'incompréhension du profane. On reproche aux scientifiques de s'éloigner du thème de recherche et de se perdre dans des détails sans importance pour la pratique. Ces détails prétendus inintéressants sont cependant indispensables pour une bonne compréhension des processus impliqués. Eux seuls permettent finalement de prendre les bonnes décisions.

C'est vrai qu'il arrive fréquemment que des projets n'apportent pas de réponse à leur question principale mais mettent à jour des aspects secondaires très intéressants. Dans le projet «Fischnetz», nous avons décidé d'évaluer constamment notre recherche par rapport aux axes des hypothèses de travail et de nous interroger sur l'importance d'études partielles pour le projet global. Ce séminaire spécialisé a l'ambition de vous informer sur l'état actuel de nos connaissances, sur les travaux et synthèses qui doivent encore être réalisés, sur les défis que nous voulons encore relever, mais aussi sur les limites auxquelles nous nous heurtons.

Etat sanitaire des poissons de la Vallée du Rhin alpin

Résumé du rapport de synthèse des recherches effectuées de 1997 à 2000 par le Groupe de Travail de St-Gall et du Liechtenstein

Michael Eugster (Office de l'Environnement St-Gall)

Les origines des maladies du foie et des reins observées chez les poissons de la Vallée du Rhin alpin dans le canton de St-Gall restent encore floues. Les recherches menées à cet effet en 1999 et 2000 ne sont pas en mesure de livrer des explications sur les causes des atteintes à ces organes. On a toutefois pu confirmer les observations antérieures de 1997 selon lesquelles des poissons maintenus à titre de contrôle dans de l'eau potable ne présentaient pas de tels symptômes. En revanche, des poissons maintenus artificiellement dans des bacs alimentés à partir de la rivière ou vivant en pleine nature présentaient ces symptômes.

Un problème d'ampleur nationale

Des maladies chroniques du foie et des reins avaient été relevées au début des années 90 chez des poissons issus des cours d'eau de la Vallée du Rhin. Au vu des symptômes on pouvait d'abord incriminer des facteurs d'origine toxique. Les services du Canton de St-Gall concernés par la protection des eaux, de la pêche et du contrôle des denrées alimentaires, conjointement avec l'Office de l'Environnement du Liechtenstein, ont mis en place une série de consultations et d'études. Leur propos était de déterminer les agents à l'origine de ces symptômes. Les travaux furent effectués de 1997 à 2000.

Les résultats préliminaires en provenance de la Vallée du Rhin et de certains cantons ont révélé que le problème dépassait le cadre régional. Des enquêtes menées au niveau de la Confédération pendant la même période l'ont confirmé. Elles ont mis en évidence un déclin des prises de truites dans 17 cantons. Ce déclin s'est amorcé au début des années 80 et fut évalué à environ 60% en moyenne à la fin de la dernière décennie. Les premiers résultats laissent conclure à une grande complexité du phénomène.

Sur la base de ce constat, les services cantonaux ont prôné une approche commune sur le plan fédéral. C'est ainsi qu'en 1998 une concertation entre l'OFEFP et l'EAWAG a débouché sur la mise en place du projet Fischnetz. Les recherches dans la Vallée du Rhin furent poursuivies comme partie intégrante de ce projet. Dans l'optique d'une confrontation des résultats avec l'état sanitaire des eaux superficielles de la Vallée du Rhin, on a procédé dans le rapport de synthèse à une documentation détaillée des caractéristiques des eaux et de leur évolution dans les dernières décennies (structure des cours d'eau, régime hydrologique, température, qualité, sources de pollution, statut piscicole).

La Vallée du Rhin: un réseau hydrographique artificiel et des cours d'eau fortement modifiés

Le réseau hydrographique dans la plaine de la Vallée du Rhin alpin est fortement marqué par des interventions de l'homme. La rectification du cours du Rhin alpin s'est accompagnée de l'aménagement de canaux et diverses autres mesures ont également affecté la plupart des affluents. Ces travaux remontent au 19^{ème} siècle et ont duré jusque dans les années 60. Tous ces cours d'eau ont une structure monotone comportant des habitats très artificialisés n'offrant que peu de refuges aux poissons.

Des débits réduits et des températures plus élevées

Les extractions de gravier dans le lit du Rhin alpin jusque dans les années 70 ont entraîné un abaissement du lit, avec aussi pour effet une baisse localement très importante du niveau de la nappe. De nombreuses rivières phréatiques se sont tarées. De même, les niveaux moyens ou bas des canaux de dérivation dans les secteurs de Werdenberger et

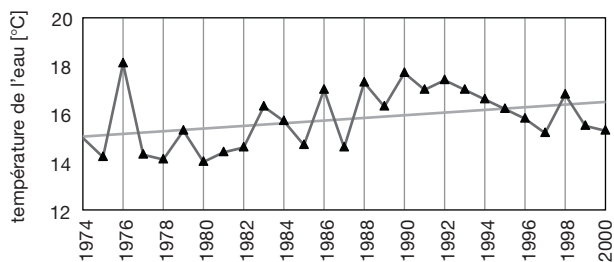


Figure 1: Les températures annuelles maximales de l'eau du Rhin alpin à Diepoldsau depuis 1974.

du Canal de la Vallée du Rhin se sont considérablement abaissés. Les sites potentiels de frayères à truites ou de refuges des poissons ont régressé. Par ailleurs on a aussi relevé une élévation sensible des températures maximales de l'eau depuis le milieu des années 1970. Cette tendance a été documentée par de longues séries de données disponibles aussi bien pour le Rhin alpin (cf. Figure 1) que pour le Canal de dérivation du Liechtenstein.

La quasi-disparition de la truite de rivière en plaine

L'examen des statistiques de capture et d'immersion des dernières décennies de même que quelques pêches de contrôle montrent que, depuis le début des années 80, on assiste dans les rivières de St-Gall à une progression de la truite arc-en-ciel aux dépens de la truite fario en un court laps de temps. A cette même époque la truite arc-en-ciel dominait déjà dans le Canal de dérivation du Liechtenstein. C'est aussi la période à partir de laquelle la truite de rivière a connu une régression très marquée dans les zones de fond de vallée, ayant même disparu d'un grand nombre de cours d'eau. Les effectifs de truite arc-en-ciel stagnent à un niveau bas, voire même régressent depuis que les immersions ont cessé au début des années 90. Mais les statistiques révèlent aussi qu'il existait déjà par le passé de telles phases de creux dans les captures de truites. En revanche, les zones amont des cours d'eau abritent encore de belles populations de truites de rivière, alors que les truites arc-en-ciel en sont absentes.

Comme les statistiques reflètent les impacts de nombreux facteurs tels que dégradations de la qualité de l'eau, modifications des conditions d'alimentation, modifications apportées par les repeuplements ou encore le comportement des pêcheurs, il s'avère délicat de dégager des corrélations susceptibles d'illustrer les relations de cause à effet.

Seuls les poissons de plaine présentent des lésions d'organes

Les travaux engagés en 1997 portaient essentiellement sur des recherches bibliographiques, des dosages de pesticides dans les cours d'eau et de nonylphénols, substances à activité hormonale, dans les effluents de stations d'épuration

ainsi que sur l'observation histologique des organes de poissons provenant de divers cours d'eau ou maintenus dans des bacs alimentés par de l'eau de rivière. Ces diverses analyses ont été essentiellement réalisées dans la région de Sargans, Wartau et Balzer, alors que l'expérimentation en bacs s'est faite au Mühlbach près de la STEP de Wartau (cf. Rapport publié dans le Nr. 2/1998 de «Umweltschutz im Kanton St. Gallen»).

Il a pu être mis en évidence que les apports de pesticides ou de nonylphénols ne peuvent être rendus responsables des lésions d'organes observées dans la Vallée du Rhin alpin. Les examens histologiques laissent apparaître que ces phénomènes ont été relevés dans divers bassins versants et qu'ils sont limités aux secteurs de plaine et de fond de vallée des rivières. L'exposition directe en bacs aux effluents de la STEP de Wartau a certes eu pour effet d'augmenter rapidement les lésions d'organes, mais au bout de 4 mois d'exposition on a constaté qu'elles étaient du même ordre en aval qu'en amont des effluents de la station d'épuration. Il était par ailleurs surprenant d'observer que les truites du Rhin alpin présentaient également de telles altérations.

Epuration par filtration?

Les recherches effectuées en 1999 se fondaient sur les résultats obtenus en 1997, lesquels laissaient entrevoir un effet d'épuration des eaux au moment de leur infiltration à travers le substrat. L'élément essentiel de cette approche était un dispositif à bacs à poissons entre lesquels on avait intercalé divers systèmes de filtration (filtres à sable et filtres à charbon actif, cf. Figure 2). On partait du principe qu'une filtration de l'eau du Mühlbach en aval de la station d'épuration de Wartau aurait des effets positifs sur l'état sanitaire des poissons et que les polluants seraient retenus par les filtres, et pourraient donc être identifiés sur la base d'une analyse chimique. En plus des analyses histologiques d'organes prélevés sur les poissons exposés durant ces tests, on



Figure 2: Expérimentation au Mühlbach près de la station de Wartau en 1999. Les bacs à poissons avec les dispositifs de filtration intercalés (colonnes en arrière plan)

a également procédé à des analyses analogues sur des poissons prélevés à même la rivière. Par ailleurs on a analysé le sang des poissons pour apprécier l'état de leur système immunitaire.

Mort de tous les poissons

Le premier test, démarré en juin 1999, s'est soldé fin septembre par la mort rapide des poissons maintenus dans l'eau de rivière. Cette mortalité a été attribuée à un produit toxique qui avait dû apparaître subitement à des doses létales et venir s'ajouter à une pollution initiale. Mais ce polluant n'a pu être identifié. En tous cas, on n'a pas trouvé de relation entre cette mortalité et des lésions d'organes ou des dégradations du système immunitaire pendant cette même période. Un autre test similaire réalisé de début octobre à fin décembre n'a donné lieu à aucune mort de poisson.

Des lésions d'organes chez des poissons maintenus dans l'eau de rivière des poissons restés sains dans l'eau potable

Les études des modifications d'organes ont donné lieu à des constats analogues à ceux déjà établis en 1997. Une fois de plus on a relevé un nombre croissant de lésions d'organes chez des poissons maintenus dans l'eau de la rivière. Ainsi on a pu démontrer de manière expérimentale que les lésions d'organes sont conditionnées par la composition de l'eau. Il a été surprenant de relever que les poissons provenant de cours d'eau non affectés par des effluents de stations d'épuration présentaient également de graves lésions. Il est possible que les modifications journalières de température de l'eau de rivière jouent un rôle. Le statut immunitaire des poissons semble également avoir été affecté. En revanche, les poissons maintenus dans des bacs alimentés à l'eau potable n'ont développé aucun symptôme de maladie, ni dans le premier test de 1997, ni dans ceux effectués en 1999.

Produits toxiques dans les effluents des stations d'épuration

Les filtres utilisés lors des tests n'ont pas été très efficaces. Leur effet s'est essentiellement limité à la rétention de composés non polaires. Ce qui laisse à penser que les produits toxiques potentiels devaient être principalement des composés polaires. Compte tenu des effets filtrants décevants, on a davantage concentré la recherche de produits toxiques sur des échantillons prélevés dans les effluents des stations d'épuration que dans le filtrat lui-même. Dans ces échantillons d'effluents on a pu identifier des composés pouvant avoir des effets toxiques sur des organismes primaires (bactéries). Ces substances consistent en des dérivés de produits de consommation courante tels des produits de toilette, shampoings, lessives ou détergents divers et se retrouvent en grande quantité dans les eaux usées. Ces produits ne sont souvent éliminés que de manière imparfaite

lors du traitement des eaux usées, entraînant l'apparition de dérivés stables dans les eaux épurées, que l'on retrouve finalement dans nos rivières. Des tests effectués sur des embryons de cyprinidés (*Danio rerio*) n'ont toutefois pas pu confirmer la toxicité de quatre produits dérivés présents dans les eaux usées et ultérieurement isolés en laboratoire.

Les analyses chimiques réalisées sur les effluents de la station de Wartau ont par ailleurs permis d'observer d'importantes fluctuations journalières des teneurs en nitrites, toxiques pour les poissons. Ce phénomène est déjà bien connu dans d'autres stations d'épuration. Mais il est vrai que les modalités d'échantillonnage dans les petites et moyennes stations ne permettent pas d'appréhender de telles fluctuations.

Diverses questions ouvertes

Ces diverses approches et tests ont permis d'accéder à de nouvelles connaissances et de saisir un certain nombre d'interrelations. Toutefois, nous n'avons pu identifier les produits ayant entraîné les lésions d'organes chez les poissons. De telles lésions ont également été signalées dans certains cas – et aussi dans d'autres cantons – chez des poissons provenant de secteurs abritant encore une bonne population piscicole. On doit donc se demander quel est l'éventail naturel des lésions d'organes chez les poissons, dans quelle mesure de telles lésions peuvent servir d'indicateurs pour appréhender l'état sanitaire d'une population de poissons et, finalement, à quel point elles sont impliquées dans le déclin des effectifs. Par ailleurs, les effets de l'augmentation des températures maximales sur les truites ne sont pas encore clairement définis.

Encore une longue marche avant d'arriver au but

Le caractère problématique du déclin des populations de poissons doit être apprécié dans le cadre d'un réseau d'interactions complexe. Cette complexité rend plus difficile l'identification des causes. La restauration des rivières avec une bonne qualité des eaux et dans lesquelles les poissons peuvent se reproduire de manière naturelle est une mission nécessitant des efforts particuliers dans les prochaines années. Une tâche qui ne pourra être réalisée que pas à pas. Les mesures requises concernent trois domaines: l'amélioration de la qualité des eaux, l'amélioration des habitats aquatiques et la promotion de pratiques piscicoles tenant davantage compte de l'écologie. Ces mesures s'influencent souvent mutuellement et nécessitent une concertation et coopération entre les centres de recherche, les services et institutions ainsi que les groupes d'intérêts concernés.

Pour le Rhin alpin et certains cours d'eau de son bassin versant, c'est surtout dans le domaine de l'amélioration des conditions d'habitats qu'on relève de nombreuses initiatives et programmes de réhabilitation. C'est ainsi que plusieurs tronçons de rivières ont été rénaturalisés. Parallèlement, l'arse-

nal des réglementations a été renforcé dans le domaine de la protection des eaux, de l'aménagement des cours d'eau et de la pêche. Il s'agit maintenant de s'attaquer rapidement et de manière coordonnée à l'optimisation écologique d'autres bassins versants.

Par ailleurs, il importera, dans le respect du principe de précaution, de limiter à l'avenir la quantité et la diversité des produits polluants et autres dérivés rejetés dans nos rivières. En particulier il conviendra de mieux cerner leur toxicité. Cette tâche incombe aux services fédéraux ainsi qu'aux producteurs. Alors que la surveillance du fonctionnement des stations d'épuration est l'affaire des services cantonaux et des gérants de ces stations, la détermination des produits toxiques est avant tout du ressort des organismes de recherches.

L'importance de la diversité génétique naturelle chez les poissons et sa mise en péril par les activités humaines: l'exemple de la truite (*Salmo trutta*)

Carlo R. Largiadèr (Institut de Zoologie, Université de Berne)

La diversité génétique est déterminante pour assurer une bonne adaptation des espèces et leur survie face aux changements du milieu. Des travaux de génétique portant sur la truite ont mis en évidence qu'une baisse de la diversité génétique chez nos poissons a été induite par les activités humaines. Au vu des observations disponibles, on ne peut encore se prononcer sur le rôle que joue ce phénomène dans le déclin actuel des populations de poissons.

L'importance de la diversité génétique

D'après la théorie de l'évolution, la diversité génétique est déterminante pour le succès de l'adaptation des espèces et pour leur aptitude à survivre suite à des changements de l'environnement. Il convient de rappeler que la diversité génétique englobe des différences héréditaires tant entre des populations qu'au sein d'une même population. Des études expérimentales portant sur des espèces cibles telles que les drosophiles ont bien démontré que le potentiel d'adaptation diminuait avec une baisse de diversité génétique. Les résultats d'une telle expérience sont illustrés dans la Figure 3. Les mouches ont été sélectionnées en fonction de leur nombre de soies. Partant d'une même population, on a établi trois nouvelles populations comportant respectivement 10, 20 et 40 individus. Pour la reproduction on n'a retenu que les descendants dotés du nombre le plus élevé de soies, soit en fonction des populations les 10, 20 ou 40 mouches ayant le plus grand nombre de soies. La part de la variabilité génétique transmise de manière héréditaire à la suivante est avant tout dépendante du nombre d'individus qui se reproduisent

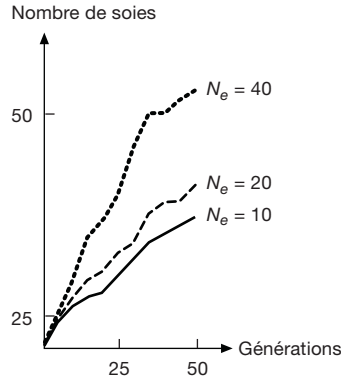


Figure 3: Essai de sélection chez la drosophile. Les courbes représentent l'augmentation du nombre de soies au fil des générations dans trois populations. N_e correspond à la taille effective de la population.

avec succès. La population dont on a utilisé le plus grand nombre d'individus pour la reproduction est donc celle dont la diversité génétique est la plus grande. Comme il fallait s'y attendre, c'est la population présentant la plus grande diversité génétique ($N_e = 40$) qui s'est distinguée par la plus forte réaction («adaptation») à la pression de sélection artificielle et, par conséquent, est caractérisée par l'augmentation la plus marquée du nombre de soies.

La taille effective de la population (N_e)

On vient de voir que le terme de taille effective de la population N_e peut être mis en rapport avec la variabilité génétique transmissible à la génération suivante. Seuls les individus participant effectivement à la reproduction, et de ce fait transmettant à la prochaine génération les variantes de leurs gènes, font parties de N_e . Par opposition à la taille effective d'une population, on fait aussi état de la taille réelle d'une population (N_a) comprenant tous les individus. Les tailles de ces deux populations diffèrent ($N_e < N_a$) dès lors que tous les individus ne se reproduisent pas avec succès et ne contribuent pas tous génétiquement à la génération suivante. Il importe aussi de souligner que N_e est inférieur au nombre total des individus qui se reproduisent avec succès, lorsque le nombre de géniteurs mâles et femelles diffèrent ou quand le succès de la reproduction des individus varie. Prenons le cas d'un troupeau de 200 vaches et deux taureaux dont le N_e serait de l'ordre de 8,0. Un tel troupeau perdrait autant en variabilité génétique par génération qu'un troupeau composé de 4 vaches et de 4 taureaux, autrement dit composé que de 8 individus¹. Plus la taille effective d'une population est réduite, plus l'effet d'une dérive génétique aléatoire sera grand. Le mécanisme de cette dérive peut être illustré par l'exemple suivant: dans une population il n'y a que 10 individus se reproduisant avec succès ($N_e = 10$). Chaque individu est porteur d'une copie d'un certain facteur héréditaire (gène), lequel se manifeste dans la population sous forme de

¹ N_e a été calculé sur la base de la formule suivante, où N_f représente le nombre de vaches et N_m le nombre de taureaux.

$$N_e = \frac{4 N_m \cdot N_f}{N_m + N_f}$$

deux variantes différentes, sélectivement neutres. Lorsque la fréquence de l'une des variantes est de 90%, alors il y a une probabilité de 34% que la variante génétique la plus rare (présente initialement dans 10% des cas) ne puisse plus être transmise à la prochaine génération². Pour un N_e de 100, la probabilité que la variante rare disparaisse par hasard à la prochaine génération tombe alors à 0,003%, elle est donc réduite de 10 000 fois. La dérive génétique aléatoire est par conséquent un facteur important de l'évolution. Dans des populations dont la valeur N_e est très faible, la dérive génétique peut plus que compenser les effets de la sélection. En effet, quand N_e est faible, la probabilité est grande que des variantes de gènes, sélectivement favorables, soient éliminées de manière aléatoire, ou encore que des variantes défavorables dans une population s'affirment par hasard malgré la pression de sélection.

Le degré de consanguinité est également dépendant de N_e . Plus cette valeur est faible, plus grande sera la probabilité que des individus en proche parenté ne s'accouplent, et que donc leurs descendants présentent des degrés de consanguinité croissants. Par consanguinité on entend une plus grande probabilité que les descendants héritent de leurs père et mère des gènes qui sont tous deux issus d'une copie d'un ascendant commun³. Dans des populations naturelles, des variantes de gènes présentant un désavantage pour leurs porteurs peuvent se maintenir dans la population, dès lors que les effets négatifs sont entièrement compensés par une deuxième copie «saine» du gène. En présence de consanguinité, c'est à dire l'accouplement de proches, la probabilité augmente que la même variante défavorable soit transmise aussi bien par le père que la mère. Une telle fixation de variantes génétiques défavorables chez les descendants s'accompagne du phénomène de «dépression par consanguinité», lequel se traduit par une réduction de la vitalité et de la fécondité, en d'autres termes par une moindre fitness des descendants.

La diminution de la diversité génétique sous l'impact de l'homme

Les influences anthropiques pouvant contribuer à une diminution de la diversité génétique peuvent être regroupés en 3 catégories:

- ▶ dégradation de l'environnement (pollution, obstacles à la migration, etc.),
- ▶ pêche (prélèvements en excès, pêche sélective, etc.),
- ▶ repeuplements c'est à dire introduction artificielle de poissons d'élevage (contamination par des maladies, etc.).

Globalement, ces 3 catégories se traduisent par une réduction de N_e dans des populations naturelles et elles entraînent ainsi une baisse de la diversité génétique. Une compilation récente des divers facteurs et de leurs impacts potentiels sur la diversité génétique des truites (*Salmo trutta*) a été présentée par un groupe d'experts internationaux⁴. Ces

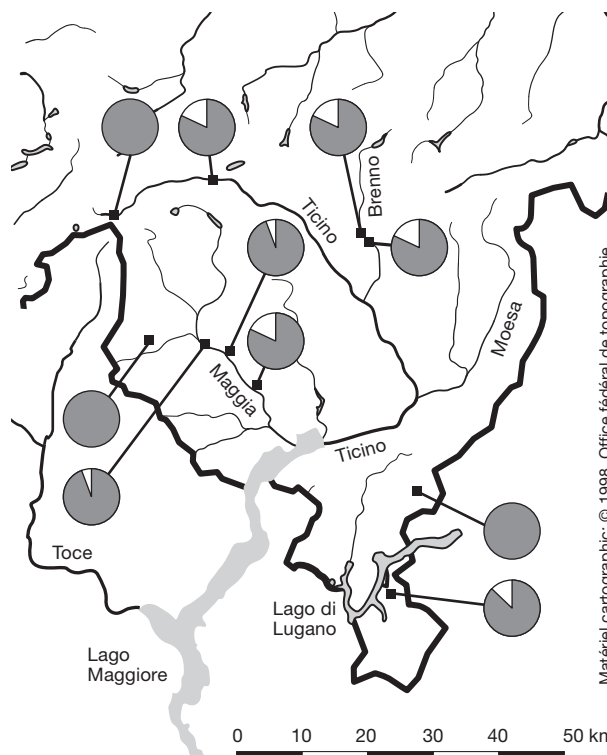


Figure 4: Proportion de variantes de gènes chez des truites d'élevage (en noir) et des truites autochtones (en blanc) dans des populations du Tessin.

experts sont arrivés à la conclusion que les trois catégories s'expriment de façon très différentes au niveau régional. Par ailleurs, bien que la truite soit une des espèces les mieux étudiées sur le plan génétique, les effets anthropiques n'ont à ce jour pu être documentés que de manière exemplaire. Dans mon exposé j'ai pu montrer à l'appui d'exemples théoriques que justement des mesures de gestion conservatoires des populations peuvent s'accompagner d'un appauvrissement de la diversité génétique dès lors que des aspects de génétique des populations ne sont pas pris en compte.

La Figure 4 livre l'exemple d'un appauvrissement génétique d'une population de truites du Tessin. Dans toute la Suisse on a jusqu'à récemment repeuplé rivières et lacs avec des truites d'élevage. Ces dernières provenaient de populations de souche atlantique qui furent séparées de celles du bassin hydrographique de l'Adriatique voici quelque 500 000 à 800 000 années. La Figure 4 illustre le fait que bon nombre

² Il s'agit également de la probabilité avec laquelle le hasard fait que seuls des porteurs de la variante plus fréquente se reproduisent, soit $0,9^{10}$ (= 0,349 ou 34,9%).

³ Les individus de la plupart des espèces disposent de deux lots de chromosomes portant la totalité des informations héréditaires (soit la somme de tous les gènes), dont un lot a été héritée du père et l'autre de la mère. Dans l'exemple consacré aux effets de la dérive génétique, et pour des raisons pratiques, on a pris en compte qu'un lot de chromosomes par individu.

⁴ Le rapport *Conservation Genetic Management of Brown Trout (Salmo trutta) in Europe* peut être consulté dans le site Internet suivant: <http://www.dfu.min.dk/ffi/consreport/index.htm>

de populations autochtones ont été éliminées sous la pression du repeuplement avec du matériel génétique presque uniforme. Les mêmes remarques s'appliquent pour d'autres régions de la Suisse. On peut donc admettre qu'un fort appauvrissement génétique chez les truites de Suisse s'est traduit par l'extinction de populations locales à caractéristiques génétiques uniques. Un tel déclin de population locales peut également avoir lieu quand les poissons d'élevage sont moins adaptés aux conditions locales que ne le sont les truites autochtones. C'est le cas lorsque l'intensité des repeuplements surpasse les effets de la contre-sélection. On peut s'attendre à une réduction similaire de la diversité génétique chez d'autres espèces de poissons dès lors qu'elles font l'objet d'une gestion similaire à celle des truites.

En conclusion:

- ▶ Une réduction de la diversité génétique dans des populations naturelles entraîne une réduction du potentiel d'adaptation et peut se traduire par une baisse des densités des populations ainsi que par l'extinction d'un nombre grandissant d'entre elles
- ▶ La diversité génétique de populations de poissons autochtones a été réduite sous l'impact de l'homme (exemple: la truite)
- ▶ Compte tenu du manque de données, on ne peut encore appréhender dans quelle mesure cette réduction intervient dans la baisse actuelle des effectifs.

Influence des effluents de la STEP de Surental sur les goujons (*Gobio gobio*)

Patrick Faller, Bernd Kobler, Armin Peter et Patricia Holm (EAWAG)

*Il est établi que certaines stations de traitement des eaux polluées (STEP) peuvent être à l'origine de dommages chez les truites fario et les truites arc-en-ciel. Par contre, on ne sait presque rien de leur influence sur d'autres espèces piscicoles. Ce projet partiel a été consacré à l'étude de l'influence de la STEP de Surental sur le goujon (*Gobio gobio*). Une légère baisse de condition physique a été observée chez le goujon sous l'effet des rejets de la STEP.*

Eléments de base et objectifs

La STEP de Surental se situe à 10 km en aval du point de déversement de la Suhre à partir du lac de Sempach. Des membres de l'association de pêche locale s'aperçurent d'une baisse plus importante du nombre de poissons capturés en aval de la STEP de Surental par rapport à l'amont. Des mesures biologiques et chimiques effectuées au printemps 2000 ont révélé une activité œstrogène accrue dans les effluents de la STEP.

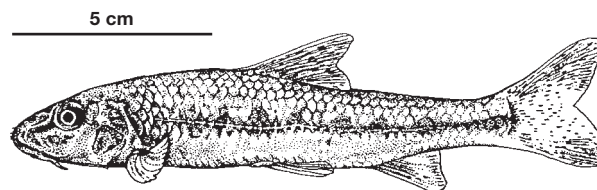


Figure 5: Goujon (*Gobio gobio*). (d'après «The Freshwater Fishes of Europe», 1999)

Les goujons (*Gobio gobio*) sont de petits poissons qui atteignent au maximum 15 cm de long et qui vivent sur le fond des cours d'eau les plus divers (Figure 5). Ils y sont exposés non seulement aux polluants contenus dans les eaux mais aussi à ceux accumulés dans les sédiments. Etant donné que le goujon ne fait pas partie des poissons habituellement consommés par l'homme, ses populations ne sont pas influencées par la pêche ou les repeuplements.

Le but de la présente étude était d'étudier l'effet de la STEP de Surental sur le goujon, un poisson ayant jusqu'ici rarement servi d'indicateur biologique.

Prélèvements

Les goujons ont été capturés à deux saisons différentes. Les premiers prélèvements ont été effectués au moment de la fraye au début de l'été, les seconds au début de l'automne. Des poissons ont été capturés en amont et en aval de la STEP de Surental. A titre de comparaison, des goujons ont également été prélevés dans la Ron, une rivière débouchant du Rotsee, à un endroit hors de toute influence de station d'épuration. Au total 220 poissons ont été étudiés.

Paramètres étudiés

Chaque facteur de stress agit tout d'abord au niveau moléculaire. Les effets qu'il y induit se répercutent au niveau supérieur d'organisation biologique, en commençant par la cellule, puis l'organe, l'individu et enfin la population. Des modifications au niveau moléculaire (par ex. une production accrue d'enzymes de détoxification) se produisent rapidement, mais leur signification écologique reste faible (Figure 6). Par contre, une altération de la population aura une grande importance du point de vue écologique, mais ne sera en général observable que longtemps après l'évènement qui en est la cause.

Cette étude a fait appel à des paramètres qui réagissent très vite à l'action de polluants (les enzymes de détoxification) et à d'autres qui présentent une importance écologique moyenne (paramètres hépatiques) à forte (teneur en lipides, ovotestis) (Figure 6).

1. La concentration de l'enzyme de détoxification qu'est le cytochrome P450 (teneur en protéines CYP1A) a été déterminée et son activité mesurée (EROD, Ethoxyresosufin-O-dééthylase). Bon nombre de polluants absorbés par les poissons sont liposolubles. Etant donné que les com-

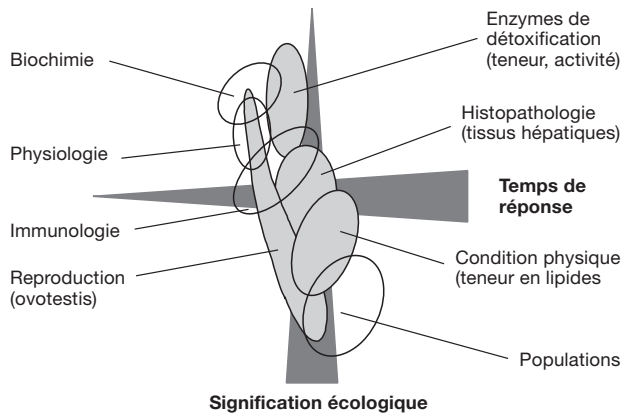


Figure 6: Paramètres des divers niveaux d'étude représentés par des ovals (d'après Adams 1989). Les paramètres considérés dans notre étude sont hachurés. Le diamètre des pointes de flèches correspond au poids des deux critères «Temps de réponse» et «Signification écologique».

posés liposolubles sont difficilement éliminés par l'organisme, ils doivent tout d'abord être transformés en substances hydrosolubles. Cette transformation est effectuée par les enzymes de détoxification. Plus le poisson a absorbé de polluants lipophiles, plus il synthétise d'enzymes de détoxification. En plus de la concentration en enzymes, c'est l'activité enzymatique qui est révélatrice de l'importance des dommages. Elle correspond à la quantité de composés que l'enzyme peut transformer en un temps donné.

2. Des coupes histologiques du foie ont été observées au microscope pour mettre en évidence d'éventuelles anomalies.
3. Les testicules des poissons ont été examinés à la recherche d'oocytes dont l'apparition (= ovotestis) révélerait la présence dans l'eau de substances à activité hormonale (Figure 7).
4. La teneur en lipides des muscles a été déterminée pour estimer la condition physique et l'état trophique des poissons.

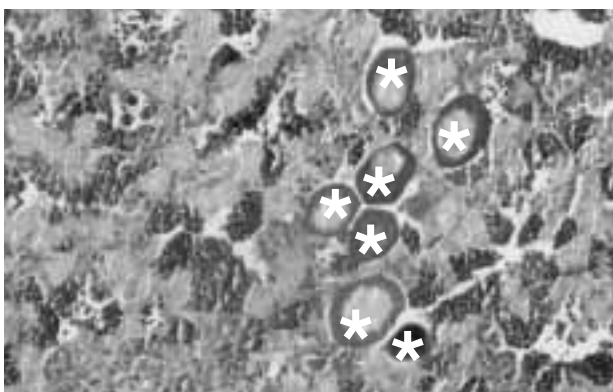


Figure 7: Coupe histologique de la gonade mixte d'un goujon mâle de la Suhre. Au centre du testicule se trouvent 7 oocytes primaires.

Résultats

En aval de la STEP de Surental, les poissons étudiés présentent des taux plus élevés d'enzymes de détoxification ainsi qu'une plus grande activité enzymatique qu'à l'amont. Aucune différence significative n'a été observée pour la teneur en lipides des muscles ou pour les altérations histologiques des tissus hépatiques. Des oocytes ont été observés dans les testicules de goujons mâles dans les trois sites d'étude, et ce, dans la Suhre plus souvent que dans la Ron, ces différences n'étant cependant pas significatives (Figure 8).

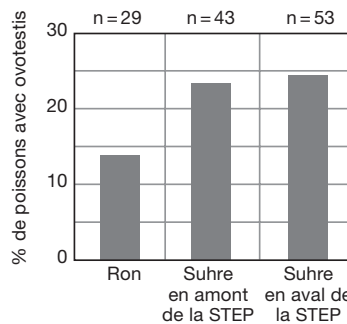


Figure 8: Etude de l'ovotestis chez des goujons mâles de la Suhre et de la Ron (n = nombre de poissons étudiés).

Conclusions

Les concentrations et activités accrues mesurées pour les enzymes de détoxification révèlent un effet polluant de la STEP de Surental. On sait que l'enzyme de détoxification étudiée ici (CYP1A) peut être induite par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), les polychloro-biphényles (PCBs), la polychloro-dibenzo-1,4-dioxine (PCDD) et le polychloro-dibenzofurane (PCDF). Cependant, seule une analyse chimique de l'eau permettrait de savoir si l'un de ces composés est réellement à l'origine des valeurs plus élevées observées ici. Divers autres facteurs comme la température de l'eau ou la saison peuvent également influencer sur la teneur et l'activité des enzymes de détoxification.

L'influence de la température de l'eau peut être négligée dans notre étude, étant donné qu'elle varie en moyenne de moins de 0,1 °C entre l'amont et l'aval de la STEP de Surental. L'influence de la saison devrait être également assez faible puisque les comparaisons ont porté sur des poissons prélevés au même moment et donc à un stade de maturité sexuelle similaire.

Etant donné que l'on n'a obtenu de différence significative que pour un seul paramètre d'étude (l'enzyme de détoxification), on peut conclure que la condition physique des goujons en tant qu'individus n'est que légèrement altérée. On ne connaît cependant pas les conséquences de cette perturbation de fond au niveau de la population. Des études actuellement menées sur les populations devraient fournir des éléments de réponse à cette question.

Que peut nous apprendre un gène indicateur implanté dans des cellules de poissons sur les effets œstrogènes?

Gabriele Ackermann et Eva Brombacher (EAWAG),
Karl Fent (Rüti/ZH)

Les premiers indices de dérèglements hormonaux constatés chez des poissons il y a une dizaine d'années ont motivé des recherches poussées des causes du phénomène. On a ainsi pu mettre en évidence la présence dans notre environnement de substances qui se comportent comme l'hormone sexuelle femelle œstradiol. La localisation et l'étude de la répartition des œstrogènes environnementaux ainsi que de leur impact sur les poissons n'ont à ce jour pas fait l'objet d'une attention suffisante. La mise en évidence de l'activité œstrogène de diverses substances contribue à affiner nos connaissances sur les relations de cause à effet entre les substances œstrogènes et les impacts observés chez les poissons.

Est-ce que les substances à activité œstrogène se comportent de la même manière dans les cellules de divers organismes?

Au cours des dernières années, divers tests de sélection ont été appliqués. Ils permettaient de déterminer *in vitro* sur des cultures de cellules l'activité œstrogène de substances chimiques et autres polluants. Ces tests ont surtout porté sur des cellules de mammifères ou de levures. L'article de S. Durrer (fischnetz-info 5) avait démontré la présence d'une activité hormonale dans des bassins d'épuration primaires et secondaires de stations suisses en présence de cellules issues de nodules de cancer du sein. Quand on observe une activité œstrogène avec ce genre de système, il faut cependant se demander si les données acquises à partir de cellules de mammifères ou de levures sont extrapolables aux cellules de poissons. La question est de savoir si les différences de comportement bien connues entre cellules de mammifères ou de levures, d'une part, et celles d'origine piscicole, d'autre part, ont un effet sur le degré de sensibilité par rapport aux substances œstrogènes. Cette question a motivé l'élaboration de tests d'œstrogénicité correspondants à partir d'une lignée de cellules de poisson.

Une lignée de cellules de poissons pour un test *in vitro*

Notre test a porté sur une lignée gonadique (RTG-2) d'une truite arc-en-ciel issue de tissus ovarien et testiculaire encore en formation (Figure 9). La réaction œstrogène des cellules RTG-2 est déclenchée par un mécanisme propre à tous les vertébrés. Son principe est que l'œstradiol accède de manière passive du sang à la cellule et ensuite dans le noyau même de la cellule, où il s'associe de manière spécifique au récepteur d'œstrogène (OR). Ce complexe récepteur vient se fixer à son tour sur le matériel héréditaire, l'ADN, avant d'activer un gène dépendant de l'œstrogène (Figure 10). Ce

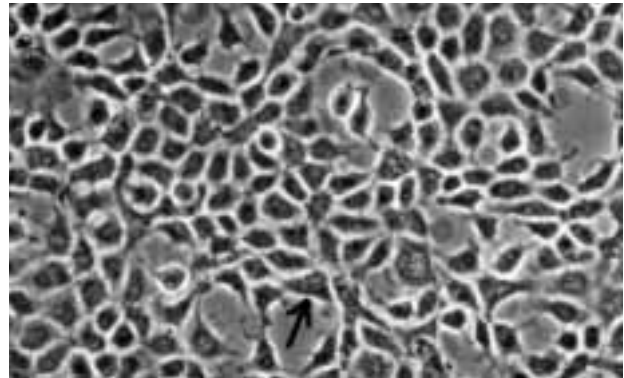


Figure 9: Des cellules gonadiques de truite arc-en-ciel de la lignée RTG-2 telles qu'elles se développent dans un boîte de pétri (Grossissement: ca. 230x). La flèche indique une cellule individuelle avec un pourtour clair. La flèche elle-même se trouve dans un endroit dégagé non encore refermé par la culture cellulaire.

mécanisme entraîne chez les poissons, amphibiens, reptiles et oiseaux la formation dans le vitellin de la protéine vitellogénine et peut donc servir de critère pour appréhender la réaction œstrogène. Dans nos propres tests, la vitellogénine a été remplacé par un gène indicateur introduit dans les cellules RTG-2 de manière artificielle. Ce gène est activé de la manière décrite plus haut et s'accompagne de la formation d'une protéine que l'on peut aisément mesurer.

Une réaction œstrogène spécifique au poisson

Avec notre système RTG-2-gène indicateur nous avons mesuré l'activité œstrogène de différentes substances chimiques de l'environnement. La Figure 11 présente les courbes dose – réponse obtenues avec l'œstradiol (gauche), le nonylphénol (centre) et un dérivé nonylphenoxy de l'acide

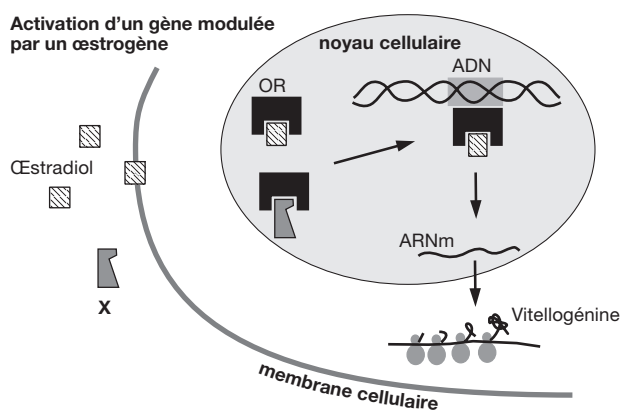


Figure 10: L'œstradiol accède dans le noyau de la cellule en traversant la membrane cellulaire et vient se fixer sur le récepteur à œstrogène (OR). A son tour, ce complexe se fixe sur une séquence particulière de l'ADN et vient activer ainsi des gènes qualifiés d'œstrogènes-dépendants, un processus au cours duquel se forme un ARN messager qui va coder une certaine protéine. La vitellogénine est une protéine vitelline qui résulte de ce mécanisme. X est une substance qui tout comme l'œstradiol, peut contribuer à la synthèse de vitellogénine.

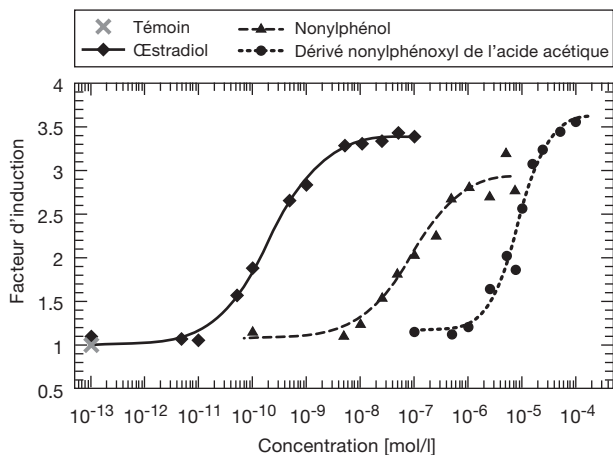


Figure 11: Le système RTG-2-gène indicateur permet de détecter des substances œstrogènes et d'en appréhender l'activité. Le nonylphénol et les dérivés nonylphénoxy de l'acide acétique font preuve d'une activité œstrogène à des concentrations plus élevées que l'œstradiol.

acétique (droite). Ces trois substances sont toutes présentes dans les effluents des stations d'épuration. Les derniers sont dérivés de la décomposition microbienne de produits détergents qui se retrouvent dans les stations d'épuration. La position de la courbe par rapport à l'axe horizontal révèle la concentration requise pour une réaction œstrogène. L'évaluation des activités du gène indicateur a permis de montrer que le nonylphénol est 40 fois moins et les dérivés nonylphénoxy de l'acide acétique 30 000 fois moins actifs que l'œstradiol. Ces observations montrent que le système du gène indicateur dans les poissons se prête à une caractérisation de substances en fonction de leur activité œstrogène.

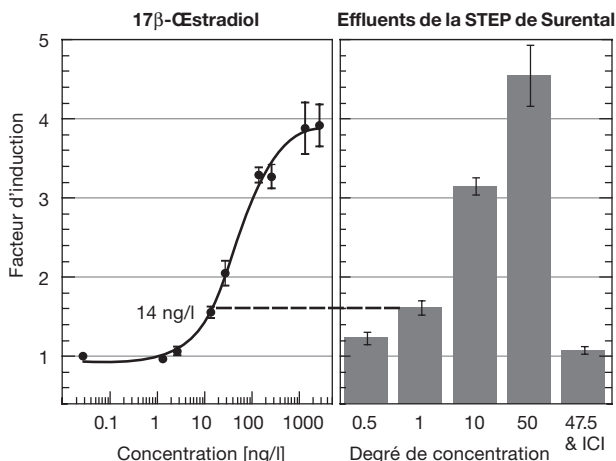


Figure 12: Les eaux épurées de la station de Surental ont été appliquées à diverses concentrations à des cellules RTG-2 sensibles aux œstrogènes pour procéder à une comparaison avec l'activité œstrogène de l'œstradiol. Les effluents épurés non dilués présentent une activité correspondant à 14 ng/l d'œstradiol. L'inhibiteur de récepteur d'œstrogène ICI est en mesure de juguler toute réaction œstrogène, ce qui montre que la réaction mesurée est spécifiquement dépendante du récepteur d'œstrogène.

Tests de sélection des échantillons environnementaux

Pour savoir si notre système du gène indicateur peut aussi se prêter à des tests de sélection d'échantillons environnementaux, nous avons collecté de l'eau de rivière et de l'eau provenant d'effluents de stations d'épuration. Ces échantillons ont été appliqués aux cellules RTG-2 réactives aux œstrogènes selon des concentrations diverses. La Figure 12 montre la comparaison entre l'activité œstrogène de l'œstradiol et celle relevée dans les effluents de la station d'épuration de Surental. En présence de substance non concentrée (degré de concentration 1), les effluents de la station d'épuration se distinguent par une activité œstrogène équivalente à celle de 14 ng/l d'œstradiol. Il y a lieu de souligner que cet effet est causé par un mélange de substances telles qu'on les trouve dans les effluents de la station d'épuration. Même s'il est difficile de comparer des observations *in vitro* avec des observations réalisées sur des animaux, il n'en reste pas moins que des truites arc-en-ciel commencent à produire la protéine vitelline vitellogénine à partir de concentrations de 10 ng/l.

Le récepteur d'œstrogène a ses préférences

Il a été démontré, par le passé, qu'en présence du récepteur d'œstrogène de truite arc-en-ciel, l'œstradiol entraînait une réaction dix fois moins importante qu'en présence d'un récepteur d'œstrogène humain. Il serait toutefois erroné d'admettre que le récepteur d'œstrogène de la truite arc-en-ciel déclencherait toujours une réaction œstrogène plus modérée. En fait, c'est l'opposé qui est le cas: les cellules sensibles aux œstrogènes RTG-2 réagissent de manière plus marquée au nonylphénol et au bisphénol A que ne le font les cellules de mammifères ou de levures. Donc suivant les teneurs en nonylphénol il pourrait arriver que l'on sous-estime l'activité œstrogène d'un échantillon soumis à un test à base de cellules de mammifère. En conclusion, pour la détermination de l'activité œstrogène dans les poissons de substances données de mélanges définis ou d'autres échantillons environnementaux, nous préconisons l'application d'un test spécifique au poisson, tel notre système RTG-2-gène indicateur.

Contamination en métaux lourds et en micropolluants organiques des grands cours d'eau suisses: état des lieux et conséquences pour les poissons

Michel Pardos, Janusz Dominik (Institut F.-A. Forel, Université de Genève)

Les métaux lourds et les micropolluants organiques représentent un danger pour les écosystèmes aquatiques. Dans le cadre du réseau «Fischnetz», un état des lieux de la conta-

mination de nos cours d'eau est présenté ainsi que l'impact potentiel des concentrations mesurées sur les poissons

Introduction

Les cours d'eau de notre pays doivent être dans un état tel que les organismes puissent y vivre, se développer et se reproduire sans entraves. Pour atteindre ce but, il est essentiel que les apports de polluants vers les eaux soient réduits, voir évités, quelle que soit leur origine: ménagère, artisanale, industrielle, agricole ou autre encore.

Les métaux lourds et les micropolluants organiques sont susceptibles d'être transportés en association avec les matières en suspension et/ou de s'accumuler dans les sédiments déposés au fond des cours d'eau. Ils sont aptes à perturber la vie qui règne dans nos fleuves et nos rivières, en particulier la vie piscicole, de manière directe (par ex. exposition au polluant) ou indirecte (par ex. manque de nourriture, par la chaîne alimentaire).

Les connaissances lacunaires de la contamination en métaux lourds et en micropolluants organiques de nos cours d'eau, le souci de contrôler l'efficacité des mesures prises à la source ainsi que le déclin de la vie piscicole dans nos rivières rendent nécessaire de se pencher régulièrement sur la qualité de l'environnement fluvial.

Objectifs de l'étude

L'étude présente a permis de faire (1) le point sur la situation (1999–2000) concernant les teneurs en mercure, cadmium, plomb, cuivre, chrome, zinc, nickel, cobalt, hexachlorobenzène (HCB), 7 congénères de polychloro-biphényles (PCBs) et 6 isomères d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), (2) de cerner l'évolution intervenue ces 10–15 dernières années au niveau de la pollution métallique des cours d'eau. Ce travail constitue aussi une référence de choix pour les travaux futurs. De plus, sur la base de seuils numériques publiés dans la littérature scientifique correspondant à des concentrations en polluants supposées sans effet toxique pour la vie aquatique, la toxicité potentielle pour les poissons peut être estimée. Cependant, vu les limitations importantes que comporte cette approche indirecte (par ex., les interactions entre les polluants sont difficiles à prévoir), les résultats obtenus doivent être impérativement confirmés par des approches plus réalistes sur le terrain.

Rivières étudiées

L'étude couvre essentiellement le bassin hydrographique du Rhin. L'accent est mis sur le fleuve lui-même (Rhin à Ellikon), sur le cours inférieur de ses affluents principaux (Thur à Flaach, Aar à Döttingen et Birse à Duggingen) et le cours inférieur de deux affluents de l'Aar (Limmat à Ennetturgi et Reuss à Birmenstorf). Les autres rivières n'ont pas pour autant été oubliées et des échantillons ont été prélevés sur le Rhône en amont et en aval du Léman (Bouveret et

n = 40	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
Back-ground ¹	0.3	–	80	20	0.20	30	25	100
Médiane	0.27	9.1	35.9	39.3	0.13	34.6	27.1	119
Min.	0.12	3.5	15.7	8.8	0.02	15.4	10.9	27.6
Max.	0.54	24.8	103	87.2	0.57	117	54.4	516

¹ concentrations «naturelles» pour les matières en suspension publiées par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR)

Tableau 1: Concentration médiane, minimum et maximum en métaux dans les matières en suspension des grands cours d'eau suisses (10 sites, 4 prélèvements en 1999–2000).

Chancy, respectivement), le Ticino à Gudo et l'Inn à Susch. Le prélèvement en parallèle de matières en suspension et de sédiments déposés (fraction <63 µm) a été réalisé à quatre reprises, couvrant une année solaire complète.

La comparaison avec des données fournies par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR) sur les matières en suspension du Rhin dans son cours inférieur, en aval de Bâle à Weil-am-Rhein et à la frontière Germano-Hollandaise (Bimmen-Lobith), permet de porter un meilleur jugement sur l'état de nos rivières.

Etat des lieux de la contamination

Le Tableau 1 regroupe l'ensemble des données sur les métaux obtenues dans toute la Suisse en 1999–2000 pour les matières en suspension. Ces données sont condensées sous la forme de concentrations médianes. Malgré les difficultés à trouver de bonnes références naturelles (l'influence géologique varie selon les cours d'eau), il nous a semblé utile de présenter les valeurs retenues par la CIPR pour les matières en suspension analysées dans le cadre de ses programmes. Bien qu'indicative, la comparaison des teneurs médianes en métaux avec les valeurs référence de la CIPR (Tableau 1) montre la relative faible contamination des sites analysés. En comparaison avec les concentrations mesurées sur des sites où l'effet anthropique est important, les teneurs médianes en somme de HAPs, somme de PCBs et HCB mises en évidence (Tableau 2) sont également modestes.

Toutefois, l'analyse des cours d'eau de façon individuelle démontre que les cours inférieurs de la Limmat, de l'Aar et

n = 80	∑HAPs ² µg/kg	∑PCBs ³ µg/kg	HCB µg/kg
Médiane	520	7.9	0.35
Min.	20	0.35	0.05
Max.	3940	58	7.2

² ∑ HAPs: somme de 6 isomères d'hydrocarbures
³ ∑ PCBs: somme de 7 congénères de polychloro-biphényles

Tableau 2: Concentration médiane, minimum et maximum en micropolluants organiques dans les matières en suspension et les sédiments déposés des grands cours d'eau suisses (10 sites, 4 prélèvements en 1999–2000).

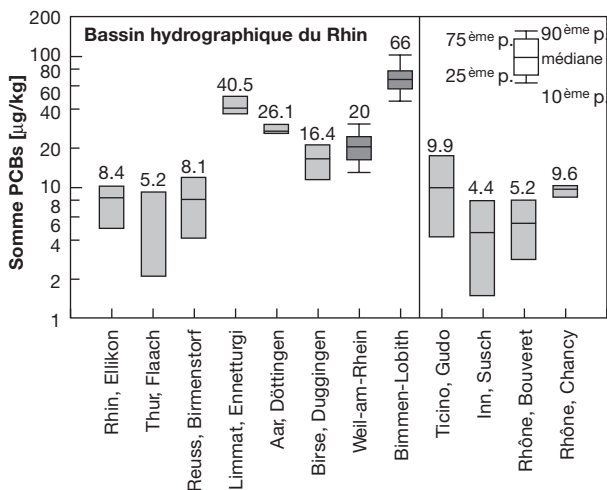


Figure 13: Concentrations médianes en PCBs (somme de 7 congénères de polychloro-biphényles) dans les matières en suspension des grands cours d'eau suisses (1999–2000, n = 4), du Rhin à Weil-am-Rhein (année 1999, n = 25) et du Rhin à Bimmen-Lobith (année 1996, n = 27).

de la Birse sont des secteurs où l'effet des activités de l'homme est clairement mis en évidence, avec des concentrations en polluants en général du même ordre de grandeur que celles mesurées pour le cours inférieur du Rhin. A titre d'exemple, la somme de PCBs dans les matières en suspension est présentée à la Figure 13.

Les mesures prises jusqu'ici dans la lutte contre la pollution par les métaux et les micropolluants organiques, en général, et au niveau de leur rejet dans les eaux, en particulier, se justifiaient et portent leurs fruits. En effet, un important recul de la pollution métallique par rapport aux concentrations mesurées en 1986 au niveau des sédiments et en 1990 pour les matières en suspension des cours d'eau suisses est clairement constaté. Cette observation est illustrée à la Figure 14

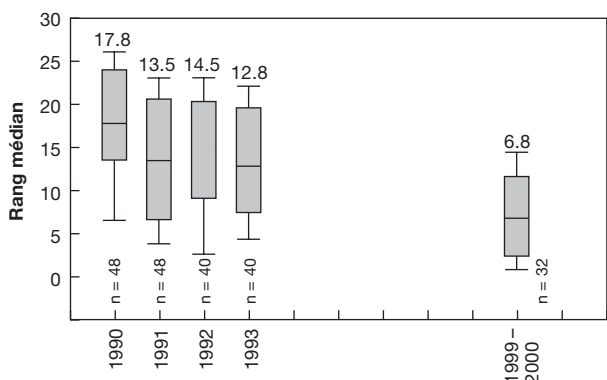


Figure 14: Evolution des concentrations en métaux lourds dans les matières en suspension de la Birse à Duggingen. Pour chaque métal (mercure, cadmium, plomb, cuivre, chrome, zinc, nickel, et cobalt), un rang allant de 1 (concentration la plus faible) à 26 (concentration la plus élevée) a été attribué pour l'ensemble des données. Ensuite, pour chaque année étudiée, le rang médian obtenu par les 8 métaux figure sur les box-plots.

pour la Birse à Duggingen. Concernant les micropolluants organiques, des données plus anciennes font défaut pour les sites étudiés, rendant toute comparaison impossible. Cependant, les concentrations en HCB, PCBs et DDT publiées par la CIPR dans les tissus des poissons (anguilles, gardons, barbeaux en 1995) sont en général faibles et en diminution sur le Haut Rhin. Les mesures de réduction déjà mises en œuvre (par ex. limitation et/ou interdiction d'utilisation) devraient permettre d'autres baisses.

Effet potentiel des concentrations mesurées sur les poissons

Sur la base des concentrations mesurées en 1999–2000 dans les matières en suspension, les concentrations en toxiques calculées dans l'eau brute (sur la base de la charge en matières en suspension mesurée sur les sites lors des prélèvements) sont en général potentiellement non toxiques pour les poissons et les organismes aquatiques en général. A titre d'exemple, les concentrations dans l'eau calculées pour l'HCB (essentiellement adsorbé sur les particules) sont représentées à la Figure 15. Le seuil de 1 ng/l publié par la CIPR qui représente la concentration potentiellement sans effet pour la vie aquatique n'est jamais dépassé sur les sites étudiés. Brièvement, ces objectifs ont été déterminés en premier lieu en se basant sur des valeurs de NOEC (no observed effect concentration) reposant sur des biotests standardisés. En fonction des données disponibles et d'effets négatifs supplémentaires comme la persistance, la synergie avec d'autres substances, la dégradabilité, etc., un facteur de sécurité (10 ou 100 en général) a été appliqué.

Concernant les sédiments, il est également possible d'estimer leur potentiel toxique vis-à-vis des espèces benthiques en utilisant des seuils numériques. Ceci permet d'évaluer si les concentrations en contaminants dans les sédiments

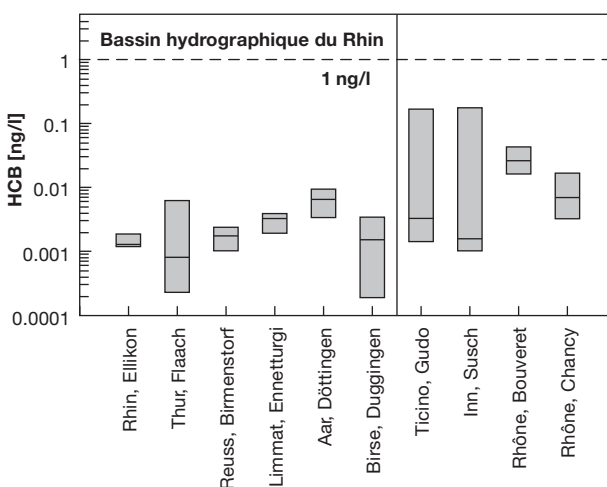


Figure 15: Concentrations en HCB calculées dans l'eau brute. Le seuil de 1 ng/l correspond à la concentration potentiellement sans effet pour la vie aquatique (CIPR).

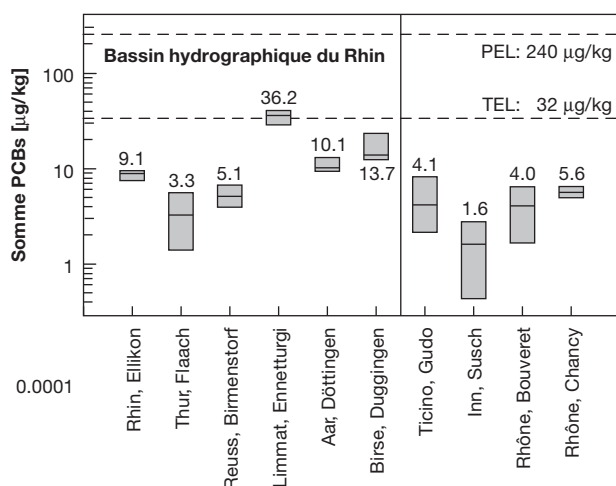


Figure 16: Concentrations médianes en PCBs (somme de 7 congénères de polychloro-biphényles) mesurées dans les sédiments déposés, fraction <math><63\ \mu\text{m}</math>. Le seuil TEL (Threshold Effect Level) représente la limite en dessous de laquelle les concentrations sont rarement associées à des effets biologiques. Le seuil PEL (Probable Effect Level) représente la limite au-dessus de laquelle des effets toxiques sont fréquemment rencontrés.

peuvent être toxiques pour les organismes benthiques et ainsi diminuer une source de nourriture pour les poissons. Comme pour les concentrations dans l'eau brute, les concentrations en polluants dans les sédiments sont *a priori* potentiellement non toxiques pour les organismes vivant dans et sur le sédiment. Par exemple, la Figure 16 représente les concentrations en somme PCBs mesurées dans les sédiments déposés (fraction <math><63\ \mu\text{m}</math>). Il est possible de constater que les concentrations analysées sont en général inférieures au seuil TEL (Threshold Effect Level) de $32\ \mu\text{g}/\text{kg}$ qui représente la limite en dessous de laquelle les concentrations sont rarement associées à des effets biologiques. Le seuil PEL (Probable Effect Level) de $240\ \mu\text{g}/\text{kg}$, qui représente la limite au-dessus de laquelle des effets toxiques sont fréquemment rencontrés, n'est jamais dépassé.

Conclusions

Dans l'optique des efforts entrepris pour cerner les causes du déclin des populations piscicoles dans les cours d'eau suisses, les niveaux en micropolluants mis en évidence sur les sites étudiés ne suggèrent pas un lien direct avec le déclin des populations de poissons. Toutefois, il n'est pas possible d'extrapoler cette constatation à l'ensemble des cours d'eau suisses. De même, les micropolluants analysés dans notre étude, connus pour leur toxicité, bioaccumulation et/ou persistance dans l'environnement, ne représentent qu'un petit nombre des polluants que l'on peut trouver dans les écosystèmes aquatiques. Par exemple, d'autres substances pseudo-oestrogènes que l'on peut rencontrer dans les eaux suisses, comme la dieldrine (pesticide), l'éthoxylate de nonylphénol (agent tensio-actif non-ionique), les phthalates

(plastifiants), mais aussi des dérivés d'oestrogènes naturels comme par exemple l'éthinylestradiol qui est employé dans les pilules contraceptives, n'ont pas été analysés. De plus, le manque de connaissance quant à l'accumulation dans la chaîne alimentaire et aux effets chroniques et sublétaux des polluants sur les poissons, en particulier les effets au niveau de la reproduction, de la dynamique des populations et de la structure des communautés nous incite à entreprendre à l'avenir des études de terrain intégrées incluant des analyses chimiques, biologiques et écologiques.

En conclusion, les efforts pour cerner la relation entre le déclin des populations piscicoles et la charge chronique en substances traces mesurées dans l'environnement doivent être poursuivis.

Les progrès du projet Fischnetz: les questions prioritaires de cette année

Patricia Holm (EAWAG)

De nombreux projets partiels ont été lancés pour traiter nos 12 hypothèses de travail. Les premiers résultats imposent une révision partielle des hypothèses dont la nouvelle formulation est présentée ici. 14 nouveaux projets partiels doivent être lancés cette année. Les études particulièrement complexes doivent être entamées en priorité de manière à ce qu'elles soient achevées d'ici la fin du projet Fischnetz. Des travaux sont prévus dans le domaine de la qualité des eaux, de la santé des poissons et des rendements piscicoles. On présentera plus en détail certains objectifs et éléments de base, comme les recherches sur la maladie rénale proliférative (MRP), les études menées sur la Petite Sarine et l'étude des immissions et de leurs effets.

Les 12 hypothèses de travail – une révision partielle

Pour tenter de prendre en considération tous les facteurs envisageables dans la recherche des causes de la chute des rendements piscicoles et de la dégradation de l'état de santé des poissons, la direction du projet Fischnetz a formulé 12 hypothèses de travail (fischnetz-info 2). Les résultats des projets en cours ou arrivés à leur terme et les nombreuses discussions constructives menées avec les cercles concernés ont amené à réviser partiellement ces hypothèses (Tableau 3).

Projets partiels prévus pour 2001

Certains des projets partiels prévus pour cette année ont déjà été présentés brièvement dans le dernier numéro de fischnetz-info. Pour le projet «Domaines d'étude», les cours d'eau ont été sélectionnés. Il s'agit de l'Emme (BE), du Neckar (SG), du Canal de dérivation du Lichtenstein (FL), et de la Venoge (VD). Les études sont actuellement soigneusement

préparées et les premières données devraient être recueillies d'ici la fin de l'été.

Des études supplémentaires sur l'importance de la «*maladie rénale proliférative (MRP)*» pour la truite fario dans les cours d'eau suisses ont été entamées. Cette maladie est maintenant mentionnée dans l'Ordonnance sur les épizooties comme maladie à surveiller chez les poissons. Il reste à déterminer dans quelles conditions les truites fario y succombent ou développent une résistance (contact antérieur avec l'agent pathogène, différentes températures) et à élaborer une stratégie de lutte contre la maladie.

La «*Petite Sarine*» (FR) fait l'objet d'un large programme d'études réalisé par la Fédération fribourgeoise de pêche. Cette initiative a été motivée par la constatation d'une chute importante des effectifs de truites âgées de 2 ans et par la faiblesse des taux de capture. Parmi les différents objectifs

de ce projet, les points suivants intéressent particulièrement le projet «Fischnetz»:

- ▶ l'évaluation de l'effet des prélèvements de poisson par les pêcheurs et les prédateurs,
- ▶ la comparaison de la capacité d'implantation des alevins de truite issus de reproduction naturelle avec celle des alevins immergés,
- ▶ l'observation de l'évolution des effectifs dans des tronçons ayant fait ou non l'objet d'empoisonnements,
- ▶ la détermination de l'état de santé des truites pour tenter d'identifier les facteurs ayant pu causer la perturbation de la pyramide des âges des populations.

Pour permettre une estimation des effets possibles de la pollution des eaux, les valeurs mesurées dans les eaux et effluents suisses doivent être rassemblées dans une banque de données. Ceci sera réalisé dans le cadre d'une «étude

N°	Hypothèses reformulées	Remarques
1	Le déclin des poissons est le résultat de l'action cumulée de différentes causes dont les effets peuvent présenter des variations régionales.	Les données recueillies jusqu'à présent révèlent une variation régionale de l'importance relative des différents facteurs.
2	Non modifiée: Les effectifs piscicoles souffrent d'une faiblesse de la reproduction.	
3	Non modifiée: Les populations piscicoles manquent de jeunes poissons.	
4	a) La santé des poissons et donc leur vitalité est altérée. b) Les altérations pathologiques conduisent à la mort prématurée de poissons adultes.	Les hypothèses 4 et 5 sont rassemblées dans l'hypothèse 4. On fait maintenant la distinction entre les altérations de l'état de santé qui a) induisent une baisse de vitalité (maladies, lésions d'organes, altérations du système immunitaire) et celles qui b) conduisent à la mort des animaux.
5	La pollution chimique des eaux est à l'origine du déclin des poissons et de la dégradation de leur état de santé.	L'hypothèse n° 5 porte maintenant sur la pollution chimique des eaux en tant que cause des altérations pathologiques et du déclin des populations. La pollution chimique peut être due à des composés naturels ou synthétiques (lisier, engrais, etc.).
6	Une qualité morphologique insuffisante des lacs et cours d'eau est la cause du déclin des poissons.	
7	Une augmentation de la fraction fine des sédiments est responsable du déclin des poissons.	L'hypothèse 7 tient une proportion accrue de sédiments fins dans l'eau et dans le lit de graviers pour responsable du déclin des poissons.
8	Une baisse de la disponibilité en nourriture animale conduit au déclin des poissons.	L'hypothèse n° 8 considère maintenant la disponibilité en nourriture tant du point de vue quantitatif que qualitatif.
9	Le déclin des poissons est dû à une gestion de la pêche mal adaptée.	
10	a) Le déclin des poissons résulte de prélèvements trop importants de la part des oiseaux piscivores. b) Le déclin des captures traduit une modification du comportement des pêcheurs.	L'hypothèse n° 10 est divisée en deux options, la première considérant les prélèvements occasionnés par les oiseaux piscivores, la seconde s'attachant aux changements de comportement des pêcheurs.
11	Des modifications de la température de l'eau ont conduit à un déclin des populations piscicoles et du nombre de poissons capturés.	Dans l'hypothèse 11, on parle maintenant plus largement de variations de température.
12	Une modification du régime hydrologique et du transport de matériaux solides est responsable du déclin des poissons.	Dans l'hypothèse n° 12, on parle plus largement de modifications.

Tableau 3: Hypothèses de travail du Fischnetz actualisées.

d'immissions». Elle tente de rassembler la totalité des données mesurées par les centres de recherche et les laboratoires cantonaux et de mettre en évidence les variations régionales et temporelles. La banque de données prévue doit être rendue accessible à tous par l'internet. Les substances et familles de substances suivantes sont au centre de cette étude: les composés œstrogènes (nonylphénols, phthalates, bisphénols, hormones stéroïdes, filtres solaires), les polluants organiques persistants (POPs; y-compris les PCBs), les biocides, les pesticides et les herbicides. En parallèle sera menée une «*étude d'effets*» qui doit rassembler de manière structurée les données disponibles en Suisse sur l'effet de stations d'épuration et d'autres sources connues de pollution sur les populations piscicoles et la santé des poissons. Elle donnera une représentation de l'état des poissons en fonction des paramètres cités. Une synthèse des deux études doit faciliter l'identification des points critiques et celle des composés ou familles de composés responsables des dommages constatés.

Des projets partiels vont également être lancés sur les sujets suivants:

- ▶ analyse de données sur les modifications de l'apport de sédiments fins dans les cours d'eau,
- ▶ disponibilité en nourriture animale,
- ▶ étude du colmatage dans les domaines d'étude et en rapport avec un inventaire des truites fario 0+,
- ▶ analyse de données sur l'évolution des paramètres influant sur la température de l'eau ces dernières années,
- ▶ exploitation détaillée des statistiques de pêche des cantons,
- ▶ composés issus des stations de traitement des eaux polluées du bassin versant de la Murg ayant un effet sur l'environnement,
- ▶ études hydrologiques des événements de crues hivernales et
- ▶ comparaison de données sur les effectifs piscicoles passés et présents.

En bref

La MRP reconnue en tant qu'épizootie à surveiller

A la demande de l'OFEFP, resp. du département Leuenberger, le Conseil fédéral a décidé lors de sa séance du 28 mars 2001 d'inclure la maladie rénale proliférative des poissons (MRP) dans le registre des épizooties à surveiller selon l'Ordonnance sur les épizooties. Cette modification est entrée en vigueur le 15 avril 2001. Elle impose à la Confédération et aux cantons d'intensifier les efforts dans le domaine de la MRP, et en particulier d'établir un état des lieux et de mettre au

point une méthodologie permettant d'identifier la maladie avant que le stade aigu ne soit atteint.

Perspectives

Sur notre page internet www.fischnetz.ch, vous trouverez des informations actuelles sur tous les aspects du projet «Fischnetz» et sur les projets partiels prévus.

Dans le prochain numéro, nous vous donnerons un compte-rendu des résultats de divers projets partiels et du colloque international sur la MRP qui s'est tenu les 2 et 3 juillet 2001 à Kastanienbaum.

Agenda

▶ La prochaine *conférence des directeurs et directrices de projets partiels* aura lieu à l'automne 2001 à Olten (buffet de la gare). Toutes les personnes impliquées dans les projets partiels sont cordialement invités.

Mardi 18 septembre 2001, de 9 heures à env. 16 heures.

Les thèmes suivants seront abordés:

- Conception d'études étant donné le caractère multifactoriel des problèmes à résoudre.
- Apports de sédiments fins et effets sur les poissons.

Prière de s'inscrire avant le 10 septembre 2001.

▶ Des informations sur les *cours de formation continue de l'EAWAG en rapport avec le «Fischnetz»* peuvent être obtenues auprès d'Herbert Güttinger, téléphone 01-823 50 23, herbert.guettinger@eawag.ch ou sur le site www.eawag.ch/events.

▶ *Journée d'information 2001*: Facteurs de risque dans l'eau, mercredi 19 septembre 2001, de 9 h 40 à 16 h 40, EAWAG, Dübendorf.

