

fischnetz

Rapport final du projet « Réseau suisse poissons en diminution », Janvier 2004

# SUR LA TRACE DU **DÉCLIN PISCICOLE**

## **Impressum**

### **Rapport final Fischnetz**

#### **Citation**

Fischnetz (2004). Sur la trace du déclin piscicole. Rapport final. EAWAG/OFEFP, Dübendorf, Bern.

#### **Edition**

Institutions responsables du projet « Réseau suisse poissons en diminution - Fischnetz »:

Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (IFAEP / EAWAG)

Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage (OFEFP)

Principauté de Liechtenstein (FL) et cantons d'Argovie (AG), d'Appenzell Rhodes-Intérieures (AI), d'Appenzell Rhodes-Extérieures (AR), de Berne (BE), de Bâle-Campagne (BL), de Bâle-Ville (BS), de Fribourg (FR), de Genève (GE), de Glaris (GL), des Grisons (GR) du Jura (JU), de Lucerne (LU), de Neuchâtel (NE), de Nidwald (NW), d'Obwald (OW), de Saint-Gall (SG), de Schaffhouse (SH), de Soleure (SO), de Schwyz (SZ), de Thurgovie (TG), du Tessin (TI), d'Uri (UR), de Vaud (VD), du Valais (VS), de Zoug (ZG), de Zurich (ZH)

Société suisse des industries chimiques (SSIC)

Fédération suisse de pêche et de pisciculture (FSPP)

Centre pour le diagnostic des poissons et des animaux sauvages (FIWI), Université de Berne

Université de Bâle

© Projet Fischnetz, 2004

#### **Texte**

Direction du projet

#### **Direction du projet**

Peter Dollenmeier, Ciba SC; Walter Giger, EAWAG; Herbert Güttinger, EAWAG; Patricia Holm, EAWAG;

Ueli Ochsenbein, Laboratoire de protection des eaux et des sols, BE; Armin Peter, EAWAG;

Heinz Renz; Karin Scheurer, EAWAG; Helmut Segner, FIWI; Erich Staub, OFEFP; Marc Suter, EAWAG.

#### **Rédaction**

Ori Schipper, EAWAG et Université de Bâle; Patricia Holm, EAWAG et Université de Bâle

#### **Illustrations**

Karin Seiler, Zurich, à partir de photographies de Daniel Habegger, Patricia Holm, Patrick Faller, Thomas Wahli, Matthias Escher, Eva Schager et de la STEP de Suraltal.

#### **Mise en page**

Norbert Novak, MEDIA-N.at, Vienne

#### **Impression**

Salvioni arti grafiche, Bellinzona

#### **Tirage**

500 exemplaires

#### **Traduction française**

Dr. Laurence Frauenlob, Waldkirch

Ce rapport est également disponible en langue allemande.

ISBN: 3-906484-28-9

Il peut être obtenu **gratuitement** aux adresses suivantes:

EAWAG, Postfach 611, CH-8600 Dübendorf, Téléphone +41 (0)1 823 50 32. [www.fischnetz.ch](http://www.fischnetz.ch)

OFEFP, Documentation, CH-3003 Berne, Fax +41 (0)31 324 02 16, [docu@buwal.admin.ch](mailto:docu@buwal.admin.ch), [www.buwalshop.ch](http://www.buwalshop.ch)

## Avant-propos

Des représentants des autorités piscicoles cantonales s'étaient réunis en janvier 1998 pour discuter de l'évolution des prises et une tendance très nette à la baisse avait été observée dans presque tous les cantons. De l'avis de tous, les raisons du déclin n'étaient cependant pas clairement identifiées. Etant donné que l'on soupçonnait une implication de l'endiguement des cours d'eau, d'une dépollution insuffisante des rejets ou encore de la pollution chimique, une action semblait particulièrement pressante. Face à cette situation, les représentants de l'OFEFP et de l'EAWAG présents à la réunion ont été priés de se pencher rapidement sur le phénomène, d'en analyser les origines et de formuler des propositions de mesures concrètes.

EAWAG et OFEFP ne se sont pas fait prier. Quelques mois plus tard, un noyau s'était constitué pour diriger un projet qui allait voir le jour au mois de décembre de la même année sous l'intitulé « Réseau suisse poissons en diminution » plus connu sous le terme de Fischnetz.

Les objectifs mêmes du projet visant à appréhender le déclin des prises et des populations et à décrire l'état sanitaire des poissons de même qu'à analyser les origines de cette évolution pour déboucher sur des mesures concrètes, rendaient nécessaire une vision globale du phénomène. Pour ce faire, il convenait de promouvoir une approche pluridisciplinaire faisant aussi appel aux connaissances de terrain, aux observations des pêcheurs ainsi qu'à la contribution des instances scientifiques nationales et internationales.

Pour pister les causes éventuelles du phénomène, on s'est basé sur les hypothèses formulées dans le cadre d'un cycle de conférences organisé par le service des pêches du canton de Berne pour établir un plan de travail. Pour lever les diverses interrogations alors formulées, plus de 70 projets s'étalant sur plus de cinq ans ont été mis en place. Les débats et discussions engagés de manière intensive et ciblée et ayant associé la direction et les participants ont constitué la base des conclusions tout en contribuant au succès de ce programme inter- et pluridisciplinaire. Le réseau ainsi créé a engendré la confiance et la reconnaissance mutuelles des participants souvent issus d'horizons et de sensibilité très divers et qui sans nul doute vont perdurer au-delà de l'arrivée à terme du projet Fischnetz.

### Perspectives de l'après Fischnetz

Le soutien des cantons, de la FSP, de l'OFEFP et de l'EAWAG contribueront au développement du réseau dans le cadre de la « Plate-forme de conseil sur les questions piscicoles » et du projet « Optimisation des rendements piscicoles et de la qualité de l'eau ». Pour favoriser l'application des mesures, un important effort portera sur l'animation de stages de formation et de conseil, un autre volet prioritaire consistant

en une assistance pour toutes les questions piscicoles et écologiques. Par ailleurs une attention particulière sera consacrée au maintien du dialogue avec les scientifiques, tant sur le plan national qu'international, sans oublier la communication et la diffusion des résultats de Fischnetz.

*Alexander J.B. Zehnder, Directeur de l'EAWAG*

*Philippe Roch, Directeur de l'OFEFP*

# Projet « Réseau suisse poissons en diminution » – « Fischnetz »: Résumé

## Aperçu

Depuis 1980 la prise de pêche de truite est diminuée de 60%. On constatait simultanément une aggravation de l'état de santé des poissons dans quelques cours d'eau. Autant de raisons qui ont poussé l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) et l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) à lancer le projet « Fischnetz » (filet de poisson) en 1998 avec pour objectifs de documenter le déclin de la prise de pêche et l'état de santé, de trouver les causes de la baisse des prises de pêche et de développer des mesures de correction. Tous les 26 cantons suisses et le Liechtenstein, la Fédération suisse de pêche et de pisciculture (FSPP), la Société suisse des industries chimiques (SSIC) se sont ralliés au projet, qui a totalisé près de 3 millions de francs d'investissements.

L'enquête reposait sur une douzaine d'hypothèses réparties en 70 projets partiels. La pêche en tant qu'activité est en recul, ce qui explique qu'on attrape moins de poissons? Les cormorans et les harles bièvres mangent tous les poissons? Les milieux naturels où vivent les poissons sont en train de disparaître? Les animaux sont empoisonnés par des produits chimiques? La nourriture est-elle en diminution? Le réchauffement climatique est responsable? Voilà quelques-unes des pistes que le projet « Fischnetz » a suivies.

L'intensité de la pêche a diminuée car le nombre de permis délivrés a baissé: c'est parce qu'il y a de moins en moins de pêcheurs qu'il y a de moins en moins de poissons pêchés. Cette raison n'est toutefois pas suffisante pour expliquer la baisse des prises. L'analyse détaillée de la statistique des prises de pêche a montré qu'aussi les populations de poissons ont diminué. La direction du projet « Fischnetz » a conclu que les principales raisons de ce recul sont la mauvaise qualité des habitats naturels et la maladie rénale proliférative. La qualité des habitats se réfère tant à la morphologie (par ex. des zones de recul manquant suite à des rectifications ou une végétation riveraine inadéquate) qu'à la qualité de l'eau (par ex. pollution chimique).

## Manque d'habitats naturels

La rectification des cours d'eau et la destruction de la végétation des rives datent souvent de plusieurs décennies, mais leurs effets se font encore sentir aujourd'hui: des biotopes plutôt isolés dans un paysage monotone, qui enlèvent aux poissons toute possibilité de fuir les dangers et habitats réduits aussi la diversité génétique des populations.

les empêchent d'accéder aux frayères. L'isolement des habitats réduit aussi la diversité génétique des populations.

## Qualité de l'eau insuffisante

La pollution chimique des cours d'eau a nettement reculé au cours des 30 dernières années. Néanmoins, les concentrations des composés azotés – comme le nitrite et l'ammonium – atteignent des concentrations de pointe dangereuses pour les animaux aquatiques suite à des fortes pluies. La charge en pesticides est encore trop élevée dans des zones caractérisées par une activité agricole accrue. En plus, dans les régions fortement colonisées du Plateau central les hormones naturels et synthétiques commencent à agir sur les poissons. Il est probable que les effets conjoints de ces substances (des « cocktails chimiques ») préjudicent l'état de santé des poissons.

## Maladie infectieuse (MRP)

Au cours des recherches sur la santé des poissons, il a été fait des investigations sur la maladie rénale proliférative (MRP; en anglais PKD « proliférative kidney disease »), découverte pour la première fois en Suisse en 1979. Cette maladie a été constatée en 2000 et 2001 en 190 emplacements sur les 462 analysés, plus particulièrement dans les eaux du Plateau. La MRP entraîne un gonflement des reins et le plus souvent la mort des poissons. Les prises de pêche à des emplacements positifs pour la MRP sont plus basses que dans des eaux sans MRP. C'est pourquoi la MRP devrait être une des raisons principales qui ont contribué à la baisse des prises de pêche.

## Les combinaisons en jeu

La baisse des populations de poissons est surtout due à l'effet conjugué de plusieurs facteurs, qui peut être pire qu'une simple cumulation. La MRP se manifeste par ex. lorsque la température de l'eau dépasse 15°C pendant plus de deux semaines. Or la température des eaux suisses a augmenté d'environ 1°C entre 1978 et 2002. Ce réchauffement de l'eau non seulement favorise la propagation de la MRP, mais réduit les habitats propices aux truites. Les eaux du Plateau deviennent trop chaudes pour elles.

## Prendre les mesures adéquates

Il est primordial de différencier les causes d'un cours d'eau à l'autre. Il faut donc absolument adapter les mesures aux conditions locales. Il faut d'abord améliorer la qualité des milieux naturels. Il s'agit de mieux relier les cours d'eau, de favoriser la végétation des rives et de veiller à ce qu'il y ait

toujours un débit suffisant. Il faut aussi fixer et respecter des normes de qualité pour toutes les substances entrant en ligne de compte. La loi sur la protection des eaux doit être mieux appliquée et contrôlée. Il faut enfin améliorer la gestion des eaux. Les poissons des eaux infestées par la MRP ne doivent pas être immergés dans des eaux exemptes de cette maladie ou n'ayant pas encore été analysées. Les repeuplements doivent être réalisés uniquement dans le cadre de programmes. Il faut aussi une surveillance systématique des populations de poissons afin de suivre le développement à long terme et les effets des mesures.

#### **Suite du projet et plate-forme de conseil**

Les mesures nécessitent des informations approfondies, une formation et un soutien lors du suivi. « Fischnetz » va donc aider les cantons et les organisations de pêche à mettre en œuvre les mesures, grâce à un projet d'amélioration de la qualité des eaux et des prises de pêche (« Optimierung der Fischfangerträge und der Gewässerqualität »). Dès le mois d'avril 2004, les praticiens de la pêche disposeront d'un bureau de conseil FIBER, dirigé par l'EAWAG, l'OFEPF et la FSPP.

## Table des matières

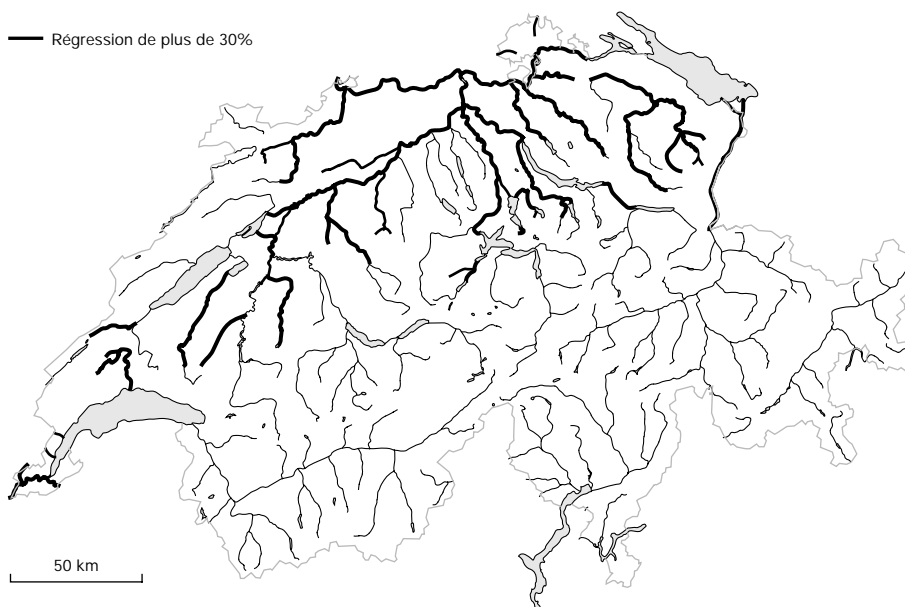
<b>1.</b>	<b>Motivation et situation initiale</b>	<b>9</b>	5.12	Hypothèse: La baisse des captures de poisson est due à une modification des régimes d'écoulement et du charriage	135
<b>2.</b>	<b>Objectifs et structure de Fischnetz</b>	<b>11</b>	5.13	Hypothèse: Le déclin des populations piscicoles et la baisse des captures sont le résultat de l'effet combiné de différents facteurs dont la nature varie selon les régions	141
2.1	Objectifs	11			
2.2	Organisation du projet, interactions	11	5.14	Synthèse: Évaluation finale	152
2.3	Financements	12			
<b>3.</b>	<b>Activités au sein du Projet Fischnetz</b>	<b>15</b>	<b>6.</b>	<b>Mesures recommandées</b>	<b>154</b>
<b>4.</b>	<b>Documentation du déclin des poissons</b>	<b>17</b>	6.1	Mesures d'amélioration de la qualité des eaux et des rendements de la pêche	154
4.1	Evolution des prises de truites	17	6.2	Besoins en matière de recherche	156
4.2	Evolution des peuplements de truites	19	6.3	Formation et perfectionnement	156
4.3	Références bibliographiques	20	6.4	Perspectives	156
<b>5.</b>	<b>Analyse des causes</b>	<b>21</b>	<b>7.</b>	<b>Annexes</b>	<b>158</b>
5.1	Hypothèse: Les populations de poissons souffrent d'une déficience de la reproduction	23	7.1	Abréviations, glossaire	158
5.2	Hypothèse: Le nombre de jeunes poissons est insuffisant pour assurer le recrutement des populations	33	7.2	Représentation graphique des captures et des populations de truites	162
5.3	Hypothèse: Le déclin de la pêche est le résultat a) d'une détérioration de l'état de santé général des poissons et donc de leur vitalité, b) de pathologies particulières entraînant une mort prématurée des poissons	43	7.3	Cycle vital de la truite fario – Exigences écologiques des différents stades de développement	165
5.4	Hypothèse: La pollution chimique des eaux est responsable d'une dégradation de l'état de santé des poissons et du déclin de la pêche	55	7.4	Catalogue méthodologique	167
5.5	Hypothèse: Le déclin piscicole est dû à une qualité morphologique insuffisante des cours d'eau	73	7.5	Liste des projets partiels et de contact	168
5.6	Hypothèse: Le déclin de la pêche est dû à une augmentation de la part de sédiments fins	83	7.6	Revue de presse 2000–2003	172
5.7	Hypothèse: Un déficit de l'offre alimentaire est à l'origine de la baisse des captures	93	7.7	Publications de Fischnetz	176
5.8	Hypothèse: Le déclin des poissons résulte d'une gestion piscicole inadaptée	101	7.8	Conférences 2000–2003	181
5.9	Hypothèse: La baisse des captures résulte d'une diminution de l'intensité de la pêche	109	7.9	Remerciements	184
5.10	Hypothèse: Le déclin des poissons résulte de prélèvements accrus par les oiseaux piscivores	117	7.10	Avis des experts internationaux	185
5.11	Hypothèse: Une modification du régime thermique des eaux a entraîné un déclin des populations piscicoles et une baisse des captures de poissons	125	7.11	Portraits	195
			7.12	Adresses	197

# 1. Motivation et situation initiale Patricia Holm

La pêche connaît un recul en Suisse depuis les années 80. Ce constat a été partagé par 20 des 26 cantons interrogés dans le cadre d'une enquête menée auprès des inspecteurs de la pêche (Figure 1.1, [1]). L'atlas de la répartition des espèces de 1990 qui comporte les données sur les populations de truites au cours des années 80 classait encore ces dernières comme moyennes à bonnes [2]. On assistait par ailleurs à une multiplication d'indices révélant une dégradation de l'état sanitaire de poissons sauvages originaires de plusieurs bassins versants. Des cas de maladies ou de modifications d'organes étaient principalement observés chez les truites fario [3–6].

Une action s'imposait donc dans un tel contexte sanitaire, piscicole et environnemental. Sur le plan sanitaire, il faut se rappeler que l'approvisionnement en eau potable d'une grande partie de la population humaine est tributaire d'eaux émanant de filtrats d'origine superficielle. Organismes sensibles et réagissant rapidement à des modifications de la qualité des eaux, les poissons sont reconnus et acceptés comme bio-indicateurs aussi bien dans la pratique que sur le plan scientifique. Il était donc tout à fait indiqué de faire appel à eux dans le cadre de la présente recherche [7]. D'un point de vue ichthyologique, on a lieu de craindre que des dégradations des habitats et de la qualité de l'eau ne viennent aggraver le recul des espèces. Sur un total de 54 espèces autochtones, seules 12 peuvent être considérées comme étant non menacées. De toutes parts, on exige une amélioration de la situation [8], un recul des prises ne pouvant pas être accepté par les milieux piscicoles déjà

confrontés dès la fin des années 80 à une baisse du nombre de titulaires de cartes de pêche et à des problèmes de renouvellement des affermages. De même, il importait également d'éviter toutes pertes de rentrées financières pour les instances piscicoles cantonales. Par ailleurs, une importance particulière doit être accordée au maintien ou à l'amélioration de la qualité des eaux pour diverses raisons environnementales. Les milieux aquatiques constituent des habitats pour un grand nombre d'espèces de plantes et d'animaux et ils sont interconnectés de manière étroite avec le milieu environnant aussi bien superficiel que souterrain. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle on qualifie les cours d'eau de colonne vertébrale de nos paysages. Une mauvaise qualité de l'eau aura pour effet d'empêcher les cours d'eau de remplir pleinement leurs fonctions écologiques. En outre, des impacts très divers souvent encore mal connus peuvent s'exprimer de manière cumulative ou synergique, pouvant avoir des effets néfastes pour l'homme et les autres utilisateurs de l'eau. La législation vise donc à assurer une bonne qualité écologique des eaux; et les perturbations constatées au niveau des peuplements de poissons et de leur état sanitaire démontrent que ces objectifs ne sont pas atteints. Cet état de fait souligne le besoin d'une recherche des causes et l'élaboration de mesures pour améliorer la qualité des eaux. Enfin, des poissons malades et les milieux aquatiques déserts ne manquent pas d'éveiller chez l'homme des émotions: le poisson a toujours été « l'animal » symbole du milieu aquatique par excellence. Il va de soi qu'un déclin de la pêche sera forcément assimilé à une perte de la qualité de vie.



**Fig. 1.1:** Cours d'eau suisses dans lesquels la régression des populations de poissons est estimée à plus de 30% [1].  
© Swisstopo

L'Inspectorat de la pêche du Canton de Berne a organisé des séminaires consacrés à ce sujet et qui ont suscité un très large intérêt. Une rencontre des instances piscicoles de plusieurs cantons en date du 15 janvier 1998 a motivé l'adoption de démarches coordonnées pour l'approche des causes et l'élaboration de stratégies susceptibles d'en enrayer les effets. Les instances fédérales que sont l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) et l'Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage (OFEFP) ont été priées de se pencher sur ces problèmes. Il a ainsi été suggéré la mise en place d'un projet visant à documenter pour l'ensemble de la Suisse les changements observés, à appréhender les causes du déclin des populations piscicoles des cours d'eau et à mettre au point des mesures appropriées. Avec le concours de plusieurs cantons, l'EAWAG et l'OFEFP ont alors lancé le projet « Réseau suisse poissons en diminution » ou Fischnetz. Peu de temps après, les autres cantons se sont également joints au projet, de même que la Principauté de Liechtenstein, la Fédération suisse de pêche et la Société suisse de l'industrie chimique.

#### Références bibliographiques

- [1] Frick E, Nowak D, Reust C & Burkhardt-Holm P (1998) *Der Fischrückgang in den schweizerischen Fliessgewässern*. Gas Wasser Abwasser 4:261-64.
- [2] Pedroli JC, Zaugg B & Kirchofer A (1991) *Verbreitungsatlas der Fische und der Rundmäuler in der Schweiz*. Schweizerisches Zentrum für kartografische Erfassung der Fauna, Neuenburg. pp. 206.
- [3] Schneeberger U (1995) *Abklärungen zum Gesundheitszustand von Regenbogenforelle (Oncorhynchus mykiss), Bachforelle (Salmo trutta fario) und Groppe (Cottus gobio) im Liechtensteiner-, Werdenberger- und Rheintaler-Binnenkanal*. Dissertation, Universität Bern, Bern. pp. 68.
- [4] Burkhardt-Holm P, Escher M & Meier W (1997) *Waste water management plant effluents cause cellular alterations in the skin of brown trout Salmo trutta*. Journal of Fish Biology 50:744-58.
- [5] Escher M (1997) *Abklärungen zum Einfluss von Abwasser aus einem ARA-Auslauf auf den Gesundheitszustand von Bachforellen (Salmo trutta fario)*. Dissertation. Veterinär - Medizinische Fakultät, Universität Bern, Bern. pp. 25.
- [6] Escher M, Wahli T, Büttner S, Meier W & Burkhardt-Holm P (1999) *The effect of sewage plant effluent on brown trout (Salmo trutta fario)*. Aquatic Sciences 61:93-110.
- [7] Burkhardt-Holm P (2001) *Der Fisch – wie läßt er sich als Indikator für die Qualität seiner Umwelt einsetzen?* GAIA 10:6-15.
- [8] OECD (1998) *OECD Umweltprüfberichte*. Schweiz. OECD, Paris. pp. 243.



## 2. Objectifs et structure de Fischnetz *Patricia Holm*

### 2.1 Objectifs

Les objectifs, les démarches, les critères d'appréciation du succès du projet ainsi que les résultats visés sont présentés dans le tableau 2.1

### 2.2 Organisation du projet, interactions

#### Organisation du projet

Le projet a vu le jour le 14 décembre 1998 et a été clos fin décembre 2003. L'organisation du projet était basée sur un

Objectifs	Critères d'évaluation	Moyens possibles	Produits
Vue d'ensemble sur l'évolution des prises de pêche de loisir, des effectifs piscicoles et de la santé des poissons ces 20 à 30 dernières années, au niveau de toute la Suisse et au niveau régional	Rapport entre statistiques de pêche et effectifs piscicoles déterminé  Variations dans le temps des effectifs piscicoles et de la santé des poissons recensées d'un point de vue géographique  Effectifs piscicoles et santé des poissons évalués dans des cours d'eau représentatifs avec une exactitude permettant de tirer de conclusions statistiquement significatives	Exploitation des statistiques de pêche  Enquête sur le comportement des pêcheurs amateurs  Exploitation et acquisition des données sur l'état des populations  Détermination de l'état de santé des poissons et identification des paramètres principaux	Rapports sur l'état actuel et l'évolution dans le temps et l'espace des captures, des populations piscicoles, du comportement des pêcheurs de loisir et de l'état de santé des poissons; documents de synthèse sur ces aspects
Créer des bases pour un système de surveillance standardisé	Système de détermination quantitative des effectifs piscicoles et de la santé des poissons scientifiquement fondé et utilisable	Evaluation et adaptation éventuelle des méthodes existantes; mise en application  Etudes de terrain avec des méthodes standardisées	Document méthodologique  Spécialistes formés
Contrôle de réussite: Préparation des enquêtes à venir sur les effectifs piscicoles et la santé des poissons dans les cours d'eau	Etat désiré et déficits connus	Application de modèles sur l'intégrité biologique des populations piscicoles	Concept pour le contrôle de réussite
Décrire et comprendre des principaux facteurs d'influence, évaluer le champ d'action disponible	Identification des causes provoquant la majorité des modifications  Les arguments relatifs à l'importance des différents facteurs sont acceptés par le milieu scientifique, l'opinion publique et les responsables de ces facteurs  Facteurs d'origine anthropique divisés en effets localisés et en effets diffus	Modélisation et quantification des flux de substances (si possible)  Mise en rapport de résultats ponctuels, définition de priorités, répartition des ressources, établissement d'un calendrier d'action  Séminaires d'hypothèses  Etudes expérimentales	Document sur l'importance des différents facteurs d'influence (réactions en chaîne mettant en jeu diverses causes et importance relative des causes)  Récapitulation des méthodes
Proposer des mesures correctives	Mesures définies et communiquées à qui de droit  Mesures communiquées au niveau international	Séminaires sur les mesures avec les personnes concernées  Publications et conférences	Catalogue de mesures (y-compris mesures pour le contrôle de réussite)
Informations continues et neutres sur l'avancement du projet	Popularisation de « Fischnetz » de manière à ce que la coordination et l'échange d'informations fonctionnent avec les milieux de la pêche et les décideurs	Plan de communication  Réunions de la direction du projet et du comité stratégique	fischnetz-info  Site Internet, travail sur l'Internet  Conférences de projets partiels  Séminaires, séminaires spécialisés  Relations internationales  Publications, conférences
Synthèse et recoupement	Enseignements allant au-delà des résultats des projets partiels	Analyses multivariées, méta-analyse  Travail de synthèse qualitatif	Documents de synthèse

Tableau 2.1: Objectifs et démarches du projet Fischnetz (selon le plan business).

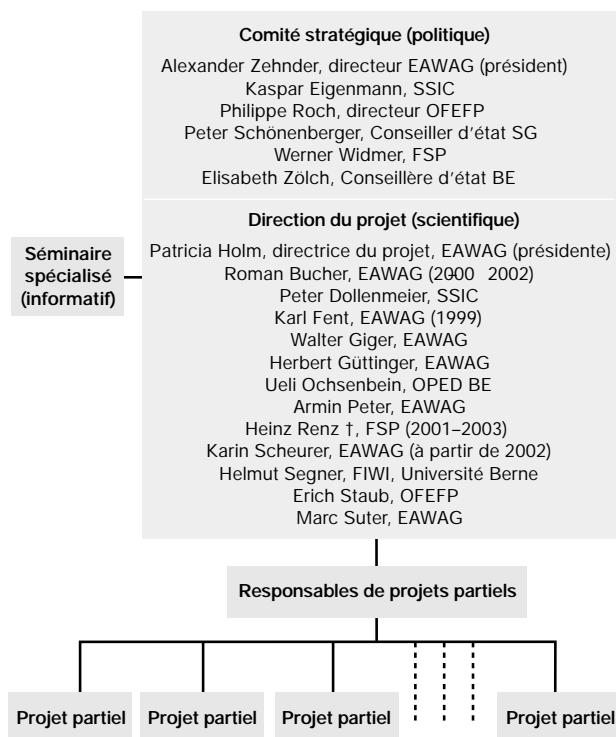


Fig. 2.1: Organisation de Fischnetz (OFEFP: Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage; EAWAG: Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux; FIWI: Centre pour le diagnostic des poissons et des animaux sauvages; OPED BE: Office de la protection des eaux et de la gestion des déchets du canton de Berne; FSP: Fédération suisse de pêche; SSIC: Société suisse des industries chimiques).

comité stratégique, une direction de projet, les directeurs et directrices des projets partiels et leurs collaborateurs (figure 2.1).

Le comité stratégique faisait office d'instance de supervision accompagnant l'avancement des activités, confirmant les objectifs du projet et évaluant la conformité avec les objectifs assignés. Il est intervenu pour prendre les mesures de stratégie politique requises et assistait la direction du projet pour l'acquisition des financements pour les projets partiels.

La direction représentait l'instance opérationnelle. Elle était composée de la directrice du projet et de spécialistes des domaines de l'ichtyologie, de l'écotoxicologie, de la chimie et de l'assainissement et pouvait s'appuyer sur une expérience solide notamment dans les domaines de la recherche, de l'administration et de l'industrie chimique. Cette instance était responsable de la planification concrète, de la direction spécialisée et de la mise en application des objectifs globaux assignés par le comité stratégique, ainsi que de la communication et de l'interdisciplinarité des travaux.

Les projets partiels étaient consacrés aux questions prioritaires. La coopération avec ces projets a donc revêtu une importance primordiale pour la mission de Fischnetz.

Les projets partiels ont été évalués sur la base de critères élaborés par la direction et discutés avec leurs responsables.

**Coordination et interactions**

Au vu des nombreuses études déjà en cours à cette époque dans les centres de recherche, à l'OFEFP et dans les cantons, il importait d'intégrer dans un premier temps les données disponibles et de promouvoir les échanges des acquis avant d'engager dans un second temps d'autres projets visant à combler les lacunes. Une coopération continue et étroite, des échanges rapides et informels des résultats, des idées et des conclusions étaient autant de préalables au succès de ce projet aux approches très interactives. Pour pouvoir au mieux tirer parti des connaissances, données et contacts déjà existants, la Direction a, dès le lancement de Fischnetz, encouragé tous les projets apparentés à y participer.

Pour les connaissances et expériences qui ne pouvaient être acquises dans le cadre des projets partiels ou être rassemblées par la Direction du projet, il a été fait appel à des experts externes. En fonction des questions à traiter, ces derniers représentaient soit le domaine de la gestion piscicole, de la recherche, des administrations ou des entreprises privées. De même, des échanges et coopérations ont été mises en place avec des projets à l'étranger. Ces résultats et expériences ont fait l'objet de réflexions au sein de Fischnetz. Six consultations d'experts à l'échelle nationale (au total 89 participants) et quatre à l'échelle internationale (48 participants) ont permis de recueillir leur avis sur des questions ciblées, mais aussi de débattre des approches méthodologiques et des stratégies adoptées. A leur occasion, des propositions de mesures ont de plus été formulées et discutées (voir hypothèse « Divers facteurs »).

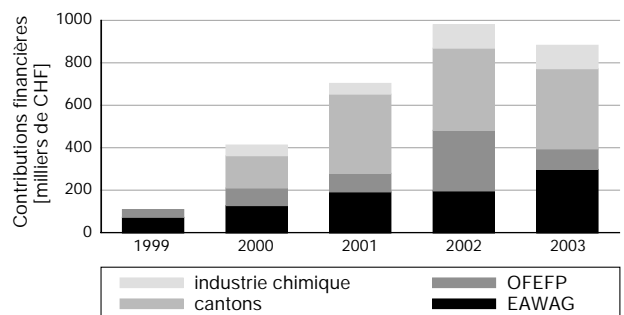


Fig. 2.2: Financement du projet Fischnetz par les différents acteurs (contributions financières: les propres participations ne figurent pas dans ce bilan). Les contributions de la Principauté du Lichtenstein ont été classées avec celles des cantons.

## 2.3 Financements

L'assise financière était assurée par un contrat liant l'OFEFP à l'EAWAG, lequel garantissait la continuité du projet pendant la durée programmée. Certains cantons y ont été associés dès le départ, en particuliers ceux déjà engagés dans les activités de recherches spécifiques (par exemple SG, BE, LU). A partir de 1999, tous les 26 cantons, la Principauté du Lichtenstein ainsi que la Société Suisse des Industries Chimiques (SSCI), la Fédération Suisse de Pêche (FSP) et l'Université de Berne et plus tard l'Université de Bâle, avaient rejoint le projet, lui apportant un soutien financier ou moral ou bien une assistance technique (figure 2.2). Les contributions financières des cantons consistaient en un financement de base de 10000 FRS par canton et des dotations d'un montant variable fixé pour 50% en fonction de la proportion de superficie du canton en question et pour 50% en fonction de ses capacités financières.

### 3. Activités au sein du Projet Fischnetz

Patricia Holm

#### Communication et relations publiques

Une des ambitions particulières de Fischnetz a été de communiquer régulièrement au grand public les nouvelles découvertes et de le tenir informé de l'avancement du projet. Telle fut la mission de la brochure « fischnetz-info » dont les 11 numéros publiés proposaient aux lecteurs germanophones et francophones les résultats des différents projets partiels et apparentés. En consultant le site Internet du projet ([www.fischnetz.ch](http://www.fischnetz.ch)), on pouvait avoir accès aux principales données relatives à l'organisation et à la structure du projet. Ce site fut régulièrement mis à jour avec des informations émanant des projets partiels, des publications et des manifestations. Il est maintenu en place après la fin du projet Fischnetz afin de continuer d'informer sur les travaux encore en cours dans le cadre de divers suivis. Un séminaire spécialisé organisé une fois par an permettait d'autre part aux chercheurs de présenter leurs travaux à un public intéressé composé de 120 à 170 personnes suivant les années. Par ailleurs Fischnetz a fait l'objet de nombreuses présentations et communications dans le cadre de manifestations diverses et autres congrès internationaux. Le grand public a aussi été informé par le biais de diverses publications, articles de presse, interventions à la radio et télévision ainsi que par des rapports présentant le travail de Fischnetz.

#### Projets partiels

Fischnetz regroupait divers types de projets partiels. Il s'agissait d'une part d'initiatives et programmes engagés en dehors des structures de Fischnetz mais dont les résultats ont pu être intégrés aux principales problématiques traitées

par Fischnetz. Par ailleurs Fischnetz a mis en place et a mené à bien ses propres projets partiels. Enfin, des contacts furent établis avec des projets consacrés à des thèmes plus éloignés, aussi qualifiés de projets apparentés. Les responsables de ces projets ont été intégrés au réseau et ont contribué à l'esquisse des synthèses.

Chaque projet partiel était encadré par un membre de la direction chargé d'assurer des contacts permanents avec les autres participants, de rendre compte à la direction de l'avancement et des résultats des travaux et d'animer les contacts avec les autres projets partiels. Six conférences des directeurs et directrices de projets partiels rassemblant au total 185 participants ont eu lieu dans le cadre de Fischnetz. Une « bourse » de matériel et de méthodes fut mise en place afin de profiter au maximum des expériences des autres partenaires. La collecte d'échantillons fut communiquée dans la mesure du possible à l'avance pour permettre aux autres partenaires de se joindre aux opérations de prélèvement, soit pour collecter du matériel supplémentaire, soit pour adapter l'échantillonnage à ses propres besoins. De ce fait, huit projets ont pu profiter de traitements et d'analyses beaucoup plus poussés.

Au total, 77 projets partiels ont été associés à Fischnetz, 19 d'entre eux étant financés entièrement ou en partie par Fischnetz (sans prendre en compte le temps investi par les « superviseurs » pour l'encadrement des projets partiels). Les projets partiels se distinguaient cependant par leur portée et leur durée, et de ce fait leur nombre total n'est pas forcément un bon indicateur.

Pour avoir un aperçu de l'importance des diverses activités, les différents projets partiels ont été répartis en différentes catégories (figure 3.1): Les suivis portaient sur l'observation de nombreux cours d'eau représentatifs ou de certaines sections, afin d'obtenir une vue d'ensemble de la répartition de certains phénomènes. Des études de cas portant sur un nombre limité de rivières pour lesquelles de nombreuses données étaient déjà disponibles ont donné lieu à des approches plus affinées. Des données émanant d'études déjà achevées ont aussi fait l'objet d'analyses complémentaires pour élaborer des synthèses et permettre de tirer des enseignements en fonction des projets ou à l'échelle régionale. L'essentiel des projets partiels financés par Fischnetz relevait du domaine des rapports de synthèse. A ce niveau, il a été possible de regrouper sans trop s'investir, les données disponibles et de les considérer dans le cadre d'une approche globale tenant compte des connaissances scientifiques à l'échelle internationale ainsi que des problématiques propres à la Suisse. C'est d'ailleurs sur ces travaux de synthèse que s'appuie une grande partie du rapport final.

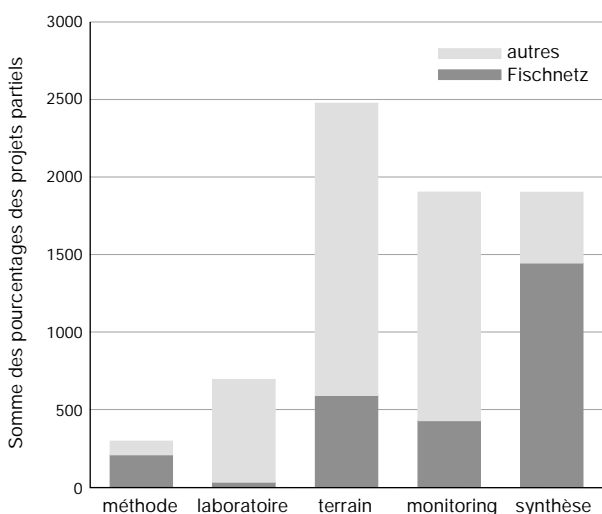


Fig. 3.1: Financement par Fischnetz ou d'autres institutions des projets partiels dans les différentes catégories (par exemple FNS, OFEFP, etc.). Les différents projets partiels ont été répartis par pourcentages, ce diagramme présentant la somme des parts respectives de ces projets partiels pour chaque catégorie.

### Premiers succès

Fischnetz est parvenu à intégrer au projet des représentants de tous les principaux groupes concernés par la réduction des prises et la dégradation de la santé des poissons, qu'ils en aient été touchés ou qu'ils aient été suspectés d'en être la cause. Ce succès est le résultat des efforts soutenus en matière de communication tout au long du projet. Une culture du dialogue et une confiance mutuelle qui ont contribué à des échanges entre tous les acteurs ont ainsi été instaurés. La diffusion rapide et sans grandes formalités des résultats était la règle alors que l'identification des causes et l'élaboration des remèdes furent autant de démarches communes associant régulièrement les partenaires des projets partiels ainsi que divers experts.

C'est ainsi que divers projets partiels ont permis de déterminer les causes de l'effondrement des populations de poissons de l'ancienne Aar (BE) et d'identifier les maladies les ayant affectées de même que de proposer des solutions pour remédier à la situation. Des actions concertées menées en association avec d'autres acteurs (Offices de protection des eaux, Inspections piscicoles, Projet « Ecocourant » de l'EAWAG) ont déjà permis de mettre en application un certain nombre de mesures. C'est ainsi qu'on a fait procéder à des modifications au niveau de la centrale d'Aarberg dans le but de dynamiser l'écoulement et de faciliter le passage des poissons. La STEP de Lyss a fait l'objet d'assainissements ayant amélioré la qualité de l'eau de l'ancienne Aar en aval des confluences. Par ailleurs une révision de la structure morphologique du lit de la rivière est programmée dans le cadre des mesures en faveur de la protection des zones alluviales.

Grâce à Fischnetz, on a pu procéder pour la première fois à un suivi à l'échelle fédérale de la MRP (Maladie Rénale Proliférative), ainsi qu'à une étude de son pouvoir pathogène sur les truites fario. Les résultats de cette étude financée par Fischnetz ont mis en évidence le rôle possible de la MRP dans le déclin des peuplements piscicoles. Ces résultats ont amené le Conseil Fédéral à déclarer, en date du 28 mars 2001, cette maladie comme épizootie à surveiller dans le cadre de l'ordonnance sur les épizooties. La Confédération et les cantons sont donc tenus de procéder à des suivis réguliers du statut de cette maladie et de mettre au point une méthode permettant de la détecter avant même que sa propagation ne prenne des proportions alarmantes.

Un autre mérite de Fischnetz aura été de rassembler et d'exploiter des séries de données jusqu'alors fragmentaires. Cette démarche a facilité l'identification des déficits et l'élaboration de nouveaux standards.

## 4. Documentation du déclin des poissons Erich Staub

En parlant de « déclin des poissons » il convient de distinguer entre deux aspects: le recul des prises et la baisse de la population. On admet souvent qu'une baisse des prises résulte d'une baisse de la population. Mais comme la pression de pêche au cours des années n'est pas constante (nombre de pêcheurs, temps consacré à l'exercice de la pêche, techniques et matériel de pêche utilisé), on ne peut pas forcément déduire des tendances relevées au niveau des populations à partir des prises.

C'est pourquoi il importe d'analyser les relations entre l'intensité de la pêche et les prises, de même que les relations entre les prises et le statut des populations pour pouvoir appréhender les facteurs du déclin des prises (voir hypothèse « Intensité de la pêche »).

### 4.1 Evolution des prises de truites

Conformément à la Loi fédérale sur la pêche du 21 juin 1991, Art. 11, les cantons sont tenus de dresser des statistiques de pêche. L'analyse de ces données statistiques sur les prises est une mission de l'OFEPF qui comptabilise les prises par canton pour dresser les bilans au niveau national. La problématique du déclin des prises nécessitait cependant un examen des données au niveau régional, par cours d'eau ou lac, et les études se sont concentrées sur le cas de la truite. Une première analyse a été publiée en 1999 par l'OFEPF [1], confirmant les enquêtes menées auprès des instances piscicoles des cantons [2]. Les données actuelles de l'OFEPF témoignent d'un déclin relativement soutenu pour les truites fario pour les 25 cantons depuis le début des années 80 (figure 4.1). Ce déclin constant au niveau national suisse résulte de déclin d'intensités variables et amorcés à des époques différentes dans les divers lacs et rivières. Il convient donc de vérifier et d'interpréter localement les prises, ce qui nécessite aussi une bonne connaissance du nombre de pratiquants de la pêche, du nombre de licenciés, des modifications relatives aux tailles minimales ainsi que des pratiques de l'alevinage [1].

Par ailleurs, pour estimer les prises de truites, il faut tenir compte de la zone piscicole d'un cours d'eau. C'est ainsi que les sections appartenant à la zone des barbeaux/brèmes ou encore les secteurs alpins n'abritent par nature que de faibles effectifs de truites. La zonation d'un cours d'eau en 4 zones piscicoles (figure 4.2) se base sur la présence de certaines espèces caractéristiques dont les exigences écologiques leur permettent de coloniser certaines parties du cours d'eau [3]. La détermination de la zone piscicole s'oriente sur les propositions de Huet [4] qui tiennent

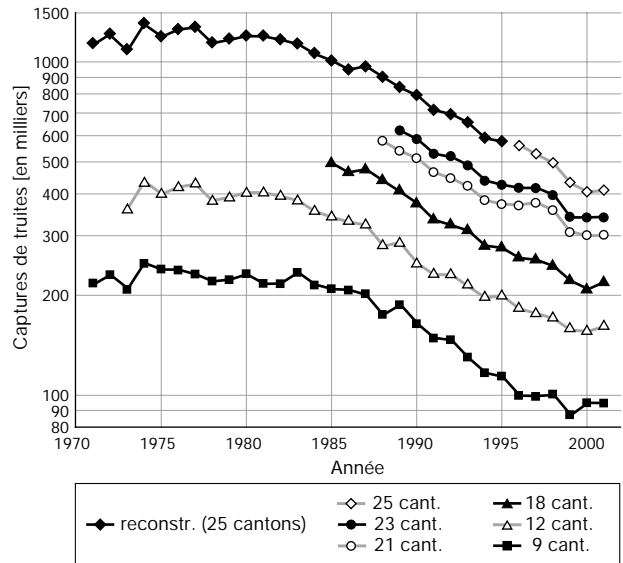


Fig. 4.1: Evolution des prises de truites dans les cours d'eau suisses. Ont été prises en compte toutes les prises de truite de ruisseau, de rivière, de lac et de truite arc-en-ciel. Les données proviennent de 9 à 25 cantons en fonction de la longueur des séries. Comme les données disponibles par canton n'ont pas la même ancienneté, leur prise en compte se traduit par de nouvelles courbes cumulées. Les courbes ainsi reconstruites s'orientent en fonction de celle des cantons dont les prises sont consignées. La représentation logarithmique des séries de données affiche une pente identique pour des changements de proportions similaires, indépendamment du niveau des prises (source: OFEPF, Section pêche).

compte de la pente ainsi que de la largeur de la rivière. Par ailleurs la température et le régime des débits influent également sur la répartition d'une espèce. Enfin le contexte naturel (nappe phréatique, exutoire) et des impacts anthropiques (barrages) peuvent également entraîner des modifications à petite échelle.

Outre les truites fario, il semble que d'autres espèces soient également concernées par ce recul. Des baisses

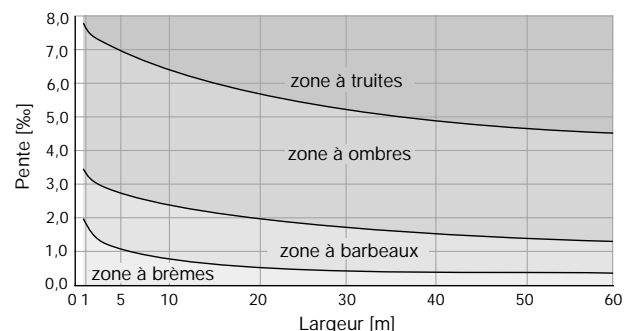
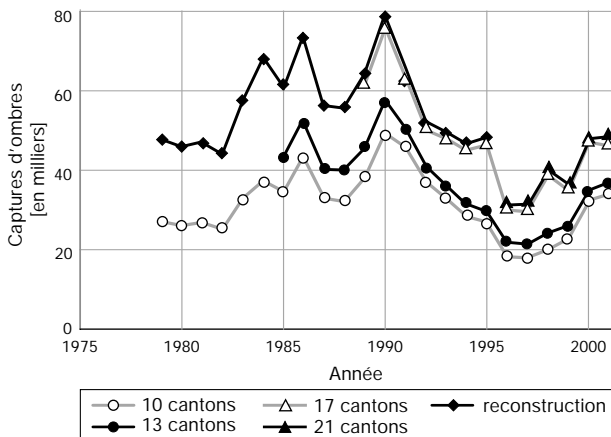


Fig. 4.2: Répartition des zones piscicoles en fonction de la pente et la largeur des cours d'eau (d'après Huet [4]). Les poissons mentionnés sont les espèces dominantes dans la zone considérée [3].

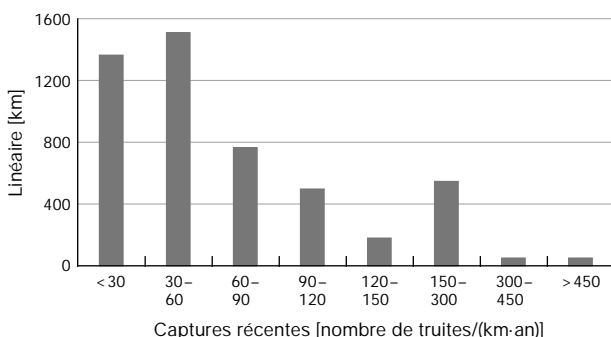


**Fig. 4.3: Evolution des prises d'ombres dans les cours d'eau suisses.** Selon la durée des séries disponibles, les données sont présentées pour 10 à 21 cantons. La courbe reconstituée s'oriente selon la trajectoire des cantons dont les prises sont connues. La représentation logarithmique des séries de données affiche une pente identique pour des changements de proportions similaires, indépendamment du niveau des prises (source: OFEFP, Section pêche).

notables ont également été enregistrées chez les hotus [5]. Les prises d'ombres affichent aussi bien des phases de recul que des phases d'augmentation (figure 4.3). Contrairement aux truites dont les séries de données proviennent de très nombreuses rivières et lacs, il convient de relever que l'évolution des ombres a été appréhendée sur les données d'un nombre limité de populations aux contextes environnementaux propres [6].

Pour les gardons on a relevé depuis le début des années 80 une régression de la population, qui de toute évidence relève de différents facteurs. Parmi les hypothèses avancées figurent en priorité le milieu, l'état sanitaire, les perturbations de la reproduction et les prédateurs [7].

Des analyses régionales par SIG viennent compléter ces données sur les prises se rapportant à toute la Suisse [8].

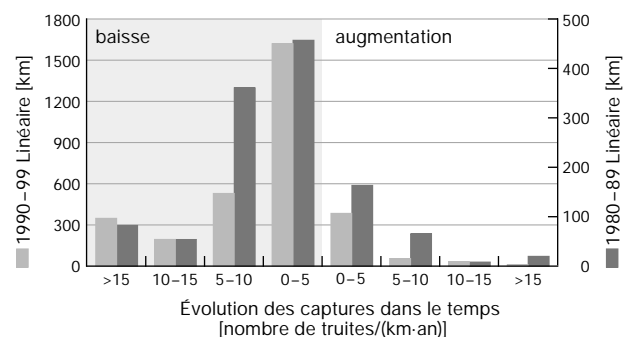


**Fig. 4.4: Prises récentes de truites en Suisse (moyenne des années 2000-01; n = 416 sections de pêche);** Sont représentées ici les valeurs cumulées des longueurs des cours d'eau pour différentes classes de prises pour les prises annuelles standardisées rapportées à la longueur du cours d'eau (nombre de truites par km et par an) (carte A.1 en annexe; source: FISTAT, OFEFP/ Section pêche).

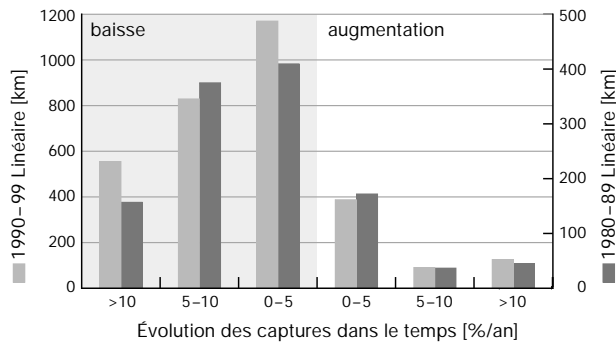
Pour les années concernées, soit de 1980 et 2001 on a présenté aussi bien le niveau récent des prises (moyenne pour 2000 et 2001) que les changements relevés dans la première décennie (1980-1989) ainsi que dans la seconde (1990-1999; voir figures 4.4 à 4.6; cartes A1-A5 en annexe). Pour les prises récentes on a pu s'appuyer sur les données fournies par 416 sections de rivières qui représentent une somme totale d'environ 5000 km de linéaire. Les données disponibles très variables en fonction des cantons pour la période de 1980 à 1989 se limitent à seulement 145 tronçons, soit une longueur totale de 1200 km. Le taux de prises actuel ne dépasse pas 30 truites capturées par an et par hectare dans 28% des sections, ce qui est faible. Dans 30% des sections, les captures oscillent de 30 à 60 truites, le restant des sections affichant des prises supérieures à 60 truites et pouvant aller exceptionnellement jusqu'à 450 truites capturées par an et par hectare (figure 4.4, carte A.1, en annexe).

La surface des cours d'eau ayant permis moins de 30 captures de truites par an représente bien la moitié de l'ensemble des surfaces considérées. Les rendements pour ces cours d'eau s'élèvent au maximum à 6kg/ha. Ce niveau est à considérer comme faible. Cette large part des cours d'eau à faible rendement s'explique par le fait que les rivières larges ont une grande surface mais contribuent peu à la capture de truites. La faiblesse des prises a une explication naturelle dans certains cas (zones des barbeaux/brèmes ou cours d'eau de caractère alpin). Par ailleurs ces niveaux de prises sont aussi influencés par des mesures de repeuplement, ce qui est notamment le cas lorsque les poissons déversés dépassent la taille minimale de pêche (par exemple en Valais où ce repeuplement s'élève chaque année à 25 à 30 tonnes de poissons de taille légale).

Les changements des prises ont été documentés pour la période 1990-1999 dans 305 tronçons de rivière d'une lon-



**Fig. 4.5: Evolution des prises de truites en Suisse de 1980 à 1989 (n = 145 tronçons pris en compte) et de 1990 à 1999 (n = 305 tronçons pris en compte);** sont représentées ici les longueurs des cours d'eau cumulées pour différentes classes du recul annuel par km (cartes A.2 et A.3 en annexe; source: FISTAT, OFEFP/ Section pêche).



**Fig. 4.6: Changements relatifs des rendements de la pêche à la truite en Suisse pendant les années 1980-1989 (n = 145 tronçons pris en compte) et 1990-1999 (n = 305 tronçons pris en compte); sont représentées ici les longueurs des cours d'eau cumulées pour différentes classes des baisses annuelles exprimées en pourcentages (cartes A.4 et A.5 en annexe; source: FISTAT, OFEFP/Section pêche).**

gueur totale de 3100 km (figure 4.5; carte A2 en annexe). Les prises ont affiché des baisses dans 85% des sections considérées, une augmentation n'ayant été relevée que dans 15% des cas. A l'échelle des cours d'eau et de leurs sections on a observé des tendances très diversifiées, caractérisées par des hausses et des baisses. Mais ce sont indéniablement les baisses qui dominent. Comme l'illustre la figure 4.5-Carte A3 en annexe, les baisses ont très nettement affecté la décennie 1980 à 1989, la tendance ayant été moins prononcée au cours de la dernière décennie.

Les baisses annuelles des prises de truites enregistrées étaient de l'ordre de 0 à 10% pour 2/3 des sections des cours d'eau pendant les deux décennies par rapport au niveau initial des prises (figure 4.6; cartes A.4 et A.5 en annexe).

## 4.2 Evolution des peuplements de truites

Pour appréhender les changements de population, on peut se référer aux données des prises dans la mesure où on en prend aussi en compte le temps consacré à la pratique de la pêche. Cette durée est décrite par les captures par unité d'effort (CPUE). Cette valeur se rapporte aux prises par unité de temps. Pour calculer cette valeur, il convient de prendre en compte toutes les séances de pêche, y compris aussi celles non couronnées de succès. Ce type d'information n'est disponible que pour le Tessin et les Grisons, qui sont les cantons ayant institué en dernier lieu des statistiques de prises. L'interprétation des autres données disponibles pour les prises et qui se limitent aux seules prises annuelles demande de ce fait prudence. C'est d'ailleurs pourquoi la question d'une relation entre l'intensité de la pêche et le rendement a été adoptée comme hypothèse pour l'analyse

des causes du déclin par Fischnetz.

Une autre méthode permettant d'estimer les peuplements de truites fario consiste en une analyse régionalisée à l'aide du SIG des prises réalisées lors de 2500 opérations de pêche électrique entre 1991 et 2001 [8]. Ces analyses montrent qu'un quart des sites ont des peuplements ne dépassant pas 350 truites à l'hectare (carte A.6 en annexe). Comme cette méthode est limitée aux sections aux eaux peu profondes et que donc seules les zones piscicoles des truites et des ombres ont ainsi pu être prospectées, on pourrait s'attendre à des densités plus élevées de truites. On a certes encore pu enregistrer dans 30% des sites des densités fortes excédant 3000 truites à l'hectare. Aucune tendance régionale pour les zones présentant des baisses ou des hausses n'a pu être détectée. Cela est dû au fait que les populations de poissons d'une rivière sont influencées par un grand nombre de facteurs, notamment la zone piscicole (figure 4.2), l'altitude et l'alevinage par les jeunes poissons (voir hypothèse « Gestion piscicole »).

Indépendamment de cette analyse régionalisée, on a de plus regroupé et analysé au niveau des cantons les données quantitatives sur les peuplements (cas où la pêche électrique a été répétée au moins à deux reprises) [9]: sur un total de 52 séries de données disponibles datant principalement des années 1990, 35 ne résultaient que de deux pêches électriques et ne pouvaient de ce fait donner lieu à des résultats statistiquement fiables. Pour les quelques rivières dont les données étaient utilisables, des évolutions très diverses ont été observées; c'est ainsi que la population de truites de la Schüss au niveau de la Heutteder (Canton de Berne) est en baisse, contrairement à ce qu'on a observé pour la Chirel (au niveau de Grund) ainsi que pour la Urtenen (à Schalunen). Par ailleurs, les rares cours d'eau ayant livré des données utilisables ne sont pas représentatifs de la Suisse, tant de par la taille des rivières ayant donné lieu à des échantillonnages que de par leur répartition géographique. En résumé, les résultats acquis par Zaugg et al. [9] montrent que les données disponibles actuellement pour la Suisse ne permettent pas de tirer de conclusions satisfaisantes quant aux changements des peuplements piscicoles. Comme les populations de poissons connaissent par nature une grande variabilité et qu'elles peuvent être influencées par des empoisonnements, il importe que les données disponibles portent au moins sur une décennie pour permettre de détecter des tendances à long terme.

Ces diverses observations permettent enfin de conclure que le déclin des populations de truites est bien une réalité mais que ses modalités, son ampleur et sa répartition spatiale sont très variables.



### 4.3 Références bibliographiques

- [1] Friedl C (1999) *Fischfangrückgang in schweizerischen Fliessgewässern*. BUWAL, Bern. pp. 32.
- [2] Frick E, Nowak D, Reust C & Burkhardt-Holm P (1998) *Der Fischrückgang in den schweizerischen Fliessgewässern*. Gas Wasser Abwasser 4:261-64.
- [3] Schager E & Peter A (2003) *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Fische Stufe F*. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. BUWAL, Bern. pp. 65
- [4] Huet M (1949) *Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courants*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11:332-51.
- [5] Zbinden S & Hefti D (2000) *Monitoring der Nase in der Schweiz*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 67. BUWAL, Bern. pp. 18.
- [6] Kirchhofer A, Breitenstein M & Guthruf J (2002) *Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 70. BUWAL, Bern. pp. 120.
- [7] Gerster S (1998) Hochrhein. *Rückgang der Rotaugenbestände; mögliche Ursachen*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 60. BUWAL, Bern, pp. 139-215.
- [8] Staub E, Blardone M, Droz M, Hertig A, Meier E, Soller E, Steiner P & Zulliger D (2003) *Angelfang, Forellenbestand und Einflussgrössen: eine regionalisierte Auswertung mittels GIS*. BUWAL, Bern. pp. 104.
- [9] Zaugg C, Dönni W, Kaufmann R & Staub E (2003). *Zeitreihen von Bachforellenbeständen in repräsentativen Gewässerstrecken der Schweiz*. BUWAL, Bern. pp. 33.

## 5. Analyse des causes *Patricia Holm*

La recherche des causes du déclin piscicole entreprise par Fischnetz est basée sur 12 hypothèses de travail (tableau 5.1). La dernière hypothèse n'est pas consacrée à un facteur particulier mais au résultat de plusieurs petits effets d'importance régionale variable. Les facteurs envisagés par les hypothèses peuvent être des causes à part entière (hypothèses « Pollution chimique », « Habitat », « Sédiments fins », « Gestion piscicole », « Intensité de la pêche », « Oiseaux piscivores », « Température » et « Crues hivernales ») ou déjà des effets de ces contraintes (hypothèses « Reproduction », « Recrutement », « Santé » et « Offre alimentaire »). Ils sont liés par des relations multiples et peuvent contribuer au déclin des populations ou des captures de façon isolée ou groupée (figure 5.1). Les hypothèses « Sédiments fins », « Température » et « Crues hivernales » se réfèrent principalement à la truite fario car ses caractéristiques (aimant les eaux froides, frayant sur graviers et se reproduisant en hiver) en font une espèce particulièrement sensible aux changements du milieu tels que le colmatage du fond du lit, le réchauffement de l'eau et l'intensification des crues hivernales (voir le cycle vital de la truite fario en annexe).

Un plan de recherche détaillé a été établi afin de traiter au mieux les hypothèses définies. Les questions de recherche alors formulées ont ensuite été traitées dans le cadre de différents projets partiels. L'énumération des hypothèses

telle qu'elle a été faite peut donner à penser qu'il suffit de les vérifier les unes après les autres pour identifier les causes du déclin. La réalité n'est pas si simple. En effet, certains facteurs envisagés ne constituent pas des causes en eux-mêmes mais sont en réalité la conséquence d'autres facteurs de causalité. L'apparition d'effets de cette sorte ne donne pas d'indication sur la nature des facteurs qui les ont causés car ils peuvent au contraire avoir plusieurs causes différentes. La mise en évidence de rapports de cause à effet est d'autre part rendue difficile par l'existence d'interrelations entre les facteurs qui peuvent s'intensifier ou s'entraîner les uns les autres de manière parfois inattendue. Ce jeu des différents facteurs impose une grande interdisciplinarité des recherches et des analyses. La plupart des projets partiels réalisés indépendamment de Fischnetz comprenaient cependant des études ciblées chargées de traiter des aspects particuliers de manière unilatérale (par exemple: « Les effluents de la STEP x provoquent-ils des dommages sur les poissons qui vivent en aval? »).

De manière générale, l'existence de lacunes au niveau des données empêche d'apporter une réponse claire aux questions posées et des différences méthodologiques rendent les comparaisons entre facteurs souvent difficiles: Il arrive fréquemment que les données remontent plus ou moins loin dans le temps, que les relevés aient été effectués à des fréquences différentes ou que les points de mesure

Hypothèses	Désignations abrégées
Les poissons souffrent d'une déficience reproductive	Reproduction
Le nombre de juvéniles est insuffisant pour assurer le recrutement de la population	Recrutement
Le déclin de la pêche est le résultat a) d'une détérioration de l'état de santé général des poissons et donc de leur vitalité et b) de pathologies particulières entraînant une mort prématurée des poissons	Santé
La pollution chimique des eaux nuit à la santé des poissons et peut être à l'origine du déclin de la pêche	Pollution chimique
Le déclin de la pêche est dû à une mauvaise qualité morphologique des cours d'eau	Habitat
Une augmentation de la part de sédiments fins est responsable du déclin piscicole	Sédiments fins
Un manque de nourriture pour les poissons est à l'origine du déclin	Offre alimentaire
La baisse des captures est due à une gestion piscicole mal adaptée	Gestion piscicole
La baisse des captures résulte d'une diminution de l'intensité de la pêche	Intensité de la pêche
Le déclin de la pêche résulte d'une augmentation des prélèvements dus aux oiseaux piscivores	Oiseaux piscivores
Des changements de la température de l'eau ont entraîné un déclin des populations piscicoles et une baisse du rendement de la pêche	Température
Le déclin de la pêche est dû à une modification des régimes d'écoulement et du charriage	Crues hivernales
Le déclin des populations piscicoles et la baisse des captures résultent de l'effet combiné des différents facteurs dont la nature varie selon les régions	Divers facteurs

Tab. 5.1: Les hypothèses de travail de Fischnetz. Les désignations abrégées permettent de signaler des liens entre les chapitres

n'aient pas été choisis en accord avec les préoccupations de Fischnetz. De plus, la taille des échantillons est souvent trop petite pour permettre une analyse statistique et il n'est pas rare de voir la méthode d'échantillonnage se modifier au

cours des ans. Les études de cas qui permettent de contourner ces difficultés, livrent cependant des résultats difficilement extrapolables à toute la Suisse et ne pouvant être directement comparés avec les données d'autres études.

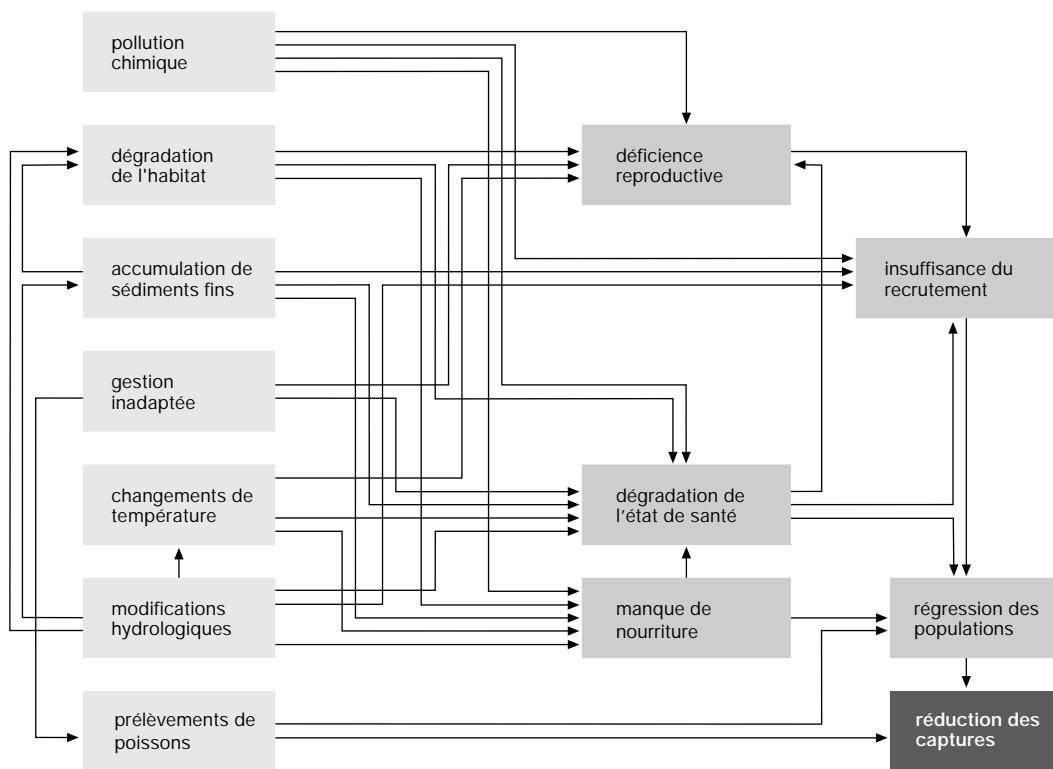
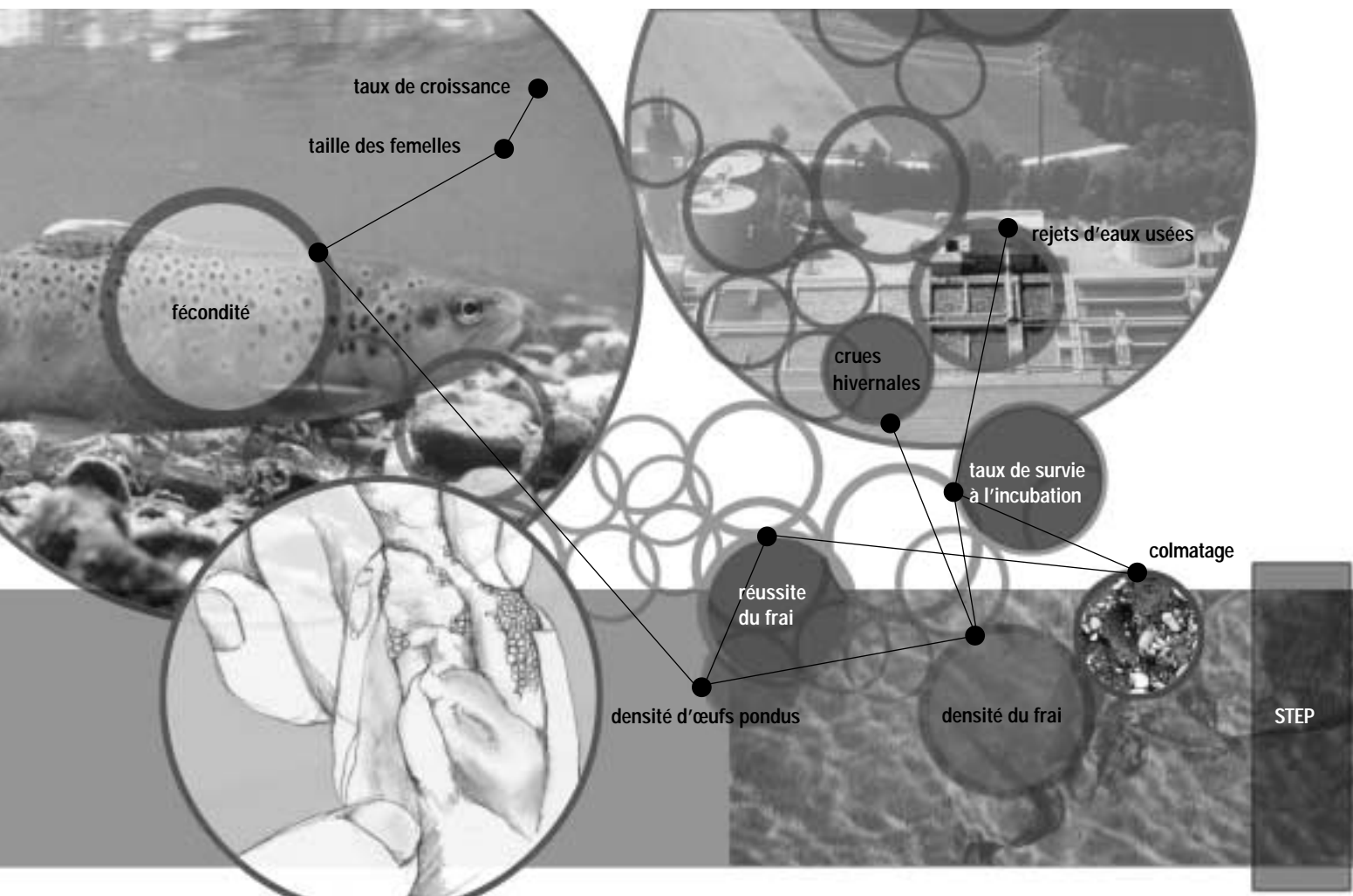


Fig. 5.1: Relations entre les hypothèses de travail de Fischnetz. Les prélèvements par les pêcheurs (intensité de la pêche) et par les oiseaux piscivores ont été regroupées dans le facteur « Prélèvements de poissons ». Par souci de clarté, l'hypothèse « Divers facteurs » n'a pas été représentée. Les facteurs responsables (rectangles clairs) sont susceptibles d'induire une baisse des captures soit directement soit par le biais d'effets intermédiaires (rectangles foncés).



## 5.1 Hypothèse: Les populations de poissons souffrent d'une déficience de la reproduction

Patricia Holm

### Résumé

D'après cette hypothèse, les populations piscicoles sauvages suisses présentent un dysfonctionnement de la reproduction qui se traduit par une diminution du nombre de juvéniles (recrutement) qui est alors trop faible pour assurer leur pérennité. Les processus impliqués dans la reproduction peuvent être répartis en diverses catégories qui ont fait l'objet d'autant de projets de recherche: On s'est ainsi penché sur la vitalité des géniteurs, le nombre de géniteurs potentiels et le nombre d'œufs par femelle reproductrice œuvée de même que sur le taux d'éclosion en élevage et en rivière.

L'exploitation des données recueillies a livré une image hétérogène de la situation qui présente de fortes variations régionales: Dans certains cours d'eau, le nombre de géniteurs et le nombre d'œufs par femelle sont réduits alors que ces valeurs sont restées constantes dans d'autres.

**Fig. 5.1.1: Effet conjugué des facteurs ayant une influence significative sur la reproduction. La fécondité des femelles dépend de leur taille et subit également l'influence de la qualité de l'eau à travers l'état de santé général. Le colmatage du fond du lit de la rivière nuit aussi bien à la réussite du frai qu'à la survie des œufs incubés.**

La qualité des œufs ne semble pas altérée de façon significative. Dans près d'un tiers des stations étudiées, le succès d'éclosion en monitoring actif ou passif est bon à très bon. Ce taux d'éclosion est cependant mauvais dans un petit nombre de stations particulières. En aval des STEP, le frai est exposé à un risque accru de perturbation de son développement. De même, le taux d'éclosion est réduit dans les zones à forte activité agricole. Les stations d'épuration et l'agriculture ont une influence négative sur la reproduction des poissons, du moins dans une partie des cours d'eau étudiés. Il est donc conseillé d'adopter des mesures permettant d'éviter ou du moins de réduire les pics de pollution et les concentrations élevées de certaines substances critiques.

### 5.1.1 Introduction et définition du problème

La reproduction constitue comme la croissance et la mortalité un des processus fondamentaux de la dynamique de toute population. Même un stress chronique modéré peut nuire à la reproduction et entraîner un déclin de la population [1, 2]. Cette première hypothèse stipule que les poissons de nos rivières ont des difficultés à produire des

gamètes en quantité et de qualité suffisantes pour assurer le maintien des populations. Cette supposition a été motivée par un certain nombre d'observations et de déclarations de spécialistes des pêches qui supposaient par exemple qu'il n'existait pratiquement plus de populations purement sauvages (non influencées par les alevinages) dans les cours d'eau suisses ou que la reproduction naturelle n'avait plus lieu et qui révélaient que le nombre de géniteurs capturés était en baisse depuis plusieurs années et que le nombre d'estivaux observés dans certains cours d'eau était particulièrement faible. D'autre part, certaines études montraient que dans les zones très habitées, des substances à effets endocriniens pouvaient se retrouver dans les cours d'eau où elles étaient susceptibles de porter atteinte à la reproduction des poissons.

Dans le cadre de cette hypothèse, les questions suivantes doivent donc être traitées:

1. La reproduction des poissons est-elle moins bonne aujourd'hui que par le passé (voir cycle vital de la truite en annexe)?
  - a) Y a-t-il suffisamment de géniteurs dans une population?
  - b) Les géniteurs sont-ils physiologiquement en mesure de produire et de délivrer des gamètes de qualité et en quantité suffisantes (statut physiologique des géniteurs, non lié à la présence d'habitats propices à la fraye par ex.)?
  - c) Etant donné que la qualité des gamètes n'est parfois révélée que par le taux d'éclosion et éventuellement par le développement futur, ces stades de développement vont également être observés: Le développement des embryons jusqu'au moment de l'éclosion est-il perturbé?
2. Les effets ou dysfonctionnements observés peuvent-ils être mis en relation avec la baisse des captures, un déclin des populations ou une détérioration de l'état de santé des poissons?

Une faiblesse reproductive ne se produit pas de manière spontanée mais elle est au contraire provoquée par un certain nombre de facteurs. Les causes possibles d'un tel phénomène font l'objet d'autres hypothèses (voir hypothèses « Pollution chimique », « Habitat », « Sédiments fins », « Gestion piscicole », « Intensité de la pêche », « Oiseaux piscivores », « Température », « Crues hivernales »).

### La reproduction chez les poissons

Les hormones jouent un rôle essentiel dans le développement des organes sexuels (gonades) et elles suivent des cycles spécifiques de l'espèce, de l'âge et du sexe de même que des cycles saisonniers. Des variations de concentrations hormonales mesurées dans le sang sont le signe de perturbations tout autant spécifiques.

L'attention se porte actuellement sur les œstrogènes naturels et de synthèse (estradiol, estriol, estrone, éthinylest-

radiol) dont la présence dans le milieu naturel est susceptible d'entraîner de telles perturbations. Certains produits chimiques industriels tels que le nonylphénol et ses éthoxylates présentent également un potentiel œstrogénique et peuvent donc contribuer aux perturbations endocriniennes mais ils ne jouent un rôle important que très ponctuellement (voir hypothèse « Pollution chimique »). Sur la base de tests de laboratoire, des seuils de toxicité ont été définis pour les substances à activité œstrogénique connue: éthinylestadiol (LOEC 0,1 ng/l) [3], nonylphénol (PNECpoissons 0,6 µg/l) [4], octylphénol (LOEC 4,8 µg/l) [5].

L'hormone stéroïde sexuelle naturelle qu'est l'estradiol stimule dans le foie la synthèse de la vitellogénine (VTG), protéine vitelline précurseur, qui est alors transportée par le sang vers les gonades dans lesquels elle forme le vitellin de l'œuf en formation. La VTG n'est synthétisée en quantités significatives que par les femelles de vertébrés ovipares. Il est cependant possible de provoquer une synthèse chez des juvéniles ou des mâles en les exposant à des œstrogènes ou à des substances similaires. C'est pourquoi cette protéine sert depuis quelques années de biomarqueur permettant de détecter une exposition de manière spécifique [6].

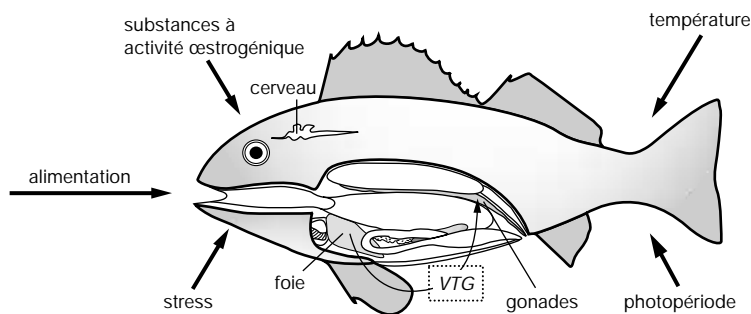
La VTG est considérée comme un indicateur à court terme étant donné qu'une augmentation de concentration est déjà détectable deux semaines après exposition et qu'il lui faut à peu près le même temps pour retrouver son niveau de départ à partir du moment où l'exposition cesse [6]. Si l'on souhaite utiliser cette protéine comme indicateur, il est important de connaître les concentrations considérées comme normales et celles considérées comme excessives pour obtenir une information utilisable sur la présence de substances indésirables dans la rivière. Les valeurs normales diffèrent en fonction des espèces piscicoles et fluctuent selon les conditions expérimentales. Pour l'espèce bien étudiée qu'est la truite fario, une valeur inférieure à 1000 ng/ml est considérée comme normale chez les mâles [7]. Il importe également de savoir si des teneurs élevées en VTG sont liées à des perturbations de la reproduction. Dans les essais de laboratoire, on observe en concomitance des concentrations élevées de VTG, des taux d'éclosion réduits dans la génération suivante [8], une répression de la croissance des testicules et du développement des spermatozoïdes [5], une réduction de la croissance des juvéniles, un retardement de la maturité sexuelle, une réduction de la fécondité et du taux de fécondation et une répression du comportement sexuel [9]. Exception faite de ces résultats, on en sait peu sur la signification d'une augmentation de la teneur en VTG et encore moins sur ses conséquences au niveau des populations en conditions réelles. On peut dire en tout cas que la synthèse de VTG constitue un « investissement inutile » pour les mâles, l'énergie qui lui est nécessaire n'étant plus disponible pour la croissance et la reproduction.

Les hormones stéroïdes sexuelles contrôlent également le développement des gonades qui se forment plus ou moins précocement au stade embryonnaire. Une exposition à des (xéno)œstrogènes à ce stade de développement qui correspond à ce que l'on appelle une fenêtre critique entraîne facilement des effets particulièrement persistants, parfois même irréversibles. Les organes sexuels peuvent devenir mâles, femelles ou hermaphrodites (simultanément ou alternativement des deux sexes). Dans certains groupes, la formation de gonades hermaphrodites (également désignée sous le terme d'ovotestis ou d'intersexe) peut se produire aussi bien en conditions naturelles que sous l'effet de certains facteurs environnementaux (changements de température ou exposition à des produits chimiques par ex.). Assez fréquent chez les cyprinidés, l'hermaphroditisme semble être plutôt rare chez les salmonidés [10, 11].

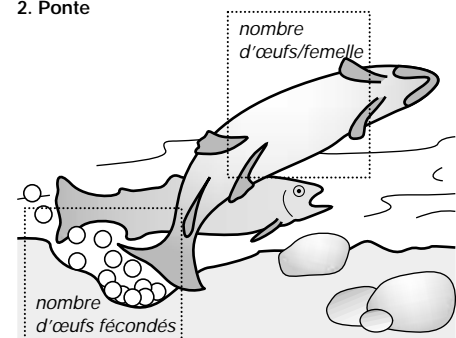
Le rapport entre les sexes est de 1:1 chez de nombreuses espèces de poissons. Des écarts peuvent se produire sans que l'on sache exactement quelles en sont les conséquences pour la population. Les variations de ce rapport s'expliquent parfois simplement par des différences entre les sexes au niveau du comportement migratoire ou de l'occupation des habitats ou bien par des fluctuations

interannuelles [12, 13]. Il importe avant tout pour la population de disposer d'un stock de géniteurs suffisant. D'éventuels changements de leur nombre dans une population peuvent être mis en évidence grâce à des captures régulièrement effectuées pendant la période de reproduction. Si on recueille alors les œufs des géniteurs capturés et que l'on procède à leur incubation in vitro, ces campagnes livrent des données acceptables sur la quantité d'œufs par femelle et sur la qualité des œufs. La qualité et la quantité des gamètes délivrés dépendent de la taille et de l'âge des géniteurs (plus la femelle est grande, plus elle produit d'œufs) [14] ainsi que des conditions environnementales qui règnent au moment de la production des gamètes. La qualité des œufs est définie d'une part par le patrimoine génétique et d'autre part par la vitalité de la femelle génitrice qui dépend elle-même de l'état de stress dans lequel elle se trouve, de son état hormonal et de son état nutritionnel. Des températures élevées de l'eau peuvent d'autre part nuire à la viabilité des œufs (voir hypothèse « Température ») [15, 16]. De plus, certaines substances lipophiles toxiques qui s'accumulent dans le corps des femelles génitrices peuvent être transportées dans les ovocytes. Elles peuvent alors être stockées pendant la phase de croissance et de maturation

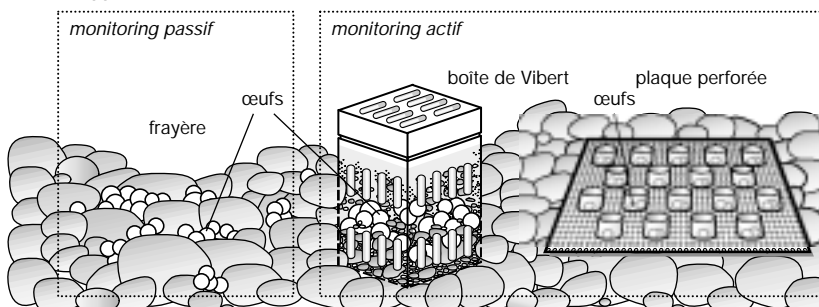
### 1. Formation des œufs



### 2. Ponte



### 3. Développement des œufs



### 4. Éclosion et émergence

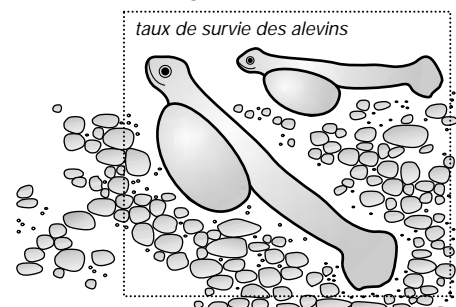


Fig. 5.1.2: Indicateurs permettant d'évaluer une éventuelle déficience reproductive et leur rattachement aux différents stades de la reproduction. (1) La vitellogénine (VTG) est une protéine vitelline précurseur que l'on rencontre également chez les mâles dans les eaux chargées en œstrogènes. (2) Le nombre d'œufs par femelle et le nombre d'œufs fécondés sont de bons révélateurs du potentiel de reproduction naturelle d'une population de truites fario. (3) Lors du monitoring actif, on place par exemple des plaques perforées sur le lit de graviers ou on enfouit des boîtes de Vibert en son sein pour étudier le développement des œufs dans des emplacements précis du cours d'eau. Le monitoring passif repose sur une cartographie et une observation des frayères naturelles. (4) Le nombre de larves écloses et d'alevins émergents est comparé au nombre d'œufs fécondés pour calculer les taux de survie des alevins à l'éclosion et à l'émergence.

des œufs ou continuer de s'accumuler pour ensuite porter atteinte aux œufs, aux embryons, aux stades de développement ultérieurs ou même seulement aux générations suivantes [8, 17]. En général, les œufs et les stades embryo-larvaires des poissons (en anglais « early life stages » ou ELS) sont particulièrement sensibles à certains facteurs défavorables de l'environnement comme par exemple la présence de perturbateurs endocriniens [2, 18]. Dans les travaux de toxicologie, le terme de « ELS » se limite généralement au développement de l'embryon jusqu'à l'éclosion, alors que dans les travaux plus axés sur l'écologie, il comprend également les stades après éclosion dans lesquels se produit encore une différenciation sexuelle (en général jusqu'à l'émergence du lit de graviers ou même jusqu'au stade d'estival) [19, 20]. Des perturbations subies à ce stade précoce peuvent entraîner des anomalies parfois irréversibles au niveau du développement qui ne sont souvent visibles que bien ultérieurement. Il se peut donc que la viabilité et la capacité de reproduction de la génération suivante soient déjà menacées alors que les adultes ne sont pas visiblement endommagés [17]. Fait aggravant, les perturbateurs endocriniens augmentent la sensibilité des sujets atteints à la toxicité directe d'autres substances chimiques [17].

Des essais d'incubation menés directement dans le milieu aquatique peuvent donner des informations de valeur sur la qualité des gamètes et l'influence exercée sur eux par les facteurs environnementaux spécifiques des cours d'eau concernés. Ils reposent soit sur une cartographie et une

observation des frayères naturelles accompagnée d'une capture des alevins éclos et émergés (monitoring passif) [21] soit sur le suivi de différents types de boîtes d'éclosion placés sur le lit de graviers ou en son sein (monitoring actif; figure 5.1.2). Ces études conduisent généralement à la détermination du taux d'éclosion et plus rarement à celle du taux de malformations. La vitesse de développement est également un aspect intéressant: elle dépend non seulement de la température de l'eau (voir hypothèse « Température ») mais également de sa qualité [22, 23]. Dans le milieu naturel, une déficience reproductive peut, en plus des facteurs déjà cités, être causée par le colmatage du fond du lit, par la sédimentation pendant l'incubation (souvent suivie d'une lésion des embryons par manque d'oxygène) et par le manque de frayères. En aval des STEP, le problème de la présence accrue de germes pathogènes vient s'ajouter à celui de la sédimentation [24]. Une attaque de champignons ou une infection des œufs peuvent en être la conséquence.

Les résultats des différents types d'essais ne sont pas tout à fait comparables étant donné que les processus naturels sont influencés de différentes manières: Le monitoring passif présente l'inconvénient de ne pas pouvoir porter sur la totalité des alevins et le monitoring actif celui de modifier certains processus comme la sédimentation ou l'oxygénation du substrat. Les valeurs obtenues permettent cependant de façon globale de savoir si le cours d'eau étudié est le lieu d'une reproduction naturelle ou si du moins il la permettrait.

Mais quelle est maintenant la valeur critique que le taux d'éclosion doit absolument dépasser pour qu'une population

Paramètre	Etudes en CH (n)	Espèces étudiées	Nombre de cours d'eau (Nombre de stations)
VTG: ELISA	6	Truite fario Truite arc-en-ciel Goujon	12 (21) 3 (3) 2 (6)
VTG: Immunohistochimie (IHC)	1	Truite fario	30 (66)
VTG: ELISA et IHC	7	Truite fario Truite arc-en-ciel Goujon	37 (79) 3 (3) 2 (6)
Ovotestis	3	Truite fario Gardon Goujon	30 (66) 11 (15) 2 (3)
Capture de géniteurs Nombre de femelles reproductrices œuvées, Nombre d'œufs/femelle œuvée	9	Truite fario	9 (11)
Nombre de sites de bonne reproduction 1980–1990 1991–2001	1	Truite fario	2070 4965
Test ELS (monitoring passif)	2	Truite fario Ombre de rivière	9 (22) 1 (3)
Test ELS (monitoring actif)	15	Truite fario Ombre de rivière Truite lacustre	42 (105) 3 (10) 10 (27)

Tab. 5.1.1: Récapitulatif des études réalisées en Suisse ayant servi à cette analyse [7].

soit capable de se maintenir? Cette valeur dépend de la population et de la capacité d'accueil des habitats. Chez la plupart des espèces piscicoles de nos régions, les œufs sont produits en très large excès, le nombre de descendants se réduisant ensuite automatiquement en fonction de la densité de population: Quand les alevins émergent du lit de graviers et commencent à occuper un territoire, leur nombre décroît rapidement en fonction de la densité, soit par migration soit par décès [19]. C'est uniquement quand le nombre d'œufs ou d'alevins survivants est faible au point d'être inférieur à la capacité d'accueil des habitats que la nouvelle génération se trouve en situation critique.

### 5.1.2 Observations faites en Suisse

On ne sait malheureusement pas exactement dans quelle mesure les processus de reproduction des poissons des eaux suisses se sont modifiés au cours du temps dans les différentes régions car les données disponibles ont été recueillies ponctuellement, à l'aide de méthodes divergentes et selon différentes hypothèses de départ (Tableau 5.1.1).

#### Concentrations de vitellogénine dans les truites fario

Des concentrations accrues quoique disparates de vitellogénine ont été mesurées dans les truites fario de cinq sites de prélèvements: près de Busswill en aval de la STEP de Lyss (ancienne Aar), en aval de la STEP de Teufental (Wyna), en amont de la STEP de Teufental (Wyna), en aval de la STEP de St Imier/Villeret (Suze) et en aval de la STEP d'Eschenbach (Winkelbach). Les concentrations de VTG mesurées sur ces sites dans le plasma sanguin des truites fario mâles suggèrent une contamination du cours d'eau récepteur par des œstrogènes. Quatre des cinq stations positives se situent en aval d'une station d'épuration. Au niveau de la cinquième, située dans la Wyna en amont de la STEP de Teufental, le cours d'eau a cependant déjà accueilli les effluents de trois STEP situées plus en amont. Des concentrations accrues de VTG ont d'autre part été constatées chez les goujons [25]. L'interprétation des données de VTG est délicate étant donné que le nombre de mesures par cours d'eau est relativement faible et que la variabilité des concentrations mesurées est plutôt élevée. Pour pouvoir comparer les concentrations de VTG avec les rejets de substances à effets endocriniens dans les cours d'eau, on a procédé à un calcul du nombre d'équivalents œstrogènes de tous les cours d'eau récepteurs dans lesquels de la VTG a été détectée dans des mâles de truites fario en amont ou en aval de points de rejet de stations d'épuration. On n'observe pas de corrélation nette entre les concentrations de VTG et les équivalents œstrogènes en aval des STEP [26], ce qui s'explique en grande partie par l'énorme variabilité de la réponse des poissons à la contamination.

#### Ovotestis

Aucun cas d'ovotestis n'a été observé chez la truite fario. Par contre, ce phénomène a été étudié chez les gardons de 15 stations sur deux rivières et neuf lacs et observé avec une fréquence allant jusqu'à 22%. Il existe entre les sites d'étude des différences significatives qui n'ont cependant pas pu être interprétées suite à un manque d'informations de base (charge des sites en œstrogènes, taux normal d'ovotestis chez les gardons suisses). Chez les goujons, ce phénomène a été observé sur trois sites, dont un situé en aval d'une STEP (fréquence de 14 à 24%, non significative) [25].

#### Stock parental et nombre d'œufs par femelle œuvée

Les données concernant les captures de géniteurs effectuées au cours des ans dans les divers cantons peuvent être utilisées pour étudier les changements éventuels survenus au niveau du stock parental et du nombre d'œufs produits. Nous citons ci-après à titre d'exemple les résultats de certains cours d'eau du canton de Berne (Emme, Biberebach, Kiesenbach et Aar), du canton de Vaud (Flon de Carrouge) et du canton de Zurich (Töss, Kempt):

► Le nombre de femelles œuvées capturées par jour de pêche est décroissant dans presque tous les cours d'eau bernois étudiés depuis le début ou le milieu des années 1980 (à l'exception du Kiesenbach). Dans les rivières zurichoises étudiées (la Töss et la Kempt), le nombre de femelles œuvées capturées varie très fortement. Dans certains cours d'eau, il existe sans doute un rapport entre les fluctuations de ces valeurs et des variations de l'intensité des pêches: ainsi, dans les années de forte population, seuls les reproducteurs âgés ont été prélevés dans les deux rivières zurichoises alors

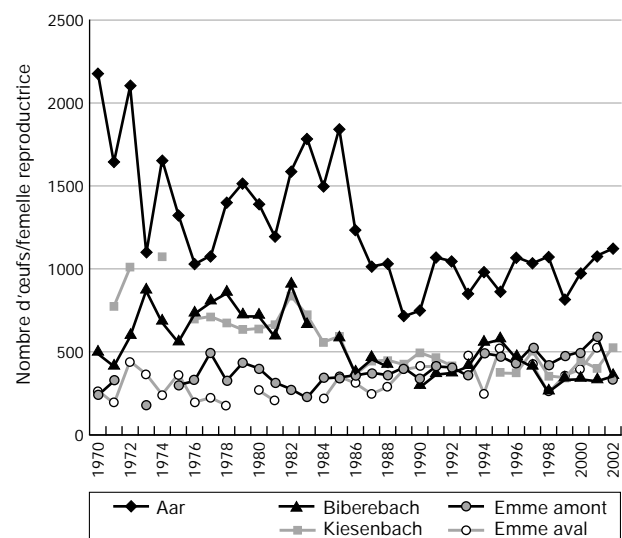


Fig. 5.1.3: Nombre d'œufs par femelle reproductrice capturée dans certains cours d'eau bernois.



Provenance	Année	Taux moyen d'éclosion en %	e	Référence
Aar BE	1990–2002	93	3.2	T. Vuille, FI Bern
Kiesenbach BE	1997–2002	95	2.5	T. Vuille, FI Bern
Biberebach BE	1990–2002	95	4.2	T. Vuille, FI Bern
Kempt ZH	1975–2002 (pas chaque année)	94	1.2	M. Straub, FJV ZH
Töss ZH	1970–2002 (pas chaque année)	93	1.3	M. Straub, FJV ZH
Aar (Thun-Berne) BE	1998	97 (valeur unique)	–	Guthruf-Seiler [30]
Affluents Langeten BE	1996	94 (valeur unique)	–	Schmidt-Posthaus [31]

Tab. 5.1.2: Succès d'incubation d'œufs de truite fario obtenus par capture de géniteurs dans divers cours d'eau (T. Vuille, M. Staub; données non publiées). e = écart-type.

que tous les reproducteurs ont été utilisés les autres années (M. Staub, Canton de Zurich, communication écrite).

► Dans les cours d'eau bernois, le nombre d'œufs par femelle œuvée varie très fortement jusqu'en 1990 pour se stabiliser un peu par la suite. Dans l'Aar, le Kiesenbach et le Biberebach, on constate au cours des années 1970 une baisse importante de ce nombre qui se poursuit jusqu'au milieu des années 1980. Dans les deux tronçons de l'Emme étudiés, ces valeurs restent stables ou ont même tendance à augmenter (Fig. 5.1.3). La forte baisse observée dans l'Aar à partir de 1972 pourrait être liée à une forte pollution des eaux se poursuivant sur plusieurs années (P. Friedli, Canton de Berne, communication écrite). Comme c'était le cas dans le canton de Zurich, il est fort probable que l'intensité avec laquelle la pêche de frai a été effectuée dans les eaux bernoises ait été moins forte dans les bonnes années que dans les mauvaises, les femelles de petite taille étant capturées avec moins d'assiduité dans le premier cas que dans le second (P. Friedli, Canton de Berne, communication écrite). Dans le Flon de Carrouge, le nombre d'œufs par kilogramme de femelle est resté constant aux environs de 2700 de 1983 à 1987 [27]. Dans les eaux zurichoises étudiées (Kempt, Töss), le nombre d'œufs par femelle œuvée présente également de fortes variations (M. Staub, non publié). Il est donc impossible de dégager une tendance générale.

### Nombre de sites de bonne reproduction

Pour la réalisation de l'Atlas des poissons [28], les auteurs

Taux de survie [%]	Evaluation
80–100	Très bon développement
60–79.9	Bon développement
40–59.9	Développement moyen
20–39.9	Mauvais développement
0–19.9	Très mauvais développement

Tab. 5.1.3: Evaluation du taux de survie des œufs au stade œillé ou à l'éclosion.

avaient besoin de connaître la probabilité de reproduction de la truite fario dans les lacs et cours d'eau concernés pendant les deux périodes de recensement de 1980 à 1990 et de 1991 à 2001. Pour évaluer cette probabilité, on part du principe que l'observation des frayères et/ou des estivaux donne une bonne indication du succès de la reproduction dans une population (E. Staub, communication personnelle). Dans 15% des lacs et cours d'eau évalués pendant la période d'observation la plus récente, la reproduction de la truite fario est jugée improbable alors qu'on l'estime probable ou assurée dans 85% d'entre eux. Au vu des pourcentages, il n'existe donc pas de différence significative entre la première et la deuxième période d'observation. Il faut cependant noter que les points de mesure sont différents [28] et que les observations sont de nature subjective et ne livrent ni résultats quantitatifs ni informations sur l'importance de la reproduction naturelle.

### Peut-on conclure à une baisse du succès d'incubation dans les eaux suisses?

On peut tenter de répondre à cette question en consultant les données disponibles sur la réussite d'incubations réalisées après capture de géniteurs (Tableau 5.1.2), sur le suivi de la reproduction naturelle (monitoring passif) et sur divers essais de laboratoire (monitoring actif, incubation d'œufs obtenus par reproduction naturelle ou par élevage).

Le succès d'éclosion d'œufs récoltés par capture de géniteurs et incubés en conditions contrôlées (le plus souvent dans les piscicultures cantonales) était en général bon à très bon, les rares échecs étant souvent dus à une mauvaise qualité des œufs (comme dans l'Allaine; [29]).

Pour l'interprétation des résultats de monitoring actif et passif, le taux de survie des œufs et alevins a été évalué et défini en observant les catégories décrites dans le tableau 5.1.3.

Pour l'interprétation des données, il est indispensable de bien distinguer les résultats du monitoring passif et du monitoring actif. Dans ce dernier type d'expérimentation, les conditions peuvent en général être mieux contrôlées et certains facteurs tels que le courant ont une influence moins marquée car les œufs sont mieux protégés des impacts

Espèce piscicole	Taux de survie des oeufs / alevins par site					
	0–20%	20–40%	40–60%	60–80%	80–100%	total
Truite de rivière	5		3	10	6	24
Ombre		1			3	4
Total	5	1	3	10	9	28

Tab. 5.1.4: Nombre d'études de frayères naturelles (monitoring passif) réalisées depuis 1997 et classées en fonction du taux de survie des œufs ou des alevins (représenté par la médiane dans le cas de plusieurs résultats par site) chez différentes espèces de poisson [7].

d'ordre mécanique par les dispositifs employés. Etant donné que les taux d'éclosion obtenus en monitoring passif sont toujours un peu plus faibles qu'en monitoring actif, il serait incorrect de les comparer directement.

Le succès d'éclosion observé dans les frayères naturelles suivies (monitoring passif) est plus faible qu'en élevage et, comme le montre le tableau 5.1.4, ses valeurs varient fortement. On constate entre les années d'observation de très fortes fluctuations qui s'expliquent par exemple par la survenue de crues ou par des différences de sédimentation. D'un autre côté, d'après la littérature, les populations de poissons ne sont susceptibles d'être menacées que si le succès d'incubation passe en dessous de 50% (Great Lakes dans [17]), ce qui n'est le cas que dans cinq des sites concernés par les études suisses dépouillées jusqu'à présent. Sur ces cinq sites (dans l'Aar au niveau de Bremgarten en aval de la STEP de Worblental et dans l'Urtenen à différents endroits en amont et en aval de la STEP de Moossee), deux stations ont fait l'objet de prélèvements deux années d'affilée et ont affiché de mauvais résultats (dans l'Urtenen). Dans ces deux cas, il est donc possible que les effluents de STEP perturbent effectivement le développement des œufs et mettent ainsi en cause la pérennité de la population piscicole. Cette analyse ne tient cependant pas compte de l'effet compensatoire d'alevinages éventuels. Sur neuf sites, c'est à dire environ un tiers du total, on a pu constater en monitoring passif un taux de survie de plus de 80% chez les truites de rivière et les ombres. Dans ces cas-là, il n'y a donc aucune raison de conclure à un mauvais succès d'incubation pour les années concernées par l'étude.

En Suisse, les études de monitoring actif réalisées chez la truite fario depuis 1997 ont été principalement menées sur des tronçons de rivière présentant de faibles densités de population de cause inconnue (sur la Langeten, le Necker, l'Emme, la Venoge, la Wyna, la Petite Sarine et l'Allaine) ou en aval de sites problématiques ou susceptibles de l'être

[32–34]. Les taux de survie ont été en partie déterminés à différents stades de développement embryon-larvaire (après la fécondation, avant le stade œillé, au stade œillé et après l'éclosion). Les résultats obtenus révèlent des perturbations dues à la pollution des eaux et à d'autres conditions défavorables (crues, sédimentation). Le succès d'incubation obtenu en monitoring actif était en partie supérieur à celui observé en monitoring passif: 40% des tests réalisés au stade embryon-larvaire (tests ELS) se sont accompagnés de très bons taux de survie, le succès d'incubation allant de 80 à 100% (Tableau 5.1.5).

#### Qu'est-ce qui caractérise les sites de bon ou de mauvais succès d'incubation?

Les sites présentant des taux d'éclosion élevés (>90% en monitoring actif et >80% en monitoring passif) ont été majoritairement observés en dehors de la zone d'influence des STEP. Mais même les sites localisés en aval des STEP présentaient parfois une bonne incubation (environ un tiers des sites étudiés). Sur ces sites-là, on peut supposer que la qualité de l'eau dans le milieu récepteur, et donc celle de l'effluent de station, n'était pas de nature à perturber le développement embryonnaire du moins dans les années d'observation.

Les taux de survie les plus faibles (<40%) ont été observés, sauf rares exceptions, dans des cours d'eau du Moyen-Pays et dans ceux-ci à deux exceptions près (le Rhin et la Ron) dans la partie située en aval de stations d'épuration (à une distance de 30 à 7000 m: STEP de Porrentruy, STEP d'Einsiedeln, STEP de Hagnau-Birsfelden, STEP de Villars sur Glâne, STEP de Sion-Châteauneuf, STEP de Wartau, STEP de Hochdorf, STEP de Rain, STEP de Villeret-St. Imier, STEP de Densbüren, STEP d'Unterehrendingen, STEP d'Echallens, STEP de Buttis-holz, STEP de Reinach, STEP de Teufenthal). Si on compare les résultats de tests d'exposition d'œufs réalisés en amont et en aval de

Espèce piscicole	Taux de survie des oeufs / alevins par site					
	0–20%	20–40%	40–60%	60–80%	80–100%	total
Truite de rivière	15	5	14	20	51	105
Ombre		0		6	4	10
Truite lacustre	2	3	10	15	6	36
Total	17	8	24	41	61	151

Tab. 5.1.5: Résultats des tests ELS réalisés en monitoring actif depuis 1997: nombre de sites étudiés dans diverses rivières et classés en fonction du taux de survie des œufs ou des alevins (représenté par la médiane dans le cas de plusieurs résultats par site) chez différentes espèces de poissons.

différentes stations d'épuration, on constate que les œufs exposés en aval présentent un risque six fois plus élevé que leurs homologues de l'amont de voir leur taux de survie passer en dessous de 40%.

Pour pouvoir évaluer de façon définitive les effets potentiels des eaux usées épurées sur les populations de truites fario de nos cours d'eau, il faudra dorénavant tout d'abord déterminer les sites d'étude sur lesquels cette espèce est présente et fraye naturellement et identifier ceux sur lesquels la situation ne s'est aggravée qu'au cours de ces vingt dernières années. Il est difficile d'estimer leur impact sur les populations au niveau biologique, notamment à cause des grandes fluctuations que présentent les données entre deux années consécutives.

Si les pertes subies au stade embryo-larvaire ont une influence sur la biologie des populations de truites fario, elles devraient se refléter dans la structure des âges. Escher [32] a mené des essais « ealy-life » en amont et en aval de 41 STEP et déterminé en parallèle la structure des populations piscicoles présentes. Les résultats ne font état d'aucune corrélation entre la structure de la population et le taux de survie des œufs de truite de rivière exposés. Les incertitudes liées aux variations interannuelles du succès d'incubation, à la migration et aux alevinages interdisent d'autre part d'établir clairement un rapport entre les effets étudiés.

On dispose de peu d'informations sur le nombre d'alevins présents dans les eaux libres. Leur cycle biologique comprend en effet une phase prolongée sous gravier dans lequel ils ne sont pas accessibles aux études. Après l'émergence, ils peuvent être bientôt capturés et comptés en tant qu'estivaux. L'abondance des estivaux donne une évaluation grossière de l'importance de la reproduction naturelle. Mais il faut bien avoir conscience du fait qu'à ce stade, les alevins ont déjà traversé la première phase de forte mortalité due à la compétition intraspécifique (de 30 à 70 jours après émergence et début de la prise de nourriture).

Dans la partie du réseau de probabilités qui concerne l'hypothèse « Reproduction », la reproduction des truites de rivière est décrite par les paramètres « production d'œufs », « ponte », « fécondation » et « succès d'éclosion ». Etant donné que l'on ne dispose pas de données distinctes sur la ponte et la fécondation, ces deux paramètres sont regroupés sous celui de « réussite du frai ». La production d'œufs par an est calculée à partir du nombre de génitrices et de la fécondité des femelles. On suppose que le rapport des sexes est de 1:1. Dans le modèle, la fécondité des femelles est calculée comme le propose Peter [35] à partir de la taille des femelles (Fig. 5.1.4). Certains facteurs ayant éventuellement une influence sur la reproduction des truites, comme par exemple les substances à activité œstrogénique, n'ont pas été pris en compte par le modèle quand les connaissances au sujet de leurs effets directs étaient insuffisantes. Ainsi, la pollution de l'eau n'est mise en

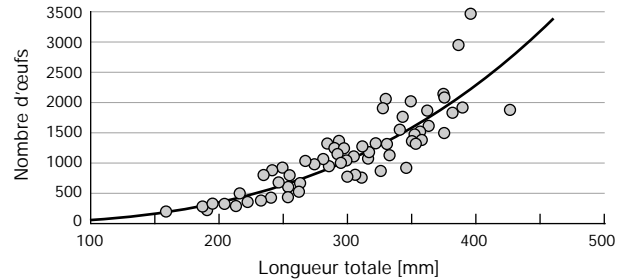


Fig. 5.1.4: Production d'œufs en fonction de la taille des truites fario femelles [35].

relation avec la fertilité que de manière indirecte à travers son effet négatif sur le taux de croissance des poissons.

Le degré de colmatage du lit de gravier a une influence sur la réussite du frai (voir l'hypothèse « Sédiments fins »). Le développement des œufs est décrit par le taux de survie des alevins vésiculés et directement influencé dans le modèle par le colmatage du fond du lit et par la qualité de l'eau (pourcentage d'effluents dans le cours d'eau récepteur pour le débit d'étiage Q347).

### 5.1.3 Relations avec les effets observés

L'insuffisance des données disponibles empêche d'établir toute corrélation entre le taux de VTG, la présence d'ovotestis et les captures enregistrées.

Une analyse statistique a été effectuée à partir des données sur les sites où intervient une reproduction naturelle [28] et les rendements de la pêche (voir « Constat du déclin piscicole » [36]). On observe une corrélation positive entre ces paramètres (sans rapport de causalité): Les prises sont plus importantes aux endroits où une reproduction naturelle est observée.

Il n'a pas été possible d'établir de rapport entre le succès d'incubation (tests ELS, monitoring actif) et le succès de la pêche. Il existe par contre une corrélation très nette entre le succès d'incubation dans un cours d'eau et la part de surface agricole dans son bassin d'alimentation: Plus la surface consacrée à l'agriculture augmente, plus le succès d'incubation diminue (Figure 5.1.5).

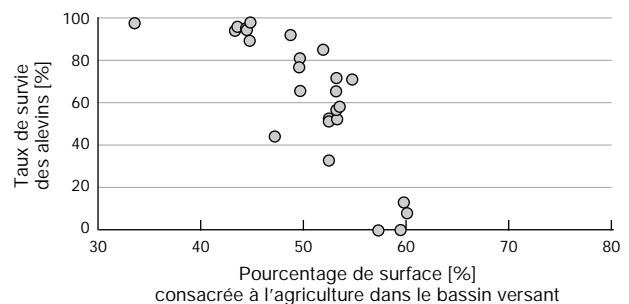


Fig. 5.1.5: Taux d'éclosion en tests ELS [7] en fonction du pourcentage de terres agricoles du bassin versant. Chaque point correspond au taux moyen de survie par site des truites de rivière et de lac (Données: GEOSTAT, OFS).

Les résultats n'ont pas révélé de corrélation générale entre le taux de survie des œufs et la part estimée d'effluents dans le milieu récepteur. On observe cependant une tendance – non significative – vers une moindre survie des œufs exposés en aval de stations d'épuration par rapport à ceux exposés en amont. Dans de nombreux cas, il est permis de supposer que les œufs exposés en amont des stations étaient également soumis à des facteurs défavorables d'autre nature ou origine (STEP situées plus en amont, apports d'origine agricole, pollution diffuse, etc.) [26]. Un rapport avec la santé des poissons semble également exister: La meilleure reproduction naturelle a été observée là où les truites de rivière ne présentaient pas de dommages au niveau des organes tels que le foie ou les reins. A l'inverse, le taux de développement des œufs était plus faible dans les sites caractérisés par un mauvais état histologique [7]. On peut donc supposer qu'il existe également un rapport entre l'état de santé des poissons et le succès reproducteur dans d'autres cours d'eau que ceux étudiés.

#### 5.1.4 Conclusions et questions en suspens

A notre connaissance, le nombre de sites dans lesquels intervient une reproduction naturelle [28] n'a pas significativement baissé au cours des 20 dernières années. La qualité des œufs de truite de rivière semble correcte. Le nombre de géniteurs a évolué différemment dans les divers cours d'eau étudiés, une baisse dans certains bassins s'opposant à une absence de tendance dans d'autres. Le développement embryonnaire et celui des œufs semblent permettre une bonne reproduction naturelle dans de nombreux tronçons étudiés, mais être fortement perturbée dans certains autres. L'analyse statistique des résultats obtenus révèle l'existence d'un risque accru de trouver des faibles taux d'éclosion en aval des STEP ainsi que celle d'une corrélation négative entre le succès d'éclosion et la part de surfaces agricoles du bassin versant. Il est fort probable que d'autres facteurs interviennent. Quand le foie et des reins ne présentent pas d'anomalies au niveau histologique, le succès reproducteur est souvent élevé. On observe localement des modifications d'ordre biochimique et physiologique au niveau des individus (ovotestis, induction de vitellogénine), mais leur signification pour le déclin des populations piscicoles ou pour la baisse des captures est mal définie.

En résumé, on peut dire que certains sites bien définis et majoritairement situés dans le Moyen-Pays présentent des problèmes au niveau de la reproduction: Le stock de géniteurs, le taux d'éclosion et le succès d'incubation y sont insuffisants. On ignore cependant si ces perturbations sont responsables de la régression des populations piscicoles et quelle est en fin de compte la nature des facteurs qui les ont causées.

#### 5.1.5 Mesures préconisées

##### Mesures visant l'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

Par mesure de précaution, il serait souhaitable d'éviter ou du moins de limiter les pics de pollution engendrés par les STEP et les déversements d'eaux usées pluviales en amont de sites connus de reproduction des espèces sensibles (truite de rivière, truite lacustre, ombre) par des aménagements adéquats. Dans les régions fortement agricoles, il est impératif d'entreprendre des actions visant une amélioration durable telles qu'une extension de l'agriculture biologique, un rétablissement ou une revalorisation des zones riveraines (pour limiter le lessivage et l'érosion des sols) ou un contrôle des rejets de pesticides par les systèmes de drainage. La reproduction naturelle des poissons doit être étroitement surveillée dans des cours d'eau représentatifs, de préférence dans ceux pour lesquels on dispose déjà de séries de données portant sur plusieurs années. Les paramètres à contrôler sont la structure d'âge des populations, le poids et la taille des géniteurs et le succès d'éclosion; il convient d'autre part d'y réaliser une cartographie des frayères et un suivi des densités d'estivaux issus de reproduction naturelle. Pour pouvoir distinguer les poissons lâchés des autres, il est recommandé de procéder régulièrement à leur marquage [37]. Cette dernière mesure implique certes un supplément d'efforts mais elle est pratiquée avec succès et à grande échelle dans d'autres pays (A. Peter, communication personnelle).

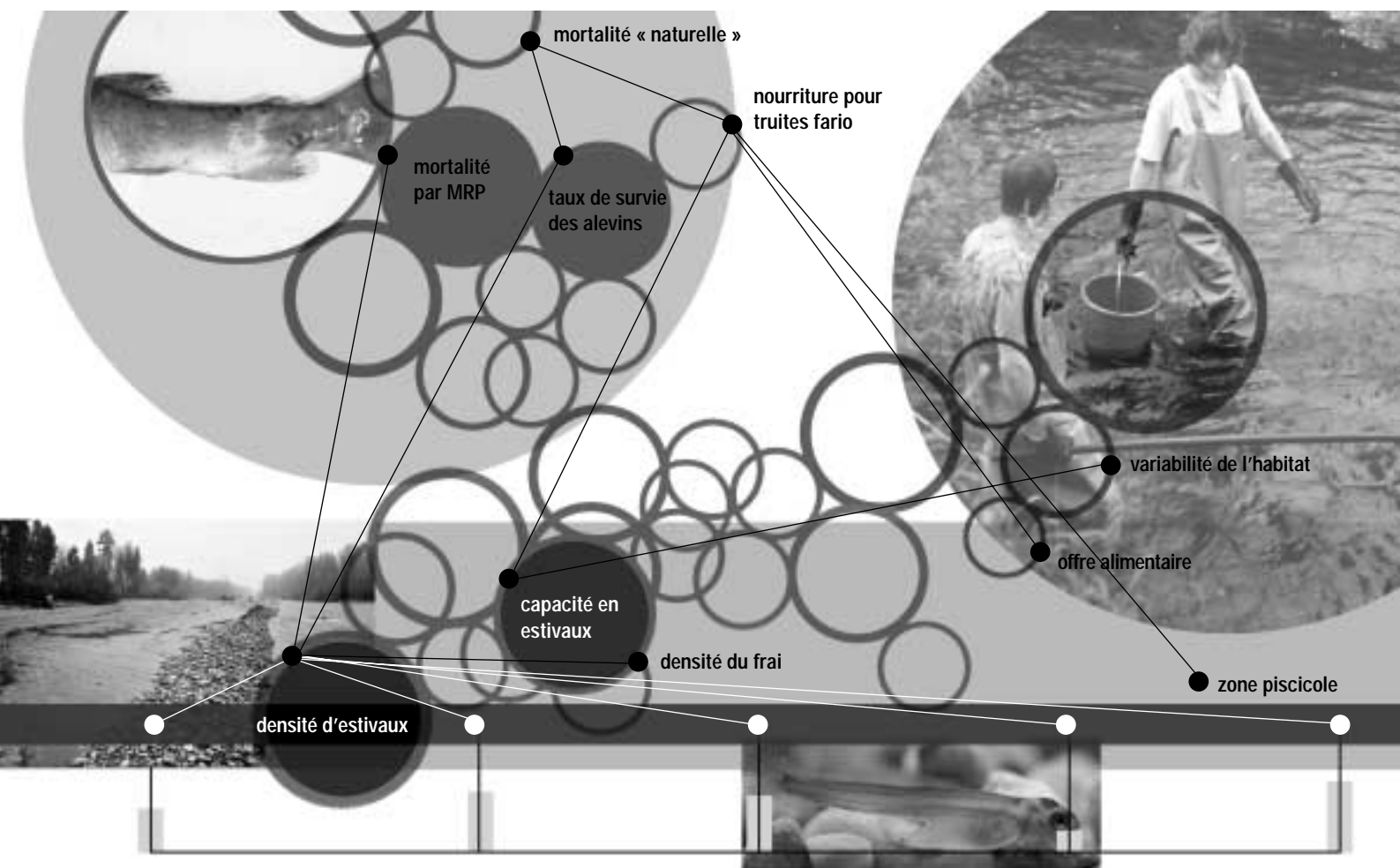
##### Besoins de recherche

Pour mieux comprendre la reproduction des poissons et les facteurs d'origine anthropique susceptibles de l'influencer, un grand nombre de questions doivent encore être traitées. Fischnetz recommande ainsi de poursuivre les recherches sur la signification d'une expression accrue de la vitellogénine, sur l'apparition d'ovotestis ou sur les mauvais taux d'éclosion en tests « early-life ». Il nous semble également impératif d'étudier les effets des perturbateurs endocriniens et d'autres facteurs de stress sur la qualité et la quantité des gamètes.

#### 5.1.6 Références bibliographiques

- [1] Donaldson EM (1990) *Reproductive indices as measure of the effects of environmental stressors in fish*. American Fisheries Society Symposium 8:109-22.
- [2] Power M (1997) *Assessing the effects of environmental stressors on fish populations*. Aquatic Toxicology 39:151-69.
- [3] Purdom CE, Hardiman PA, Bye VJ, Eno NC, Tyler CR & Sumpter JP (1994) *Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works*. Chemistry and Ecology 8:275-85.
- [4] Chèvre N (2003) *Synthese Ökotox: Risk assessment of 6 different substances occurring in the Swiss rivers*. EAWAG, Dübendorf. pp. 29.

- [5] Jobling S, Sheahan D, Osborne JA, Matthiessen P & Sumpter JP (1996) *Inhibition of testicular growth in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals*. Environmental Toxicology and Chemistry 15:194-202.
- [6] Arukwe A (2001) *Cellular and molecular responses to endocrine-modulators and the impact of fish reproduction*. Marine Pollution Bulletin 42:643-55.
- [7] Bernet D (in Vorbereitung) *Effektstudie. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern*.
- [8] Schwaiger J, Mallow U, Ferling H, Knoerr S, Braunbeck T, Kalbfus W & Negele RD (2002) *How estrogenic is nonylphenol? A trans-generational study using rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) as a test organism*. Aquatic Toxicology 59:177-89.
- [9] Segner H, Caroll K, Fenske M, Janssen CR, Maack G, Pascoe D, Schäfers C, Vandenberg GF, Watts M & Wenzel A (2003) *Identification of endocrine-disrupting effects in aquatic vertebrates and invertebrates: report from the European IDEA project*. Ecotoxicology and Environmental Safety 54:302-14.
- [10] Devlin RH & Nagahama Y (2002) *Sex determination and sex differentiation in fish: An overview of genetic, physiological, and environmental influences*. Aquaculture 208:191-364.
- [11] Ackermann GE, Schwaiger J, Negele RD & Fent K (2002) *Effects of long-term nonylphenol exposure on gonadal development and biomarkers of estrogenicity in juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss)*. Aquatic Toxicology 60:203-21.
- [12] Rufenacht HU & Spörri M (1988) *Chemisch-physikalische sowie fischereibiologische und makrofaunistische Untersuchungen in der Alten Aare*. Lizentiatsarbeit. Zoologisches Institut, Universität Bern, Bern. pp. 153.
- [13] Gerster S (1998) *Hochrhein. Aufstiegskontrollen 1995/96; Vergleich mit früheren Erhebungen. Rückgang der Rotaugenbestände; mögliche Ursachen. Mitteilungen zur Fischerei 60*. BUWAL, Bern. pp. 215.
- [14] Elliott JM (1984) *Numerical changes and population regulation in young migratory trout Salmo trutta in a lake district stream, 1966-83*. Journal of Animal Ecology 53:327-50.
- [15] Pankhurst NW, Purser GJ, Van Der Kraak G, Thomas PM & Forteach GNR (1996) *Effect of holding temperature on ovulation, egg fertility, plasma levels of reproductive hormones and in vitro ovarian steroidogenesis in the rainbow trout Oncorhynchus mykiss*. Aquaculture 146:277-90.
- [16] King HR, Pankhurst NW, Watts M & Pankhurst PM (2003) *Effect of elevated summer temperatures on gonadal steroid production, vitellogenesis and egg quality in female Atlantic salmon*. Journal of Fish Biology 63:153-67.
- [17] Rolland RM (2000) *Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts*. Fish and Fisheries 2:41-72.
- [18] Mayer FLJ, Mayer KS & Ellersieck MR (1986) *Relation of survival to other endpoints in chronic toxicity tests with fish*. Environmental Toxicology and Chemistry 5:737-48.
- [19] Elliott JM (1994) *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford. pp. 286.
- [20] Sumpter JP (1999) *Endocrine disrupting chemicals in the aquatic environment*. In: Reproductive Physiology of Fish. Norberg B (ed), University of Bergen Press, Bergen. pp. 349-55.
- [21] Rubin J-F (1995) *Estimating the success of natural spawning of salmonids in streams*. Journal of Fish Biology 46:603-22.
- [22] Kobler B, Rutishauser B, Wettstein F & Peter A (in preparation) *Is egg quality reduced for brown trout (Salmo trutta fario L.) in a polluted stream?*
- [23] Schmidt-Posthaus H, Bernet D, Wahli T, Ochsenbein U, Segner H & Burkhardt-Holm P (in preparation) *Effects of sewage effluent and moderately polluted river water downstream of the investigated sewage plant on hatching success and embryo viability of brown trout (Salmo trutta)*.
- [24] Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2001) *Auswirkung von geklärtem Abwasser auf infektiöse Krankheiten bei der Bachforelle (Salmo trutta L.)*. Fischökologie 12:1-16.
- [25] Faller P, Kobler B, Peter A, Sumpter JP & Burkhardt-Holm P (2003) *Stress status of gudgeon (Gobio gobio) from rivers in Switzerland with and without input of sewage treatment plant effluent*. Environmental Toxicology and Chemistry 22:2063-72.
- [26] Strehler A & Scheurer K (2003) *Synthese Ökotox. Abschätzung der Konzentration östrogenen Stoffe in Fließgewässern*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 18.
- [27] Büttiker B & Labous M (2002) *Evolution et caractéristiques biologiques de la population de truites (Salmo trutta L.) du Flon de Carrouge (Canton de Vaud, Suisse)*. Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles 88:195-224.
- [28] Zaugg B, Stucki P, Pedrolì J-C & Kirchhofer A (2003) *Fauna Helvetica. Pisces Atlas. Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF/SZKF), Bern*. pp. 233.
- [29] Degiorgi F, Périat G, Decourcière H, Vergon J-P & Lièvre A (2003) *Recherche des causes de régression des potentiels piscicoles de l'Allaine. Etude du fonctionnement écologique du cours d'eau*. Fédération Cantonale des pêcheurs jurassiens, Bureau Teleos Besançon. pp. 225.
- [30] Guthruf-Seiler J & Guthruf-Seiler K (2000) *Aktives Monitoring mit Fischeiern*. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Bern. pp. 27.
- [31] Schmidt-Posthaus H (2003) *Problem Fischrückgang Langeten*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 94.
- [32] BUWAL (1999) *Einfluss von Abwassereinleitungen von Kläranlagen auf Fischbestände und Bachforelleneier*. Mitteilungen zur Fischerei 61. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 201.
- [33] Holm P, Bucher R, Dietrich D, Guthruf J & Wahli T (2001) *Untersuchung der Biozönose im Linthkanal im Bereich der Salzwassereinleitung der KVA Niederurnen*. Schlussbericht. EAWAG, Dübendorf. pp. 41.
- [34] Bernet D (2003) *Biomonitoring in Fließgewässern des Kantons Bern*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern. pp. 83.
- [35] Peter A (1987) *Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (Salmo trutta fario) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik*. Dissertation Nr. 8307, ETH, Zürich. pp. 246.
- [36] Hüsler J, Collenberg M & Steiner N (2003) *Statistische Auswertung der Fischfangdaten des BUWAL*. Institut für Mathematische Statistik und Versicherungslehre (IMSV), Bern. pp. 31.
- [37] Holzer G, Peter A, Renz H & Staub E (2003) *Fischereiliche Bewirtschaftung heute - vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 95.



## 5.2 Hypothèse: Le nombre de jeunes poissons est insuffisant pour assurer le recrutement des populations

Armin Peter et Eva Schager

### Résumé

Différents projets de recherche ont montré toute l'importance des petits cours d'eau (têtes de bassin et petits affluents) pour la reproduction naturelle de la truite fario. Dans le cadre de l'étude estivaux, un projet partiel de Fischnetz principalement consacré à ces milieux aquatiques, la reproduction naturelle de la truite de rivière a été étudiée dans un total de 97 tronçons de cours d'eau majoritairement situés sur le Plateau suisse. Elle peut être considérée comme satisfaisante dans plus de la moitié d'entre eux. D'autres observations effectuées dans des rivières suisses (notamment dans les quatre domaines d'étude de Fischnetz, dans la Wigger et dans les affluents du Lac des quatre cantons) montrent que des problèmes de renouvellement des populations surviennent dans les cours moyens et inférieurs des rivières

ainsi que dans les cours d'eau fortement altérés d'un point de vue morphologique et/ou hydrologique. Mais l'étude estivaux révèle elle aussi que la densité de peuplement des jeunes poissons diminue vers l'aval. Les cours moyens et inférieurs des rivières suisses ont dans l'ensemble perdu leur attractivité pour la reproduction des truites fario (suite à leur pollution par les eaux usées, à la détérioration des habitats, à l'augmentation de la température de l'eau, etc.), fait encore aggravé par le manque de connectivité entre les habitats le long des cours d'eau.

### 5.2.1 Introduction et définition du problème

Différentes hypothèses ont été formulées pour tenter d'expliquer le phénomène de baisse des captures de poisson observé dans les cours d'eau suisses. L'une d'entre elles porte sur une éventuelle insuffisance des effectifs de jeunes poissons issus de reproduction naturelle dans de nombreux cours d'eau.

Une analyse des populations doit permettre de faire un constat de la situation en Suisse. L'accent est mis sur la truite fario étant donné que pour des raisons topographiques

Fig. 5.2.1: Action conjuguée des facteurs ayant une influence importante sur le recrutement. La densité d'estivaux est limitée par la capacité en estivaux et dépend de la densité du frai et du taux de survie des alevins de même qu'elle est influencée par les mortalités provoquées par la MRP.

il s'agit de l'espèce caractéristique de nombreux cours d'eau suisses, que ses chiffres de capture ont considérablement baissé et que l'on dispose à son sujet d'une importante documentation statistique.

La densité de population des estivaux est utilisée comme indicateur du renouvellement de la population de truites. Ce choix est judicieux car les principaux facteurs de mortalité ont considérablement perdu de leur force à ce stade-là. Au cours des phases précédentes d'incubation et d'émergence, le bon développement et la survie des œufs et des larves dépendent encore fortement de facteurs abiotiques tels que la température de l'eau, le degré de saturation en oxygène et le pH et réagissent fortement à une détérioration mécanique du substrat de fraye (sous l'effet de crues par ex.) ou à une accumulation de sédiments fins dans le domaine interstitiel. Juste après l'émergence, des mécanismes de régulation dépendants de la densité de population se mettent en place, les alevins devant faire face à la concurrence de leurs congénères pour subsister dans leur environnement. Le premier « écrémage » se produit au cours des deux premiers mois (au plus tard au bout de 70 jours). Après le premier été, les taux de mortalité ne sont plus dépendants de la densité de population [1].

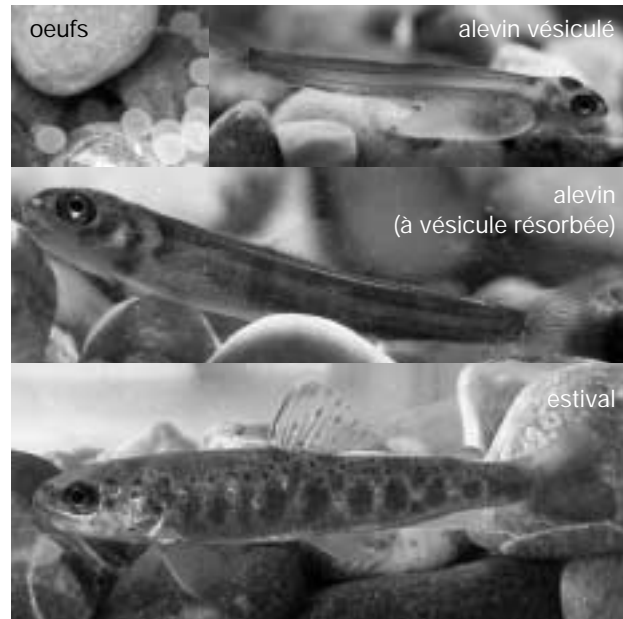
En tant que cohorte la plus jeune, les estivaux constituent la base de la population [2] et donnent une bonne indication de son potentiel de subsistance. Lors de campagnes de terrain effectuées entre l'été et l'automne, ces jeunes poissons sont en général assez grands pour que la pêche électrique livre un échantillonnage représentatif.

Les questions qui se posent dans le cadre de l'hypothèse « Recrutement » sont donc les suivantes:

- ▶ Les cours d'eau étudiés abritent-ils une population d'estivaux de truites fario issus de reproduction naturelle?
- ▶ Quelle est leur part dans la population? Leur abondance suffit-elle au maintien de la population?
- ▶ Quelle est la situation dans l'ensemble de la Suisse? Des changements sont-ils survenus au cours des 20 dernières années? Y a-t-il des différences régionales?

Pour que l'émergence se produise convenablement, il faut que le fond de la rivière soit suffisamment perméable. Une accumulation de sédiments fins pendant l'incubation peut avoir des effets néfastes sur les stades de développement précoces (par ex. retard de l'éclosion ou mauvaise utilisation des réserves vitellines suite à un manque d'oxygène) en obstruant les interstices empruntés par les larves pour parvenir à la surface du lit [3, 4, 5]. Les alevins ont également besoin des interstices du substrat qui leur servent d'abris en cas de danger. La taille des pores qui leur conviennent se situe entre celle d'un petit pois et celle d'une noix; ils ont donc besoin d'un substrat hétérogène.

Dès que les poissons commencent à s'alimenter, ils adoptent un comportement territorial, comportement fortement exprimé chez les salmonidés. Le potentiel



**Fig. 5.2.2: Exigences écologiques des jeunes truites fario.** Les œufs de truite fario incubés dans le lit de gravier éclosent au bout de deux à quatre mois selon la température. Les larves fraîchement écloses restent tout d'abord dans le substrat jusqu'à épuisement des réserves contenues dans la vésicule vitelline. Elles émergent ensuite du gravier et commencent à s'alimenter. (Photos: E. Schager)

d'agression et la taille du territoire dépendent de divers facteurs comme la luminosité, la vitesse du courant, la température, la quantité de nourriture disponible et la densité de la population piscicole. En générant une certaine isolation visuelle des individus, l'hétérogénéité structurale du lit des rivières contribue à modérer les comportements agressifs au sein des populations [6, 7].

Alors qu'à cause de leurs maigres talents de nageurs les alevins fraîchement émergés se maintiennent principalement dans les zones calmes près des berges [8], les juvéniles un peu plus âgés (0+, 1+) affectionnent les parties bien structurées des cours d'eau dans lesquelles la vitesse d'écoulement n'excède pas 20 cm/s [9].

Plus les poissons grandissent (voir figure 5.2.2), plus la taille du territoire dont ils ont besoin augmente. Le degré d'occupation des différents habitats hydrauliques dépend des exigences habitationnelles des poissons (suivant leur taille et leur activité) et de l'importance de la concurrence intraspécifique [10]. Ainsi, les juvéniles de truite fario occupent les zones de faible profondeur à courant rapide et hétérogène (riffles) et les zones d'assez faible profondeur à courant homogène (glides), alors que les adultes affectionnent les parties profondes des rivières (pools). La densité des jeunes truites fario est toujours inversement proportionnelle à la profondeur du cours d'eau [11], les zones profondes abritant toujours moins de juvéniles. Cette séparation dans l'espace des classes d'âge est généralement interprétée

comme une stratégie de limitation de la concurrence entre les poissons de tailles différentes [12].

Une étude très complète de l'hydrosystème du Scorff (Bretagne) a montré que les cours d'eau secondaires et ceux de petite taille étaient le lieu privilégié de la reproduction naturelle [13]. Dans le cours supérieur des rivières, les zones de reproduction et de croissance des truites fario se trouvent aussi bien dans le chenal principal que dans les chenaux secondaires. Par contre, elles se limitent aux affluents dans le cours inférieur. Ces constatations soulignent bien l'importance écologique et le caractère indispensable du continuum longitudinal dans les cours d'eau ainsi que du raccordement des chenaux secondaires aux chenaux principaux. Une importance toute particulière a été accordée aux ruisseaux dans l'étude estivale (la majorité des cours d'eau étudiés sont dans la catégorie des ruisseaux de petite et moyenne dimension).

Même si les juvéniles de truites fario tolèrent des températures comprises entre 0 et 25°C [1], des effets négatifs sont observables au-dessus de 20°C. Des essais réalisés en viviers ont montré que l'appétit des truites fario était important entre 10 et 19°C mais diminuait rapidement quand les températures s'éloignaient de cet intervalle, que ce soit vers le haut ou vers le bas [4]. La température pour laquelle la croissance des juvéniles de truite fario est optimale est de 12°C.

### 5.2.2 Observations faites en Suisse

Les comptages ichtyoécologiques effectués dans de nombreux cours d'eau livrent une importante quantité de données qui peuvent être utilisées pour évaluer l'état actuel de la situation en Suisse.

#### Etude estivale [15–17]

Dans le cadre de ce projet partiel de Fischnetz, des données ont été collectées et exploitées dans le but explicite d'étudier le problème du manque éventuel de juvéniles dans

les populations piscicoles. La question posée était la suivante: « *Les cours d'eau étudiés abritent-ils des truites fario 0+ issues de reproduction naturelle et, si oui, quelle est leur part dans la population totale?* »

Des pêches électriques quantitatives ont été effectuées à des fins de recensement des populations à la fin de l'été 2000 et de l'été 2001. Les prélèvements ont été effectués pendant les deux années de l'étude dans un total de 97 tronçons répartis sur 14 cantons. La majorité des cours d'eau se situe dans le Plateau suisse, région dans laquelle la baisse des taux de capture a été le plus souvent signalée. La condition principale pour la sélection des cours d'eau d'étude était qu'ils ne devaient pas avoir fait l'objet de mesures d'empoisonnements jusqu'au moment des prélèvements dans les tronçons concernés. Les cantons ont été invités à fournir une liste de cours d'eau répondant à ce critère.

Des estivaux issus de reproduction naturelle ont été recensés dans 97% des tronçons étudiés (Figure 5.2.3). Leur contribution à la population piscicole totale est considérée comme permettant d'assurer sa pérennité dans 55% des tronçons étudiés, leur densité y excédant 1000 individus/ha. La densité moyenne d'estivaux était de 2607 individus/ha, leur part de la densité totale de la population étant comprise entre 0 et 100%.

Dans le bassin versant du Scorff en Bretagne, la part d'estivaux dans la population totale était d'environ 5% dans le cours inférieur, d'environ 30% dans le cours supérieur et de 65% dans un ruisseau secondaire à forte productivité, le Kernec [13]. Dans les habitats du cours supérieur particulièrement bien adaptés aux estivaux (riffles et rapides), la densité d'estivaux mesurée variait entre 70 et 290 truites 0+ par hectare alors qu'elle était comprise entre 0 et 20 individus/ha dans les habitats moins favorables. Les affluents du cours supérieur présentaient des densités de l'ordre de 7290 individus/ha. Dans le cours moyen du Scorff, la densité était faible dans les riffles (0–110 ind./ha) du

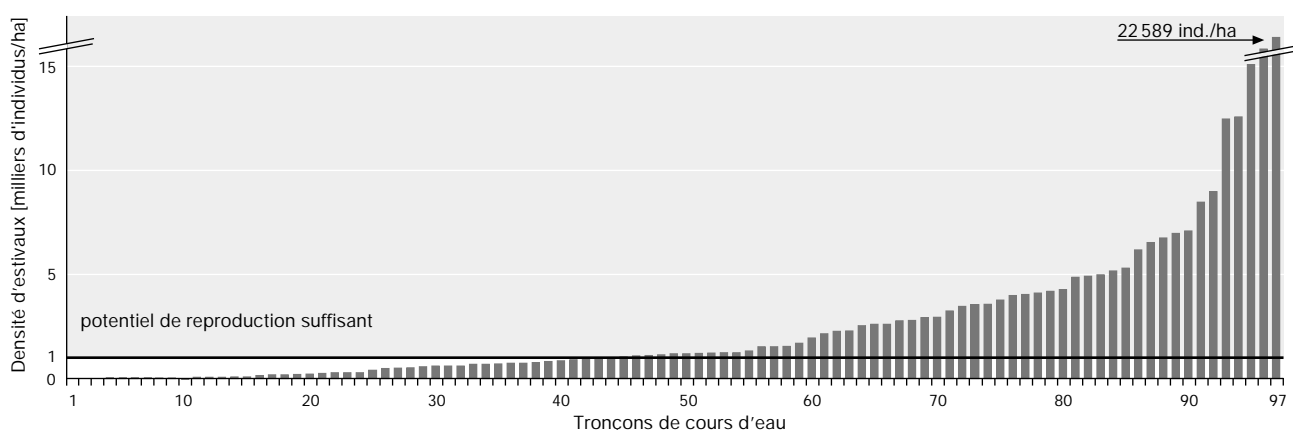


Fig. 5.2.3: Densité d'estivaux dans les 97 tronçons concernés par l'étude estivale [7].



chenal principal et n'atteignait pas des valeurs très importantes dans les chenaux secondaires (de 510 à 2330 ind./ha). Les affluents de petite importance abritaient par contre entre 690 et 5000 estivaux par hectare. Cet hydrosystème a été étudié pendant 25 ans (de 1972 à 1997). La densité totale de la population de truites fario présente de fortes variations d'une année à l'autre (d'un facteur pouvant aller jusqu'à 10), variations principalement attribuables aux fluctuations de la population d'estivaux (rapport de 1:16 au maximum). Dans certains ruisseaux secondaires, on a constaté entre les reproducteurs (géniteurs) en migration et les juvéniles la présence d'une génération en mesure d'assurer le recrutement nécessaire aux parties moyennes et plus aval du cours d'eau principal. Malgré des densités d'estivaux très faibles certaines années, la population de truites fario du système fluvial du Scorff a apparemment pu se maintenir de façon naturelle pendant la période d'étude. Si l'on veut comparer les densités mesurées dans le Scorff avec celles d'autres systèmes, il faut tenir compte du fait que les données sont rapportées à la surface des mésohabitats (par exemple les riffles) et non à la surface totale de la rivière. Ainsi, les prélèvements ont été principalement effectués dans des mésohabitats adaptés aux estivaux. C'est pourquoi les données de densité d'estivaux obtenues dans les affluents particulièrement favorables du cours supérieur du Scorff semblent plutôt fortes par rapport à celles que nous avons mesurées dans notre étude.

21 des 97 tronçons sélectionnés pour l'étude estivaux, soit 22%, présentent également de fortes densités d'estivaux puisqu'elles dépassent les 4000 individus par hectare (années 2000 et 2001). Cette constatation souligne encore une fois la très bonne situation de certaines zones en matière de reproduction naturelle. Ces cours d'eau particulièrement performants présentent une largeur comprise

en moyenne entre 0,8 et 4,9 m, une proportion de riffles et de glides de 81% en moyenne et une part de pools de 19%. A une exception près, les poissons ne présentaient pas de signe de MRP dans ces tronçons, et trois d'entre eux étaient éventuellement concernés par des problèmes de pollution par des eaux usées. La densité totale de la population de truites fario et la biomasse totale étaient en moyenne de 10 645 ind./ha et de 220kg/ha.

Une étude de la rivière de La Houille dans les Ardennes belges a révélé qu'elle avait pu abriter une population assez stable de truites fario (biomasse moyenne de 69kg/ha) pendant 16 ans avec une densité moyenne d'estivaux estimée à 250 ind./ha [18]. Le ruisseau d'Hauval (Ardennes) a présenté pendant huit ans une biomasse moyenne de 107kg/ha avec une densité moyenne d'estivaux estimée à 1200 ind./ha. Ces chiffres montrent bien que des populations de truites fario moyennes (>60kg/ha) à fortes (>100kg/ha) peuvent se maintenir à long terme même si les densités d'estivaux sont relativement modestes. Les cours d'eau ardennais concernés par cette étude sont de par leur débit et leurs dimensions tout à fait comparables à ceux de l'étude estivaux.

Si on considère donc les résultats de ces deux études, on peut donc conclure qu'avec une densité d'estivaux de plus de 1000 ind./ha, le potentiel de reproduction des ruisseaux de l'étude estivaux est suffisamment élevé. Pour les petits ruisseaux qui présentent des conditions particulièrement favorables à la reproduction (hot spots) seules des densités plus importantes (à partir d'env. 3000 ind./ha) sont cependant considérées comme étant satisfaisantes.

Des analyses statistiques multivariées (analyse en composantes principales) prenant en compte de nombreux paramètres biotiques et abiotiques ont conduit à l'interprétation suivante pour les cours d'eau échantillonnés dans

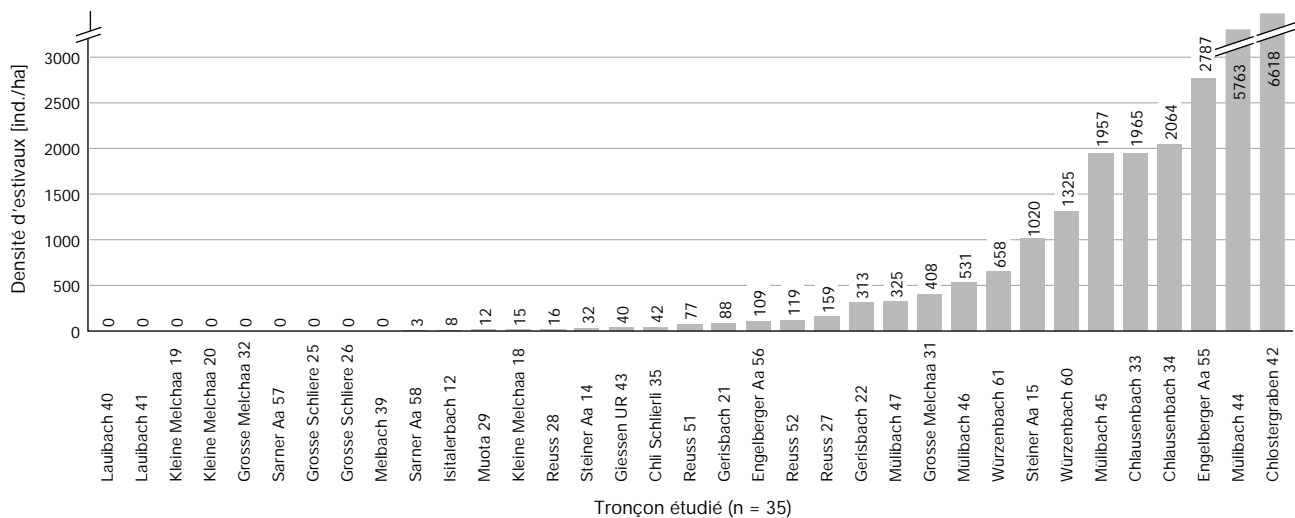


Fig. 5.2.4: Densités d'estivaux dans les affluents du lac des Quatre Cantons (altitude <1000 m). Les différents sites d'étude sont indiqués par les numéros faisant suite aux noms des cours d'eau.

l'étude estivaux: Plus la largeur moyenne, la profondeur maximale moyenne et le colmatage interne sont faibles, et plus le coefficient de variation de la profondeur maximale moyenne, la proportion des surfaces de riffles et la part de truites fario 0+ sont élevés, plus la densité d'estivaux est forte. Ces paramètres constituent les grandeurs décisives dans les composantes principales désignées comme significatives ( $p < 0,05$ ). Ce modèle permet d'expliquer 79% de la variance des densités d'estivaux.

D'après l'analyse multivariée, le degré d'aménagement hydraulique des cours d'eau et l'importance de la contamination par les eaux usées n'ont pas d'influence significative sur la densité d'estivaux. Si par contre on adopte une approche univariée, on constate que les cours d'eau qui présentent de forts gradients longitudinaux de ces deux paramètres de l'amont vers l'aval sont également caractérisés par une baisse de la densité d'estivaux. Les cours d'eau dont le degré d'aménagement n'augmente pas vers l'aval mais dont la densité d'estivaux diminue également, sont caractérisés par une augmentation marquée de la largeur du lit, ce qui fait que les densités d'estivaux les plus importantes sont observées dans les petits chenaux du cours supérieur. Les cours d'eau qui gardent un caractère similaire le long de leur cours présentent en général des densités assez faibles.

L'étude estivaux a montré que la reproduction naturelle était satisfaisante dans de nombreux cours d'eau et que les poissons issus de reproduction naturelle apportaient une contribution importante à la structure de la population totale.

Les densités d'estivaux étaient nettement inférieures à 1000 ind./ha dans 12 des 16 tronçons dans lesquels des signes de MRP ont été observés, et comprises entre 1160 et 4306 ind./ha dans les quatre autres (voir hypothèse « Santé »). Tous les tronçons à MRP étaient situés à l'aval de stations d'épuration ou étaient en relation avec des tronçons dans lesquels la MRP était présente.

#### Etude effectuée dans le bassin versant du Lac des quatre cantons [19]

35 des 61 tronçons ayant fait l'objet de pêches électriques étaient situés à une altitude inférieure à 1000 m (Fig. 5.2.4). Les tronçons situés à plus de 1000 m d'altitude n'ont pas été pris en compte dans cette étude étant donné leur faible intérêt sur le plan de la baisse des taux de capture. La densité moyenne d'estivaux issus de reproduction naturelle était de 765 ind./ha dans les tronçons étudiés (amplitude de 0 à 6618, neuf tronçons avec la valeur 0). Environ 50% des tronçons étaient aménagés ou à débit résiduel. Huit tronçons, soit un quart des cas étudiés, étaient caractérisés par une densité d'estivaux supérieure à 1000 ind./ha, la valeur de 2000 estivaux par hectare étant dépassée dans quatre tronçons. Ces résultats portent sur autant de tronçons morphologiquement intacts que de tronçons fortement aménagés. A une exception près, tous les tronçons à débit

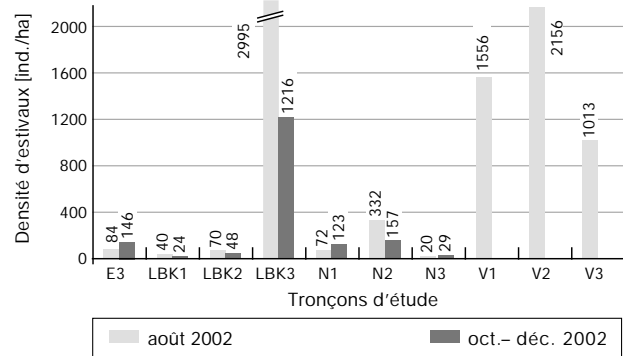


Fig. 5.2.5: Densité d'estivaux dans les tronçons d'étude de l'Emme (E3), du Liechtensteiner Binnenkanal (LBK1-LBK3), du Necker (N1-N3) et de la Venoge (V1-V3), domaines d'étude ayant fait l'objet de pêches quantitatives. Suite à de fortes perturbations des écoulements, aucune pêche électrique n'a pu être effectuée dans la Venoge à l'automne 2002.

résiduel présentaient une densité d'estivaux supérieure à 1000 ind./ha.

Si l'on souhaite comparer les résultats de cette étude avec ceux de l'étude estivaux, il faut bien tenir compte du fait que ces affluents du lac des Quatre Cantons se situent dans les Préalpes et présentent donc par nature des densités d'estivaux plus faibles que les rivières du Plateau suisse ou du Jura.

#### Autres cours d'eau

Dans le cadre du projet partiel de Fischnetz « Domaines d'étude » une évaluation des effectifs piscicoles et une caractérisation des habitats aquatiques ont été effectuées dans l'Emme (BE), le Liechtensteiner Binnenkanal (LBK, principauté du Liechtenstein), le Necker (SG) et la Venoge (VD) [20]. Trois tronçons d'étude ont été sélectionnés le long de chaque cours d'eau, le tronçon supérieur servant toujours de référence pour la qualité de l'eau et des habitats. Les statistiques de pêche font état d'une baisse du nombre de truites fario capturées dans chacun de ces cours d'eau. Les mesures d'alevinage ont été stoppées pour la durée de l'étude (2002 et 2003) dans le LBK, le Necker et la Venoge. Dans l'Emme, les résultats sont peu susceptibles d'être influencés par les empoisonnements étant donné la mise en place de zones tampons autour des tronçons d'étude. D'autre part, aucun alevinage n'a été effectué en amont du tronçon de référence. Les résultats des deux campagnes de prélèvements effectuées en 2002 permettent de tirer les conclusions suivantes (Fig. 5.2.5):

► **Emme:** Les deux tronçons d'étude inférieurs de l'Emme sont caractérisés par de fortes altérations des habitats dues à des aménagements durs des rives (endiguements), à des interruptions du continuum fluvial, à des prélèvements d'eau fluviale parfois très importants et à une contamination plus ou moins forte par les eaux usées. Les effectifs piscicoles y sont extrêmement faibles. Sur la base des données dont

nous disposons, il nous est impossible d'estimer la population d'estivaux. Il est cependant fort probable que si cette partie de la rivière permet une certaine reproduction naturelle de la truite fario, ses performances sont particulièrement réduites. Dans le tronçon de référence, la densité de truites fario (>0+) était modérée, celle d'estivaux faible. La présence d'une cohorte d'estivaux qui constitue de 10 à 22% de la population totale est cependant le signe d'une reproduction naturelle efficace. Il est toutefois possible qu'une certaine migration à partir des zones de fraye se soit produite avant la date des prélèvements servant au comptage des estivaux.

► *Liechtensteiner Binnenkanal (LBK)*: Les truites fario ne constituent qu'une faible partie des populations de poissons autrement très denses des tronçons d'étude fortement aménagés du Liechtensteiner Binnenkanal (LBK1+2). Les densités d'estivaux mesurées y étaient très faibles l'ichtyocénose étant largement dominée par la truite arc-en-ciel. Dans le tronçon de référence (LBK3), la faune piscicole était essentiellement composée de truites fario. La population y était bien structurée et caractérisée par une forte densité d'estivaux et une forte proportion d'estivaux dans la population totale.

► *Necker*: Dans l'ensemble, le Necker présente des caractéristiques morphologiques plutôt naturelles. La densité d'estivaux y était faible en particulier dans le tronçon inférieur, leur proportion dans la population totale était cependant assez élevée (44% et 39%) ce qui suggère une bonne reproduction naturelle. La population de truites fario était faible (N2, 31–38kg/ha) à très faible (N1, 6–12kg/ha) dans les deux tronçons inférieurs. Dans le tronçon de référence, la population de truites fario était assez importante étant donné la déclivité et l'altitude qui le caractérisent. Seuls quelques estivaux épars ont pu y être observés. Des essais d'incubation avec des œufs pondus ont montré que seul le tronçon de référence (N3) présentait des taux de survie particulièrement élevés. Dans le cas du Necker, il conviendra de vérifier l'hypothèse des causes multiples, ce qui ne pourra être fait qu'au terme des études de terrain menées dans les domaines d'étude.

► *Venoge*: De fortes densités d'estivaux de truite fario ont pu être mesurées dans les trois tronçons d'étude de la Venoge. Contrairement au tronçon de référence (V3) dans lequel la population de truites fario présentait une bonne structure des âges, les tronçons plus en aval (V1 et V2) étaient presque exclusivement peuplés d'estivaux, descendant probablement de truites de lac. La biomasse totale de ces tronçons était particulièrement faible.

► *Hydrosystème de la Wigger*: Des campagnes de pêche électrique quantitative sont menées dans la Wigger à hauteur de Schötz depuis 1999 pour établir une comparaison avec les séries de données disponibles sur les années 1981 à 1984 [21].

Jusqu'à présent, aucun problème de renouvellement de la population de truites n'a été mis en évidence dans les affluents de la Wigger que sont le Rykenbach et le Rotbach (concernés par l'étude estivaux). Seuls de légers problèmes ont été constatés dans le cours supérieur de la Buechwigger. Dans ce dernier cours d'eau, la densité d'estivaux issus de reproduction naturelle était de 577 ind./ha en 2000 et de 410 ind./ha en 2002, ce qui correspond à peu près aux valeurs les plus faibles constatées dans les années 1981 à 1984. Il faut cependant noter que de légères modifications ont été entre-temps apportées aux aménagements du tronçon étudié. La biomasse moyenne de la Buechwigger a peu changé depuis les années 80: de 1981 à 1984, elle était de 128kg/ha contre 93kg/ha de 1999 à 2002. Il faut toutefois tenir compte du fait que la totalité de la classe 1999 a été décimée lors de la crue très importante de 1999.

Dans l'Enziwigger, la densité d'estivaux était d'environ 2500 ind./ha dans le cours supérieur et diminuait fortement vers l'aval, fait principalement dû à l'importance croissante des aménagements du cours d'eau [16].

Dans le chenal principal de la Wigger, des phénomènes de colmatage du lit rendent la reproduction naturelle de la truite fario pratiquement impossible.

On peut donc dire en résumé que le chenal principal de la Wigger présente de graves déficits de reproduction mais que les cours d'eau secondaires ne semblent pas touchés par d'éventuelles modifications. Les cours supérieurs (Enziwigger et Buechwigger) sont presque totalement épargnés.

Les données concernant l'hydrosystème de la Wigger montrent, comme dans le cas du Scorff, que la rivière principale n'est pas d'une importance capitale pour la reproduction. Ce sont les affluents et la tête de bassin qui constituent les véritables « hot spots » pour la reproduction naturelle.

► *Rhône*: Les études effectuées par l'EAWAG et le WSL dans le cadre du projet Rhône/Thur ont montré que le Rhône avait perdu toute son importance pour la reproduction naturelle. Seul le tronçon qui traverse la forêt de Finges et celui qui lui fait immédiatement suite en aval présentent une faible densité d'alevins issus de reproduction naturelle. Les études menées dans les affluents du Rhône font elles aussi état d'une reproduction naturelle assez faible [22]. Sur les 21 cours d'eau étudiés, seuls dix abritaient des alevins, dont sept avec une densité plutôt faible. La situation du Rhône et de ses cours d'eau secondaires est donc des plus préoccupantes.

► *Thur*: Les pêches électriques effectuées jusqu'à présent dans le cadre du projet Rhône/Thur montrent que dans son cours moyen et inférieur, le chenal principal de la Thur ne joue qu'un rôle subalterne pour la reproduction de la truite fario. Cette situation n'est pas surprenante étant donné que la Thur est classée dans la zone à ombres (cours moyen) et

dans la zone à ombres et à barbeaux (cours inférieur). Dans ces parties de la rivière, la température estivale de l'eau peut dépasser 25°C. Les cours d'eau secondaires qui s'y déversent et dont la température estivale est souvent de 5°C de moins que le chenal principal présentent en été des densités de truites fario particulièrement élevées (jusqu'à 50 truites fario / 100m de cours d'eau: observation personnelle) [23, 24].

### 5.2.3 Relations avec les effets observés

Les résultats des prélèvements effectués en 2002 permettent de conclure à une bonne efficacité de la reproduction naturelle dans la Venoge et dans les tronçons de référence du Necker, de l'Emme et du Liechtensteiner Binnenkanal. Les densités d'estivaux y étaient parfois très élevées (LBK 3, V 1-3). Dans le tronçon de référence du Necker la densité de truites 0+ était certes faible, mais des essais d'incubation ont montré que les œufs présentaient un bon taux de survie jusqu'au stade œillé. Dans les deux tronçons les plus aval de l'Emme et du Liechtensteiner Binnenkanal caractérisés par un fort degré d'aménagement et une pollution chimique récurrente, la densité de population de truites fario était en général faible à très faible. Seuls quelques estivaux épars ont pu y être recensés. Ces tronçons de rivière présentent donc un recrutement insuffisant pour renouveler la population. Les populations du cours supérieur des cours d'eau sont intactes, les problèmes apparaissant au niveau des cours moyen et inférieur.

Dans les cours d'eau de l'étude estivaux, les populations d'estivaux ont largement dépassé nos attentes. En effet, dans plus de 50% des tronçons étudiés, la densité d'estivaux peut être considérée comme suffisante au bon maintien naturel de la population de truites fario. Ces résultats confirment bien l'importance des petits cours d'eau pour la reproduction naturelle. On peut considérer qu'en Suisse, ce type de cours d'eau (têtes de bassins et petits affluents) n'est pas concerné par des problèmes de reproduction importants. Par contre, leur abondance sur le territoire helvétique a fortement tendance à baisser (voir hypothèse « Habitat »). Les cours d'eau ou tronçons dans lesquels une baisse des taux de capture a été constatée (38 tronçons sur 97) présentent des densités d'estivaux aussi bien fortes que faible. Il ne semble donc pas exister de rapport entre ces deux éléments.

Les populations présentant une faible densité reflètent les effets de facteurs environnementaux indépendants de la densité [25]. Ainsi, la qualité de l'eau est un bon exemple de facteur indépendant de la densité de population ayant une influence sur la survie des larves [26]. Etant donné que ces effets se traduisent souvent aux stades précoces par des problèmes de santé, cet aspect a été étudié dans les cours d'eau de l'étude estivaux et dans les domaines d'étude (voir hypothèse « Santé »).

Dans de nombreuses populations, une grande partie des individus occupe régulièrement des habitats dans lesquels la reproduction est insuffisante, les habitats « puits ». Les populations ne peuvent se maintenir dans ce genre d'habitats que s'ils sont alimentés par une immigration provenant d'habitats « sources » productifs situés à proximité. Un habitat source est un habitat dans lequel la taille de la population ne varie pas significativement pendant une longue période (par exemple pendant plusieurs générations) mais qui exporte des individus. Les habitats puits peuvent abriter des populations considérables malgré le fait que celles-ci disparaîtraient si l'immigration cessait [27]. Grâce à leur mobilité, les poissons sont capables de réguler leurs taux de reproduction et de mortalité dans une certaine mesure en se répartissant sur différents habitats [28]. Mais ceci n'est possible que si rien ne s'oppose à leurs déplacements: Les cours supérieurs et les cours d'eau secondaires ne peuvent jouer leur rôle d'habitats sources que s'ils sont en relation avec d'autres habitats le long du cours d'eau (vers l'amont et vers l'aval). A ce niveau, la situation des cours d'eau suisses est loin d'être satisfaisante (voir hypothèse « Habitat »). De nombreux cours d'eau secondaires ne sont plus accessibles aux reproducteurs qui remontent le courant car un obstacle s'est par exemple créé à leur embouchure suite à des constructions hydrauliques ou à un creusement du lit de la rivière principale.

Les observations faites dans le cours moyen et inférieur des rivières suisses indiquent la présence de problèmes au niveau des densités de jeunes poissons. Des cours d'eau à truites importants comme l'Emme, le Liechtensteiner Binnenkanal, le Necker et la Wigger ne présentent que de faibles densités de juvéniles dans leur cours moyen et/ou inférieur.

Dans les affluents du lac des Quatre-Cantons, les densités d'estivaux sont généralement faibles. Sur 35 tronçons étudiés, 27 abritent moins, souvent nettement moins, de 1000 truites fario 0+ par hectare. Environ la moitié des tronçons étudiés est fortement altérée d'un point de vue morphologique et/ou hydrologique. Par rapport aux cours d'eau du Plateau suisse et du Jura, les rivières des Préalpes abritent en général des populations plus faibles suite à une moindre productivité. Les densités d'estivaux mesurées y sont cependant insuffisantes et trahissent un manque de juvéniles.

### 5.2.4 Conclusions et questions en suspens

Les petits cours d'eau (têtes de bassins et affluents d'une largeur inférieure à 3 m) sont d'une importance capitale pour la reproduction naturelle de la truite fario. Pour que les truites génitrices puissent migrer vers les ruisseaux secondaires, il faut que la connectivité des milieux soit assurée, ce qui n'est pas le cas dans de très nombreux cours d'eau (par ex. cours supérieur de la Töss [29], Sitter [30]). Il

s'agit là d'un des handicaps majeurs de nos cours d'eau. La situation va probablement encore se dégrader dans l'avenir étant donné que le lit des cours d'eau principaux se creuse de plus en plus sous l'effet de la rétention de matériaux charriés qui se poursuit dans les affluents.

Les résultats de l'étude estivale n'indiquent pas d'insuffisance de la reproduction naturelle dans les ruisseaux étudiés. D'après les études réalisées dans les rivières du projet « Domaines d'étude » et dans la Wigger, il semble même plutôt que la capacité de reproduction soit relativement élevée dans les cours supérieurs et les ruisseaux secondaires. La situation est cependant problématique dans les cours d'eau fortement altérés d'un point de vue morphologique et/ou hydrologique (Rhône, Thur, Wigger, cours d'eau du bassin versant du lac des Quatre-Cantons) ainsi que dans les cours moyens et inférieurs de nombreuses rivières. Le manque de connectivité longitudinale aggrave encore cette situation. Il n'est donc pas exclu mais pas non plus prouvé qu'il existe un rapport de cause à effet avec la baisse du nombre de poissons capturés observée depuis 1980. On note que l'isolement des petits ruisseaux a plutôt tendance à s'aggraver depuis cette époque.

Environ deux tiers des tronçons concernés par l'étude estivale ne présentent pas de constructions hydrauliques identifiables ou n'ont subi que des aménagements locaux et présentent donc de bonnes conditions pour la reproduction naturelle.

Au vu des données fournies par nos études et par la littérature sur les densités d'estivaux, l'hypothèse d'un recrutement insuffisant pour le renouvellement des populations piscicoles ne peut être que partiellement confirmée dans les cours d'eau de faible et de moyenne importance. Par contre l'abondance des estivaux semble bien compromise dans les cours d'eau de plus grande taille. Le Necker, l'Emme, les affluents du lac des Quatre-Cantons et la Wigger présentent des signes évidents de ce type de dysfonctionnement.

### 5.2.5 Mesures préconisées

#### Mesures d'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux.

► **Raccordement des cours d'eau secondaires et des cours supérieurs:** Rétablissement de la perméabilité à la migration: permettre la montaison des poissons adultes ainsi que la migration des juvéniles. Lutte contre le creusement du lit des cours d'eau qui produit un isolement des cours d'eau secondaires. Ce type d'érosion peut être évité par une meilleure gestion du charriage et par un élargissement artificiel des lits.

► **Rétablissement de la diversité structurelle des cours d'eau:** Une bonne alternance de pools et de riffles produit une augmentation de la densité de juvéniles et d'adultes. Il

convient de protéger les habitats diversifiés et de revitaliser les cours d'eau monotones. Les bois morts maintenus dans les cours d'eau constituent des abris bienvenus pour les jeunes poissons.

► **Rétablissement des zones riveraines:** Les zones riveraines contribuent fortement à la structuration des cours d'eau et accroissent l'habitat disponible pour les jeunes poissons.

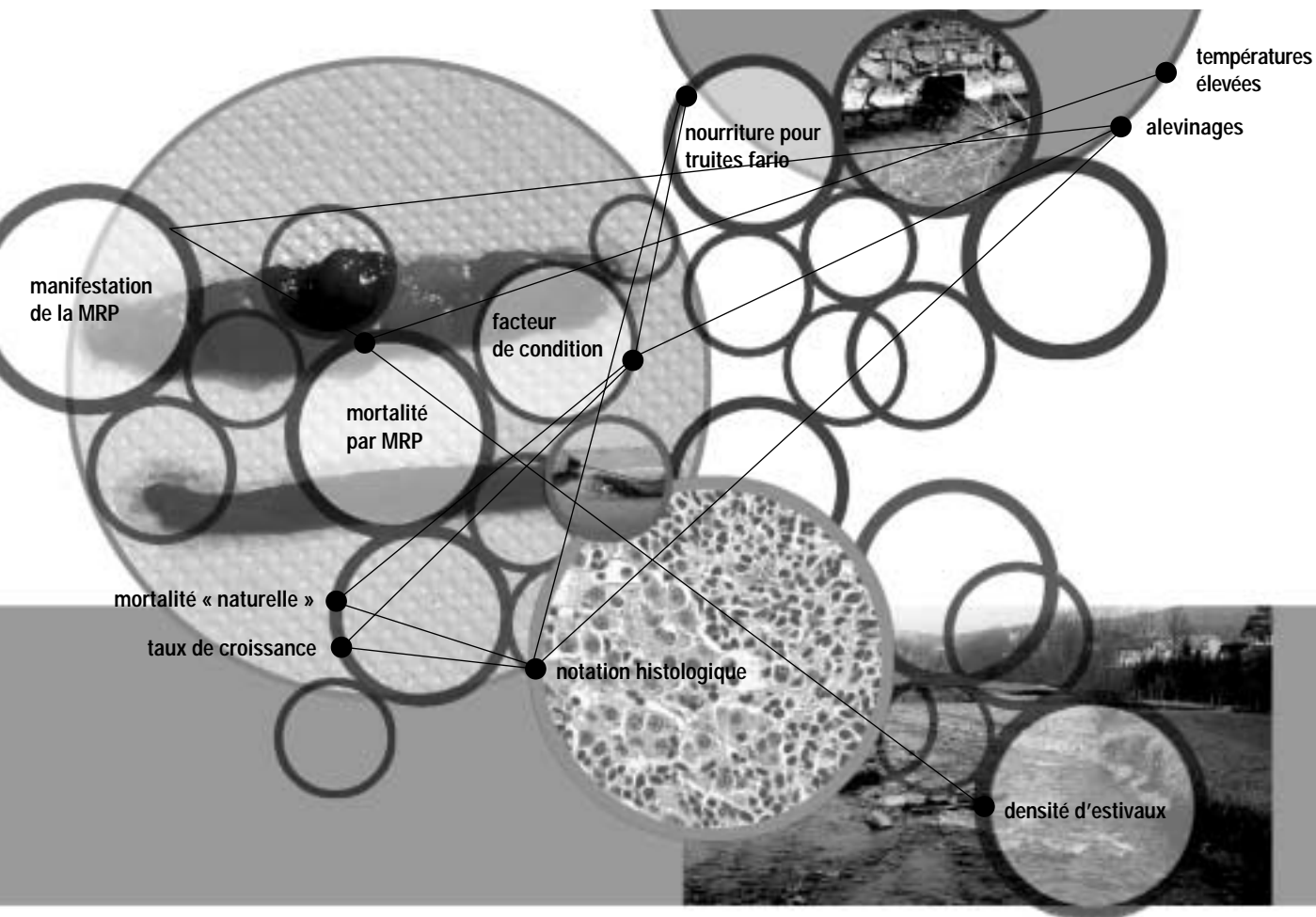
### Besoins en matière de recherche

► Suivi à long terme des populations piscicoles et en particulier des estivaux dans les cours d'eau ne bénéficiant pas d'alevinages.

### 5.2.6 Références bibliographiques

- [1] Elliott JM (1994) *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford. pp. 286.
- [2] Odum EP (1999) *Ökologie. Grundlagen – Standorte – Anwendung*. Thieme, Stuttgart – New York. pp. 471.
- [3] Massa F, Delorme C, Bagliniere JL, Prunet P & Grimaldi C (1999) *Early life development of brown trout (Salmo trutta) eggs under temporary or continuous hypoxial stress: Effects on the gills, yolk sac resorption and morphometric parameters*. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 355: 421–40.
- [4] Massa F, Bagliniere JL, Prunet P & Grimaldi C (2000) *Egg-to-fry survival of brown trout (Salmo trutta) and chemical environment in the redd*. Cybium 24: 129–40.
- [5] Turnpenny A & Williams R (1980) *Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system*. Journal of Fish Biology 17: 681–93.
- [6] Kalleberg H (1958) *Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (Salmo salar L. and S. trutta L.)*. Institute of Freshwater Research, Drottingholm.
- [7] Imre I, Grant JWA & Keeley ER (2002) *The effect of visual isolation on territory size and population density of juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 303–09.
- [8] Roussel JM & Bardonnat A (1999) *Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, Salmo trutta, in experimental channels: Influence of food and predator presence*. Environmental Biology of Fishes 56: 253–62.
- [9] Maki-Petays A, Muotka T & Huusko A (1999) *Densities of juvenile brown trout (Salmo trutta) in two subarctic rivers: assessing the predictive capability of habitat preference indices*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 56: 1420–27.
- [10] Baran P, Delacoste M & Lascaux JM (1997) *Variability of mesohabitat used by brown trout populations in the French central Pyrenees*. Transactions of the American Fisheries Society 126: 747–57.
- [11] Baran P, Delacoste M, Lascaux JM & Belaud A (1993) *Relationships between habitat features and brown trout populations (Salmo trutta L.) in Neste-Daure Valley*. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 331: 321–40.
- [12] Bachman RA (1984) *Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream*. Transactions of the American Fisheries Society 113: 1–32.
- [13] Bagliniere JL & Maisse G (2002) *The biology of brown trout, Salmo trutta L., in the Scorff River, Brittany: a synthesis of studies from 1972 to 1997*. Productions Animales 15: 319–31.
- [14] Frost WE & Brown ME (1967) *The Trout*. Collins, London. pp. 286.

- [15] Schager E & Peter A (2001) *Bachforellensömmerlinge Phase I*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 315.
- [16] Schager E & Peter A (2002) *Bachforellensömmerlinge. Phase II*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 218.
- [17] Schager E & Peter A (2003) *Synthesebericht Sömmerlingsstudie*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum, pp. 41.
- [18] Timmermans JA (1974) *Etude d'une population de truites (Salmo trutta fario L.) dans deux cours d'eau de l'Ardenne belge*. Station de Recherches des Eaux et Forêts. Travaux-Série D. Groenendaal-Hoeilaart, pp. 52.
- [19] Peter A (1993) *Die Fischfauna der Fliessgewässer. Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees*. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 327.
- [20] Schager E (2003) *Zwischenbericht Testgebiete – Fischbestand & Lebensraum*. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 74.
- [21] Peter A (in Vorbereitung) *Bachforellenpopulationen im Wiggersystem*.
- [22] Küttel S (2001) *Bedeutung der Seitengewässer der Rhone für die natürliche Reproduktion der Bachforelle und Diversität der Fischfauna im Wallis*. Diplomarbeit, ETH, Zürich, pp. 68.
- [23] Hörger C & Keiser Y (2003) *Verbreitung und Habitatsansprüche der Fische in der Thur unter spezieller Berücksichtigung des Strömers (Leuciscus souffia.)* Diplomarbeit, Abteilung für Umweltnaturwissenschaften, ETH, Zürich. pp. 107.
- [24] Peter A (in Vorbereitung) *Habitatsbenützung der Fische in der Thur*.
- [25] Hayes DB, Ferreri CP & Taylor W (1996) *Linking fish habitat to their population dynamics*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 53: 383–90.
- [26] Crozier WW & Kennedy GJA (1995) *Application of a fry ( $O^+$ ) abundance index, based on semiquantitative electrofishing, to predict atlantic salmon smolt runs in the River Bush, Northern-Ireland*. Journal of Fish Biology 47: 107–14.
- [27] Pulliam HR (1988) *Sources, sinks, and population regulation*. American Naturalist 132: 652–61.
- [28] Pulliam HR & Danielson BJ (1991) *Sources, sinks, and habitat selection – a landscape perspective on population-dynamics*. American Naturalist 137: S50–S66.
- [29] Tunesi F (1996) *Situationsanalyse der Fliessgewässer im oberen Tösstal. Revitalisierungsperspektiven mit fischökologischer Gewichtung*. Diplomarbeit. Abteilung für Umweltnaturwissenschaften, ETH, Zürich. pp. 135.
- [30] Gmünder R (1995) *Ökomorphologie und Durchgängigkeit im Bachsystem der Sitter aus der Sicht der Fischökologie*. Diplomarbeit, ETH, Zürich.



### 5.3 Hypothèse: Le déclin de la pêche est le résultat

- a) d'une détérioration de l'état de santé général des poissons et donc de leur vitalité,
- b) de pathologies particulières entraînant une mort prématurée des poissons

*Helmut Segner*

#### Résumé

Cette hypothèse traite de la question de savoir si l'état de santé des truites des rivières suisses s'est détérioré et s'il existe un rapport entre cet état de santé et la baisse des prises observée dans notre pays. Pour la traiter, nous nous sommes servis de résultats concernant certaines maladies infectieuses d'une part et l'état de santé général des poissons d'autre part.

Parmi les pathologies d'origine infectieuse susceptibles d'affecter les poissons, c'est la maladie rénale proliférative de la truite de rivière (MRP; en anglais « proliférative kidney disease » ou PKD) qui fait le plus parler d'elle en ce moment, sévissant plus particulièrement dans les cours d'eau du

Moyen-Pays. La progression de la maladie dépend de la température: Si la température moyenne journalière de l'eau dépasse 15°C pendant une période allant de deux à quatre semaines, la MRP se déclare, pouvant entraîner de fortes mortalités. Les estivaux y sont particulièrement sensibles et l'étude estivaux fait état de densités d'estivaux beaucoup plus faibles dans les cours d'eau contaminés par la MRP. L'exploitation des statistiques des pêches révèle d'autre part qu'il existe une corrélation négative significative entre la présence de la MRP dans une rivière et le succès de la pêche (exprimé par la capture par unité d'effort ou CPUE). Les données dont nous disposons indiquent que la MRP est susceptible de menacer les populations de truites de rivière au niveau régional ou même national. Il est donc conseillé de poursuivre la surveillance du degré de contamination des truites fario par la MRP dans les cours d'eau suisses et d'entreprendre des actions visant à juguler l'extension de la maladie.

L'état de santé général des poissons peut être déterminé à travers des paramètres tels que le facteur de condition ou

Fig. 5.3.1: L'abondance de nourriture et la qualité de l'eau sont les deux facteurs qui conditionnent l'état de santé général des poissons décrit dans le réseau de probabilités (voir chapitre 5.13) par le facteur de condition et la notation histologique. La qualité de l'eau est également en rapport avec la présence de la maladie rénale proliférative (MRP) qui s'accompagne de fortes mortalités quand la température de l'eau est élevée.

la présence d'anomalies au niveau des organes. Des études histopathologiques menées sur le foie de truites de rivière ont révélé la présence d'anomalies modérées à sévères sur cet organe dans 57% des 113 sites étudiés. Si on se rapporte au total de truites observées soit 566 individus, 47% des poissons étudiés présentaient des anomalies hépatiques de cette gravité. On ignore encore cependant dans quelle mesure ces résultats sont représentatifs des cours d'eau ou hydrosystèmes étudiés. Il a été possible d'établir une corrélation entre l'état de santé général des poissons et la contamination des eaux par des effluents de STEP dans certains cas particuliers mais pas en règle générale. Il semble que la détérioration éventuelle de l'état de santé général des poissons soit un phénomène plutôt local. Les mesures qu'il convient de prendre pour améliorer cet état de santé doivent donc être spécifiques des sites concernés.

### 5.3.1 Introduction et définition du problème

Dans le cadre de Fischnetz, l'étude de l'état de santé des poissons répond à deux types de préoccupations:

- ▶ Une modification des paramètres de santé peut être le révélateur de changements survenus au niveau de la qualité de l'habitat et donc livrer des informations sur les causes éventuelles du déclin de la pêche ou des populations piscicoles.
- ▶ Une détérioration de l'état de santé des poissons peut se répercuter sur la survie, la croissance et la reproduction des individus et donc avoir un effet négatif sur les populations et sur les captures.

Les atteintes à l'état de santé sont le résultat d'interactions entre des stimuli nocifs et le système biologique. Ces stimuli peuvent prendre la forme d'un agent pathogène induisant une maladie spécifique. Dans le cadre des recherches du Fischnetz, les efforts se sont principalement concentrés sur la maladie rénale proliférative (MRP). Le stimulus nocif ne peut cependant pas correspondre à un stress environnemental non infectieux. Ainsi, une mauvaise qualité de l'eau, la présence de substances toxiques, de fortes températures, des taux élevés de matières en suspension ou un manque de nourriture sont tout autant de facteurs défavorables mais néanmoins incapables de modifier durablement l'état de santé des poissons.

On se sert de toute une série de paramètres pour décrire l'état de santé des poissons. Les paramètres suivants sont largement employés et appréciés pour leur caractère intégratif: la croissance, des indices de la part relative de certains organes (rapports de la masse des organes sur celle de l'organisme entier), des anomalies d'ordre histologique au niveau des organes, des grandeurs biochimiques telles que la teneur en réserves énergétiques ou des paramètres du sérum sanguin telles que la teneur en hormones de stress [1–6]. On a souvent recours à des indices prenant en compte une combinaison de plusieurs

paramètres comme c'est le cas de l'indice d'évaluation de la santé (« health assessment index ») proposé par Adams [7].

Quand on observe chez les poissons une dégradation de l'état de santé, on s'interroge tout naturellement sur ses causes. Il convient alors de faire la différence entre les maladies infectieuses et non infectieuses. Les pathogènes induisent des symptômes relativement spécifiques et peuvent être mis en évidence à l'aide de méthodes diagnostiques spécifiques. En général, quand l'agent pathogène est identifié, la cause du trouble est également connue. La situation est plus délicate quand la cause de l'état pathologique n'est pas d'origine infectieuse. On dispose pour certains types de stress ou de polluants d'indicateurs spécifiques qui révèlent l'existence d'une exposition des poissons à ces facteurs et/ou qui trahissent les effets de ces facteurs sur les poissons [8]. Au nombre de ces indicateurs ou biomarqueurs on compte la 7-éthoxyr-sorufine-O-dééthylase ou EROD: une augmentation de l'activité EROD dans le foie des poissons est le signe d'une exposition à des dioxines, des furanes, des polychlorobiphényles ou des hydrocarbures aromatiques polycycliques [9]. Mais les symptômes ne sont bien souvent pas ou très peu spécifiques des facteurs qui les ont provoqués. Ainsi, une baisse de vitalité peut être aussi bien due à un manque de nourriture qu'aux effets toxiques de certains polluants. La mise en évidence de corrélations par analyse statistique peut permettre d'établir des relations entre facteurs environnementaux et état de santé des poissons. Le problème reste au demeurant que la nature des rapports de cause à effet dépend de nombreux facteurs dont voici quelques exemples:

- ▶ La dimension temporelle (Combien de temps faut-il jusqu'à ce que les symptômes pathologiques se manifestent?)
- ▶ Les problèmes de dose (Quelle est l'amplitude de variation des paramètres de santé mesurés? A partir de quelles valeurs seuils les symptômes apparaissent-ils?)
- ▶ L'influence des grandeurs perturbatrices (« confounding factors ») qui peuvent masquer et modifier les relations de cause à effet et donc compliquer l'établissement d'un diagnostic.

L'identification sur le terrain des causes d'éventuelles modifications de l'état de santé des poissons est rendue difficile par le simple fait qu'ils sont exposés dans leur milieu naturel à une multitude de facteurs et que les modifications sont donc généralement causées par une combinaison de différents types de stress.

La détermination des conséquences pour les populations des modifications de l'état de santé des poissons s'avère tout aussi difficile que l'identification de leurs causes. Il est en général impossible de transcrire directement en termes de mortalité ou de réduction de croissance l'étendue des modifications observées, au niveau de l'histologie de certains organes par exemple. L'influence effective des modifications constatées sur la vitalité des individus et des



populations dépend de nombreux facteurs, notamment de la capacité d'adaptation de chaque poisson, de l'intervention de stress supplémentaires et de processus de compensation au niveau de la population. On trouve dans la littérature toute une série de travaux portant sur les relations entre état de santé des poissons et modifications des caractéristiques des populations, très souvent en rapport avec la qualité de l'eau. Ainsi, une série d'études scandinaves et canadiennes a montré que les poissons issus de cours d'eau récepteurs d'effluents de papeterie se trouvaient en situation de stress physiologique, ce qui se reflétait au niveau du développement, de la reproduction et de la structure des populations [6, 10, 11]. On a constaté chez des saumons de la Baltique qu'il existait une relation entre l'apparition d'anomalies pathologiques aux premiers stades de développement et une régression de la population [12]. Une corrélation a également été observée dans l'hydrosystème de la réserve d'Oak Ridge aux Etats-Unis entre des variations négatives de certains paramètres de santé chez les poissons et un appauvrissement de la communauté piscicole [13, 14]. De même, Schlenk et al. [15] ont observé dans des cours d'eau canadiens une corrélation négative entre certains indicateurs de la santé des poissons et la diversité spécifique de la faune piscicole. Dans le cadre de l'étude VALIMAR qui a porté sur deux rivières du Sud de l'Allemagne à différents degrés de pollution chimique, il s'est avéré que le cours d'eau dans lequel l'état de santé des truites fario était le plus mauvais présentait également la population la moins abondante et dont la structure des âges était la plus perturbée [16, 17]. Il convient cependant de signaler que la plupart des études publiées font uniquement état de corrélations et n'apportent pas de preuves de relations de causalité entre l'état de santé des poissons et l'état des populations. De plus, certains auteurs n'ont observé aucune corrélation entre paramètres de santé et caractéristiques des populations [18, 19] et ont insisté sur le fait que les paramètres individuels de santé des poissons ne pouvaient en aucun cas servir d'indicateurs de l'état des populations.

Dans le cas des maladies infectieuses, les effets sur les populations dépendent beaucoup plus étroitement du pouvoir pathogène de l'agent responsable et de facteurs environnementaux susceptibles de renforcer ou d'atténuer une infection donnée. Ainsi par exemple, la furonculose est une maladie qui ne cause que peu de pertes en milieu naturel alors que l'agent du tournis des truites et des saumons - *Myxosoma cerebralis* - a causé des ravages dans les populations de truite d'Amérique du Nord [20]. Le cas de la MRP illustre bien l'influence des conditions écologiques puisque l'importance de la mortalité qu'elle entraîne dépend directement de la température de l'eau [21].

L'hypothèse « Santé » traite des questions suivantes:

► Quel est l'état de santé des poissons dans les eaux suisses? Y a-t-il des raisons de penser que cet état s'est

détérioré et/ou que des maladies infectieuses se sont étendues?

► Existe-t-il des preuves d'une relation entre déclin de la pêche et des populations et modifications de l'état de santé des poissons? Cette question ne peut être traitée que de façon rétrospective étant donné que les études utilisées dans le cadre de cette hypothèse ne comprenaient que des mesures concernant la santé des poissons mais ne portaient pas sur les modifications des populations éventuellement liées aux modifications de l'état de santé.

La question des causes du déclin n'est que partiellement abordée dans le cadre de cette hypothèse. Dans le cas de maladies infectieuses, la cause est clairement identifiée et ne nécessite pas de recherches supplémentaires. Par contre, dans le cas où d'autres facteurs non infectieux sont impliqués, les données disponibles ne permettent en général pas d'analyse plus poussée. On tentera simplement à partir des points de rejet des effluents de STEP de réaliser une analyse provisoire de la relation entre rejets d'effluents et santé des poissons.

### 5.3.2 Observations faites en Suisse

Dans le cadre des études menées dans les eaux suisses, les paramètres suivants ont été choisis pour décrire l'état de santé des poissons: Mise en évidence de maladies infectieuses, en particulier de la furonculose, des infections virales [22] et de la MRP (projets partiels 99/01, 99/16, 00/02, 00/09, 00/12, 01/04, 01/12, 01/23); indices organo-somatiques (PP 99/16, 99/17, 99/19, 99/36, 00/06, 00/09, 01/19, 02/02); paramètres histopathologiques (PP 99/02, 99/03, 99/04, 99/16, 99/17, 99/36, 00/06, 00/09, 00/17, 00/19, 01/19, 01/24, 01/26, 02/02); paramètres biochimiques comme par exemple l'activité EROD (PP 99/03, 99/16, 00/06) et des paramètres immunologiques (PP 99/17). On ne dispose que pour la MRP et pour l'histopathologie d'une base de données dépassant le cadre d'études locales et isolées. De plus, les données concernant la MRP et l'histologie ont toutes été recueillies par la même équipe de chercheurs (du centre pour le diagnostic des poissons et des animaux sauvages, FIWI), ce qui exclut les variations et biais dus aux différences de méthode et d'interprétation. La description donnée ici de l'état de santé des truites fario dans les eaux suisses se concentre donc sur les deux paramètres « MRP » et « pathologies des organes ». Les résultats concernant la furonculose, les infections virales, les indices organo-somatiques, les paramètres biochimiques et immunologiques ne seront pas discutés ici étant donné que nous disposons à leur endroit de trop peu de données portant sur un trop petit nombre d'hydrosystèmes pour pouvoir tirer des conclusions sur la situation générale dans l'ensemble de la Suisse.

### La maladie rénale proliférative (MRP)

Parmi les agents pathogènes identifiés chez les truites fario des eaux suisses, on trouve des bactéries (comme l'agent de la furunculose), des virus (en particulier celui de la SHV [22]) et toute une série d'endoparasites et d'ectoparasites (comme par exemple les nématodes *Cystodicola farionis* qui attaquent la vessie natatoire des poissons). Il faut toutefois souligner que la prévalence de ces maladies était en général plutôt faible à l'exception de *Cystodicola farionis* dont la prévalence atteignait les 100% et de la furunculose qui a été souvent diagnostiquée chez les truites d'études de monitoring actif. Lors de l'interprétation des données concernant les maladies infectieuses dans les populations de truites de rivière, il faut cependant bien garder à l'esprit que les animaux malades périssent souvent plus vite que les autres et ne sont plus alors pris en compte dans les échantillonnages. La fréquence observée des maladies infectieuses correspond donc plutôt à une sous-estimation qu'à une surestimation.

La MRP est très répandue dans les eaux suisses. Cette maladie infectieuse des poissons est provoquée par un parasite unicellulaire, *Tetracapsuloides bryosalmonae* [21]. L'agent de la MRP se développe sur des bryozoaires avant d'infecter les poissons qui présentent au bout d'un certain temps une hypertrophie des reins due à une prolifération massive de tissus hématopoïétiques dans ces organes ainsi qu'à une accumulation de cellules inflammatoires. La défaillance des reins qui s'ensuit peut conduire à la mort des sujets infectés. Cette maladie est responsable de pertes économiques importantes dans les élevages commerciaux de truites arc-en-ciel en Europe et de saumons en Amérique du Nord [23]. Aucun résultat concernant les mortalités dues à la MRP dans les populations piscicoles évoluant en milieu naturel n'a été publié jusqu'à présent.

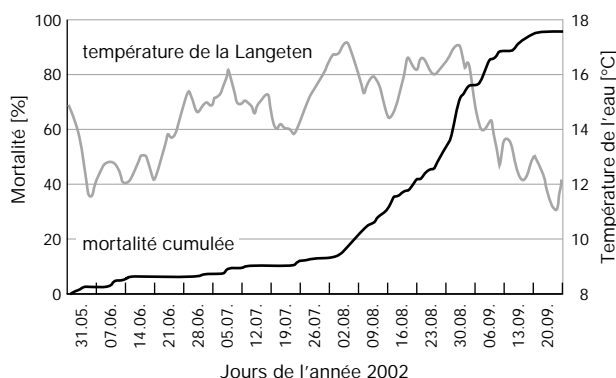


Fig. 5.3.2: Mortalité due à la MRP dans la Langeten (BE). Des truites de rivière issues de la pisciculture de Reutigen ont été placées en juin 2002 dans un étang alimenté par les eaux de la Langeten et les mortalités cumulées ont été enregistrées à partir de ce moment-là. Les valeurs de la température de l'eau ont été enregistrées dans un datalogger. La mortalité est reportée sur l'axe de gauche (courbe du bas, ascendante) et la température moyenne journalière sur l'axe de droite (courbe du haut, oscillante). (Source: C. Schubiger, FIWI).

La progression des symptômes cliniques de la MRP et la mortalité due à cette maladie sont conditionnées par la température de l'eau. Selon l'état actuel des connaissances sur le sujet, les truites fario doivent séjourner pendant deux à quatre semaines dans des eaux de température supérieure à 15°C (température moyenne journalière) pour que la maladie se déclenche. Si la température de l'eau reste en dessous de ce seuil de 15°C, on n'observe pas de mortalité. Ainsi, les truites fario de la Versoix (GE) dont la température n'excède jamais 15°C en été s'avèrent certes porteuses de l'agent de la MRP mais présentent moins de 10% de mortalité (Schubiger, non publié), ce qui correspond aux valeurs de base normales. Par contre, la Langeten (BE) dont les eaux ont dépassé le seuil des 15°C pendant deux à quatre semaines pendant les étés particulièrement chauds de 2001 et 2002 présente des mortalités de près de 90% (Figure 5.3.2). Ce phénomène est corrélé avec l'observation fréquente de symptômes prononcés de la MRP chez les truites ayant péri.

Les animaux qui survivent à une première infection par la MRP semblent être résistants face à une nouvelle infection [24]. Au sein d'une population de truites fario, ce sont donc surtout les estivaux qui sont susceptibles de mourir de la MRP.

Jusqu'à présent, l'agent de la MRP a été identifié en Suisse chez les truites de rivière, les truites arc-en-ciel et les ombres [25–27]. La MRP a été diagnostiquée pour la première fois en Suisse en 1979. Dans le cadre de Fischnetz, une étude complète de l'étendue de la MRP en Suisse a été réalisée pour la truite fario pendant les années 2000 et 2001. Les résultats de ces campagnes sont présentés dans la figure 5.3.3. Comme le montre cette figure, la MRP se manifeste principalement dans les rivières du Moyen-Pays. Il faut cependant noter que, si la MRP peut être présente sur tout le cours d'une rivière, elle ne constitue une menace que dans les régions dans lesquelles la température dépasse le seuil des 15°C pendant deux à quatre semaines en été. En dehors du Moyen-Pays, la MRP n'a été observée qu'une fois dans le Valais, une fois dans le Tessin et une fois en zone de montagne. Un total de 190 sites sur 462 étudiés, soit 41%, se sont avérés MRP positif. La prévalence de la maladie était inférieure à 40% dans la plupart des cours d'eau, n'atteignant des valeurs plus importantes que dans de rares stations. Les résultats sont en accord avec ceux d'une étude anglaise dans laquelle 14 rivières à truites ont été examinées, dont cinq se sont avérées MRP positif, la prévalence se situant entre 11 et 43% [28].

On retiendra en conclusion que la MRP est largement répandue dans les eaux suisses chez les truites et qu'elle se déclare cliniquement chez les estivaux dans les rivières ou leurs régions dont les eaux dépassent une température de 15°C pendant deux à quatre semaines en été. Au stade actuel des connaissances, il n'est pas possible d'évaluer



Fig. 5.3.3: Sites d'observation de poissons MRP positifs et MRP négatifs en Suisse (situation de novembre 2002). Les données concernant la présence de la MRP se basent sur la mise en évidence par voie histologique de l'agent pathogène dans les tissus rénaux. Cette méthode permet surtout une identification du pathogène au stade clinique [21]. La présence de la MRP est indiquée comme positive (cercles pleins) ou négative (cercles vides) indépendamment de sa prévalence. (Source: T. Wahli, FIWI).

avec certitude l'importance de la mortalité qui lui est imputable. Les premiers résultats obtenus à ce sujet indiquent qu'elle pourrait atteindre les 90%.

#### Anomalies histopathologiques au niveau des organes

Les poissons réagissent à des conditions défavorables de leur environnement en modifiant leurs fonctions moléculaires, cellulaires et physiologiques. Il a été démontré qu'un certain nombre de facteurs environnementaux pouvaient avoir une influence délétère sur les structures cellulaires et histologiques des poissons. Il s'agit notamment de la quantité de nourriture disponible [29], de la saison [30], de la température (PP 01/33) et de la pollution de l'eau [31]. Les réactions des poissons aux modifications de leur environnement sont tout d'abord de nature adaptative et deviennent progressivement pathologiques si la perturbation se poursuit ou si son intensité augmente. On utilise comme indicateurs de stress environnementaux des modifications d'ordre histologique observées au niveau d'organes stratégiques d'un point de vue métabolique comme le foie et les reins ou au niveau d'organes en contact direct avec l'environnement comme les branchies ou la peau [5, 32, 33].

Les études histologiques présentent l'inconvénient de ne pas livrer de résultats quantitatifs mais des résultats uniquement descriptifs qui sont difficiles à utiliser dans le cadre d'une analyse épidémiologique comparative telle qu'elle s'impose dans le cadre de Fischnetz. Face à ce problème, Bernet et al. [34] ont proposé une méthode d'exploitation des résultats qui intègre les observations histologiques qualitatives dans un indice quantitatif. Les analyses histologiques effectuées dans le cadre de projets partiels de Fischnetz ont été systématiquement utilisées pour calculer cet indice. Sur la base des recherches

effectuées sur des truites issues de cours d'eau pollués et sur des truites élevées dans de l'eau potable, on distingue différentes classes d'altération des organes:

- Indice histologique inférieur à dix:  
Etat normal des organes
- Indice histologique entre dix et 20:  
Altérations bénignes
- Indice histologique entre 20 et 30:  
Altérations moyennes
- Indice histologique entre 30 et 40:  
Altérations importantes
- Indice histologique supérieur à 40:  
Altérations graves

Il convient de souligner que les limites entre les classes sont floues mais qu'il est nécessaire de les observer si l'on souhaite exploiter les données existantes. De plus, les résultats de l'analyse histologique varient en fonction de l'observateur. Pour éviter les erreurs dues à la subjectivité de l'observation, toutes les personnes participant à l'étude histologique des poissons dans le cadre de Fischnetz ont travaillé de manière concertée et ont contrôlé mutuellement leurs résultats de manière à obtenir une certaine homogénéité de l'évaluation.

L'indice histologique quantitatif permet de comparer les différentes études menées et les divers sites étudiés. Il faut cependant garder à l'esprit que, comme il rassemble un grand nombre d'observations en une seule valeur, il s'accompagne automatiquement d'une perte d'information. Il est donc concevable que des différences existant réellement entre deux sites ne se reflètent pas au niveau de l'indice. Au vu de l'expérience acquise jusqu'à présent, rien ne semble cependant indiquer que ce cas de figure puisse effectivement se présenter.

Etude	Résultats d'observation
Etat de santé des poissons dans la vallée du Rhin [35]	Des études effectuées au début des années 1990 ont montré l'existence d'affections chroniques du foie et des reins chez les truites fario et arc-en-ciel de divers cours d'eau de la vallée du Rhin. Des recherches plus poussées ont montré dans les années qui ont suivi que les anomalies d'ordre histologique étaient uniquement observables dans les organes de poissons issus de cours d'eau de fond de vallée. La présence de ces anomalies n'était pas en relation directe avec les rejets de STEP mais des essais d'exposition ont montré qu'il existait apparemment un rapport avec la présence de certains composés dans l'eau: en effet, alors que des truites exposées à de l'eau de rivière présentaient des anomalies au niveau des organes, les truites témoins élevées en eau potable en restaient exemptes.
Eléments perturbateurs de l'ancienne Aar et de sa population piscicole [36]	Les poissons de l'ancienne Aar présentaient des anomalies prononcées au niveau de la peau, des branchies, des reins et du foie. Les réactions les plus fortes ont été observées dans le foie et les branchies. Les modifications d'ordre histologique étaient parfois dues à des maladies infectieuses (furonculose, MRP), mais il semble exister un lien direct avec les rejets de la STEP de Lyss: les truites issues de la zone d'influence des effluents de la station présentaient des dommages plus prononcés que celles évoluant en amont de la STEP.
Influence des stations d'épuration sur l'état de santé des truites de rivière [37]	Une étude de monitoring a été menée dans le but de caractériser les effets des STEP sur l'état de santé des poissons dans les cours d'eau récepteurs de leurs effluents. Pour ce faire, l'état de santé des poissons a été évalué en amont et en aval du point de rejet des effluents de 31 STEP pour tenter d'établir par comparaison un rapport entre une éventuelle détérioration et les rejets. Si on considère l'ensemble des truites étudiées, on n'observe pas de différence significative au niveau des moyennes de l'indice histologique hépatique entre l'amont et l'aval des points de rejet des STEP. Si on considère chaque STEP séparément, on constate l'absence de différence amont-aval dans le cas de 21 STEP, une amélioration de l'indice en aval du point de rejet de sept stations et une baisse de cet indice hépatique en aval de seulement trois points de rejet de STEP. On a observé des individus présentant une altération grave du foie (indice histologique >40) dans 22 des sites étudiés. Aucune corrélation n'a pu être établie entre la valeur, faible ou élevée, de l'indice hépatique des truites et le degré de pollution ou de dilution des effluents. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que les stations d'épuration peuvent avoir des effets très divers sur l'état de santé des poissons. Chaque STEP doit être étudiée séparément et il n'est pas permis de tirer de conclusion générale sur l'effet des STEP sur la santé des poissons.
Biomonitoring dans certains cours d'eau du canton de Berne [38]	Entre 1996 et 1999, des études ont été menées dans le cadre de divers projets sur l'état de santé des truites fario dans les cours d'eau du canton de Berne. Les truites des cours d'eau du Moyen-Pays présentaient des indices d'organes plusieurs fois plus faibles que celles des cours d'eau alpins ou jurassiens. Les populations de truites étudiées étaient partiellement atteintes par la MRP. Les modifications histologiques observées au niveau des organes présentaient des variations saisonnières: à l'automne, les anomalies étaient plus prononcées qu'au printemps. De même, les effets des effluents de STEP sur l'état de santé des truites étaient plus apparents à l'automne qu'au printemps.
Le problème du déclin piscicole dans la Langeten [39]	Des modifications dégénératives du foie, des branchies et des reins ont été observées chez des poissons de la Langeten étudiés entre 1996 et 1999 dans le cadre d'un biomonitoring aussi bien passif qu'actif. Les effets observés correspondaient à un indice de plus de 30. De plus, la MRP a été diagnostiquée chez les truites de rivière de la Langeten. On a d'autre part constaté qu'aussi bien la gravité des altérations histologiques que la prévalence de la MRP augmentaient en descendant le cours de la rivière. Une exposition directe de truites fario à des effluents dilués de la STEP de Lotzwil a provoqué des dommages nettement plus faibles qu'une exposition à l'eau de la rivière, ce qui laisse supposer que cette dernière comporte des éléments supplémentaires susceptibles d'accroître le risque pour la santé des poissons. Il est fort probable que les lésions pathologiques constatées aient été causées par l'action conjuguée de stress environnementaux et de la MRP, mais les données dont nous disposons actuellement ne nous permettent pas de définir la part de responsabilité des facteurs en jeu.

Tab. 5.3.1: Résultats d'observations histopathologiques effectuées dans divers projets partiels de Fischnetz en vue de déterminer l'état de santé des poissons.

Le tableau 5.3.1 présente un certain nombre de résultats d'observations histopathologiques effectuées dans le cadre de divers projets partiels de Fischnetz en vue de déterminer l'état de santé des poissons. Il faut cependant signaler que l'on ne dispose que pour peu de sites de séries de mesures portant sur plusieurs années; en général, les sites n'ont fait l'objet que d'un seul ou de deux échantillonnages. De même, on ne dispose que pour un petit nombre de stations d'études sur les variations saisonnières de l'état de santé des poissons, aspect pourtant primordial pour les poissons poikilothermes. La taille de l'échantillon était en général de  $n = 20$ .

Dans le cadre de l'étude d'effets [40], les résultats des différentes études histopathologiques ayant porté sur l'état de santé des poissons dans les eaux suisses ont été rassemblés et interprétés selon des critères standardisés. Il

s'avère que parmi les organes touchés, le foie présente les réactions les plus importantes. L'étude histologique du foie de 566 truites fario provenant de toute la Suisse a révélé la présence d'anomalies d'importance moyenne chez 14% des poissons observés, de dommages importants chez 5% d'entre eux et d'altérations graves chez 3% d'entre eux. Si on considère la situation d'un point de vue géographique, on constate que l'indice histologique hépatique présentait des valeurs moyennes normales (<10) dans 10% des sites étudiés et qu'il indiquait des altérations bénignes (indice compris entre 10 et 20) dans 33% des sites, des altérations moyennes (indice entre 20 et 30) dans 37% d'entre eux, des anomalies importantes dans 19% des sites et des lésions graves (indice >40) dans 1% d'entre eux. 113 sites ont été étudiés au total. Pour pouvoir bien évaluer ces résultats, il faut savoir que dans la plupart des études les sites ou cours

d'eau n'ont pas été choisis au hasard mais de façon sélective, ceux dans lesquels des problèmes s'étaient avérés ou étaient supposés étant étudiés en priorité. Les résultats obtenus surestiment donc sans doute l'étendue des problèmes histologiques chez les truites dans les eaux suisses.

Il est une étude dans laquelle les cours d'eau n'ont pas uniquement été sélectionnés en fonction de leur degré de pollution, mais également en fonction des divers habitats qu'ils représentent; c'est l'étude de biomonitoring menée dans le canton de Berne [38]. Il s'est avéré que l'état histologique des organes de truites fario issues de l'Oberland bernois dans lequel les cours d'eau sont pour la plupart dans un état quasi-naturel était meilleur que celui des truites des basses régions bernoises aux cours d'eau subissant les méfaits des activités anthropiques. La détérioration plus importante de l'état de santé des poissons dans le Moyen-Pays pourrait laisser entendre que des facteurs d'origine anthropique seraient effectivement responsables des modifications observées. D'un autre côté, il ne faut pas oublier que les rivières du Moyen-Pays ne constituent souvent plus un habitat idéal pour les truites fario (étant donné leur température, leur état écomorphologique, etc.), ce qui peut avoir une influence délétère sur la santé des poissons et sur leur tolérance vis-à-vis de stress éventuels. Il est de plus intéressant de noter que l'on n'observe de gradient de santé entre l'Oberland et les basses régions qu'à l'automne et qu'il disparaît au printemps. Ce phénomène pourrait s'expliquer par une mortalité accrue des poissons malades et donc affaiblis en hiver, seuls les individus sains subsistant au printemps.

L'exemple de l'étude de biomonitoring illustre bien les problèmes qui se posent lors de la recherche des causes des lésions observées au niveau des organes des truites de rivière. Tout d'abord, les poissons qui évoluent dans le milieu naturel ne sont pas soumis à l'influence d'un seul facteur isolé mais bien à celle de facteurs multiples. Ainsi, quand on passe de l'Oberland au Moyen-Pays, on n'observe pas uniquement une augmentation de la pollution de l'eau par des substances d'origine anthropique mais aussi par exemple au niveau de la température de l'eau, de l'hydrologie, de la morphologie des cours d'eau et de l'intensité de la manifestation clinique de la MRP. Se pose ensuite le problème de la définition des concentrations effectrices. On a en effet déterminé pour un certain nombre de substances toxiques des valeurs seuils à partir desquelles des effets sur la santé des poissons sont susceptibles de se produire. On s'aperçoit de plus en plus que la santé des poissons peut être dégradée même quand ces seuils sont respectés [4, 41]. C'est peut-être dû au fait que certains groupes de substances échappent aux études d'exposition. Il est ainsi difficile d'évaluer l'exposition à des pesticides non bioaccumulables qui ne sont présents que de manière épisodique [42]. Une autre explication serait peut-être que les effets des

mélanges de substances ne sont pas pris en compte ou que les seuils, qui sont en général déduits des concentrations létales, ne suffisent pas pour protéger d'effets sub-létaux.

Dans l'étude sur l'« influence des stations d'épuration sur l'état de santé des truites fario » [37], on a tenté d'établir un rapport entre un facteur isolé - les rejets de stations d'épuration - et l'état de santé des poissons dans le milieu récepteur. Pour ce faire, des truites ont été prélevées en amont et en aval du point de rejet des effluents de 31 STEP pour étudier l'état histologique de leur foie et de leurs gonades. La valeur de l'indice histologique hépatique des poissons étudiés (n = 187) était comprise entre 7 et 52, la moyenne étant de  $27 \pm 9,6$ . Dans cette étude, les valeurs de l'indice dépassant le quantile de 75% ont été considérées comme « élevées »; le quantile de 75% correspondait à un indice de 33. Les paramètres quantitatifs utilisés pour caractériser les STEP étaient la charge polluante (donnée en équivalents habitants, EH) et le degré de dilution des effluents dans le milieu récepteur. Aucun rapport n'a été observé entre les caractéristiques quantitatives des STEP et la présence d'indices hépatiques faibles ou élevés. Ainsi, des indices élevés ont été constatés en aval de points de rejet de stations avec un bon degré de dilution (part d'effluents comprise entre 2 et 39%) et une faible charge polluante (entre 2700 et 7750 EH) de même que des indices faibles en aval de STEP dont les effluents étaient faiblement dilués (part d'effluents entre 45 et 71%) et fortement pollués (entre 22 500 et 186 600 EH). Il semble donc que la charge à traiter par les STEP et le degré de dilution de leurs effluents ne permettent pas de prévoir les effets qu'elles auront sur la santé des poissons et que bien plus que la quantité de la pollution subie, ce soit sa qualité, c'est à dire sa nature chimique, qui importe sur ce point. Etant donné que l'on ne dispose malheureusement pas de données sur la composition des effluents de stations d'épuration, cette hypothèse ne peut cependant pas être vérifiée.

La thèse selon laquelle il n'existe pas de corrélation entre la quantité d'effluents reçus par le milieu aquatique et la santé des poissons se voit confirmée par la comparaison des paramètres de santé en amont et en aval des points de rejet des effluents de STEP. Si on considère l'ensemble des données histologiques recueillies sur les 31 STEP étudiées, on constate que la moyenne de l'indice hépatique des poissons de l'amont ne diffère pas significativement de la moyenne obtenue sur les poissons de l'aval. Si par contre, on compare pour chaque station d'épuration les valeurs de l'amont avec celles de l'aval, on observe des différences significatives dans certains cas particuliers. Les différences entre l'amont et l'aval des points de rejet ont été considérées comme « remarquables » quand on observait une variation de plus de 10 points de la moyenne de l'indice (pas d'analyse statistique possible étant donné la faible taille des échantillons). Les résultats de ces comparaisons ont montré

que l'indice hépatique était nettement plus élevé en amont du point de rejet de trois STEP et qu'il était plus faible qu'en aval dans le cas de sept STEP (c'est à dire que l'état de santé des poissons était meilleur en aval du point de rejet qu'en amont!). Les autres STEP ne présentaient pas de différences remarquables entre l'amont et l'aval.

Faller et al. [43] ont étudié l'influence du déversement d'effluents de STEP sur l'état de santé des poissons à partir du cas des goujons. Les rivières choisies pour l'étude étaient la Suhre (LU/AG) et la Ron (LU); ces deux cours d'eau subissent une pollution chimique (notamment par des pesticides) de sources diffuses, la Suhre accueillant de surcroît les effluents d'une STEP. L'état de santé des goujons a été évalué à l'aide de toute une série de paramètres: le cytochrome P4501A, l'activité EROD, le facteur de condition, la teneur en lipides, l'indice gonadosomatique, l'indice hépatosomatique, l'indice « splénosomatique », les attaques parasitaires, l'histologie du foie, la concentration de vitellogénine dans le plasma et l'histologie des gonades. De plus, la structure des populations et la diversité spécifique ont été déterminées. Des anomalies au niveau des organes ont été observées chez les goujons des deux rivières sans pour autant qu'une influence significative des rejets de STEP ne soit visible. En aval de la STEP, la structure de la population de goujons était perturbée, ce qui était apparemment dû à une ancienne intoxication aiguë par des nitrites et n'était donc pas directement lié à la détérioration chronique de la santé des poissons observée par ailleurs.

Dans l'ensemble, on peut conclure des études concernant les effets des stations d'épuration que dans des cas isolés les rejets d'effluents de STEP peuvent être associés à une dégradation de l'état de santé des poissons. Cette conclusion ne peut cependant être généralisée, mais doit au contraire être reconsidérée pour chaque station d'épuration. Les résultats ont d'autre part bien montré que les caractéristiques générales des stations (comme par exemple le degré de dilution des effluents) ne suffisaient pas à une bonne évaluation du risque que représentent leurs effluents pour la santé des poissons.

La plupart des études menées sur l'état de santé général des poissons dans les eaux suisses se concentraient sur l'effet délétère éventuel de la contamination de l'eau des rivières par des composés toxiques (voir hypothèse « Pollution chimique »). Mais des paramètres physiques tels que le rayonnement ultraviolet et la température peuvent eux aussi porter atteinte à la santé des poissons. Ainsi, un réchauffement de l'eau s'accompagne d'une baisse de son degré d'oxygénation et peut favoriser le développement de certaines maladies comme la MRP, exerçant de cette manière une influence indirecte sur l'abondance et la vitalité des populations piscicoles. Les rayons UV pénètrent principalement dans les couches superficielles des lacs et cours d'eau dans lesquelles évoluent surtout les jeunes

poissons. C'est à l'étage montagnard et alpin que l'effet des UV devrait être le plus fortement ressenti mais étant donné qu'on ne signale pour ces régions aucun déclin des pêches ou des populations, force est de conclure que ce facteur ne joue pas un rôle important dans ce phénomène de régression.

### 5.3.3 Relations avec les effets observés Corrélation entre l'évolution de la MRP et celle des captures

Selon l'état actuel des connaissances, la MRP est suivie de mortalités dans les cours d'eau ou parties de cours d'eau dans lesquels la température de l'eau atteint ou dépasse en continu la valeur moyenne journalière de 15°C pendant deux à quatre semaines. Les études menées sur la Langeten ont montré que la mortalité pouvait atteindre 90%. On ignore encore pour le moment si ce taux peut également être appliqué à d'autres rivières présentant d'autres conditions environnementales et d'autres niveaux de pollution.

Les mortalités dues à la MRP concernent surtout la tranche d'âge des estivaux. On peut alors observer un très net gradient au niveau des pertes subies par les populations le long du cours des rivières: Quand le seuil de température critique de 15°C n'est atteint que dans le cours inférieur, c'est là que l'on va observer une mortalité élevée des poissons des suites de la MRP, cependant que les poissons pourtant tout aussi infectés du cours supérieur plus froid restent en vie. Il est donc concevable que les pertes éventuelles entraînées par la maladie dans la partie inférieure des cours d'eau soient compensées par des apports venus de l'amont. Cet exemple montre bien qu'une infection par la MRP n'entraîne pas nécessairement de régression notable des populations ou des captures.

► *Relation spatiale entre MRP et captures:* Dans l'état actuel de nos connaissances, la MRP est plus largement répandue dans les cours d'eau du Moyen-Pays. C'est également dans cette région que l'on a observé la régression la plus nette des captures. Cette observation est cependant

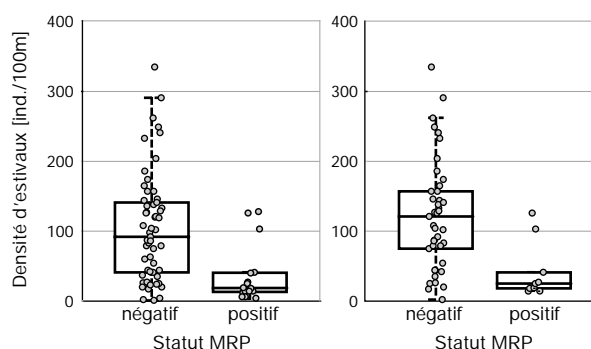


Figure 5.3.4: Densités d'estivaux dans les sites MRP-positifs et MRP-négatifs indiquées pour l'ensemble des cours d'eau (à gauche) ou uniquement pour ceux caractérisés par un colmatage modéré ou faible (à droite).

encore beaucoup trop générale pour établir une relation de causalité entre ces deux paramètres. L'étude estivale (voir hypothèse « Recrutement ») dans laquelle le statut de contamination par la MRP a été déterminé pour chaque site en même temps que sa densité d'estivaux, permet d'établir des corrélations plus spécifiques. Comme le montre la figure 5.3.4, les densités d'estivaux sont significativement plus faibles dans les cours d'eau contaminés par la MRP que dans ceux qui en sont exempts. Cette constatation est indépendante du degré de colmatage du fond de leur lit, colmatage au demeurant néfaste aux premiers stades de développement des poissons. Cette observation faite dans le cadre de l'étude de terrain sur les estivaux corrobore bien les résultats obtenus sur la Langeten. La question se pose maintenant de savoir si les pertes dues à la MRP se reflètent au niveau des captures. L'analyse statistique des données de cinq cantons sur les captures réalisées par les pêcheurs (exprimées en captures par unité d'effort, CPUE) et des relevés de présence de la MRP confirme l'existence d'une corrélation négative entre la présence de cette maladie et l'importance des captures [44]. La MRP a donc une répercussion négative sur le succès de la pêche.

► *Relation temporelle entre MRP et captures:* La MRP a été diagnostiquée pour la première fois en Suisse en 1979, c'est à dire à l'époque où la baisse des captures est clairement apparue aux observateurs. On ignore cependant tout de l'extension de la maladie dans les années 1980 et 1990 étant donné que la fréquence de la MRP n'était pas alors étudiée de façon ciblée mais que sa présence est uniquement attestée par des observations faites au hasard de campagnes de dépistage d'autres maladies. A partir des données dont nous disposons, il est donc impossible d'établir une relation tangible entre la MRP et le recul des prises de pêche.

### **Corrélation entre anomalies histopathologiques et importance des captures**

Comme nous l'avons déjà indiqué, on recense toute une série de cas dans lesquels une corrélation entre la présence d'anomalies d'ordre histopathologique dans les organes des poissons et un déclin des populations piscicoles peut être constatée sans pour autant que l'existence d'un rapport de causalité puisse être démontrée. Il n'est pas permis de transposer directement la gravité des dommages observés dans les organes au niveau supérieur d'organisation, c'est à dire à celui de l'organisme voire de la population, étant donné que les relations entre ces différents niveaux ne sont pas linéaires. On peut cependant supposer que des anomalies bénignes ou modérées n'entraînent pas la mort des poissons qui les présentent. Des variations de faible amplitude de l'histologie des organes sont susceptibles de se produire dans les habitats naturels et s'inscrivent plutôt dans le cadre des mécanismes normaux d'adaptation

des populations. Des anomalies importantes ou graves dépassent cependant ce cadre et sont très probablement associées à un affaiblissement des poissons qui se traduit par un ralentissement de la croissance, une baisse de la capacité de reproduction et une moindre résistance aux pathogènes. Certaines observations indiquent ainsi que les mortalités dues à la MRP sont plus importantes quand la qualité de l'eau est mauvaise que quand elle est bonne [45]. Si la gravité des lésions s'accroît encore, la mort des sujets concernés peut finalement survenir.

► *Relation spatiale entre anomalies histopathologiques et captures:* Des anomalies histopathologiques ont été observées aussi bien dans des cours d'eau caractérisés par une baisse des captures que dans des cours d'eau non concernés par ce phénomène. Ainsi par exemple, on a observé une régression des captures dans les cours d'eau du fond de la vallée du Rhin dans lesquels les poissons présentaient des organes visiblement modifiés alors que les cours d'eau des versants de cette vallée dans lesquels les organes des poissons ne présentaient que peu ou pas d'anomalies abritaient pour la plupart de bonnes populations de truites fario [35]. De la même manière, la Langeten dont les truites présentent des organes nettement altérés est sérieusement concernée par le problème de la baisse des prises de pêche. L'étude de biomonitoring menée dans le canton de Berne [38] a montré que les truites de l'Oberland, où les captures sont restées constantes, présentaient en général des organes bien moins atteints que celles des basses régions dans lesquelles un déclin plus grave de la pêche a été constaté. On rencontre cependant aussi dans le Moyen-Pays bernois des cours d'eau tels que le Lyssbach dans lesquels les truites présentent des anomalies très nettes au niveau des organes sans pour autant que les captures aient chuté.

Quand on tente d'établir une corrélation entre le degré d'atteinte des organes et un éventuel déclin de la pêche ou des populations piscicoles, on se heurte très souvent au problème des alevinages de truites de rivière. En effet, les mesures d'empoissonnement peuvent masquer les effets délétères de facteurs de stress sur les populations et donc empêcher la mise en évidence de rapports de cause à effet.

Dans l'ensemble, les résultats dont nous disposons sur la santé des poissons ne nous permettent pas de tirer de conclusions sur des effets négatifs éventuels sur l'importance des captures ou l'état des populations et ce, pour les raisons suivantes:

- Les symptômes observés au niveau des organes n'apparaissent pas uniquement dans les cours d'eau concernés par une baisse des captures mais également dans des cours d'eau affichant de bons rendements de la pêche ou abritant de bonnes populations de poissons.
- La sélection des cours d'eau étudiés n'a pas été effectuée au hasard.

- Pour bon nombre de cours d'eau étudiés, les prélèvements n'étaient pas suffisamment rapprochés dans l'espace et le temps pour permettre une bonne évaluation de l'état de santé des populations de poissons dans l'ensemble de la rivière ou sur une période prolongée. Les statistiques de pêche, au contraire, portent généralement sur tout un cours d'eau ou du moins sur de grandes parties de celui-ci de même que sur de longues périodes de temps. Les différences d'approche à la base des deux types de données rend les comparaisons difficiles.
- Les effets éventuels d'altérations de l'état de santé des poissons sur l'état des populations peuvent être masqués par la pratique très répandue de lâchers de poissons.
- *Relation temporelle entre anomalies histopathologiques et captures*: Nous ne disposons pas pour le moment de résultats en rapport avec une corrélation éventuelle au niveau temporel entre le degré d'atteinte des organes et le déclin de la pêche.

#### 5.3.4 Conclusions et questions en suspens

- *Maladies infectieuses*: Les données dont nous disposons montrent que la MRP est en mesure de compromettre le recrutement des populations de truites fario dans les cours d'eau ou parties de ceux-ci qui présentent un régime thermique favorisant son déclenchement (température estivale de l'eau supérieure à 15°C pendant deux à quatre semaines). La MRP peut donc contribuer au déclin de la pêche au niveau régional (rivière, bassin fluvial) ou même national.
- *Etat de santé général*: On constate une dégradation de l'état de santé général des poissons dans toute une série de cours d'eau suisses principalement situés dans le Moyen-Pays. Les causes des anomalies observées au niveau des organes sont apparemment diverses; il semble dans certains cas que les rejets de stations d'épuration soient impliqués. Il est fort probable que des lésions de moyenne importance ou graves se traduisent par une baisse de vitalité des poissons qui à son tour s'exprimerait par de moindres chances de survie et une limitation de la croissance et de la capacité de reproduction et contribuerait ainsi à une régression des populations piscicoles. Les atteintes à l'état de santé général des poissons semblent constituer un problème surtout local, mais les données disponibles à ce sujet sont encore trop lacunaires pour permettre de tirer des conclusions définitives.

#### 5.3.5 Mesures préconisées

##### Mesures visant l'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

La première action qui s'impose consiste à juguler l'extension de la MRP et à préserver les cours d'eau non encore contaminés. L'intégration de la MRP dans la liste des

épizooties à surveiller est un premier pas dans ce sens, de même que la demande expresse auprès des associations de pêche et des services cantonaux chargés des pêches de veiller à ne pas déverser de poissons MRP-positifs dans des cours d'eau jusque là épargnés. Avant de pouvoir formuler des recommandations plus avancées, il est nécessaire d'étendre le champ de nos connaissances sur la MRP en réalisant un certain nombre d'études.

Des études doivent être menées sur les sites sur lesquels une atteinte de la santé des poissons est notoire pour déterminer au cas par cas les causes des dysfonctionnements et prendre des mesures adéquates et adaptées aux conditions locales pour remédier à la situation. Il est de plus primordial d'effectuer les contrôles nécessaires pour s'assurer de la réussite des actions entreprises.

#### Besoins en matière de recherche

Il est absolument urgent de poursuivre les recherches sur la MRP. Les aspects à étudier en priorité sont le cycle de la maladie, les effets de divers paramètres environnementaux (qualité de l'eau, morphologie, etc.) sur l'importance des mortalités dues à la MRP et la détermination du moment d'alevinage le plus propice à une limitation des pertes par la MRP. A long terme, on peut se demander s'il ne serait pas judicieux de renoncer aux alevinages dans les cours d'eau dans lesquels intervient une reproduction naturelle pour y favoriser le développement d'une résistance à la MRP.

Il est également primordial de poursuivre les recherches sur l'importance, l'étendue et l'évolution temporelle des atteintes de l'état de santé des poissons dans les populations piscicoles des eaux suisses par le biais d'études de monitoring. C'est aux cantons et/ou à la Confédération qu'il revient de remplir cette mission de recherche.

Un effort de recherche doit d'autre part être fourni par rapport au calibrage des paramètres attestant de la santé des poissons: Des essais doivent être menés en laboratoire ou en conditions contrôlées sur le terrain dans le but d'évaluer la sensibilité de ces paramètres aux facteurs perturbateurs de l'environnement des poissons, l'importance de la réponse induite, la nature de la réponse face à des stress chroniques ou aigus et la vitesse à laquelle cette réponse disparaît après cessation du stress. L'objectif est en fin de compte d'obtenir comme en médecine humaine des valeurs de référence qui permettent de faire nettement la distinction entre un état pathologique et un état sain. A la lumière de ces nouvelles connaissances, les résultats de programmes de monitoring et de surveillance ne peuvent que gagner en pertinence.

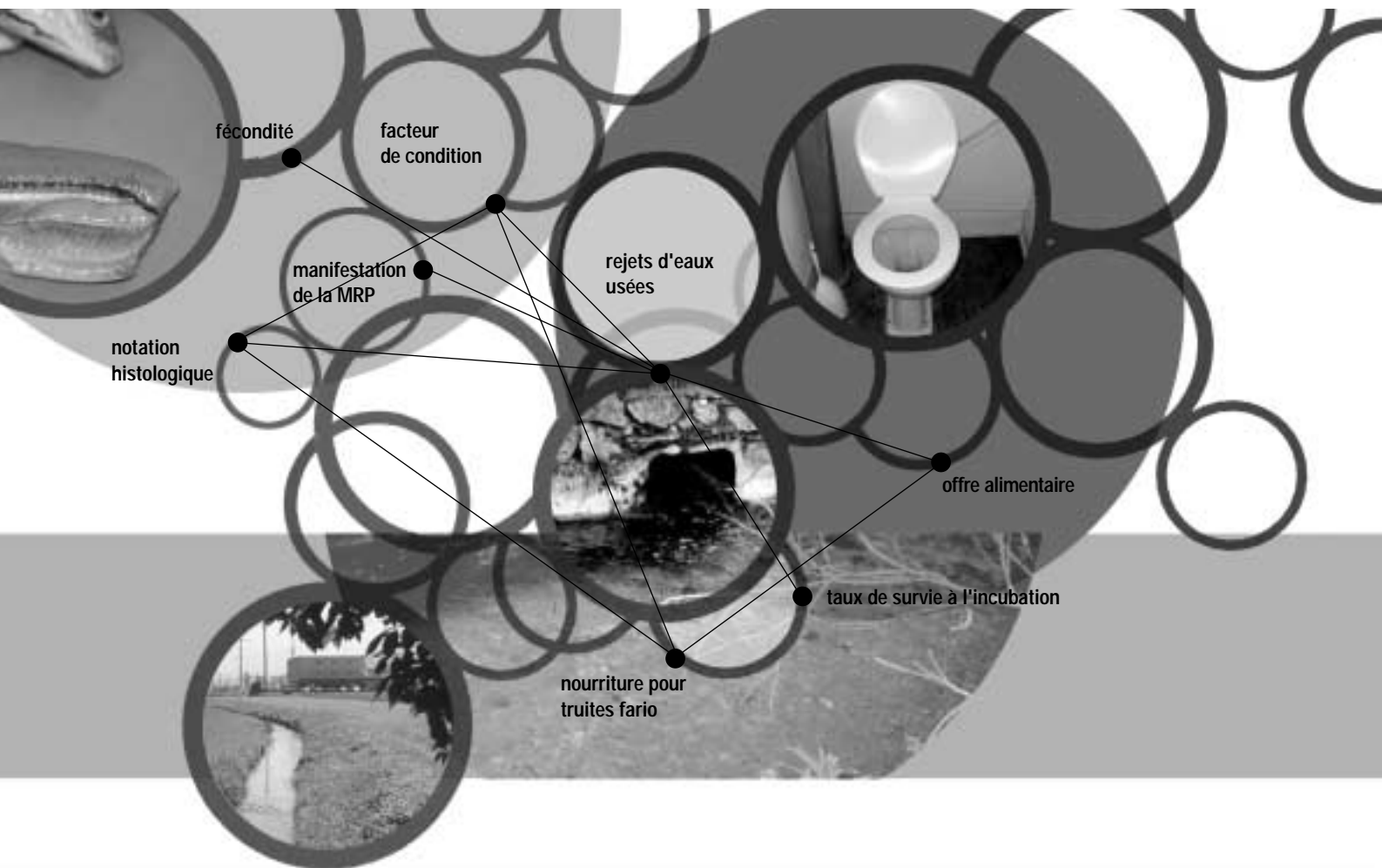
#### 5.3.6 Références bibliographiques

- [1] Beitinger TL & McCauley RW (1990) *Whole-animal physiological processes for the assessment of stress in fishes*. Journal of Great Lakes Research 16: 542-75.



- [2] Niimi AJ (1990) *Review of biochemical methods and other indicators to assess fish health in aquatic ecosystems containing toxic chemicals*. Journal of Great Lakes Research 16: 529–41.
- [3] Cash KJ, Gibbons WN, Munkittrick KR, Brown SB & Carey J (2000) *Fish health in the Peace, Athabasca, and Slave river systems*. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 8: 77–86.
- [4] Handy RD, Runnals T & Russell PM (2002) *Histopathologic biomarkers in three spined sticklebacks, Gasterosteus aculeatus, from several rivers in Southern England that meet the freshwater directives*. Ecotoxicology 11: 467–79.
- [5] Wahli T (2002) *Approaches to investigate environmental impacts on fish health*. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 22: 126–32.
- [6] Porter CM & Janz DM (2003) *Treated municipal sewage discharge affects multiple levels of biological organization in fish*. Ecotoxicology and Environmental Safety 54: 199–206.
- [7] Adams SM, Brown AM & Goede R, W. (1993) *A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field*. Transactions of the American Fisheries Society 122: 63–73.
- [8] Peakall DB (1992) *Animal biomarkers as pollution indicators*. Chapman and Hall, New York. pp. 291.
- [9] Whyte JJ, Jung RE, Schmitt CJ & Tillitt DE (2000) *Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure*. Critical Reviews in Toxicology 30: 347–570.
- [10] Munkittrick KR, McMaster ME, McCarthy LH, Servos MR & Van Der Kraak GJ (1998) *An overview of recent studies on the potential of pulp-mill effluents to alter reproductive parameters in fish*. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B 1: 347–71.
- [11] Karels A, Markkula E & Oikari A (2001) *Reproductive, biochemical, physiological, and population responses in perch (Perca fluviatilis L.) and roach (Rutilus rutilus L.) downstream of two elemental chlorine-free pulp and paper mills*. Environmental Toxicology and Chemistry 20: 1517–27.
- [12] Lundstroem J, Boerjespon H & Norrgren L (1999) *Histopathological studies of yolk-sac fry of Baltic salmon (Salmo salar) with the M74 syndrome*. Ambio 28: 16–23.
- [13] Suter GW, Barnthouse LW, Efromyson RA & Jager H (1999) *Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 2. Fish community*. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 589–98.
- [14] Adams SM, Beveljimer MS, Greeley MS, Levine DA & Teh SJ (1999) *Ecological risk assessment in a large river reservoir: 6. Bioindicators of fish population health*. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 628–40.
- [15] Schlenk D, Perkins EJ, Hamilton G, Zhang YS & Layher WG (1996) *Correlation of hepatic biomarkers with whole animal and population-community metrics*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 53: 2299–309.
- [16] Triebkorn R, Böhmer J, Braunbeck T, Honnen W, Köhler H-R, Lehmann R, Oberemm A, Schwaiger J, Segner H, Schüürmann G & Traunspurger W (2001) *The project VALIMAR: objectives, experimental design, summary of results, and recommendations for the application of biomarkers in risk assessment*. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 8: 161–78.
- [17] Siligato S & Böhmer J (2001) *Using indicators of fish health at multiple levels of biological organization to assess effects of stream pollution in southwest Germany*. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 8: 371–86.
- [18] Kloepper-Sams PJ, Swanson SM, Marchant T, Schryer R & Owens JW (1994) *Exposure of fish to biologically treated bleached-kraft effluent. 1. Biochemical, physiological and pathological assessment of rocky mountain whitefish (Prosopium williamsoni) and longnose sucker (Catostomus catostomus)*. Environmental Toxicology and Chemistry 13: 1469–82.
- [19] Roy LA, Armstrong JL, Sakamoto K, Steinert S, Perkins E, Lomax DP, Johnsson LL & Schlenk D (2003) *The relationship of biochemical endpoints to histopathology and population metrics in feral flatfish species collected near the municipal wastewater outfall of Orange County, California, USA*. Environmental Toxicology and Chemistry 22: 1309–17.
- [20] Modin J (1985) *Whirling disease in California: a review of its history, distribution, and impacts, 1965–1997*. Journal of Aquatic Animal Health 10: 132–42.
- [21] Schubiger C, Segner H & Wahli T (2003) *PKD: Die proliferative Nierenerkrankung bei Fischen*. Schweizer Archiv für Tierheilkunde 145: 471–81.
- [22] Knuesel R, Segner H & Wahli T (2003) *A survey of viral diseases in farmed and feral salmonids in Switzerland*. Journal of Fish Diseases 26: 167–82.
- [23] Hedrick RP, MacConell E & de Kinkelin P (1993) *Proliferative kidney disease of salmonid fish*. Annual Review of Fish Diseases 3: 277–90.
- [24] Foott JS & Hedrick RP (1987) *Seasonal occurrence of the infectious stage of proliferative kidney disease (PKD) and resistance of rainbow trout, Salmo gairdneri Richardson, to reinfection*. Journal of Fish Biology 30: 477–83.
- [25] Wahli T & Escher M (2000) *Verbreitung der proliferativen Nierenerkrankung (PKD) in der Schweiz*. Petri Heil 51: 23–25.
- [26] Wahli T, Knuesel R, Bernet D, Segner H, Pugovkin D, Burkhardt-Holm P, Escher M & Schmidt-Posthaus H (2002) *Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge*. Journal of Fish Diseases 25: 491–500.
- [27] Aqua-Sana (2002) *Bericht über die PKD-Verbreitung in ausgewählten Fließgewässern des Kantons Solothurn*. Im Auftrag der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Solothurn. pp. 9.
- [28] Feist SW, Peeler EJ, Gardiner R, Smith E & Longshaw M (2002) *Proliferative kidney disease and renal myxosporidiosis in juvenile salmonids from rivers in England and Wales*. Journal of Fish Diseases 25: 451–58.
- [29] Segner H & Braunbeck T (1988) *Hepatocellular adaptation to extreme nutritional conditions in ide, Leuciscus idus melanotus L. (Cyprinidae). A morphofunctional analysis*. Fish Physiology and Biochemistry 5: 79–97.
- [30] Segner H & Braunbeck T (1990) *Adaptive changes of liver composition and structure in golden ide during winter acclimatization*. Journal of Experimental Zoology 225: 171–85.
- [31] Hinton DE, Segner H & Braunbeck T (2001) *Toxic responses of the liver*. In: Target Organ Toxicity of Marine and Freshwater Teleosts. Schlenk D & Benson WH (eds), Taylor & Francis, London and New York. pp. 224–68.
- [32] Vethaak AD & Wester PW (1996) *Diseases of flounder Platichthys flesus in Dutch coastal and estuarine waters, with particular reference to environmental stress factors. 2. Liver histopathology*. Diseases of Aquatic Organisms 26: 99–116.
- [33] Holm P (1998) *The fish as bioindicator: the effect of environmental influences on selected molecules, cells and organs*. Habilitationsschrift, Universität Bern, Bern.
- [34] Bernet D, Schmidt H, Meier W, Burkhardt-Holm P & Wahli T (1999) *Histopathology in fish: Proposal for a method to assess aquatic pollution*. Journal of Fish Diseases 22: 25–34.
- [35] Bassi L, Baumann U, Eugster M, Hunziker HR, Keller T, Kindle T, Riederer R, Rüdiger T, Rühlé C & Zwicker E (2001) *Gesundheitszustand der Fische im Rheintal – Untersuchungen 1997 bis 2000*. Synthesebericht. Arbeitsgruppe Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, St. Gallen. pp. 131.
- [36] Bernet D (2000) *Problemfaktoren für die Alte Aare und ihren Fischbestand – Synthesebericht zum Workshop in Lyss vom 9./10. Mai 2000*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern. pp. 32.

- [37] Bernet D (2000) *Einfluss von Kläranlagen auf den Gesundheitszustand von Bachforellen*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern. pp. 23.
- [38] Bernet D (2003) *Biomonitoring in Fliessgewässern des Kantons Bern*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern. pp. 83.
- [39] Schmidt-Posthaus H (2003) *Problem Fischrückgang Langeten*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 94.
- [40] Bernet D (in Vorbereitung) *Effektstudie*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern.
- [41] Fanta E, Sant'Anna Rios F, Romao S, Vianna ACC & Freiberger S (2003) *Histopathology of the fish Corydoras paleatus contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54: 119–36.
- [42] Lafontaine Y de, Gilbert GL, Dumouchel F, Brochu C, Moore S, Pelletier E, Dumont P & Branchaud A (2002) *Is chemical contamination responsible for the decline of the copper redhorse (Moxostoma hubbsi), an endangered fish species in Canada?* *Science of the Total Environment* 298: 25–44.
- [43] Faller P, Kobler B, Peter A, Sumpster JP & Burkhardt-Holm P (2003) *Stress status of gudgeon (Gobio gobio) from rivers in Switzerland with and without input of sewage treatment plant effluent*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 2063–72.
- [44] Hüsler J, Collenberg M & Steiner N (2003) *Statistische Auswertung der Fischfangdaten des BUWAL*. Institut für Mathematische Statistik und Versicherungslehre (IMSV), Bern. pp. 31.
- [45] El-Matbouli M & Hoffmann RW (2002) *Influence of water quality on the outbreak of proliferative kidney disease – field studies and exposure experiments*. *Journal of Fish Diseases* 25: 459–67.



## 5.4 Hypothèse: La pollution chimique des eaux est responsable d'une dégradation de l'état de santé des poissons et du déclin de la pêche

Marc Suter, Peter Dollenmeier, Ueli Ochsenbein, Walter Giger

### Résumé

Les rejets chimiques urbains et industriels transitant par les stations d'épuration (STEP) ainsi que les eaux de ruissellement de voirie et de surfaces agricoles représentent une contrainte constante pour les milieux aquatiques. Ces nuisances ont diminué de manière sensible au cours des trois dernières décennies. Il n'en reste pas moins que des concentrations de pointe intervenant généralement lors de fortes pluies peuvent constituer de manière locale ou temporaire un risque plus élevé pour l'écosystème. Dans les rivières recevant avec un faible taux de dilution les effluents de stations d'épuration collectant les eaux de grands bassins, les substances à activité œstrogénique peuvent atteindre des concentrations proches des valeurs effectrices. Les données trop fragmentaires du degré de

pollution des rivières et des effets à long terme de ces substances rendent l'évaluation de l'influence de la qualité des eaux sur les populations piscicoles difficile. Dans des sites particulièrement exposés, il y a lieu de s'attendre à des effets néfastes sur l'état sanitaire des poissons. Pour Fischnetz, des mesures contribuant à réduire les pics de nitrites, ammonium, pesticides et autres produits polluants s'imposent. Il en va de même d'une amélioration de la biodégradation des produits chimiques émis dans l'environnement. L'introduction et la mise en application d'objectifs de qualité sont requises pour assurer une amélioration durable de la qualité de l'eau.

### 5.4.1 Introduction et définition du problème

Les rivières subissent depuis le milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle une pollution croissante par des substances synthétiques. Comme une grande partie de ces substances ne sont pas entièrement dégradables, on les retrouve associées à d'autres substances résiduelles dans les eaux et les sédiments. En outre, de par ses activités, l'homme contribue à y introduire des substances d'origine naturelle (tel le

Fig. 5.4.1: Les polluants chimiques véhiculés par les eaux usées influent sur les ressources alimentaires des poissons et sur leur état de santé (facteur de condition et notation histologique). Ils agissent d'autre part sur la fertilité des femelles et sur la survie des œufs incubés.

phosphate rejeté dans la nature sous forme de purin et qui se retrouve dans les eaux dans des concentrations plus élevées). Il en résulte une pollution de l'eau par des centaines de substances, dont seules certaines ont été identifiées ou ont fait l'objet d'investigations toxicologiques. Ces lacunes dans nos connaissances génèrent un malaise face à cette pollution en rapport d'une part avec les effets néfastes pour l'homme et d'autre part avec les effets à long terme sur l'environnement. Les perturbations de l'écosystème imputables aux effets toxiques des substances en solution dans l'eau sont aussi à considérer comme un avertissement sur les risques potentiels pour la santé humaine.

Les études menées dans le cadre de cette hypothèse visaient à déterminer si les substances rejetées dans l'eau par l'homme entraînaient des maladies chez les truites fario et d'autres organismes aquatiques et dans quelle mesure elles pouvaient être incriminées dans le déclin des populations.

En dehors de Fischnetz, des centaines de scientifiques se penchent à travers le monde sur les effets des substances chimiques sur les poissons et organismes aquatiques. De ce fait, l'étude de la présente hypothèse a pu profiter encore

plus que les hypothèses concurrentes de ces acquis. A l'inverse, les scientifiques de Fischnetz ont à leur tour contribué au succès de projets communs (par exemple dans le cadre du programme européen COMPREHEND) [1].

Pour cette hypothèse portant sur la pollution des eaux par des substances chimiques, les objectifs suivants étaient prioritaires:

- ▶ Relevé de substances pouvant poser problème et susceptibles d'être rejetées dans l'eau. Parmi ces substances figurent notamment des substances persistantes, s'accumulant dans les organismes, de même que des substances particulièrement toxiques.
- ▶ Détection analytique de substances à risques dans les eaux courantes ou dans les poissons et étude des relations entre les taux de pollution et les effets biologiques ainsi qu'une évaluation des risques pour les organismes aquatiques.
- ▶ Propositions de mesures pour la réduction des risques pour les organismes aquatiques et pour l'amélioration de la qualité de l'eau.

**Effets toxiques des substances**

Il est probable que toute exposition à des substances sous une forme donnée entraîne une réaction de l'organisme. L'expérience montre que cette réaction est maîtrisée dans la plupart des cas par les mécanismes de protection et de compensation. L'effet est considéré comme étant « physiologique », il est donc réversible et ne fait apparaître aucun impact sur l'organisme et ses capacités. Pour Fischnetz, ce sont les exceptions qui retiennent l'attention, comme par exemple les substances agissant sur les hormones ou les substances biologiquement très réactives. Lorsque l'exposition atteint un seuil critique, certains effets peuvent s'exprimer et occasionner une perturbation fonctionnelle ou des modifications pathologiques d'organes, lesquelles peuvent entraver les capacités de l'organisme ou ses aptitudes à réagir à d'autres sollicitations. Dans bien des cas, les effets ne sont plus réversibles. On parle alors d'effets toxiques ou « adverses ».

Les paramètres d'une exposition (concentration des substances, durée, intervalles entre les expositions ainsi que les conditions annexes telles que la température de l'eau, l'espèce concernée, l'état nutritionnel et sanitaire et l'âge des poissons) influent sur la toxicité d'une substance sur les organismes. En toxicologie, on distingue entre des réactions aiguës, « sub-aiguës » et chroniques (tableau 5.4.1).

▶ *Seuils de toxicité*: Des analyses portant sur des centaines de substances ont montré que la plupart des substances ne donnaient lieu à aucune réaction toxique chez les organismes aquatiques tant que leur concentration restait inférieure à 1 µg/l (significative dans 99% des cas). Cette règle permet de formuler des priorités lors de l'évaluation des risques. Parmi les exceptions à cette règle, il convient de

Effets aigus	Les effets aigus interviennent déjà en l'espace de quelques heures après la pollution. Ils s'accompagnent d'une mortalité et de troubles du comportement très manifestes. Les substances impliquées dans ces effets aigus en milieu aquatique émanent principalement de déversements accidentels (purin, fuites diverses, etc.).
Effets subaigus	Les effets toxiques subaigus ne se manifestent qu'après quelques semaines d'exposition à la pollution. Ils résultent le plus souvent de l'action prolongée d'une substance, de la bio concentration ainsi que d'un dérèglement du métabolisme induit par la quantité de ces substances nocives. Ces effets se traduisent par diverses irritations et des défaillances d'organes (par exemple inflammations, effets neurotoxiques « lents »), par des impacts sur le fonctionnement hormonal ou par des grossissements d'organes. Ces effets subaigus impliquent dans la nature une exposition au moins saisonnière aux polluants (p.ex. pesticides, engrais).
Effets chroniques	Les actions toxiques à caractère chronique ne s'expriment qu'après des mois, voire des années d'exposition continue aux pollutions. Elles se reflètent dans les effets à long terme des substances. Aux effets subaigus viennent s'ajouter des actions insidieuses perturbant les cellules suite à des dérèglements génétiques et du système immunitaire. Les effets chroniques illustrent la toxicité potentielle d'une substance. Les substances qui dans la nature participent aux actions toxiques à caractère chronique sont présentes en permanence. Elles proviennent le plus souvent des ménages et des entreprises ou alors peuvent également émaner de stockages divers (décharges, sédiments) dont elles sont lessivées.

Tab. 5.4.1: Différents scénarios d'exposition.

<b>Principaux domaines d'application</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Agglomérations et ménages</li> <li>- Agriculture</li> <li>- Industrie</li> <li>- Utilisation à grande échelle spatiale (par exemple circulation automobile)</li> </ul>
<b>Elimination par:</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Station d'épuration (STEP)</li> <li>- Décharges (DEC)</li> <li>- Usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM)</li> <li>- Emissions diffuses, générales, et rejets dans l'environnement souvent incontrôlés (ED)</li> </ul>

Tab. 5.4.2: Domaines d'application et sources des substances d'origine anthropique

mentionner des produits chimiques aux effets spécifiques, tels les biocides, les médicaments et les produits agrochimiques.

► *Effets de mélange*: Des expérimentations par exposition en laboratoire ne peuvent que partiellement rendre la situation en conditions naturelles, car dans leurs habitats aquatiques les poissons sont exposés à un grand nombre de produits polluants d'origine naturelle et anthropique. Un mélange de plusieurs substances présentant les mêmes mécanismes réactifs peut se traduire par des impacts [2], alors que les composantes individuelles sont présentes en concentrations assez faibles pour les soustraire à toute réaction perceptible. Pour une évaluation des risques il convient de ce fait d'appréhender ensemble les substances dotées de mécanismes réactifs similaires.

### Sources de contamination chimique

Les substances d'origine anthropique sont utilisées dans quatre principaux domaines d'application et sont à nouveau « éliminées » par quatre procédés principaux (tableau 5.4.2)

Comme les émissions transitant par les décharges ou par des incinérateurs ne figurent pas parmi les principaux agents en matière de pollution des eaux, ce sont en premier lieu les substances rejetées par les stations d'épuration et par libération diffuse dans l'eau qui jouent un rôle important pour les rivières (tableau 5.4.3).

### Rejets dans l'eau sous formes diffuses

Les rejets introduits dans l'eau sous forme diffuse constituent une grande partie des substances détectables de manière analytique. Ils proviennent essentiellement de l'agriculture, mais aussi des agglomérations, des réseaux routiers et ferroviaires ainsi que de la circulation automobile. Une source importante de rejets diffus est le transport à longue distance de produits polluants, tels les PCBs (polychlorobiphényles) et le PFOS (perfluorooctane sulfonate).

Une partie des substances émises se retrouve dans les rivières, une partie est dégradée et une troisième partie résidera dans le sol sur une période plus longue. L'érosion pourra remettre ultérieurement en circulation des substances

ainsi fixées et qui finiront dans les rivières (voir hypothèse « Sédiments fins »).

Les pesticides employés par l'agriculture sont répandus de manière saisonnière et spécifique sur certaines cultures. En plus des zones labourées, des substances parfois identiques sont utilisées dans les jardins, les peintures extérieures ou encore la protection contre l'envahissement végétal de toits plats.

### Rejets de substances dans l'eau par les STEP

Outre la température, la saturation en oxygène et le pH qui peuvent influencer négativement sur le développement des poissons (voir hypothèses « Recrutement » et « Température »), certaines substances en provenance des stations d'épuration peuvent avoir un impact sur les populations de poissons. Dans une étude engagée par l'OFEFP, il a pu être montré que pour la plupart des 41 stations d'épuration étudiées, la biomasse des truites fario en aval du point de rejet des effluents de STEP était inférieure à celle relevée à l'amont [3]. D'un autre côté, certaines espèces de poissons peuvent aussi profiter des rejets en provenance des stations d'épuration. C'est ainsi que la biomasse en poissons défalquée de celle des truites et des ombres en aval d'une station dépassait de 24% celle enregistrée en amont, ce qui était imputable à la meilleure offre en éléments nutritifs, une moindre pression de prédation et l'absence de concurrence [3]. En revanche, on a observé dans des proportions significatives une plus forte infection bactériologique chez les truites fario en contrebas des stations par rapport aux taux observés en amont [4].

Les stations d'épuration jouent également un rôle comme source ponctuelle de nitrites (voir ci-dessous) et de

Source	Groupes de substances (exemples)	Elimination
Agglomérations et ménages	Rejets biologiques (produits alimentaires, rejets d'origine fécale), cosmétiques et détergents, produits pharmaceutiques, produits chimiques du bâtiment (colorants, vernis, fixateurs, protection du bois), produits chimiques pour le jardinage	STEP ED DEC UIOM
Agriculture	Rejets d'origine biologique (rejets d'origine fécale), engrais, produits phytosanitaires (insecticides, herbicides, fongicides), produits vétérinaires	STEP ED
Industrie	Produits chimiques industriels (plastiques, colorants, vernis, substances d'oxydation et de réduction, sels métalliques, détergents, anticorrosifs, biocides)	DEC STEP UIOM
Utilisation à grande échelle	Huiles de moteur, pneus, plastiques, produits de combustion, produits chimiques du bâtiment	ED UIOM DEC

Tab. 5.4.3: Origine, nature et type d'élimination de quelques substances d'origine anthropique. Les principales options pour l'élimination figurent en caractères gras.

substances organiques à l'état de traces. C'est ainsi que des détergents, des inhibiteurs de corrosion, des médicaments et des hormones stéroïdes naturelles ou synthétiques sont rejetés par les canalisations dans les stations d'épuration. Les composés non persistants sont dégradés en fonction des capacités d'épuration des stations. La composition des effluents domestiques peut être estimée sur la base des données de consommation et des connaissances du comportement et des flux des substances à l'état de trace (projets partiels 99/24, 00/21, 02/01) [5, 6]. La quantité d'eaux usées domestiques peut être évaluée à partir du nombre d'habitants au sein du réseau de collecte. La différence par rapport aux équivalents-habitants d'une STEP correspond à la part des effluents d'origine industrielle. Cette dernière peut être déterminée par une analyse détaillée des établissements raccordés au réseau.

La part des eaux domestiques épurées peut être estimée pour les ruisseaux et les rivières grâce à des traceurs conservatifs. Cette technique fait appel au bore comme substance présente dans les détergents, à la caféine [7], ainsi qu'à l'ammonium comme nutriment non conservatif communément relevé [8].

#### Comportement des substances dans l'environnement

Une fois parvenues dans le milieu naturel, les substances chimiques organiques et inorganiques sont impliquées dans un grand nombre de processus de transport, de transfert et de transformation, lesquels influencent les concentrations des polluants dans les différents compartiments. Lors du transport par un agent de l'environnement (eau, air, aérosols, poussières) et lors du transfert d'un compartiment à un autre (tels que la fixation sur des particules solides, la sédimentation ou le rejet dans l'atmosphère), les substances ne changent pas de composition chimique. En revanche, les processus de transformation s'accompagnent de modifications chimiques et biochimiques débouchant sur des substances intermédiaires (métabolites) et finalement des produits terminaux (gaz carbonique, nitrate, méthane, ammoniac). Les substances peuvent également être incorporées dans la biomasse. Les transformations biochimiques dominent dans les milieux aquatiques et terrestres, alors que dans l'atmosphère, ce sont les réactions photochimiques qui régissent. Les processus de transformation (voies et vitesses de réaction) sont régis par des lois permettant des prévisions qualitatives.

La polarité d'une substance joue également un rôle important. Elle peut être indiquée approximativement par le degré de solubilité. Les composés très solubles (hydrophiles) sont transportés par l'eau et peuvent être lessivés à partir de substances solides. Les substances hydrophobes ou lipophiles peu solubles ont tendance à s'accumuler dans des phases solides telles que les boues d'épuration, le sol et la matière vivante comme les tissus adipeux des organismes

aquatiques. Dès lors que des produits toxiques se sont déposés dans les sédiments, on est confronté à la possibilité de pollution chronique de l'eau par relargage.

#### Substances à problème

##### *Substances actives à basse concentration*

► *Les substances persistantes accumulables* ne sont que difficilement, voire non biodégradables (substances vPvB). Si ces substances sont de plus faiblement moléculaires (<700 Dalton) et solubles dans les graisses, elles sont dissoutes dans les tissus adipeux des organismes et s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Plus le niveau d'un organisme dans cette chaîne est élevé, plus la concentration de substances bioaccumulables dans ses tissus adipeux sera forte (voir Projets partiels 99/32 et 99/33). Si de surcroît ces substances persistantes et fortement bioaccumulables ont un effet toxique, elles peuvent affecter des organismes exposés de façon chronique à des concentrations encore très faibles (substances de type PBT).

Les substances PBT et vPvB sont considérées comme les substances « à problème » par excellence. Car à partir du moment où une substance rejetée séjourne des années ou même des décennies dans la biosphère, elle représente un risque particulier. L'utilisation de ces substances et leur libération sont soumises à une réglementation de plus en plus sévère. La substitution de ces substances qui s'impose va cependant prendre des décennies. Comme exemple d'actualité, on peut mentionner les éthers diphenyliques polybromés. Ils sont utilisés comme produits ignifuges dans les plastiques et sont relâchés par ces derniers selon un processus très lent. Par bio-accumulation, ils se concentrent dans le foie des truites fario à des taux cent fois supérieurs à ceux de leur habitat aquatique [9].

► *Les substances cancérigènes, mutagènes ou embryotoxiques* ainsi que les produits dérivés sont hautement réactifs et réagissent avec certains constituants cellulaires des sujets exposés. De ce fait, ils peuvent générer des troubles génétiques dans ces organismes, déclencher un cancer et perturber le développement. Dans les années 80, on pouvait encore rencontrer en Allemagne en aval de grands centres industriels des substances tels que des hydrocarbures aromatiques polycycliques ou des polychlorobiphényles à des concentrations très élevées. Il est donc probable que localement des substances à caractère mutagène ou cancérigène puissent se retrouver dans des rivières. Parmi les sources possibles, on peut citer les pollutions avec des hydrocarbures aromatiques polycycliques (provenant par exemple de l'asphalte, des particules de diesel) ou encore des rejets de nitrites qui favorisent la formation de nitrosamines. Mais si les substances mutagènes agissent à de faibles concentrations sur les différentes cellules de l'organisme, leurs effets à l'échelle d'une population piscicole sont très probablement négligeables.

► *Les hormones environnementales sont des composés chimiques* agissant de manière directe ou indirecte sur le système hormonal. Elles sont tenues pour responsables d'un grand nombre d'effets allant du déclenchement de la synthèse de vitellogénine chez des poissons mâles jusqu'aux modifications des gonades de poissons (voir hypothèse « Reproduction »). Presque toute l'activité œstrogénique en aval des rejets des STEP est due à l'élimination imparfaite de l'œstrogène naturel et du 17 $\alpha$ -éthinyloestradiol synthétique (EE2), le réactif des contraceptifs hormonaux, lors de l'épuration. Plusieurs études ont montré que des poissons prélevés en aval des rejets de stations d'épuration étaient plus souvent affectés par des mutations sexuelles que des poissons d'échantillons de contrôle [10]. Une relation a déjà été mise en évidence entre la faiblesse de la reproduction et les expositions prolongées des poissons aux rejets des stations d'épuration [11]. De même, des expérimentations avec des jeunes truites arc-en-ciel exposées à de l'EE2 se sont traduites par une baisse de fertilité [12]. L'influence d'hormones environnementales sur les populations de poissons n'a pu, en revanche, être démontrée de manière claire, même si des modèles comme par exemple pour le vairon (Fathead Minnow) font apparaître une croissance zéro à partir de concentrations de 3 ng/l d'EE2 [13].

Plus de 500 produits chimiques sont actuellement soupçonnés de perturber le système endocrinien [14], parmi lesquels l'œstrogène naturel 17 $\beta$ -estradiol (E2) et l'œstrogène synthétique 17 $\alpha$ -éthinyloestradiol (EE2) présentent la plus forte activité hormonale. Des concentrations de 0,1 ng/l d'EE2 ou de 1 ng/l/E2 ont entraîné une concentration plus élevée en vitellogénine dans des truites arc-en-ciel mâles [15]. Le nonylphénol, l'hormone environnementale anthropique la plus connue, n'a par rapport à l'E2 qu'une activité œstrogénique relative de  $2,5 \times 10^{-5}$  [1].

#### *Substances à toxicité biologique intentionnelle*

► *Les pesticides* (ou produits phytosanitaires) font partie des substances qui par principe sont introduites de manière ciblée dans l'environnement. En fonction de leurs propriétés, des doses utilisées et du contexte local, elles peuvent se retrouver dans les eaux superficielles par rejets diffus ou suite à des erreurs de manipulation, et à un degré moindre par contamination ponctuelle, par exemple par le biais des stations d'épuration. Comme les pesticides peuvent influencer la microfaune aquatique, il est également probable qu'ils agissent sur les poissons. Une étude minutieuse des rivières des plaines d'Allemagne du Nord a montré que la part des invertébrés physiologiquement sensibles était plus faible dans les eaux polluées par des pesticides que dans les eaux non polluées [16]. Il est aussi très instructif d'observer que des espèces dont le temps de génération est long sont plus rares dans les eaux polluées

que dans les eaux propres. Les concentrations en pesticides enregistrées dans les eaux correspondaient au domaine sub-létal, si l'on se réfère aux sensibilités affichées par des invertébrés en laboratoire. Les résultats de l'étude montrent que des concentrations sub-létales de pesticides peuvent modifier les communautés des eaux courantes. Plus les teneurs en pesticides augmentent, plus on note une tendance à une diminution de la diversité du zoobenthos [17].

► *Les agents biocides* ont pour vocation de supprimer des organismes indésirables. Dans la communauté européenne, on compte 850 produits biocides. Leur nombre devrait fortement baisser dans les années à venir par l'entrée en vigueur de nouvelles dispositions légales. Parmi les produits toxiques pour les poissons, on connaît trois agents qui appartiennent tous à la famille des alkyles d'ammoniums quaternaires. Les poissons peuvent être affectés indirectement par des agents biocides: des substances appartenant aux algicides, insecticides et autres réduisent l'offre alimentaire des poissons et agissent ainsi indirectement sur la population de poissons. Les recherches effectuées dans le cadre de Fischnetz ne permettent cependant pas de conclure à une insuffisance des ressources alimentaires pour le maintien des peuplements piscicoles (voir hypothèse « Offre alimentaire »). Certains biocides, en particulier les algicides inhibant la photosynthèse ont une telle toxicité que même des concentrations inférieures à 1  $\mu\text{g/l}$  présentent un effet sur les algues. Les substances antifouling autorisées dans les peintures de coques agissent sur les animaux à partir de concentrations de 1  $\mu\text{g/l}$ . Un impact sur la faune par ces substances n'est guère probable. La concentration des autres biocides dans les milieux aquatiques est très faible et leur influence sur les poissons est donc négligeable.

► Une partie des *médicaments utilisés en médecine*, dans le domaine vétérinaire et dans l'élevage peuvent se retrouver dans l'eau par le biais des excréments soit sous leur forme active ou sous la forme de métabolites actifs. Des déversements dans des stations d'épuration peuvent afficher des teneurs si élevées que des effets biologiques sont possibles [18]. Des analyses chimiques ont permis de détecter des antibiotiques, des hypolémiantes et d'autres médicaments couramment utilisés dans les eaux épurées et autres eaux superficielles. Les concentrations étaient toutefois trop faibles pour pouvoir avoir un impact sur les poissons [19–21].

#### *Autres substances à problème*

► *Les métaux lourds* sont présents naturellement à l'état de trace dans les milieux aquatiques. En tant qu'éléments traces, un bon nombre d'entre eux sont essentiels à la vie. Leur absence se traduit par des carences. Les métaux lourds émanant des surfaces agricoles ou des eaux usées urbaines ou industrielles peuvent avoir des effets toxiques sur les

poissons et autres organismes aquatiques à partir de certaines concentrations. C'est pourquoi la loi sur la protection de l'eau a établi des seuils pour les différents métaux lourds [22].

► Les animaux réagissent de manière très diverse à de hautes teneurs en nitrites, telles que pouvant être mesurées en aval des stations d'épuration. Les larves et alevins sont beaucoup plus sensibles aux nitrites que ne le sont des animaux plus âgés [23]. Il convient aussi de noter qu'en présence d'amines et d'amides nitrosables, les nitrites peuvent donner lieu à des composés N-nitrosés carcinogènes. Mais seules des concentrations en nitrites plus élevées émanant de pannes ou de débordements d'eaux de pluies peuvent présenter une toxicité aiguë.

#### 5.4.2 Observations faites en Suisse

##### Pollution chimique actuelle

Dans la décennie de 1989 à 1998, on a dénombré 1697 cas de morts de poissons. Le purin et les eaux usées en étaient la cause principale comme par le passé. La tendance dans le long terme fait toutefois apparaître avec 170 cas relevés par an une nette amélioration au cours des dernières années par rapport aux périodes antérieures [24]. Le nombre de ces accidents est trop faible pour pouvoir attribuer le déclin des populations piscicoles à de tels phénomènes ponctuels.

Dans une étude minutieuse portant sur la rivière Allaine (JU), les auteurs ont conclu que les principales perturbations des communautés aquatiques sont à mettre à l'actif d'une pollution chronique des milieux aquatiques ainsi que des effluents de pointe en provenance des canalisations et de rejets de pesticides des surfaces agricoles [25].

D'après cette étude, la pollution chronique de l'Allaine est la résultante de diverses substances toxiques tels des métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des solvants, des insecticides, des herbicides et des fongicides. Ces substances sont en partie fixées aux sédiments, mais elles peuvent être relarguées au moment

des hautes eaux et peuvent exercer des effets toxiques annexes sur les poissons et autres organismes aquatiques. Des débordements de stations d'épuration lors de pluies d'orage se traduisent dans l'Allaine par des concentrations nettement plus élevées d'éléments toxiques et d'autres substances.

Les auteurs en ont conclu que ces concentrations de pointe intervenant régulièrement peuvent être très problématiques pour des organismes sensibles et qu'on peut leur attribuer l'absence de diverses espèces dans l'Allaine. Selon cette étude, outre le macrobenthos, ce sont aussi les petits poissons sensibles qui souffrent des effets négatifs de ces débordements.

##### Composés azotés

La loi sur la protection de l'eau exige que la qualité de l'eau doive être telle, que les concentrations en nitrites et en ammonium n'entravent pas la reproduction et le développement d'organismes sensibles comme par exemple les salmonidés [22]. L'OFEP a fixé comme objectif des concentrations de 0,02 à 0,1 mg/l NO<sub>2</sub>-N pour les teneurs en nitrites des rivières à salmonidés, en fonction des concentrations en chlorures [26]. La concentration en nitrites de bon nombre de rivières du Plateau suisse reste élevé et n'est pas en conformité avec les objectifs de l'OFEP.

En particulier, une augmentation sensible des concentrations en nitrites est souvent relevée en aval des STEP, ce qui se traduit par une dégradation de la qualité de l'eau [25, 27–29]. Alors que les teneurs en nitrites des STEP modernes respectent généralement le seuil de 0,3 mg/l NO<sub>2</sub>-N imposé pour des prélèvements journaliers cumulés, des prélèvements ponctuels peuvent attester de fluctuations très marquées et dont les pointes peuvent nettement dépasser les normes (figure 5.4.2). Dans les faits, les objectifs visés ne sont atteints que dans les sections amont non perturbées des rivières ainsi qu'au débouché des lacs [27].

Les concentrations de nitrates couramment relevées dans les eaux superficielles n'atteignent pas des niveaux qui les rendraient toxiques même pour les organismes aquatiques sensibles [30]. L'ordonnance sur la protection des eaux a fixé comme seuil une teneur de 5,6 mg/L NO<sub>3</sub>-N applicable pour les cours d'eau servant à la production d'eau potable.

##### Pesticides

Dans le cadre du projet Fischnetz, on a procédé en 2002 à une analyse des teneurs en pesticides dans les rivières d'étude de la Venoge, de l'Emme, du Necker et du Liechtensteiner Binnenkanal – LBK (projet partiel « Domaines d'étude » 00/16) [31]. Pour appréhender le degré de pollution de ces rivières, des études d'accompagnement ont au préalable également documenté les caractéristiques des surfaces agricoles de leur bassin versant. Les épandages de pesticides affectent surtout les champs labourés, les

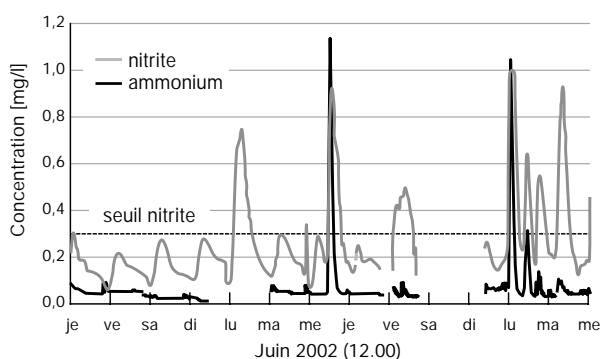


Fig. 5.4.2 Evolution des teneurs en nitrites et en ammonium dans les effluents épurés pendant 13 jours au mois de juin 2002. Les pics de concentration résultent de déversements après des pluies d'orages ou de variations de composition des eaux usées à traiter par la STEP. La ligne en tirets reproduit les normes en vigueur de 0,3 mg/L NO<sub>2</sub>-N (Source: Amt für Umweltschutz SG, Mesures 2003).



Pesticide	PNEC poissons (µg/l)	Objectif de qualité (EQS) (µg/l)	Canton de Zurich 1999–2001 (µg/l)	Canton d'Argovie 2001 (µg/l)	PNEC dépassée?	Objectif de qualité (EQS) atteint?
Atrazine	20	0.2	1.49	0.66	non	non
Deséthylatrazine	*	*	0.3	0.17	*	*
Terbutylazine	*	*	1.23	0.15	*	*
Métamitron	*	*	2.58	2.24	*	*
Isoproturon	10	0.3	8.44	10.0	non (ZH), oui (AG)	non
Diuron	3.3	0.006	1.12	–	non	non
Linuron	*	*	0.35	0.37	*	*
Ethofumésate	*	*	0.71	0.49	*	*
DEET	*	*	7.31	0.14	*	*
Diazinon	0.9	0.002	0.30	0.10	non	non
Propachlore	*	*	1.02	–	*	*
Métazachlore	*	*	0.32	0.11	*	*
Métolachlore	10	0.1	1.34	0.22	non	non

Les valeurs de la PNEC et des EQS proviennent du rapport sur les pesticides du projet partiel Domaines d'étude [31], \* = pas de données PNEC et EQS  
**Tab. 5.4.4 Teneurs maximales en pesticides mesurées dans les rivières des Cantons d'Argovie et de Zurich, et estimation du risque pour les poissons (PNEC) et les écosystèmes (EQS).**

vignes et les vergers intensifs, la contribution la plus significative à cette forme de pollution étant celle des champs. Les herbages permanents dont les surfaces sont du même ordre de grandeur que les champs n'accueillent cependant que des quantités beaucoup plus limitées de pesticides.

La part de labours dans les surfaces agricoles varie de manière très sensible d'un bassin à un autre: ainsi la Venoge et l'Emme sont caractérisées par une forte proportion de labours contrairement au bassin du Necker où ces derniers n'occupent qu'une faible surface. Sur la base de ces constats, on peut s'attendre à ce que la pollution par les pesticides de la Venoge et de l'Emme soit nettement supérieure à celle du bassin du Necker. De telles données font défaut pour le LBK.

Les rivières de la Venoge et de l'Emme affichent effectivement des fortes teneurs en pesticides, contrairement au Necker et au LBK dont les taux observés sont très modestes. A titre d'exemple, on peut noter les taux maxima en atrazine (traitement du maïs) de 0,76 µg/l et de 0,73 µg/l relevés respectivement dans la Venoge et l'Emme.

Pour appréhender le risque d'impact des pesticides sur les poissons et l'écosystème aquatique, on a procédé à une comparaison des différentes PNEC (Predicted No Effect Concentration) avec les taux maxima enregistrés (Cmax, « Worst case scenario ») et les concentrations moyennes (Cmed, médiane). Ces estimations n'ont cependant pas pris en compte les effets synergiques susceptibles de se manifester par combinaison de différents pesticides. Comme paramètres complémentaires, on a fait appel aux objectifs de qualité (valeurs EQS) pour appréhender la qualité de l'habitat aquatique.

Pour la plupart des pesticides analysés, les concentrations relevées et les valeurs de la PNEC n'étaient pas susceptibles de générer des risques pour les poissons (Cmax/PNEC poissons < 1). Seul le cas du tébutame dont un échantillon prélevé dans la Venoge affichait une Cmax de 1,6 présentait un risque quelque peu élevé.

Un risque plus élevé pour l'écosystème aquatique existe pour la Venoge et l'Emme par rapport aux pesticides suivants (évalués sur la base du Cmax): atrazine, diazinon, diuron et métolachlore. En se référant aux concentrations de Cmed, un risque potentiel pour l'écosystème aquatique apparaît dans le cas du diuron (Venoge) et du diazinon (Venoge, Emme).

A l'échelle saisonnière, on a également relevé lors d'une autre campagne de mesures un risque émanant de l'atrazine et du métolachlore et en partie de l'isoproturon [32]. Ces études ont mis en évidence une pollution modérée mais assez fréquente par le diazinon et le diuron s'accompagnant donc d'un risque plus élevé pour l'écosystème aquatique.

D'autres rivières ou milieux récepteurs des eaux des stations d'épuration font l'objet d'analyses de pesticides

Pesticide	Atrazine	Isoproturon	Métamitron	DEET	Ethofumésate	Métolachlore	Simazine
Concentration maximale (µg/l)	25	64	35	2	12	12	7

**Tab. 5.4.5 Analyse d'échantillons composites bimensuels émanant des rejets de sept STEP du canton de Berne (Période d'avril à octobre 2002).**

effectuées par les services cantonaux. Dans les cours d'eau préalpins, ces concentrations sont très modestes [33] contrairement au Jura [25] et au Plateau suisse où des pesticides ont régulièrement été détectés [17, 33–38]. C'est notamment pendant les périodes d'épandage de mars à juin ainsi que lors de fortes pluies que des concentrations plus élevées peuvent apparaître dans les rivières. Les résultats de l'an 2001 du Canton d'Argovie [34] montrent que sur 76 produits visés par les analyses, 33 ont pu être répertoriés. Des résultats similaires ont également été obtenus pour les cantons de Zurich [35–37] et de Vaud [17]. L'estimation du risque pour les rivières des cantons de Zurich et d'Argovie fait apparaître que certains pesticides représentent un risque non négligeable (tableau 5.4.4). Pour les mêmes pesticides, un tel risque a également été documenté dans d'autres études [31,32]. Comme certaines données de PNEC et d'EQS font défaut, on n'a pas pu appréhender pour tous les produits mesurés le risque qu'ils présentaient ou leur impact sur la qualité de l'eau (tableau 5.4.4). Par ailleurs, comme il s'agit de prélèvements ponctuels, on ne peut exclure l'émergence de concentrations plus fortes.

Lors de l'application de pesticides par les agriculteurs, une certaine quantité de produit peut se retrouver dans les égouts suite à des pertes au moment de la préparation des mélanges, de l'élimination des emballages ou du nettoyage des vaporisateurs, ou par simple élimination des produits en excès. Comme les pesticides sont très peu dégradés dans les stations d'épuration, les rejets de ces dernières constituent une source décisive de pollution des rivières par les pesticides [38–40].

Pour appréhender les variations des concentrations dans les rejets de stations d'épuration et l'estimation des charges des cours d'eau, on a procédé à un suivi de 7 STEP du canton de Berne d'avril à octobre 2002 basé sur des échantillonnages composites bimensuels. Le tableau 5.4.5 présente les concentrations maxima relevées [39]. Comme l'ont montré Gerecke et al. [38], les teneurs en pesticides relativement élevées au débouché des STEP ne peuvent être le résultat de pertes modestes accidentelles, mais attestent plutôt d'une élimination illicite de produits en excès dans les canalisations.

Etant donné que les concentrations indiquées dans le tableau 5.4.5 proviennent d'échantillons composites bimensuels, il est fort probable que des teneurs beaucoup plus élevées soient atteintes dans les rejets de STEP au moment d'actes polluants ponctuels (par exemple élimination des mélanges en excès). De telles émissions de pesticides peuvent en particulier présenter un risque notable pour les poissons et l'écosystème aquatique quand les stations d'épuration restituent leurs eaux dans des rivières de petite taille au faible pouvoir de dilution.

#### *Produits ignifuges bromés*

Les produits ignifuges bromés, notamment les éthers diphenyliques polybromés font partie des substances polluantes difficilement dégradables et dont la présence a été intensément étudiée ces dernières années. Ces études ont montré que certains de ces produits s'accumulaient dans la biosphère. En Suisse, des analyses ont été effectuées sur des poissons issus de lacs et de piscicultures [41].

Dans le cadre du projet Fischnetz, des analyses ont été effectuées dans le but de détecter la présence éventuelle de produits ignifuges bromés dans des truites provenant des quatre rivières du projet « Domaines d'étude ». On a étudié les teneurs du filet, du foie et de la bile en faisant la distinction entre mâles et femelles [9]. Comme l'âge des poissons n'a pas été pris en compte, les résultats obtenus livrent des tendances parfois peu homogènes. Les teneurs des échantillons de foie dépassaient les valeurs obtenues dans la bile des mêmes groupes d'animaux, les niveaux les plus bas étant enregistrés dans les filets. Les poissons du Necker et de l'Emme affichaient des taux relativement bas, alors que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées chez les poissons de la Venoge et du Liechtensteiner Binnenkanal. La mise en relation des concentrations mesurées avec les sites de prélèvement permet de conclure que les pollutions n'ont probablement pas pour origine les rejets des stations d'épuration, mais qu'elles résultent d'introductions diffuses dans les rivières, peut-être par le biais d'épandages de boues.

Les niveaux observés sont du même ordre de grandeur que ceux enregistrés chez les poissons d'autres cours d'eau européens [42]. En dépit du grand nombre de travaux consacrés à la toxicologie des produits ignifuges bromés, il n'est à ce jour pas possible d'en évaluer les effets à long terme sur l'environnement. Une des raisons principales en est que l'on maîtrise encore assez mal l'accumulation de ces substances persistantes au sein de la chaîne alimentaire. On considère qu'à l'heure actuelle l'état sanitaire des poissons n'est pas affecté par une exposition à ces produits ignifuges bromés. Toutefois, la Communauté Européenne considère comme élevé le risque représenté à long terme pour les organismes au sommet de la chaîne alimentaire par certains produits ignifuges bromés [43,44].

#### *Les hormones stéroïdes et substances à effet œstrogène*

Divers projets partiels se sont penchés sur l'activité œstrogénique des effluents de stations d'épuration (PP 99/15, 99/20, 01/03, 02/02). Les analyses ont porté sur les hormones stéroïdes naturelles que sont l'estrone (E1), l'estradiol (E2) et l'estriol (E3), sur l'éthinylestradiol (EE2), un œstrogène synthétique utilisé dans les contraceptifs hormonaux, ainsi que sur les produits chimiques industriels que sont le nonylphénol (NP), le monoéthoxylate de nonylphénol (NP1EO) et le diéthoxylate de nonylphénol

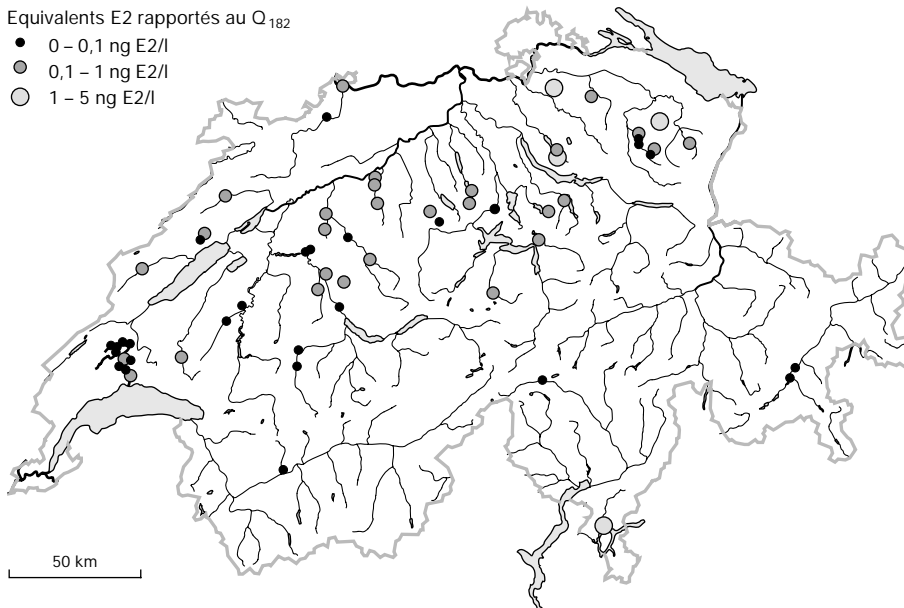


Fig. 5.4.3 Degré de pollution des cours d'eau récepteurs (débit médian Q<sub>182</sub>) par les effluents de STEP illustré par l'activité hormonale exprimée en équivalents E2. L'activité hormonale est évaluée sur la base du nombre d'habitants raccordés à la STEP. Les points les plus gros (1–5 ng E2/l) indiquent les cas dans lesquels une induction de vitellogénine chez des truites mâles est expectée.

(NP2EO). Comme on connaît l'activité œstrogénique relative de toutes ces substances, on peut évaluer l'activité totale de l'ensemble des substances d'un échantillon. On observe une bonne concordance entre cette activité calculée et celle mesurée dans un test levure effectué avec le même échantillon [1]. En comparaison avec les hormones stéroïdes, il convient de souligner le rôle mineur de NP, NP1EO et NP2EO en raison de leur activité hormonale plus faible. Les plus hautes teneurs enregistrées dans les effluents de stations d'épuration s'élevaient à 51 ng/l E1, 10 ng/l E2, 18 ng/l E3 et 4ng/l EE2, alors que l'activité hormonale maximale observée dans les tests levure correspondait à une action de 53 ng/l E2.

Des mâles adultes de truites arc-en ciel ont été exposés aux rejets de respectivement trois et deux stations d'épuration de Suisse et de France et soumis à une analyse des concentrations de vitellogénine de leur sang avant et après exposition.

Dans deux cas, on a relevé une augmentation des teneurs au débouché des stations d'épuration, alors que les poissons ayant séjourné dans la rivière en amont de la station ne présentaient aucun changement de ces concentrations. Dans les trois autres essais, les poissons exposés aux effluents n'ont connu aucune augmentation des teneurs en vitellogénine, bien que l'eau en question ait attesté une forte activité hormonale mise en évidence par le test levure.

La pollution des rivières suisses par les hormones stéroïdes, notamment par l'E2 et l'EE2, reste modeste tant que les effluents de stations d'épuration sont assez dilués dans le milieu récepteur (figure 5.4.3). Les concentrations mesurées sont cependant de l'ordre des plus faibles concentrations effectrices connues.

#### Produits pharmaceutiques

Un dosage des produits pharmaceutiques en tant que polluants à l'état de trace a été effectué à la fin des années 1990 dans les eaux usées et les rivières [19–21, 45, 46].

Bien des substances pharmaceutiques utilisées à des fins médicales tels les antibiotiques se retrouvent dans les eaux usées lors de l'évacuation des excréments. Mais une part supplémentaire des rejets dans l'environnement est due à une élimination inappropriée de ces produits. Une exposition chronique aux antibiotiques susceptible de favoriser une résistance chez les bactéries est même à craindre. Pour évaluer une menace possible pour l'environnement, en l'occurrence pour appréhender l'exposition de l'environnement à ces composés bio-actifs, l'EAWAG a mis au point des méthodes spécifiques quantitatives destinées à déterminer plusieurs classes d'antibiotiques dans les eaux usées, dans l'eau des rivières et dans le purin. Jusqu'à présent, les produits suivants ont ainsi été répertoriés: fluoroquinolones, macrolides, sulfonamides et beta-lactames. Pour le bassin de la Glatt (Canton de Zurich), on a déterminé un certain nombre d'antibiotiques dans les eaux usées. Les charges journalières en ciprofloxacine et norfloxacine variaient de 3,5 à 8,7 g/jour à l'entrée des stations d'épuration, contre 0,1 à 1,3 g/jour à la sortie dans les eaux épurées. Dans la Glatt, les concentrations à l'état de traces oscillaient entre 5 et 18 ng/l. La charge en clarithromycine, un antibiotique très commun en Suisse, s'élevait en 2001 à 26 et 36 g/jour respectivement à Rumlang et à Rheinfelden. Ces charges en substances dépassaient en l'occurrence celles relevées pour la ciprofloxacine et la norfloxacine (10 et 7,9 g/jour respectivement). Les concentrations en antibiotiques et en médicaments relevées dans les rivières affichent un niveau

trop faible pour affecter les poissons, hormis pour l'agent très actif qu'est l'éthinylestradiol (provenant de contraceptifs hormonaux).

### Distribution spatiale

*Base de données sur les rejets et estimations des modèles*  
L'état des données sur les substances de l'environnement en Suisse (base de données sur les rejets PP 01/14) est plutôt médiocre si l'on fait exception de celles collectées depuis 1974 par le NADUF (Surveillance nationale des rivières suisses) [47] ainsi que de quelques séries de mesures plus longues portant sur les pesticides et les alkylphénols. De plus, les analyses chimiques des cours d'eau représentent des opérations ponctuelles dans l'espace et dans le temps. Pour appréhender les risques, il est toutefois possible de quantifier la pollution pour un bassin versant donné grâce à des modèles pouvant ensuite être validés en intégrant les mesures disponibles. Lors de cette modélisation, il y a lieu de distinguer entre des sources ponctuelles et des sources diffuses.

Les effluents des stations d'épuration constituent d'importantes sources de pollution ponctuelles pour les poissons. En tenant compte du nombre d'habitants raccordés à la station et du taux d'élimination spécifique de chaque substance, on peut estimer les concentrations des substances dans les effluents des stations d'épuration. C'est ainsi qu'on a pu évaluer avec une bonne précision les concentrations en hormones stéroïdes naturelles et synthétiques au débouché des stations d'épuration [48,49]. De même, on peut appréhender la pollution en produits pharmaceutiques, produits ménagers, biocides et autres nitrates [50].

La base de données sur les rejets établie par Fischnetz a servi pour la modélisation de la pollution par les œstrogènes dans les quatre rivières d'étude. Toutes les données requises (mesures des débits, données techniques sur les stations d'épuration, rejets dans les cours d'eau récepteurs, nombre d'habitants raccordés, dosages des composés œstrogènes) ont été regroupées et intégrées à la base de données sur les rejets. Les analyses des données peuvent être consultées dans le rapport de Strehler et Scheurer [6].

L'évolution de la pollution des eaux réceptrices dépend de la capacité de sorption des substances indésirables, de leur stabilité chimique ainsi que de l'importance de leur dégradation photo- et biochimique. Il existe déjà un certain nombre de modèles décrivant l'élimination de l'estradiol et de l'éthinylestradiol dans les rivières [51, 52]. Partant par exemple d'une demi-vie de 6,3 jours pour l'EE2, ils permettent ainsi de calculer un taux d'élimination de  $1,3 \times 10^{-3} \text{ km}^{-1}$  pour une vitesse d'écoulement de 1 m/s.

Pour déterminer le taux de pollution à un endroit donné dans le bassin versant d'une rivière, il convient d'en estimer le débit moyen. Comme Strehler l'a démontré [6], il existe une

corrélation entre le débit et la longueur totale de la rivière en amont d'un point donné. La concentration en ce point est alors dérivée de celle affichée au point de rejet dont on soustrait alors le taux de décomposition ( $1,3 \times 10^{-3} \text{ km}^{-1}$  pour EE2, voir ci-dessus) dans le cours de la rivière. La figure 5.4.4 reproduit l'évolution de l'activité œstrogénique le long de l'Emme en se basant sur le débit médian (Q182; en gris) et sur le débit d'étiage (Q347; en noir).

A la hauteur du kilomètre 41, le réseau de collecte de la station de Langnau dessert 11 000 personnes, à laquelle succèdent ensuite des stations de la « Moyenne Emmental », de Burgdorf-Fraubrunnen et de Moossee-Urtenenbach. On remarque que l'activité œstrogénique escomptée au niveau de la confluence avec l'Aar atteint 0,2 ng/l (pour le débit médian Q182), soit un niveau de 5 fois inférieur au seuil d'impact de l'E2 (1 ng/l). Au moment des basses eaux (Q347), l'activité œstrogénique est presque multipliée par trois et les valeurs correspondent aux concentrations effectrices minimales. L'augmentation continue de l'activité œstrogénique le long de l'Emme telle qu'elle est présentée dans la figure 5.4.4 ne s'infléchit de manière très marquée qu'à partir de la confluence avec l'Aar suite à une forte dilution des eaux (un lac aurait un effet encore plus diluant).

Les apports sous forme diffuse ne peuvent être appréhendés que beaucoup plus difficilement par le modèle. A cet effet, il convient de disposer de données spatiales et de statistiques agraires ainsi que d'un système d'information géographique (pentes, etc.). Dans un bassin versant donné, ces informations permettent d'estimer le potentiel de pollution [53]. Pour la Suisse on dispose de statistiques spatiales ainsi que de statistiques sur les pratiques agricoles (production des labours, cheptel).

### Evolution dans le temps

#### *Données sur la consommation: l'exemple des pesticides*

En 2001, plus de 1500 tonnes de pesticides ont été employées dans l'agriculture, dont environ 700 tonnes de fongicides, 650 tonnes d'herbicides et 180 tonnes d'insecticides. Comme la surface agricole utilisée est de 15 800 km<sup>2</sup> (soit 38% de la superficie de la Suisse) et que les précipitations annuelles moyennes sont de 1000mm, on obtient pour les surfaces agricoles des entrées moyennes en agents agrochimiques de près de 100 µg/l par litre d'eau de précipitation.

La quantité de pesticides appliquée a diminué de près de 40% entre 1988 et 2000. Cette baisse sensible concerne surtout les insecticides et les herbicides. Toutefois, cette tendance ne permet pas encore d'en déduire une baisse sensible du risque pour l'environnement, la toxicité et le caractère nuisible des substances jouant également un rôle important [54]. C'est ainsi que par exemple la classe des pyréthroides apparue récemment produit une action dix fois supérieure aux insecticides traditionnels [55].

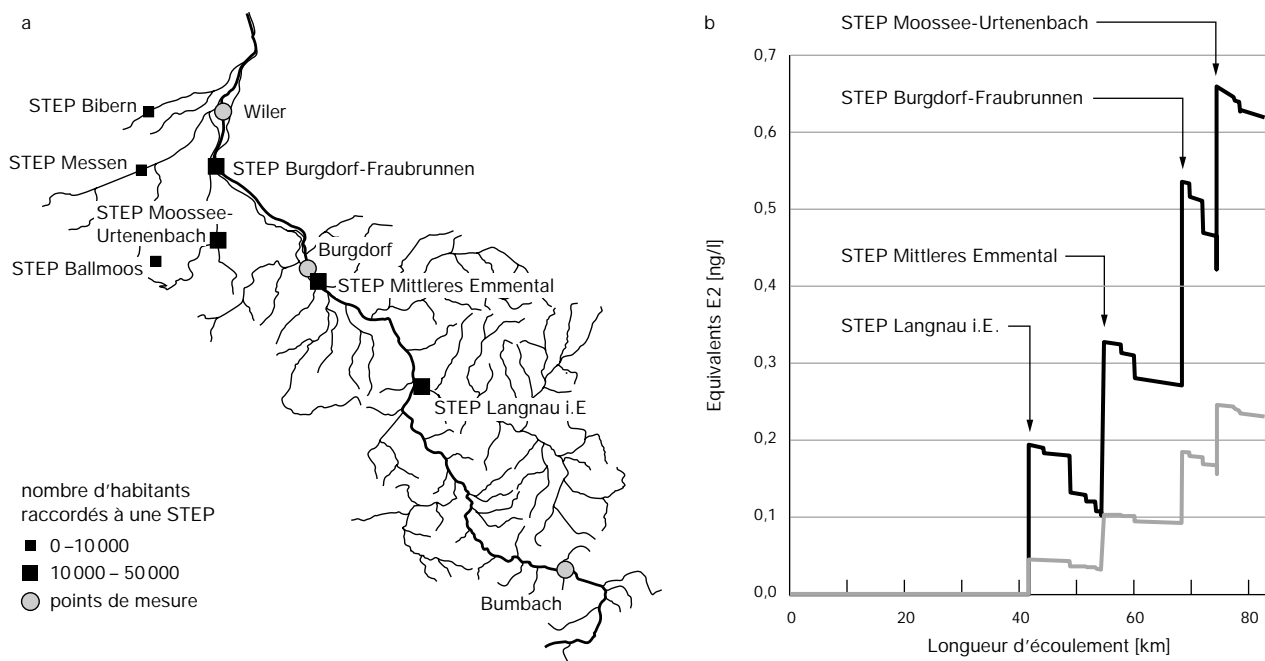


Fig. 5.4.4: a) Carte du bassin de l'Emme indiquant la position des STEP (carrés) et des points de mesure des débits (cercles). b) Evolution de l'activité hormonale le long du cours de l'Emme calculée pour le débit Q182 (en gris) ou pour le débit Q347 (en noir).

*Surveillance continue*

Les cycles du phosphore ont été amplement réactivés à partir du milieu du XXème siècle. Cela s'est traduit par une hausse massive des concentrations dans les milieux aquatiques ayant pour conséquence un développement indésirable des algues et des déficits en oxygène dans les eaux profondes des lacs. Pour juguler la pollution par le phosphore, de gros efforts ont été entrepris au cours des dernières décennies. C'est ainsi que la mise en service et l'amélioration du fonctionnement des stations d'épuration accompagnées d'une interdiction de l'utilisation des phosphates dans les lessives en 1986 ont contribué à une baisse sensible des teneurs. De même, un certain nombre de mesures prises dans le domaine agricole ont eux aussi contribué à une amélioration de la situation: les apports de phosphates dans le sol par le purin et des engrais commerciaux sont passés en Suisse de 114kg/ha en 1981 à moins de 70kg/ha en l'an 2000 [54]. Cette tendance a permis de réduire de manière sensible les pertes de phosphore en provenance des surfaces agricoles. Dans le bassin du Rhin, en aval des lacs, les pertes diffuses de phosphore d'origine anthropique (agriculture) ont chuté de 47% pendant la période de 1985 à 2001. Actuellement, le gros de la pollution par les phosphates émane de rejets en provenance des agglomérations.

Dans les grandes rivières, la diminution des teneurs en phosphore est de l'ordre de 3 à 8% par année depuis la mise en place des suivis NADUF au milieu des années 70 [50]. De ce fait, ces concentrations de phosphore sont minimales dans les grandes rivières et respectent dans leur grande majorité

les normes fixées par l'OFEFP [26]. En revanche, les concentrations dans les petits cours d'eau restent élevées, dépassant d'ailleurs les normes de l'OFEFP [27]. La tendance à une baisse des concentrations en phosphore a également été observée dans les lacs.

La pollution des eaux suisses par les nitrates a connu une augmentation sensible jusqu'à la fin des années 80 (figure 5.4.5). Les teneurs se sont ensuite stabilisées au courant des années 90, présentant même par endroit des baisses plus ou moins notables [27, 50, 57]. Dans certains petits cours d'eau ou lacs, les normes définies par l'ordonnance sur la protection des eaux ne sont pas toujours respectées (<5,6 mg/l NO3-N). Dans les grandes rivières, les concentrations en nitrates sont bien moindres (par exemple, 1,4 mg/l NO3-N pour le Rhin à Bâle). L'augmentation de la charge en nitrates peut être due à une augmentation de la population ainsi qu'à une intensification des pratiques agricoles. Plus de la moitié de la pollution par les nitrates dans le bassin du Rhin en aval des lacs est à mettre à l'actif de l'agriculture [58].

La stabilisation et en partie la diminution des charges en nitrates constatée depuis les années 90 pourrait avoir plusieurs origines: des pratiques agricoles plus écologiques, un recul des apports de nitrates en provenance de l'atmosphère ainsi que la dénitrification opérée dans les stations d'épuration. On a observé un recul des apports de nitrates dans le sol par le biais du purin et d'engrais commerciaux depuis les années 80, les teneurs à l'hectare étant passées de 220kg à 180kg [54]. La charge de fond naturelle en nitrates a été évaluée dans le bassin du Rhin à

seulement 14% en aval des lacs. 55% ont pour origine des sources diffuses (principalement agricoles) et 31% émanent de stations d'épuration et de sources industrielles [58]. Les cycles naturels sont de ce fait amplifiés d'un facteur sept en raison de ces activités anthropiques.

D'importants efforts sont entrepris depuis quelques décennies pour réduire les rejets de *métaux lourds* dans les hydrosystèmes. C'est ainsi que la construction de nouvelles stations d'épuration et l'amélioration continue de leur pouvoir épurateur d'un côté, et les opérations d'assainissement d'installations industrielles de l'autre ont considérablement contribué à limiter les flux de métaux lourds vers les milieux aquatiques. Les métaux lourds ne sont pas dégradables dans les stations d'épuration et viennent en majeure partie s'accumuler dans les boues d'épuration. Seule une partie modeste des métaux lourds se retrouve dans les eaux réceptrices. L'évolution temporelle des métaux lourds dans les boues témoigne bien de l'efficacité des mesures de réduction. Dans l'ensemble, les charges totales en métaux lourds dans les boues ont été réduites de moitié en Suisse depuis le début des années 80. En 1999, les quantités recueillies par les boues d'épuration étaient de l'ordre de 320 tonnes pour la Suisse. La tendance à la baisse est moins marquée pour le cuivre dont les charges sont passées de 79 tonnes en 1984 à 69,8 tonnes en 1999 [59]. Il est possible que l'utilisation à grande échelle du cuivre (gouttières, tuyauteries) et sa présence naturelle aient pu freiner cette diminution.

La tendance générale à la baisse des flux de métaux lourds se manifeste aussi au niveau des concentrations relevées dans l'eau des rivières. Depuis les années 70, des analyses réalisées dans les grandes rivières dans le cadre du projet NADUF ont porté de manière continue et ininterrompue sur les métaux lourds suivants: zinc, cuivre, cadmium, plomb, chrome, nickel et mercure [47, 50, 60]. Une baisse très sensible et significative des teneurs a été enregistrée dans presque toutes les stations de mesures depuis 1974, les diminutions ayant atteint jusqu'à 7% par an. Comparé à la baisse assez modeste constatée pour le cuivre dans les boues (voir ci-dessus), on relèvera sa diminution très notable de 4,6% par an (pendant 19 années) dans les eaux du Rhin à Bâle. Cela correspond à une diminution massive de la charge totale de 87% par rapport aux teneurs initiales [50]. Dans l'ensemble, ces taux relevés pour les métaux lourds respectent les normes formulées dans l'ordonnance sur la protection des eaux. Ces résultats sont aussi confirmés par une étude consacrée aux rivières de la région de Solothurn où seules quelques rares parmi elles dépassent les normes pour le cuivre et le zinc [28].

#### Sédiments

Les sédiments renferment des substances chimiques s'étant fixées aux particules solides en sédimentation et peuvent

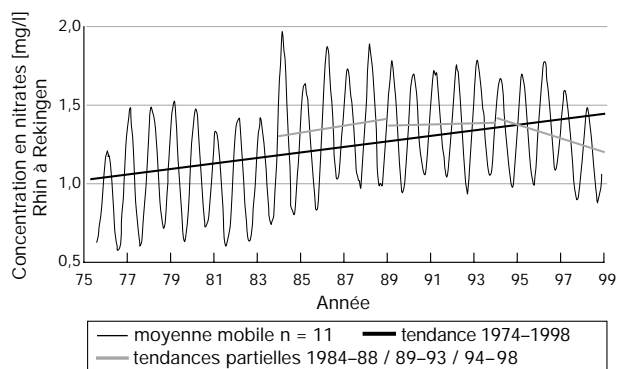


Figure 5.4.5 Concentrations en nitrates dans le Rhin à Rekingen [50]. La charge en nitrates a augmenté dans son ensemble à partir de 1974. Les concentrations se sont stabilisées dans les années 90 et ont en partie amorcé une baisse depuis cette période.

donc servir d'archives pour appréhender encore des décennies plus tard le niveau des pollutions passées. Outre les métaux lourds, une analyse des sédiments permet de mettre en évidence et même de dater les dépôts de polluants organiques lipophiles et persistants. De la sorte, on peut aussi évaluer l'efficacité des mesures de réduction comme par exemple une modification de la composition des produits ou une amélioration de la performance des stations d'épuration.

#### Cas concrets accompagnés d'une évaluation des risques Produits chimiques industriels

Avant l'entrée en vigueur de l'ordonnance suisse sur les substances dangereuses pour l'environnement (ordonnance sur les substances) de l'année 1986, environ 5000 tonnes de surfactants non-ioniques de type nonylphénols polyéthoxylés étaient utilisés chaque année en Suisse. Ces substances détergentes peuvent être dégradées biologiquement, mais produisent des métabolites toxiques et difficilement dégradables (nonylphénol, monoéthoxylate et diéthoxylate de nonylphénol). En particulier le nonylphénol est considéré comme polluant critique en raison de sa toxicité relativement forte en milieu aquatique et de son action œstrogénique. L'évaluation du risque pour l'environnement effectuée par la communauté européenne a livré une PNEC de 0,33 µg/l pour le nonylphénol en milieu aquatique.

L'EAWAG a procédé dès le début des années 80 à des études poussées de la charge en nonylphénol des eaux usées, des boues d'épuration et des eaux en Suisse. C'est ainsi que des concentrations particulièrement importantes avaient été relevées dans les rivières accueillant les effluents d'eaux usées telle la Glatt (ZH) dont les teneurs avaient des valeurs 100 fois supérieures à la PNEC. Suite aux diverses mesures prises en Suisse pour limiter l'usage des surfactants de type nonylphénols polyéthoxylés, la quantité encore utilisée ne s'élève plus qu'à environ 500 tonnes/an principalement employées dans le nettoyage industriel. Les

concentrations en nonylphénols polyéthoxylés mesurées actuellement dans les rivières suisses sont en règle générale inférieures à 0,3 µg/l (figure 5.4.6). Entre 1997 et 2001, seuls 18 des 220 échantillons analysés affichaient des niveaux supérieurs à la PNEC, alors que lors des campagnes de mesures effectuées dans les années 80 on en recensait 164 sur 220. Le métabolite acide difficilement dégradable (acide nonylphénoxyacétique) est présent en concentrations plus élevées. Sa toxicité pour les organismes aquatiques et son action hormonale sont toutefois bien moindres.

Au début des années 90, on a assisté dans la rivière de la Langeten en Haute Argovie (BE) à un effondrement des populations de poissons en aval de la STEP de Huttwil. Comme en attestent des pêches électriques effectuées en 1991, la Langeten était alors pratiquement dépourvue de poissons. Les raisons de cet effondrement n'ont pu être élucidées qu'au terme de recherches intenses au sein du bassin de collecte de la STEP de Huttwil. On a ainsi pu relever qu'en 1989 une entreprise textile avait utilisé un produit contenant de la perméthrine. Il s'agit d'un insecticide synthétique pyréthroïde doté d'une forte toxicité pour les arthropodes et les poissons. Les niveaux de toxicité aiguë se situent autour de 0,17 µg/l pour les gammarès, de 0,62 µg/l pour les larves des truites arc-en-ciel et de 6,4 µg/l pour les jeunes truites arc-en-ciel [61,62]. Comme la perméthrine ne peut être totalement éliminée dans les stations d'épuration, et qu'elle est de surcroît très lipophile, elle s'accumule dans les boues. Les concentrations en nonylphénols polyéthoxylés dans les boues de la station de Huttwil oscillaient entre 20 et 60 mg/kg de matière sèche en 1992/93. Et dans les rejets de la station, on mesurait encore 1 à 2 µg/l de perméthrine dans l'eau [63].

Les boues d'autres stations d'épuration analysées à la même époque n'affichaient que des teneurs de 0,5 à maximum 1 mg/kg de perméthrine [64]. Ces concentrations de référence ont alors été adoptées comme objectif pour une réduction de l'émission de perméthrine dans cette usine textile. Le contrôle et la mise en application de diverses mesures au sein de l'usine se sont avérés très prenants. Entre 1994 et 1997, on a pu réduire les concentrations de perméthrine dans les boues de la STEP à des niveaux oscillant entre 2 et 10 mg/kg. Ce n'est qu'en 1998 que les objectifs fixés ont pu être atteints et maintenus de manière durable. Le succès de ces mesures s'est aussi concrétisé dans la rivière. Comme des analyses de sédiments ont montré pour la Langeten, des traces de perméthrine n'y étaient plus décelables à partir de 1998 (<25 µg/kg).

Par la suite, les peuplements de poissons se sont régénérés en aval de la STEP de Huttwil. Cela a été confirmé par des pêches électriques effectuées à partir de 2001. Les densités de truites fario pour des sections de 100 m du cours d'eau étaient de l'ordre de 80 à 90 poissons [65].

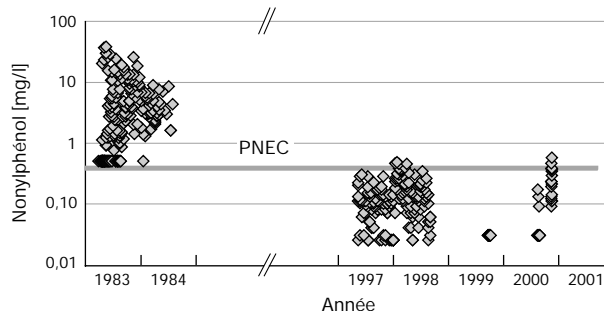


Fig. 5.4.6: Evolution des concentrations en nonylphénol dans les eaux suisses. La ligne horizontale correspond à la PNEC de 0,33 µg/l.

#### Produits de nettoyage et d'hygiène corporelle

L'acide éthylène diamine tétracétique (EDTA) et les benzotriazoles, des substances à problèmes étudiées depuis peu à l'EAWAG, font partie des composés hydrophiles et difficilement dégradables des eaux usées que l'on retrouve à des concentrations de plusieurs µg/l dans les cours d'eau. L'évaluation des risques pour ces deux agents complexants ne laisse cependant pas entrevoir de problèmes de pollution.

#### 5.4.3 Relations avec les effets observés

Aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre la pollution chimique et le déclin de la pêche. La base de données trop fragmentaire sur la pollution chimique (hormis pour les données du NADUF) empêche une telle analyse. On connaît aussi bien des sections de rivières très polluées qui ont été épargnées par le déclin des prises de truites que d'autres sections peu polluées où les prises affichaient au contraire une baisse sensible.

#### 5.4.4 Conclusions et questions en suspens

Au cours des dernières décennies, on a assisté à une diminution des apports de produits polluants d'origine agricole ou industrielle grâce à des mesures limitant leur usage à la source. Certaines substances à problème ont en partie pu être remplacées par des produits moins nocifs pour l'environnement alors que parallèlement le fonctionnement des stations d'épuration a été amélioré. Ces améliorations dans le domaine agricole et industriel contrastent avec la pollution croissante liée à la consommation grandissante de produits chimiques par les ménages. Les rejets dans les cours d'eau ont diminué en quantité depuis les années 70 [47, 66]. Mais bien des écosystèmes de rivière restent encore très perturbés notamment en aval des stations d'épuration au moment des basses eaux. De plus, les apports diffus de pesticides surtout en provenance des zones agricoles constituent toujours une menace pour les organismes aquatiques.

### Apports d'origine locale

Nul ne conteste que des accidents s'accompagnant de déversements subits de grandes quantités de produits chimiques peuvent affecter les peuplements piscicoles. Ces événements restent encore fréquents, bien que leur nombre soit en baisse [24].

Les travaux de Fischnetz et d'autres projets ont montré que de fortes pluies pouvaient se traduire par des concentrations aiguës de composés azotés toxiques (nitrites, ammonium) au débouché des stations d'épuration. De même, il n'est pas rare qu'à l'époque de l'épandage, des pesticides se retrouvent dans des concentrations élevées dans les rejets des stations d'épuration. Cela démontre que les mesures de prévention des risques ne sont pas toujours effectives.

Le taux de survie du frai de poisson a tendance à être moins élevé en aval des stations qu'à l'amont. Les activités hormonales documentées pour quelques stations d'épuration (induction de vitellogénine chez les truites mâles) sont essentiellement à mettre à l'actif de l'hormone naturelle œstrogène ainsi que d'hormones de synthèse analogues (Ethinylœstradiol, EE2). Bien que l'importance de ces activités sur les populations piscicoles reste encore obscure, on admet que de tels effets peuvent influencer sur les populations à l'échelle locale.

### Apports diffus

Les épisodes de précipitations s'accompagnent généralement de concentrations accrues en pesticides et autres substances chimiques persistantes. Ces apports proviennent d'une part de l'entraînement par les pluies des produits phytosanitaires ou du purin pendant ou juste après leur application ou épandage, et d'autre part de la libération au contact de l'eau d'éléments fixés sur les sédiments et ce, même après quelques décennies. Viennent aussi s'y ajouter divers produits chimiques émanant de l'évacuation des eaux de ruissellement de toiture et de voirie.

### Evaluation

Fischnetz considère que les pollutions aiguës aux nitrites et à l'ammonium se manifestant notamment sous forme de pics après de fortes pluies et les fortes pollutions saisonnières par les pesticides sont susceptibles de perturber les écosystèmes aquatiques. Pour des diagnostics plus précis, on manque de données sur la toxicologie des effets cumulés de substances en mélange ainsi que d'observations détaillées de terrain. Compte tenu du caractère fragmentaire des données sur la pollution chimique des rivières de Suisse et sur les effets à long terme des substances, il n'est pas possible d'appréhender les actions d'autres groupes importants de substances.

La mauvaise qualité des eaux en aval de certaines stations d'épuration ne manque pas d'avoir un impact négatif sur

l'écosystème en affectant les communautés benthiques et les poissons. Concernant ces derniers, les études disponibles vont dans le sens d'actions nocives sur le développement des œufs, les taux de survie des alevins et l'état sanitaire des juvéniles.

### 5.4.5 Mesures

#### Mesures visant une amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

Pour Fischnetz une amélioration durable de la qualité des eaux passe par une réduction des pics de pollution aux nitrites et à l'ammonium, aux pesticides et autres substances, par une amélioration de la capacité de biodégradation des substances chimiques émises ainsi que par le respect des normes de qualité en vigueur. Les concentrations de perturbateurs endocriniens doivent absolument être réduites à des niveaux bien inférieurs aux seuils de toxicité.

#### *Mesures visant une réduction des pics de pollution*

Lorsque le degré de dilution des eaux dépolluées est trop faible dans la rivière réceptrice de la STEP ou que le rendement épuratoire est insuffisant, toute panne ou débordement consécutif à de fortes pluies peut entraîner des concentrations élevées en ammonium et en nitrites. Fischnetz recommande donc aux gestionnaires des stations d'épuration concernées de prendre les mesures requises pour éviter de tels pics de pollution.

Dans les zones à vocation agricole, le lessivage et le drainage des terres peuvent entraîner le rejet d'importantes quantités de pesticides et autres substances nocives dans le milieu aquatique. Pour freiner ces apports, Fischnetz recommande la mise en place de larges bandes tampons de végétation riveraine et le cas échéant une optimisation des systèmes de drainage.

Une manière certainement efficace de minimiser la pollution des rivières par les pesticides serait de poursuivre le développement et l'extension de l'agriculture biologique. Lorsque des pesticides doivent vraiment être appliqués, leur usage bien dosé et l'élimination bien gérée des substances résiduelles par l'utilisateur sont autant de démarches plus économiques et effectives pour réduire des pollutions inutiles.

#### *Amélioration de la biodégradabilité*

L'âge des boues activées d'une STEP exerce une influence très marquée sur la dégradation de divers micro-polluants organiques. Ainsi, les œstrogènes naturels et de synthèse et certains médicaments sont mieux dégradés quand l'âge des boues est augmenté. De ce fait, l'amélioration technique en cours ou planifiée de moyennes et grandes stations d'épuration incluant la mise en place d'une étape supplémentaire de nitrification/dénitrification et visant un âge des boues de 10 à 15 jours est de ce fait une option



pertinente pour réduire les polluants. Mais comme même les meilleures stations d'épuration ne sont pas en mesure d'éliminer les substances persistantes, c'est aux producteurs de ces substances, aux organismes délivrant les homologations et aussi aux utilisateurs qu'il revient de réduire de manière sensible la part de ces substances dans la pollution globale en produits chimiques ou de les remplacer par des substances dégradables. De la sorte, on pourra atteindre une réduction significative de la pollution globale par les substances chimiques.

#### *Mise en place et application des objectifs de qualité*

Dans le cadre des initiatives en faveur d'une poursuite de l'amélioration de la qualité des eaux, Fischnetz adhère pleinement aux objectifs de qualité définis par la Confédération dans sa brochure « Idées directrices - Cours d'eau suisses » [67].

Pour ce qui est des substances à problème reconnues, les instruments juridiques mis en place sur le plan national suffisent pour assurer une bonne application de la loi sur la protection des eaux. En complément des seuils déjà en vigueur, il convient de définir des objectifs de qualité ou des standards de qualité environnementale (EQS) pour des substances influant sur l'environnement. Ces objectifs fixent la démarche par laquelle on peut atteindre dans l'ensemble un bon état chimique des eaux.

La réglementation en matière de produits chimiques opérée avant tout par le biais d'organisations internationales (OCDE, PNUE, EU) est coordonnée dans le cadre de contacts transfrontaliers. Fischnetz recommande de continuer de gérer les substances chimiques à problème au moins dans le cadre actuel, en attendant la mise en place d'une coopération internationale.

Dès lors que certains éléments concrets indiquent qu'un produit exerce un effet nocif sur l'environnement et que sa toxicité ne peut être appréhendée dans des délais pertinents, il convient de prendre des mesures pour minimiser les risques, même si l'existence de ces derniers n'est pas entièrement prouvée.

#### **Besoins en matière de recherche**

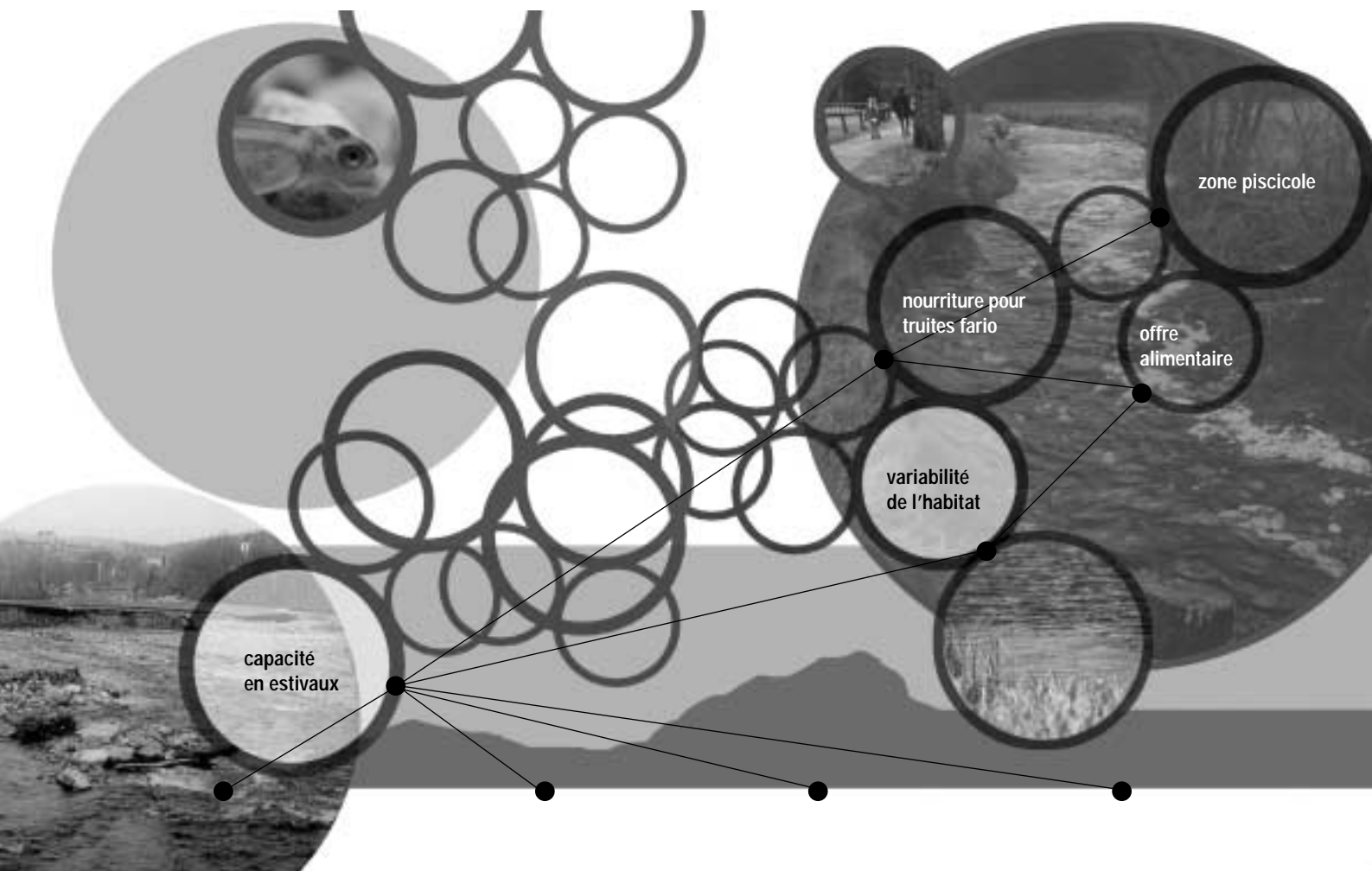
Les études portant sur les stades biologiques finaux font état d'effets toxiques au niveau des organismes (par exemple induction de VTG, fertilité réduite, inter sexes, décalage dans la formation des yeux dans les œufs). Mais leur impact au niveau de la population est loin d'être documenté. L'étude de l'importance des effets de mélange de substances fait actuellement l'objet de projets internationaux tels le programme européen EDEN (<http://www.edenresearch.info>). De grandes lacunes subsistent quant à l'importance des concentrations internes en substances toxiques détectées dans les organismes aquatiques.

#### **5.4.6 Références bibliographiques**

- [1] Aerni H-R, Kobler B, Rutishauser BV, Wettstein FE, Fischer R, Giger W, Hungerbühler A, Marazuela MD, Peter A, Schönenberger R, Vögeli AC, Suter MJ-F & Eggen RI (in press) *Combined biological and chemical assessment of estrogenic activities in wastewater treatment plant effluents*. Analytical and Bioanalytical Chemistry.
- [2] Silva E, Rajapakse N & Kortenkamp A (2002) *Something from « nothing » – eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects*. Environmental Science and Technology 36: 1751–56.
- [3] Escher M (1999) *Einfluss von Abwassereinleitungen aus Kläranlagen auf Fischbestände und Bachforelleier*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 61. BUWAL, Bern. pp. 200.
- [4] Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2001) *Auswirkung von geklärtem Abwasser auf infektiöse Krankheiten bei der Bachforelle (Salmo trutta L.)*. Fischökologie 12: 1–16.
- [5] Bachmann HJ, Berset JD, Candinas T, Chassot GM, Herren D & Kupper T (1999) *Beobachtung des Stoffwechsels der Anthroposphäre im Einzugsgebiet ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen (SEA)*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau und Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft IUL, Bern. pp. 172.
- [6] Strehler A & Scheurer K (2003) *Synthese Ökotox. Abschätzung der Konzentration östrogenen Stoffe in Fliessgewässern*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 18.
- [7] Buerge IJ, Poiger T, Müller MD & Buser H-R (2003) *Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters*. Environmental Science and Technology 37: 691–700.
- [8] Schröder A & Matthies M (2002) *Ammonium in Fliessgewässern des Saale-Einzugsgebietes – Vergleich von Messwerten und Modellrechnungen in GREAT-ER*. UWSF – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 14: 37–44.
- [9] Hartmann PC (in Vorbereitung) *Polybrominated diphenyl ether flame retardants: Analytical methods and preliminary results in fish from Swiss rivers*.
- [10] Sumpter JP & Jobling S (1995) *Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment*. Environmental Health Perspectives 103: 173–78.
- [11] Jobling S, Coey S, Whitmore JG, Kime DE, Van Look KJW, McAllister BG, Beresford N, Henshaw AC, Brighty G, Tyler CR & Sumpter JP (2002) *Wild intersex roach (Rutilus rutilus) have reduced fertility*. Biology of Reproduction 67: 515–24.
- [12] Schultz IR, Skillman A, Nicolas J-M, Cyr DG & Nagler JJ (2003) *Short-term exposure to 17 $\alpha$ -ethinylestradiol decreases the fertility of sexually maturing male rainbow trout (Onchorynchus mykiss)*. Environmental Toxicology and Chemistry 22: 1272–80.
- [13] Grist EPM, Wells NC, Whitehouse P, Brighty G & Crane M (2003) *Estimating the effects of 17 $\alpha$ -ethinylestradiol on populations of the fathead minnow Pimephales promelas: are conventional toxicological endpoints adequate?* Environmental Science and Technology 37: 1609–16.
- [14] EU (2003) *Communication from the commission to the council and the european parliament on the implementation of the community strategy for endocrine disrupters – a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife*. [http://europa.eu.int/comm/environment/docum/01262\\_en.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/docum/01262_en.htm)
- [15] Purdom CE, Hardiman PA, Bye VJ, Eno NC, Tyler CR & Sumpter JP (1994) *Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works*. Chemistry and Ecology 8: 275–85.
- [16] Liess M, Schulz R, Berenzen N, Nanko-Drees J & Wogram J (2001) *Pflanzenschutzmittelbelastung und Lebensgemeinschaften in Fliessgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland*. UBA Texte 65–01, Berlin. pp. 227.

- [17] Lang C, Strawczynski A & Vioget P (2000) *Pesticides et diversité du zoobenthos dans 23 rivières du canton de Vaud: campagnes 1998 et 1999*. Bulletin Société Vaudois de Sciences Naturelles 87: 93–107.
- [18] Kolpin DW, Furlong ET, Meyer MT, Thurman EM, Zaugg SD, Barber LB & Buxton HT (2002) *Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance*. Environmental Science and Technology 36: 1202–11.
- [19] Öllers S, Singer HP, Fässler P & Müller SR (2001) *Simultaneous quantification of neutral and acidic pharmaceuticals and pesticides at the low-ng/l level in surface and waste water*. Journal of Chromatography A 911: 225–34.
- [20] Golet EM, Alder AC & Giger W (2002) *Environmental exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in wastewater and river water of the Glatt valley watershed, Switzerland*. Environmental Science and Technology 36: 3645–51.
- [21] McArdell CS, Molnar E, Suter MJ-F & Giger W (in press) *Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the glatt valley watershed, Switzerland*. Environmental Science and Technology.
- [22] Schweizer Bundesrat (1998) *Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GschV)*. SR-Nummer 814.201, Bern. pp. 58.
- [23] Hofer R & Lackner R (1995) *Fischtoxikologie – Theorie und Praxis*. Gustav Fischer, Jena und Stuttgart. pp. 164.
- [24] Friedl C (2000) *Fischsterben in der Schweiz in den Jahren 1989 bis 1998*. Mitteilungen zur Fischerei 66. BUWAL, Bern. pp. 41–52.
- [25] Degiorgi F, Périat G, Decourcière H, Vergon J-P & Lièvre A (2003) *Recherche des causes de régression des potentiels piscicoles de l'Allaine. Etude du fonctionnement écologique du cours d'eau*. Fédération cantonale des pêcheurs jurassiens, Bureau Teleos, Besançon. pp. 225.
- [26] BUWAL (2003) *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. Modul Chemie. Stufen F & S. Entwurf*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 47.
- [27] GSA (2003) *Gewässerbericht 1997–2000*. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Bern. pp. 112.
- [28] Amt für Umwelt Kanton Solothurn (2002) *Zustand der Solothurner Gewässer*. pp. 115.
- [29] Abteilung für Umwelt Kanton Aargau (1999) *Zustand der aargauischen Fliessgewässer 1996/97 – Bericht über die Wasserqualität*.
- [30] Hamm A (1991) *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fliessgewässern*. Academia, St. Augustin. pp. 830.
- [31] Götz C, Chèvre N, Singer H & Müller S (2003) *Emme, Necker, Liechtensteiner Binnenkanal, Venoge: Gebietscharakterisierung, Pestizidmessungen, Toxizitätsabschätzung*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 23.
- [32] Chèvre N, Singer H, Müller S & Müller E (2003) *Risikobeurteilung von Pestiziden in Schweizer Oberflächengewässern*. Gas Wasser Abwasser 12: 906–17.
- [33] Würsch D & Spahr M (1993) *Pestizide in Fliessgewässern des Kantons Bern*. GSA, Bern. pp. 17.
- [34] Vonarburg UP, Stöckli A & Müller M (2001) *Pestizide in aargauischen Fliessgewässern*. Kanton Aargau, Baudepartement, Abteilung für Umwelt.
- [35] Jäggi O, Balsiger C, Pfister H & Meier W (1999) *Untersuchungen von Fliessgewässern auf Pestizide im Kanton Zürich*. AWEL, Zürich.
- [36] Jäggi O, Balsiger C, Pfister H & Meier W (2000) *Untersuchungen von Fliessgewässern auf Pestizide im Kanton Zürich*. AWEL, Zürich.
- [37] Jäggi O, Balsiger C, Pfister H & Meier W (2001) *Untersuchungen von Fliessgewässern auf Pestizide im Kanton Zürich*. AWEL, Zürich.
- [38] Gerecke C, Schärer M, Singer H, Müller SR, Schwarzenbach RP, Sägesser M, Ochsenbein U & Popow G (2002) *Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: Pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential*. Chemosphere 48: 307–15.
- [39] Berset JD, Schlüssel D, Müller E & Kupper T (in Vorbereitung). *Pestizide in ARA-Ausläufen des Kantons Bern*. GSA-Informationsbulletin, Nr. 01/04. GSA, Bern.
- [40] Bach M, Huber A, Frede H-G, Mohaupt V & Zullei-Seibert N (2000) *Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands*. UBA, Berlin. pp. 273.
- [41] Zennegg M, Kohler M, Gerecke AC & Schmid P (2003) *Polybrominated diphenyl ethers in whitefish from Swiss lakes and farmed rainbow trout*. Chemosphere 51: 545–53.
- [42] De Wit CA (2002) *An overview of brominated flame retardants in the environment*. Chemosphere 46: 583–624.
- [43] European Chemicals Bureau (2002) *Diphenyl Ether, Octabromo Derivative*. European Union Risk Assessment Report. EUR 20403 EN. European Commission. pp. 262.
- [44] European Chemicals Bureau (2001) *Diphenyl Ether, Pentabromo Derivative*. European Union Risk Assessment Report. EUR 19730 EN. European Commission. pp. 282.
- [45] Buser H-R, Müller MD & Theobald N (1998) *Occurrence of the pharmaceutical drug clofibric acid and the herbicide mecoprop in various Swiss lakes and in the North Sea*. Environmental Science and Technology 32: 188–92.
- [46] Poiger T, Buser H-R & Müller MD (2001) *Photodegradation of the pharmaceutical drug diclofenac in a lake: pathway field measurements, and mathematical modeling*. Environmental Toxicology and Chemistry 20: 256–63.
- [47] Binderheim-Bankay E, Jakob A & Liechti P (2000) *NADUF – Messresultate 1977–1998*. BUWAL, BWG, EAWAG, Bern. pp. 241.
- [48] Andersen H, Siegrist H, Halling-Sorensen B & Ternes TA (2003) *Fate of estrogens in a municipal sewage treatment plant*. Environmental Science and Technology 37: 4021–26.
- [49] Johnson A, Belfroid A & Di Corcia A (2000) *Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent*. Science of the Total Environment 256: 163–73.
- [50] Hari R & Zobrist J (2003) *Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974–1998*. EAWAG, Dübendorf. pp. 201.
- [51] Jürgens MD, Holthaus KIE, Johnson AC, Smith JLL, Hetheridge M & Williams RJ (2002) *The potential for estradiol and ethinylestradiol degradation in English rivers*. Environmental Toxicology and Chemistry 21: 480–88.
- [52] Williams R, Jürgens M & Johnson A (1999) *Initial predictions of the concentrations and distribution of 17 $\beta$ -oestradiol, oestrone and ethinyl oestradiol in 3 English rivers*. Water Research 33: 1663–71.
- [53] Strehler A (2003) *Arealstatistik und Agrarstatistik der Testgebiete von Fischnetz*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 17.
- [54] BfS (2002) *Umwelt Schweiz – Statistiken und Analysen*. Bundesamt für Statistik, Bern.
- [55] Hirano M (1989) *Characteristics of pyrethroids for insect pest control in agriculture*. Pesticide Science 27: 353–60.
- [56] Prasuhn V (2003) *Entwicklung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (1985, 1996, 2001)*. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Reckenholz.
- [57] CIPEL (2001) *Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique*.
- [58] Sieber U (2003) *Internationale Umweltabkommen und nationales Umweltrecht zur Begrenzung von Stickstoffeinträgen in die*

- Gewässer. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Reckenholz. pp. 30–34.
- [59] Huguenin O, Kupper T, Widmer F & Zarn J (2001) *Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft, Teil 1: Grobbeurteilung, Bericht 2001*. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Reckenholz, Zürich. pp. 254.
- [60] Jakob A, Liechti P & Binderheim-Bankay E (2002) *30 Jahre NADUF – Eine Zwischenbilanz*. Gas Wasser Abwasser 2002(3): 203–08.
- [61] Fent K (1998) *Oekotoxikologie*. Thieme, Stuttgart. pp. 288.
- [62] WHO (1990) *Environmental Health Criteria 94*. World Health Organization, Geneva.
- [63] Würsch D (1993) *Permethrin-Untersuchung im Zusammenhang mit einer Gewässerverschmutzung in der Langeten*. GSA, Bern. pp. 7.
- [64] Würsch D (1993) *Organische Schadstoffe in Berner Klärschlamm*. GSA, Bern. pp. 49.
- [65] Fischereiinspektorat des Kantons Bern (2003) *Abfischprotokolle 1990–2003*.
- [66] BUWAL (1994) *Daten zum Gewässerschutz in der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 80.
- [67] BUWAL (2003). *Leitbild Fließgewässer Schweiz – Für eine nachhaltige Gewässerpolitik*. BUWAL, BWG, BLW, ARE, Bern. pp. 14.



## 5.5 Hypothèse: Le déclin piscicole est dû à une qualité morphologique insuffisante des cours d'eau

Armin Peter et Eva Schager

### Résumé

Les cours d'eau suisses présentent de multiples déficits d'ordre morphologique. Des mesures structurelles massives ont déjà été appliquées par l'homme il y a plusieurs décennies sous la forme de corrections de cours, de construction de digues, de dérivation de tout ou partie des écoulements ou d'élimination des arbres et arbustes riverains. De telles interventions provoquent une fragmentation et une homogénéisation préoccupantes des habitats de la faune aquatique. Les cours d'eau suisses sont d'autre part fortement altérés par la présence de seuils artificiels et autres constructions perpendiculaires au courant. Les modifications hydrologiques d'origine anthropique telles que l'instauration des débits résiduels et des régimes d'éclusées provoquent une dégradation dramatique des habitats aquatiques. L'hypothèse « Habitat » ne permet pas d'expliquer totale-

ment la baisse des taux de capture observée ces dernières années car les interventions décisives d'ordre morphologique sont subies par les cours d'eau depuis une époque bien plus reculée. Par contre, il est concevable que certains effets à retardement aient un rôle à jouer dans ce phénomène. Dans le cas des cours d'eau de petite taille ou des cours d'eau secondaires artificiellement isolés des chenaux principaux, cette hypothèse joue un rôle primordial et la période des interventions (1970–2000) est bien compatible avec la période d'observation de la baisse des captures. Dans les hydrosystèmes présentant un déficit de charriage, l'isolement des cours d'eau secondaires se poursuit encore actuellement.

### 5.5.1 Introduction et définition du problème

De plus en plus d'espace a été pris aux cours d'eau, notamment dans les fonds de vallée des grandes rivières, suite à la progression des zones construites et à l'intensification de l'agriculture. Cette évolution a entraîné une augmentation des besoins de protection contre les crues et donc une intensification des endiguements et de la

Fig. 5.5.1: Relations entre les principaux facteurs intervenant sur la qualité de l'habitat. La variabilité de l'habitat (ou qualité morphologique) influe sur la capacité en estivaux et sur les ressources alimentaires pour les poissons dans un cours d'eau.

stabilisation des berges et des fonds de rivière. Même les petites rivières et les ruisseaux ont eu à subir des mesures structurelles toujours plus importantes. A l'heure actuelle, de nombreux cours d'eau ne sont plus en relation les uns avec les autres [1]. On observe des déficits au niveau du continuum longitudinal (sous l'effet d'obstacles transversaux ou de prélèvements d'eau), de la possibilité de débordement (suite à la stabilisation des berges) et des relations verticales avec les eaux souterraines (suite au pavage du fond du lit). Les processus dynamiques ne peuvent par conséquent se produire dans les cours d'eau que de façon limitée.

Les cours d'eau naturels se caractérisent par une grande diversité d'habitats différents. Des espèces animales et végétales aux exigences écologiques les plus variées y trouvent un milieu adéquat. Par contre, les cours d'eau dégradés par la main de l'homme présentent généralement aujourd'hui des conditions particulièrement monotones.

En Suisse, la plupart des données d'ordre écomorphologique recueillies dans les cours d'eau le sont dans le cadre du Système modulaire gradué suisse. La détermination de l'état initial (ou actuel) des rivières doit permettre de définir les besoins d'intervention pour répondre aux critères définis par la loi (Loi fédérale sur la protection des eaux de 1991, Révision de l'Ordonnance de protection des eaux de 1998). D'après la loi, les biocénoses aquatiques doivent présenter une diversité et une fréquence qui soient typiques des cours d'eau peu ou non influencés par l'homme. D'autre part, l'implantation des communautés de végétaux, d'animaux et de microorganismes capables de s'autoreproduire et de s'autoréguler doit être favorisée aussi bien dans le cour d'eau lui-même que dans le milieu terrestre environnant.

Les résultats déjà obtenus dans les divers cantons et les données déjà disponibles sur différents cours d'eau doivent

permettre de répondre aux questions suivantes:

- ▶ La qualité morphologique des cours d'eau suisses est-elle insuffisante pour les poissons?
- ▶ Observe-t-on une dégradation de l'état morphologique des cours d'eau suisses depuis 1970 et est-il possible que les répercussions négatives de certaines altérations des habitats ne se fassent sentir que maintenant au niveau des effectifs piscicoles et donc du succès de la pêche?

**Exigences habitationnelles des poissons de nos rivières**

Les espèces piscicoles des cours d'eau sont présentes dans différentes tranches d'âge et leurs exigences habitationnelles sont variées, la truite fario ayant une préférence pour les habitats situés près des berges [2]. Pour assurer le maintien de biocénoses qui leur soient typiques et de populations capables de s'autoreproduire, il est important que les cours d'eau considérés présentent une variété suffisante d'habitats connectés entre eux. Les cours d'eau secondaires sont ainsi d'une importance capitale pour la reproduction naturelle de la truite fario [3]. Etant donné que l'incubation des œufs de truites fario se fait dans le lit de graviers, il est important d'assurer en plus de la connectivité longitudinale et latérale, une connectivité verticale des habitats avec les eaux souterraines.

Suivant la taille et l'âge des truites fario, elles occupent des zones différentes dans les rivières. En effet, les truitelles affectionnent les riffles à substrat grossier alors que les gros poissons séjournent de préférence dans les pools présentant suffisamment de refuges [4]. La grande fidélité des grandes truites fario (âgées de plus d'un an) pour certaines structures est entre autres mentionnée par Baran et al. [5]. En hiver, toutes les classes d'âge cherchent refuge dans les zones abritées de faible courant faible [6]. Vehanen et al. [7]

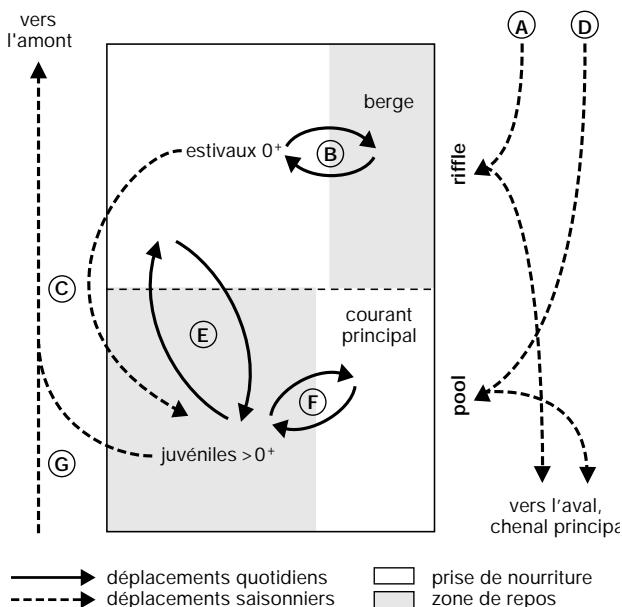


Fig. 5.5.2: Ensemble des déplacements des jeunes truites fario dans une petite rivière [9]. Les différentes classes d'âges ont des exigences totalement différentes. Alors que dans la journée, les estivaux séjournent dans les eaux peu profondes, les juvéniles (plus âgés que les 0+) ont une préférence pour les zones profondes du courant principal. On observe cependant des déplacements quotidiens entre les aires de repos et les aires de prise de nourriture.

- Pool: zone à écoulement lent et de profondeur supérieure à 40 cm;
- riffle: zone à écoulement rapide et de profondeur inférieure à 20 cm. Les zones grises correspondent aux aires de repos, les blanches aux aires de prise de nourriture.
- A-G: déplacements saisonniers (ligne pointillée) et quotidiens (ligne pleine)
- A = dérive après émergence
- B = déplacements quotidiens entre les berges et les habitats de milieu de rivière
- C = passage d'un riffle à un pool (poissons 0+)
- D = émigration printanière des juvéniles âgés d'un an
- E = déplacements quotidiens entre pool et riffle (estivaux et juvéniles)
- F = déplacements quotidiens entre habitats à forte et à faible vitesse d'écoulement au sein d'un pool (estivaux et juvéniles)
- G = remontées automnales du courant pour la fraye.

confirment la variabilité saisonnière des besoins en refuges et soulignent l'importance de la complexité des habitats et de la présence de différents types de refuges à différentes saisons. Baran et al. [8] et Roussel et Bardonnnet [9] insistent eux aussi dans leurs études sur l'importance de la diversité et de la connectivité des habitats pour le bon accomplissement du cycle vital de la truite fario. Leur rôle est bien illustré par la figure 5.5.2.

Plusieurs auteurs soulignent l'importance des éléments structurants dans les cours d'eau, comme par exemple les bois morts. Ainsi les densités et biomasses de truites fario, de truites arc-en-ciel et de saumons de fontaine sont beaucoup plus élevées dans les tronçons de rivière contenant beaucoup de bois morts que dans ceux qui n'en contiennent que très peu [10]. L'influence positive des bois morts sur les truites fario a été démontrée expérimentalement [11]. Leur biomasse était nettement plus élevée dans les tronçons bien structurés par cet élément que dans des tronçons équivalents non structurés. D'après Sundbaum [12], l'effet positif sur la densité de truites fario d'une augmentation de la quantité de bois morts dans une rivière est lié à la complexification des habitats qui en résulte. Zika et Peter rapportent eux aussi avoir constaté une augmentation de la densité de poissons après apport de bois morts dans un cours d'eau [13].

Les cyprinidés sont tout aussi sensibles à la monotonie des habitats que les salmonidés. Ainsi, Jungwirth [14] indique que les cours d'eau à cyprinidés aménagés ne présentent que de 3 à 6% de la biomasse et n'abritent que 40% des espèces des cours d'eau proches de l'état naturel.

Les jeunes des salmonidés et de cyprinidés occupent les zones peu profondes protégées du courant ou totalement calmes situées près des berges et sont donc handicapés par les rectifications du tracé, les stabilisations de berges et autres compressions du profil qui ont pour conséquence une monotonie des vitesses d'écoulement et des profondeurs des cours d'eau de même qu'un appauvrissement structural du milieu aquatique.

Les truites anadromes (truite de mer) ou potamodromes (truites de lac, truites de rivière migratrices) qui remontent le courant pour frayer dans les cours d'eau secondaires ou les

tributaires en provenance de la mer, des lacs ou des chenaux principaux, parcourent parfois des distances considérables pour trouver un milieu adéquat. Si ces mouvements migratoires sont empêchés par la présence d'obstacles infranchissables sous la forme de seuils de fond ou de barrages quels qu'ils soient, les poissons doivent se rabattre sur des sites moins bien adaptés ou se trouvent dans l'impossibilité de se reproduire.

Pour les poissons frayant sur gravier, le succès de la reproduction dépend entre autre de la qualité du substrat du fond du lit. Des changements au niveau du charriage ou du régime d'écoulement (voir hypothèse « Crues hivernales ») ou bien une augmentation des apports de sédiments fins (voir hypothèse « Sédiments fins ») peuvent perturber la fraye et le développement des stades précoces de ces poissons. Massa et al. [15] ont montré que la survie des alevins fraîchement éclos pouvait principalement être menacée par une oxygénation déficiente du milieu interstitiel et par des concentrations trop élevées de nitrites. Acornley et Sear [16] abordent quant à eux les conséquences écologiques des apports de sédiments fins sur la survie des œufs de truites fario. Walling et Amos [17] ont également constaté des problèmes de sédimentation dans les cours d'eau du Sud de l'Angleterre dont ils attribuent l'origine aux apports de terre provenant des terrains agricoles bordant les rivières.

**5.5.2 Observations faites en Suisse  
Etat écomorphologique des cours d'eau dans les différents cantons**

Les analyses écomorphologiques (d'après le Système modulaire gradué suisse, module Ecomorphologie, niveau R, [18]) réalisées dans les cantons de Zurich [19], de Berne [20] et de Soleure [21] donnent une bonne vision de la situation des habitats dans les cours d'eau suisses (Tableau 5.5.1).

En résumé, on peut dire que près d'un tiers des tronçons cartographiés se trouve dans un état naturel ou semi-naturel, un quart est peu dégradé, un sixième au contraire très dégradé et 6 à 9% sont artificiels ou non naturels. 16 à 27% (environ 210 à 1090 km) des cours d'eau sont mis sous terre (au total 2275 km pour ces trois cantons) et ne peuvent donc plus servir d'habitat pour les poissons.

Canton	Nb de km cartographiés	Classe 1 (%) naturel/ semi-naturel	Classe 2 (%) Peu atteint	Classe 3 (%) Très atteint	Classe 4 (%) Non naturel/ artificiel	Classe 5 (%) Mis sous terre
Zurich	3615	31	20	14	6	27
Berne	6810	37	24	16	7	16
Soleure	1100	28	29	15	9	19
Moyenne		34	23	15	7	20

Tab. 5.5.1: Degré d'artificialité des cours d'eau cartographiés dans les cantons de Zurich, de Berne et de Soleure. Dans le canton de Zurich, 2% des cours d'eau n'ont pas été classés. La moyenne est rapportée au nombre de kilomètres cartographiés.

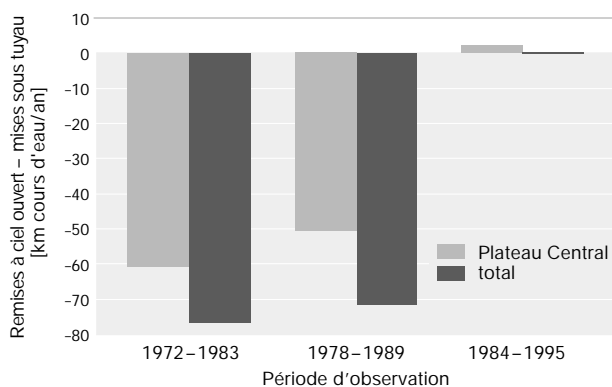


Fig. 5.5.3: Evolution annuelle des cours d'eau mis sous tuyau ou remis à ciel ouvert pendant les trois périodes d'observation. Les valeurs indiquées correspondent aux variations nettes (nombre de km remis à ciel ouvert moins nombre de km mis sous tuyau). Les valeurs négatives indiquent donc une perte de tronçons de rivière et les valeurs positives un gain.

On dispose d'informations sur l'évolution des mises sous tuyau et des remises à ciel ouvert pour trois périodes d'observation [22]. La figure 5.5.3 donne un aperçu des changements survenus chaque année dans les cours d'eau suisses.

Entre 1972 et 1989, la Suisse a perdu entre 71 et 76 km de cours d'eau, la majorité dans le Plateau (de 50 à 60 km par an). Cela signifie qu'entre 1972 et 1983, une distance nette d'environ 650 km de cours d'eau a été mise sous tuyau. Dans la dernière période d'observation (1984-1995), cette tendance s'est cependant inversée et la longueur totale des cours d'eau à ciel ouvert augmente chaque année de 2,5 km.

En ce qui concerne les aménagements et les corrections des cours d'eau, la longueur concernée chaque année en Suisse pendant la période d'observation de 1984 à 1995 était de 27 km (sur 70 tronçons) essentiellement situés en montagne et en agglomération. La longueur de cours d'eau aménagée et corrigée dans le Plateau suisse pendant la période de 1972 à 1983 était de 0,9 km par an et de 0,7 km par an de 1978 à 1989. On n'observe donc pas d'augmentation significative des aménagements et corrections dans le Plateau depuis 1972.

En résumé, on peut donc dire que dans le Plateau suisse une quantité considérable de cours d'eau a disparu par mise sous tuyau entre 1972 et 1984 (entre 50 et 60 km par an), les ruisseaux étant probablement concernés en majorité. Les aménagements et corrections se poursuivent eux aussi, mais uniquement en montagne (23 km par an entre 1984 et 1995) et en agglomération (3,9 km par an). Le Plateau suisse n'est pratiquement pas concerné par ce genre de mesures pendant la même période.

Staub et al. [23] ont constaté qu'il existait une relation entre l'état écomorphologique d'un cours d'eau et le succès de la pêche. Le nombre de poissons capturés baisse en effet quand la qualité écomorphologique diminue.

### Ecomorphologie de cours d'eau particuliers

► *Etude estivale* [24, 25]: D'après les données recueillies, les paramètres liés à la qualité des habitats qui ont une influence sur la présence et la densité des estivaux de truites fario sont la qualité du substrat (exprimée par le degré de colmatage interne du fond du lit), la présence de riffles ainsi que la largeur et la profondeur du chenal. Même si l'analyse statistique multivariée ne fait pas état d'une influence significative du degré d'aménagement dur sur la densité d'estivaux, une interprétation univariée des données montre que pendant la première phase de l'étude portant sur l'année 2000 les tronçons non ou partiellement aménagés présentent des densités d'estivaux et de truites nettement plus élevées que les tronçons aménagés sur toute leur longueur. Pendant la deuxième phase de l'étude (2001), cinq des onze cours d'eau échantillonnés présentent une baisse des densités d'estivaux quand l'importance des aménagements augmente.

► *Domaines d'étude* [26]: Dans le cadre du projet partiel de Fischnetz « Domaines d'étude » des analyses comprenant une évaluation quantitative des effectifs piscicoles et une caractérisation grossière des habitats ont été effectuées sur les quatre cours d'eau de l'Emme (BE), du Liechtensteiner Binnenkanal (LBK, Principauté du Liechtenstein), du Necker (SG) et de la Venoge (VD). Dans chacun d'eux, trois tronçons d'étude ont été sélectionnés en vue de prélèvements, le tronçon supérieur ayant qualité de référence en ce qui concerne la qualité des eaux et des habitats. Selon les statistiques de la pêche, tous les quatre cours d'eau sont concernés par le phénomène de baisse des taux de capture de truites fario.

L'Emme a fait l'objet de corrections massives, qu'il s'agisse de rectifications, de compressions du profil ou de divers seuils et barrages longitudinaux et transversaux. Dans de vastes portions de son cours, l'Emme fait penser à un escalier immergé dont la perméabilité pour les poissons et les organismes aquatiques est extrêmement limitée. Entre les multiples seuils de fond de la rivière, des milieux monotones, non structurés et de largeur uniforme se sont formés de sorte qu'à basses eaux, le niveau de la rivière reste très bas sur toute la largeur du profil. De plus, le milieu aquatique est considérablement détérioré sous l'effet de prélèvements d'eau très importants, la situation étant particulièrement préoccupante en aval de Burgdorf. Les populations de poissons sont extrêmement réduites dans les deux tronçons aval. Ces déficits écologiques sont connus depuis longtemps des services du canton de Berne et des mesures compensatoires visant une amélioration de la qualité des habitats ont déjà été engagées (élargissements, modification de seuils importants, rétablissement de la connectivité avec les cours d'eau secondaires). Dans le tronçon supérieur, le milieu aquatique se trouve dans un état relativement naturel si l'on fait abstraction de quelques

ouvrages locaux de stabilisation des berges. Ici aussi, la densité de la population de truites fario est faible, ce qui s'explique principalement par le fait que ce tronçon est situé à 900 m d'altitude dans le cours supérieur assez pentu de l'Emme. A une telle altitude, les densités sont naturellement plutôt faibles.

Le *Liechtensteiner Binnenkanal* est très fortement aménagé dans son cours moyen et inférieur où il présente un profil transversal uniforme ainsi que des largeurs, profondeurs et conditions d'écoulement homogènes. Le fond du lit du cours d'eau présente un colmatage important. La présence de refuge pour les poissons est très limitée. Les populations de poissons sont en général très fortes mais la faune piscicole du cours moyen et inférieur est dominée par la truite arc-en-ciel, espèce introduite à forte capacité d'auto-reproduction. Au niveau du tronçon de référence, le cours d'eau n'est pas aménagé et offre une multitude de refuges aux poissons. L'ichtyofaune y est principalement composée de truites fario dont la population présente une bonne structure des âges de même qu'une densité et une biomasse toutes deux élevées.

Le *Necker* présente une morphologie en majeure partie intacte ou quasi-naturelle [27]. Le continuum fluvial est interrompu par trois barrières artificielles situées au niveau de l'Aachsäge, à l'amont du village de Necker, et à St. Peterzell. Les conditions d'écoulement et la structure des habitats peuvent être qualifiées d'hétérogènes, les largeurs et profondeurs de fortement variables. Dans le cours moyen et inférieur, le colmatage du fond du lit peut s'avérer problématique pour la reproduction naturelle des truites fario lors de basses eaux prolongées. Par contre dans le cours supérieur, le colmatage du lit de graviers est très limité. Les populations de poissons et en particulier de truites fario sont caractérisées par une faible densité dans le cours inférieur. Les effectifs de truites fario sont moyens à faibles au niveau de l'Aachsäge (cours moyen) et moyens dans le cours supérieur.

La morphologie de la *Venoge* est presque naturelle ou peu altérée dans son cours supérieur et dans son cours inférieur. Par contre, le cours moyen est fortement altéré sur de longues distances [27]. Entre l'embouchure dans le lac et le premier obstacle naturel à la migration au niveau de la confluence avec le Veyron, le continuum fluvial est interrompu par onze barrières pour la plupart infranchissables. Le tronçon de référence présente une bonne population de truites fario de même qu'une bonne hétérogénéité structurale. De par leur pente et leur largeur, les deux tronçons aval appartiennent déjà à la zone des ombres. La population de truites fario est principalement composée d'estivaux provenant potentiellement de la reproduction de truites de lac ayant remonté le courant. Les densités de poissons sont élevées et sont principalement dues à de forts effectifs de petits poissons tels que des loches, des vairons

et des spirilins, mais les biomasses restent faibles à moyennes.

► *Rhône*: La correction systématique du Rhône a commencé à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle. Ce fleuve s'est trouvé comprimé dans un étroit corridor flanqué de digues, ses habitats naturels, fortement altérés, n'étant plus présents qu'à l'état de fragments. D'autre part, le régime d'écoulement a été fortement modifié sur de longs tronçons sous l'effet de régimes imposés d'éclusées ou de débits résiduels, ce qui a renforcé la détérioration des habitats. Dans la plaine du Rhône, les habitats naturels n'occupent plus qu'environ 6% de la surface totale du fleuve [28]. Même les cours d'eau secondaires sont fortement altérés d'un point de vue morphologique et hydrologique et n'assurent plus que de façon minimale leur fonction essentielle d'espace de vie et de reproduction pour la truite fario [29]. Les prélèvements par pêche électrique effectués dans le cadre du projet Rhône-Thur ont montré que les populations de poissons du Rhône étaient très faibles (biomasses de truites fario <20kg/ha, données non publiées, EAWAG). De plus, il s'est avéré qu'une grande partie des poissons prélevés provenaient d'alevinages comme en témoignaient la présence d'opercules et de nageoires atrophiées qui sont le résultat de conditions d'élevage trop artificielles.

► *Thur*: Les mesures structurales de correction du cours et de stabilisation des berges qui ont accompagné la correction de la Thur au début du XIX<sup>e</sup> siècle ont entraîné une baisse dramatique de la dynamique fluviale principalement ressentie dans le cours moyen et inférieur de la rivière. Là où la Thur se perdait autrefois en méandres et ramifications dans de larges plaines alluviales, la rivière et bon nombre de ses cours d'eau secondaires présentent un aspect et une structure des plus monotones [30]. Malgré la mise en place de mesures ciblées de revitalisation (élargissements du lit) qui ont permis d'améliorer la qualité des habitats sur certains tronçons, la Thur présente encore des déficits ichtyoécologiques considérables. Dans les tronçons au cours corrigé, les poissons ne trouvent les structures qui leur sont nécessaires qu'à proximité des rives et, comme le montrent de nombreuses pêches électriques, sont presque totalement absents du milieu de la rivière. La Thur abrite entre 35 et 40 espèces de poissons différentes. Le nombre de truites fario, d'ombres et de barbeaux capturés a nettement baissé au cours de ces dernières années.

► *Hydrosystème Luthern - Wigger*: La cartographie écomorphologique de l'hydrosystème de la Wigger (Wigger, Luthern, Enziwigger, Buechwigger, Mühlekanal, Seewag) montre qu'à l'exception de la Buechwigger dans laquelle la moitié des tronçons cartographiés est considérée comme étant peu altérée, 75 à 90% de la longueur totale d'écoulement sont dans un état insuffisant (mis sous terre, non naturel/artificiel ou très atteint). Le continuum fluvial est interrompu sur presque toute la longueur par de multiples



seuils de fond. La connexion entre les chenaux principaux et les chenaux secondaires est insuffisante ou totalement compromise [31]. D'après les recensements effectués dans l'Enziwigger, la Luthern et la Buechwigger dans le cadre de l'étude estivaux, les populations de truites fario peuvent dans l'ensemble être qualifiées de bonnes pour les années 2000 et 2001 (en moyenne 2956 ind./ha et 147kg/ha dans l'Enziwigger, 1410 ind./ha et 140kg/ha dans la Luthern et 1242 ind./ha et 85,4kg/ha dans la Buechwigger). Dans la Wigger elle-même, la population de loches franches a fortement augmenté [32] alors que celle de truites fario présente des effectifs moyens.

► *La Ron (LU)* et ses ruisseaux secondaires: La Ron s'écoule sur 7 km. 70% de son cours sont dans un état fortement altéré, 5% sont artificiels ou non naturels. Seuls 7% peuvent être qualifiés de naturels/semi-naturels et 18% de peu atteints. Au niveau du fond de vallée, les chenaux secondaires de la Ron sont soit mis sous terre soit fortement altérés, la connexion avec le chenal principal est ainsi fortement compromise. La Ron elle-même ne présente entre le Rotsee et sa confluence avec la Reuss, c'est à dire sur la totalité de son cours, aucune interruption du continuum fluvial [33]. La faune piscicole de la Ron est marquée par la fonction d'émissaire de lac que remplit la rivière. La Ron abrite 14 espèces de poissons. Des comptages effectués sur un tronçon moyennement structuré mais d'assez grande profondeur font état d'une biomasse de 424kg de poissons /ha [34]. Pour une rivière à cyprinidés, ce résultat peut être qualifié de moyen à bon.

► *Rhin alpin* [35, 36]: La correction du Rhin alpin et l'exploitation hydroélectrique du fleuve et de ses affluents ont entraîné une forte détérioration du milieu aquatique. Le cours d'eau autrefois ramifié et ondulant se retrouve aujourd'hui confiné et présente un profil des plus étroits. Le creusement du fond du lit a entraîné la formation de seuils de plusieurs mètres de haut aux points de confluence des affluents. Environ 50% de ces embouchures ne sont plus franchissables par les poissons que ce soit à basses-eaux ou à moyennes-eaux. Dans le cours supérieur, le continuum fluvial est interrompu par le barrage hydroélectrique de Reichenau. De plus, le fonctionnement par retenue occasionne dans certains affluents des variations parfois considérables de niveau (régime d'éclusées). La population de poissons du Rhin alpin est faible, les captures de truites fario et arc-en-ciel sont en forte régression depuis plusieurs années. Le déclin important de la population de truites de lac dans la vallée du Rhin alpin est attribué à l'isolement des zones de fraye attirées du Rhin antérieur et postérieur, à la régulation des cours d'eau, aux effets d'éclusées, aux débits résiduels et aux rejets d'eaux usées.

### Connectivité longitudinale dans les cours d'eau suisses

Les cours d'eau suisses sont pour la plupart caractérisés

par une fragmentation importante des habitats aquatiques. Dans le canton de Berne, 13611 seuils artificiels ont été cartographiés sur une longueur d'écoulement de 6810 km, ce qui correspond à deux seuils par km [20]. Les cours d'eau du canton de Zurich (d'une longueur totale cartographiée de 3620 km) présentent 28467 seuils artificiels (7,8 par km) et 10557 ouvrages (2,9 par km). 68% des barrières existantes sont artificielles [19]. A titre d'exemple, l'hydrosystème de la Töss qui totalise une longueur d'écoulement de 59,7 km, est interrompu par 568 barrières artificielles et 35 barrières naturelles. La longueur moyenne d'écoulement sans obstacle n'est que de 105 mètres [37]. Dans le Rhin, 20% de la longueur totale présentent un écoulement libre; cette part est de 19% dans le Rhône et de 44% dans le Ticino. Les principaux affluents de ces fleuves sont rendus infranchissables par la présence de barrages pour l'exploitation hydroélectrique [38].

Un problème particulier se pose au niveau de l'embouchure des chenaux secondaires dans les chenaux principaux. Etant donné que la plupart des grandes rivières sont endiguées, leur lit a tendance à se creuser. La différence de niveau qui en découle menace la connectivité du chenal principal avec les ruisseaux secondaires. Tunesi [39] et Gmünder [40] ont signalé l'absence de connexion digne de ce nom entre la Töss supérieure et la Sitter et leurs ruisseaux secondaires.

### Eclusées - Effets sur les habitats aquatiques

Le problème des éclusées est traité dans le cadre de l'hypothèse « Crues hivernales ». Les éclusées hydroélectriques provoquent dans la majorité des cours d'eau étudiés (65 à 90%) une baisse de l'abondance macrozoobenthos et de la faune piscicole ainsi qu'une modification de leur composition. Ces effets sont étroitement liés à la qualité des habitats. La morphologie et le degré d'aménagement des cours d'eau ont une influence décisive sur les effets écologiques des éclusées. Plus un milieu aquatique est monotone, moins il offre des refuges potentiels aux poissons, et plus les effets des éclusées sont susceptibles d'être importants [41, 42, 43]. Dans le Rhin alpin, les éclusées rendent la reproduction naturelle des truites de rivière et de lac quasiment impossible. Si les affluents continuent de s'isoler du chenal principal, ces zones de reproduction ne seront plus accessibles aux poissons [36].

### 5.5.3 Relations avec les effets observés

Comme le montrent les données de base dont nous disposons, l'état morphologique de nombreux cours d'eau suisses doit être qualifié de non satisfaisant. L'influence néfaste des activités anthropiques se fait sentir aussi bien dans les grandes rivières des plaines de fond de vallée que dans les rivières et ruisseaux de moindre importance.

La fragmentation du milieu aquatique compromet de manière préoccupante la connectivité longitudinale entre chenaux principaux et secondaires de même qu'entre les différents habitats d'un même cours d'eau. La fragmentation des habitats, telle qu'elle existe dans bon nombre de cours d'eau, perturbe ce que l'on appelle la dynamique puits-source et se répercute donc sur les populations de tout l'hydrosystème: La migration des poissons des zones de reproduction (sources) vers des habitats moins productifs (puits) est compromise et de nombreux habitats-sources ne sont plus accessibles aux géniteurs. La qualité de la connexion des cours d'eau secondaires avec les chenaux principaux s'est certainement détériorée au cours des 25 dernières années étant donné que l'érosion naturelle du fond des chenaux principaux est un processus lent et que jusqu'en 1989, des tronçons parfois conséquents de cours d'eau ont été mis sous terre. Ces changements ont également un effet perturbateur sur les échanges génétiques entre métapopulations, ce qui entraîne au bout de quelques générations une baisse de la capacité d'adaptation de la population totale [44], une baisse de vitalité des poissons et donc une baisse d'effectifs.

Une stabilisation artificielle des berges ou une limitation importante de leur largeur induisent une perte de structure dans ces zones de grande importance écologique. Les tronçons de rivière concernés par la phase I de l'étude estivaux présentaient en effet des densités d'estivaux plus élevées lorsque les berges étaient bien structurées.

La monotonie morphologique des cours d'eau, conséquence de corrections, d'endiguements, d'ouvrages longitudinaux et transversaux ainsi que de prélèvements d'eau, limite ou annihile la dynamique fluviale et exerce une influence néfaste sur la faune piscicole. Dans de tels habitats, des perturbations majeures comme des crues importantes par exemple ont un effet négatif sur la résistance écologique des populations. Dans le cours moyen et inférieur de l'Emme, les tronçons d'étude très altérés d'un point de vue morphologique et/ou hydrologique présentent des populations piscicoles très réduites. Dans le Necker et la Venoge, les tronçons aval présentaient eux aussi des effectifs et biomasses réduites à très réduites alors que l'état morphologique des cours d'eau y est jugé semi-naturel. Dans ces zones, il est fort probable que d'autres facteurs soient responsables des faibles populations observées. Il existe très certainement un rapport avec les hypothèses « Pollution chimique », « Température » et « Divers facteurs ».

Les déficiences morphologiques de la Thur sont dues à une correction du cours de la rivière ainsi qu'à une forte compression du profil transversal. Suite à ces mesures structurelles, la dynamique fluviale typique a été enrayée et la structure de la rivière est devenue monotone. De cette manière, les éléments indispensables à la vie d'espèces

piscicoles potentiellement présentes ou à celle de leurs différents stades évolutifs ont disparu. Lors d'écoulements paroxysmiques, les poissons ne trouvent pas les refuges nécessaires à leur survie. De plus, l'exploitation des terres bordant la rivière jusqu'à la limite de celle-ci est source de déversements accrus de polluants chimiques ou organiques. Le manque total ou partiel de végétation riveraine perturbe le bilan thermique naturel du cours d'eau (voir l'hypothèse « Température ») et contribue à une détérioration de la qualité de l'eau. Des barrages et des seuils de fond infranchissables rendent impossible toute migration des poissons de rivière. Même dans les ruisseaux secondaires, la perméabilité est parfois fortement limitée, d'autant plus que les embouchures dans la Thur sont souvent rendues infranchissables par le creusement du chenal principal [30].

L'effet négatif de l'exploitation hydroélectrique des cours d'eau sur le milieu aquatique et le milieu terrestre environnant est principalement dû aux diverses interruptions du continuum fluvial, aux débits résiduels et aux éclusées qu'elle implique. Cet effet est particulièrement visible sur le Rhône. Dans un cours d'eau soumis au régime d'éclusées, les sédiments fins deviennent un élément perturbateur et gênent fortement la reproduction des poissons; c'est ce qui se produit par exemple dans le Rhin alpin.

#### 5.5.4 Conclusions et questions en suspens

En ce qui concerne la qualité morphologique des cours d'eau suisses, il devient particulièrement urgent d'entreprendre des mesures compensatoires. Les résultats des enquêtes réalisées dans trois cantons ont montré qu'entre 16 et 27% de la longueur totale d'écoulement étaient mis sous terre, de 6 à 9% très altérés et dans un état non naturel. La connectivité le long du cours d'eau, entre rivière et milieu terrestre environnant et entre rivière et nappe est fortement réduite. La dynamique fluviale de nombreux cours d'eau est soit très limitée soit annihilée.

En ce qui concerne la régression des captures de poissons, il est important de noter que les transformations ayant entraîné une perturbation grave des habitats aquatiques se sont souvent amorcées dès le XIX<sup>e</sup> siècle. Ainsi, presque plus aucun projet de correction des cours d'eau n'a été réalisé dans le Moyen-Pays au cours des 25 dernières années. Mais les mesures structurelles engagées ont des effets à retardement qui se font encore sentir aujourd'hui. A titre d'exemple, on peut citer l'essor de l'énergie hydroélectrique dans les années 1950 à 1970 qui pourrait n'avoir nui aux populations de poissons que de manière lente et insidieuse sans que ses effets n'aient été perçus dans l'immédiat. De même les processus de creusement du lit des rivières se déroulent particulièrement lentement et les aménagements durs ont conduit au cours des dernières décennies à un isolement progressif des chenaux secondaires. La situation des cours d'eau

secondaires et des ruisseaux a tendance à s'être détériorée. De plus, entre 50 et 60 km de ces cours d'eau ont été mis sous terre chaque année de 1972 à 1984.

Sans même disposer de preuves irréfutables, nous pouvons affirmer qu'il est absolument impératif d'intervenir au plus tôt en faveur d'une amélioration de l'état écomorphologique des cours d'eau. Dans les milieux de structure semi-naturelle bien connectés entre eux qui offrent aux poissons des possibilités d'expansion illimitées, d'autres facteurs défavorables peuvent être mieux supportés ou compensés par le milieu et la faune aquatique. Ainsi, le tronçon semi-naturel de Mastrils dans le Rhin alpin abrite malgré les effets d'éclusées que subit le fleuve des populations piscicoles plus importantes que les zones fortement aménagées. La grande diversité et la multitude des habitats qu'offre le Rhin à cet endroit permet de compenser les contraintes hydrologiques imposées par ailleurs [36].

La baisse des captures observée ces dernières années ne peut être entièrement attribuée à une qualité morphologique insuffisante du milieu aquatique étant donné qu'une grande partie des aménagements durs les plus importants et donc les plus néfastes ont été réalisés il y a déjà plusieurs décennies. Il faut cependant considérer les perturbations dont les effets s'accumulent au cours des ans et peuvent nuire à retardement aux cours d'eau. Il revient cependant à cette hypothèse explicative un rôle central dans le cas des cours d'eau de petite taille (perte de ruisseaux par mise sous tuyau) et des chenaux secondaires de plus en plus isolés des chenaux principaux.

#### 5.5.5 Mesures préconisées

Le mise en œuvre de mesures compensatoires nécessite une bonne collaboration entre les autorités compétentes et les intéressés des milieux de la construction hydraulique, de la protection de la nature, de la pêche et de l'agriculture.

#### Mesures d'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

Les mesures d'amélioration de la situation ichthyécologique doivent passer par celle des habitats. Mais avant de revaloriser les habitats au sein et en bordure des cours d'eau, il est judicieux d'identifier les cours d'eau dont l'état est insuffisant à partir de la cartographie de la qualité écomorphologique des cours d'eau suisses. Ceux qui présentent un fort potentiel de restructuration peuvent être identifiés et l'utilisation qui leur correspond (protection contre les crues, énergie, protection de la nature, détente) peut être intégrée aux mesures envisageables. Les projets de revitalisation déjà réalisés doivent être évalués à l'aide d'un programme de monitoring à court et à long terme [45] qui doit permettre de profiter de leurs résultats et enseignements (dont l'évolution des taux de capture) pour la réalisation de

nouveaux projets. Les cours d'eau exceptionnels qui se trouvent encore dans un état plus ou moins naturel doivent être protégés de manière à leur épargner toute perturbation importante d'origine anthropique. Les effets sur les populations piscicoles et donc les possibilités d'amélioration sont très élevés. Hendry et al. [46] ont établi une liste de mesures envisageables pour améliorer la situation des salmonidés.

#### Mesures permettant d'améliorer la qualité morphologique des cours d'eau:

##### ► Rétablir la connectivité longitudinale

- Éliminer les chutes et les seuils de fond ou les rendre franchissable (permettre la remontée des poissons en migration), faire disparaître les seuils et barrages désaffectés.
  - Si les obstacles ne peuvent être éliminés: installer des passes à poissons efficaces et correspondant aux innovations techniques, rendre les traversées de routes franchissables par les poissons.
  - Rendre les embouchures des cours d'eau secondaires franchissables.
  - Faciliter la migration des poissons vers l'aval (faciliter le passage au niveau des usines hydroélectriques).
- ##### ► Augmentation de la diversité structurale
- Intégrer des structures ou des éléments structurants (comme des bois morts) dans les cours d'eau.
  - Éliminer les ouvrages de stabilisation du fond et des berges.
  - Abandonner les mesures de maintenance des ouvrages dans les zones non directement exposées au risque de crues. Laisser la dynamique fluviale suivre son cours.
  - Mise en place de constructions hydrauliques permettant d'augmenter la diversité structurale (épis par ex.).

##### ► Réhabilitation des berges

- Réhabilitation et réinstallation des bandes riveraines de largeur suffisante et porteuses de végétation arborée et arbustive (conformément aux recommandations de l'OFEG).

##### ► Mesures de revitalisation

Toutes les améliorations citées plus haut peuvent être obtenues par la réalisation de mesures de revitalisation (élargissement du lit, structuration, mise en place de chenaux secondaires). Lors de cette démarche, il faut bien veiller à restaurer le plus possible de structures et de fonctions du cours d'eau. Certains ouvrages et manuels récemment parus peuvent donner un bon aperçu de la revitalisation [47] et des mesures douces de construction hydraulique [48, 49].

- Rétablissement d'un charriage dynamique, amélioration ciblée du substrat dans les ruisseaux de fraye.
- Réactivation des zones alluviales (qui constituent des « hot spots » pour la biodiversité).

- Remise à ciel ouvert de cours d'eau mis sous tuyau.
- **Amélioration des conditions hydrologiques**
- Définition de débits résiduels suffisants, atténuation de l'amplitude des éclusées, amélioration de la qualité des habitats dans les tronçons soumis à ces variations de niveau.

### Besoins en matière de recherche

- **Se faire une idée de l'état des cours d'eau**

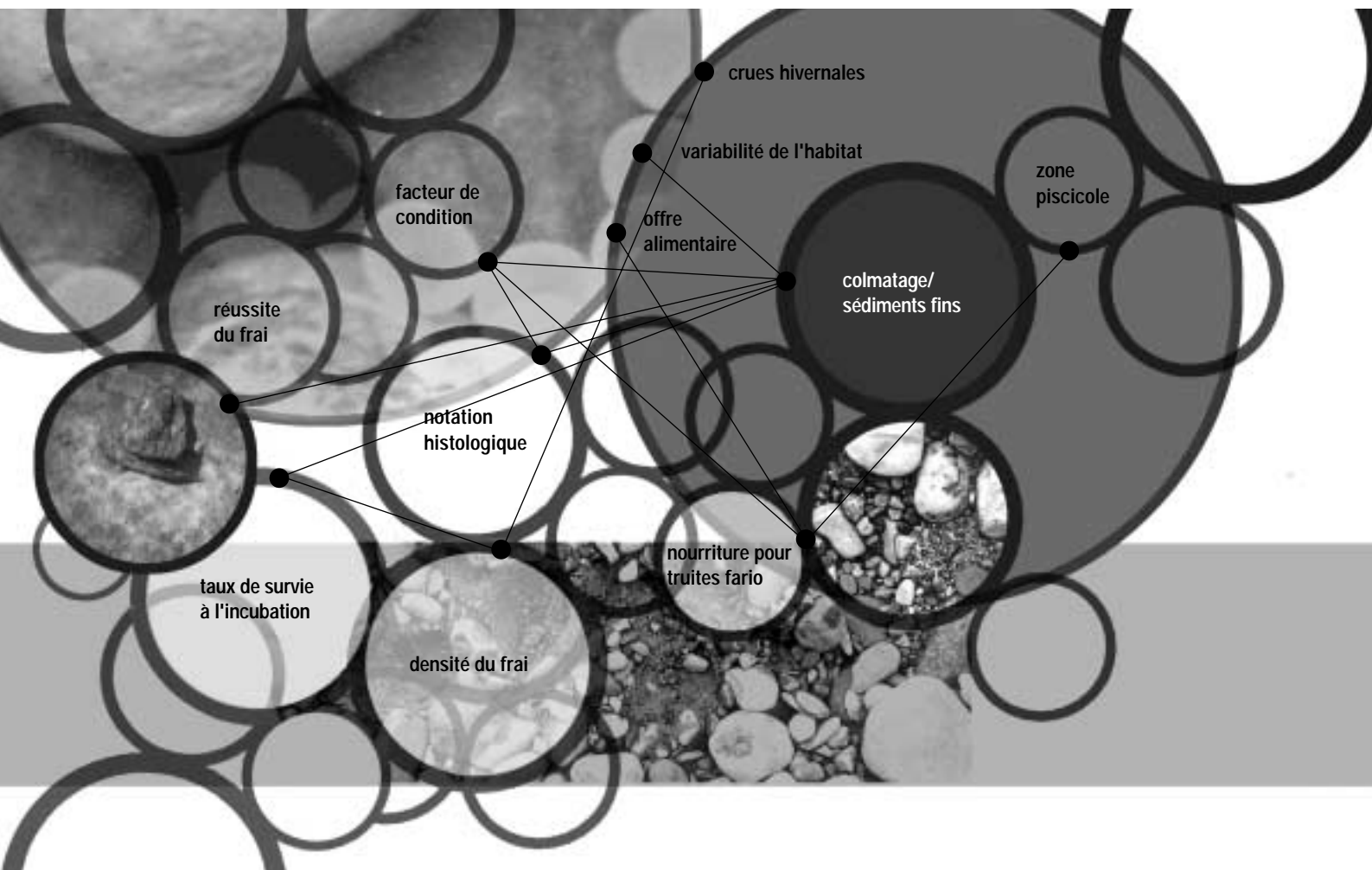
Réalisation d'une cartographie écomorphologique d'après le niveau R (système modulaire gradué suisse), analyser les déficiences et définir les priorités d'intervention.

- **Documentation de l'amélioration de la qualité des habitats**
- Les exemples de revalorisation réussie des habitats doivent être documentés et communiqués au public. Il serait souhaitable d'enregistrer la réaction des poissons.

### 5.5.6 Références bibliographiques

- [1] Ward JV (1989) *The 4-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems*. Journal of the North American Benthological Society 8: 2–8.
- [2] Bagliniere JL & Arribemoutounet D (1985) *Microdistribution of populations of brown trout (Salmo trutta L.) and of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar L.) and other species present in the upstream part of the Scorff River (Brittany)*. Hydrobiologia 120: 229–39.
- [3] Bagliniere JL, Prevost E & Maisse G (1994) *Comparison of population dynamics of Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta) in a small tributary of the River Scorff (Brittany, France)*. Ecology of Freshwater Fish 3: 25–34.
- [4] Heggenes J (1988) *Physical habitat selection by brown trout (Salmo trutta) in riverine systems*. Nordic Journal of Freshwater Research 64: 74–90.
- [5] Baran P, Delacoste M, Lascaux JM & Belaud A (1993) *Relationships between habitat features and brown trouts populations (Salmo trutta L.) in Neste-Daure Valley*. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture 331: 321–40.
- [6] Cunjak RA & Power G (1986) *Winter habitat utilization by stream resident brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1970–81.
- [7] Vehanen T, Bjerke PL, Heggenes J, Huusko A & Maki PA (2000) *Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behaviour by juvenile brown trout in artificial flumes*. Journal of Fish Biology 56: 923–37.
- [8] Baran P, Delacoste M & Lascaux JM (1997) *Variability of mesohabitat used by brown trout populations in the French central Pyrenees*. Transactions of the American Fisheries Society 126: 747–57.
- [9] Roussel JM & Bardonnet A (2002) *The habitat of juvenile brown trout (Salmo trutta L.) in small streams: Preferences, movements, diel and seasonal variations*. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture (365–66): 435–54.
- [10] Flebbe PA & Dolloff CA (1995) *Trout use of woody debris and habitat in Appalachian wilderness streams of North Carolina*. North American Journal of Fisheries Management 15: 579–90.
- [11] Lehane BM, Giller PS, O'Halloran J, Smith C & Murphy J (2002) *Experimental provision of large woody debris in streams as a trout management technique*. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 12: 289–311.
- [12] Sundbaum K (2001) *Importance of woody debris for stream dwelling brown trout (Salmo trutta L.)*. Rapport 32. Vattenbruksinstitutionen, Umea.
- [13] Zika U & Peter A (2002) *The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat*. River Research and Applications 18: 355–66.
- [14] Jungwirth M (1981) *Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. pp. 104.
- [15] Massa F, Grimaldi C, Bagliniere JL & Prunet C (1998) *Physical and chemical temporal variations in two spawning areas with contrasted sedimentation dynamics and preliminary results on the early life survival of brown trout (Salmo trutta)*. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture 350–351: 359–76.
- [16] Acornley RM & Sear DA (1999) *Sediment transport and siltation of brown trout (Salmo trutta L.) spawning gravels in chalk streams*. Hydrological Processes 13: 447–58.
- [17] Walling DE & Amos CM (1999) *Source, storage and mobilisation of fine sediment in a chalk stream system*. Hydrological Processes 13: 323–40.
- [18] BUWAL (1998) *Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend)*. Mitteilungen zum Gewässerschutz 26. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 43.
- [19] <http://www.gewaesserschutz.zh.ch>.
- [20] <http://www.gsa.bve.be.ch>.
- [21] AfU Solothurn (2002) *Zustand Solothurner Gewässer 2000*, pp. 112.
- [22] Sigmaplan/Metron/Meteotest (2001) *Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984–1995*. Bundesamt für Raumentwicklung, BUWAL, Bern. pp. 48.
- [23] Staub E, Blardone M, Droz M, Hertig A, Meier E, Soller E & Steiner P (in Vorbereitung) *Angelfang, Forellenbestand und Einflussgrößen: eine regionalisierte Auswertung mittels GIS*. BUWAL, Bern.
- [24] Schager E & Peter A (2001) *Bachforellensommerlinge Phase I*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 315.
- [25] Schager E & Peter A (2002) *Bachforellensommerlinge. Phase II*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 218.
- [26] Schager E (2003) *Zwischenbericht Testgebiete – Fischbestand & Lebensraum*. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 74.
- [27] Kirchofer A, Breitenstein M & Guthruf J (2002) *Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung*. BUWAL, Bern. pp. 120.
- [28] Kanton Wallis (2000) *Dritte Rhônekorrektion. Sicherheit für die Zukunft*. Dienststelle für Strassen und Flussbau. Synthesebericht. pp. 47.
- [29] Küttel S (2001) *Bedeutung der Seitengewässer der Rhône für die natürliche Reproduktion der Bachforelle und Diversität der Fischfauna im Wallis*. Diplomarbeit ETH Zürich. pp. 68.
- [30] Weber H-U (2001) *Die Thur. Ein Fluss mit Zukunft für Mensch, Natur und Landschaft*. Schweizerische Wasserbautagung 2001, Säntis. pp. 44.
- [31] AfU Luzern (1998) *Gewässersystem Luthern-Wigger. Ökomorphologie, chemischer und biologischer Zustand*. Amt für Umweltschutz, Luzern.
- [32] Peter A (in Vorbereitung) *Bachforellenpopulationen im Wiggersystem*.
- [33] Mathis B (1998) *Zustandsbericht Gewässer Ron*. Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern, Luzern. pp. 111.
- [34] Lopez Velasco M (1999) *Movement behavior of chub (Leuciscus cephalus) and nase (Chondostroma nasus) in the Stream Ron, Central Switzerland*. Diplomarbeit, IHE Delft. pp. 54.
- [35] IRA (1997) *Gewässer- & Fischökologisches Konzept Alpenrhein. Grundlagen zur Revitalisierung*. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Wien. pp. 90.
- [36] IRA (2002) *Trübung und Schwall im Alpenrhein*. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. pp. 47.

- [37] Peter A & Gonser T (1998) *The Töss as Habitat*. EAWAG news 44e: 18–20.
- [38] WWF (2001) *Water and Wetland Index. Assessment of 16 European Countries. Phase 1 Results*. World Wildlife Fund, pp. 69.
- [39] Tunesi F (1996) *Situationsanalyse der Fliessgewässer im oberen Tössstal. Revitalisierungsperspektiven mit fischökologischer Gewichtung*. Diplomarbeit, Abteilung für Umweltnaturwissenschaften ETH, Zürich. pp. 135.
- [40] Gmünder R (1995) *Ökomorphologie und Durchgängigkeit im Bachsystem der Sitter aus der Sicht der Fischökologie. Band 1*. Diplomarbeit, ETH Zürich.
- [41] Baumann P & Klaus I (2003) *Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie*. Mitteilungen zur Fischerei 75. BUWAL, Bern. pp. 112.
- [42] Valentin S (1995) *Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques: Effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. Etudes de cas (Ance du Nord et Fontaulière) et approches expérimentales*. Thèse, Université Claude Bernard, Lyon. pp. 272.
- [43] Valentin S (1997) *Effets écologiques des éclusées en rivière. Expérimentations et synthèse bibliographique*. Études du CEMAGREF, série Gestion des milieux aquatiques 13: 79.
- [44] Largiadèr CR & Hefti D (2002) *Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten*. Mitteilungen zur Fischerei 73. BUWAL, Bern. pp. 114.
- [45] Bryant MD (1995) *Pulsed monitoring for watershed and stream restoration*. Fisheries 20: 6–13.
- [46] Hendry K, Cragg-Hine D, O'Grady M, Sambrook H & Stephen A (2003) *Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks*. Fisheries Research 62: 171–92.
- [47] Gunkel G (1996) *Renaturierung kleiner Fliessgewässer*. G. Fischer, Jena, pp. 471.
- [48] Patt H, Jürging P & Kraus W (1998) *Naturnaher Wasserbau*. Springer, Berlin, pp. 358.
- [49] Amt für Natur (2002). *Report 1998–2001*. Renaturierungsfonds des Kantons Bern.



## 5.6 Hypothèse: Le déclin de la pêche est dû à une augmentation de la part de sédiments fins

*Karin Scheurer et Roman Bucher*

### Résumé

Les apports de particules fines aux cours d'eau peuvent nuire aux poissons à la fois de manière directe (par de forts taux de matières en suspension) et indirecte (par un colmatage du fond du lit). L'érosion des terres, en particulier des terres agricoles, et donc l'abrasion de matières solides a considérablement augmenté ces dernières années. Les données dont nous disposons ne permettent cependant pas de constater d'augmentation de la concentration de matières en suspension dans les cours d'eau au cours des deux dernières décennies. Aux concentrations mesurées dans les cours d'eau que nous avons étudiés, les particules en suspension ne devraient pas avoir d'influence notable sur la santé des poissons.

Par contre, un colmatage du fond du lit peut avoir des conséquences tout à fait néfastes, notamment sur le déve-

loppement du frai. Le degré de colmatage du fond des rivières suisses est cependant fort mal connu. Il n'est donc pas encore possible de répondre de façon définitive aux questions posées par cette hypothèse.

### 5.6.1 Introduction et définition du problème

D'après l'hypothèse « Sédiments fins », la présence renforcée de sédiments fins dans l'eau et dans le fond des cours d'eau est responsable de la baisse des captures observée en Suisse.

Certains travaux de recherche agricole montrent que suite à une extension des surfaces consacrées aux cultures de plein champ l'entraînement des particules fines par érosion s'est aggravé au cours des dernières décennies [1, 2]. On peut donc tout naturellement supposer que la quantité de particules fines apportées aux cours d'eau a elle aussi augmenté, de même que la part de particules sédimentées. Dans certaines conditions hydrauliques, une augmentation de la part de sédiments fins dans les rivières peut y entraîner une consolidation du lit de gravier, c'est à dire un colmatage du fond. D'après les observations de spécialistes des pêches, ce colmatage se serait effectivement aggravé. Or ce

**Fig. 5.6.1:** La concentration de sédiments fins dans l'eau dépend de la variabilité des habitats ainsi que de la fréquence et de l'intensité des crues hivernales. Elle a une incidence non seulement sur la réussite du frai et sur la survie des œufs incubés mais aussi sur la quantité et la qualité de la nourriture disponible pour les poissons et finalement sur l'état de santé de ces derniers.

phénomène peut gravement perturber la reproduction et le développement des œufs des poissons frayant sur gravier: d'une part, par une raréfaction du substrat nécessaire à l'édification des frayères et d'autre part, par une circulation insuffisante de l'eau au niveau des œufs déposés dans le gravier induisant un manque d'oxygénation et une mauvaise évacuation des substances toxiques suivis d'une mortalité accrue des œufs [3, 4].

Etant donné l'incidence potentielle du colmatage du fond du lit sur les poissons frayant sur gravier, les informations indiquant une augmentation des apports de particules fines dans les cours d'eau ont motivé une prise en compte de l'aspect des sédiments fins dans la recherche des causes du déclin de la pêche en Suisse.

Les mécanismes d'action suivants sont envisageables. Ils seront traités dans les diverses parties de ce chapitre:

- ▶ les particules fines et éléments nutritifs apportés aux cours d'eau ont une influence sur les organismes servant de nourriture aux poissons (voir le paragraphe « Effets sur l'offre alimentaire » et l'hypothèse « Offre alimentaire »)
- ▶ les particules fines apportées aux cours d'eau et les polluants adsorbés à leur surface nuisent directement à la santé des poissons (voir le paragraphe « Effets sur la santé des poissons » et l'hypothèse « Pollution chimique »)
- ▶ les particules fines apportées aux cours d'eau et les constructions hydrauliques qu'ils ont subies induisent un colmatage accru du fond et donc une perturbation du développement des œufs (voir le paragraphe « Effets du colmatage sur la reproduction » et l'hypothèse « Habitat »).

Afin d'apporter des éléments de réponse aux questions posées dans le cadre de cette hypothèse, nous nous appuyerons sur des données de base (fournies par l'USP, le SHGN et le programme NADUF), sur les connaissances acquises dans différents projets partiels [5–10] et sur la littérature pour présenter dans ce chapitre l'évolution dans le temps de l'érosion, de la concentration en matières en suspension et du colmatage et pour dresser un tableau des effets observés sur les poissons des rivières suisses.

### 5.6.2 Observations faites en Suisse

#### Sources de sédiments fins

Les sédiments fins sont des particules solides dont la nature peut être organique ou anorganique. Dans la littérature, on désigne par ce terme les particules d'une granulométrie

inférieure à 0.75 mm [11], à 2 mm (norme allemande DIN 4022 [10, 12]) ou à 5 mm [13]. Ces particules fines se forment sous l'effet de l'érosion climatique et sont entraînées par l'eau ou le vent. L'importance de cette érosion dépend de la topographie, de la structure du sol et de l'intensité des précipitations et peut donc présenter de fortes variations spatiales et saisonnières. La quantité de matériaux solides érodés dépend quant à elle de la taille et de la nature du bassin versant concerné (voir tableau 5.6.1) [14]. Si les particules fines se retrouvent dans un cours d'eau, elles sont soit entraînées avec le courant sous la forme de matières en suspension soit déposées sur le fond sous l'effet de la sédimentation. La quantité de particules fines naturellement apportées aux cours d'eau est difficile à estimer. Suite à l'érosion des matières solides, des polluants chimiques adsorbés à la surface des particules fines sont également susceptibles d'être rejetés dans les cours d'eau ([15], voir hypothèse « Pollution chimique »).

Il faut s'attendre à une augmentation des apports naturels de sédiments fins lorsque la fréquence des événements de fortes précipitations et l'érosion augmentent (déplacement de la limite du permafrost, retrait des glaciers, etc.). Les données pluviométriques du siècle passé (1901-1998) révèlent que la quantité de précipitations de la demi-année hivernale a augmenté de plus de 20% entre la fin des années 1970 et le milieu des années 1980 [16]. Cette augmentation est principalement liée à un accroissement de 13% de la fréquence des fortes précipitations particulièrement érosives (surtout sous forme de pluie; >70 mm par jour) qui s'est produit sur le versant nord des Alpes depuis les années 1970 [17, 18]. Il est fort probable que ce changement de la pluviométrie se répercute sur les régimes d'écoulement et donc sur le charriage (voir l'hypothèse « Crues hivernales »).

Les processus naturels d'érosion et d'apports de sédiments fins aux cours d'eau peuvent donc être amplifiés par les activités anthropiques. Au nombre des activités ayant une incidence sur les sédiments fins, on compte l'agriculture et la sylviculture, les extractions de minerais et de granulats, les constructions de tous genres, les stations d'épuration et l'imperméabilisation des sols.

De par la surface qu'elle occupe, l'agriculture constitue la source principale d'érosion anthropogénique. Les cultures de plein champ (sols nus ou peu couverts de végétation) et certaines pratiques culturales (compactage des sols) sont

Bassin versant	Érosion spécifique [t/(km <sup>2</sup> ·an)]	% MES dans les sédiments	Teneur en ME dans les cours d'eau EP [mg/l]
Basses régions	8,7 ± 3,2	95	20–40
Moyenne montagne	45 ± 63	89	10–230
Haute montagne	278 ± 163	89	60–280
Glaciers	1185 ± 629	80	n. i.

Tab. 5.6.1: Erosion spécifique et part de particules fines (% MES) dans les matières entraînées dans les cours d'eau européens dans différents types de bassins, d'après [14]. (EP: échantillons ponctuels; MES: matières en suspension; n. i.: non indiqué).

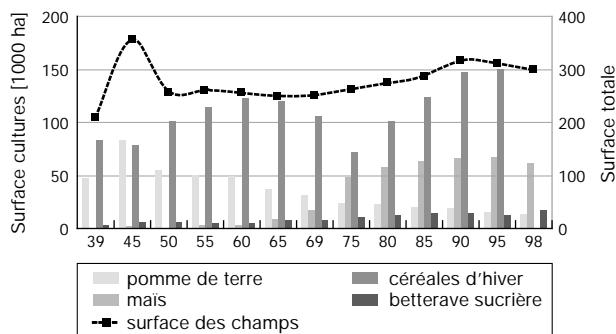


Fig. 5.6.2: Evolution de la surface totale consacrée aux champs et de la part des différentes cultures de plein champ de 1939 à 1998 [20–24].

principalement responsables de cet effet. La sensibilité des champs face à l'érosion dépend du pourcentage de recouvrement de la végétation: les champs de maïs y sont ainsi particulièrement sensibles [19].

L'érosion des sols s'est aggravée depuis 1970 suite à des changements au niveau des cultures pratiquées (augmentation de la surface occupée par les champs et de la part des cultures favorisant l'érosion, comme le maïs; voir figure 5.6.2) et des techniques employées (compactage des sols par l'emploi de machines, agrandissement des soles consacrées aux champs) [1]. L'institution en 1993 des paiements directs aux agriculteurs en échange de tâches d'intérêt public et écologique (« mesures écologiques ») devait permettre de réduire l'érosion et donc les rejets de phosphore dans les cours d'eau [2]. La comparaison des résultats d'études menées dans le Moyen-Pays bernois avant (1987–1989) et après l'introduction des mesures (1997–1999) indique bien une diminution du risque théorique d'érosion, mais aussi une augmentation de 22% de l'érosion réelle due à un changement important de la pluviométrie entre les deux périodes d'observation [2]. Le changement du régime des précipitations a d'autre part provoqué un déplacement de l'été vers l'hiver des événements à fort pouvoir érosif (voir hypothèse « Crues hivernales »). On estime qu'environ 18% des particules de sol érodées dans la zone étudiée se retrouvent dans les cours d'eau [2].

*L'imperméabilisation des sols* (par la construction de bâtiments ou de voiries) a pour effet d'empêcher l'eau de s'infiltrer dans ceux-ci. La surface imperméabilisée a augmenté de près de 25% entre 1983 et 1995 alors que dans le même temps, la surface des zones habitées n'a augmenté que de 13,3% [25]. Les sédiments fins entraînés à partir des surfaces imperméables se retrouvent en grande partie dans les canalisations. Dans les communes disposant encore d'un réseau d'assainissement unitaire, ces particules fines sont emportées avec les pluies vers la STEP ou sont directement déversées dans le cours d'eau récepteur via les déversoirs d'orage. Dans les réseaux séparatifs, les eaux

météoriques sont déviées et directement déversées dans le milieu récepteur.

*La sylviculture*, les extractions de minerais et de granulats et les constructions peuvent être à l'origine d'apports d'importance plutôt locale et limitée dans le temps..

L'influence des apports de matières en suspension provenant des *stations d'épuration* est limitée à la partie du cours d'eau récepteur située en aval du point de rejet des effluents. La teneur en matières en suspension des effluents de station est en général comprise entre 5 et 15 mg/l. Cette valeur est relativement faible comparée aux concentrations naturelles de matières en suspension dans les cours d'eau mais il ne faut pas oublier que des eaux très chargées en particules (jusqu'à 1000 mg MES/l) sont rejetées en très peu de temps dans les cours d'eau récepteurs par les déversoirs d'orage [26].

Au sein même d'un cours d'eau, l'érosion du fond et des berges est un processus naturel qui se produit principalement lors des crues. Quand l'écoulement est normal, l'érosion reste généralement modérée [14]. Les aménagements hydrauliques de stabilisation des berges et du fond ont d'autre part fortement limité l'érosion interne au cours d'eau.

#### Teneurs en matières en suspension dans les cours d'eau

L'étude des concentrations de matières en suspension dans les cours d'eau suisses est effectuée depuis les années 1960 par le SHGN à partir d'échantillons ponctuels (2x par semaine) prélevés dans 13 cours d'eau (débit moyen  $Q_m$  19–183 m<sup>3</sup>/s) et depuis les années 1980 à partir d'échantillons composites prélevés dans 22 cours d'eau ( $Q_m$  8–443 m<sup>3</sup>/s) dans le cadre du programme NADUF. Ces études portent sur des rivières d'assez grande taille. On ignore encore l'importance de la charge en matières en suspension des ruisseaux, qui sont généralement le lieu de la fraye et de l'élevage des juvéniles (voir l'hypothèse « Recrutement »).

L'ordonnance sur la protection des eaux du 15 décembre 1998 (Oeaux, SR 814.201) ne comporte pas de consignes concernant la teneur en matières en suspension; la classification et l'évaluation des concentrations en matières en suspension se font donc sur la base des données citées dans la littérature sur les effets observés chez les poissons (voir le paragraphe « Effets sur la santé des poissons »). Pour pouvoir comparer avec ces données, on calcule le percentile 80. Les percentiles indiquent à partir de quelle valeur un certain pourcentage de résultats est atteint ou dépassé. Ainsi par exemple, si la valeur du percentile 80 est de 100 mg/l, 80% des valeurs mesurées sont inférieures ou égales à 100 mg/l.

Comme le montre la figure 5.6.3, les fortes teneurs en matières en suspension (percentile 80 compris entre 200 et



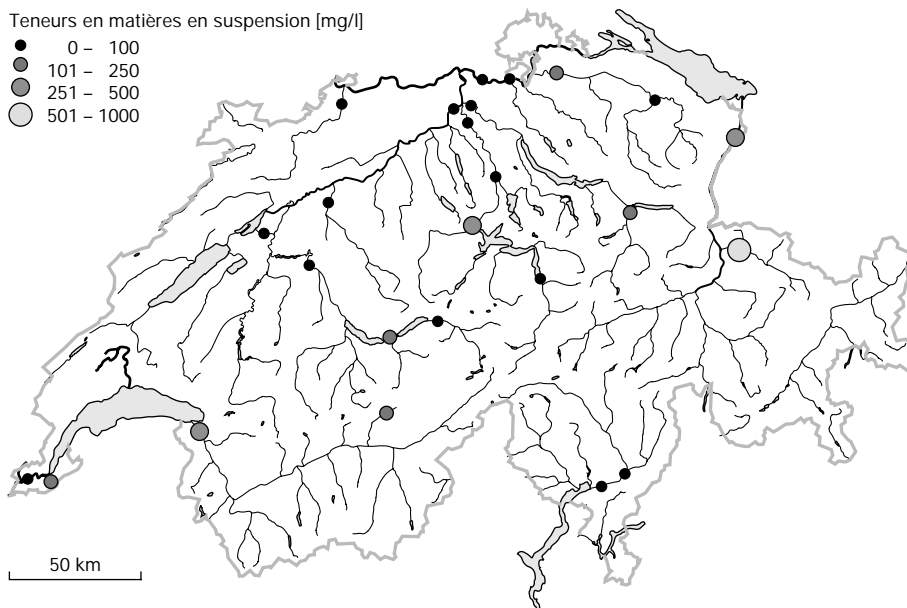


Fig. 5.6.3: Valeurs du percentile 80 des teneurs en matières en suspension mesurées dans le programme NADUF ou dans le cadre des études du SHGN dans les rivières d'étude pendant les mois d'été.

400 mg/l) sont principalement mesurées dans les rivières dont le bassin versant est alpin. Dans les rivières du Plateau, le percentile 80 mesuré dans les différentes stations du NADUF est inférieur à 100 mg/l, c'est à dire en dessous du domaine critique défini à partir d'études sur la santé des truites fario (voir le paragraphe « Effets sur la santé des poissons »). Les deux seules exceptions sont le Ticino à hauteur de Riazzino (domaine alpin) qui présente un percentile 80 inférieur à 100 mg/l et la Thur à hauteur d'Andelfingen (rivière du Plateau à bassin versant alpin) qui présente un percentile 80 supérieur à 100 mg/l. Les valeurs élevées sont principalement mesurées pendant les mois d'été (débits élevés suite à la fonte des neiges et aux précipitations); en hiver, le percentile 80 est inférieur au seuil de 100 mg/l dans tous les cours d'eau.

Une analyse de tendance a été effectuée à partir des teneurs en matières en suspension mesurées dans les cours d'eau étudiés dans le cadre du programme NADUF entre 1974 et 1998 [27]. L'analyse n'a pas permis de dégager de tendance dans douze des tronçons étudiés: Aar (Berne), Aar (Brugg), Aar (Hagneck), Birse (Münchenstein), Glatt (Rheinsfelden), Petite Emme (Littau), Inn (Martinsbrück), Rhin (Diepoldsau), Rhin (Rhekingen), Rhône (Chancy), Sarine (Gümmenen) et Thur (Andelfingen). On observe une légère augmentation des teneurs en matières en suspension dans les deux rivières du Plateau que sont la Limmat (Baden) et la Reuss (Mellingen) ainsi que dans le Rhône (Port du Scex, bassin versant alpin) et une légère baisse de ces concentrations dans le Rhin à hauteur de Village-Neuf (Plateau) et dans le Ticino (bassin versant alpin). Malgré l'augmentation constatée, les valeurs mesurées dans la Limmat et dans la Reuss restent en dessous du domaine critique. Contre toute attente, l'intensification de l'érosion pendant la période

d'étude ne se traduit pas par une augmentation des teneurs en matières en suspension dans les cours d'eau étudiés. La majeure partie des matériaux érodés est rapidement entraînée lors de fortes pluies, ce qui n'influe pas nécessairement sur la tendance évolutive sur plusieurs années. Il ne faut pas non plus oublier le manque total d'études sur les ruisseaux du Moyen-Pays.

#### Colmatage du fond du lit

Lorsque la vitesse du courant est faible, les particules solides transportées en tant que matières en suspension par les cours d'eau se déposent sur leur fond sous la forme de sédiments fins. L'accumulation de sédiments fins dans les pores du lit de graviers est appelée colmatage interne, leur dépôt à la surface du lit étant appelé colmatage externe. Un colmatage interne peut se produire quand la charge en matières en suspension est élevée, quand il existe un courant d'infiltration dans le fond du lit et quand les crues et le charriage qu'elles impliquent ne se produisent pas assez régulièrement [10].

Certaines activités anthropiques peuvent influencer la dynamique de transport des solides et donc le phénomène de colmatage. Les ouvrages transversaux produisent localement un ralentissement de l'écoulement et favorisent donc la sédimentation des matières en suspension tout en limitant fortement la possibilité de décolmatage. Un déficit de charriage se produit en aval des barrages. Suite à la dérivation des eaux on observe une raréfaction des crues dans le tronçon court-circuité et donc une diminution du décolmatage à ce niveau. Lors des chasses de barrages, des charges importantes de matières en suspension sont transportées en très peu de temps. Cette pratique ou bien celle des éclusées hydroélectriques peut être

particulièrement problématique en hiver, quand les eaux sont normalement basses et claires. La chenalisation des cours d'eau induit une augmentation de leur capacité de transport et une homogénéisation de leur écoulement qui entraînent la disparition des petites structures et favorisent un colmatage général du fond. De grands projets de correction des cours d'eau ont été réalisés en Suisse à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle et au XX<sup>e</sup> siècle dans le but de gagner des terrains supplémentaires, de protéger les populations contre les crues et de stabiliser les fonds. On a observé jusque dans les années 1980 une augmentation des tronçons de rivière aménagés (voir l'hypothèse « Habitat »). A l'heure actuelle, il n'existe pas d'études de grande envergure ou portant sur plusieurs années sur le colmatage des cours d'eau suisses. Seule une évaluation ponctuelle du degré de colmatage du fond a été effectuée dans un petit nombre d'entre eux (voir le paragraphe « Effets du colmatage sur la reproduction »).

### Influence sur l'offre alimentaire

A côté des organismes apportés par les airs, les macro-invertébrés benthiques constituent une part importante de l'alimentation des truites (voir l'hypothèse « Offre alimentaire »). C'est dans le fond du lit qu'ils évoluent, se nourrissant d'organismes recouvrant les graviers ou de particules nutritives extraites de l'eau par filtration. Si le taux de matières en suspension dans l'eau est trop élevé, leur appareil de filtration ou leurs organes digestifs peuvent être endommagés ou leur comportement modifié (dérive, retrait dans l'espace interstitiel) [3, 28]. La présence des macro-invertébrés dépend d'autre part de la croissance des algues qui se voit limitée par la forte turbidité liée à de grandes quantités de matières en suspension dans l'eau. De plus, lorsque le fond du lit est colmaté, l'habitat des macro-invertébrés est détérioré, ce qui induit une modification de la composition de leur faune et une diminution de la biomasse servant de nourriture aux poissons [12]. Quand les événements perturbateurs sont de courte durée, on observe généralement une recolonisation rapide de l'espace en provenance des affluents ou des refuges du domaine interstitiel. Par contre, si le fond du lit est colmaté, le domaine interstitiel n'est plus accessible et ne peut plus servir de refuge.

Il n'existe que peu d'études sur l'effet de taux élevés de matières en suspension sur l'abondance des macro-invertébrés dans les cours d'eau suisses. Des recherches effectuées sur le Rhin alpin montrent que si on compare sa situation à celle d'autres cours d'eau alpins, les éclusées qui y sont pratiquées et donc le colmatage du fond et la modification de transport de charge de fond qu'elles entraînent provoquent une modification fondamentale de la biocénose et une perturbation de la faune benthique [29]. De la même manière, on peut s'attendre comme le montrent des études menées sur la Limmat et le Rhin supérieur [30, 31],

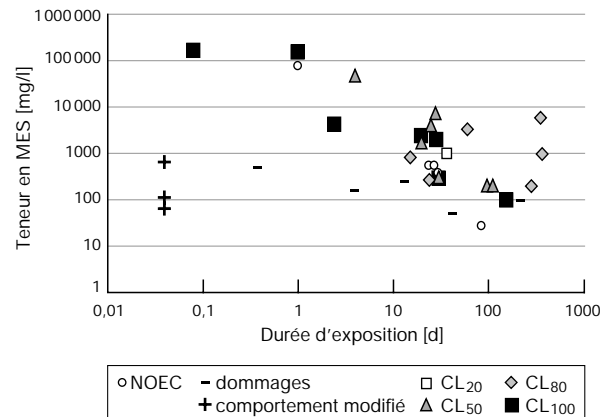


Fig. 5.6.4: Résultats d'études sur les effets de différentes teneurs en matières en suspension et durées d'exposition sur des truites fario et des truites arc-en-ciel (NOEC: Concentration sans effets observables; CLx: Concentration létale pour x% des poissons) [3, 28, 32, 33].

à observer une réduction de la biomasse d'organismes nourriciers immédiatement en amont des centrales hydroélectriques suite au ralentissement du courant et à la sédimentation accrue qu'elles provoquent.

### 5.6.3 Relations avec les effets observés

#### Effets sur la santé des poissons

Quand le taux de matières en suspension augmente dans un cours d'eau, les poissons cherchent refuge dans des caches et abris ou gagnent provisoirement des affluents aux eaux encore claires. Ceci n'est cependant possible que si la rivière présente effectivement des abris et si l'accès aux affluents n'est pas rendu impossible par la présence d'ouvrages (voir l'hypothèse « Habitat »). Si la teneur en matières en suspension augmente subitement ou si les affluents sont inaccessibles, les poissons sont directement exposés aux eaux turbides. Les alevins sont beaucoup plus sensibles aux sédiments fins que les adultes. Les particules transportées par l'eau limitent la visibilité et influent sur le comportement des poissons. Elles peuvent de plus occasionner des dommages dans certains tissus, notamment la peau et les branchies et causer une gêne respiratoire. Les lésions cutanées s'accompagnent d'une moindre résistance aux agents pathogènes. L'intensité des perturbations causées par les particules fines en suspension ne dépend pas uniquement de leur concentration dans l'eau mais aussi de leur forme et de leur composition, de la durée d'exposition des poissons, de la concentration d'autres composés chimiques dans l'eau et de la présence de pathogènes [28]. Ainsi, la survenue momentanée de très forts taux de matières en suspension (80 000 mg/l pendant une journée) n'est pas nécessairement létale alors que l'exposition de truites arc-en-ciel pendant 280 jours à des concentrations assez faibles (200 mg/l) cause 80% de

perles [3]. Les résultats de diverses études indiquent que la mortalité des truites augmente lorsqu'elles sont exposées chroniquement à des taux de matières en suspension supérieurs à 100 mg/l [3, 28] (voir figure 5.6.4). L'observation d'effets différents pour la même durée d'exposition et la même concentration peut s'expliquer par des différences au niveau de l'âge des poissons examinés, de la méthode employée (par ex. durée d'acclimatation des poissons aux conditions de laboratoire) ou de la composition des particules. Ainsi par exemple, des eaux de laverie de charbon auront un effet moindre sur les poissons que des eaux renfermant la même concentration de fibres d'épicéa [3].

C'est principalement dans les fleuves et rivières du Moyen-Pays que l'on a observé un recul des prises de pêche. Or, c'est dans les cours d'eau alpins et en été que l'on relève des taux de matières en suspension supérieurs à 100 mg/l. En général, les cours d'eau ne présentent des taux très élevés de MES que pendant quelques jours. Mais de telles concentrations peuvent être mesurées certaines années pendant plusieurs semaines dans certains cours d'eau (comme dans la Petite Emme à Littau, dans le Rhin à Diepoldsau, dans le Rhône à la Porte du Scex et dans la Thur à Halden). Dans les fleuves et rivières du Moyen-Pays, les teneurs en matières en suspension mesurées se situent en général en dessous du seuil critique de 100 mg/l (voir figure 5.6.3). Il est donc improbable qu'une augmentation du taux de matières en suspension soit directement impliquée dans le phénomène de baisse des captures observé en Suisse. Une telle augmentation est cependant susceptible d'amplifier d'autres effets. Il a d'autre part été constaté que certains événements locaux causant une augmentation temporaire mais très importante du taux de matières en suspension (comme les chasses de barrage [30, 34]) pouvaient avoir des effets délétères à létaux sur les poissons.

### Effets du colmatage sur la reproduction

La truite de rivière a besoin pour frayer d'un lit de graviers non colmaté par des sédiments fins et bien parcouru par le courant, dans lequel les femelles puissent creuser des frayères à la fin de l'automne (voir le cycle vital de la truite fario en annexe). Pendant toute la durée de l'incubation et pendant la période précédant l'émergence des alevins au printemps, le milieu doit assurer une bonne alimentation en oxygène (les besoins doivent être similaires à ceux du saumon: incubation 1 mg O<sub>2</sub>/l; stade œillé 5 mg O<sub>2</sub>/l; éclosion: 6-8 mg O<sub>2</sub>/l) et une bonne évacuation des résidus métaboliques par un courant suffisant dans le domaine interstitiel [13, 35, 36]. Une accumulation excessive de sédiments fins dans le fond du lit compromet la bonne oxygénation de cet espace. De plus, le taux de matières organiques dans les sédiments fins ne doit pas être trop élevé pour éviter une consommation accrue d'oxygène dans les interstices. D'après la littérature, le développement du frai

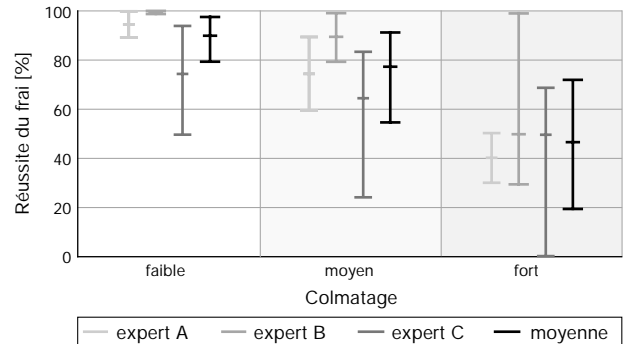


Fig. 5.6.5: Résultats d'une audition d'experts sur le rapport entre colmatage et réussite du frai. Les intervalles indiquent la valeur la plus probable selon les experts ainsi que les valeurs minimales et maximales estimées.

dans le lit de graviers est optimal quand la part de sédiments fins (de granulométrie inférieure à 0,75mm) n'excède pas 10% (voir figure 5.6.6) [11].

L'influence du colmatage sur la réussite ou la survie du frai de la truite fario est prise en compte dans le réseau de probabilités (voir l'hypothèse « Divers facteurs »). Dans le modèle, la réussite du frai est définie comme la part d'œufs fécondés et déposés dans le lit de graviers par rapport à la quantité totale d'œufs produits et les experts nationaux l'évaluent dans des conditions de colmatage moyen ou fort à respectivement 80% et 45% (voir figure 5.6.5). La part d'alevins éclos donne le taux de survie exprimé en pourcentage des œufs fécondés et pondus. D'après la littérature [11] et les experts, ce taux de survie diminue fortement quand la part de sédiments fins dans le lit de graviers dépasse 10% (voir figure 5.6.6).

Lors de l'étude des populations d'estivaux menée dans 38 cours d'eau suisses, le colmatage du fond a été estimé au « coup de botte » (coups de pieds sur le fond) au moment des relevés, c'est à dire en été [7, 9]. Pendant la première année d'étude, un colmatage moyen a été constaté dans 37% des

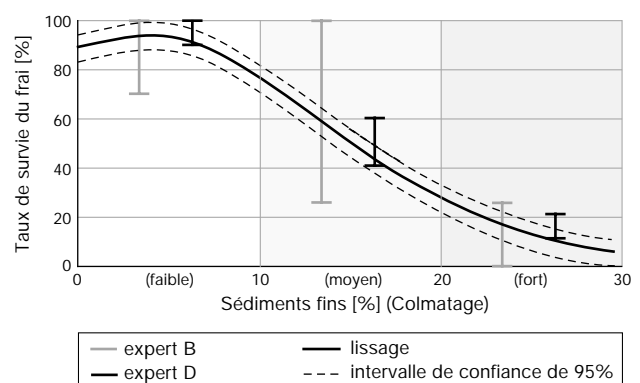


Fig. 5.6.6: Rapport entre colmatage et taux de survie du frai de truites fario d'après l'avis d'experts et d'après [11].

tronçons étudiés et un fort dans 12% d'entre eux. Dans 26% des tronçons, le fond était faiblement colmaté et 25% d'entre eux ne présentaient aucun colmatage. Le degré de colmatage observé lors d'une deuxième campagne de mesures était comparable au précédent dans les tronçons concernés par les deux campagnes. Etant donné l'évolution des conditions hydrologiques au cours d'une année, l'état estival du fond du lit ne correspond pas directement à son état en période de frai. On peut cependant établir un parallèle entre fort colmatage et faible population d'estivaux. Des études ponctuelles menées dans différents cours d'eau - ancienne Aar (BE), Rhin alpin (SG), Önz (BE) et Orbe (VD) - ont d'autre part mis en évidence l'existence d'un rapport entre un colmatage du lit et une perte d'habitats pour la fraie ou une perturbation du développement du frai [5, 29, 37, 38].

Une étude de la structure du fond du lit de l'ancienne Aar a été effectuée en 1988 et à l'automne 1989 [39]. La part de sédiments fins (de granulométrie inférieure à 2mm) était d'environ 10% en amont de la confluence avec le Lyssbach pour atteindre 10 à 30% en aval de celle-ci. Le fort colmatage constaté dans le tronçon aval s'explique principalement par un manque de charriage. Des pontes n'ont été observées qu'à de rares endroits, ce qui vient également conforter l'idée que l'ancienne Aar n'est pas une rivière à truites [5]. La capacité de reproduction des truites fario dans le Rhin alpin a été évaluée à l'aide de boîtes de Vibert placées sur le fond du fleuve [29]. Les résultats ont montré que le nombre de larves était influencé par une grande quantité de sédiments fins (de granulométrie inférieure à 0,63mm) provenant d'eaux très chargées lâchées brusquement dans le cadre d'éclusées. Dans l'Allaine (JU) le colmatage du fond est considéré comme co-responsable de la faiblesse des populations de truites fario, aux côtés des causes principales que sont la mauvaise qualité de l'eau et la qualité insuffisante de l'habitat [15]. Des études menées en parallèle dans les quatre cours d'eau des domaines d'étude de Fischnetz - l'Emme (BE), le Liechtensteiner Binnenkanal (LI), le Necker (SG) et la Venoge (VD) - ont notamment porté en 2002 et 2003 sur le degré de colmatage du fond et sur la population d'estivaux [40, 41]. D'après les estimations du réseau de probabilités, le colmatage est l'un des quatre facteurs principaux responsables du déclin des populations piscicoles dans le Liechtensteiner Binnenkanal, le Necker et la Venoge (voir hypothèse « Divers facteurs »).

#### 5.6.4 Conclusions et questions en suspens

Plusieurs facteurs ont causé une intensification de l'érosion de particules fines en Suisse au cours de ces dernières décennies: précipitations, imperméabilisation des sols, agriculture, etc. Il n'a cependant pas été constaté d'augmentation nette des taux de matières en suspension dans les cours d'eau étudiés. Dans ceux du Moyen-pays,

ces taux se situent dans un domaine dans lequel les poissons ne sont pas susceptibles d'être affectés directement. Dans les cours d'eau alimentés par un bassin alpin, il arrive certaines années que les concentrations de matières en suspension et la durée des perturbations atteignent une valeur critique en été. Il est peu probable qu'il existe une relation tangible entre les teneurs en matières en suspension et le déclin de la pêche.

Il est par contre démontré qu'un colmatage important du fond des rivières ou une forte proportion de sédiments fins dans le lit de graviers limite la réussite du frai. Etant donné le manque de données sur le sujet, il n'est cependant pas permis de tirer de conclusion définitive sur la part de responsabilité de ce processus dans le phénomène de baisse des captures observé en Suisse.

#### 5.6.5 Mesures préconisées

##### Mesures d'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

Pour éviter les apports de particules fines en provenance de l'agriculture, il est recommandé de mettre en place de zones tampon le long des berges et d'optimiser les systèmes de drainage agricole.

De fortes charges en matières en suspension sont susceptibles d'affecter la santé des poissons. Il est important que ces derniers aient la possibilité de fuir la perturbation en se réfugiant dans les abris ou dans des affluents non perturbés. Il est donc nécessaire de prendre des mesures destinées à rétablir la connectivité des cours d'eau.

Le colmatage du fond des rivières a un effet prouvé sur les poissons. Il est donc fondamental de mener des actions permettant à terme de réduire autant que possible l'importance de ce phénomène (en rétablissant par exemple la dynamique fluviale responsable du charriage). Il est d'autre part important de prendre en compte les impacts éventuels sur le fond du lit lors de procédures d'évaluation et d'autorisation de nouveaux aménagements.

##### Besoins en matière de recherche

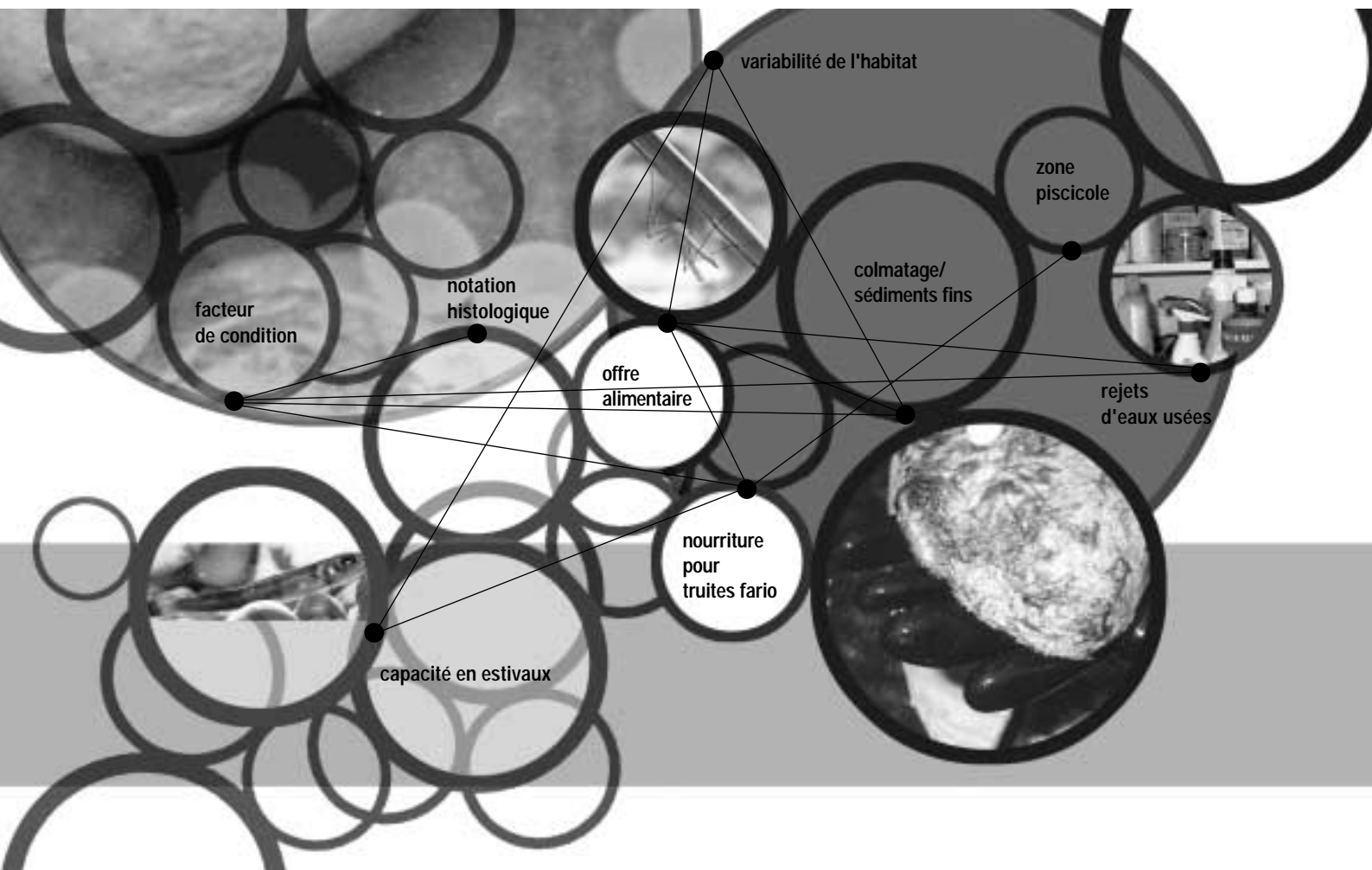
Les données dont nous disposons sont insuffisantes pour évaluer correctement et totalement le degré de colmatage du fond des rivières suisses. Il est nécessaire de combler cette lacune. L'estimation pratique du degré de colmatage est prévue sous une forme simplifiée dans la méthode « Aspect extérieur » du système modulaire gradué [42]. Fischnetz recommande d'utiliser le système modulaire gradué pour le monitoring des cours d'eau. Pour une évaluation détaillée du degré de colmatage, il est conseillé de recourir à la méthode élaborée par Schälchli, Abegg et Hunzinger dans le cadre de Fischnetz [10]. Il serait d'autre part pertinent de déterminer également le taux de matières organiques dans les sédiments fins.

Il n'a pas encore été effectué de contrôle des apports de particules fines dans les cours d'eau de petite taille, notamment ceux dont le bassin versant est agricole. Pour pouvoir dorénavant détecter les variations de taux de matières en suspension dans les ruisseaux, il est conseillé d'intégrer ce paramètre aux analyses de routine effectuées par les cantons (d'après le module Chimie du système modulaire gradué par exemple [43]).

### 5.6.6. Références bibliographiques

- [1] Mosimann T, Crole-Rees A, Maillard A, Neyroud J-A, Thöni M, Musy A & Rohr W (1990) *Bodenerosion im schweizerischen Mittelland. Ausmass und Gegenmassnahmen*. Nationales Forschungsprogramm « Nutzung des Bodens in der Schweiz ». Vol. 51, Bern. pp. 262.
- [2] FAL (2001) *Evaluation der Ökomassnahmen. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion*. Schriftenreihe FAL. Vol. 37. FAL, Zürich-Reckenholz. pp. 152.
- [3] Alabaster JS & Lloyd R (1980) *Finely divided solids*. In: Water quality criteria for freshwater fish. Alabaster JS & Lloyd R (eds), Butterworths, London. pp. 20.
- [4] Rubin J-F (1995) *Estimating the success of natural spawning of salmonids in streams*. Journal of Fish Biology 46: 603–22.
- [5] Bernet D (2000) *Problemfaktoren für die Alte Aare und ihren Fischbestand – Synthesebericht zum Workshop in Lyss vom 9./10. Mai 2000*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Universität Bern, Bern. pp. 32.
- [6] Eugster M, Bassi L, Baumann U, Hunziker HR, Keller T, Kindle T, Riederer R, Rüdiger T, Rühl C & Zwicker E (2001) *Gesundheitszustand der Fische im Rheintal – Untersuchungen 1997 bis 2000*. Synthesebericht. Arbeitsgruppe Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, St. Gallen. pp. 131.
- [7] Schager E & Peter A (2001) *Bachforellensommerlinge Phase I*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 315.
- [8] Bucher R (2002) *Feinsedimente in schweizerischen Fliessgewässern – Einfluss auf Fischbestände*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 76.
- [9] Schager E & Peter A (2002) *Bachforellensommerlinge. Phase II*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 218.
- [10] Schälchli Abegg + Hunzinger (2002) *Innere Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 19.
- [11] Olsson TI & Persson B-G (1988) *Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (Salmo trutta L.)*. Archiv für Hydrobiologie 113: 621–27.
- [12] Waters TF (1995) *Sediment in streams*. Monograph 7. American Fisheries Society, Bethesda. pp. 251.
- [13] Peter A (1991) *Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche*. Mitteilungen der EAWAG. Dezember 1991: 9–13.
- [14] Schröder W & Theune C (1984) *Feststoffabtrag und Stauraumverlandung in Mitteleuropa*. Wasserwirtschaft 74: 374–79.
- [15] Degiorgi F, Périat G, Decourcière H, Vergon J-P & Lièvre A (2003) *Recherche des causes de régression des potentiels piscicoles de l'Allaine. Etude du fonctionnement écologique du cours d'eau*. Fédération Cantonale des pêcheurs jurassiens, Bureau Teleos. pp. 225.
- [16] Schweizerische Meteorologische Anstalt (1999) *Annalen der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt*. Schweizerische Meteorologische Anstalt (SMA), Zürich. pp. 63–64.
- [17] Courvoisier HW (1998) *Statistik der 24-stündigen Starkniederschläge in der Schweiz 1901–1996*. Arbeitsberichte SMA. 194. Schweizerische Meteorologische Anstalt, Zürich. pp. 20.
- [18] Schädler B (2000) *Klimaveränderung und Naturkatastrophen in der Schweiz*. Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. KLIWA-Symposium, Karlsruhe. Arbeitskreis KLIWA. pp. 204–11.
- [19] Summer W, Klaghofer E & Hintersteiner K (1996) *Trends in soil erosion and sediment yield in the alpine basin of the austrian danube*. Erosion and Sediment Yield 236: 473–79.
- [20] SBV (1975) *Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung*. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- [21] SBV (1980) *Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung*. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- [22] SBV (1985) *Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung*. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- [23] SBV (1990) *Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung*. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- [24] SBV (1998) *Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung*. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- [25] Bundesamt für Statistik (2003) *Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003*. Verlag Neue Zürcher Zeitung, Zürich. pp. 912.
- [26] Valiron F & Tabuchi J-P (1992) *Maitrise de la pollution urbaine par temps de pluie*. Tec & Doc Lavoisier, Paris. pp. 564.
- [27] Hari R & Zobrist J (2003) *Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998*. EAWAG, Dübendorf. pp. 201.
- [28] Newcombe CP & MacDonald DD (1991) *Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems*. North American Journal of Fisheries Management 11: 72–82.
- [29] Internationale Regierungskommission Alpenrhein (2001) *Trübung und Schwall im Alpenrhein – Synthesebericht*, Zürich. pp. 47.
- [30] Gerster S & Rey P (1994) *Ökologische Folgen von Stauraumspülungen*. Schriftenreihe Umwelt 219, BUWAL, Bern. pp. 47.
- [31] Schmidt J (2002). *Auszug aus Protokoll der Pachtvereinigung Stausee Wettingen, Würenlos*.
- [32] Herbert DW & Merckens JC (1961) *The effect of suspended mineral solids on the survival of trout*. International Journal of Air and Water Pollution 5: 46–55.
- [33] Newcombe CP & Jensen J (1996) *Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk impact*. North American Journal of Fisheries Management 16: 693–727.
- [34] Friedl C (2000) *Fischsterben in der Schweiz in den Jahren 1989 bis 1998*. In: Mitteilung zur Fischerei 66. BUWAL, Bern. pp. 41–52.
- [35] Alabaster JS (1972) *Suspended solids and fisheries*. Proceedings of the royal Society of London 180: 395–406.
- [36] Massa F (2000) *Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryo-larvaire de la truite commune (Salmo trutta): Etude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées*. Institut national agronomique, Université Paris Grignon, Paris. pp. 174.
- [37] Hydra (1998) *Neue Wege für die Önz. Ökologischer Zustand – Leitbild – Renaturierungsideen*. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Bern. pp. 37.
- [38] Paquet G (2002) *Biologie et écologie de l'ombre commun (Thymallus thymallus L.) dans l'Orbe à la Vallée de Joux, canton de Vaud, Suisse*. Thèse de doctorat. Faculté des Sciences, Université de Lausanne, Lausanne. pp. 155.
- [39] Marrer H (1993) *Untersuchungen über Fauna und Flora der Alten Aare. Schlussbericht zur Ursachenfindung des Schwarzforellensyndroms und Vorschläge für Massnahmen*. Schlussbericht. Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern – Gewässerschutzamt des Kantons Bern, Bern. pp. 92.

- [40] Schager E (2003) *Zwischenbericht Testgebiete – Fischbestand & Lebensraum*. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 74.
- [41] Scheurer K (in Vorbereitung) *Zwischenbericht zu den Untersuchungen in den vier Testgebieten Emme, Liechtensteiner Binnenkanal, Neker und Venoge*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf.
- [42] BUWAL (1998) *Modul-Stufen-Konzept*. Mitteilungen zum Gewässerschutz 26. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 49.
- [43] BUWAL (2002) *Modul Chemie. Chemisch-physikalische Erhebungen. Stufen F & S. Entwurf*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 43.



## 5.7 Hypothèse: Un déficit de l'offre alimentaire est à l'origine de la baisse des captures

*Herbert Güttinger*

### Résumé

Les poissons, et dans notre cas particulier les truites, se nourrissent de ce qu'ils trouvent. Les contenus stomacaux reflètent l'offre locale et saisonnière qui comporte essentiellement des insectes, des crustacés, des araignées, des vers, des insectes terrestres entraînés dans l'eau et parfois même des alevins. Alors que des poissons adultes peuvent jeûner des semaines voire des mois durant, les jeunes poissons sont tributaires de la présence dans le milieu de ressources alimentaires appropriées. Comme l'offre alimentaire d'une rivière ne se laisse que difficilement appréhender, il n'existe malheureusement que peu de données sur son évolution dans le long terme. Et lorsque tel est le cas, on est généralement en présence d'estimations qui rendent toute comparaison problématique. On trouve en revanche dans la littérature de nombreux travaux portant sur les relations fondamentales entre l'offre alimentaire et les

poissons. Il a ainsi été démontré dans de nombreux lacs qu'une diminution des teneurs en phosphore entraînait un recul des populations piscicoles.

Les données sur les cours d'eau étudiés ne laissent entrevoir ni une baisse quantitative de l'offre alimentaire pour les truites, ni une dégradation de sa qualité. L'hypothèse selon laquelle un déficit alimentaire aurait généré un déclin des captures ne peut donc être retenue dans le cas des rivières étudiées. Il reste que l'alimentation est un facteur clé pour la productivité d'un milieu aquatique et qu'une offre plus élevée pourrait se traduire sur le plan local par des rendements plus forts. Les mesures susceptibles d'être appliquées ne doivent toutefois pas s'opposer aux objectifs de la protection des eaux et il n'est donc pas envisageable de procéder à une fertilisation des eaux ou à un nourrissage des poissons. En revanche, la végétalisation des rives, les mesures de renaturation et une gestion appropriée de la végétation des berges sont autant d'interventions susceptibles de contribuer à l'amélioration des conditions de vie des proies des poissons.

Fig. 5.7.1 La teneur en sédiments fins, la qualité de l'eau et la diversité de l'habitat ont une influence sur les ressources alimentaires des poissons [1]. Les truites fario s'en disputent une part plus ou moins importante selon les zones piscicoles.

### 5.7.1 Introduction et définition du problème

La présence de nourriture en quantité et qualité suffisantes constitue un préalable évident au bon développement et à la reproduction des êtres vivants. Il était ainsi prévisible qu'une réduction des teneurs en phosphates dans les lacs entraîne une diminution des peuplements de zooplancton et de poissons suite à la réduction souhaitée de la production d'algues [2]. Dans les eaux courantes, ce sont d'autres mécanismes qui régissent. La productivité primaire des ruisseaux et rivières est assurée par des algues et des macrophytes, alors que le phosphore n'est généralement pas limitant. Par ailleurs une grande partie de l'énergie disponible provient de la végétation environnante. Cette matière organique sert de nourriture aux organismes hétérotrophes de l'écosystème aquatique et se trouve ainsi décomposée. Les truites fario se nourrissent essentiellement de macroinvertébrés (surtout des insectes, des crustacés et des arachnides), vivant dans les eaux, y étant tombés ou ayant été entraînés depuis la végétation riveraine. Les changements intervenant au niveau des conditions morphologiques ou hydrologiques (correction, busage des affluents, crues, matières en suspension), des facteurs physiques telle la lumière et la température ou encore de la composition chimique de l'eau (nutriments, substances toxiques) se traduisent par des modifications de l'offre alimentaire pour les poissons. Le projet partiel 01/09 de Fischnetz [3] s'est penché sur ces diverses relations. Les questions suivantes ont été abordées:

- ▶ Quelles modifications de l'offre alimentaire pour les poissons ont été constatées ces derniers 10 à 20 ans dans les eaux suisses?
- ▶ Existe-t-il des cas bien documentés de modifications des

peuplements piscicoles et des prises attribuables à ces variations des ressources alimentaires?

- ▶ Existe-t-il des études ayant démontré que des apports de nourriture s'étaient traduits par une augmentation des rendements?
- ▶ Existe-t-il des cas dans lesquels la concurrence, par exemple sous l'effet de repeuplements massifs a enrayé la croissance ou la reproduction des poissons?

#### La nourriture des poissons

Les truites fario sont des prédateurs opportunistes [4–6]. La composition de la nourriture varie en fonction de l'offre saisonnière et locale et dépend de l'âge des poissons (voir tableau 5.7.1). Une part non négligeable de la nourriture disponible pour les truites est constituée par la biomasse transportée à la surface de l'eau par le courant [7].

Un manque de nourriture peut affecter la croissance, l'état sanitaire et le taux de reproduction. Il touche de manière plus sensible les jeunes et les vieux poissons, les individus malades et les géniteurs, les individus d'âge moyen et sains étant les moins affectés. De plus, son influence varie en fonction des saisons. Les poissons adultes sains peuvent jeûner des semaines voire des mois durant et réagissent donc de manière peu visible à une baisse temporaire de la disponibilité en nourriture. Les périodes de disette affectent cependant la vitalité des poissons notamment la capacité des géniteurs à se reproduire (voir annexe Avis des experts internationaux). Sur le plan de la population, le manque de nourriture ne se manifeste que dans les cas extrêmes et cela de manière décalée quand les poissons sont trop faibles pour se reproduire.

Cours d'eau [Référence]	Langeten BE [8]	Necker SG [9]				Landquart GR [10]
Période d'étude	1982	2/3 juillet 1991	5/6 juillet 1991	5/6 août 1991	8/9 août 1991	25 oct. – 5 nov. 1997
Organismes benthiques total dont:	15	66	49	18	26	95
Non-insectes	<1	<1	<1	0	0	0
Larves de diptères (mouches, moustiques)	7	23	29	3	5	37
Larves d'éphéméroptères	1	12	9	8	18	10
Larves de plécoptères	<1	2	<1	1	3	3
Larves de trichoptères	5	27	8	6	<1	45
Autres insectes	1	1	1	0	<1	0
Animaux aquatiques dérivant en surface	84	3	9	1	5	–
Animaux terrestres d'origine aérienne	<1	31	42	80	69	5
Poissons et crustacés supérieurs (Malacostracés)	Observés dans l'Argen dans le Baden-Wurtemberg (K. Wurm, Tübingen, communication personnelle) et dans la Thur [5].					

Tab. 5.7.1 Composition de la nourriture de truites fario dans divers systèmes aquatiques, exprimée en % [3]. Résultats provenant d'analyses de contenus stomacaux.



5.7.2 Observations faites en Suisse

Potentiel de productivité

Les relations entre l'offre alimentaire et les poissons sont appréhendées en pratique par l'estimation de la productivité potentielle des rivières [11]. Cette démarche permet d'estimer si les ressources alimentaires disponibles sont suffisantes pour maintenir les prises à un niveau donné. Grâce à la méthode de bonification (voir encadré), la productivité potentielle piscicole moyenne des rivières (à permis) du Canton de Berne a été estimée à environ 50kg/ha-an [12]. Les valeurs maximales pour les rivières étudiées étaient de l'ordre de 100kg/ha-an.

La figure 5.7.2 permet, grâce à l'échelle de bonification, en l'occurrence grâce à la densité des proies, de calculer la biomasse de proies pouvant être produite dans un tronçon de cours d'eau. Ainsi, une section de rivière dont le rendement annuel est de 40kg/ha se voit attribuer un niveau de bonification de 5 et doit donc produire 30 g/m<sup>2</sup> de biomasse. En moyenne, la production d'un kg de biomasse de poisson requiert la consommation de 5kg de nourriture ce qui correspond à la production de 10 à 15kg de biomasse alimentaire [3]. Toutefois, toute la nourriture ne doit pas forcément être produite dans le milieu aquatique même qui peut bénéficier d'apports supplémentaires d'organismes

**La méthode de bonification proposée par Vuille [12]**

La méthode basée sur une échelle de bonification permet d'appréhender les potentialités ichtyologiques d'une section de rivière en fonction de la température de l'eau, des habitats et des proies disponibles. Cette méthode permet aussi d'adapter les mesures de gestion (pêche, repeuplements) aux conditions locales. Pour cette évaluation, Vuille a proposé la formule suivante:

**RAH = 10 · k1 · k2 · RQ · k3 · B<sub>mod</sub>**

RAH = Rendement annuel à l'hectare  
 k1 = Facteur température  
 k2 = Facteur espace  
 RQ = Facteur correcteur de k2 en cas de débit déficitaire  
 k3 = Facteur de zonation piscicole  
 B<sub>mod</sub> = Facteur de bonification

*Le facteur température k1*  
 Pour cette échelle de bonification, on part du principe que des eaux plus chaudes sont aussi plus productives. Les effets négatifs ne sont pas pris en compte.

$T_{k1} = T_{min} \cdot (T_{max} - T_{min})$   
 T<sub>k1</sub> = Mesure d'appoint  
 T<sub>min</sub> = Température moyenne mensuelle la plus basse  
 T<sub>max</sub> = Température moyenne mensuelle la plus élevée

k1 = 0.75 pour T<sub>k1</sub> <25  
 k1 = 1.00 pour T<sub>k1</sub> = 25-45  
 k1 = 1.25 pour T<sub>k1</sub> = 45-70  
 k1 = 1.50 pour T<sub>k1</sub> = 70-80  
 k1 = 1.75 pour T<sub>k1</sub> >80

*Le facteur espace k2 et le facteur correcteur RQ* Le facteur espace k2 est une mesure rendant compte de l'écomorphologie d'une rivière (variabilité de son cours, largeur, profondeur, courant, texture, qualité et quantité d'abris, structure de la végétation riveraine; perturbations d'écoulement, connectivité du profil en long). Ce facteur varie de 1 à 4 (1 = très bon, naturel - 4 = très négatif/artificiel). En règle générale, on procède à cette évaluation de la morphologie de la rivière au moment des basses eaux. Quant tel ne peut être le cas, il convient d'appliquer un facteur correcteur pour éviter que le facteur espace ne soit surestimé.

RQ = 0,5 débit déficitaire pendant la plus grande partie de l'année  
 RQ = 0,8 débit déficitaire pendant la période de reproduction  
 RQ = 0,9 débit déficitaire pendant un à deux mois en dehors de la période de reproduction  
 RQ = 1 sans perturbation notable du débit

*La zonation piscicole k3*  
 k3 reflète les communautés piscicoles en fonction de la largeur et de la pente

Zone à truites k3 = 1 1\*  
 Zone à ombres k3 = 1.25 0.5\*  
 Zone à barbeaux k3 = 1.5 0.25\*  
 Zone à brèmes k3 = 2 0\*

Pour évaluer uniquement la productivité des prises de truites, k3 se réduira d'autant dans les autres zones. Les estimations sont dotées d'une \* (communication personnelle Th. Vuille et M. Borsuk). Elles sont utilisées pour les modélisations du réseau de probabilité (voir hypothèse « Divers facteurs »).

*Le facteur de bonification B<sub>mod</sub>*  
 Ce facteur caractérise la disponibilité en proies. Leur abondance est évaluée sur la base d'échantillonnages de type Surber de 0,05 m<sup>2</sup>. Les évaluations correspondantes sont listées dans le tableau 5.7.2 ci dessous.

Caractéristiques	Abondance des proies (g/m <sup>2</sup> )	Facteur de bonification B <sub>mod</sub>
Eaux pauvres	0-1,5	0,5
	1,5-3	1
	3-4,5	1,5
	4,5-6	2
	6-8	2,5
	8-10	3
Eaux moyennes	10-15	3,5
	15-20	4
	20-25	4,5
	25-30	5
	30-35	5,5
	35-40	6
	40-45	6,5
	45-50	7
Eaux riches	50-55	7,5
	55-60	8
	60-65	8,5
	65-70	9
	70-80	9,5
	>80	10

**Tab. 5.7.2 Echelle de bonification.**

Vuille mentionne encore divers facteur de correction pour Bmod tenant compte de la qualité et disponibilité des proies, de la qualité de l'eau ainsi que des erreurs lors des prélèvements.

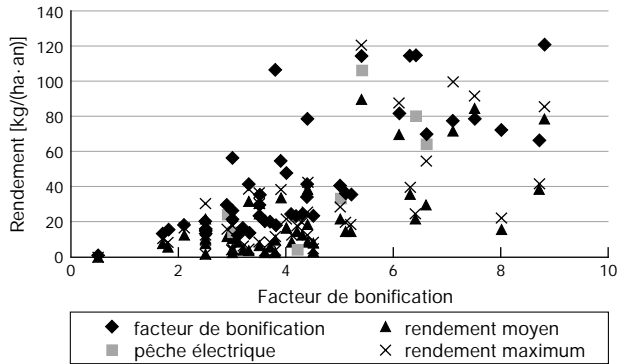


Fig. 5.7.2 Rendements annuels de la pêche dans les cours d'eau de la région de Berne [12] en relation avec la disponibilité en proies (facteur de bonification). Sont représentés dans cette figure les rendements réels (prises) pour les années 1991-1995 (valeurs moyennes et maxima) ainsi que les rendements estimés à l'aide de l'échelle de bonification ou à partir des résultats de pêches électriques pour 47 tronçons de rivières. D'après le tableau de l'encadré sur l'échelle de bonification, un cours d'eau dont la biomasse de proies est estimée à environ 30 g/m<sup>2</sup> est affecté d'un facteur de bonification de 5. Dans la présente figure, le rendement correspondant de 40kg/ha est plus élevé que le rendement effectif d'environ 20kg/ha.

d'origine terrestre (voir tableau 5.7.1). Ces estimations globales attestent de l'ordre de grandeur de la production de poissons et de sa dépendance de la nourriture, mais ils montrent aussi les incertitudes associées à de telles estimations. La comparaison des estimations des rende-

ments avec les prises réelles dans les rivières de la région de Berne ne semble pas indiquer de déficit alimentaire. Au contraire, les rendements potentiels n'ont même pas été atteints.

**Evolution de la population d'animaux nourriciers**

Dans son étude sur l'évolution des ressources alimentaires des poissons des rivières suisses [3], Baumann a mené une recherche bibliographique sur les travaux disponibles et rassemblé les résultats d'études et de mesures effectuées par les divers services cantonaux. Cette enquête a fait ressortir la rareté des relevés quantitatifs portant sur plusieurs années, et donc a fortiori sur toute la période de 1971 jusqu'à aujourd'hui. En outre, la plupart des approches visant les macro-invertébrés des rivières sont qualitatives ou tout au plus semi-quantitatives, et ne fournissent qu'une estimation des fréquences. Comme ces fréquences ont été définies à partir d'échelles propres à chaque étude, les données ne peuvent être comparées qu'avec précaution. Toutefois, elles permettent d'observer les changements intervenus au cours de l'étude. La figure 5.7.3 reproduit les abondances, les groupements faunistiques, la composition en espèces et les biomasses des organismes benthiques de l'Aar au niveau de Aarburg. Ces paramètres n'ont guère changé de 1993 à 1997. L'évolution dans le temps doit cependant être nuancée selon que l'on fait appel au nombre d'individus par m<sup>2</sup> ou aux classes de fréquence. C'est ainsi

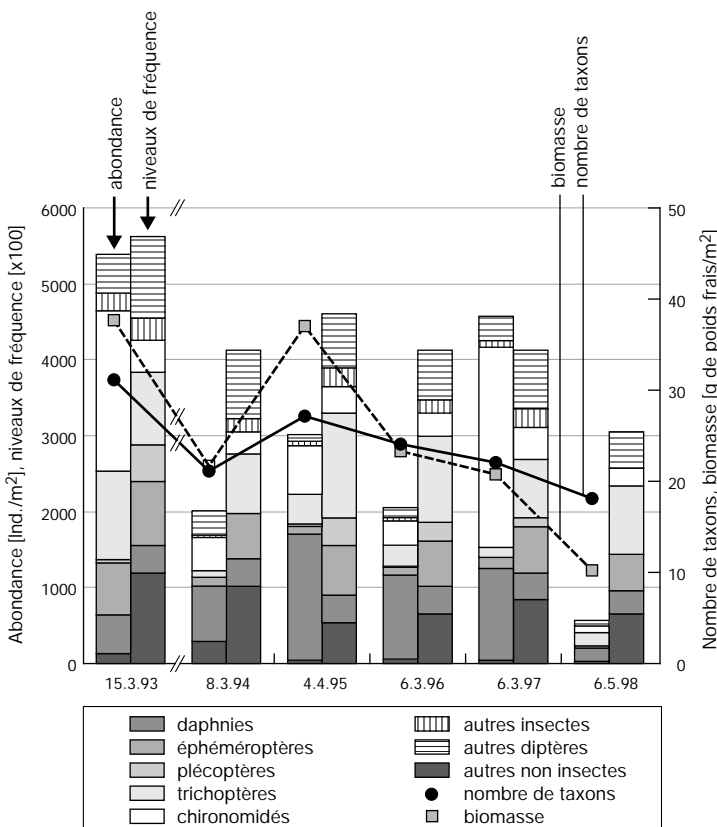


Fig. 5.7.3: Données caractéristiques sur les proies à l'exemple des macroinvertébrés de l'Aar au niveau d'Aarburg (données du 15.3.93 [13] et des données de 1994-1998 [14], accompagnées des difficultés typiques de comparaison et d'interprétation d'études et de paramètres différents. Les données de 1993 émanent d'une autre étude que celles de 1994 et de ce fait ne sont comparables qu'avec des réserves. Les classes de fréquences figurant dans le graphique correspondent aux sommes des classes de fréquences des différents groupes taxonomiques. En fonction de la manière de présenter les proies, soit par leur abondance (individus au km<sup>2</sup>), leur classe de fréquence (définition différente en fonction des auteurs), le nombre de taxons (nombre d'espèces différentes) ou encore leur biomasse (g de poids frais par m<sup>2</sup>), on obtiendra une vision différente de l'évolution dans le temps. De ce fait, les relations avec d'autres facteurs tels que la pêche se présentent différemment. Alors que pour la biomasse et le nombre de taxons, les valeurs maximales ont été enregistrées en 1995, l'abondance était en revanche la plus forte en 1997 (en omettant de tenir compte de la première étude menée en 1993). Pour ce qui est des abondances, ce sont les chironomides qui représentent le groupe taxonomique dominant alors que pour les fréquences, ce sont les plécoptères.

Définition des niveaux de fréquences:  
 Niveau 1 = 1-2 ind./m<sup>2</sup>  
 Niveau 2 = 3-10 ind./m<sup>2</sup>  
 Niveau 3 = 11-30 ind./m<sup>2</sup>  
 Niveau 4 = 31-100 ind./m<sup>2</sup>  
 Niveau 5 = 101-500 ind./m<sup>2</sup>  
 Niveau 6 = 501-2000 ind./m<sup>2</sup>  
 Niveau 7 = >2000 ind./m<sup>2</sup>

que l'abondance a augmenté de 1994 à 1997, alors que parallèlement on a assisté à une diminution du nombre de groupements ainsi que de la biomasse après un pic intermédiaire. Des évolutions similaires, certes moins nettes ont été relevées pour les autres sites étudiés (voir tableau 5.7.3). Il faut enfin noter que l'écart type des données est très élevé, en raison d'une part de la méthode très prenante (surtout échantillons de type Surber), d'autre part des substrats inhomogènes et surtout du caractère saisonnier des cycles de vie des insectes. C'est ainsi que des prélèvements effectués peu avant ou peu après l'émergence des larves d'insectes peuvent révéler des variations portant sur des milliers d'individus par m<sup>2</sup> (soit une différence de plusieurs centaines de fois) en l'espace de quelques jours.

**Evolution d'autres facteurs environnementaux**

Comme mentionné en introduction, divers facteurs affectant directement les poissons ou ayant un effet indirect à travers les proies se sont modifiés au cours des dernières décennies [15]. Parmi ces facteurs figurent l'habitat avec la végétation riveraine, l'hydrologie et la morphologie des rivières ainsi que les apports organiques et en nutriments. Les analyses détaillées des données du NADUF [16] font apparaître des situations nuancées selon les rivières et les bassins versants. Les teneurs en nitrates ont légèrement augmenté, mais restent à l'exception de la Glatt, une rivière très polluée de l'agglomération zurichoise, encore sous le niveau de 4 mg/l (NO3-N). Ces taux sont en conformité avec l'ordonnance sur la protection des eaux dont les seuils ont été fixés à 5,6 mg/l [17]. Les concentrations en phosphates (PO4-P) ont diminué et plafonnent depuis la fin des années 80 sous le niveau de 0,1 mg/l. Le phosphore n'agit de manière limitante pour le développement des algues dans les ruisseaux qu'à partir de concentrations d'environ 0,0006 à 0,015 mg/l, les niveaux limitants se situant pour les nitrates entre 0,05 et 0,06 mg/l

[18]. Ces niveaux ont aussi été vérifiés dans le cadre d'expériences de fertilisation [19]. Ce qui veut dire que dans les cours d'eau étudiés aucune limitation en éléments nutritifs n'était à entrevoir. Les apports de carbone organique ont connu une légère augmentation dans la plupart des rivières. Les concentrations sont toutefois inférieures aux niveaux prescrits par l'ordonnance sur la protection des eaux, avec une fourchette de 1 à 4 mg/l, ce qui n'entraîne ni des niveaux d'oxygène critiques, ni des apports énergétiques significatifs.

Les changements constatés au cours des dernières décennies dans les teneurs en principaux éléments nutritifs (phosphates, nitrates et carbone organique) sont certes en partie corrélés avec le déclin des poissons, mais ne peuvent être mis en relation avec une réduction de la disponibilité en proies. Pour une telle démonstration, il conviendrait de disposer de longues séries de données pertinentes sur les proies, mais aussi d'informations provenant de petits ruisseaux oligotrophes pour lesquels une carence en phosphore n'est pas à exclure.

Les apports en provenance de la végétation riveraine et des environs constituent une importante source de nourriture pour les poissons [20]. Cette offre peut représenter à l'échelle locale et à certaines périodes, notamment lors de l'émergence des insectes aquatiques en été, une part prépondérante de la nourriture (voir tableau 5.7.1). Il est cependant regrettable que de telles études portant sur l'évolution à long terme de cette offre fassent largement défaut. Les changements à ce niveau sont intervenus de manière sournoise, allant de pair avec les aménagements des lits des rivières qui ont eu lieu bien longtemps avant l'amorce du déclin des poissons (voir hypothèse « Habitat »). Il est après coup impossible de vérifier si une baisse des apports externes d'organismes terrestres est responsable de la baisse des populations de poisson.

Cours d'eau	Période d'étude	Fréquence des macroinvertébrés	Nombre de taxons	Rendements piscicoles
Venoge (VD)	1982-2001	0/+	+	--/0/-/.
Grande Eau (VD)	1985-2001	0/+	0/+	./.0/.
Sarine (VD)	1985-1998	0	0	./-./-./.
Torneresse (VD)	1985-1998	0	0	././-./.
Petite Glâne (VD)	1984-2000	+ /++	0/+	././0/.
Orbe (VD)	1984-2000	0	+ /++	--/./-./-./.
Birse (BS)	1980-1996	0	0	--/./-./-./.
Limmat (ZH)	1990-2000	0	0	--/./-./-./.
Aar (AG/BE/SO)	1993-1998	0	0	--/./-./-./.
Samina (LI)	1981-2000	0	0	./././.
Malbunbach (LI)	1981-2000		0	./././.
Balzner Giessen (LI)	1981-2000	0/-	0	./././.

Tab. 5.7.3: Caractérisation des tendances évolutives dans les différentes rivières étudiées sur la base des graphiques [3].

0 = inchangée, + = augmentation (++ = forte augmentation), - = diminution (-- = forte diminution), . = sans données. Les rendements piscicoles ont été appréhendés par quatre auteurs (séparés par des /).

La plupart des études font ressortir une certaine stabilité ou une légère tendance à une augmentation des abondances et du nombre de taxons chez les proies des poissons, alors que les prises sont partout restées stables ou ont accusé une baisse. Aucune relation statistique n'a pu être mise en évidence entre le développement des proies et les rendements piscicoles.

D'éventuelles modifications du régime des débits, notamment en relation avec la pratique des éclusées des centrales hydroélectriques peuvent exercer une influence très notable sur les proies d'une rivière [21]. En troublant les eaux, elles limitent la productivité primaire, perturbent les organismes de manière mécanique, accentuent périodiquement leur dérive, perturbent le régime thermique naturel et influent sur les zones riveraines. Il convient de les étudier au cas par cas (voir hypothèse « Sédiments fins »).

### 5.7.3 Relations avec les effets observés

La compilation des rivières intégrées à l'étude de Baumann [3] figurant dans le tableau 5.7.3 fait apparaître que les fréquences des nombres de taxons de macroinvertébrés dans les périodes indiquées de 1981 à 2001 n'ont pas diminué, contrairement aux prises qui ont reculé dans la plupart des cas. Comme ces données sur les macroinvertébrés n'ont été relevées que de manière ponctuelle et limitée dans le temps, selon une approche tout au plus semi-quantitative, il n'a pas été possible de procéder à une analyse statistique des corrélations. Il convient donc de vérifier pour chaque tronçon de rivière, si ce constat général s'applique.

### 5.7.4 Conclusions et questions en suspens

Des effets directs de l'offre alimentaire sur les peuplements piscicoles ont été rapportés dans la littérature pour de nombreuses rivières. L'approche des rendements potentiels se base essentiellement sur une estimation de la biomasse des organismes benthiques. Il ne fait pas de doute que la disponibilité alimentaire est déterminante pour la productivité piscicole d'une rivière et que donc des changements importants vont influencer les peuplements de poissons. Les données disponibles laissent cependant apparaître que ni l'abondance des proies des poissons, ni la composition de leurs communautés n'ont été modifiées au cours des dernières années. Mais cela n'a pas empêché les rendements de diminuer.

La seconde source alimentaire d'importance, en l'occurrence les organismes provenant de la végétation riveraine, est encore moins bien documentée que ne le sont les organismes du benthos. Concernant l'évolution dans le temps, on peut partir du principe que pour cette végétation riveraine les principaux changements se sont produits avant la période 1970/1980 lorsque les rivières ont fait l'objet de corrections et autres travaux hydrauliques. Une relation de cause à effet avec le déclin des prises ne pourrait donc être envisagée, tout au plus de manière décalée dans le temps ou à l'échelle locale.

Parmi les effets indirects susceptibles de jouer un rôle figure la diminution des apports de substances organiques et d'éléments nutritifs qui influe sur les truites par le biais de la chaîne alimentaire (via la productivité primaire ou les organismes hétérotrophes). Les apports de polluants tout

comme de phosphore et d'azote ont été réduits bien avant que ne s'amorce le déclin des prises suite au raccordement de nouvelles stations d'épurations et à une amélioration de leur capacité d'épuration. Il n'est cependant plus possible de savoir dans quelle mesure les effets positifs (amélioration de la qualité de l'eau) et les effets négatifs (moins de nourriture disponible) se reflètent dans l'évolution des prises. Il est probable qu'une baisse de productivité se soit produite dans les ruisseaux alpins oligotrophes, comme cela avait été constaté dans les lacs, alors qu'il faut plutôt s'attendre à des effets à peine perceptibles dans les rivières plus eutrophes du Plateau suisse. Des taux de polluants trop élevés peuvent temporairement réduire la productivité des proies. De tels effets sont cependant passagers et n'agissent qu'à l'échelle locale, étant avant tout limités aux zones agricoles. Un autre problème affectant les poissons et leurs proies émane du régime d'éclusées en vigueur sur certains tronçons. Dans de tels sites, il est difficile d'établir des communautés de proies assez riches et stables.

L'hypothèse selon laquelle une insuffisance des ressources alimentaires aurait pu générer le recul des prises doit donc être rejetée au vu des indices discutés, notamment l'absence de corrélation dans le temps. La nourriture est cependant un facteur essentiel pour la croissance et la reproduction des poissons et il existe des régions dans lesquelles une amélioration de l'offre alimentaire s'est traduite par une productivité plus élevée.

### 5.7.5 Mesures préconisées

#### Mesures d'amélioration des rendements piscicoles et de la qualité des eaux

Bien des facteurs qui influent sur l'offre alimentaire agissent aussi de manière directe sur les poissons. Y figurent la morphologie et l'hydrologie (voir hypothèse « Habitat »), les substances toxiques (voir hypothèse « Pollution chimique »), la température (voir hypothèse « Température »), le régime d'écoulement (voir hypothèse « Crues hivernales ») ainsi que les sédiments fins (voir hypothèse « Sédiments fins »). Dans tous ces cas mentionnés, toutes les actions visant une amélioration de la situation pour les poissons profitent aussi à leurs proies et sont donc souhaitables de ce point de vue également. La présence d'une végétation riveraine bien structurée et bien gérée est d'une grande importance pour l'offre alimentaire car elle contribue largement à l'approvisionnement des cours d'eau en proies pour les poissons. En revanche, certaines mesures visant une amélioration directe de l'offre alimentaire, par une fertilisation des eaux ou un nourrissage des poissons par exemple, sont contraires aux objectifs de la protection des eaux et sont donc à proscrire.

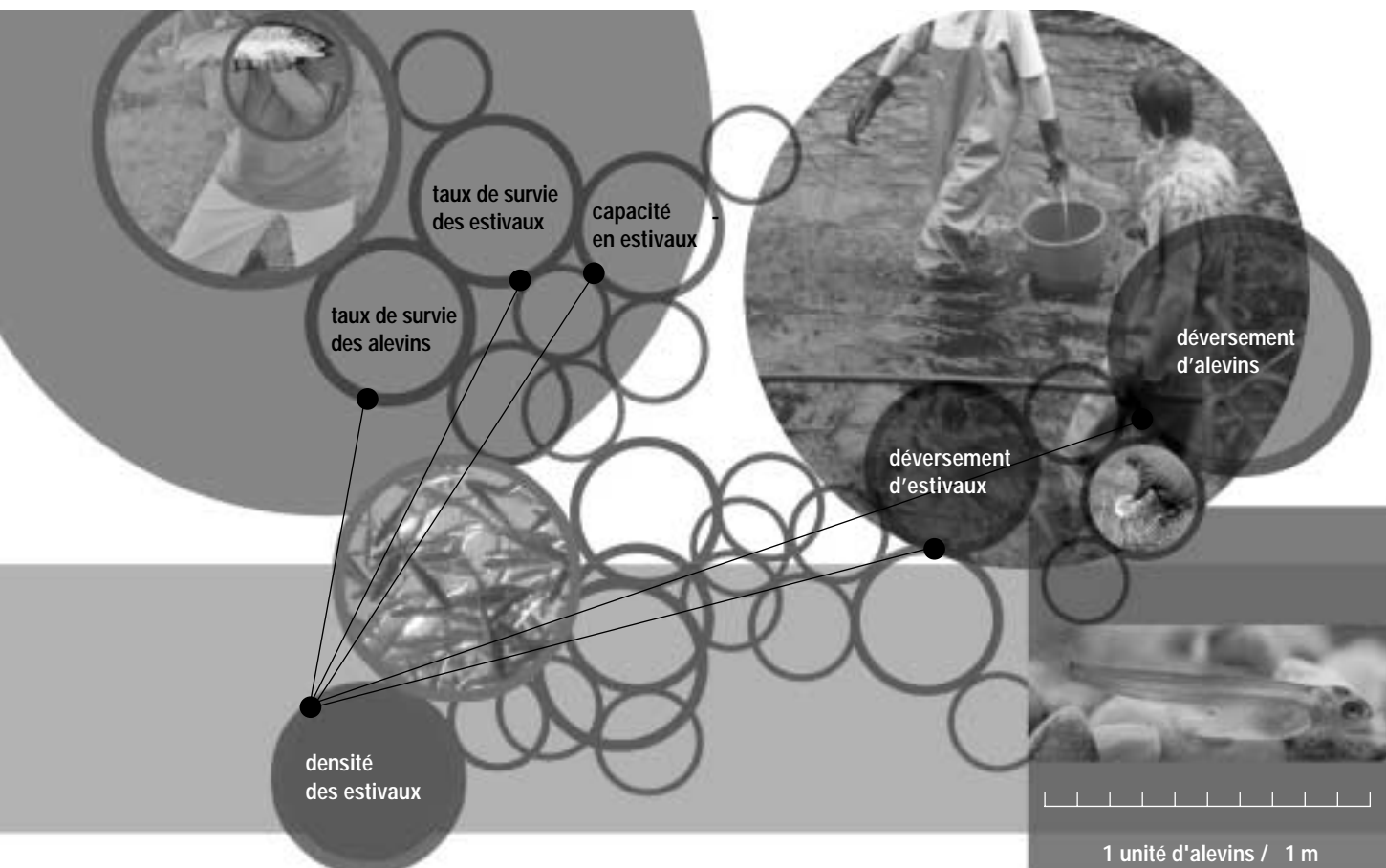
#### Besoins en matière de recherche

La méthode de détermination de la productivité potentielle

d'une rivière à l'aide de l'échelle de bonification devrait être développée en tenant compte des nouvelles connaissances ainsi que de l'importance des apports d'origine externe (biomasse allochtone). La limitation des truites dans les parties supérieures de leurs habitats, en l'occurrence dans les eaux oligotrophes des ruisseaux et en limite de la zone écologique à ombres devrait faire l'objet de recherches.

### 5.7.6 Références bibliographiques

- [1] Borsuk ME, Reichert P & Burkhardt-Holm P (2002) *A Bayesian network for investigating the decline in fish catch in Switzerland*. In: Integrated assessment and decision support. Proceedings of the 1st biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society. Rizzoli AE & Jakeman AJ (eds), Lugano, Switzerland. pp. 108–13.
- [2] Müller R & Bia MM (2001) *Fische auf Diät: Die Kleinfelchen im Vierwaldstättersee. Auswirkungen der Re-Oligotrophierung auf die Population der Kleinfelchen und Konsequenzen für die Bewirtschaftung*. Mitteilungen zur Fischerei 68. BUWAL, Bern. pp. 39–50.
- [3] Baumann P (2002) *Die Entwicklung des Fischnährtier-Bestandes in schweizerischen Fließgewässern zwischen 1980 und 2000*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 39.
- [4] Gerking SD (1994) *Feeding ecology of fish*, Academic Press, San Diego. pp. 401.
- [5] Rey P (1992) *Lebensraum und Nahrung der Thurfische. Bericht des Institutes für angewandte Hydrobiologie in Konstanz*. Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau. pp. 147.
- [6] Waters TF (1988) *Fish production – benthos production relationships in trout streams*. Polskie Archiwum Hydrobiologii 35: 545–61.
- [7] Elliott JM (1967) *The food of trout (Salmo trutta) in a dartmoor stream*. Journal of Applied Ecology 4: 59–71.
- [8] Joosting T (1986) *Entwicklung einer Elektrofangmethode zur Entnahme von Bodenfaunaproben in Fließgewässern und nahrungsökologische Untersuchungen an Bachforellen (Salmo trutta forma fario L.)*. Zoologisches Institut, Universität Bern, Bern. pp. 105.
- [9] Gisler B (1991) *Vergleich des Fressverhaltens von Bachforellen Salmo trutta fario L. mit der Makroinvertebratendrift*. Diplomarbeit, EAWAG, Dübendorf. pp. 58.
- [10] Bündner Kraftwerke (1999) *Umweltverträglichkeitsbericht zur Konzessionserneuerung der Kraftwerkstufen Davos-Klosters, Schlappin-Klosters und Klosters-Küblis*. Hauptbericht. AG Bündner Kraftwerke, Klosters. pp. 233.
- [11] Roth H (1985) *Schadenberechnung bei Fischsterben in Fließgewässern*. Schriftenreihe Fischerei 44. BUWAL, Bern. pp. 3–40.
- [12] Vuille T (1997) *Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern*. Fischereinspektorat des Kantons Bern, Bern. pp. 31.
- [13] Marrer H (1993) *Untersuchungen über Fauna und Flora der Alten Aare. Schlussbericht zur Ursachenfindung des Schwarzforellensyndroms und Vorschläge für Massnahmen*. Schlussbericht. Direktion für Verkehr, Energie und Wasser des Kantons Bern – Gewässerschutzamt des Kantons Bern, Bern. pp. 92.
- [14] Aquarius (2000) *Abwasser aus der Rauchgasreinigung der KVA Zofingen. Untersuchungen 1998 und Auswertung des Langzeit-Überwachungsprogramms der Periode 1994–1998*. Gemeindeverbände Abwasser und Kehrrecht der Region Zofingen. pp. 44.
- [15] Hoyer MV & Cranfield DE, Jr (1991) *A phosphorus-fish standing crop relationship for streams?* Lake and Reservoir Management 7: 25–32.
- [16] Hari R & Zobrist J (2003) *Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998*. EAWAG, Dübendorf. pp. 201.
- [17] Schweizer Bundesrat (1998) *Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GschwV)*. SR-Nummer 814.201, Bern. pp. 58.
- [18] Uehlinger U & Naegeli MW (1998) *Ecosystem metabolism, disturbance, and stability in a prealpine gravel bed river*. Journal of the North American benthological society 17: 165–78.
- [19] Deegan LA & Peterson BJ (1992) *Whole-river fertilization stimulates fish production in an arctic tundra river*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 49: 1890–901.
- [20] Kawaguchi Y & Nakano S (2001) *Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream*. Freshwater Biology 46: 303–16.
- [21] IRA (2002) *Trübung und Schwall im Alpenrhein*. Synthesebericht. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. pp. 47.



## 5.8 Hypothèse: Le déclin des poissons résulte d'une gestion piscicole inadaptée

Erich Staub et Heinz Renz

### Résumé

Des repeuplements en truites fario sont effectués dans presque toutes les rivières de Suisse: sur 2660 sites étudiés, seuls 324, soit 12%, n'ont pas fait l'objet de telles opérations. Les quantités déversées sont passées de 60 millions à 115 millions d'unités entre 1970 et 1982, avant de retomber aux environs de 75 millions en 2001. Mais ce niveau enregistré en 2001 reste encore très élevé: cela correspond à une unité d'alevins par mètre de cours d'eau.

Les recherches menées en Suisse et dans d'autres pays sur le taux de survie des *poissons déversés* font ressortir que seule une faible proportion atteindra la taille requise pour le panier des pêcheurs. Ces données témoignent d'une certaine surestimation de l'efficacité de ce type de mesures.

Diverses analyses de génétique moléculaire des repeuplements de truites indiquent la présence de gènes étrangers apportés par les poissons déversés en plus du

matériel génétique des truites sauvages localement bien adaptées. De ce fait, sur le plan génétique, bien des repeuplements de truites ne correspondent plus à la composition des populations sauvages d'origine. Il est toutefois difficile d'estimer dans quelle mesure cette réalité influe sur la vitalité des repeuplements; des réflexions d'ordre biologique laissent cependant entrevoir des effets négatifs.

En plus des déversements, *les dispositions limitant la pratique* de la pêche font partie intégrante de la gestion des cours d'eau. Parmi ces mesures, l'augmentation de la taille minimale de capture peut avoir un effet considérable sur l'importance des prises et ne doit donc être appliquée en même temps que d'autres mesures destinées à assurer la pérennité de la pêche et des populations (périodes de fermeture, limitation du nombre total de prises autorisées chaque jour, limitation du nombre de pêcheurs, etc.) que de manière réfléchie.

Enseignements par rapport au déclin des prises de truites: Etant donné d'une part le caractère contradictoire des corrélations observées entre les données sur les repeuplements pour toute la Suisse et les données sur les prises, et d'autre part la faible proportion d'alevins atteignant

Fig. 5.8.1: Les repeuplements (effectués avec des alevins ou des estivaux en fonction de la période) influent sur la densité d'estivaux, laquelle dépend aussi du taux de survie des alevins et des estivaux ainsi que de la capacité d'accueil d'estivaux de chaque cours d'eau.

la taille minimale de capture, il est peu vraisemblable que la baisse des repeuplements enregistrée après 1982 ait joué un rôle primordial dans la baisse globale des prises de truites. Il est cependant concevable que des repeuplements inadaptés (mauvais choix de la quantité, de l'âge, de la provenance, etc., des poissons déversés) aient pu contribuer localement à une baisse des effectifs. Il est de même improbable qu'une sur-pêche des rivières soit la cause centrale de la baisse des prises.

### 5.8.1 Introduction et définition du problème

Une forte part d'alevinages à partir de truitelles issues d'élevages en conditions quasi-naturelles à artificielles, une faible part de rempoissonnements à partir d'adultes de taille légale et une prise en compte bien souvent peu critique de la provenance des géniteurs, tel est le contexte général des opérations de repeuplement en truites fario des cours d'eau suisses. En plus des déversements, les changements intervenant éventuellement au niveau des dispositions légales pour la protection des poissons influent sur les prises dans les rivières.

La survie des poissons déversés dépend de nombreux facteurs. On distingue d'une part des aspects purement techniques en rapport avec les repeuplements, tel l'âge, la taille, la quantité, la provenance (génétique), la condition et l'état sanitaire des poissons de même que la période et les sites de déversement, le traitement des poissons pendant le transport et leur lâcher. D'autre part, le contexte hydrologique et écologique qui comprend la qualité des habitats et celle de l'eau joue également un rôle important. Ces derniers facteurs agissent non seulement sur les poissons déversés, mais aussi sur les jeunes poissons sauvages.

Cette hypothèse vise à appréhender dans quelle mesure des mesures de gestion piscicole et halieutique mal préparées ou exagérées ont pu contribuer au déclin des prises. Les questions suivantes ont ainsi été soulevées:

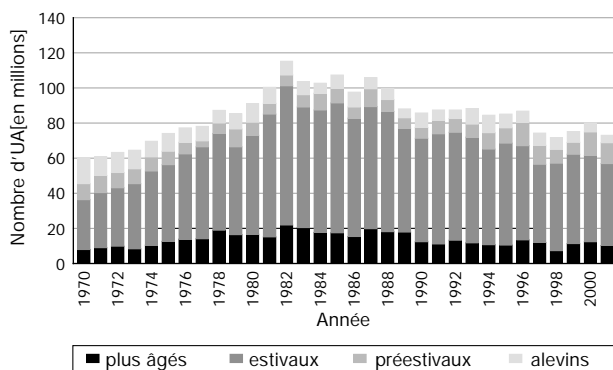


Fig. 5.8.2: Evolution temporelle des repeuplements des rivières de Suisse avec des truites fario. Les données sont exprimées en unités d'alevins (UA): 1 alevin = 1 UA, 1 pré-estival = 5 UA, 1 estival = 10 UA, poissons plus âgés = 20 UA (Source: Statistiques des repeuplements OFEFP /Section Pêche [5]).

► Le recul des prises ou des populations est-il en rapport avec des quantités excessives de poissons déversés ou au contraire avec une baisse des repeuplements au cours des deux dernières décennies?

► Des repeuplements avec des races non adaptées aux conditions locales ont-ils entraîné un mélange génétique, une moins bonne adaptation et par conséquent un recul des prises ou des populations?

► Des mesures de gestion limitative inappropriées se sont-elles soldées par une sous- ou surexploitation des stocks et par conséquent par un recul des prises ou des populations?

Pour appréhender l'importance de ces facteurs, notre démarche s'est appuyée principalement sur une recherche bibliographique [1] ainsi que sur des travaux portant sur la Petite-Sarine [2].

### 5.8.2 Observations faites en Suisse

#### Données quantitatives des repeuplements

Comme en témoigne la figure 5.8.2, le volume des déversements de truites fario a augmenté avec constance de 1970 à 1982, passant de 60 millions à 115 millions d'unités d'alevins par an. Par la suite, ces quantités ont à nouveau baissé jusqu'en 2001 pour atteindre le niveau d'environ 75 millions d'unités d'alevins. Cela correspond encore à l'équivalent d'un alevin par mètre de cours d'eau (longueur totale du réseau: 60000 km). L'infléchissement des tendances relevé à partir de 1982 est le reflet des premiers doutes exprimés par les responsables quant à l'efficacité de ces mesures [3].

Ces repeuplements sont essentiellement effectués à partir d'estivaux, les alevinages ayant lieu sur tout le territoire de la Suisse. Sur les 2660 sites pour lesquels des données étaient disponibles, seuls 324 (soit 12%) ne font pas l'objet de déversements réguliers ou occasionnels [4].

Les cantons ont en général pour objectif de déverser autant que possible des poissons jeunes et disposant de bonnes capacités d'adaptation dès lors que les conditions hydrologiques ne s'y opposent pas, comme c'est par exemple le cas dans les ruisseaux alpins. C'est donc principalement dans les rivières du Plateau Suisse qu'ont lieu les repeuplements avec de jeunes poissons.

On constate également une certaine tendance à des pratiques de plus en plus fréquentes de déversements d'autres espèces. Il s'agit en priorité d'espèces dont les populations sont menacées ou encore d'espèces qui s'adaptent facilement aux conditions du milieu [5].

#### Conception des repeuplements

Avant de procéder à des déversements, il importe de bien connaître le but recherché et d'être assuré de la faisabilité et de la pertinence d'une telle opération. On trouve dans la littérature une description des différents types de

repeuplements et de leurs objectifs [6–7]. Si nous les avons tous cités ci-dessous, seuls les deux premiers types répondent à l'esprit de gestion durable requis par le législateur:

► Les *repeuplements de compensation* comme solution de transition sont destinés à compenser les effets négatifs de l'environnement (carence en habitats ou mauvaise qualité de l'eau). De telles interventions ne sont pas susceptibles d'assurer la durabilité d'une population piscicole tant que les problèmes de base perdurent. Ces repeuplements de compensation sont une option à répétition dès lors qu'aucun effort n'est fait pour combattre les causes des symptômes. De nombreuses rivières suisses se trouvent dans cette situation et c'est donc la raison pour laquelle ces pratiques sont très répandues

► Les repeuplements initiaux sont effectués après l'exécution de mesures d'amélioration de l'habitat ou pour accélérer la recolonisation après une mort de poisson aiguë. Le but est la restauration de la pérennité de l'écosystème. Ces opérations sont donc limitées dans le temps.

► Les *repeuplements surdensitaires* visent à équilibrer les fluctuations naturelles des populations de poissons ou à atteindre des rendements supérieurs à ceux que permet la capacité de production naturelle du milieu aquatique. Le déversement de poissons en quantités excessives mène dans les cas extrêmes à des pratiques de pêche de type « put and take ». Ces repeuplements se traduisent dans le meilleur des cas par une augmentation passagère des prises, sans pour autant assurer une amélioration à long terme de la composition des peuplements.

► Les *repeuplements « d'attractivité »* ont pour objectif de rendre la pêche plus attractive. Leur stratégie est d'occuper des niches inutilisées et de proposer aux pratiquants de la pêche de nouvelles espèces. Ces pratiques ne peuvent pas, en règle générale, être mises en conformité avec une gestion piscicole patrimoniale.

► Les *repeuplements de manipulation* visent à intervenir dans un écosystème aquatique pour entre autres améliorer l'offre alimentaire pour d'autres espèces de poissons (introduction de proies) ou pour réduire les effectifs de certaines espèces (introduction de prédateurs). Divers exemples montrent que les effets de telles opérations sont généralement très préjudiciables.

► *L'introduction non programmée* et non intentionnelle résulte de déversements accidentels par l'utilisation d'appâts vivants, de mélanges incontrôlés lors de l'alevinage ou encore de fuites à partir d'élevages ou d'aquariums. Il peut s'en suivre des modifications irréversibles des communautés piscicoles.

La programmation d'opérations de repeuplements requiert une connaissance approfondie des communautés présentes dans les rivières visées, de la structure démographique des peuplements et des préférences des

diverses espèces pour certains types d'habitats et de qualité des eaux (pour la truite fario, on se référera à Elliot [8] ainsi qu'à Peter & Müller [9]). Là où ces données font défaut ou sont insuffisantes, il est impératif de procéder aux études nécessaires à l'évaluation de ces paramètres. On trouvera une description détaillée de la problématique des repeuplements et de la marche à suivre pour élaborer un concept d'alevinage pertinent dans Cowx [10], Laikre et al. [7] et Holzer et al. [1], des informations pertinentes ayant également été rassemblées sous forme plus concise dans les lignes directrices de gestion piscicole de la Fédération Suisse de Pêche [11]. Il en ressort que les mesures visant une amélioration des milieux aquatiques doivent être privilégiées. Les alevinages et rempoissonnements ne peuvent servir que de mesures de soutien, quand d'autres mesures ne sont pas possibles ou n'ont pu être réalisées.

### **Elevage des poissons de repeuplement et déroulement des opérations**

Les piscicultures fonctionnant en élevage intensif produisent des poissons de repeuplement bien nourris. Cependant, la pratique du nourrissage dans les piscicultures a pour effet d'orienter les alevins vers la surface pour la prise de nourriture, ce qui les prépare mal aux conditions de rivière où il leur faudra prospecter le fond du lit à la recherche d'organismes benthiques [12]. Au début de leur vie dans le cours d'eau, ils auront donc des difficultés à s'alimenter et présenteront tout d'abord une croissance très réduite ou nulle et une baisse de condition physique. Il peut s'en suivre une forte mortalité des alevins, notamment dans le cas où le milieu abriterait déjà des juvéniles sauvages et que l'alevinage était en fin de compte superflu. Une grande partie de ces problèmes peuvent être contournés en optant par exemple pour l'élevage en conditions quasi-naturelles dans des ruisseaux d'alevinage ou dans des boîtes d'éclosion fixées au fond du lit.

Le choix des *bons sites d'empeisonnement* est primordial pour l'optimisation d'un projet d'alevinage. Ils doivent être sélectionnés en fonction des préférences écologiques des espèces concernées et de leurs classes d'âge. D'après les travaux de Fitch [13], à peine 20% des estivaux et des truitelles d'une année survivent dans des habitats inadaptés contre 48% dans leurs habitats de prédilection. Le taux de survie des estivaux est plus élevé dans les sections à eaux rapides que dans les eaux plus calmes [14]. En général, les truites lâchées ne migrent pas mais restent cantonnées aux abords des sites de déversement [15, 16]. Par contre, si les caractéristiques physiques (température) ou chimiques de l'eau sont perturbées ou si une perturbation du régime d'écoulement se produit, on peut s'attendre à des pertes par émigration. De même, des crues naturelles peuvent entraîner un éparpillement des poissons récemment immergés.



*La capture, le stockage, le transport et le déversement* sont autant de mesures pouvant entraîner chez les alevins des situations de stress pendant lesquelles ils sont plus sensibles aux maladies et peuvent présenter une mortalité accrue [1].

Il n'existe malheureusement aucune référence bibliographique formulant des lignes directrices sur les *quantités d'empoisonnement* adaptées aux différents types de milieux aquatiques. Lorsqu'une rivière a atteint sa capacité d'accueil, les déversements ne permettront plus aucune augmentation des prises [17]. En revanche lorsque des niches écologiques sont restées inoccupées, on peut s'attendre à des bons taux de survie et de reprises [18,19]. Une trop forte densité d'empoisonnement va stresser les poissons, ce qui peut se traduire par une plus forte mortalité [20]. Le déversement de grandes quantités d'estivaux de truites fario dans le cours de la Petite-Sarine n'y a produit qu'une augmentation passagère du nombre de juvéniles [2]. Déjà au terme de la première année, soit à l'âge du yearling, le niveau de population était à nouveau identique à celui des sections sans repeuplement.

Les poissons destinés aux repeuplements doivent être dans les meilleures *conditions de santé* pour pouvoir survivre. Une bonne santé doit aussi contribuer à éviter toute contamination d'ordre sanitaire (cf. hypothèse « Santé »).

### **Survie des poissons déversés**

De nombreuses études montrent que les poissons déversés dans des rivières peuplées de poissons sauvages présentent un fort taux de mortalité et que ceux qui survivent auront du mal à concurrencer les poissons sauvages dans la recherche de places de frai, de refuges et de partenaires pour l'accouplement [1, 21]. Dans les rivières fortement perturbées par l'homme dont les populations sauvages ont été très réduites, une telle concurrence est cependant moins à craindre.

Le taux de survie des poissons déversés dépend principalement de la *période choisie pour le repeuplement*. De nombreuses études montrent que les taux de survie sont plus élevés pour les jeunes poissons déversés au printemps que pour les alevinages pratiqués en automne [1]. Le moment idéal du point de vue écologique correspond à la période consécutive aux crues de printemps. La raison principale citée pour un tel choix réside en une meilleure offre alimentaire tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif.

### **Considérations génétiques pour les repeuplements**

Dans bien des cas, on a constaté des modifications de la structure génétique des peuplements suite à des déversements. On a ainsi relevé un taux d'introgression (proportion de mélange) de 25% dans le Bassin du Douro en Espagne [22], ce taux oscillant entre 0 et 77% dans le Sud

de la France [23] et entre 8 et 42% sur l'île de Funen au Danemark [24]. De nombreuses populations de poissons ont également subi des modifications de structure génétique en Autriche suite à des repeuplements [25].

En Suisse, les travaux de Largiadèr [26], Baumann [27] et Wirthner [28] ayant porté sur un total de 73 populations de truites fario ont montré qu'une grande partie des populations de truites autochtones avaient subi des modifications suite à des repeuplements. Funagalli [27] a observé un taux de mélange dépendant de la nature des habitats dans le Doubs, rivière frontalière dans laquelle des truites de provenance atlantique ont été ajoutées pendant des années à la population locale de provenance méditerranéenne: dans les deux sections de bonne qualité morphologique, seules 2 à 4% des truites comportaient des traces génétiques émanant des poissons introduits. Dans les quatre sections sujettes à de fortes variations de débit (éclusées hydroélectriques) et n'offrant pas de bonnes conditions de frai, les poissons introduits ont mieux survécu, comme en témoignent les taux de mélange de 11 à 36%.

Suite aux opérations massives de repeuplements pratiquées depuis longtemps à travers toute l'Europe Centrale, il n'existe plus guère de populations sauvages intactes. Lorsque des géniteurs sont prélevés dans les rivières pour en collecter les œufs, on ignore dans quelle mesure on sera en présence d'un individu encore autochtone ou s'il s'agit déjà d'un représentant de peuplements mélangés. Il n'en reste cependant pas moins qu'en comparaison avec des truites issues de piscicultures, celles prélevées dans la nature présentent le plus de ressemblances avec les truites des populations sauvages. Conformément à loi fédérale de 1991 sur la pêche, le matériel utilisé pour les repeuplements devra être originaire du bassin concerné.

### **Rôle des piscicultures**

Depuis plus d'un siècle, les pisciculteurs s'efforcent de produire des poissons s'accommodant aisément des conditions des piscicultures. Par une sélection bien ciblée et une amélioration des pratiques, on a pu réaliser des progrès notables. Pour ce faire, l'utilisation de souches s'adaptant parfaitement aux conditions d'élevage a été requise. Une telle évolution est raisonnable pour la production de truites à des fins gastronomiques. Les poissons destinés aux repeuplements de rivières ont cependant d'autres exigences. Ils sont confrontés à des prédateurs, des concurrents, des épisodes de crues, des variations de température et une offre alimentaire variable.

Le recours aux ruisseaux d'alevinage ou à l'installation de boîtes d'éclosion au fond du lit représente une alternative permettant de se rapprocher au mieux de la reproduction naturelle. Ces méthodes très prenantes se prêtent particulièrement bien aux élevages gérés par des organisations piscicoles. Le nombre des ruisseaux

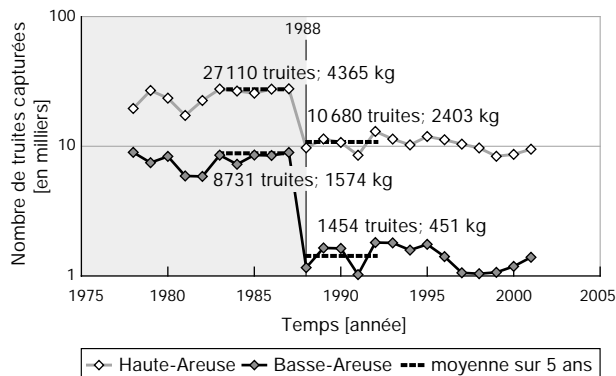


Fig. 5.8.3 Série chronologique des prises de truites de la Haute Areuse dans laquelle la taille minimale de capture a été relevée de 23 à 25 cm en 1988 et dans la Basse Areuse où la taille minimale est passée de 23 à 28 cm. Les données chiffrées représentent les moyennes des prises et le rendement sur 5 ans, enregistrés juste avant et juste après l'entrée en vigueur de ces changements (évaluation du rendement avant 1988: poids moyen de 161 g et 225 g, correspondant aux tailles des prises pour les deux tronçons, à partir de 1988-poids de 225 g à 310 g, ces deux données se référant à une étude cantonale sur la structure des tailles des poissons capturés dans la Haute et Basse Areuse en 1995).

d'alevinage doit cependant être limité de sorte à réserver encore suffisamment d'espace pour le frai naturel.

Il importe surtout de prendre en considération l'interface entre les aspects génétiques et l'élevage des poissons. Tous les acteurs de l'alevinage (cantons, associations de pêche, pisciculteurs privés) influent sur les poissons de repeuplement et peuvent ainsi contribuer à un appauvrissement génétique des races adaptées aux conditions locales, et par là même participer au recul des populations piscicoles. Le principe de « taille effective de population » en tant qu'indice de la variabilité génétique transmise à la génération suivante, est tout particulièrement à prendre en considération. Largiadèr et Hefti [30] livrent des données détaillées sur le nombre requis de géniteurs, l'influence du sexe ratio, les effets sur les populations de poissons sauvages ainsi que sur les paramètres requis pour l'évaluation. Ces données montrent que des déversements trop importants peuvent nuire à la variabilité génétique de toute une population sauvage.

### Mesures de protection des poissons et problème de la sur-pêche

La promulgation de mesures de fermeture est exigée par le législateur pour prévenir toute sur-exploitation de la ressource piscicole. Les fermiers et associations de pêcheurs adoptent souvent par décision interne des mesures de protection sans parfois avoir mené les études préalables qui s'imposent. La portée que peuvent avoir de telles décisions est illustrée par quelques exemples en rapport avec la taille minimum de capture.

En 1988, l'augmentation de la taille des truites relevée seulement de 3 cm pour la Haute Areuse (NE) s'est soldée par une baisse de 61% du nombre de prises et une baisse

de 45% de la biomasse pêchée (figure 5.8.3). Un relèvement de 5 cm dans le cours inférieur de l'Areuse s'est traduit par une baisse encore plus forte, de 83% pour le nombre de prises et 71% pour la biomasse. Cet exemple montre bien qu'un relèvement de la taille minimum de capture peut avoir des répercussions très marquées sur le niveau des prises. C'est pourquoi une telle mesure devra être soigneusement prise en compte en étroite liaison avec les autres mesures visant une gestion durable des populations (telles les périodes de fermeture, les restrictions des prises quotidiennes, le nombre limité de pêcheurs).

Ces observations faites pour l'Areuse sont, à un degré moindre, confirmées par les travaux sur la Petite-Sarine [2]. Après avoir présenté une forte baisse de 1985 à 1989, les prises réalisées dans cette rivière se sont stabilisées. Le relèvement de la taille minimum des prises en 1995 a entraîné dès l'année suivante une baisse notable des prises. Une comparaison des données moyennes pour la période 1991-1994 (taille minimum de 22 cm) avec celles des années 1995-2000 (taille minimum de 24 cm) fait apparaître une baisse de 33% du nombre de truites pêchées et de 16% de la biomasse. L'introduction d'une fenêtre comme mesure de protection supplémentaire excluant les prises de truites entre 32 cm et 45 cm a entraîné encore une autre baisse. Mais la durée de l'expérience en cours ne permet pas encore de tirer de conclusions définitives.

Les clauses de fermeture doivent prévenir toute sur-pêche et éviter ainsi un déclin des populations imputable à la pêche. Les symptômes de sur-pêche sont très répandus sur les mers du monde entier (cf. [31]). Au vu de l'effondrement des stocks, la question de la sur-pêche comme cause possible de déclin se pose également pour les eaux douces. Sa responsabilité a été démontrée par Post et al. [32] qui ont constaté une régression des populations canadiennes de sandre suite à une multiplication par cinq de la densité des pêcheurs. Le recul du nombre de licenciés en Suisse enregistré dans l'examen de l'hypothèse « Intensité de la pêche » laisse plutôt entrevoir une baisse de l'intensité de la pratique de la pêche, et même le poids moyen relativement faible des poissons capturés (cf. chapitre « Documentation du déclin des poissons ») ne permet pas de conclure à une sur-pêche. Il n'est cependant pas exclu qu'une telle situation se présente localement, quand par exemple la pression de pêche est maintenue sur un peuplement décimé pour des raisons indépendantes de la pêche. Le site d'étude de la Sarine [2] montre cependant que dans un cas pareil, même une interdiction presque totale de la pêche ne peut assurer le rétablissement du stock de truites. Une sur-pêche serait contraire au principe d'une gestion durable des populations ancrée dans la loi fédérale de pêche, et également stipulé dans le code éthique de la Fédération Suisse de Pêche [33] et dans ses lignes directrices en matière de gestion piscicole des rivières [11].

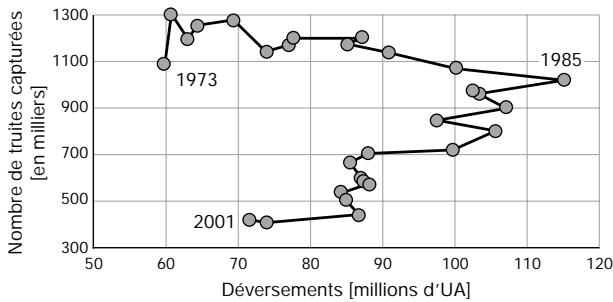


Fig. 5.8.4. Relations entre les prises totales de truites en Suisse et les déversements de 1973 à 2001. Les repeuplements sont exprimés en unités d'alevins (UA, figure 5.8.2) et sont mis en relation avec les prises réalisées trois ans plus tard. Les données des années 1973, 1985 et 2001 sont mises en évidence. (Source: Statistiques des prises et des repeuplements OFEFP/Section pêche).

### 5.8.3 Relations avec les effets observés

Les prises totales de truites en Suisse ont connu une baisse de 1973 à 1985 malgré un doublement des déversements (figure 5.8.4). De 1985 à 2001, les prises et les alevinages ont baissé simultanément. La corrélation entre les prises et les repeuplements est contradictoire et laisse supposer qu'ils ont évolué indépendamment l'un de l'autre. Cela signifie qu'on ne peut ni conclure à des effets néfastes des repeuplements sur les prises (années 1973–1985) ni à une baisse des prises en raison d'efforts insuffisants pour des opérations de repeuplements (1985–2001).

La comparaison entre les prises et les déversements sur des tronçons donnés montre que les captures par hectare et par sortie de pêche (« captures par unité d'effort », CPUE) sont corrélées de manière négative avec des alevinages réguliers [4]. Ce résultat ne laisse pas non plus conclure à une relation de cause à effet très claire: d'un côté, on ne peut exclure que les repeuplements aient eu une répercussion négative sur la CPUE – contrairement aux attentes des gestionnaires; de l'autre, les alevinages réguliers sont plutôt pratiqués sur des sections de rivières dont les habitats sont déficitaires et dont les peuplements piscicoles, et donc les prises, sont réduits.

Mais même une origine génétique inadaptée des poissons ne peut être considérée de manière générale comme étant à l'origine du recul des prises. Le Canton de Berne adopte depuis 40 à 50 ans le principe de n'utiliser pour les repeuplements que des truites de races autochtones (C. Küng, communication personnelle), ce qui n'a pas empêché les populations de s'effondrer.

Les relations encore obscures sur l'origine du phénomène laissent cependant entrevoir que les opérations de repeuplement n'ont pas l'effet positif escompté de la part des gestionnaires.

### 5.8.4 Conclusions et questions en suspens

Les observations faites ci-dessus nous mènent aux conclusions suivantes:

► Un renforcement des repeuplements avec des alevins dans la période de 1970 à 1982 ne s'est pas traduit à l'échelle de la Suisse par une augmentation des prises. Ce constat ainsi que la faible proportion d'alevins introduits qui ont pu atteindre la taille requise lors des expérimentations suggèrent également pour les années 1982–1998, caractérisées par une diminution des lâchers, que les repeuplements n'exercent pas une influence vraiment tangible sur les prises. La possibilité d'effets positifs de telles mesures a probablement été largement surestimée.

► Les repeuplements inadaptés (caractérisés par des quantités trop élevées, une mauvaise pyramide des âges, des provenances mal sélectionnées et des concepts mal réfléchis) peuvent localement nuire aux populations sauvages et amorcer ainsi un recul des prises. Tel est notamment le cas lorsque des races autochtones sont mélangées avec des poissons inadaptés du point de vue génétique et lorsque ces derniers s'accouplent avec les poissons sauvages.

► Un renforcement des mesures de protection, notamment un relèvement des tailles minimales de capture se répercute immédiatement sur le nombre de prises. Mais ces mesures n'induisent pas de recul chronique des prises, c'est plutôt vers une stabilisation des prises respectant davantage le principe de gestion durable qu'elles devraient mener.

► Une sur-pêche des cours d'eau ne peut être avancée comme cause du recul général des prises de truites au vu des dispositions piscicoles existant pour la plupart des rivières de Suisse. Tout au plus pourrait-elle être incriminée dans le cas de populations s'étant effondrées localement.

### 5.8.5 Mesures préconisées

#### Mesures d'amélioration des rendements piscicoles et de la qualité des eaux

La gestion piscicole doit prendre en compte toute une série de mesures. Un certain nombre de propositions formulées ci-dessous sont connues des gestionnaires des cantons et des associations de pêche. Des documents s'y référant ont été publiés par l'OFEFP, concernant notamment les suivis pour appréhender le succès des actions [21] et les aspects génétiques [30]. La Fédération Suisse de Pêche a formulé des lignes directrices pour la gestion piscicole des rivières après consultation du projet Fischnetz [11]. Par ailleurs, la législation piscicole exige la prise en compte du principe de gestion durable.

Parmi les mesures stipulées on retiendra:

► La conservation et l'amélioration des biotopes profitent plus aux populations piscicoles que les opérations de repeuplement et doivent donc de ce fait être privilégiées. Pour des raisons pratiques, dans bien des cas, seule une approche par étapes est possible

► Pour les repeuplements, il convient d'agir en mettant à

profit les connaissances acquises et les recommandations connues plutôt que de procéder à de nouvelles mesures. Sur le plan des connaissances, il importe de n'envisager des repeuplements que dans le cadre d'opérations bien réfléchies prévoyant également un suivi pour en appréhender le succès. Il conviendra entre autres de ne déverser des poissons que dans des milieux récepteurs dépourvus de jeunes poissons sauvages. Par ailleurs, l'élevage des jeunes ne devra plus se faire dans des bacs et étangs de piscicultures, mais plutôt dans des conditions proches de la nature et faisant appel à du matériel de géniteurs autochtones placé dans des ruisseaux d'alevinage ou dans des boîtes d'éclosion dans le même bassin versant.

► Les mesures de précaution à adopter pour limiter l'extension de la maladie MRP sont abordées dans le cadre de l'hypothèse « Santé ».

### Besoins en matière de recherche

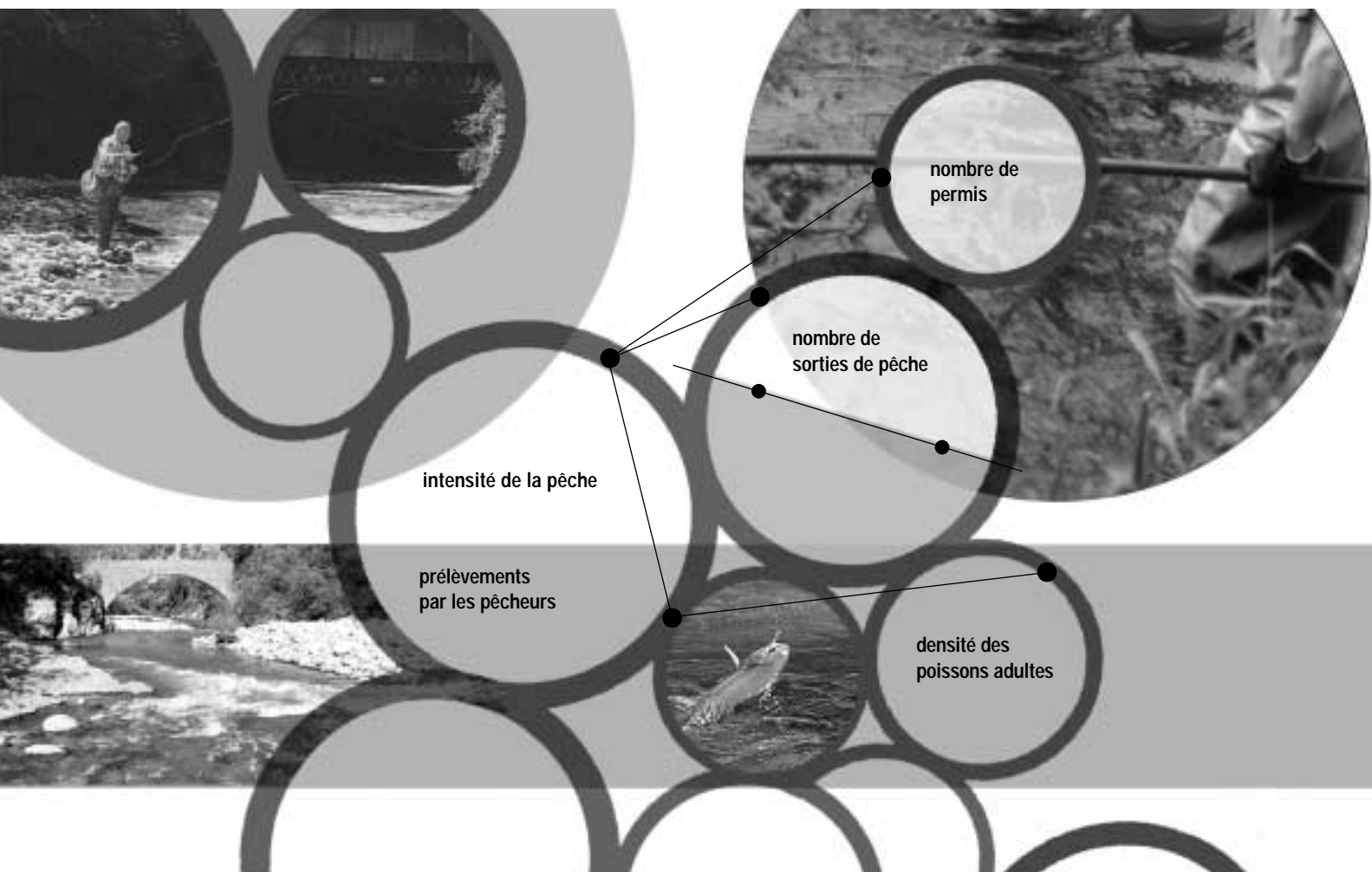
D'autres efforts sont nécessaires pour assurer le suivi scientifique de ces opérations, pour en évaluer le succès et pour permettre aux responsables associés à ces initiatives d'appréhender le comportement, les taux de survie et le rôle de la provenance génétique des poissons.

#### 5.8.6 Références bibliographiques

Outre les références figurant dans le texte, on peut également consulter le projet partiel de Fischnetz Nr. 00/15 de Holzer et al. (2003) qui contient un très grand nombre de titres se rapportant à la gestion piscicole.

- [1] Holzer G, Peter A, Renz H & Staub E (2003) *Fischereiliche Bewirtschaftung heute – vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 95.
- [2] FFSP (2003) *Zwischenbericht über die Untersuchung der Kleinen Saane*. Kantonaler Fischereiverband, Freiburg. pp. 89.
- [3] Staub E (1989). *Gesteigerte Jungfischeinsätze in Fließgewässern brachten nicht den erhofften Erfolg*. Der Fischwirt 39: 81–86.
- [4] Staub E, Bardon M, Droz M, Hertig A, Meier E, Soller E, Steiner P & Zulliger D (2003) *Angelfang, Forellenbestand und Einflussgrößen: eine regionalisierte Auswertung mittels GIS*. BUWAL, Bern. pp. 104.
- [5] Friedl C & Hertig A (2003) *Besatzpolitik für die schweizerischen Fließgewässer*. BUWAL, Bern. pp. 10.
- [6] Welcomme RL (1997) *Evaluation of stocking and introduction as management tools*. In: Stocking and introduction of fish. Cowx IG (ed), Fishing News Books, Blackwell. pp. 397–414.
- [7] Laikre L (1999) *Conservation Genetic Management of Brown Trout (Salmo trutta) in Europe*. « TROUTCONCERT »; EU FAIR CT97-3882. Stockholm University, Stockholm. pp. 91.
- [8] Elliott JM (1981) *Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts*. In: Stress and fish. Pickering AD (ed), Academic Press, London. pp. 209–45.
- [9] Peter A & Müller R (2000). *Fische: Biologie, Ökologie, Ökonomie*. Vorlesungsskriptum, ETH Zürich.
- [10] Cowx IG (1994) *Strategic approach to fishery rehabilitation*. In: Rehabilitation of freshwater fisheries, Fishing News Book, Oxford. pp. 486.
- [11] Schweizerischer Fischereiverband (2003). *Richtlinie des Schweizerischen Fischereiverbandes (SFV) zur fischereilichen Bewirtschaftung der Fließgewässer*. Schweizerischer Fischereiverband. pp. 13.
- [12] Vincent ER (1960) *Some influences of domestication upon three stocks of brook trout (Salvelinus fontinalis Mitchell)*. Transactions of the American fisheries society 89: 35–52.
- [13] Fitch LA (1977) *Trout stocking in streams: A review*. Alberta Department of Recreation, Parks and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Lethbridge, Alberta. pp. 24.
- [14] Schuck HA & Kingsbury OR (1948) *Survival and growth of fingerling brown trout (Salmo fario) reared under different hatchery conditions and planted in fast and slow water*. Transactions of the American fisheries society 75: 147–56.
- [15] Cresswell RC (1981) *Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters – a review*. Journal of Fish Biology 18: 429–42.
- [16] Peter A (1987) *Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (Salmo trutta fario) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik*. Dissertation. ETH, Zürich. pp. 246.
- [17] Kelly-Quinn M & Bracken JJ (1989) *A comparison of the diet of wild and stocked hatchery-reared brown trout (Salmo trutta) fry*. Aquaculture and fisheries management 20: 325–28.
- [18] Butler DW (1975) *Brown trout stocking study*. Fisheries Report F-031-R-01. Texas Department of Parks and Wildlife, Austin, Texas. pp. 16.
- [19] Hesthagen T & Johnsen BO (1992) *Effects of fish density and size on survival, growth and production of hatchery-reared brown trout (Salmo trutta) in lakes*. Fisheries Research 15: 147–56.
- [20] Alexander GR (1975) *Growth, survival, production and diet of hatchery-reared rainbow and brook trout stocked in East Fish Lake under different stock densities, cropping regimes and competition levels*. Fisheries Research Report 1828. Michigan Department of Natural Resources, Ann Arbor, Michigan.
- [21] Gmünder R (2002) *Erfolgskontrolle zum Fischbesatz in der Schweiz*. Mitteilungen zur Fischerei. Nr. 71. BUWAL, Bern. pp. 54.
- [22] Almodovar A, Suarez J, Nicola GG & Nuevo M (2001) *Genetic introgression between wild and stocked brown trout in the Douro River basin, Spain*. Journal of Fish Biology 59: 68–74.
- [23] Berrebi P, Poteaux C, Fissier M & Cattaneo-Berrebi G (2000) *Stocking impact and allozyme diversity in brown trout from mediterranean southern France*. Journal of Fish Biology 56: 949–60.
- [24] Rasmussen G & Geertz-Hansen P (1998) *Stocking of fish in Denmark*. In: Stocking and introduction of fish. Cowx IW (ed), Fishing News Books, Blackwell Science, Ltd. MPG Books, Ltd. Bodmin, Cornwall, Great Britain. pp. 14–21.
- [25] Weiss S, Schlötter C, Waidbacher H & Jungwirth M (2001) *Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout Salmo trutta in tributaries of the Austrian Danube: Massive introgression of Atlantic basin fish – by man or nature*. Molecular Ecology 10: 1241–48.
- [26] Largiadèr CR (1995) *Genetische Differenzierung der Forelle (Salmo trutta L.) in der Schweiz und der Einfluss von Besatz auf die Lokalpopulation*. Universität Bern, Bern. pp. 135.
- [27] Baumann R (1999) *Entwicklung und Anwendung der Analyse von Konformationspolymorphismus als effiziente Methode zur Identifikation von mtDNA-Sequenzhaplotypen bei der Forelle*. Diplomarbeit. Universität Bern, Bern. pp. 56.
- [28] Wirthner C (2001) *Variation der mitochondrialen DNA der Forellenpopulationen (Salmo trutta L.) aus dem Adria- und Donauinzugsgebiet der Schweiz*. Diplomarbeit. Universität Bern, Bern.
- [29] Fumagalli L (2002) *Analyses génétiques de populations de truite communes (Salmo trutta) en provenance du Doubs*. Institut d'Ecologie, Laboratoire de Biologie de la Conservation, Lausanne. pp. 27.

- [30] Largiadèr CR & Hefti D (2002) *Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 73. BUWAL, Bern. pp. 114.
- [31] Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R & Zeller D (2002) *Towards sustainability in world fisheries*. Nature 418: 689–95.
- [32] Post JR, Sullivan M, Cox S, Lester NP, Walters CJ, Parkinson EA, Paul AJ, Jackson L & Shuter BJ (2002) *Canada's recreational fisheries: The invisible collapse?* Fisheries 27: 6–15.
- [33] Schweizerischer Fischereiverband (2002). *Ethik-Kodex*. Schweizerischer Fischereiverband (SFV). [www.sfv-fsp.ch](http://www.sfv-fsp.ch).



## 5.9 Hypothèse: La baisse des captures résulte d'une diminution de l'intensité de la pêche

*Erich Staub*

### Résumé

L'intensité de la pêche et la répartition spatio-temporelle de cette activité ont une influence majeure sur l'importance des captures. En effet, ces dernières baissent suite à l'adoption de dispositions plus sévères pour la protection des poissons. Par ailleurs, le nombre de poissons capturés sur un tronçon frontalier est différent de part et d'autre de la frontière entre régions où sont appliquées des dispositions distinctes et le nombre de captures est plus important les dimanches et jours fériés lorsque les pêcheurs sont plus nombreux à exercer leur activité.

Entre 1980 et 2000, le nombre de permis annuels délivrés pour les cours d'eau a diminué des 23% et celui des permis combinés (lacs-cours d'eau) a diminué de 46%. Le nombre de permis délivrés pour les lacs a lui augmenté de 26%. L'évolution observée au niveau des permis annuels se retrouve aussi au niveau des permis mensuels et journaliers.

**Fig. 5.9.1: L'importance des prélèvements de poissons par les pêcheurs amateurs dépend d'une part de la taille de la population piscicole en place et d'autre part de l'intensité de la pêche qui dépend à son tour du nombre de pêcheurs (c.a.d. du nombre de permis) et du nombre de sorties de pêche effectuées.**

La constatation de la diminution de l'intensité de la pêche ne permet cependant pas de conclure à sa seule responsabilité dans la baisse des captures observée. Au contraire, l'abandon des permis de cours d'eau au profit des permis de lac semble au contraire être le signe du faible succès de la pêche dans les cours d'eau.

Une enquête représentative réalisée auprès des pêcheurs sur leur activité en rivière a révélé que le nombre de sorties par permis avait baissé de 20%, passant de 27 en 1980 à 22 en l'année 2000. Ce signe indubitable d'un recul de l'intensité de la pêche s'accompagne d'indices d'une régression des peuplements de poissons entre 1980 et 2000: En effet, le pourcentage de sorties de pêche couronnées de succès est passé de 87% à 49%, le nombre de poissons capturés passant dans la même période de 49 à 25 par pêcheur et par an.

La part de responsabilité relative de la diminution de l'intensité de la pêche et de la régression des populations de poissons dans la baisse des captures n'est pas exactement quantifiable. On dispose d'indices pour chacune des causes mais ceux incriminant le déclin des poissons sont les plus nombreux.

Pour faciliter à l'avenir le dépouillement et l'interprétation des statistiques de pêche, il serait souhaitable d'enregistrer sur les tronçons pêchés aussi bien les sorties de pêche sans succès que celles accompagnées de captures. Pour une bonne exploitation intercantonale des statistiques, il serait bénéfique de réaliser une harmonisation du recensement et du traitement des données entre les cantons.

**5.9.1 Introduction et définition du problème**

Cette hypothèse part du principe que la baisse des captures de truites est due à une diminution de l'intensité de la pêche. Cette grandeur est définie comme le nombre de sorties de pêche couronnées de succès enregistré dans les cours d'eau. Elle est influencée par le nombre de permis délivrés qui dépend lui-même d'un certain nombre de facteurs liés directement aux poissons (par exemple la densité des peuplements, le nombre de sorties sans succès) et de facteurs indépendants des poissons (par exemple le comportement pendant les loisirs).

Cette hypothèse peut être subdivisée en une sous-hypothèse 1 indépendante des poissons et une sous-hypothèse 2 liée aux peuplements piscicoles:

1. *L'intensité de la pêche diminue, mais pour des raisons autres qu'une régression des populations piscicoles.* Ces raisons peuvent être par exemple un manque de temps malgré l'acquisition d'un permis ou un non-renouvellement des permis suite au choix d'autres activités de loisir ou à une augmentation de leur prix. Suite à ces changements de comportement, le nombre de sorties par permis diminuerait de même que le nombre de permis délivrés. Une réduction du nombre de permis et du nombre de sorties par permis induit une baisse des captures (captures annuelles) même si les populations piscicoles sont restées inchangées. Si les populations sont stables, le nombre de poissons capturés par sortie (« Captures par unité d'effort », CPUE) reste constant ou augmente légèrement étant donné que les captures potentielles sont réparties sur moins de pêcheurs. La sous-hypothèse 1 traite donc des *changements indépendants des peuplements*; elle reste valable si la situation est inversée (une augmentation de l'intensité de la pêche est suivie de captures plus importantes).

2. *Si pour diverses raisons, les populations de poissons déclinent, le nombre de poissons pouvant être capturés diminue.* Ceci entraîne une baisse de la CPUE et de la part de sorties accompagnées de captures et donc finalement des captures totales. La réaction des pêcheurs peut être sur-proportionnelle si le nombre de sorties par permis ou le nombre de permis acquis baisse plus rapidement que les populations piscicoles. Elle peut être sous-proportionnelle si les pêcheurs augmentent la pression de pêche. La sous-hypothèse 2 est *dépendante des peuplements*; elle reste valable dans la situation inverse (une augmentation des populations est suivie de captures plus importantes).

**5.9.2 Observations faites en Suisse**

Alors que les autres hypothèses de Fischnetz s'inscrivent dans le cadre de la recherche des causes du déclin des populations piscicoles et notamment de truites, la sous-hypothèse 1 part du principe que les populations ne sont pas en régression et que la baisse des captures constatée est uniquement due à une diminution de l'intensité de la pêche. La sous-hypothèse 1 est confortée par l'observation de cas dans lesquels des changements au niveau des dispositions pour la protection des poissons (voir hypothèse « Gestion piscicole », figure 5.8.3), de l'effort de pêche et du comportement des pêcheurs expliquent les variations locales et l'évolution temporelle des captures. L'évolution des prises dans le Doubs de part et d'autre de la frontière franco-suisse illustre bien la manière dont la durée de validité des permis (permis annuels dans le canton de Neuchâtel et cartes de pêche limitées à la saison estivale en France) influence l'importance des captures selon les saisons (figure 5.9.2). La répartition des prises en fonction des jours de la semaine illustre bien quant à elle l'influence du comportement des pêcheurs. Etant donné que la majorité des sorties de pêche sont entreprises le week-end et que l'intensité de la pêche est donc maximale à ce moment-là, le nombre de prises y est également le plus élevé. Ainsi, dans le canton de Fribourg les captures effectuées le dimanche en 2001 représentaient 155% des prises moyennes des jours ouvrables de la semaine [1].

**Changements au niveau du nombre de permis délivrés**

Pour mettre en évidence d'éventuels changements au niveau des permis délivrés, des séries chronologiques provenant de toute la Suisse ont été étudiées [2]. La situation s'avère complexe étant donné que les systèmes d'autorisations varient selon les cantons (permis ou affermage) et que la durée de validité des autorisations n'est pas unique (permis journaliers à annuels). De plus, le domaine spatial de validité des permis est défini selon au moins trois catégories (uniquement cours d'eau, uniquement lac, permis combinés cours d'eau et lac). Dans l'ensemble on constate entre 1980 et

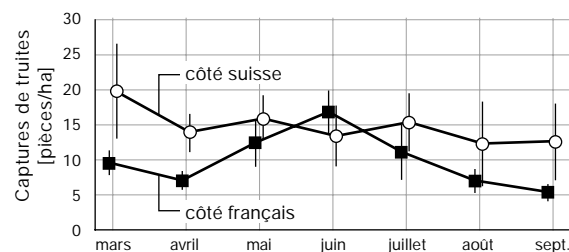


Fig. 5.9.2: Evolution saisonnière des captures de truites dans le Doubs de part et d'autre de la frontière franco-suisse (points: moyennes 1995–2001; traits: intervalles de confiance). La pêche dans le Doubs est majoritairement réglementée dans le canton de Neuchâtel par l'octroi de permis annuels et en France principalement par celui de permis limités aux vacances d'été.

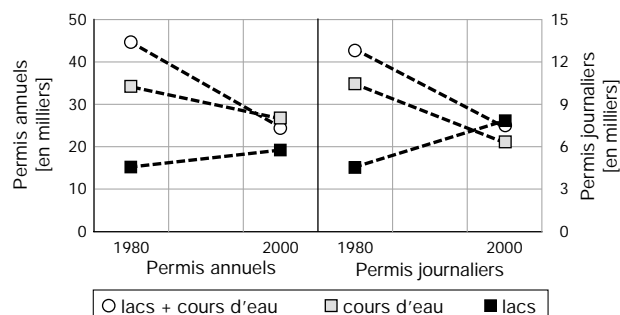


Fig. 5.9.3: Evolution du nombre de permis de pêche délivrés par les cantons entre 1980 et 2000, la distinction étant faite entre les permis de durée de validité (annuels ou mensuels) et de domaine spatial (uniquement cours d'eau, uniquement lacs, cours d'eau et lacs) différents. (Source: Guthruf [2])

2000 un net recul des permis annuels pour les lacs et cours d'eau (-46%) et des permis annuels pour les cours d'eau uniquement (-23%) (figure 5.9.3). Le nombre de permis annuels pour les lacs uniquement a par contre augmenté pendant la même période (+26%). La même tendance évolutive est observable au niveau des permis journaliers, nettement moins nombreux que les permis annuels, (-41% pour les lacs et cours d'eau, -40% pour les cours d'eau et +69% pour les lacs) et pour les permis mensuels (pas de chiffres exacts étant donné la complexité des données). L'évolution du nombre de permis présente cependant de fortes variations régionales: En ce qui concerne les cantons ou concordats délivrant des *permis spéciaux pour les cours d'eau*, on observe entre 1991 et 2000 une baisse significative dans les cantons d'Argovie, de Bâle-ville, de Genève, du Jura, de Saint-Gall, de Soleure, de Schwyz, de Thurgovie et de Vaud et dans le concordat du canal de la Linth, alors qu'une augmentation est enregistrée dans les cantons de Neuchâtel et de Zurich cependant qu'aucune tendance n'est observée dans les cantons d'Appenzell Rhodes-Extérieures, de Nidwald et de Zoug. Pour les *permis pour lacs et rivières*, on observe une baisse dans les cantons d'Appenzell Rhodes-Intérieures, de Berne, de Glaris, des Grisons, du Tessin, de Vaud et du Valais et une absence de tendance dans le canton d'Uri alors qu'aucun canton ne présente d'augmentation.

On peut donc se demander si la baisse des ventes de permis pour les cours d'eau a pu s'accompagner d'une diminution de l'intensité de la pêche dans les rivières telle qu'elle expliquerait largement la baisse des captures observée dans toute la Suisse. Le parallèle constaté entre régression des prises et baisse du nombre de permis ne permet pas encore de tirer de conclusion étant donné que le point de départ de la chaîne de causalité n'est pas encore déterminé. Par contre, l'abandon des permis de cours d'eau au profit des permis de lac semble plutôt indiquer qu'une régression des peuplements piscicoles aurait causé une baisse du succès de la pêche dans les cours d'eau et donc provoqué un exode des pêcheurs de rivière.

## Changements au niveau du comportement des pêcheurs et du succès de la pêche

### a) Sondage auprès des pêcheurs

L'enquête reposait sur un questionnaire envoyé à 990 pêcheurs amateurs et portant sur la situation en l'an 2000 ainsi que sur leur souvenir de la situation pendant les années de référence 1980 et 1990 (les comparaisons effectuées ici se limitent cependant aux années 1980 et 2000) [3]. Les pêcheurs interrogés provenaient des cantons d'Argovie, de Lucerne, de Berne, de Saint-Gall et d'Uri. Les informations concernant le succès de la pêche se rapportent à toutes les espèces de poissons pêchés dans les cours d'eau et proviennent des 57% de pêcheurs ayant renvoyé le questionnaire complété.

Elément significatif eu égard à l'intensité de la pêche, le nombre de sorties de pêche par permis est passé d'une moyenne de 27 en 1980 à 22 aujourd'hui, ce qui équivaut à une baisse de 20%. Alors qu'en 1980 66% des porteurs de permis effectuaient 20 sorties par an ou plus, ils n'étaient plus que 48% en l'an 2000.

Par contre la *durée moyenne des sorties de pêche* a peu changé pendant cette période: la majorité des pêcheurs passe en moyenne de 3 à 5 heures au bord de l'eau et cette valeur a peu varié depuis 1980 (baisse de 4%).

Environ 78% des pêcheurs interrogés ont déclaré avoir généralement ramené du poisson lors de leurs sorties de pêche en 1980 alors que seuls 24% pouvaient en dire autant pour l'année 2000. En contrepartie, la part de pêcheurs déclarant ne presque jamais réaliser de captures a nettement augmenté, passant de 2% à 15% (figure 5.9.4). Si on considère le pourcentage de pêcheurs se trouvant dans les différentes catégories de succès, on observe une chute de la *part de sorties accompagnées de captures* qui passe de 87% à 49%. 81% des personnes interrogées déclarent en conséquence avoir capturé davantage de poisson en 1980 et 55% ajoutent que les poissons étaient plus grands

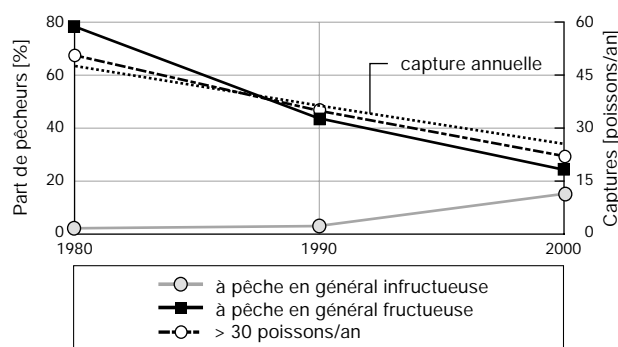


Fig. 5.9.4: Evolution du succès de la pêche en rivière d'après une enquête réalisée auprès de 990 pêcheurs amateurs. La part de pêcheurs dont la pêche est « en général infructueuse », de ceux dont la pêche est « en général fructueuse » et de ceux qui ramènent « plus de 30 poissons par an » est exprimée en pourcentage. La moyenne des captures annuelles est indiquée sur l'axe de droite (d'après Mosler et al. [3]).



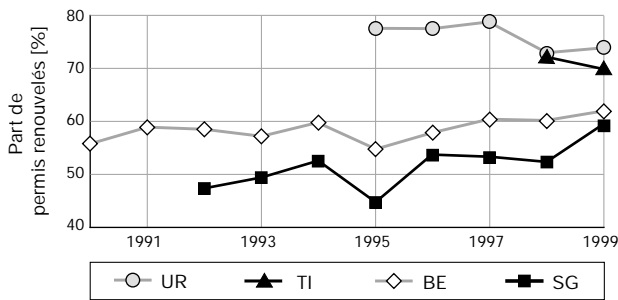


Fig. 5.9.5: Part de pêcheurs identifiable par un numéro personnel de permis ayant régulièrement renouvelé leur permis pendant une fenêtre glissante de trois ans au cours de la période d'observation (Source: Suter & Marrer [6, 7]; dans le canton de SG, uniquement Rhin alpin; pour le Tessin, série chronologique limitée suite à l'introduction tardive des statistiques de pêche détaillées).

à l'époque. En ce qui concerne les *captures annuelles*, 68% des pêcheurs déclarent avoir capturé plus de 30 poissons en 1980, cette part n'étant plus que de 29% pour l'année 2000. Alors qu'en 1980, le nombre de poissons capturés par permis était de 49, il n'était plus que de 25 en 2000.

Dans l'ensemble, ces résultats montrent que le nombre de sorties de pêche a diminué de 20% suite à une modification du comportement des pêcheurs – mais cette baisse ne peut expliquer qu'en partie la chute beaucoup plus importante des captures annuelles (-49%). Seule une régression concomitante de la faune piscicole peut expliquer une telle baisse. Il serait cependant imprudent d'extrapoler ces résultats à l'ensemble de la Suisse étant donné que pour des raisons techniques le questionnaire n'a pu être envoyé qu'aux pêcheurs de cinq cantons. De plus, il n'est pas exclu que les personnes interrogées aient un souvenir un peu déformé de l'année 1980 ou que le renvoi des réponses ait été sélectif. Il convient toutefois de noter que d'après le sondage, la baisse des captures dans les cinq cantons correspond bien à celle observée dans toute la Suisse (voir le chapitre « Constat du déclin des populations piscicoles ») et que la part de sorties sans prises indiquée pour l'année 2000 correspond aux valeurs enregistrées pour la pêche en rivière dans les cantons du Tessin (figure 5.9.6) et des Grisons (47% [4, 5]).

**b) Exploitation des statistiques de pêche individuelles**

Pour étudier les changements survenus au niveau des pêcheurs nous avons examiné les statistiques de pêche individuelles fournies sous forme numérique par les cantons de Berne, de Fribourg, de Saint-Gall (Rhin alpin uniquement), d'Uri et du Tessin [6, 7]. Le canton du Tessin est le seul à enregistrer depuis plusieurs années les sorties de pêche sans capture; le canton des Grisons relève également ces données depuis 2002 [4, 5]. Pour pouvoir effectuer une analyse générale on utilise généralement le *nombre de prises par sortie avec captures (CPUE)*. Cette valeur standardisée se prête mieux à la détermination de tendances que les captures annuelles qui dépendent fortement de l'intensité de

la pêche (nombre de permis et nombre de sorties par an). Dans les milieux de la pêche, la CPUE sert généralement d'indice de l'importance des peuplements piscicoles, bien que les rapports entre CPUE et densité de peuplement soient influencés par un certain nombre d'autres facteurs [8].

La part des pêcheurs renouvelant leur permis chaque année varie et évolue différemment en fonction des cantons (figure 5.9.5) [6, 7]. La part de permis renouvelés peut cependant être considérée comme un bon indicateur de la satisfaction des pêcheurs. En effet dans le canton d'Uri dans lequel 75% des pêcheurs renouvellent leur permis chaque année, les captures par permis comprises entre 25 et 34 poissons par an sont les plus élevées des cantons considérés, alors que les valeurs les plus faibles sont relevées dans le Rhin alpin (SG) aussi bien au niveau des captures (de six à onze poissons par pêcheur et par an) que de la part de permis renouvelés (variant autour de 50%). Dans les cantons de Berne, de Saint-Gall, d'Uri et du Tessin, les captures annuelles réalisées par les pêcheurs qui renouvellent leur permis sont en moyenne deux fois plus nombreuses que celles des *pêcheurs qui abandonnent* leur activité et ne renouvellent pas leur permis (31 poissons pour les premiers et 15 pour les seconds dans le canton du Tessin). Les CPUE des deux groupes sont cependant quasiment identiques - les données dont nous disposons indiquent que les pêcheurs qui abandonnent ne sont pas nécessairement plus mauvais que les autres, mais qu'ils cumulent davantage de sorties sans captures (16 contre 10 par permis et par an dans le Tessin). De même, les *nouveaux acquéreurs de permis* se distinguent des pêcheurs qui les renouvellent moins par la CPUE que par une part plus réduite des sorties avec captures réalisées chaque année. La part de sorties sans succès (non enregistrées) est probablement plus élevée chez les nouveaux ou chez ceux qui abandonnent que chez les pêcheurs qui renouvellent leur permis.

Le nombre moyen de sorties par pêcheur et par an diminue légèrement dans les cantons de Fribourg, d'Uri et du Tessin mais reste constant dans le canton de Berne [6, 7]. Les pêcheurs de Berne, de Fribourg et d'Uri ont entrepris en moyenne 7,5 sorties de pêche pendant l'année 2000. Dans les années précédentes, le classement par ordre décroissant

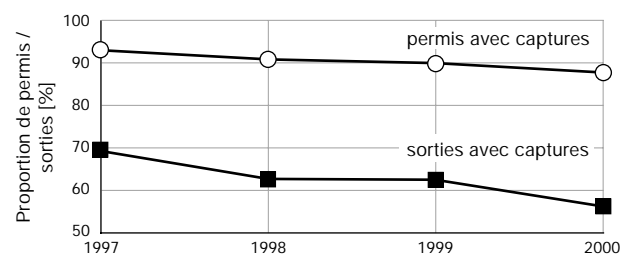


Fig. 5.9.6: Evolution de la part relative de permis ayant donné lieu à au moins une prise par an (permis avec captures) et des sorties accompagnées d'au moins une prise (sorties avec captures) dans le canton du Tessin (Source: Suter & Marrer [6, 7]).

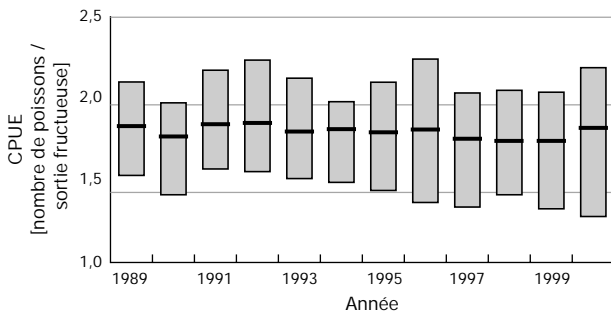


Fig. 5.9.7: Evolution de la CPUE (nombre de truites capturées par sortie fructueuse) entre 1989 et 2000. Sont présentées la médiane (trait épais: autant de valeurs au-dessus qu'en dessous) et l'intervalle interquartile (la barre comprend 50% des valeurs) calculés à partir de 50 tronçons de pêche.

du nombre de sorties par an était toujours le même: Uri en tête, suivi de Fribourg puis de Berne. En plus des sorties couronnées de succès, le canton du Tessin enregistre également les sorties de pêche sans captures. Alors qu'en 1997, 69% des 17 sorties entreprises par permis et par an étaient récompensées, cette proportion s'est progressivement réduite pour ne plus représenter que 56% des sorties en l'an 2000 (figure 5.9.6). La part de sorties sans succès est probablement très sensible aux variations de densité de la faune piscicole. La proportion de permis n'ayant permis aucune capture tout au long de l'année a également augmenté, la part de permis fructueux passant de 93% en 1997 à 88% en l'an 2000.

**5.9.3 Relations avec les effets observés**

Le canton de Berne dispose de données sur les captures depuis 1989. Kirchofer & Staub [9] ont tenté à partir de ces données de savoir dans quelle la mesure les captures étaient influencées par des variations au niveau des peuplements piscicoles et de l'intensité de la pêche (cf. sous-hypothèses 1 et 2 dans l'introduction). Il existe fort probablement une relation de dépendance entre l'état de la faune piscicole et l'intensité de la pêche sans que l'on sache pour autant dans quel ordre chronologique il convient de les placer: Les pêcheurs ont-ils moins pêché suite à une régression réelle ou supposée des effectifs piscicoles ou les captures ont-elles chuté suite à une baisse des ventes de permis et une diminution du nombre de sorties entreprises par permis? Dans le canton de Berne, la CPUE correspondant à la médiane des valeurs obtenues sur 50 tronçons de cours d'eau pêchés est comprise entre 1,8 et 1,95 (figure 5.9.7). Cette stabilité de la CPUE ne plaide pas pour une régression des populations de poissons, si tant est que la CPUE soit réellement un bon indicateur des effectifs piscicoles. On observe cependant une relation étroite entre le nombre de sorties de pêche par an et les captures annuelles - les séries chronologiques de ces deux paramètres présentent une évolution parallèle [6, 7].

L'indication d'une absence de déclin de la faune piscicole dans le canton de Berne va à l'encontre des conclusions de Escher & Büttner [10] selon lesquels la baisse des captures de truites est le signe d'une chute de la densité des peuplements de truites fario dans le canton de Berne, l'espacement des sorties de pêche ayant entraîné une baisse supplémentaire des captures. La théorie du « partage du gâteau » permet peut-être de clarifier la situation. Cette théorie part du principe que chaque cours d'eau renferme un nombre défini de poissons pouvant être capturés (dans le cadre d'une exploitation régulée par des dispositions adéquates de protection des populations piscicoles). Cette réserve de captures potentielles est toujours épuisée pour une pression de pêche moyenne à forte. Si le nombre de permis délivrés diminue, les captures auparavant réalisées par les pêcheurs qui n'ont pas renouvelé leur permis sont compensées par les pêcheurs restants. La solution du problème serait alors: La CPUE aurait dû baisser suite au déclin de la faune piscicole; mais comme les pêcheurs en activité sont également moins nombreux, les captures potentielles ont été réparties sur un nombre plus restreint de pêcheurs dont la CPUE n'a pas significativement varié malgré la baisse des effectifs piscicoles. La situation de deux rivières, la Kirel (Oberland bernois) et la Suze (Jura bernois), apporte également des éléments de réponse. Ces deux cours d'eau ont connu une forte régression des prises de pêche entre 1989 et 2000 (Kirel: env. 140 truites capturées

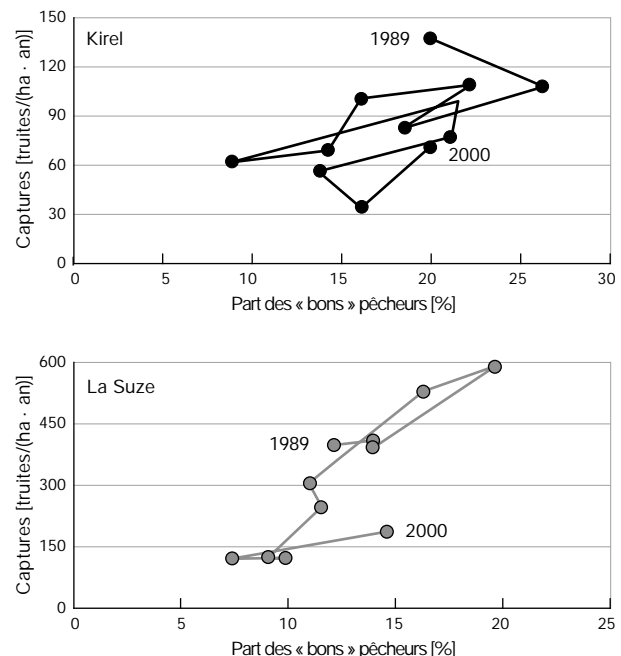


Fig. 5.9.8: Relation entre le nombre de truites capturées par les pêcheurs amateurs et la part de « bons » pêcheurs (avec une CPUE de quatre à six poissons par sortie de pêche) pour l'ensemble des sorties effectuées sur les zones de pêche de la Kirel et de la Suze. L'évolution dans le temps peut être retracée en suivant les lignes reliant les points correspondant aux différentes années de 1989 à 2000.

par hectare en 1989 et 70 en 2000; Suze: 400 truites par hectare en 1989 et 200 en 2000) mais une variation insignifiante de la CPUE (Kirel: 2,4 truites par sortie en 1989 et 2,3 en 2000; Suze: 2,0 truites par sortie en 1989 et 2,1 en 2000). Etant donné que la densité des peuplements a peut-être baissé sans que la CPUE en ait été modifiée, on tente de caractériser la situation à l'aide d'un autre paramètre, la proportion de « bons » pêcheurs (définis par une CPUE de quatre à six truites par sortie) dans l'ensemble des pêcheurs. Comme le montre la figure 5.9.8, il existe une relation étroite entre les captures annuelles (et le nombre de sorties étroitement corrélé à celles-ci) et la part de « bons » pêcheurs. Ce fait peut être interprété de la manière suivante: Les pêcheurs sont informés de l'abondance des poissons et de la probabilité d'en capturer dans les divers tronçons de pêche, par exemple à travers le nombre de pêcheurs ayant effectué de bonnes pêches dans la saison en cours. Les années où les peuplements piscicoles sont supposés importants ou les perspectives de capture estimées bonnes, les sorties sont plus nombreuses dans les tronçons concernés et ceci indépendamment de la baisse à long terme du nombre de permis délivrés. La chaîne de facteurs qui aboutit aux captures annuelles commence ainsi au moins en partie par la densité des peuplements piscicoles. D'autres observations indiquent également que les pêcheurs réagissent au succès de la pêche ou à son absence: Friedl [11] constate que la baisse du nombre de permis suit de quelques années celle des captures de truites; Guthruf [2] observe ce même décalage entre chute des captures et abandon des permis et Hertig [12] constate le même phénomène dans le canal de la Linth.

#### 5.9.4 Conclusions et questions en suspens

► Le nombre de permis délivrés est en forte baisse dans la plupart des cantons et donc sur l'ensemble de la Suisse. Le nombre de sorties par permis a connu dans une moindre mesure une évolution similaire si l'on en croit l'évaluation personnelle de pêcheurs ayant participé à un sondage et les données détaillées enregistrées par quelques cantons sur l'importance des captures. L'intensité de la pêche est donc aujourd'hui nettement plus réduite qu'autrefois.

► Il est impossible de déterminer de façon quantitative dans quelle mesure la baisse de l'intensité de la pêche est responsable de la régression des captures (cause = baisse de l'intensité de pêche) ou la conséquence d'une régression des populations piscicoles (cause = déclin de la faune piscicole). On dispose d'éléments plaidant pour ces deux hypothèses, mais ceux qui incriminent un déclin des populations piscicoles prédominent.

► Les éléments en faveur d'une responsabilité de l'intensité de la pêche sont la baisse importante du nombre de permis et de sorties de pêche, la forte corrélation entre nombre de sorties et captures annuelles et la faible variation de la CPUE

dans de nombreux cours d'eau qui serait le signe d'une stabilité des effectifs piscicoles (la CPUE ne se rapporte cependant pas à toutes les sorties de pêche mais uniquement à celles accompagnées de captures).

► Parmi les éléments plaidant pour une responsabilité primaire du déclin de la faune piscicole, on peut citer en premier lieu la bonne concordance entre la part élevée de pêcheurs réalisant entre quatre et six captures par sortie dans une partie de cours d'eau donnée et le nombre important de sorties sur ce même tronçon. Cette relation montre que les pêcheurs réagissent à l'abondance des poissons. La thèse d'une implication primaire du déclin piscicole est également étayée par l'importance passée des captures annuelles et la proportion accrue de sorties sans captures observée aujourd'hui [3], l'abandon partiel des permis pour cours d'eau au profit des permis pour lacs [2] et la part réduite de sorties avec captures dans l'ensemble des sorties de pêche (données du Tessin uniquement [6, 7]).

► Les données dont nous disposons indiquent que les pêcheurs qui ne renouvellent pas leur permis n'obtiennent pas nécessairement de moins bons résultats que ceux qui le renouvellent mais qu'ils comptabilisent moins de sorties avec captures. [6, 7]. Etant donné que l'abandon des permis est causé en premier lieu par la frustration due à l'accumulation de mauvaises pêches et que le manque de temps ne vient que bien plus loin en deuxième place des raisons citées [3], il est fort probable que les pêcheurs ne renouvelant pas leur permis aient connu un grand nombre de sorties sans succès. Ceci décrirait la manière dont la faiblesse des peuplements pisciaires entraîne une baisse du nombre de permis de pêche.

#### 5.9.5 Mesures préconisées

► Les statistiques cantonales des pêches doivent être optimisées à l'aide des recommandations de Friedl [11] et inclure les paramètres suivants: Date et heure d'arrivée au lac ou cours d'eau, lac ou cours d'eau/secteur, espèce pêchée (chaque poisson enregistré isolément), taille du poisson, nombre d'heures passées à pêcher (heure de départ du cours d'eau). Si tous ces renseignements sont consignés, les sorties sans captures sont automatiquement enregistrées (ce qui n'est actuellement le cas que pour le Tessin et les Grisons).

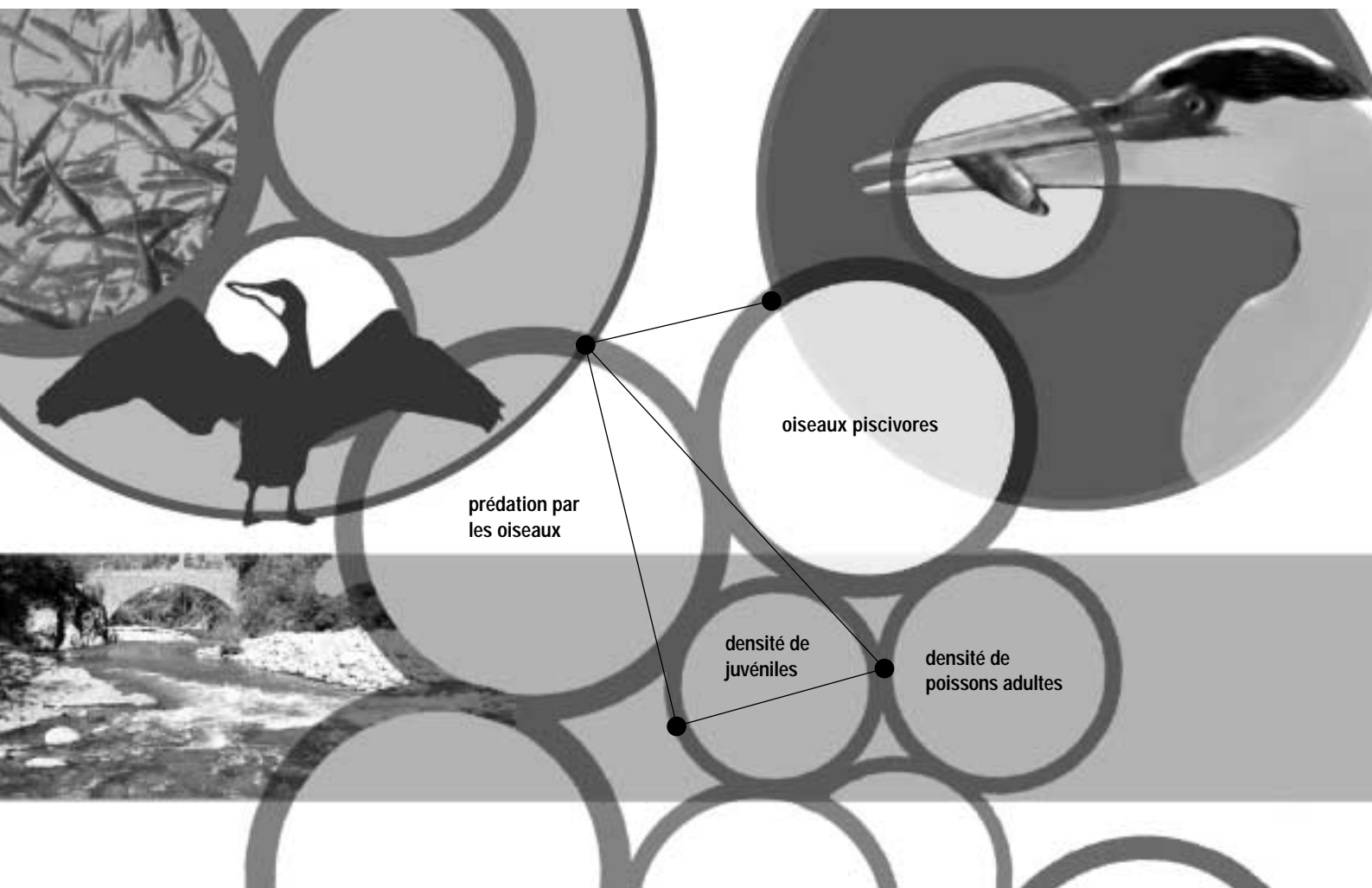
► Pour les études portant sur l'ensemble de la Suisse qui doivent rendre compte non seulement du total des captures réalisées par espèce dans les différents cantons mais aussi nouvellement des captures régionalisées par lot de pêche, il serait souhaitable que les cantons procèdent en commun à une harmonisation des méthodes d'acquisition et de traitement des données.

► Tant la CPUE que les captures annuelles par permis de pêche présentent une distribution positive asymétrique (une faible part de pêcheurs effectue plus de 50% des prises

annuelles). Les moyennes usuelles (moyenne arithmétique, médiane) sont donc peu appropriées pour établir des comparaisons entre années ou entre cours d'eau, entre différents cantons ou en leur sein. Il serait donc judicieux de définir des outils statistiques permettant une bonne description de la « moyenne » et de la variabilité des données sur la pêche.

#### 5.9.6 Références bibliographiques

- [1] FFSP (2002) *Bewirtschaftungsstatistik 2001 – Besatz- und Ertragsauswertungen der freiburgischen Patentgewässer*. Fédération Fribourgeoise des Sociétés de Pêche, Freiburg. pp. 95.
- [2] Guthruf J (2003) *Faktenbericht Anglerzahlen in der Schweiz*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 76. BUWAL, Bern. pp. 69.
- [3] Mosler H-J, Soligo O, Banteli M & Mosler-Berger C (2002) *Angelfischer über sich selbst: Verhalten, Bedürfnisse, Zufriedenheit – 1980 bis 2000*. Fischnetz-Publikation. BUWAL, EAWAG, Dübendorf. pp. 117.
- [4] Michel M (2003) *Fischfangstatistik 2002*. Amt für Jagd und Fischerei Graubünden. [http://www.jagd-fischerei.gr.ch/news/fischerei\\_2003.pdf](http://www.jagd-fischerei.gr.ch/news/fischerei_2003.pdf) (16.04.03).
- [5] Michel M (2003) *Einblick in die Bündner Fangstatistik 2002. Teile 1, 2, 3 und 4*. Amt für Jagd und Fischerei Graubünden. [http://www.jagd-fischerei.gr.ch/news/fischfangstatistik\\_2003\\_1.pdf](http://www.jagd-fischerei.gr.ch/news/fischfangstatistik_2003_1.pdf) (16.04.03).
- [6] Suter HP & Marrer H (2003) *Eckdaten Anglerfang. Detailauswertung der Angler – Tagesfänge in Schweizer Fliessgewässern*. BUWAL, Bern. pp. 53.
- [7] Suter HP & Marrer H (2003) *Eckdaten Anglerfang. Grafiken zum Bericht – Tagesfänge in Schweizer Fliessgewässern*. BUWAL, Bern. pp. 93.
- [8] Hilborn R & Walters C (1992) *Quantitative fish stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman and Hall, New York. pp. 570.
- [9] Kirchhofer A & Staub E (2003) *Weniger Fische oder weniger Fischer? Zur Beziehung zwischen Fischfang und Fischbestand*. BUWAL, Bern. pp. 15.
- [10] Escher M & Büttner S (2001) *10 Jahre Fangstatistik im Kanton Bern*. Fischereiinspektorat Bern, Bern. pp. 61.
- [11] Friedl C (1999) *Fischfangrückgang in schweizerischen Fliessgewässern*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 63. BUWAL, Bern. pp. 32.
- [12] Hertig A (2002) *Erfolgskontrolle zum Synthesebericht Kormoran und Fische: Testgebiet Linthkanal*. BUWAL, Bern. pp. 34.



## 5.10 Hypothèse: Le déclin des poissons résulte de prélèvements accrus par les oiseaux piscivores

Erich Staub

### Résumé

Le cormoran et le harle bièvre et à un degré moindre le héron cendré sont considérés dans les milieux piscicoles comme des oiseaux influant sur les populations de poissons. Les effectifs de ces trois espèces ont nettement augmenté en Suisse au cours des derniers 20 à 30 ans, le cormoran dont le nombre des hivernants oscille entre 5000 et 6000 individus étant nettement plus abondant que le harle (4000 hivernants) et le héron cendré (1500 hivernants). Par contre, en été, le harle (jusqu'à 870 couples nicheurs) est plus commun que le cormoran (moins de 200 individus non nicheurs et quelques rares couples).

L'analyse des contenus stomacaux de cormoran a révélé la présence de truites dans 22% des 1850 cas observés; chez le harle, la proportion était de 70% pour 98 estomacs examinés. Les prélèvements totaux par les cormorans et les

harles extrapolés à toute une année étaient de l'ordre de 1% des prises totales des pêcheurs en 1980 pour augmenter jusqu'à 10% en 2001. Cette augmentation est due à la baisse des prises par les pêcheurs d'une part et à une hausse des prélèvements par les oiseaux d'autre part. La réduction des prises par les pêcheurs (baisse de 160 000kg entre 1980 et 2000) est nettement plus forte que l'augmentation des prélèvements par les oiseaux piscivores (plus 6000 kg). Si cette comparaison entre les prélèvements respectifs des pêcheurs et des oiseaux devait porter non sur le poids mais sur le nombre de poissons, on obtiendrait d'autres chiffres, les oiseaux prélevant des poissons plus petits que les pêcheurs: en 1980, les oiseaux ont ainsi prélevé 3% des poissons par rapport au nombre prélevé par les pêcheurs, en 2001 cette proportion ayant été de 27%.

En dépit de cette comparaison avec les pêcheurs faisant ressortir des prélèvements plutôt élevés au cours des dernières années, la répartition spatiale du cormoran et du harle n'incluant pas tout le territoire de la Suisse permet de conclure qu'aucun de ces deux prédateurs ne peut être incriminé comme facteur explicatif du recul des prises de

Fig. 5.10.1: Rapports entre les principaux facteurs intervenant dans le cadre de l'hypothèse sur les oiseaux piscivores (ou la prédation par les oiseaux). L'importance de la prédation aviaire dépend d'une part de l'importance de la population piscicole et d'autre part du nombre d'oiseaux piscivores susceptibles de l'attaquer.

truites. La pression de prédation exercée en commun par le cormoran et le harle souvent présents dans les mêmes milieux aquatiques n'est cependant pas à négliger et peut être d'importance locale.

### 5.10.1 Introduction et définition du problème

On peut penser qu'un déclin des prises pourrait être la conséquence d'une concurrence pour les ressources alimentaires entre les pêcheurs et un nombre croissant d'oiseaux piscivores. Une telle situation de concurrence serait intervenue si le stock disponible avait constamment fait l'objet de prélèvements modestes par les pêcheurs et que le gros des prélèvements avait été l'œuvre des oiseaux piscivores. Une telle situation pourrait même se traduire par une surpêche, dans la mesure où les prélèvements cumulés dépasseraient le seuil d'une gestion durable.

La prédation par les oiseaux s'exerce avant tout sur les jeunes truites (voir hypothèse « Divers facteurs », fig. 5.13.5). Les analyses qui suivent portent essentiellement sur les harles bièvres (*Mergus merganser*) et les cormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*).

Cette hypothèse se propose de définir à quel point les oiseaux piscivores ont contribué au déclin des prises. Les questions partielles suivantes ont été abordées:

- ▶ Comment les populations des oiseaux piscivores hivernants, estivants et nicheurs ont-elles évolué au cours des dernières 20 à 30 années?
- ▶ Dans quelle mesure la composition et la répartition par classes d'âge des proies des oiseaux piscivores correspondent-t-elles à celle des prises des pêcheurs?
- ▶ Peut-on appréhender la quantité de poissons prélevés par les oiseaux et la mettre en relation avec les prélèvements par les pêcheurs pour ensuite estimer l'importance respective au niveau des stocks?

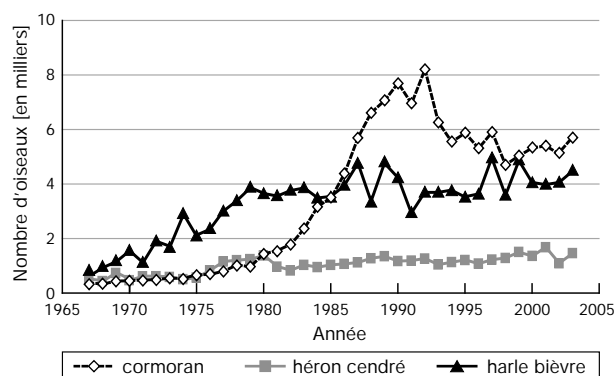


Fig. 5.10.2: Evolution du nombre d'hivernants (total pour les lacs et les rivières) pour les trois espèces piscivores principales de la Suisse (cormoran, harle bièvre et héron cendré) d'après les données de la Station Ornithologique de Sempach. Comptages de mi-janvier le long des lacs et rivières et aux dortoirs pour les cormorans.

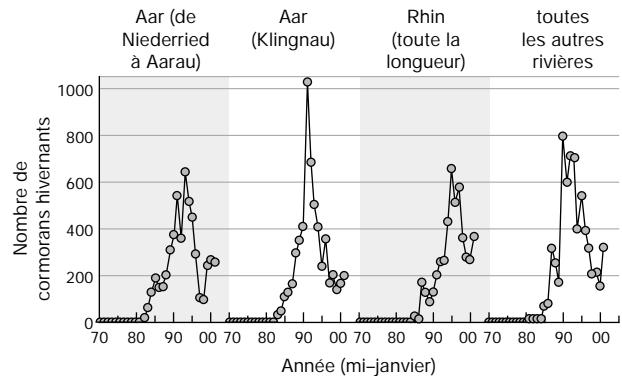


Fig. 5.10.3: Evolution du nombre de cormorans hivernant sur les cours d'eau. Sélection de dortoirs le long de rivières et retenues d'eaux. (Sources: Station ornithologique suisse de Sempach)

### 5.10.2 Observations faites en Suisse

#### Evolution des populations d'oiseaux piscivores

Les oiseaux d'eau hivernants de Suisse font l'objet d'un comptage annuel mi-janvier sous la direction de la Station Ornithologique de Sempach. Les trajectoires des courbes des oiseaux strictement piscivores (cormoran et harle) ainsi que du héron cendré (*Ardea cinerea*), espèce partiellement piscivore, laissent apparaître des tendances distinctes (figure 5.10.2). Les harles et les hérons ont connu leur plus forte augmentation dans la décennie entre 1970 et 1980, alors que pour le cormoran, tel ne fut le cas qu'entre 1980 et 1990, le maximum ayant été atteint avec plus de 8000 oiseaux pendant l'hiver 1991/92 avant que la population ne retombe entre 5000 et 6000 individus.

La discussion relative au déclin des truites concerne avant tout les oiseaux stationnant dans les rivières. Pour les cormorans, les effectifs peuvent être estimés dès lors qu'on ne prend en considération que les dortoirs le long des rivières et retenues d'eau (figure 5.10.3). Les maxima du nombre d'hivernants remontent au début des années 90, présentent un net recul dans les années suivantes et une légère hausse vers la fin de la série chronologique. Lors de cette période à maxima de cormorans, le nombre de ceux liés aux rivières était supérieur à 2000 individus, alors qu'actuellement il n'est plus que de 1000 environ. Par rapport au nombre total d'hivernants (lacs et rivières), la part de ceux liés aux rivières était de 0% en 1970, pour atteindre 30% lors de l'hiver 1990/91, les proportions s'étant stabilisées entre-temps autour de 20%. On constatera que dans les années 80, le nombre de cormorans de rivières a davantage augmenté que leurs effectifs globaux.

Pour les harles, les données sur l'hivernage le long des cours d'eau ont été estimées sur la base de comptages ornithologiques effectués sur certains tronçons de cours d'eau et de retenues d'eau (figure 5.10.4). La population hivernale des harles a connu une hausse depuis le milieu des années 70. Les données actuelles font état d'environ 400 harles pour les comptages du mois de novembre et environ

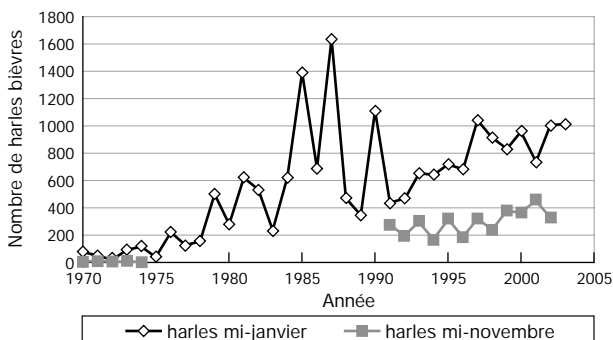


Fig. 5.10.4: Evolution du nombre de harles bièvres hivernant sur les rivières (sélection de tronçons de rivières et de retenues d'eau) à la mi-novembre et à la mi-janvier. (Source: Station ornithologique suisse de Sempach)

un millier pour ceux du mois de janvier. Les petites rivières n'ont toutefois pas fait l'objet de recensements en hiver, et de ce fait le chiffre réel n'est pas connu, mais d'après Keller [1] le nombre de harles ainsi omis devrait être modeste.

On ne dispose pas pour le nombre d'estivants de données de comptages synchronisés comparables à celles de la situation hivernale. Pour les cormorans, des observations ornithologiques non synchrones ont été utilisées [2]; elles ont montré qu'un nombre croissant de cormorans passaient l'été au sein de la Réserve Naturelle des Grangettes sur le Lac Léman (Figure 5.10.5). Le nombre actuel d'estivants est estimé à 200 oiseaux. Depuis l'été 2001, on a observé l'installation de quelques couples nicheurs sur le Lac de Neuchâtel.

Pour le harle bièvre, on dispose de données détaillées d'estivants pour l'année 1998 [3]: En juillet 1998, on dénombrait environ 1100 harles sur les lacs suisses et 200 autres individus présents sur les rivières; la moitié de ces effectifs consistant en jeunes. Les données sur l'évolution dans le temps des populations de harles font défaut. D'après l'Atlas des Oiseaux Nicheurs de Suisse [4], le nombre de couples

reproducteurs serait passé de 140 couples au milieu des années 60 à 450 jusqu'à 500 couples en 1996. Un autre paramètre permettant d'appréhender l'augmentation est donné par le nombre de quadrats cartographiés avec preuves de nidification: De 49 quadrats comportant des couples nicheurs dans les années 1972-1976 on est passé à 78 entre 1983 et 1996. La colonisation s'est étendue des lacs vers diverses rivières. D'après l'étude sur la nidification des harles effectuée par Keller [3] le nombre de couples est estimé à 620 à 870, dont 490 à 670 pour le seul Lac Léman. Par ailleurs, cette étude montre que les harles se concentrent avant tout sur les lacs et grands cours d'eau tels l'Aar ou sur les retenues d'eau aménagées sur ces rivières.

### Sélectivité alimentaire des oiseaux piscivores

Les connaissances sur le régime alimentaire du cormoran dans les eaux courantes reposent sur l'analyse de 1850 contenus stomacaux de cormorans qui ont été tués sur les rivières suisses. Ces estomacs contenaient des restes macroscopiques identifiables d'un total de 2790 poissons [5]: une comparaison du nombre de poissons consommés par espèce a montré que l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) était la proie la plus fréquente, certains estomacs en contenant jusqu'à une centaine. La truite fario (*Salmo trutta fario*) arrivait en seconde position avec une part de 15%. Pour ce qui est de la sélectivité alimentaire, il est moins important de savoir quelle espèce de poisson représente une proportion donnée des 2790 poissons identifiés, mais plutôt de connaître la proportion des estomacs ayant contenu une espèce donnée de poisson (« choix sélectif » des cormorans). Pour la comparaison avec les captures de pêche, il convient de noter que les truites étaient présentes dans 22% des estomacs de cormorans (figure 5.10.6). D'un point de vue numérique, c'étaient des truites de la classe 15 à 20 cm qui étaient les plus fréquentes, mais en terme de biomasse piscicole prélevée, ce sont les truites de 25 à 30 cm

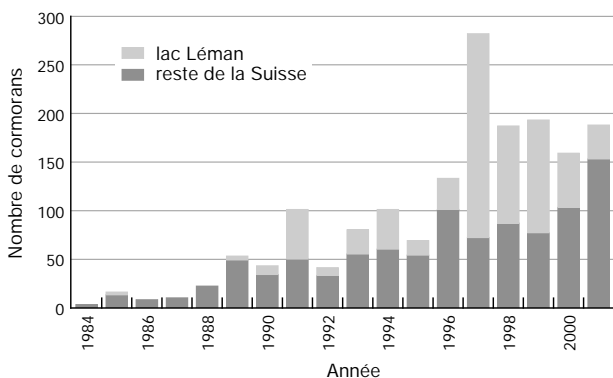


Fig. 5.10.5: Evolution du nombre de cormorans estivants en Suisse, représenté par la somme des cormorans par quadrat kilométrique pendant la période du 16 mai au 14 juin. (Source: adapté de Burkhardt et al [2], V. Keller, communication personnelle)

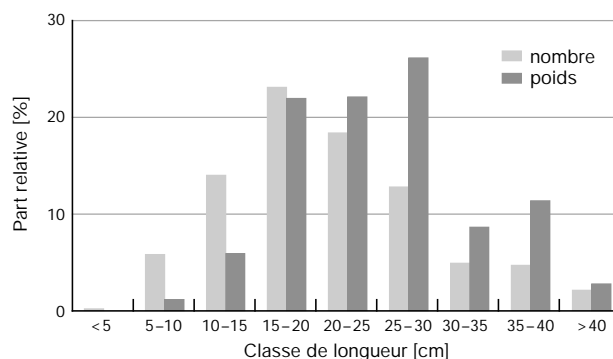


Fig. 5.10.6: Distribution des longueurs des 369 truites répertoriées dans les estomacs de cormorans, et dont les tailles ont pu être mesurées. Le poids par classe de longueur a été évalué sur la base du nombre de truites par classe et du poids moyen estimé d'un poisson de taille médiane pour une classe donnée. (Source: données cantonales de l'OFEFP, Section pêche)

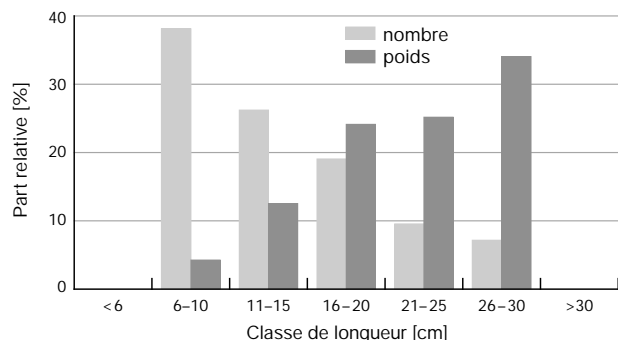


Fig. 5.10.7: Distribution des longueurs de 42 truites décelées dans des estomacs de harles bièvres, et dont la taille a pu être déterminée. Le poids par classe de longueur a été évalué sur la base du nombre de truites par classe et du poids moyen estimé d'un poisson de taille médiane pour une classe donnée. (Source: données cantonales de l'OFEP, Section pêche)

qui dominaient, même si leur fréquence ne correspondait qu'à la moitié des prises.

Les données sur l'alimentation du harle bièvre sont beaucoup plus fragmentaires, l'échantillonnage des contenus stomacaux ne portant que sur 98 estomacs examinés dans lesquels on a relevé un nombre total de 130 poissons. A cela il faut ajouter que ces échantillons provenaient pour 88% de trois rivières, en l'occurrence de la Töss et de la Sihl (ZH) ainsi que de la Thur (SG). Des analyses similaires à celles des cormorans ont permis de montrer que 56% des 130 poissons identifiés comme proies étaient des truites, la présence de truites étant attestée dans 70% des estomacs. Les truites d'une longueur de 6 à 10 cm étaient les plus fréquentes (figure 5.10.7); en terme de biomasse piscicole, plus la taille des truites capturées augmente, plus celle-ci représente une part importante, pour atteindre son maximum avec la classe des 26-30 cm.

Estimation des prélèvements de poissons par les oiseaux piscivores et importance de cette prédation par rapport aux

captures de pêche:

L'importance de la prédation par les cormorans a été appréhendée de manière détaillée par diverses études [6-9]. Ces travaux ont révélé que les populations d'ombres étaient en partie fortement sollicitées par les cormorans et que cette pression de prédation s'accompagnait de changements de la structure des classes d'âge et des densités de poissons.

L'importance de la prédation par les harles pour les peuplements piscicoles et les possibilités d'en limiter les effets ont fait l'objet de recherches dans les rivières du canton de Vaud (Vallorbe, Orbe, Broye et Venoge [10,11]); d'autres travaux sont en cours sur la Schüss (BE) [12] et sur la Petite-Sarine (FR) [13]. Ces travaux n'ont cependant pas la portée ni l'échelle temporelle suffisante pour pouvoir quantifier l'impact de la prédation du harle sur les peuplements piscicoles. Les données sur les contenus stomacaux des oiseaux tués sont toutefois très utiles (voir ci-dessus), de même que les informations sur le comportement des harles: c'est ainsi que dans le secteur du Lac de Biemme et dans la Schüss, on a constaté qu'en été les harles stationnaient sur le lac, alors qu'en début d'hiver ils s'envolaient vers la Basse Schüss pour ensuite déplacer progressivement leurs zones de pêche vers l'amont, ce qui pourrait aller de pair avec un épuisement progressif des ressources (C.Küng, communication personnelle).

Compte tenu du manque de données pour la Suisse, ce sont plutôt les données disponibles dans la littérature qui permettent d'évaluer la prédation due au harle. Celles-ci montrent:

- que le harle n'a pas de proie prioritaire; une forte part de salmonidés est certes frappante mais elle résulte du fait que les harles pêchent fréquemment dans des rivières à salmonidés ([14], avec aperçu de la sélection alimentaire et les tailles des proies);

Paramètre	Unité	Cormoran, hiver		Cormoran, été		Harle bièvre, hiver		Harle bièvre, été	
		1980	2001	1980	2001	1980	2001	1980	2001
<i>Données de base:</i>									
Oiseaux dans toute la Suisse	pièce	1500	5500	0	170	4000	4000	1000	1300
Oiseaux sur les cours d'eau	pièce	0	1100	0	30	200	600	150	200
Durée de séjour	jours		150		180	150	150	100	100
Besoins alimentaires journaliers	kg		0.5		0.4	0.3	0.3	0.3	0.3
Part d'estomacs avec truites	%		22		22	70	70	70	70
Nombre de truites par estomac	pièce		1.6		1.6	1.3	1.3	1.3	1.3
<i>Calculs (arrondis):</i>									
Quantité de poisson prélevée <sup>1)</sup>	kg	0	82500	0	2200	9000	27000	4500	6000
Quantité de truites prélevées <sup>2)</sup>	kg	0	4300	0	140	2000	6100	1000	1300
Nombre de truites prélevées <sup>3)</sup>	pièce	0	58100	0	1900	27300	81900	13700	18200

<sup>1)</sup> Résultante du nombre d'oiseaux, de leur durée de séjour et de leurs besoins alimentaires journaliers

<sup>2)</sup> Résultante du nombre de truites prélevées et du poids moyen des truites de 74 g pour les prises de cormorans et de 46 g pour les prises de

<sup>3)</sup> Résultante du nombre d'oiseaux, de la durée de séjour, de la part d'estomacs contenant des truites et du nombre de truites par estomacharles

Tab. 5.10.1: Estimation du nombre et de la biomasse de truites prélevées par les cormorans et les harles dans les cours d'eau en été et en hiver entre 1980 et 2001 (Truites de ruisseau, de rivière, de lacs et truites arc-en-ciel).



Paramètre	Unité	Prises de pêche		Cormoran		Harle bièvre		Rapport prélèvements oiseaux / pêcheurs	
		1980	2001	1980	2001	1980	2001	1980	2001
Total de truites prélevées <sup>1)</sup>	pièce	1'400'000	600'000	0	60'000	41'000	100'100		
Biomasse des truites prélevées <sup>2)</sup>	kg	280'000	120'000	0	4'440	3'000	7'400		
Captures oiseaux / pêcheurs	%							3	27
Rendement oiseaux / pêcheurs	%							1	10

<sup>1)</sup> Données dérivées des statistiques de pêche de l'OFEFP complétées de 200 000 poissons pour GR et pour les autres cours d'eau non comptabilisés

<sup>2)</sup> En se basant sur un poids de 200 g par truite capturée par les pêcheurs

Tab. 5.10.2: Comparaison du nombre de truites prélevées par les pêcheurs, les cormorans et les harles de 1980 à 2001 (Truites de ruisseau, de rivière, de lacs et truites arc-en-ciel). Données d'après le tab. 5.10.1

► que les prélèvements de poissons documentés en Angleterre dans les rivières Hodder et Upper Wyne au cours des années à reproduction de 1996 à 1998 [15] s'élevaient à 18–20kg de poissons/ha pour une densité de harles de 0,2 adultes et 0,7 jeunes /km dans le cas de la première rivière et de 8 à 33kg pour des densités de harles de 0,3 à 0,9 adultes et 0,5 à 1,6 jeunes /km dans le cas de la deuxième rivière;

► que les harles visitant pour une première fois une rivière privilégient des sections déjà fréquentées par d'autres oiseaux [16] ce qui peut localement se traduire par une forte pression de prédation;

► que les rivières aux habitats très diversifiés et offrant des zones de refuge favorables sont souvent considérées comme étant moins sensibles à une fréquentation par les harles, mais cette vision des choses se base sur des intuitions, sans se fonder sur de véritables observations [17].

Une *quantification précise de la prédation* par les cormorans et les harles n'est pas possible, les informations sur les durées de séjour respectives étant fragmentaires et les données sur les contenus stomacaux n'ayant pas fait l'objet d'échantillonnages systématiques, d'autres lacunes subsistant également. Malgré cela, on peut quand même tenter de procéder à une approche grossière de la prédation globale par les oiseaux piscivores. Tel est le but du tableau 5.10.1 qui regroupe les données des hivernants et estivants, les besoins quotidiens et la composition de la nourriture, avec une présentation séparée pour l'hiver et l'été. On obtient ainsi une estimation des prélèvements de truites par les oiseaux exprimée en nombre et en poids. Pour le nombre, il s'agit plutôt d'une sous-estimation car le nombre de truites par estomac (1,6 chez les cormorans et 1,3 chez les harles) correspond certes aux données observées, mais il faut prendre en considération que le contenu stomacal ne correspond pas forcément à la consommation de toute une journée. La prédation des truites par les oiseaux ainsi estimée peut être comparée aux captures de pêche (tableau 5.10.2). Les prélèvements par les oiseaux s'élevaient en 1980 à environ 1% du poids total des poissons pour atteindre 10% en l'an 2001. Cette augmentation est due à la baisse des prises par les pêcheurs d'une part et à une hausse des

prélèvements par les oiseaux d'autre part. La réduction des prises par les pêcheurs (baisse de 160 000kg entre 1980 et 2000) est nettement plus forte que l'augmentation des prélèvements par les oiseaux piscivores (plus 6 000kg). Si cette comparaison entre les prélèvements respectifs des pêcheurs et des oiseaux devait porter non sur les poids mais sur le nombre de poissons on obtiendrait d'autres chiffres, les oiseaux prélevant des poissons plus petits que les pêcheurs: en 1980, les oiseaux ont ainsi prélevé 3% des poissons par rapport au nombre prélevé par les pêcheurs, en 2001 cette proportion ayant été de 27%. On ignore cependant dans quelle mesure les petits poissons prélevés par les oiseaux auraient survécu jusqu'à l'âge auquel ils auraient été ciblés par les pêcheurs. A cet effet on relèvera la référence au réseau de probabilité (voir hypothèse « Divers facteurs ») selon lequel une étude bibliographique permet de conclure que pour les classes de tailles de poissons prélevés par les oiseaux, aucun mécanisme compensatoire n'intervient, c'est à dire que les poissons prélevés par les oiseaux ne seraient pas morts en raison d'une densité trop forte.

### 5.10.3 Relations avec les effets observés

Le total des *effectifs de cormoran* en Suisse et la part de leurs dortoirs situés le long des rivières ont connu un véritable essor dans les années 80, ce qui correspond bien à la période du recul des prises de truites et du déclin de leur population. Une concordance spatiale entre le pic d'installation des cormorans et la baisse des captures de truites [6–9] a pu être mise en évidence localement dans divers sites d'étude. Il convient toutefois de souligner que pour une bonne démonstration de cause à effet, il importerait de disposer d'un échantillon de contrôle (secteur sans cormorans), une condition qui pour des raisons techniques faisait défaut pour tous les sites étudiés.

Chez les *harles*, il n'existe aucune concordance chronologique entre l'augmentation du nombre d'hivernants dans les années 70 et le recul des populations piscicoles qui n'est intervenu qu'ultérieurement. Les données concernant cette espèce font souvent l'objet d'interprétations distinctes entre les ornithologistes et les pêcheurs. Suite à des phases de fortes concentrations locales de harles, les pêcheurs

observent souvent une régression très forte des populations piscicoles qu'ils ne manquent pas d'attribuer de manière monocausale à la prédation des oiseaux piscivores ([18] par exemple). Les publications ornithologiques considèrent plutôt que les harles ne constituent qu'un facteur supplémentaire intervenant dans le déclin des poissons ([19] par exemple).

Concernant les *hérons cendrés*, le groupe de travail qui se consacre à cette espèce constatait il y a déjà 20 ans [20] que jusqu'à une densité moyenne de 0,4 hérons par km de cours d'eau, aucune relation significative ne pouvait être établie entre les populations de poissons et la présence des oiseaux. Mais dès lors que la densité d'oiseaux augmente au point de faire grimper à plus 10% le nombre de poissons blessés au sein de la catégorie 20 à 30 cm, l'impact sur les populations piscicoles est reconnu et des mesures de régulation sont autorisées conformément aux recommandations formulées par le groupe de travail « hérons » [20]. Ces données anciennes recueillies en Suisse ont été confirmées entre-temps par des travaux à l'étranger: Klingler et Lubieniecki [21] ont ainsi constaté dans trois rivières à truites que des densités de hérons de 0,02 à 0,33 oiseaux par km ne se traduisaient par aucune relation entre la prédation par les hérons et la densité des truites.

#### 5.10.4 Conclusions et questions en suspens

Il faut tout d'abord remarquer que parmi tous les facteurs potentiellement associés au déclin des poissons, les oiseaux piscivores comptent parmi les agents les mieux perceptibles par les pêcheurs, et que leur abondance sur les cours d'eau a augmenté depuis quelques années, que ce soit de manière apparente ou de manière bien réelle. Outre le cormoran, c'est notamment le harle qui fait l'objet de discussions.

Même si on manque encore de données détaillées sur l'utilisation du réseau de cours d'eau par les *cormorans*, les plus grandes rivières sont considérées comme les milieux aquatiques les plus sensibles à sa prédation. Dès lors que la colonisation des sites n'est pas répartie de manière homogène, on peut d'abord conclure que le cormoran ne peut être incriminé comme facteur universel pour le déclin des truites en Suisse. Mais les résultats présentés dans le tableau 5.10.2 se rapportant aux biomasses des truites et à leur nombre permettent d'attribuer localement une certaine importance aux prélèvements opérés par les cormorans et les harles là où cette prédation a atteint un seuil critique.

Le *harle bièvre* est une espèce qui peut se cantonner sur les rivières à truites aussi bien comme oiseau nicheur que comme hivernant, et il peut devenir localement un facteur important pour les populations de poissons. Dans les rivières de largeur inférieure à 4 mètres, il suffit d'un seul harle au kilomètre pour atteindre au terme de deux semaines des prélèvements de 10kg à l'hectare. Les données spatio-temporelles concernant la présence de harles et les

quantités prélevées permettent de considérer que la prédation par le harle peut prendre des proportions importantes à l'échelle locale, mais qu'on ne peut attribuer à cette pression un impact global dans le déclin des prises de truites.

Chez le *héron cendré*, ni les modalités spatio-temporelles de la dynamique de ses populations, ni son spectre alimentaire (comportant encore bien d'autres proies), ni le nombre d'hivernants ou de nicheurs ne prêchent en faveur d'un rôle capital dans le déclin généralisé des prises et des populations de poissons en Suisse.

#### 5.10.5 Mesures préconisées

##### Mesures pour optimiser la gestion des oiseaux piscivores et poissons

Les recommandations destinées à enrayer l'impact des oiseaux piscivores se sont révélées délicates par le passé. D'une part leur mise en place touche un certain nombre de groupes d'intérêt (pêche, protection des oiseaux, protection de la nature), d'autre part l'évolution des populations d'oiseaux piscivores de Suisse dépend en grande partie de facteurs démographiques en vigueur en dehors de la Suisse. Comme le problème des oiseaux piscivores est un sujet bien connu et aussi débattu en dehors de Fischnetz, il existe déjà pour la gestion des conflits diverses propositions [22, 23]. En complément, on peut encore faire les recommandations suivantes:

- ▶ La protection contre les *cormorans* définie par le plan de mesures de 1995 devrait être appliquée au regard du nombre d'hivernants [22]. La même remarque s'applique aux mesures portant sur les estivants promulguées par un groupe de travail de l'OFEFP et devant être rendues publiques prochainement [23].
- ▶ Pour le *harle*, il conviendrait de proscrire la mise en place de nichoirs (tonneaux). De même devrait-on éviter toute référence à la mise en place de telles aides à la nidification (par ex. marquage des tonneaux « nichoir pour harle bièvre ») [24]. Concernant les mesures de contrôle des harles, encore aucune solution satisfaisante n'a été trouvée pour la Suisse. Des essais d'effarouchement visant à disperser les harles ont été couronnés de succès en Bavière et se sont soldés par une croissance significative des populations d'ombres dans les secteurs concernés par ces opérations, alors les tronçons de contrôle sans intervention ne présentaient aucune croissance analogue [25].

##### Besoins en matière de recherches

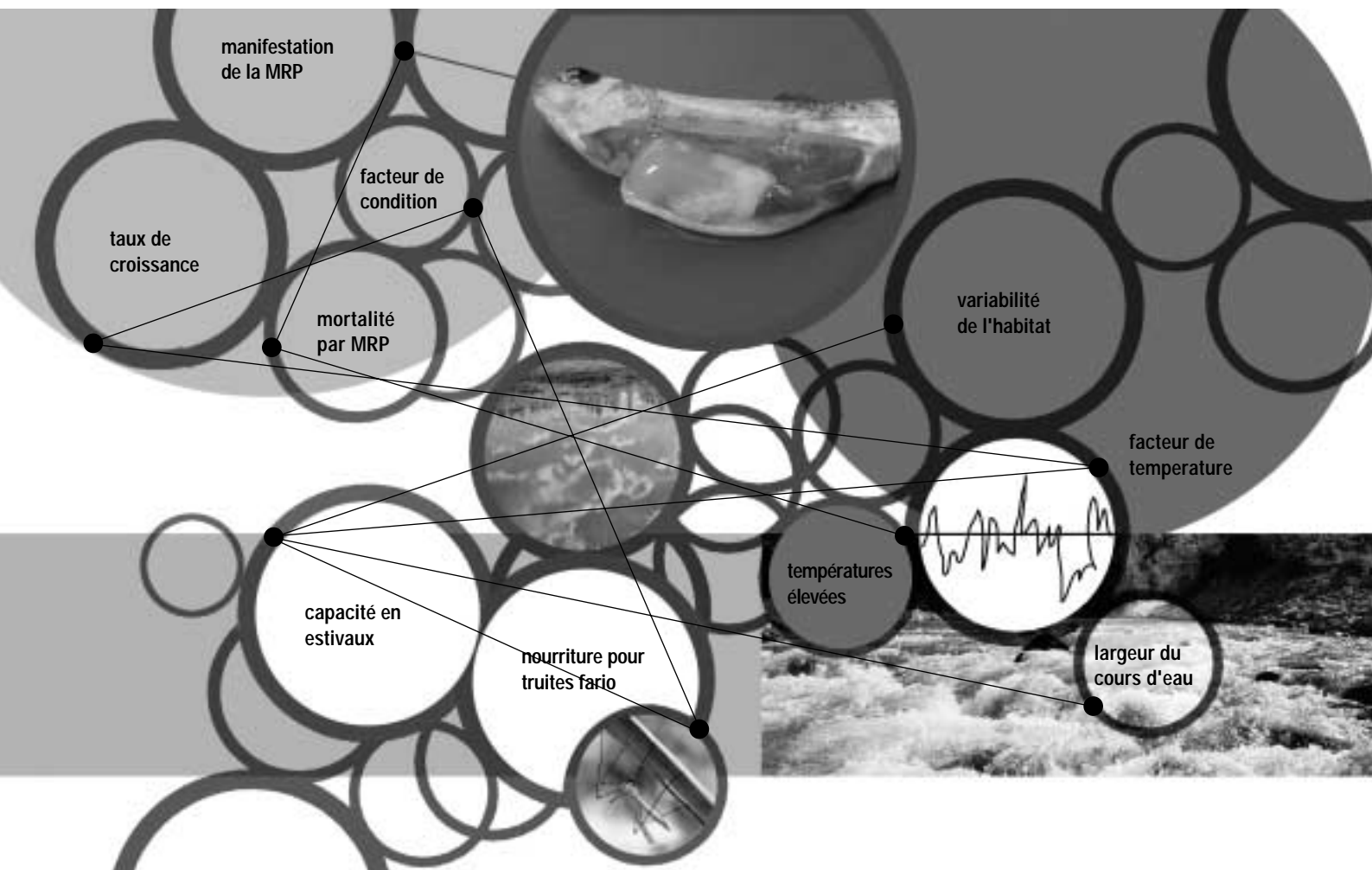
- ▶ Pour appréhender l'impact des oiseaux piscivores, il importe de procéder également à des observations de cormorans, harles et hérons sur des rivières jusqu'à ce jour non recensées par la Station Ornithologique de Sempach. Il reste cependant à décider si cette démarche doit se traduire par un complément du nombre de sites comptés par la station ornithologique ou si des comptages ciblés doivent

être effectués dans des tronçons de suivi piscicole particuliers.

► Comme le harle consomme davantage de biomasse que le cormoran, il conviendrait de lui prêter plus d'attention dans le futur pour améliorer les bases de données (notamment en matière de sélection alimentaire).

### 5.10.6 Références bibliographiques

- [1] Keller V (1997) *Zusammenstellung einiger Grundlagen zum Bestand und zur Biologie des Gänsesägers in der Schweiz. Interner Bericht.* Vogelwarte Sempach, Sempach. pp. 9.
- [2] Burkhardt M, Keller V, Kestenholz M & Schifferli L (2002) *Der Kormoran in der Schweiz. Faktenblatt Kormoran.* Vogelwarte Sempach, Sempach.
- [3] Keller V & Gremaud J (2003) *Der Brutbestand des Gänsesägers Mergus merganser in der Schweiz 1998.* Ornithologischer Beobachter 100: 227–46.
- [4] Schmid H, Luder R, Naef-Daenzer B, Graf R & Zbinden N (1998) *Schweizer Brutvogelatlas: Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996.* Vogelwarte Sempach, Sempach. pp. 574.
- [5] Kirchhofer A & Staub E (2002) *Fische als Nahrung überwinternder Kormorane in der Schweiz: Resultate aus 20 Jahren Magenuntersuchungen.* BUWAL, Bern. pp. 23.
- [6] Staub E, Krämer A, Müller R, Rühl C & Walter J (1992) *Grundlagenberichte zum Thema Kormoran und Fische.* Schriftenreihe Fischerei Nr. 50. BUWAL, Bern. pp. 138.
- [7] Hertig A (2002) *Erfolgskontrolle zum Synthesebericht Kormoran und Fische: Testgebiet Linthkanal.* BUWAL, Bern. pp. 34.
- [8] Hertig A (2002) *Erfolgskontrolle zum Synthesebericht Kormoran und Fische, Testgebiet Hochrhein: Effizienz der Kormoranabwehr und Bestandesveränderungen bei der Äschenpopulation.* Schlussbericht. BUWAL, Bern. pp. 1–30.
- [9] Staub E, Suter F & Sennrich E (2002) *Kormoraneinflug und Fischbestand: Schlussbericht zum Untersuchungsgebiet Reuss Rotkreuz-Sins.* BUWAL, Bern. pp. 1–21.
- [10] Glauser M & Montmolin B (1998) *Essai d'effarouchement des Harles bièvres sur l'Orbe et la Broye (VD). Rapport interne.* biol conseils, Yverdon. pp. 8.
- [11] Zufferey M (1998) *Description et analyse de l'occupation de quelques cours d'eau vaudois par le harle bièvre (Mergus merganser L.) et étude de son comportement.* Travail de diplôme. IZEA, Université Lausanne, Lausanne. pp. 96.
- [12] Escher M (in Vorbereitung) *Auswertung des Kormoranabwehr-Testgebietes an der Schüss.* Fischereinspektorat Bern, Bern.
- [13] FFSP (2003) *Zwischenbericht über die Untersuchung der Kleinen Saane.* Fédération Fribourgeoise des Sociétés de Pêche, Fribourg. pp. 89.
- [14] Kalbe L (1990) *Der Gänsesäger.* Neue Brehm Bücherei. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt. pp. 137.
- [15] Wilson BR, Feltham MJ, Davies JM, Holden T, Cowx IG, Harvey JP & Britton JR (2003) *A quantitative assessment of the impact of goosander, Mergus merganser, on salmonid populations in two upland rivers in England and Wales.* In: Interactions between fish and birds: Implications for management. Cowx IG (ed), Fishing News Books, Oxford. pp. 119–135.
- [16] Wood CC (1984) *Food-searching behaviour of the common merganser (Mergus merganser). II: Choice of foraging location.* Canadian Journal of Zoology 63: 1271–79.
- [17] McNair JN (1984) *The effects of refuges on predator-prey interactions: a reconsideration.* Theoretical Population Biology 29: 38–63.
- [18] Eberl R (1998) *Invasion der Gänsesäger – Fließgewässer Oberbayerns auf grossen Strecken fischleer.* Fischer & Teichwirt 49: 181–82.
- [19] Bauer U & Zintl H (1995) *Brutbiologie und Entwicklung der Brutpopulation des Gänsesägers Mergus merganser in Bayern seit 1970.* Ornithologischer Anzeiger 34: 1–38.
- [20] Kontaktgruppe Graureiher (1984) *Graureiher und Fischerei (Kurzfassung).* Schriftenreihe Umwelt Nr. 42. BUWAL, Bern. pp. 17.
- [21] Klinger H & Lubieniecki B (1995) *Untersuchungen zum Einfluss des Graureihers auf die Bachforellenbestände in drei Mittelgebirgsbächen in Nordrhein-Westfalen.* Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, NRW. pp. 1–48.
- [22] Pedroli JC & Zaugg C (1995) *Kormoran und Fische: Synthesebericht.* Schriftenreihe Umwelt Nr. 242. BUWAL, Bern. pp. 94.
- [23] Rippmann U (in Vorbereitung) *Erfolgskontrolle und Kormoranmassnahmeplan 2003. Zwischenbericht.* BUWAL, Bern.
- [24] ATL (2003) *Synthese du suivi biologique du Boiron de Morges, 1996–2002. Chapitre 9: Végétalisation des berges, zones humides, avifaune, mammifères, valeurs historiques, sensibilisation du public.* <http://www.truiteleman.ch/dossier/publicationsf.htm>.
- [25] Born O & Hanfland B (2001) *Äschenbestände in der Ammer unter Berücksichtigung der Gänsesäger-Vergrämung.* Landesfischereiverband Bayern, München. pp. 28. [www.lfvbayern.de](http://www.lfvbayern.de).



## 5.11 Hypothèse: Une modification du régime thermique des eaux a entraîné un déclin des populations piscicoles et une baisse des captures de poissons

*Herbert Güttinger*

### Résumé

Les truites de rivière affectionnent les eaux froides et présentent une croissance optimale aux alentours de 13°C. Elles ne supportent des températures supérieures à 25°C que pendant une période très brève. Pour leur développement, leurs œufs nécessitent un apport de 420 degrés-jours, c'est à dire qu'il leur faut 90 jours pour éclore à une température de 5°C. Un réchauffement de 1°C raccourcit cette durée de développement d'un cinquième. Mais la température de l'eau a également un effet indirect sur les poissons par le biais des animaux qui leur servent de pâture, des agents pathogènes et de la chimie des eaux. Une élévation des températures au-delà de 15°C peut déjà s'avérer problématique en favorisant le déclenchement de la maladie rénale proliférative (MRP) aux suites bien souvent mortelles.

**Fig. 5.11.1:** Une augmentation des températures hâte le développement du frai et favorise la croissance des poissons. Les cours d'eau dont la température est plus élevée présentent en général de plus fortes capacités en estivaux. Mais, revers de la médaille, une période de réchauffement estival trop prolongée peut également entraîner de fortes mortalités chez les poissons infectés par la maladie rénale MRP.

Au cours des 25 dernières années, les cours d'eau ont connu un réchauffement de 0,4 à 1,6°C sous l'effet des changements climatiques globaux. Le domaine vital des truites s'est élevé de 100 à 200 m en altitude. Le réchauffement climatique concerne principalement la première moitié de l'année. Les modifications d'autre nature du régime thermique, refroidissement des rivières par l'apport d'eau froide de lâcher de barrages, fonctionnement de pompes à chaleur ou éclusées hydroélectriques, ont une signification locale et limitée au cours d'eau concerné.

L'hypothèse selon laquelle une modification de la température de l'eau aurait conduit à une régression des populations piscicoles et du nombre de captures a été confirmée dans les rivières du Moyen-Pays dont les eaux dépassent les 15°C pendant plusieurs semaines. Elle doit cependant être rejetée dans les cours d'eau plus froids étant donné que les effets favorables d'un réchauffement peuvent y être prédominants. La mesure la plus efficace pour soutenir les populations sur ce point serait donc de lutter contre le réchauffement climatique mais des effets ne peuvent être attendus qu'à long terme. A court terme, des dispositions peuvent être

prises pour en combattre les symptômes: préserver ou restaurer les zones froides des cours d'eau et éliminer les obstacles à la migration pour permettre aux poissons menacés de s'y réfugier.

**5.11.1 Introduction et définition du problème**

S'il est exact qu'une modification de la température de l'eau a entraîné une régression des populations piscicoles et du rendement de la pêche, on devrait observer au cours des dernières décennies une évolution parallèle de la température des cours d'eau suisses d'une part et des populations piscicoles et des captures d'autre part. Ces changements doivent en outre être d'une importance telle qu'ils entraînent des effets visibles sur les peuplements. Le réchauffement des eaux peut être suivi à travers l'étude des causes majeures de perturbation comme par exemple les changements climatiques.

La température des cours d'eau connaît des fluctuations saisonnières et varie fortement d'une année à l'autre et d'une rivière à l'autre. Selon les conditions climatiques et météorologiques, elle peut présenter une amplitude de 25°C au cours d'une année et de plusieurs degrés en une même journée. Les valeurs importantes pour l'écologie des poissons sont non seulement les moyennes journalières et annuelles mais surtout les températures extrêmes de certaines après-midi d'été et les écarts par rapport à la normale au cours de certaines phases de développement. Les poissons réagissent différemment aux changements de température selon leur espèce, leur stade de développement, leur âge et les autres conditions écologiques de leur milieu. La température des rivières et fleuves suisses a augmenté de manière significative au cours des dernières décennies [1] alors que d'autres paramètres physico-

chimiques ont baissé ou sont restés plus ou moins constants [2] (voir aussi l'hypothèse « Pollution chimique »). Le débit, notamment, ne présente pas de tendance particulière pour cette période. Pour l'étude détaillée de l'évolution des températures à laquelle nous avons procédé, nous avons non seulement considéré les températures moyennes annuelles mais aussi les valeurs estivales et hivernales ainsi que le détail de la phase de réchauffement du printemps. La température moyenne annuelle  $T_s$ , l'amplitude  $A$  et la date  $M$  de la température maximale dans l'année civile ont été déterminées en ajustant une fonction sinusoïdale sur les valeurs mesurées [3].

$$T_t = T_s + A \sin \left\{ \frac{2\pi t}{P} + (M - \frac{P}{4}) \right\}$$

$t$  = temps [d]  
 $T_t$  = température de l'eau au temps  $t$  [°C]  
 $T_s$  = moyenne de 12 mois, calculée à partir de la courbe de régression sinusoïdale [°C]  
 $A$  = amplitude de la sinusoïde [°C]  
 $P$  = séquence de  $T$  (12 mois = 365,25 d)  
 $M$  = date de la température maximale [d]  
 $(M - \frac{P}{4})$  = point de départ de la sinusoïde,  $\varphi$  [d]

Pour tenter de savoir si les changements thermiques avaient contribué au déclin de la pêche, nous avons cherché à répondre aux questions suivantes:

- ▶ Quelle a été l'évolution de la température des cours d'eau suisses au cours des 20 à 30 dernières années?
- ▶ Quels sont les effets directs et indirects de la température de l'eau sur les poissons et leurs populations?
- ▶ Dispose-t-on d'éléments plaçant pour une responsabilité des changements thermiques dans le phénomène de régression des populations de truites et de baisse des rendements de la pêche?

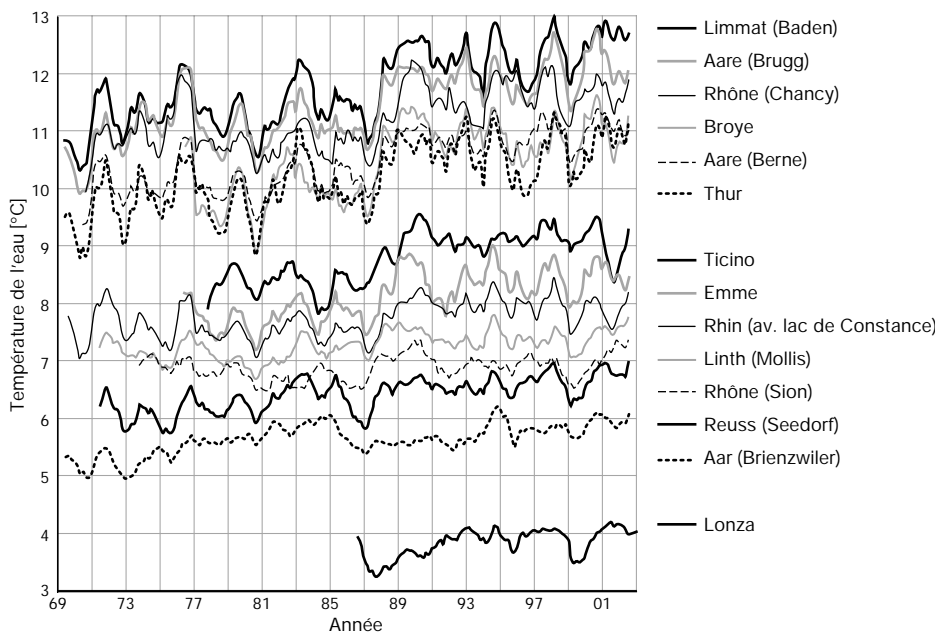


Fig. 5.11.2: Evolution des moyennes sur 12 mois de la température de l'eau  $T_s$  de certains cours d'eau typiques de la Suisse (données de l'Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne). Le réchauffement progresse de manière similaire dans presque toutes les rivières et s'intensifie en 1987/88. Les cours d'eau fortement influencés par des centrales hydroélectriques, comme la Lonza, font exception. La nature des implications du réchauffement pour les poissons dépend principalement de la température initiale du cours d'eau dans lequel ils évoluent. Ainsi, des effets positifs sont à attendre d'un réchauffement de l'Aar à Brienzwiler alors que le même phénomène est défavorable aux truites fario dans la Limmat.

**5.11.2 Observations faites en Suisse**  
**Evolution des températures au cours des dernières décennies**

La température des cours d'eau dépend des courants incidents (affluents, sources, etc.), du rayonnement de grandes longueurs d'onde incident et émis, du rayonnement solaire de courtes longueurs d'onde (eau et sédiments), de l'évaporation et de la condensation, de la convection (échanges de chaleur avec l'air), des précipitations, de la dissipation d'énergie (pertes de chaleur par frottement), des échanges de chaleur avec les sédiments et de divers processus chimiques et biologiques [4]. Dans les torrents de montagne à forte déclivité, la dissipation peut jouer le rôle majeur alors que la convection et le rayonnement de courtes et de grandes longueurs d'onde causent les principaux flux d'énergie dans les cours d'eau de plaine. Le réchauffement important de l'atmosphère observé en Suisse suite aux changements climatiques [5] peut donc être au moins en partie responsable de changements thermiques au niveau des cours d'eau. L'importance du réchauffement présumé a été évaluée grâce à des séries de mesures effectuées par le SHGN sur 27 fleuves et rivières. La localisation des stations de mesure et les autres conclusions tirées des mesures sont

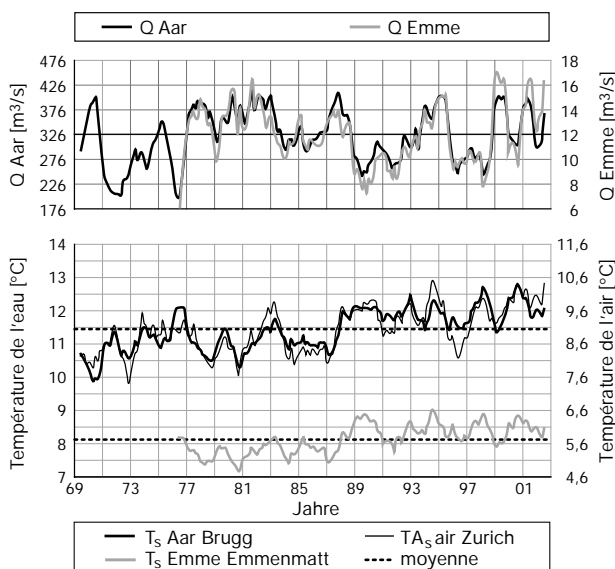


Fig. 5.11.3: En haut: Evolution de la moyenne sur 12 mois du débit Q de l'Aar à Brugg et de l'Emme à Emmenmatt. En bas: Evolution de la température de l'eau Ts de l'Aar à Brugg et de l'Emme à Emmenmatt et de la température de l'air TA mesurée à la station ISM de Zurich. Les échelles sont conçues de manière à ce que les moyennes (lignes horizontales) des débits et des températures de l'Aar et de l'air coïncident. Alors que les températures sont en général inférieures à la moyenne avant 1987/88, elles se situent majoritairement au-dessus à partir de 1989. Malgré leur forte différence (moyenne sur 25 ans: Aar 334 m<sup>3</sup>/s, Emme 12 m<sup>3</sup>/s), les débits des deux rivières ont une évolution parallèle mais non corrélée à celle de la température de l'eau. Elles sont le reflet des conditions météorologiques qui ne correspondent pas à l'évolution plus globale du climat.

précisées dans [1]. L'évolution à long terme a été décrite par des moyennes sur 12 mois du signal sinusoïdal calculées à partir de moyennes journalières avec intervalles de deux mois glissants (figure 5.11.2).

L'évolution de la température de la plupart des cours d'eau étudiés présente une tendance au réchauffement. C'est aussi bien le cas des rivières assez chaudes du Moyen-Pays que des ruisseaux plus froids des Préalpes et des Alpes. On observe une élévation subite de 1°C dans les années 1987 et 1988 alors que les périodes précédente et suivante ne présentent pas de tendance significative. Ce saut de température pourrait être lié au changement de l'indice NAO observé à la même époque (NAO = North Atlantic Oscillation, l'indice décrit les conditions de pression atmosphérique de l'Atlantique Nord qui ont une influence sur notre climat) [6]. Le fait que le réchauffement soit observable sur toute la Suisse, que la température de l'air présente la même évolution [7, 8] et qu'aucune tendance similaire ne soit observable au niveau des écoulements (figure 5.11.3) accreditte fortement la thèse selon laquelle l'élévation moyenne de température observée dans les rivières est directement liée au réchauffement de l'atmosphère et à la modification du rayonnement incident et non à des modifications

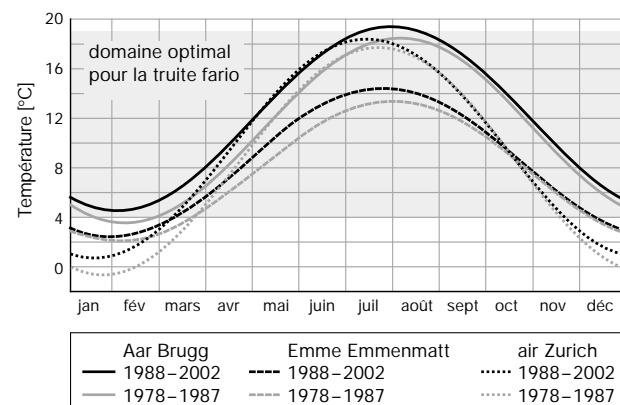


Fig. 5.11.4: Représentation schématique de l'évolution des températures de l'eau et de l'air au vu des périodes 1978-1987 et 1988-2002. Les sinusoïdes ajustées aux températures moyennes journalières montrent que la courbe des températures s'est décalée vers l'avant (maxima estivaux cinq à six jours plus tôt) et vers le haut (températures moyennes annuelles de 0,7 à 1°C plus élevées). Ts = moyenne sur 12 mois calculée avec la fonction de régression sinusoïdale [°C], A = amplitude de la sinusoïde [°C], M = date de la température maximale [jour à partir du début de l'année].

Aar Brugg	1978-87	Ts = 11,0	A = 7,5	M = 218
	1988-02	Ts = 12,0	A = 7,4	M = 213
	différence	Ts = 1,0	A = -0,1	M = -5
Emme Emmenmatt	1978-87	Ts = 7,7	A = 5,6	M = 214
	1988-02	Ts = 8,4	A = 6,0	M = 208
	différence	Ts = 0,7	A = 0,4	M = -6
Air Zurich	1978-87	Ts = 8,5	A = 9,2	M = 203
	1988-02	Ts = 9,6	A = 8,9	M = 198
	différence	Ts = 1,1	A = -0,3	M = -5

du régime d'écoulement. L'influence des débits existe cependant réellement et elle est particulièrement visible lors des périodes de faible corrélation entre température de l'eau et température de l'air, comme par exemple à la fin des années 1970 et dans les années 1990. Les périodes de « mauvais temps » caractérisées par de fortes précipitations et des débits élevés produisent un refroidissement de l'eau alors que les périodes sèches ont l'effet inverse. L'été sec et caniculaire de l'année 2003 nous l'a bien montré.

L'élévation de température observée ne concerne pas de la même manière tous les mois de l'année mais se concentre sur les mois de janvier à août. On n'observe pratiquement pas de changements à l'automne. Par rapport aux années 1970 et 1980, la courbe des températures d'une année s'est décalée de 0,5 à 1,5°C vers le haut et de cinq à douze jours vers l'avant (figure 5.11.4). Ce décalage peut atteindre 14 jours au printemps.

**Effets de la température sur les poissons**

La température exerce directement une influence positive sur les poissons en favorisant la croissance et le développement mais aussi une influence négative si elle est excessive, nuisant à la santé des poissons et pouvant même entraîner leur mort. Elle présente également une action indirecte en intervenant au niveau de l'abondance de nourriture (croissance des organismes nourriciers), des agents pathogènes (croissance, prolifération), des processus chimiques (degré d'oxygénation, polluants) et des interactions entre espèces piscicoles (rapports de concurrence et de

prédation). Un grand nombre de travaux ont été consacrés aux exigences écologiques des truites de rivière par rapport à leurs habitats, notamment en ce qui concerne la température de l'eau [9–12]. Vuille [13] a décrit l'existence d'une relation quantitative entre la température de l'eau et la productivité des peuplements piscicoles dans sa méthode d'appréciation de la productivité piscicole potentielle des cours d'eau (voir l'hypothèse « Offre alimentaire »). Cette relation est prise en compte dans les modélisations effectuées dans le cadre du réseau de probabilités (voir l'hypothèse « Divers facteurs »).

**Croissance et développement**

Les organismes obéissent en général à la règle empirique de Van't Hoff selon laquelle la vitesse de réaction double lorsque la température augmente de 10°C. Chez les poissons, une telle augmentation peut même provoquer une accélération du développement d'un facteur 2,5 à 5 suivant leur degré d'acclimatation et leurs caractéristiques génétiques [14]. Différents auteurs ont élaboré des modèles permettant par exemple de calculer la durée de développement des œufs à partir de la température [15, 16]. On a ainsi estimé qu'il fallait environ 420 degrés-jours aux œufs de truites fario pour éclore. Les essais d'incubation menés dans les cours d'eau ont livré des résultats du même ordre de grandeur [17]. Le tableau 5.11.1 indique les domaines de température optimaux et critiques pour les différents stades de développement de la truite de rivière.

Les valeurs résultant pour la plupart d'essais de laboratoire et de terrain sont valables pour certains stades de dévelop-

Référence	frai	œufs		embryons	estivaux	juvéniles		adultes		MRP
		optimal	léta			optimal	léta	optimal	léta	
Elliott [18–20]		0–13					24,8	4–19 (13–14)	0–4	
Varley [21]			<7, >12						19–30	
Reichenbach–Klinke [22]	0,5–9	4–6	>12,5		12,4			10–17,6	>28,3	
Jungwirth & Winkler [23]		4–12 (7)	>12	4–13						
Humpesch [15]		1–9 (5)	>15	4–11,5						
Crisp [16]		0–15,5 (1–11)					3,6–19,5 (13,1)	21–30	4–19	
Bjorn & Reiser [24]	7–13								27–30	
Alabaster & Lloyd [25]		1–8 (2–6)							23–27	
Schmeing-Engberding [26]					6–14	6–14				
A, Peter (communication personnelle)					2,5–13					
voir Hypothèse « Santé »										>8, >15*

\* L'infection par la MRP peut se produire à partir de 8°C et la maladie se déclare si la température de l'eau dépasse 15°C pendant deux à quatre semaines.

Tab. 5.11.1: Domaines de température optimaux et létaux pour les différents stades de développement de la truite fario (en°C). Les valeurs entre parenthèses correspondent à une restriction du domaine optimal.

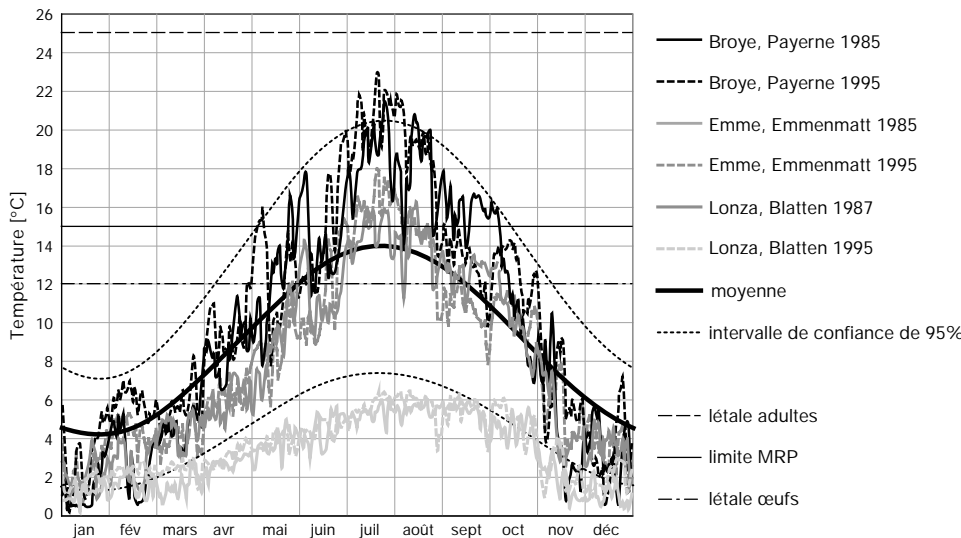


Fig. 5.11.5: Evolution intra-annuelle du domaine de température d'une rivière à truites suisse typique. La moyenne et l'intervalle de confiance ( $\pm 95\%$ ) ont été déterminés à partir des températures moyennes journalières mesurées en 2002 dans 28 rivières abritant des truites fario. La limite de 95% correspond à la variance des différents cours d'eau considérés. Les profils de température de la Broye, de la Lonza et de l'Emme sont présentés à titre d'exemple. On peut s'attendre à constater un effet négatif à légal du réchauffement dans la Broye et la MRP pourrait se déclarer dans l'Emme. Par contre, la Lonza profite du réchauffement hivernal au niveau du développement des œufs.

pement bien spécifiques qui ne se rencontrent qu'à certaines périodes de l'année. Les résultats ne sont donc que partiellement extrapolables à la dynamique thermique saisonnière des cours d'eau naturels. Nous avons donc défini un profil intra-annuel de température (moyenne et intervalle de confiance) optimal pour les truites fario à partir des températures mesurées dans les rivières à truites de Suisse. Cette représentation ne tient pas compte des différences d'optima entre les populations adaptées aux conditions locales. Le domaine de température ainsi défini sert de référence pour l'évaluation des changements de régime thermique (figure 5.11.5).

Les œufs de salmonidés sont particulièrement sensibles à la température et cette sensibilité est tenue pour responsable de leur distribution géographique limitée [27, 28]. La température optimale pour le développement des œufs de truite fario fécondés est d'environ 5°C. On observe une mortalité accrue en dessous de 1°C et au-dessus de 9°C [15] et des températures supérieures à 12°C sont considérées comme létales [23]. Le domaine de tolérance des embryons (jusqu'à éclosion) se situe entre 4 et 13°C [15, 23].

Une dépendance de la température a également été constatée au niveau de processus impliqués dans l'acte de reproduction lui-même (fraye et fécondation). La reproduction est ainsi optimale pour une température comprise entre 1 et 10°C [19] et l'intervalle de 0,5 à 13°C est considéré comme idéal pour la fraye [22, 24]. Une élévation de température réduit donc la fenêtre optimale pour la reproduction, ce qui peut se traduire par une baisse du taux de reproduction.

Les truites fario adultes affectionnent une température de l'eau comprise entre 4 et 19°C [16], cessant pratiquement de s'alimenter et de croître en dessous [19] ou au-dessus de ce domaine de température [28]. Le taux de croissance maximum est obtenu entre 13 et 14°C [18]. Une bonne croissance présente un avantage pour la reproduction étant

donné que les femelles les plus grandes produisent des œufs en plus grand nombre et de plus grande taille [29].

**Santé des poissons**

La température a également une influence sur tous les processus mettant en jeu des composés chimiques toxiques. Ainsi par exemple, l'induction de la vitellogénine par les œstrogènes est dix fois plus forte et beaucoup plus rapide à 15°C qu'à 9°C [30]. La maladie rénale MRP est provoquée par un parasite unicellulaire (voir hypothèse « Santé ») qui ne peut infecter les poissons qu'au-dessus de

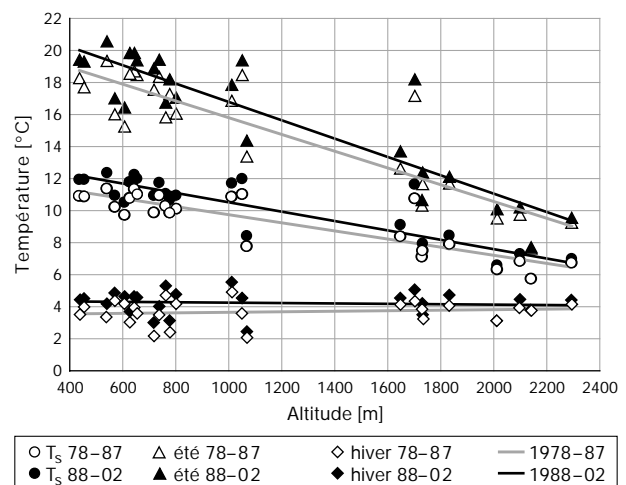


Fig. 5.11.6: Relation de dépendance entre la température de l'eau et l'altitude. Pour les calculs, les températures moyennes ( $T_s$ ) et les valeurs estivales et hivernales de 27 rivières ont été mises en relation avec l'altitude moyenne de leur bassin versant (de la station de mesure jusqu'à la source ou au lac le plus proche). Les calculs ont été effectués grâce à une régression sinusoidale par période. Les températures estivales ont été définies par  $T_s + A$  et les températures hivernales par  $T_s - A$  ( $A$  = amplitude). Pour rester à une même température (par exemple 18°C en été), une truite devrait effectuer une migration vers l'amont de près de 200 m d'altitude.



8°C. Chez la truite arc-en-ciel, la maladie se déclare cliniquement quand la température atteint 15°C et qu'elle se maintient à ce niveau pendant deux à quatre semaines. Suite au réchauffement des eaux, divers cours d'eau préalpins se trouvent depuis peu dans un domaine critique pour la MRP.

On sait d'autre part que la furunculose, une maladie bactérienne affectant les truites et entraînant une forte mortalité, ne se déclare qu'à partir de 14°C. Cette maladie est cependant assez rarement observée chez les poissons évoluant en milieu naturel (voir l'hypothèse « Santé »). Il convient d'autre part de citer le syndrome de la truite noire principalement observé en été. Ce syndrome a causé la mort d'un grand nombre de truites ces dernières années aussi bien en Suisse que dans le Sud de l'Allemagne [31, 32].

### Réduction du domaine vital

Une élévation de la température des rivières déjà assez chaudes des basses régions du Moyen-Pays accentue le stress thermique auquel sont soumises les truites de rivière et les défavorise ainsi par rapport aux ombres. La zone des truites se voit donc déplacée vers une altitude plus élevée (figure 5.11.6). D'après une estimation de Keleher & Rahel [33], une augmentation de 1°C de la température moyenne du mois de juillet, qui est de 19°C, provoquerait dans les Rocheuses une réduction de 17% de la distribution géographique des habitats de salmonidés. Le réchauffement moyen de 1°C observé en Suisse signifie que pour trouver les mêmes conditions de température, les poissons doivent gagner des régions des cours d'eau situées à des altitudes supérieures

Cours d'eau mesure	Station de versant	Bassin	1978–1987			1988–2002			dM	9° C	Débit moyen 1978–2002 [m3/s]	Prises moyennes 2000–2001	
	Altitude [m]	Altitude [m]	Ts	A	M	Ts	A	M	[d]	[d]		[N/km]	[N/ha]
Aar Brugg	332	654	11,0	7,5	218	12,0	7,4	213	-5,5	-14	334	11	1
Emme Emmenmatt	638	1069	7,7	5,6	214	8,4	6,0	208	-6,3	-14	12	162	57
Aar Brügg Äegerten	428	437	10,9	7,4	225	12,0	7,5	219	-6,1	-15	256	19	3
Broye Payerne	441	717	9,9	7,7	208	10,9	7,9	203	-5,0	-13	9	70	61
Aar Hagneck	437	1011	10,9	6,0	224	11,7	6,2	218	-6,3	-14	-	-	-
Aar Berne Schönau	502	803	10,1	6,0	225	10,9	6,1	219	-6,1	-14	126	18	4
Aar Thun	548	571	10,2	5,8	228	10,9	6,1	222	-6,1	-13	115	59	12
Aar Brienzwiler	570	2140	5,7	1,9	214	5,8	2,0	214	0,6	-	36	-	-
Birse Münchenstein	268	762	10,3	5,6	209	11,1	5,7	204	-4,9	-13	17	98	43
Rhin Rheinfelden	262	645	11,3	7,4	219	12,2	7,6	213	-6,1	-13	1089	8	1
Rhin Rekingen	323	628	10,8	7,8	221	11,8	8,1	215	-5,8	-13	465	8	1
Thur Andelfingen	356	778	9,9	7,4	208	10,7	7,5	204	-4,8	-11	50	15	3
Rhin Diepoldsau	410	1732	7,5	4,2	211	8,0	4,4	207	-3,8	-12	245	41	17
Limmat Baden	332	541	11,4	8,0	221	12,4	8,2	216	-5,3	-13	104	26	-
Linth Weesen	419	608	9,7	5,6	229	10,5	5,9	223	-5,8	-14	54	-	-
Linth Mollis	436	1730	7,1	3,2	215	7,4	3,2	211	-3,7	-11	33	73	36
Reuss Melling	345	738	10,9	7,4	217	11,7	7,7	212	-4,4	-10	144	4	-
Petite Emme Littau	431	1050	8,4	7,2	211	9,0	7,2	206	-5,2	-10	16	29	19
Reuss Luzern	432	455	10,8	6,8	221	11,9	7,4	217	-4,9	-13	112	568	103
Reuss Seedorf	438	2012	6,3	3,2	211	6,6	3,5	207	-3,6	-18	44	67	59
Rhône Chancy	336	1701	10,8	6,4	222	11,6	6,6	216	-5,6	-14	368	-	-
Arve Genève	380	1834	7,9	3,8	206	8,4	3,7	201	-4,4	-13	81	87	13
Rhône Porte du Scex	377	2099	6,8	2,9	198	7,3	2,9	196	-2,7	-15	192	32	21
Rhône Sion	484	2295	6,7	2,6	191	7,0	2,6	191	-0,3	-13	108	206	44
Ticino Riazino	200	1649	8,4	4,2	210	9,1	4,6	208	-2,4	-12	68	269	61

Tab. 5.11.2: Changement de température de certains cours d'eau et rendements de la pêche. Ts = température moyenne sur 12 mois, A = amplitude, M = jour du maximum de température (le jour 200 correspond au 19 juillet), dM = décalage dans le temps du maximum de température, d = jours, 9°C = décalage dans le temps de l'atteinte des 9°C, N = nombre de truites capturées. Les cases marquées indiquent les températures estivales (Ts + A) situées en dehors du domaine optimal pour les truites fario (donc >19°C). L'Aar, le Rhin et la Reuss sont concernés pour la période 1988-2002.

de 100 à 200 m. Un tel déplacement est cependant rendu difficile voire impossible par la présence d'obstacles à la migration tant naturels qu'artificiels. Ces effets concevables d'un point de vue théorique n'ont pas encore été observés concrètement; ceci s'explique d'une part par le manque d'études à long terme menées sur ce sujet et d'autre part par l'influence perturbatrice des alevinages qui ne permettent pas forcément de tirer de conclusions des captures enregistrées.

### 5.11.3 Relations avec les effets observés

Les données concernant les captures de truites de rivière sont de qualité inégale et proviennent de tronçons qui ne correspondent qu'en partie aux bassins versants dans lesquels les changements de température ont été mesurés. Il est donc nécessaire de s'assurer au cas par cas de la représentativité des températures pour les secteurs de pêche concernés. On s'attend à observer une tendance à la baisse des captures dans les cours d'eau ayant connu un réchauffement et donc une baisse moindre voire une augmentation dans les ruisseaux restés froids. Les données disponibles à ce propos (tableau 5.11.2) montrent que la température de l'eau a augmenté dans tous les cours d'eau tandis qu'on ne dispose pas d'informations suffisantes sur l'évolution des captures dans les secteurs concernés par le réchauffement.

L'analyse détaillée d'une rivière particulière, en l'occurrence l'Emme, montre bien que les captures peuvent varier très fortement entre différents tronçons (figure 5.11.7). Le rendement maximum de l'année 2002 qui s'élevait à 31kg/ha a été obtenu dans le secteur de Burgdorf (de 535 à 643 m d'altitude, température moyenne annuelle de 9°C). Les prises ont été plus faibles tant en amont qu'en

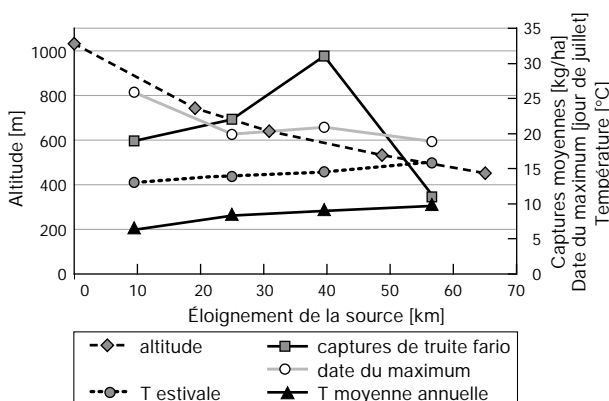


Fig. 5.11.7: Profil altitudinal de l'Emme et évolution de la température de l'eau (moyenne annuelle et jour du maximum estival) et des captures en 2002. La température augmente de la source (Bärselbach) à l'embouchure (limite du canton de SO) passant de 6.5°C à 9.8°C, tandis que le maximum est déjà atteint le 19 juillet dans la partie la plus chaude de la rivière et seulement le 26 en tête de bassin. La température moyenne estivale dépasse les 15°C dans la partie la plus basse.

aval. Les données dont nous disposons ne permettent pas de savoir si un rapport de causalité existe avec la température et si cette observation peut être extrapolée à toute la Suisse. En effet, l'importance des captures n'est pas nécessairement un bon indicateur de l'état des populations piscicoles et nos connaissances de l'évolution dans le temps du rendement de la pêche sont encore insuffisantes. Pour les spécialistes des pêches, la température constitue tout de même un des principaux facteurs permettant de déterminer la productivité potentielle d'un cours d'eau [13]. On considère que le rendement augmente avec la température tant que celle-ci est comprise entre 4 et 19°C.

### 5.11.4 Conclusions et questions en suspens

Le réchauffement des cours d'eau observé entraîne un déplacement des habitats caractérisés par un certain domaine de température vers des altitudes plus élevées et une restriction des possibilités d'expansion des truites fario à la limite inférieure de leur aire de distribution au profit des ombres et des barbeaux. Des températures supérieures à 12°C sont critiques pour les œufs, celles dépassant 15°C le sont par rapport à la MRP et toutes les truites de rivières sont menacées au-dessus de 25°C. Dans les rivières du Moyen-Pays, aux eaux déjà assez chaudes, il faut donc s'attendre à un recul des captures de poisson et à une prolifération des maladies, alors que le réchauffement peut avoir des effets tout à fait positifs dans les eaux froides. Associé à des débits résiduels trop faibles (suite à des prélèvements pour l'irrigation ou la production d'électricité), ce réchauffement peut conduire localement à des situations particulièrement critiques qu'il conviendra d'étudier au cas par cas. Il est d'autre part possible qu'une température élevée mais non encore critique accentue la sensibilité des poissons vis-à-vis d'autres stress. Les données dont nous disposons sur les captures sont cependant encore trop lacunaires et de plus trop influencées par des facteurs externes comme les alevinages pour pouvoir confirmer ces observations.

L'hypothèse selon laquelle des changements de température de l'eau auraient causé un recul des populations piscicoles et des captures semble plausible pour les rivières dont la température moyenne annuelle dépassait déjà les 9°C, mais non pour les ruisseaux et torrents froids d'altitude (au-dessus de 600m) dans lesquels les conditions écologiques sont devenues plus favorables aux truites fario au cours des dernières décennies. Reste à savoir si les populations peuvent effectivement gagner ces zones propices compte tenu de la présence de nombreux obstacles à la migration.

### 5.11.5 Mesures préconisées

#### Mesures d'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

La lutte contre le réchauffement doit se faire par des mesures globales visant à enrayer les changements climatiques globaux; mais même si elles sont efficaces, leurs effets ne se feront sentir qu'à très long terme. Localement et à court terme, la préservation des tronçons aux eaux plus froides, le maintien de débits résiduels suffisants et l'amélioration de la perméabilité des cours d'eau à la migration peuvent permettre de combattre les symptômes et d'améliorer la situation pour les poissons.

Pour pouvoir contrôler l'efficacité de ces mesures, il faudra surveiller la distribution des poissons aux limites inférieure et supérieure de la zone à truite et éviter de procéder à des alevinages dans ces zones, du moins pour un temps. Il est de même impératif de surveiller la progression de la MRP et évidemment de continuer les mesures de température.

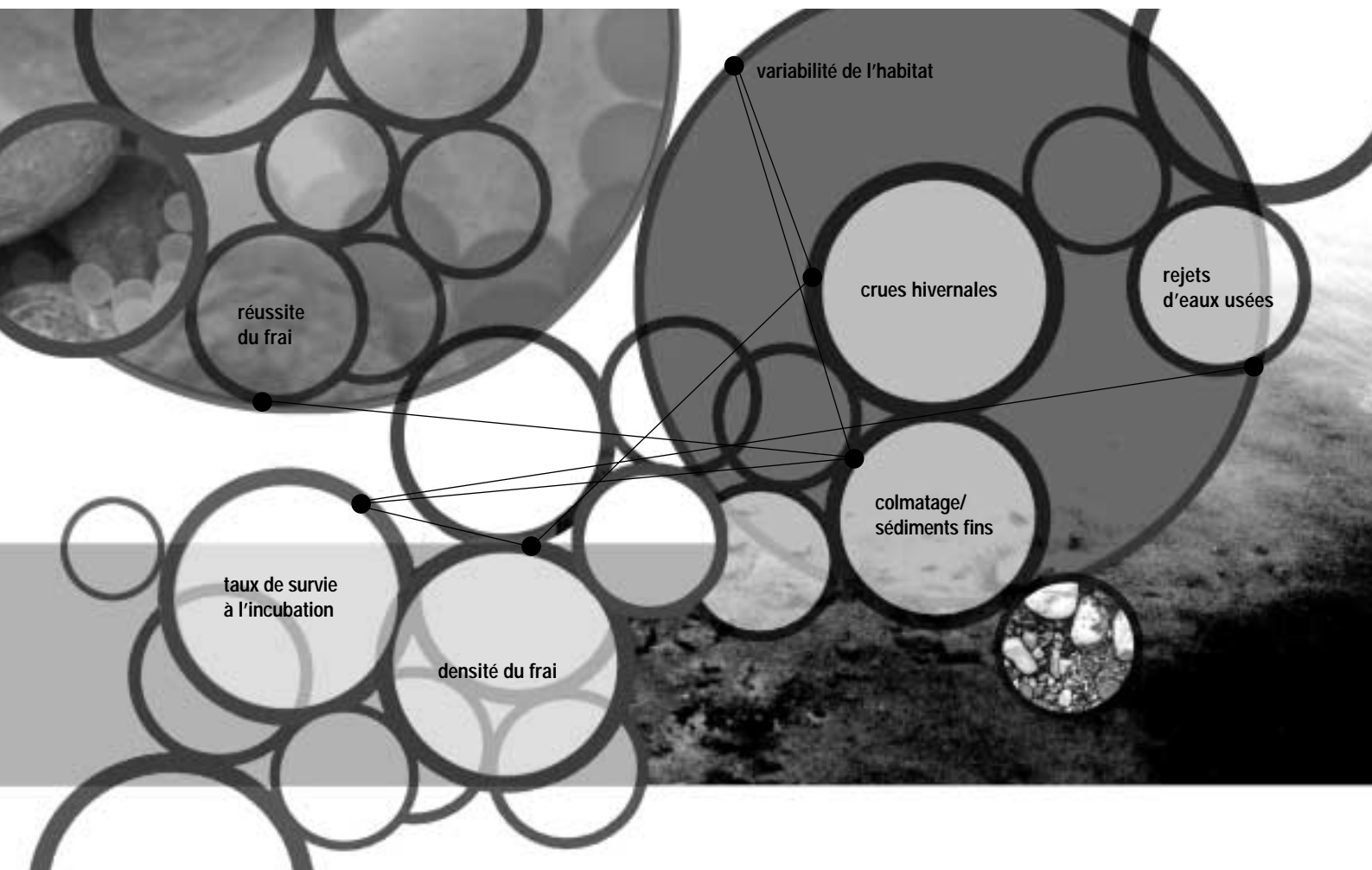
#### Besoins en matière de recherche

Des efforts doivent être fournis pour mieux comprendre les rapports entre les effets physiologiques de la température observés en laboratoire et leurs conséquences au niveau des populations naturelles. Des observations de terrain effectuées dans les lisières de l'aire de distribution des différentes espèces de poisson pourraient fournir de précieuses informations sur les facteurs limitant leur expansion.

### 5.11.6 Références bibliographiques

- [1] Jakob A, Liechti P & Schädler B (1996) *Temperatur in Schweizer Gewässern – Quo vadis?* Gas Wasser Abwasser 4/96: 288–94.
- [2] Hari R & Zobrist J (2003) *Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998*. EAWAG, Dübendorf. pp. 201.
- [3] Güttinger H (1980) *Die Anwendung einer Fourier-Transformation zum Ausgleich von Saisonschwankungen bei der physikalisch-chemischen Charakterisierung von Fließgewässern*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 42: 309–21.
- [4] Meier WK (2002) *Modellierung der Auswirkungen von Wasserkraftanlagen auf physikalische und chemische Eigenschaften von Bergbächen*. Dissertation. ETH-EAWAG, Zürich. pp. 126.
- [5] OcCC (2002) *Das Klima ändert – auch in der Schweiz*. Organe consultatif sur les changements climatiques, Bern. pp. 48.
- [6] Livingstone D & Dokulil MT (2001) *Eighty years of spatially coherent Austrian lake surface temperatures and their relationship to regional air temperature and the North Atlantic Oscillation*. Limnology + Oceanology 46: 1220–27.
- [7] Bader S (1999) *Das Schweizer Klima im 20. Jahrhundert*. Annalen 1999. MeteoSchweiz, Zürich. pp. 63–64.
- [8] Bader S (2002) *Temperatur und Niederschlag seit 1865*. Meteo-Schweiz, Zürich. www.meteoschweiz.ch.
- [9] Milner NJ, Elliott JM, Armstrong JD, Gardiner R, Welton JS & Ladle M (2003) *The natural control of salmon and trout populations in streams*. Fisheries Research 62: 111–25.
- [10] Armstrong JD, Kemp PS, Kennedy GJA, Ladle M & Milner NJ (2003) *Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams*. Fisheries Research 62: 143–70.
- [11] Küttel S, Peter A & Wüest A (2002) *Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer*. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 36.
- [12] Armour CL (1991) *Guidance for evaluating and recommending temperature regimes to protect fish*. Biological Report of the U.S. Fish and Wildlife Service 90, Washington. pp. 24.
- [13] Vuille T (1997) *Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern*. Fischereiinspektorat des Kantons Bern, Bern. pp. 31.
- [14] Rombough PJ (1997) *The effects of temperature on embryonic and larval development*. In: Global warming: Implications for freshwater and marine fish. Wood CM & McDonald DG (eds), Cambridge University Press, Cambridge. pp. 177–223.
- [15] Humpesch UH (1985) *Inter-specific and intra-specific variation in hatching success and embryonic-development of 5 species of Salmonids and Thymallus-Thymallus*. Archiv für Hydrobiologie 104: 129–44.
- [16] Crisp DT (1996) *Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects*. Hydrobiologia 323: 201–21.
- [17] Kobler B & Peter A (2002) *Veränderungen bei Bachforelleneiern und -brütlingen in einem belasteten Fluss*. fischnetz-info 9: 15–17.
- [18] Elliott JM (1975) *The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on maximum rations*. Journal of Animal Ecology 44: 805–21.
- [19] Elliott JM (1981) *Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts*. In: Stress and fish. Pickering AD (ed), Academic Press, London. pp. 209–45.
- [20] Elliott JM & Elliott JA (1995) *The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of atlantic salmon and brown trout*. Journal of Fish Biology 47: 917–19.
- [21] Varley ME (1967) *Water temperature and dissolved oxygen as environmental factors affecting fishes*. In: British Freshwater Fishes, Fishing News (Books), London. pp. 29–52.
- [22] Reichenbach-Klinke H-HE (1976) *Die Gewässeraufheizung und ihre Auswirkung auf den Lebensraum Wasser*. In: Fisch und Umwelt, Gustav Fischer, Stuttgart. pp. 153–61.
- [23] Jungwirth M & Winkler H (1984) *The temperature dependence of embryonic-development of grayling (Thymallus thymallus), Danube salmon (Hucho hucho), arctic char (Salvelinus alpinus) and brown trout (Salmo trutta fario)*. Aquaculture 38: 315–27.
- [24] Bjornn TC & Reiser DW (1991) *Habitat requirements of salmonids in streams*. In: Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Meehan WR (ed), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 83–138.
- [25] Alabaster JS & Lloyd R (1980) *Water temperature*. In: Water quality criteria for freshwater fish, Butterworths, London. pp. 47–68.
- [26] Schmeing-Engberding F (1953) *Die Vorzugstemperaturen einiger Knochenfische und ihre physiologische Bedeutung*. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 2: 125–155.
- [27] MacGrimmon HR & Marshall TL (1968) *World distribution of brown trout, Salmo trutta*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 25: 2527–48.
- [28] Scott D & Poynter M (1991) *Upper temperature limits for trout in New Zealand and climate change*. Hydrobiologia 222: 147–51.
- [29] Elliott JM & Hurley MA (1998) *An individual-based model for predicting the emergence period of sea trout fry in a lake district stream*. Journal of Fish Biology 53: 414–33.
- [30] Mackay ME & Lazier CB (1993) *Estrogen responsiveness of vitellogenin gene expression in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) kept at different temperatures*. General and Comparative Endocrinology 89: 255–66.

- [31] Escher M (2003) *Zweiter Zwischenbericht: Projekt »schwarze Forellen« Schaffhausen/Bern*. Fischnetz-Publikation. Aqua-Sana, EAWAG, Dübendorf. pp. 9.
- [32] Schwaiger J, Mallow U, Ferling H, Knoerr S, Braunbeck T, Kalbfus W & Negele RD (2002) *How estrogenic is nonylphenol? A trans-generational study using rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) as a test organism*. Aquatic Toxicology 59: 177–89.
- [33] Keleher CJ & Rahel FJ (1996) *Thermal limits to salmonid distributions in the rocky mountain region and potential habitat loss due to global warming: a geographic information system (GIS) approach*. Transactions of the American fisheries society 125: 1–13.



## 5.12 Hypothèse: La baisse des captures de poisson est due à une modification des régimes d'écoulement et du charriage

Armin Peter

### Résumé

Cette hypothèse traite d'une augmentation éventuelle de la fréquence des crues hivernales accompagnées de charriage au cours des dernières décennies. Elle se préoccupe notamment de l'influence des crues hivernales sur la truite fario et en particulier sur les stades de l'incubation. Des analyses ont été effectuées dans 41 bassins fluviaux suisses de manière à déterminer divers paramètres se rapportant à la fréquence des crues et aux variations du régime d'écoulement. Une augmentation des crues hivernales, c'est à dire un changement important du régime des débits, a pu être mise en évidence pendant la période de 1961 à 2000 dans 35% des cours d'eau du Jura et du Plateau Central étudiés. Ces crues hivernales ne nuisent cependant pas réellement aux œufs de truite fario incubés étant donné qu'elles n'entament pas la couche supérieure du fond du lit.

Fig. 5.12.1: Relations entre les différents facteurs liés aux crues hivernales. Une plus grande variabilité des habitats amoindrit les effets délétères des crues hivernales susceptibles de réduire la densité du frai en entraînant les œufs incubés et d'accroître la teneur en sédiments fins des eaux concernées.

Dans la plupart des bassins étudiés, il n'existe pas de corrélation générale entre hydrologie et importance des captures de truites fario. Il est cependant concevable que certains effets d'une recrudescence des crues hivernales soient perceptibles localement (là où elles sont effectivement plus fréquentes). La reproduction naturelle de la truite fario est fort probablement menacée dans les tronçons de cours d'eau soumis à d'importants effets d'écluées.

Cette hypothèse peut entrer en ligne de compte dans les bassins fluviaux du Plateau Central et du Jura et ne doit donc pas être rejetée d'emblée. Les crues ne sauraient cependant jouer un rôle central dans le phénomène de baisse des captures enregistrées en Suisse.

### 5.12.1 Introduction et définition du problème

Le régime d'écoulement d'un cours d'eau est fortement influencé par les activités anthropiques qui se déroulent dans son bassin versant. La construction d'un barrage ou la dérivation de grandes quantités d'eau a un effet direct sur les débits. Les modifications saisonnières du régime d'écoulement comme elles se produisent en aval des grands

barrages-réservoirs, ont une influence écologique particulièrement importante. Si un bassin fluvial comporte de tels barrages d'altitude, ses débits vont être fortement influencés.

Mis à part les facteurs anthropiques, le régime d'écoulement dépend essentiellement des précipitations. Les prévisions sur le climat font généralement état d'un déplacement des crues de la saison estivale vers la saison hivernale. D'après elles, il faut particulièrement s'attendre à une augmentation de la fréquence des crues hivernales dans la zone préalpine du Nord de la Suisse (de décembre à février) [1, 2]. Par ailleurs, la fonte des neiges est susceptible de se produire avec une avance pouvant atteindre deux semaines. D'après les prévisions climatiques, la saison estivale devrait par contre être marquée par une baisse des débits.

Les effets potentiels d'une modification de régime d'écoulement sont multiples. La largeur et la profondeur des cours d'eau, la composition du substrat de fond, l'abondance des abris potentiels et la température de l'eau sont susceptibles de changer. De manière générale, une recrudescence des crues constitue un stress supplémentaire pour les individus, que ce soit en entraînant les œufs ou en causant une dérive des adultes. Des habitats bien structurés peuvent limiter ce stress [3]. Les prévisions climatiques élaborées à ce jour et donc les modifications potentielles annoncées au niveau de l'hydrologie des cours d'eau nous amènent à poser les trois questions suivantes par rapport à la situation de la truite de rivière:

- ▶ L'importance et la fréquence des crues hivernales ont-elles augmenté ces dernières années?
- ▶ Le succès de la reproduction de la truite fario s'est-il modifié en conséquence?
- ▶ Les étiages sont-ils plus fréquents en été?

Le problème du charriage a un rapport direct avec la première question. En effet, une augmentation des crues peut s'accompagner d'un transport accru de charge de fond. Dans ce cas, il faut s'attendre à observer des effets au niveau du domaine interstitiel et donc une perturbation de la phase d'incubation des œufs de truite fario. On peut aussi se demander dans quelle mesure d'autres stades de développement de ce poisson peuvent être perturbés par les crues hivernales. La question des étiages estivaux ne peut être traitée dans le cadre de cette hypothèse étant donné qu'aucun projet partiel de Fischnetz n'a prévu d'analyses sur ce sujet.

La question se pose également de savoir combien de temps il faut à la courbe hauteur-débit pour retrouver sa position initiale après le passage d'une crue. Étant donné que cet aspect est étroitement lié au degré d'aménagement hydraulique du cours d'eau, il a été traité dans le cadre de l'hypothèse « Habitat ». D'une manière générale, on peut dire que les changements importants de conditions d'écoulement (drainages, endiguements et urbanisation) entraînent une réduction du temps de séjour de l'eau dans le bassin fluvial [4]. On peut partir du principe que dans un bassin

fortement aménagé, les pluies entraînent une augmentation rapide des débits qui redescendent tout aussi rapidement. À l'inverse, dans un bassin faiblement aménagé, le milieu terrestre environnant les cours d'eau se comporte comme une éponge et le débit de pointe est atteint beaucoup plus progressivement. De même, le temps nécessaire au débit pour rejoindre son niveau de base est beaucoup plus long.

Dans la majorité des cours d'eau étudiés, les éclusées provoquent une réduction du macrozoobenthos et de la faune piscicole ainsi qu'une modification de leur composition [5]. Étant donné qu'en Suisse, près de 25% des centrales hydroélectriques de moyenne et de grande importance fonctionnent en éclusées et provoquent des fluctuations importantes et subites de niveau dans les cours d'eau concernés, il faut s'attendre à observer des effets chez la truite fario au niveau de sa phase d'incubation.

En Suisse, de longues séries chronologiques de mesures de débits ont été enregistrées dans diverses stations. Ces données ont été analysées en 2002 et 2003 dans le cadre d'un travail de diplôme effectué à l'Institut de Géographie de l'Université de Berne [6].

#### **Influence des crues hivernales sur les truites fario**

Les crues d'hiver peuvent avoir des conséquences négatives sur les stades de développement suivants (classés par ordre de priorité décroissante):

▶ *Œufs en incubation dans le domaine interstitiel*: La truite fario enfouit ses œufs en petits amas à une profondeur de 7 à 25 cm dans le lit de graviers [7]. Pendant l'incubation, les œufs sont assez bien protégés des agressions extérieures. Mais le charriage représente un réel danger pour ce stade de développement. Les taux de survie au charriage cités dans la littérature sont cependant très variables: ils vont de 10 à 90%! La mortalité diminue avec la profondeur d'enfouissement des œufs. Les travaux de Crisp [8] ont montré que les œufs enfouis à 15 cm de profondeur étaient très peu entraînés par des crues telles qu'elles se produisent plusieurs fois par an. Par contre une crue importante telle qu'elle se produit tous les 10 ou 20 ans entraîne pratiquement tous les œufs enfouis à 10 cm de profondeur et plus de 40% de ceux enfouis à 15 cm. De son côté, Massa [9] a démontré que des crues modérées pouvaient déjà porter atteinte aux œufs. Lapointe et al. [10] quant à eux, considèrent qu'une recrudescence des crues de printemps ne serait suivie que d'une mortalité de l'ordre de 5%.

▶ *Alevins vésiculés non encore émergés*: Après l'éclosion, les alevins demeurent tout d'abord entre 5 et six semaines dans le domaine interstitiel (408 degrés-jours) [11]. Pendant cette période, ils sont moins menacés par les crues car ils pénètrent encore plus profondément dans le lit de graviers. Après avoir quitté le domaine interstitiel, les alevins sont à nouveau exposés à un risque élevé d'entraînement par les crues étant donné qu'ils ne peuvent encore résister aux

courants importants. Les premières semaines après l'émergence sont considérées comme les plus critiques en ce qui concerne la mortalité des alevins [11].

► *Juveniles*: Les juvéniles qui séjournent également dans les interstices du lit de graviers pendant les journées d'hiver sont également menacés par les crues [12].

► *Poissons remontant vers les aires de reproduction*: Les truites prêtes à frayer effectuent leur migration vers l'amont de nuit dans des eaux à courant faible à modéré dont la vitesse est inférieure à 2 km/h [13] et sont facilement entraînées par les crues [14].

En principe, les crues très importantes peuvent également nuire aux truites juvéniles plus âgées et plus fortes. Mais à ces stades de développement, les truites sont en général en mesure de survivre aux crues en cherchant refuge dans des habitats abrités. Jensen & Johnsen [15] ont constaté que le taux de mortalité des poissons plus âgés (1+ et plus) n'était pas influencé de manière significative par les crues.

Ces événements paroxysmiques sont susceptibles de modifier la largeur et la profondeur des cours d'eau, la vitesse du courant et la composition du substrat. L'hypothèse « Crues hivernales » est donc étroitement liée à l'hypothèse « Habitat ».

Si les crues sont accompagnées de charriage, elles peuvent modifier la densité et la biomasse des organismes benthiques (hypothèse « Offre alimentaire »).

Lors des crues se produit une mobilisation de sédiments fins. Un accroissement des crues de début de printemps peut nuire aux alevinages précoces (Hypothèse « Gestion piscicole »).

### 5.12.2 Observations faites en Suisse

Le travail de diplôme de Santschi [6] était consacré à la mise en évidence d'une augmentation éventuelle de la fréquence des crues hivernales dans 41 bassins fluviaux au cours des dernières années. L'étude a porté sur trois périodes, la première de court terme de 1981 à 2000, la seconde de

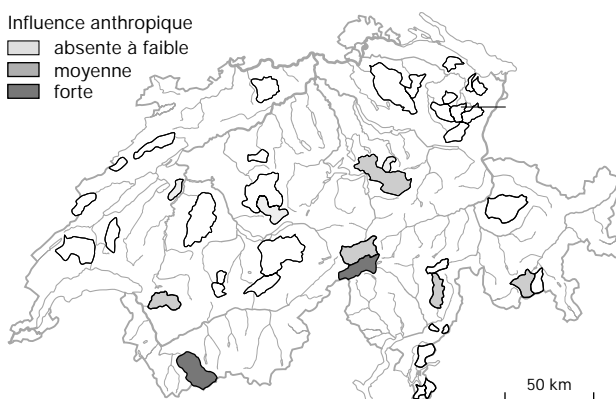


Fig. 5.12.2: Localisation des bassins versants étudiés. L'influence des activités anthropiques se rapporte à la production d'énergie hydroélectrique. Extrait de Santschi [6]

moyen terme de 1961 à 2000 et la troisième de long terme de 1941 à 2000. Dix régimes de type alpin ont été étudiés de même que 24 régimes caractéristiques du Plateau Central et du Jura et sept caractéristiques des Alpes du Sud. Neuf paramètres ont été sélectionnés pour caractériser les crues. Paramètres 1-4: fréquence des crues faibles, moyennes, fortes et très fortes; paramètre 5: force des crues; paramètre 6: importance des variations de débit; paramètre 7: dominance des crues (déplacement vers l'hiver); paramètre 8: modifications de la courbe des valeurs classées; paramètre 9: dominance des fortes moyennes mensuelles. La figure 5.12.2 indique la localisation des bassins versants étudiés par Santschi.

Trois de ces 41 bassins versants ont fait l'objet d'études supplémentaires dans le cadre de Fischnetz: ceux du Necker, de l'Emme et de la Venoge. Des modélisations et observations directes ont permis d'y déterminer les débits pour lesquels un charriage s'amorce. Deux débits différents ont été pris en compte: Q<sub>0</sub> (débit pour lequel les matériaux de fond se mettent en mouvement) et Q<sub>D</sub> (débit pour lequel la couche supérieure du lit est arrachée).

### Alpes

Les bassins fluviaux alpins suivants ont été étudiés par Santschi [6]: Lonza (Blatten), Roseg (Pontresina), Drance de Bagne (Le Châble), Simme (Oberried), Rhin postérieur (Hinterrhein), Lütschine (Gsteig), Inn (St. Moritz), Reuss (Andermatt), Allenbach (Adelboden), Plessur (Chur)

Une modification des conditions d'écoulement n'a été constatée que dans un seul de ces bassins fluviaux (Drance de Bagne) et ce, suite à la construction d'une centrale hydroélectrique.

### Plateau Central et Jura

24 bassins versants du Plateau Central et du Jura ont été étudiés par Santschi [6] dans les stations suivantes: Grande Eau (Aigle), Minster (Euthal), Muota (Ingenbohl), Sitter (Appenzell), Thur (Stein), Emme (Eggiswil), Emme (Emmenmatt), Necker (Mogelsberg), Sense (Thörishaus), Urnäsch (Hundwil), Glatt (Herisau), Goldach (Goldach), Steinach (Steinach), Aach (Salmsach), Bibere (Kerzers), Langeten (Huttwil), Murg (Wängli), Töss (Neftenbach), Ergolz (Liestal), Mentue (Yverdon), Areuse (St.-Sulpice), Bied de Locle (La Rançonnière), Suze (Sonceboz), Venoge (Ecublens).

17 des 24 bassins étudiés ont été examinés pendant la période de 1961 à 2000 et une modification importante des conditions d'écoulement dans le sens d'une augmentation des crues hivernales a été constatée dans 35% des cas (six bassins fluviaux). Le régime d'écoulement de la période d'observation à court terme (1981-2000) ne diffère pas substantiellement de celui de la période 1961-2000.

Si on considère la situation dans d'autres régions, on constate que les conditions d'écoulement hivernales ont également changé dans le Sud de l'Allemagne au cours des

25 à 40 dernières années. Caspary [16] a démontré dans ses travaux sur cette région que la fréquence des crues extrêmes pendant la période de décembre à février avait augmenté depuis le milieu des années 70.

Les analyses concernant le charriage dans le Necker, l'Emme et la Venoge ont montré que le débit QD (susceptible d'arracher la couche superficielle) n'était atteint que lors de fortes crues (débit 10 à 15 fois plus élevé que le débit moyen) et plutôt pendant la saison estivale.

### Alpes du Sud

Les sept bassins suivants ont été étudiés par Santschi [6] dans les Alpes du Sud: Calancasca (Buseno), Ticino (Piotta), Riale de Roggiasca (Roveredo), Traversagna (Arbedo), Breggia (Chiasso), Cassarate (Pregassona), Laveggio (Mendrisio).

Les bassins sud-alpins ne présentent pas de tendance à une plus grande fréquence des crues pendant les périodes 1941–2000 et 1961–2000 (respectivement un et deux bassins analysés). On observe une variation au niveau de l'un des paramètres (intensité des crues) dans trois bassins pendant la période d'observation à court terme (1981–2000). Dans l'ensemble, les données dont nous disposons ne permettent cependant pas de conclure à une recrudescence des crues hivernales dans les cours d'eau à régime de type sud-alpin.

### Evaluation récapitulative

On observe dans les hydrosystèmes du Plateau Central et du Jura certaines variations qui semblent bien indiquer un changement des conditions hivernales d'écoulement au cours des 60 dernières années et encore plus marqué pour les 40 années passées. Il existe de plus une certaine concordance avec la situation dans des régions voisines telles que le Sud de l'Allemagne. Les signaux perçus ne peuvent cependant être rattachés à des causes définies.

Il est permis de penser que les crues hivernales sont plus fréquentes dans certains cours d'eau du Plateau Central et du Jura. La fréquence des très fortes crues (1800% du débit moyen) et des fortes crues (1200%) a cependant très peu augmenté au cours des 40 dernières années [6]. On observe par contre dans cette période une recrudescence des crues moyennes (800%) et faibles (400%). Mais les crues de cette force ne sont pas susceptibles de produire un arrachement de la couche superficielle du lit et ne sauraient donc perturber sérieusement le bon déroulement de l'incubation.

### Domaines d'étude

Parmi les bassins concernés, on observe une tendance évolutive dans l'Emme (Emmenmatt). On y constate en effet une augmentation de l'intensité des crues hivernales et de la fréquence des crues de moyenne et de faible importance. Il n'est donc pas inconcevable que cette évolution ait eu un certain effet délétère sur la phase d'incubation des truites

fario. Mais l'effet de la recrudescence des crues ne saurait être décisif étant donné que les crues moyennes à faibles ne perturbent pas substantiellement l'incubation des œufs.

### 5.12.3 Relations avec les effets observés

Pour des raisons de disponibilité des données, hydrologie et captures n'ont pu être comparées que sur la base des paramètres hydrologiques de la période 1961–2000 et des chiffres de capture de la période 1981–2000. La comparaison est donc basée sur des séries chronologiques de durées différentes. Les sept systèmes du Plateau Central et du Jura (Grande Eau, Sitter, Goldach, Steinach, Aach, Murg et Areuse) n'ont pas livré de résultats probants. Quatre des cinq bassins sans changements notables de régime d'écoulement sont caractérisés par une baisse des captures. Le Steinach ne présente aucun changement que ce soit au niveau de l'écoulement qu'à celui des captures. Les captures ont effectivement baissé dans deux bassins (Murg et Areuse) dont les conditions d'écoulement se sont modifiées de manière à pouvoir représenter une menace pour l'incubation des œufs.

La comparaison de l'évolution des captures et des conditions d'écoulement ne permet pas de tirer de conclusions étant donné que les résultats sont contradictoires. Le cas le plus fréquent est celui d'une baisse des captures sans changement notable des caractéristiques hydrologiques. Il faut d'autre part ajouter que les deux périodes d'observation sont difficilement comparables car on dispose de peu de données sur les captures effectuées entre 1961 et 1981.

Il est probable que des changements d'ordre hydrologique aient contribué au déclin de la pêche dans certains cours d'eau ou certaines parties de cours d'eau; dans d'autres, leur implication est par contre très limitée. Il est impossible de se prononcer sur la situation des cours d'eau alpins et sud-alpins.

Si on se limite à l'interprétation des résultats d'ordre hydrologique, il apparaît que certains bassins versants du Plateau Central et du Jura ont connu des changements significatifs de leurs conditions d'écoulement. On observe en effet une tendance à une aggravation des crues hivernales de même qu'à une recrudescence des crues de moyenne et de faible importance pendant l'hiver. Il n'est pas prouvé que ces changements se reflètent également au niveau du charriage. Nos observations indiquant cependant que les caractéristiques de l'écoulement se sont modifiées dans certains de ces cours d'eau au cours des dernières années, il est fort probable qu'ils connaissent également des changements au niveau du transport de la charge de fond.

### 5.12.4 Conclusions et questions en suspens

Le régime d'écoulement caractéristique des cours d'eau du Plateau Central et du Jura s'est légèrement modifié dans



certaines d'entre eux au cours des dernières années. Etant donné que certains auteurs considèrent que les crues de moyenne et de faible importance n'ont qu'une influence mineure sur la phase d'incubation des œufs de truite [7, 10, 17], il semble que les changements de régime d'écoulement ne jouent pas un rôle décisif dans le phénomène qui nous occupe. Seules les crues hivernales d'une extrême intensité constituent une menace réelle. Les crues fortes à très fortes voire extrêmes, susceptibles de produire un arrachement de la couche superficielle du lit sont cependant plus rares en hiver qu'en été. Il est possible que la présente hypothèse ait une validité régionale dans certains bassins versants (comme ceux de la Murg, de l'Areuse ou de l'Emme). Elle ne saurait cependant occuper une place centrale dans l'explication de la régression du rendement de la pêche observé dans les cours d'eau du Plateau Central et du Jura. Les cours d'eau à écoulement de type alpin ou sud-alpin ne présentent pas d'aggravation ou de recrudescence des crues. La situation est particulièrement problématique pour la reproduction naturelle dans les parties de cours d'eau soumises à des effets d'éclusées importants (dans le Rhin alpin ou le Rhône par exemple).

Il ne faut cependant pas non plus oublier que les crues peuvent être bénéfiques à la reproduction naturelle surtout si elles surviennent en fin d'automne avant que les œufs ne soient déposés dans le lit de gravier. En effet, les crues avec charriage curent le fond du lit et entraînent les sédiments fins susceptibles de le colmater.

### Eclusées hydroélectriques

En Suisse, env. 25% des centrales hydroélectriques de moyenne et de grande importance provoquent des fluctuations importantes et subites de débit (effets d'éclusées) dans les cours d'eau qu'elles exploitent [5]. Les débits de pointe qui surviennent quotidiennement constituent une perturbation tout à fait artificielle. Les structures et fonctions écologiques sont donc compromises dans un grand nombre de tronçons ainsi influencés. Les cas-types traités par Baumann et Klaus [5] montrent bien que le développement naturel des œufs pendant l'incubation est fortement perturbé par l'effet des éclusées. L'importance de la dérive des alevins de truites fario dépend principalement du rapport entre le niveau maximal et le niveau minimal des débits d'éclusées. Un rapport de 10:1 a un effet nettement plus fort qu'un rapport de 6:1. Le régime d'éclusées s'est très probablement développé dans certains cours d'eau au cours des 20 dernières années. Il faut s'attendre à voir les captures en pâtir dans les tronçons concernés. Les données statistiques dont nous disposons ne nous permettent cependant généralement pas d'établir au niveau régional de rapport entre effets d'éclusées et captures.

### 5.12.5 Mesures préconisées

#### Mesures d'amélioration des rendements de la pêche et de la qualité des eaux

► *Amélioration de la qualité des habitats*: Les poissons qui évoluent dans des cours d'eau de qualité habituellement médiocre peuvent être perturbés par des stress qui viennent se surimposer à cette situation (comme par exemple les crues hivernales). Un habitat diversifié et bien structuré doublé d'une bonne connectivité spatiale permet aux poissons de trouver des refuges en cas de besoin. Les mesures de revitalisation permettent de restaurer les structures dynamiques dans les cours d'eau. Ceux dont la qualité de l'habitat est insuffisante et qui subissent fréquemment des crues hivernales doivent être traités en priorité.

► *Rétention de l'eau*: Mise en place de mesures adéquates dans le bassin versant (occupation des sols adaptée, limitation de l'imperméabilisation des sols, meilleure mise à profit de l'effet tampon du milieu terrestre environnant).

► *Atténuation des effets d'éclusées* dans les tronçons concernés par l'installation de capacités de rétention à grande échelle, la gestion optimisée des éclusées et l'amélioration de la qualité des habitats dans les tronçons influencés.

#### Besoins en matière de recherche

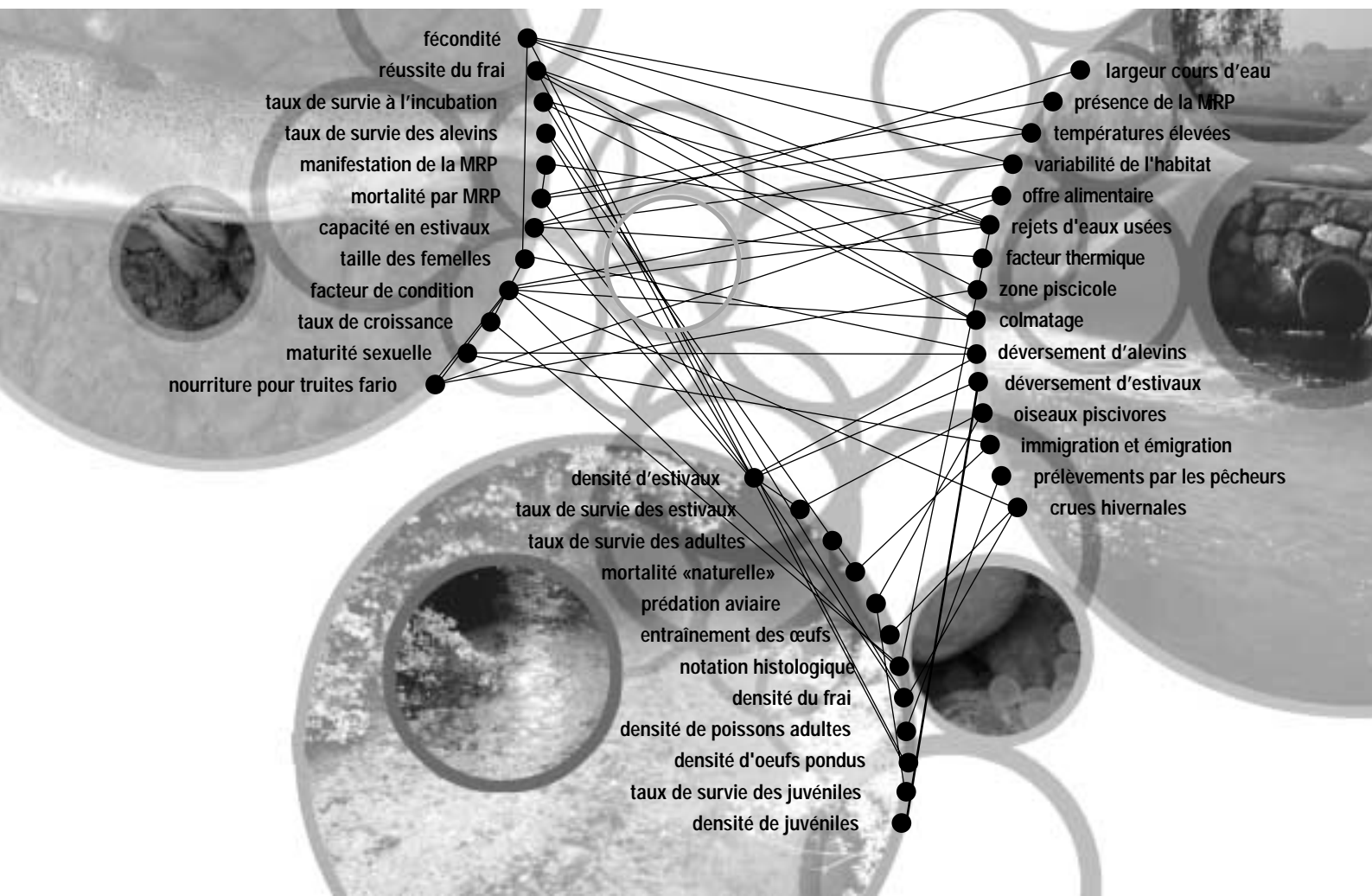
► *Effet des crues charriantes en hiver*: Les avis publiés sur l'effet des crues accompagnées de charriage sur les truites fario au stade de l'incubation sont partagés et contradictoires. Jusqu'à présent aucun travail n'a été mené en Suisse sur le sujet. Il serait particulièrement intéressant d'étudier les rapports entre taux de mortalité et profondeur d'enfouissement des œufs.

► *Survenue des étiages en été*: On déplore actuellement un manque d'analyses sur la situation des étiages en été. Il serait fort utile de faire un constat de la durée des étiages et de leurs effets sur la température de l'eau et sur les poissons.

### 5.12.6 Références bibliographiques

- [1] Bader S & Kunz P (1998) *Klimarisiken – Herausforderung für die Schweiz*. Wissenschaftlicher Schlussbericht NFP 31, Zürich. pp. 307.
- [2] Schädler B (2000) *Klimaveränderung und Naturkatastrophen in der Schweiz*. Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. KLIWA-Symposium, Karlsruhe. Arbeitskreis KLIWA. pp. 204–11.
- [3] Pearsons TN, Li HW & Lamberti GA (1992) *Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages*. Transactions of the American Fisheries Society 121: 427–36.
- [4] Milly PCD & Wetherald RT (2002) *Macroscale water fluxes. 3. Effects of land processes on variability of monthly river discharge*. Water Resources Research 38 (11): art.no.1235.
- [5] Baumann P & Klaus I (2003) *Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes*. Mitteilungen zur Fischerei 75. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 112.

- [6] Santschi D (2003) *Zeitliche Veränderung der winterlichen Abflusscharakteristik schweizerischer Fließgewässer*. Diplomarbeit. Geografisches Institut, Universität Bern, Bern. pp. 109.
- [7] Crisp DT (2000) *Trout and salmon: ecology, conservation and rehabilitation*. Blackwell Science, Oxford. pp. 212.
- [8] Crisp DT (1989) *Use of artificial eggs in studies of washout depth and drift distance for salmonid eggs*. *Hydrobiologia* 178: 155–63.
- [9] Massa F (2000) *Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryon-larvaire de la truite commune (Salmo trutta): Etude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées*. Institut national agronomique, Université Paris Grignon, Paris. pp. 174.
- [10] Lapointe M, Eaton B, Driscoll S & Latulippe C (2000) *Modeling the probability of salmonid egg packet scour due to floods*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 57: 1120–30.
- [11] Elliott JM (1994) *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford. pp. 286.
- [12] Heggenes J, Krog OMW, Lindas OR, Dokk JG & Bremnes T (1993) *Homeostatic behavioural responses in a changing environment: Brown trout (Salmo trutta) become nocturnal during winter*. *Journal of Animal Ecology* 62: 295–308.
- [13] LeCren ED (1985) *The biology of the sea trout*. Atlantic Salmon Trust, Pitlochry. pp. 44.
- [14] Ovidio M, Baras E, Goffaux D, Birtles C & Philippart JD (1998) *Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (Salmo trutta L.) in the Belgian Ardennes*. *Hydrobiologia* 372: 263–74.
- [15] Jensen AJ & Johnsen BO (1999) *The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta)*. *Functional Ecology* 13: 778–85.
- [16] Caspary HJ (2001) *Zusammenhang zwischen der Verschärfung des Hochwasserrisikos in Südwestdeutschland seit Mitte der siebziger Jahre und einem veränderten Winterklima*. *GAIA* 10: 286–93.
- [17] Cattaneo F, Lamouroux N, Breil P & Capra H (2002) *The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (Salmo trutta) population dynamics*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 12–22.



### 5.13 Hypothèse: Le déclin des populations piscicoles et la baisse des captures sont le résultat de l'effet combiné de différents facteurs dont la nature varie selon les régions

#### Résumé

Le cas des bassins versants sélectionnés par Fischnetz pour le projet des domaines d'étude montre que dans chaque cours d'eau un groupe de facteurs de composition spécifique peut être tenu pour responsable de la baisse des captures enregistrée. En recourant à deux méthodes de principes différents (analyse « weight-of-evidence » et réseau de probabilités), il a été possible pour chaque cours d'eau type (domaine d'étude) d'éliminer les facteurs non probables et de classer par ordre d'importance ceux qui sont le plus probablement impliqués. Les analyses basées sur le réseau de probabilités désignent comme principaux facteurs de la baisse des captures, en plus de l'intensité de la pêche, la mauvaise qualité des habitats, la MRP, le colmatage du fond du lit, une insuffisante de nourriture et la pollution par les eaux usées. Les experts nationaux et internationaux consultés à l'occasion de deux hearings considèrent que la gestion piscicole, l'intensité de la pêche, la morphologie des cours

d'eau, la MRP, le réchauffement des eaux et la pollution chimique sont les principaux facteurs pouvant expliquer la baisse des captures de truites à l'échelle nationale.

#### 5.13.1 Introduction

Les différentes hypothèses exposées précédemment traitaient toutes de facteurs ou d'effets intermédiaires isolés (comme l'état de santé ou la déficience de la reproduction). Leur étude a montré que les différentes hypothèses permettaient d'expliquer une partie plus ou moins grande des phénomènes étudiés. Notre dernière hypothèse suggère que l'action conjuguée de plusieurs facteurs différents d'importance relative éventuellement variable selon les régions puisse être responsable de la baisse des captures de truites. Plusieurs stratégies ont été adoptées pour tenter de vérifier le bien-fondé de cette hypothèse. L'évaluation de la validité et de l'importance des différentes hypothèses a été réalisée à partir de deux méthodes de principes différents (l'analyse « weight-of-evidence » et le réseau de probabilités).

En complément de ces analyses, deux consultations d'experts, l'une nationale, l'autre internationale, ont été

Fig. 5.13.1: Action conjuguée des paramètres et facteurs influençant les populations piscicoles et étudiés par Fischnetz.

menées à la fin du projet Fischnetz. Ces rencontres avaient pour but d'évaluer les résultats disponibles et d'estimer la responsabilité relative des différents facteurs envisageables. La consultation d'experts nationale a été complétée par l'élaboration d'un catalogue de mesures par différents groupes de travail.

La consultation internationale d'experts s'est tenue les 21 et 22 août à l'EAWAG à Kastanienbaum, rassemblant 16 spécialistes d'horizons et de pays différents (voir « Avis des experts », annexe 7.10). Au vu des résultats qui leur avaient été soumis, les experts ont jugé que les facteurs que sont la MRP, la qualité géomorphologique insuffisante des cours d'eau, une gestion piscicole inadaptée et une modification de l'intensité de la pêche étaient responsables dans toute la Suisse de la baisse des captures de poisson. D'après les experts, d'autres hypothèses jouent également un rôle au moins au niveau local ou régional. Seule une importance locale a été attribuée aux facteurs reproduction déficiente, pollution chimique, offre alimentaire et prédation aviaire.

La consultation nationale d'experts qui s'est tenue le 9 septembre 2003, a rassemblé à Olten des directeurs et directrices de projets partiels et des spécialistes nationaux. Pour les experts interrogés, les facteurs entrant le plus probablement en ligne de compte au niveau national sont la qualité insuffisante des habitats, le réchauffement des eaux, la MRP et la pollution chimique. Ils ont d'autre part jugé que l'insuffisance du recrutement, la dégradation de l'état de santé général des poissons, la nuisance due aux sédiments fins, la gestion piscicole (alevinages et intensité de pêche), la prédation aviaire et la recrudescence des crues hivernales avaient certainement eu une influence négative sur les captures au niveau régional.

Les divergences en ce qui concerne l'évaluation de l'importance de certains facteurs s'expliquent probablement

par une différence de niveau de connaissance entre les deux groupes d'experts et par différents processus de formation de l'opinion au sein de ces groupes. Mais le plus important, c'est que les experts des deux consultations se sont accordés sur le fait que tous les principaux facteurs envisageables avaient été pris en compte par le projet Fischnetz. La durée de 5 ans du projet a d'autre part été jugée trop courte étant donné que les analyses pertinentes de laboratoire et de terrain doivent s'appuyer sur une période d'observation plus longue pour livrer des résultats concluants.

### 5.13.2 Les domaines d'étude

Il est d'autant plus aisé d'évaluer la validité et l'importance des différentes hypothèses que l'on peut s'appuyer sur des études basées sur la mesure dans une même période et dans un même cours d'eau d'un certain nombre de paramètres choisis pour leur capacité à répondre aux questions qui se trouvent au cœur des recherches. C'est cette constatation qui a motivé le lancement dans le cadre du Fischnetz du projet partiel « Domaines d'étude » dont les résultats serviront entre autre à vérifier la présente hypothèse de l'implication simultanée de plusieurs facteurs.

Le projet partiel « Domaines d'étude » avait pour objectif de déterminer pour quatre cours d'eau choisis les facteurs susceptibles d'avoir causé une baisse des captures à partir de l'analyse détaillée d'un certain nombre de paramètres pertinents sur une durée de deux ans. En plus de l'évaluation de l'importance des populations, de l'état de santé et de la reproduction des truites fario, les études comportaient également une analyse physico-chimique de la qualité de l'eau et une détermination des caractéristiques écomorphologiques des cours d'eau. Le premier critère de sélection des cours d'eau d'étude était qu'ils aient été le lieu d'une régression des captures de truites de rivière. Il fallait d'autre part que les associations de pêche en charge de leur gestion soient prêtes à renoncer à tout déversement de poisson pendant la période de l'étude pour que le potentiel naturel de reproduction de la truite fario puisse y être déterminé. Pour le projet partiel l'Emme (BE), le Liechtensteiner Binnenkanal (Principauté de Liechtenstein), le Necker (SG) et la Venoge (VD) sont retenus (figure 5.13.2). Les analyses ont été effectuées dans trois tronçons par cours d'eau situés respectivement dans leur cours supérieur, moyen et inférieur [1, 2].

Etant donné que ce projet partiel n'est pas encore arrivé à son terme, les résultats ne sont pas encore disponibles dans leur totalité. Certains paramètres n'ont pas encore pu être déterminés, la mesure de certains autres fait définitivement défaut suite aux aléas parfois incontournables que connaît tout projet de terrain (empêchement des prélèvements par les crues par exemple). Il n'a pas encore été possible de procéder à une analyse statistique des résultats.

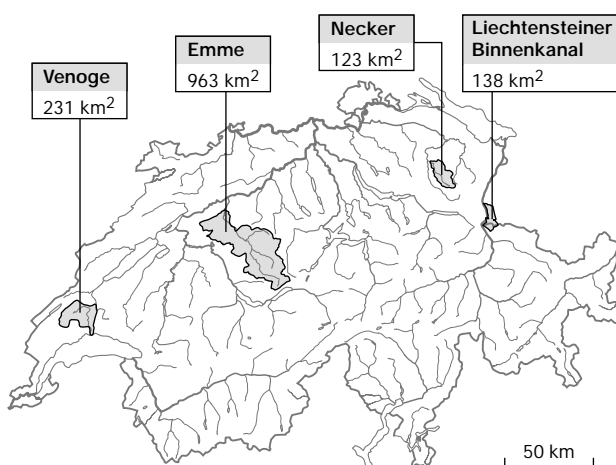


Fig. 5.13.2: Les quatre cours d'eau sélectionnés pour le projet partiel « Domaines d'étude ». Les chiffres indiqués correspondent à la superficie de leur bassin versant.

**5.13.3 Evaluation des résultats des domaines d'étude à l'aide de l'analyse de type « weight of evidence » (WofE)**

Pour l'analyse des causes, nous avons choisi en première approche de procéder à une évaluation qualitative des résultats par une analyse de type « weight of evidence » (WofE) correspondant à une « évaluation rétrospective des risques ».

L'analyse WofE utilise une démarche transparente et logique pour évaluer aussi objectivement que possible l'importance des différents paramètres mesurés dans un domaine spatial donné. Les différents facteurs potentiellement impliqués sont évalués sur la base de sept questions définies à l'origine dans une optique épidémiologique (adapté de Forbes [3]):

1. Le rapport de causalité supposé est-il logique et scientifiquement correct?
2. La population piscicole est-elle ou a-t-elle été soumise au facteur à évaluer?
3. Existe-t-il une corrélation spatiale ou temporelle entre l'entrée en action du facteur concerné et les effets constatés dans les populations piscicoles?
4. Le paramètre mesuré dépasse-t-il un certain seuil ou un certain objectif de qualité?
5. Le paramètre mesuré déclenche-t-il un effet spécifique chez les poissons ou dans les populations piscicoles?
6. Des effets similaires ont-ils été obtenus lors d'essais en conditions contrôlées effectués au laboratoire ou sur le terrain?
7. A-t-on observé sur le terrain une amélioration de la situation des populations piscicoles après élimination du facteur supposé perturbateur?

Les questions 2, 3, 4 et 5 se rapportent à la population piscicole étudiée dans un cours d'eau donné. Pour répondre aux questions 1, 6 et 7, il est par contre possible de se référer à des résultats issus d'autres études ou de la littérature. Un arbre décisionnel facilite l'évaluation des différents paramètres (figure 5.13.3). Les résultats obtenus ou ceux empruntés à d'autres projets de recherche permettent de classer les facteurs en fonction de la probabilité de leur implication dans les catégories « très probable », « probable », « possible », « improbable » et « non déterminé ». Les facteurs jugés « improbables » peuvent être exclus de la recherche des causes d'une perturbation définie. Si les informations disponibles sur un certain paramètre sont insuffisantes, il est resté considéré comme un facteur « possible » ou « non exclu ».

**Résultats de l'analyse WofE dans les domaines d'étude**

Le projet partiel des domaines d'étude a traité un total de 17 paramètres pouvant éventuellement constituer des causes primaires du déclin de la pêche soit en les étudiant directement, soit en effectuant une recherche bibliographique

à leur sujet (tableau 5.13.1). Les paramètres également mesurés ayant trait aux populations d'estivaux, à la santé des poissons ou à la reproduction n'ont pas été pris en compte par l'analyse WofE étant donné qu'ils correspondent à des effets intermédiaires. Mais comme ils ont une relation plus directe que les captures ou la taille des populations avec les causes du déclin, ils sont également présentés dans le tableau 5.13.1 accompagnés d'une évaluation générale.

Comme le montrent les résultats de l'analyse WofE, de nombreux paramètres peuvent être rejetés dans chaque tronçon d'étude car jugés improbables. Les paramètres restants ont été jugés comme étant des causes non exclues,

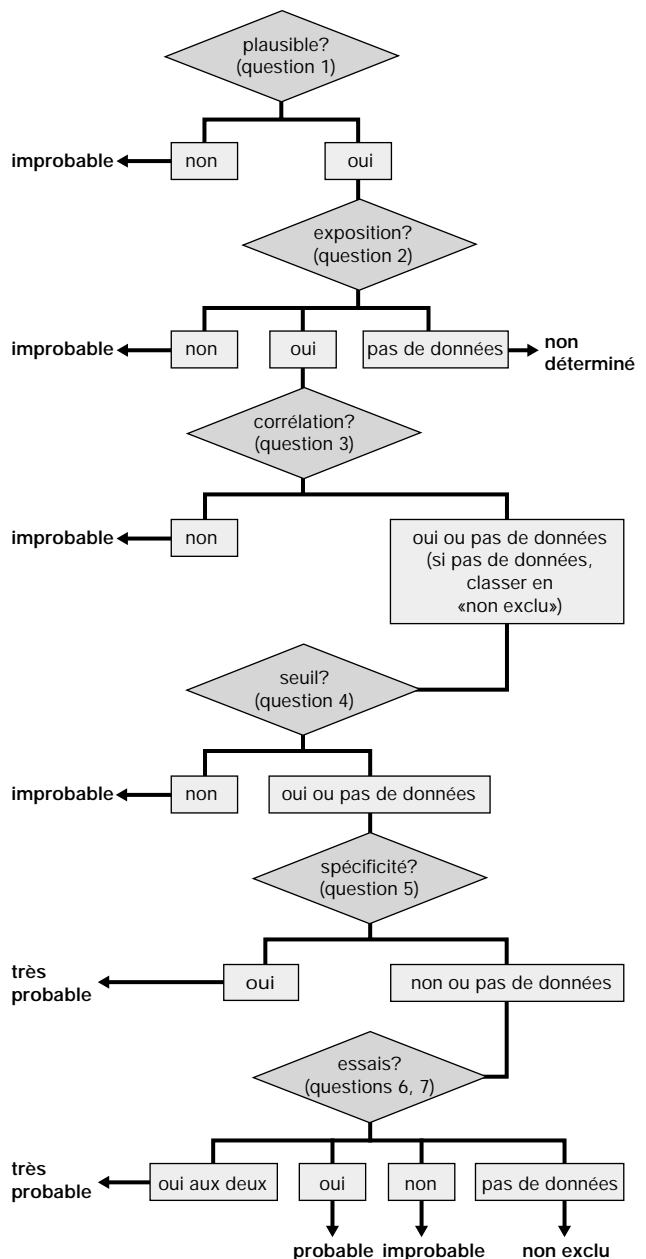


Fig. 5.13.3: Arbre décisionnel permettant d'identifier les facteurs du Fischnetz le plus probablement impliqués dans la baisse des captures. Les sept questions sont présentées dans le texte.

	Paramètre	Effet primaire	Emme			LBK			Necker			Venoge			
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Effets	reproduction		↘	→	—	—	—	—	↘	↘	↘	↘	↘	↘	
	population de 0+		↘	↘	→	↘	↘	↘	↘	→	↘	↘	↘	↘	
	effectif piscicole		↘	↘	→	↘	→	→	↘	→	→	↘	→	↘	
	santé		→	→	→	—	↘	→	↘	↘	→	→	→	→	
Causes primaires	MRP/température de l'eau	effectif piscicole	●	●	×	○	○	○	×	×	×	●	●	●	
	} pollution chimique	NH <sub>4</sub> santé	○	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×	×	×
		NO <sub>2</sub> santé	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
		pesticides santé	×	—	—	×	—	—	—	×	—	—	○	—	—
		agents ignifuges santé	—	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	} habitat	équivalents œstrogènes reproduction	×	×	×	—	—	—	×	×	×	×	×	×	×
		%age d'eaux usées santé	○	×	×	×	×	×	×	×	×	×	○	×	×
		morphologie effectif piscicole	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	×	×	×	×	×	⊙	×	×
		connectivité effectif piscicole	○	○	○	×	×	×	×	×	○	○	×	○	○
	sédiments fins reproduction	×	×	×	⊙	⊙	×	×	×	×	×	⊙	⊙	×	
	offre alimentaire santé	×	○	○	—	—	—	×	×	○	—	—	—	—	
	empoisonnements effectif piscicole	×	×	×	○	○	×	○	×	×	○	○	×	×	
	intensité de la pêche effectif piscicole	○	○	○	○	×	×	×	○	○	○	○	○	○	
	oiseaux piscivores effectif piscicole	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	température de l'eau reproduction	×	×	×	×	●	×	×	×	×	×	×	×	×	
	crues hivernales reproduction	○	○	○	—	—	—	○	○	○	○	○	○	○	

Légende:  
 — pas de données  
 ↘ mauvais  
 → moyen  
 ↗ bon  
 × improbable  
 ○ non exclu  
 ⊙ probable  
 ● très probable

Tab. 5.13.1: Résultats de l'analyse WofE menée sur les domaines d'étude et ne se rapportant qu'aux causes primaires. Les effets intermédiaires présentés peuvent être provoqués par ces causes primaires mais l'implication d'autres facteurs n'est pas exclue. La station 3 correspond au tronçon supérieur des cours d'eau étudiés (référence); 2 et 1 correspondent à des tronçons respectivement situés dans leur cours moyen et leur cours inférieur [2]. Les données pour les effectifs piscicoles se réfèrent aux truites fario.

probables ou très probables d'effets intermédiaires ou d'une réduction des populations piscicoles. Ce jugement ne se rapporte cependant qu'à l'implication éventuelle des facteurs pris isolément et ne donne pas d'information sur l'importance de leur responsabilité relative par rapport à l'effet concerné. L'analyse WofE ne tient pas compte d'une éventuelle addition des effets et ne livre pas d'information sur les paramètres non étudiés. Il est par ailleurs important lors de l'interprétation de l'état des populations de ne pas négliger certains aspects tels que la population de truite fario naturellement présente dans une zone piscicole donnée ou la situation de concurrence entre les différentes espèces de poissons.

Dans les recherches sur les domaines d'étude, l'effet intermédiaire reproduction est représenté par le taux de survie d'œufs incubés en expérimentations in situ (essais ELS « early life stages ») (voir l'hypothèse « Reproduction »). Une survie de plus de 80% est considérée comme très bonne. Etant donné que les œufs se développent très bien dans le tronçon de référence relativement peu perturbé, leur qualité peut être également supposée très bonne. Il faut donc chercher une autre cause aux faibles taux de survie observés dans certains tronçons. Une implication de la mauvaise qualité de l'eau est peu probable pour le Necker mais n'est non exclue pour la Venoge dans laquelle elle pourrait être responsable du mauvais développement des œufs. Etant donné que la localisation des points de mesure des paramètres chimiques ne concordait pas avec celle des sites d'étude de la reproduction dans le tronçon inférieur de

l'Emme, ces caractéristiques ne peuvent être directement comparées. D'autres facteurs tels que le colmatage du fond du lit ou une action mécanique des crues hivernales peuvent perturber le développement du frai, mais leur influence ne peut être mesurée dans le cadre d'essais ELS. La cause de la faible survie des œufs lors des essais ELS menés dans l'Emme et le Necker reste donc indéterminée.

Les résultats obtenus sur la santé des poissons à partir de l'indice histologique hépatique font état pour les quatre cours d'eau étudiés de légers écarts par rapport à la normale. Ces modifications légères de l'aspect du foie sont le signe d'une nuisance chronique qui pourrait être due à une pollution chimique (voir l'hypothèse « Santé »). On a d'autre part observé une dégradation de l'état de santé des poissons en descendant le cours du Liechtensteiner Binnenkanal et du Necker. Tandis que dans le cours moyen du Liechtensteiner Binnenkanal, cette dégradation s'accompagne d'une pollution chimique accrue par l'apport d'eaux usées de STEP, ses causes ne peuvent être déterminées dans le Necker à partir des données disponibles.

Contrairement à nos attentes compte tenu de la pollution chimique qu'ils subissent, les cours d'eau contaminés par la MRP ne présentaient aucune dégradation de l'état de santé au long de leur cours. Il est possible que les poissons déjà affaiblis succombent en premier à une infection par la MRP, ce qui expliquerait l'absence dans le cours d'eau touché d'animaux présentant des lésions ou anomalies de faible à moyenne importance. Les études concernant la MRP ont d'autre part confirmé l'existence d'un effet du réchauffement

de l'eau (>15°C) sur le déclenchement clinique de la maladie (voir l'hypothèse « Santé »). Dans les tronçons d'étude dans lesquels la MRP s'est manifestée, c'est à dire dans l'Emme (cours moyen et inférieur) et la Venoge, la température de l'eau dépasse 15°C pendant au moins deux semaines. Des études menées il y a quelques années sur les poissons de la vallée du Rhin [4] mentionnaient la présence de l'agent de la MRP dans le LBK. Mais étant donné que la température de l'eau du canal reste toujours assez basse, aucun symptôme de MRP n'a été observé chez les truites. D'après l'analyse WofE, le déclenchement clinique de la MRP est un facteur très probablement impliqué dans la baisse de la densité des populations de poissons de l'Emme et de la Venoge.

Cette analyse désigne également comme facteurs probables du déclin des captures de truites le colmatage (cours moyen et inférieur du LBK et de la Venoge) et la faible structure des habitats (Emme et LBK). De plus, une implication de la pollution chimique, de la gestion piscicole en termes de captures et de déversements de poissons, d'une connectivité limitée, d'un manque de nourriture et du régime hydrologique n'est pas exclue. Malgré le manque de données à son sujet, le rôle de la prédation aviaire ne doit pas être négligé. Divers facteurs connus ou même inconnus peuvent donc être à l'origine de la régression des populations de poissons et d'estivaux.

**Conclusions**

On peut dire en résumé que le déclin de la pêche constaté dans les différents cours d'eau a été provoqué par plusieurs facteurs et que la recherche des causes doit être menée individuellement pour chaque cours d'eau. Les résultats de l'analyse ne livrent cependant pas d'explication satisfaisante de la faiblesse des populations de truites fario dans les cours inférieurs, notamment celui du Necker.

**5.13.4 Evaluation des résultats des domaines d'étude à l'aide du réseau de probabilités**

**Méthode**

Le réseau de probabilités a été utilisé dans le but d'estimer l'importance relative des différents facteurs potentiellement impliqués. En plus des interrelations complexes entre facteurs biotiques et abiotiques qui régulent les populations piscicoles, il existe au sein même de ces populations des mécanismes régulateurs qui dépendent de leur densité.

Le cœur du réseau de probabilités est constitué d'un modèle dynamique du cycle vital de la truite fario basé sur le modèle démographique de Lee et Rieman [5] et donnant une représentation des différents passages entre les stades de développement (figure 5.13.4): Les truites fario adultes pondent leurs œufs dans le lit de graviers. L'éclosion des œufs survivants libère des alevins qui émergent du lit de graviers au bout d'un certain temps. Les alevins qui subsistent après le premier été deviennent des estivaux à l'automne et les estivaux qui survivent à l'hiver deviennent des juvéniles au printemps suivant. Il faut deux à trois ans à ces juvéniles pour devenir des adultes ayant atteint la maturité sexuelle. Le passage d'un stade de développement à un autre s'accompagne d'un taux de survie spécifique. Le passage du stade d'alevin à celui d'estival dépend fortement de la densité de population des alevins qui cherchent un territoire et de la nourriture [6].

Pour s'assurer de tenir compte de tous les facteurs influant sur la population, le réseau de probabilités met les différents stades de développement en relation les uns avec les autres et avec des indicateurs externes comme la qualité de l'habitat ou les influences anthropiques. Cette méthode permet une appréciation unifiée de l'influence des différents facteurs. Ces relations entre facteurs démographiques et environnementaux sont établies en deux étapes:

On élabore tout d'abord un diagramme d'interactions qualitatif et différencié (figure 5.13.5) qui donne une

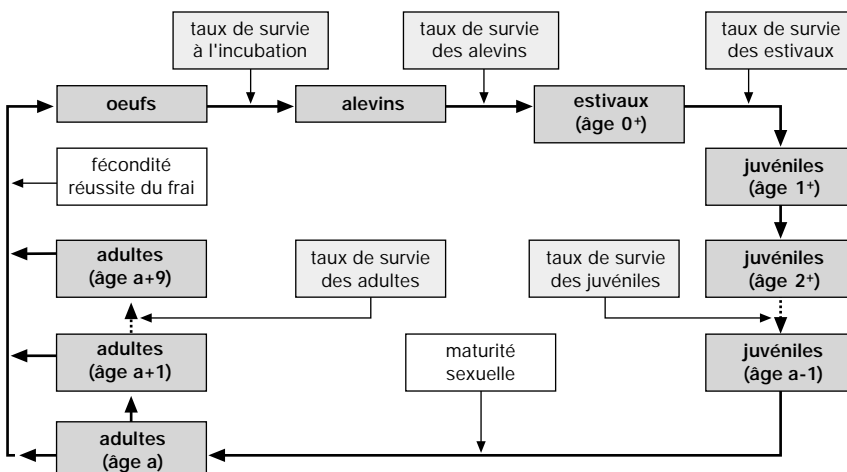


Fig. 5.13.4: Modèle dynamique du cycle vital de la truite fario. Le passage entre deux stades de développement est caractérisé par un taux de survie spécifique. Les juvéniles atteignent la maturité sexuelle à un âge a et sont alors considérés comme des adultes.

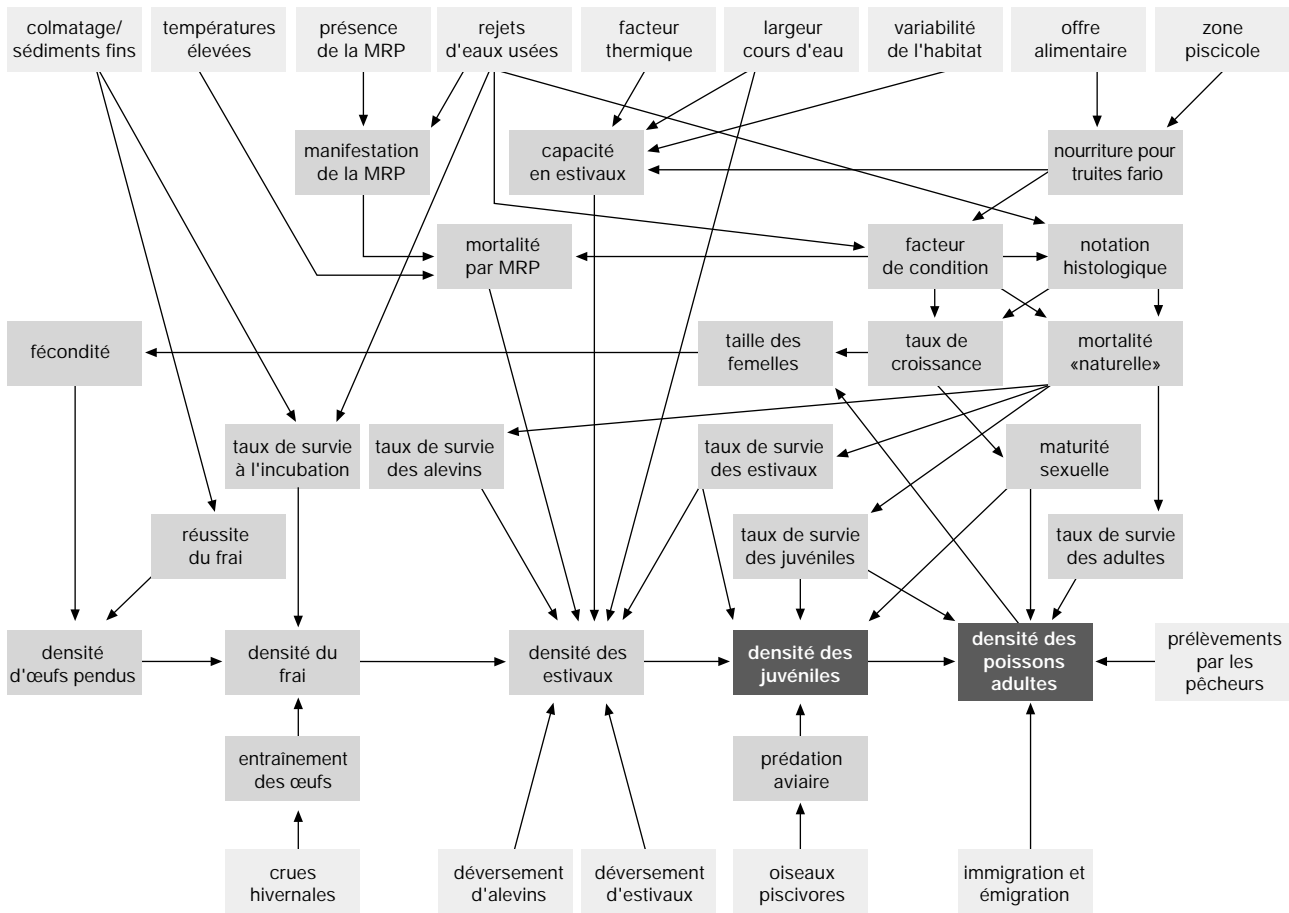


Fig. 5.13.5: Le réseau de probabilités: A partir des paramètres d'entrée (input, rectangles clairs) le modèle simule les diverses influences subies par la population de truites fario (rectangles gris) et calcule la densité des différents stades de développement (output, rectangles foncés) à un endroit donné.

représentation graphique des rapports de cause à effets. Ce travail a été réalisé en collaboration étroite avec les chercheurs ayant étudié les relations déterminantes dans les projets partiels de Fischnetz.

Dans une deuxième étape, les relations qualitatives sont décrites mathématiquement et exprimées en termes de probabilités. Ce travail a été réalisé sur la base des résultats des projets partiels de Fischnetz et d'autres études ainsi qu'à l'aide de divers avis d'experts. Le réseau de probabilités ainsi tissé peut alors indiquer l'influence de chaque facteur sur les paramètres décrivant la population. Toutefois, les lacunes, les processus inconnus ou la variabilité naturelle se traduisent comme dans tous les modèles par des incertitudes. Les relations décrites dans le réseau de probabilités sont donc le reflet de l'état actuel des connaissances scientifiques [7].

Le réseau de probabilités élaboré permet de prévoir la densité de population des truites fario à un certain stade de développement et à un endroit donné. La densité calculée pour chaque stade correspond à une moyenne sur plusieurs années et elle peut certaines années s'écarter fortement de la densité réelle. Mais le modèle comporte également une

prévision de la variabilité sur plusieurs années. Ainsi le paramètre d'entrée « Prélèvements par la pêche » est-il par exemple calculé à partir de données historiques. Il n'est cependant pas possible de prévoir les captures à venir à différents endroits car les rapports entre le nombre de permis, l'effort total de pêche, la densité de poissons et le nombre de prises ne sont pas connus (voir l'hypothèse « Intensité de la pêche »).

**Application aux domaines d'étude**

Avant de pouvoir utiliser le modèle pour évaluer les causes du déclin ou les mesures de gestion employées, il est impératif de comparer les prévisions et les données mesurées. Les relevés effectués dans les domaines d'étude [8] peuvent être utilisés dans cet esprit. Les caractéristiques des cours d'eau étudiés ont été déterminées pour chaque tronçon à partir de données historiques et d'observations des habitats en place. Une prévision des densités de truites fario juvéniles et adultes a ensuite été calculée avec le modèle et comparée aux moyennes obtenues lors de trois pêches électriques effectuées au printemps, en été et à l'automne 2002.



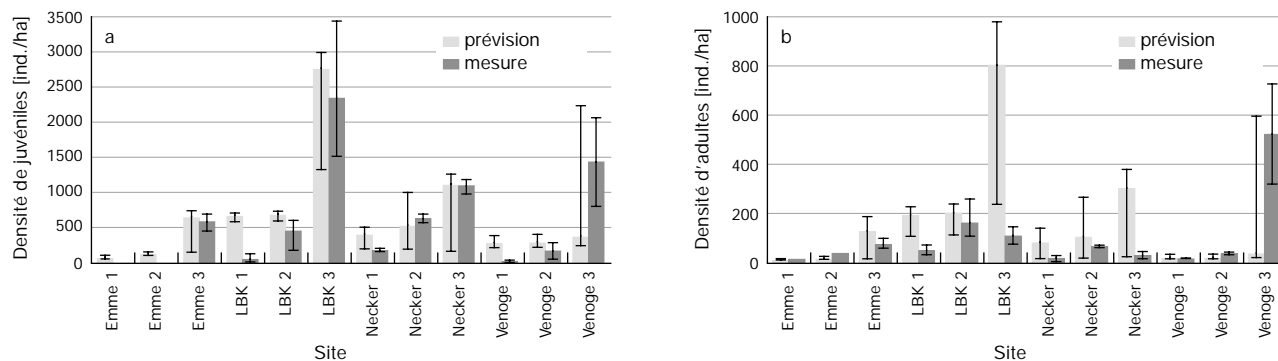


Fig. 5.13.6a et b: Comparaison entre les prévisions fournies par le modèle et les moyennes mesurées des densités de juvéniles (a) et de truites adultes (b) dans les domaines d'étude. Les lignes verticales indiquent l'intervalle de confiance de 80% pour les prévisions et les valeurs minimale et maximale obtenues lors de trois pêches en l'année 2000 pour les mesures. On ne dispose pas de données sur la densité des truites fario juvéniles dans les deux sites du cours inférieur et moyen de l'Emme. Les chiffres indiqués suite au nom des cours d'eau correspondent aux tronçons d'étude du cours inférieur (1), moyen (2) et supérieur (3).

Pour les *truites fario juvéniles*, les résultats montrent une bonne concordance entre prévision et observation (figure 5.13.6a). L'incertitude liée aux prévisions obtenues par modélisation peut être très élevée dans certains cas et elle correspond à une combinaison des variabilités respectives

des relations prises en compte par le modèle [7]. Les prévisions concernant les tronçons du cours moyen (2) et du cours supérieur (3) des quatre rivières étudiées sont proches des valeurs mesurées. Dans le cours supérieur de la Venoge, les prévisions sont cependant entachées d'une grande i

Site	Colmatage	% age d'eaux usées	MRP	Indice habitational	Zone piscicole	Crues hivernales	Captures/ha (1996-2000)
<b>Emme 1:</b> Bätterkinden	faible	10-30	oui	0,20	ombre	0,22	38
<b>Emme 2:</b> Burgdorf	faible	<10	oui	0,20	truite fario	0,22	55
<b>Emme 3:</b> Bumbach	faible	<10	non	0,60	truite fario	0,22	76
<b>LBK 1:</b> Schaan	fort	<10	n.i.	0,20	truite fario	0,18	5
<b>LBK 2:</b> Triesen	fort	<10	non	0,20	truite fario	0,18	0
<b>LBK 3:</b> Balzers	moyen	<10	non	0,90	truite fario	0,18	0
<b>Necker 1:</b> Letzi	moyen	<10	non	0,70	ombre	0,18	28
<b>Necker 2:</b> Aachsäge	moyen	<10	non	0,80	truite fario	0,18	90
<b>Necker 3:</b> Hemberg	faible	<10	non	1,00	truite fario	0,18	9
<b>Venoge 1:</b> Ecublens	fort	10-30	oui	0,60	barbeau	0,27	150
<b>Venoge 2:</b> Bussigny	fort	10-30	oui	0,80	barbeau	0,27	150
<b>Venoge 3:</b> Montricher	moyen	<10	oui	1,00	truite fario	0,27	170

Tab. 5.13.2: Valeurs concernant les principaux facteurs de stress utilisés dans le modèle. Les valeurs du colmatage du fond (hypothèse « Sédiments fins ») et de la charge en rejets d'eaux usées (hypothèse « Pollution chimique ») sont réparties en trois classes. L'apparition des symptômes de la MRP (hypothèse « Santé ») est notée (n.i.: non indiqué). L'indice habitational (hypothèse « Habitat ») va de 0 (très mauvaises conditions) à 1 (conditions optimales, quasiment naturelles). La zone piscicole indique les espèces normalement prédominantes du cours d'eau concerné. Le paramètre « Crues hivernales » (hypothèse « Crues hivernales ») indique la probabilité annuelle d'un entraînement des œufs incubés par le courant. Les captures (hypothèse « Intensité de la pêche ») correspondent au nombre de truites fario pêchées en une année. Les champs gris du tableau indiquent les conditions limitantes pour les effectifs des truites fario dans les cours d'eau.

ncertitude. Cela est principalement dû à la présence de la MRP (tableau 5.13.2) et au fait que la température critique de 15°C n'est pas dépassée chaque année pendant plus de deux semaines. La densité de 1445 individus/ha observée se situe dans le domaine d'incertitude du modèle. Les densités de juvéniles prévues par le modèle sont cependant supérieures aux valeurs mesurées dans la plupart des sites du cours inférieur des rivières. Ce fait pourrait indiquer que la partie aval des cours d'eau est moins bien adaptée aux truites fario que ne le laissent supposer les facteurs pris en compte par le modèle. Des facteurs tels que la largeur du cours d'eau, les rejets d'eaux usées qu'il subit, la température de l'eau, la qualité de l'habitat et les zones piscicoles ont certes été intégrés au modèle mais il est possible que des effets négligés (comme par exemple les prélèvements par les oiseaux piscivores ou l'émigration des poissons) jouent un rôle plus important dans le cours inférieur que dans la partie amont ou qu'il existe des relations encore ignorées entre les facteurs considérés.

On n'observe pour les poissons adultes qu'une concordance assez faible entre prévisions et observations (figure 5.13.6b). L'importance du cours supérieur du Liechtensteiner Binnenkanal (LBK) est ainsi surestimée pour les poissons adultes, ce qui n'était pas le cas pour les juvéniles. On est donc tenté de penser qu'un facteur ayant entraîné la perte de poissons adultes a été négligé. Il pourrait s'agir des prélèvements dus aux oiseaux piscivores, de prises de pêche excessives ou de la migration des adultes. De telles pertes pourraient également expliquer la surestimation de la densité d'adultes dans le cours supérieur du Necker.

Etant donné que seules les données de l'année 2002 étaient disponibles, il est difficile de dire si les différences observées entre prévisions et mesures sont dues à une défaillance du modèle ou à la variabilité naturelle. Le modèle, construit à partir des relations directes existant entre les divers facteurs d'influence et les différents stades de

développement, est utilisé pour donner une prévision de la densité de truites fario adultes à un endroit donné. Une détermination plus exacte de la densité moyenne ne peut se faire qu'à partir des données de plusieurs années. Il semble cependant que le modèle soit bien en mesure de rendre compte des différences de densité de population entre les différents sites à partir des facteurs particuliers à chacun d'eux. La méthode prévoit donc ensuite une détermination de l'importance relative de chaque facteur. Cette démarche a été encore une fois effectuée à partir des données des domaines d'étude dans l'intention d'utiliser ultérieurement les résultats pour l'étude d'autres populations de truites fario de Suisse.

### Evaluation causale

L'évaluation causale des facteurs impliqués dans le déclin des populations piscicoles a été effectuée à titre d'exemple dans le tronçon d'étude du cours moyen du Necker. Ce choix se justifie par le fait que ce tronçon présente la meilleure concordance avec les prévisions du modèle (figures 5.13.6a et 6b) et se trouve dans un état assez naturel (tableau 5.13.2). Pour cette évaluation, différentes situations correspondant à l'exposition des populations piscicoles à un seul des facteurs de stress ont été modélisées. Parmi les prévisions alors obtenues, celle de l'influence relative des facteurs sur la densité des poissons adultes est particulièrement intéressante (figures 5.13.7a et 7b).

Si on part du principe que les prises des pêcheurs s'élèvent en moyenne à 90 poissons par hectare et par an et que la population piscicole est exposée à un colmatage accru, à la MRP, à un manque de nourriture ou à une mauvaise qualité de l'habitat, on peut s'attendre à observer une régression importante des populations (figure 5.13.7a). Une augmentation de la quantité d'eaux usées rejetés dans les cours d'eau pourrait également accentuer le déclin. Mais

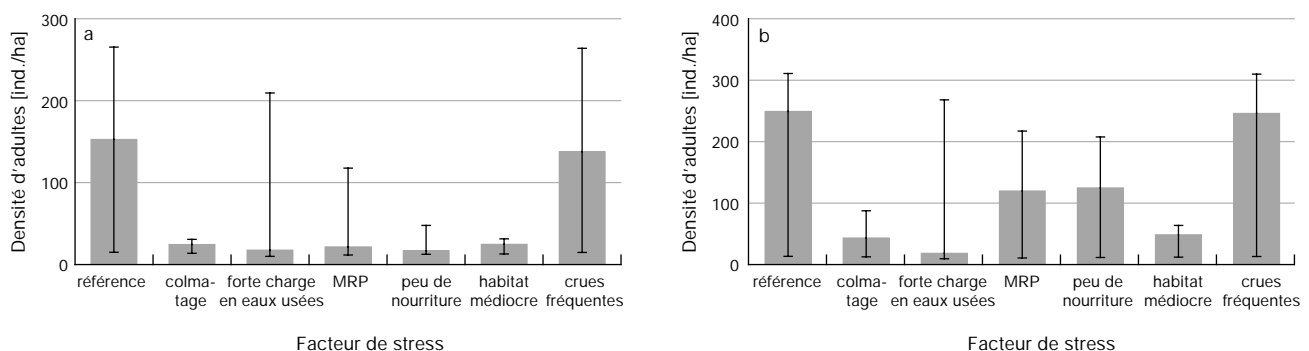


Fig. 5.13.7a et 7b: Prévision des effets de divers facteurs de stress sur la population de poissons du tronçon de cours moyen du Necker. L'état de référence correspondant à la densité de la population de truites fario adultes dans les conditions existantes (tableau 5.13.2) est représenté face aux densités obtenues en simulant l'aggravation d'un stress donné de la manière suivante: troisième catégorie (la plus élevée) pour le colmatage et la charge en rejets d'eaux usées, MRP positif, offre alimentaire réduite de moitié, indice habitationnel de 0,2 et deux fois plus de crues hivernales. Dans le cas (a) d'une intensification de la pêche, 90 poissons/(ha-an), les différents facteurs ont une influence plus forte que dans le cas (b) où la pêche est moins intense, 30 poissons/(ha-an). Les traits verticaux indiquent l'intervalle de confiance de 80% des prévisions.

comme le montre la grande amplitude de l'intervalle de confiance, l'incertitude des prévisions est très élevée, les effets des eaux usées sur les populations étant mal connus. Un doublement de la fréquence des crues hivernales induirait une légère baisse des populations qui resterait cependant sans gravité étant donné la bonne qualité de l'habitat dans ce tronçon. Un faible réchauffement de l'eau n'aurait à cet endroit aucune influence significative sur la densité de la population (non indiquée dans la figure 5.13.7).

Si les captures annuelles se limitaient à 30 poissons par hectare et par an comme dans le cours inférieur, les populations pourraient mieux résister à l'infection par la MRP et au manque de nourriture (figure 5.13.7b). Ces facteurs de stress auraient des conséquences moins graves que si la pression de pêche était forte. D'un autre côté, d'autres facteurs tels que le colmatage, la charge en eaux usées et la dégradation des habitats ne verraient guère leur influence délétère amoindrie par une réduction de l'intensité de la pêche.

**Pondération des causes**

Pour évaluer la part de responsabilité d'un facteur de stress donné pour les différents tronçons d'étude, on l'exprime en termes de pourcentage d'implication dans le déclin. Le poids relatif d'un facteur donné correspond au rapport de la baisse de population provoquée par ce facteur (les autres facteurs de stress étant réprimés) sur la baisse provoquée par l'ensemble des facteurs présents sur le site. Sa valeur dépend des caractéristiques du site (largeur du lit, température, zone piscicole, etc.) et il n'est donc pas permis de comparer les résultats obtenus par pondération dans différents tronçons. Suite à un manque de données, les facteurs « Nourriture », « Prédation aviaire » et « Crues » n'ont pu être pris en compte dans cette démarche de pondération.

Les résultats montrent que l'importance relative des différents facteurs varie en fonction des tronçons d'étude (figure 5.13.8): L'habitat joue déjà un rôle important pour des changements assez faibles de sa qualité. Quand ils sont présents, le colmatage et la MRP sont également des

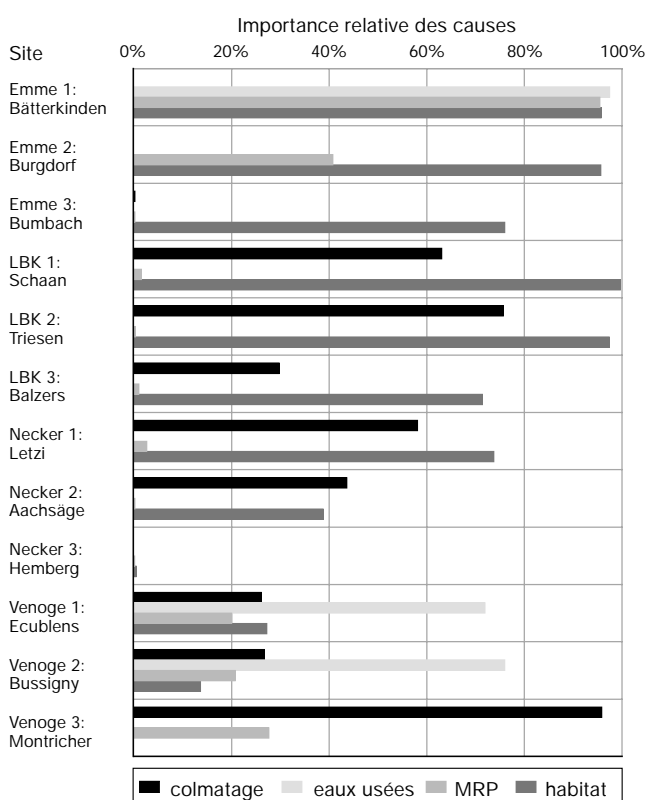


Fig. 5.13.8: Importance relative des quatre causes principales évaluée dans le cours inférieur (1), moyen (2) et supérieur (3) des cours d'eau d'étude. L'importance relative d'un facteur donné correspond au rapport de la baisse de population provoquée par ce facteur (les autres facteurs étant réprimés) sur la baisse provoquée par l'ensemble des facteurs présents sur le site. L'absence d'une bande indique celle du facteur correspondant sur le site concerné. L'incertitude n'est pas indiquée dans la figure mais elle devrait être élevée dans le cas de la charge en eaux usées étant donné que ses effets sur les populations piscicoles sont mal connus.

Site	Mesures	
<b>Emme 1:</b> Bätterkinden	Limitation des rejets d'eaux usées	Amélioration de l'habitat Indice habitat 0,8
<b>Emme 2:</b> Burgdorf	Amélioration de l'habitat Indice habitat 0,8	-
<b>Emme 3:</b> Bumbach	-	-
<b>LBK 1:</b> Schaan	Limitation du colmatage	Amélioration de l'habitat Indice habitat 0,8
<b>LBK 2:</b> Triesen	Limitation du colmatage	Amélioration de l'habitat Indice habitat 0,8
<b>LBK 3:</b> Balzers	Limitation du colmatage	-
<b>Necker 1:</b> Letzi	Limitation du colmatage	-
<b>Necker 2:</b> Aachsäge	Limitation du colmatage	-
<b>Necker 3:</b> Hemberg	-	-
<b>Venoge 1:</b> Ecublens	Limitation du colmatage	Limitation des rejets d'eaux usées
<b>Venoge 2:</b> Bussigny	Limitation du colmatage	Limitation des rejets d'eaux usées
<b>Venoge 3:</b> Montricher	Limitation du colmatage	-

Tab. 5.13.3: Mesures conseillées dans les différentes parties des cours d'eau d'étude. Les dispositions visant une amélioration de la qualité des habitats permettent rarement d'atteindre un état quasiment naturel (indice habitat de 1,0) mais plutôt un état peu altéré (indice habitat de 0,8).

causes très importantes de déclin. Par contre, ces deux facteurs semblent être contrés par les alevinages effectués dans la Venoge. La charge en eaux usées semble jouer un rôle important dans trois tronçons. Il faut cependant garder à l'esprit que les sites de mesure de la qualité chimique de l'eau et de l'état des populations ne coïncidaient pas dans le cours inférieur de l'Emme, leurs résultats étant donc difficilement comparables.

### Effets des mesures envisagées

Presque toutes les populations des cours d'eau d'étude sont exposées à au moins un facteur de stress (tableau 5.13.2). Pour évaluer les effets de mesures envisagées, nous avons eu recours à des modèles prévisionnels simulant l'élimination de la cause principale de déclin dans chaque site d'étude (tableau 5.13.2). Il est cependant fort improbable que la MRP puisse être simplement éliminée une fois la population contaminée. L'élimination de la MRP n'a donc pas été envisagée par le modèle. Par ailleurs, le modèle considère que les mesures de restauration des habitats induisent une amélioration de leur qualité (indice 0,8) mais ne permettent pas d'atteindre un état quasiment naturel (indice 1,0). Les autres caractéristiques des sites que sont la température de l'eau, la largeur du lit, la zone piscicole et la fréquence des crues ont été conservées telles qu'elles. Il en est de même des déversements de poissons et des prises de pêche.

Les résultats montrent qu'une amélioration significative peut être atteinte dans certains sites étudiés (figure 5.13.9). Ainsi, les populations du cours moyen et inférieur du LBK profiteraient grandement d'une amélioration de la qualité des habitats et d'une limitation du colmatage. La population du cours moyen du Necker profiterait également d'une réduction du colmatage. Par contre, la densité d'adultes des populations des autres cours d'eau n'augmenterait pas significativement même si les facteurs principaux de stress étaient éliminés. Les parties inférieure et moyenne de l'Emme sont par exemple fortement perturbées par la présence de la MRP. Le cours inférieur du Necker et les parties basses de la Venoge se situent dans la zone des ombres ou des barbeaux et ne sont donc pas susceptibles de présenter de fortes populations de truites fario. La densité prévue dans le tronçon amont de la Venoge après réduction du colmatage est très proche de la valeur actuelle mesurée (figure 5.13.6b). On est donc tenté de penser que le colmatage du lit y est en réalité moins important que ne l'indiquait le tableau 5.13.2, ce qui expliquerait les différences entre prévisions et observations constatée lors de la première comparaison (figure 5.13.6b). La présence de la MRP sur ce site ne limite pas sérieusement la population puisque la température de l'eau y reste assez basse. D'autres sites de tête de bassin présentent quant à eux des conditions presque optimales et ne peuvent donc être améliorés.

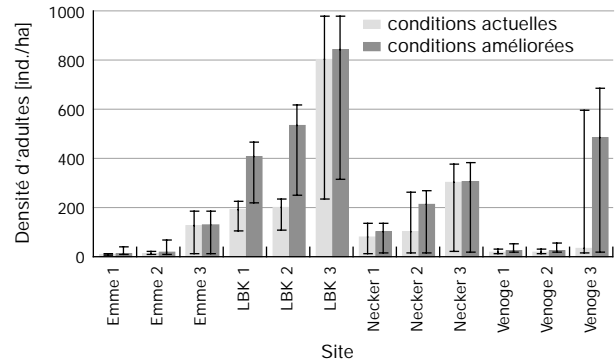


Fig. 5.13.9: Prédiction des effets de mesures d'amélioration accompagnées d'une élimination des principaux facteurs de stress de chaque site (tableau 5.13.3). Les traits verticaux indiquent l'intervalle de confiance de 90% de la densité de la population de truites fario adultes.

### Conclusions et signification pour d'autres cours d'eau

De nombreuses populations des cours d'eau d'étude sont exposées à plus d'un facteur de stress. L'évaluation de causalité a cependant montré que dans la plupart des cas la présence d'un seul de ces facteurs suffisait à causer une baisse de la densité de population quand la pression de pêche était relativement élevée (figure 5.13.7). Cela signifie que quand plusieurs facteurs sont en cause, il faut les éliminer tous pour que la population puisse se régénérer. Cette supposition se voit confirmée par les prévisions livrées par le modèle des réactions des populations à des mesures correctives adoptées avec succès (figure 5.13.9); les sites contaminés par la MRP ne montraient aucune amélioration de la densité de population estimée.

Les conditions observées dans les domaines d'étude sont valables pour l'ensemble du Plateau Central suisse. Le colmatage du fond du lit, les rejets d'eaux usées dans les cours d'eau, la MRP et la mauvaise qualité des habitats aquatiques sont des problèmes fort répandus. La réaction d'une population à l'application ou à l'élimination d'un stress donné dépend cependant largement des conditions de son milieu et notamment de la présence d'autres facteurs de stress. Le modèle de réseau de probabilités élaboré dans cette étude peut permettre une évaluation spécifique à chaque site.

### 5.13.5 Références bibliographiques

- [1] Ochsenbein U (2003) *Das Teilprojekt Testgebiete*. fischnetz-info 11: 6–8.
- [2] Scheurer K (in Vorbereitung) *Zwischenbericht zu den Untersuchungen in den vier Testgebieten Emme, Liechtensteiner Binnenkanal, Necker und Venoge*. EAWAG, Dübendorf.
- [3] Forbes VE & Calow P (2002) *Applying weight of evidence in retrospective ecological risk assessment when quantitative data are limited*. Human and Ecological Risk Assessment 8: 1625–39.
- [4] Bassi L, Baumann U, Eugster M, Hunziker HR, Keller T, Kindler T, Riederer R, Rüdiger T, Rühlé C & Zwicker E (2001) *Gesundheits-*

*zustand der Fische im Rheintal – Untersuchungen 1997 bis 2000.*  
Synthesebericht. Arbeitsgruppe Gesundheitszustand der Fische  
im Rheintal, St. Gallen. pp. 131.

- [5] Lee DC & Rieman BE (1997) *Population viability assessment of salmonids by using probabilistic networks.* North American Journal of Fisheries Management 17: 1144–57.
- [6] Ricker WE (1954) *Stock and recruitment.* Journal of the Fisheries Research Board of Canada 11: 559–623.
- [7] Borsuk ME, Reichert P & Burkhardt-Holm P (in Vorbereitung) *A probability network model for assessing the decline of brown trout in Swiss rivers.*
- [8] Schager E (2003) *Zwischenbericht Testgebiete – Fischbestand & Lebensraum.* EAWAG, Kastanienbaum. pp. 74.

## 5.14 Synthèse: Évaluation finale

Au vu de tous les facteurs décrits dans les chapitres précédents, Fischnetz aboutit aux conclusions suivantes:

► La baisse des captures de truites fario observée en Suisse est due à une *réduction de la pression de pêche* (effort de pêche, taille minimale de capture), à une *modification des mesures de repeuplement* (quantités déversées, âge des poissons déversés, dates d'empoissonnement) et à une *régression des populations piscicoles*.

► Dans bien des cas, Fischnetz attribue le déclin des populations à la *mauvaise qualité générale de l'habitat* et à la *maladie MRP*. La mauvaise qualité de l'habitat est très souvent due soit à un manque d'habitats diversifiés (zones de fraye, de repos et refuges pour les différents stades de développement), soit à un manque de connectivité entre les habitats, soit aux deux. Cette mauvaise qualité peut aussi bien concerner la *morphologie des cours d'eau* (par exemple manque de caches suite à des endiguements ou à l'absence de végétation riveraine) que la *qualité de l'eau* (pollution chimique).

L'analyse des causes du déclin a montré qu'aucun des facteurs étudiés n'était capable de provoquer le phénomène à lui seul. Les résultats présentés dans les chapitres précédents ont donc été employés pour déterminer la part de responsabilité des différents facteurs impliqués. Dans le même esprit, on a cherché à mettre en évidence un éventuel caractère régional (dans l'ensemble du bassin versant), local (dans une limite de 10 km autour du cours d'eau) ou temporaire de l'implication des facteurs dans le déclin des populations de poissons.

Un grand nombre de changements observés ne se sont pas uniquement produits au cours des 20 dernières années mais sont le reflet d'évolutions plus anciennes qui agissent depuis longtemps sur le système mais dont les effets ne sont apparus que progressivement au niveau des populations et des captures. On compte au nombre de ces perturbations à long terme les aménagements hydrauliques et la perte de connectivité qu'ils entraînent ainsi que la dégradation progressive de la qualité de l'eau.

Il est généralement difficile de mettre en évidence une *corrélation dans le temps* entre la baisse des captures de poisson et la présence (accrue) de facteurs de stress au cours des dernières décennies étant donné (a) que les statistiques sur les captures remontent plus ou moins loin dans le temps, (b) que les méthodes d'enquête employées sont hétérogènes et (c) que les données disponibles sur la plupart des facteurs de stress sont trop récentes ou de qualité insuffisante dans le passé. La quantité et la qualité des données sur la plupart des facteurs sont trop faibles pour permettre une analyse statistique. Les seules exceptions

sont les données de température et d'écoulement recueillies dans le programme NADUF et par l'OFEG.

Le phénomène de déclin des populations piscicoles semble en majeure partie résulter de l'action combinée de différents facteurs dont les effets peuvent être plus qu'additifs. Le cas de la maladie rénale proliférative MRP illustre bien cette situation. Les truites fario peuvent en effet survivre dans des cours d'eau contaminés par l'agent de la MRP si leur température ne dépasse pas 15°C. Si par contre elle se maintient au-dessus de cette valeur pendant deux à quatre semaines, la maladie cause une mortalité importante chez les truites.

La plupart des effets observés ne sont *pas spécifiques* et ne donnent en général pas d'indication sur leur cause. L'induction de la vitellogénine dans les poissons mâles constitue à côté de la MRP l'une des rares exceptions à cette règle. En effet, cette protéine vitelline est un biomarqueur spécifique de l'exposition à des perturbateurs endocriniens.

*Au niveau régional*, le degré d'implication des différents facteurs peut être défini de manière plus concrète: un travail de synthèse intégrative basé sur l'analyse WofE, le modèle de réseau de probabilités et l'analyse statistique des données a ainsi montré que la *mauvaise structure de l'habitat* et le *colmatage* jouaient un rôle négatif prépondérant dans les domaines d'étude (Emme, Venoge, Necker et Liechtensteiner Binnenkanal). La MRP, le manque de connectivité des habitats et la pollution chimique se sont également avérés être des causes potentielles. Ils peuvent être à l'origine d'une réduction considérable des populations et des captures, en particulier s'ils se trouvent combinés à une forte intensité de la pêche.

L'analyse chimique des eaux et les études menées sur la santé des poissons, la reproduction, les captures et les populations n'ont jusqu'à présent pu livrer qu'une description très approximative du rôle joué par les *polluants chimiques* dans le déclin piscicole. Des dysfonctionnements ont été observés chez les poissons en aval du point de rejet des effluents de certaines stations d'épuration ainsi que dans des zones caractérisées par des pollutions diffuses (grandes zones urbaines par exemple) ou par une activité agricole importante. Mais comme des effets similaires ont également été constatés dans des sites jugés non pollués (même si leur fréquence et leur intensité étaient généralement moindres) et que de nombreuses études manquaient de sites de références dignes de ce nom, il est difficile de se prononcer sur le degré d'implication de la pollution chimique. Celle-ci joue certainement un rôle au niveau local et régional où elle peut avoir contribué avec d'autres facteurs à une baisse des effectifs et à une dégradation de l'état de santé des poissons.

Le travail sur les hypothèses de Fischnetz a d'autre part permis de mettre en évidence de grandes différences locales et régionales au niveau des effets de la *gestion*

*piscicole* et de la pression exercée par les *oiseaux piscivores* (cormoran, harle bièvre). L'évaluation du rôle d'autres facteurs tels que le colmatage du fond du lit n'a pu être menée à bien suite à l'insuffisance des données les concernant. Certains autres encore, comme les crues avec charriage, n'ont réellement varié que dans certaines régions ou sur certains sites et ne peuvent donc pas être mis en relation avec le déclin de la pêche observé partout en Suisse.

Les *variations saisonnières* des facteurs de déclin jouent un rôle important et doivent être prises en compte lors de l'interprétation des résultats. Ainsi, les anomalies histologiques observées au niveau des organes des truites du Moyen-Pays étaient en général plus prononcées ou plus répandues à l'automne qu'au printemps. De plus, la prédation aviaire se déplace à l'exemple du harle bièvre qui sévit principalement dans le lac de Biemme en été et dans le cours inférieur de la Suze au début de l'hiver.

## 6. Mesures recommandées

### 6.1 Mesures d'amélioration de la qualité des eaux et des rendements de la pêche

En plus des actions visant à lutter de manière spécifique contre les différents facteurs, il est possible d'adopter un certain nombre de mesures susceptibles d'apporter une amélioration générale de l'état des populations, des rapports de la pêche et de la qualité des eaux. Ce dernier chapitre présente des interventions permettant de façon globale d'éliminer ou de limiter les effets des facteurs de stress et se rapportant aux causes définies comme prioritaires par Fischnetz (qualité morphologique insuffisante des eaux, qualité de l'eau, gestion piscicole, MRP). Son intention est également de montrer les effets positifs de ces actions, non seulement sur les facteurs initialement visés, mais aussi sur d'autres paramètres écologiques et autres caractéristiques de l'écosystème. Dans certains cas, il n'a pas été possible de définir de mesures correctrices adéquates soit parce qu'elles correspondraient à une perturbation injustifiée de l'équilibre écologique (prédation aviaire), soit parce qu'il n'existe pas encore de remède connu au problème posé (la MRP ne peut être traitée actuellement) et il conviendra donc d'adopter des mesures préventives.

Seul un nombre très restreint de mesures convient à toutes les situations. Dans la plupart des cas, les actions doivent être décidées en fonction des conditions locales. Il importe donc d'élaborer et de mettre en œuvre des stratégies localement adaptées et prévoyant un suivi visant à contrôler l'efficacité des mesures engagées.

Les mesures proposées sont plus ou moins efficaces et interviennent à différents niveaux. Les mesures à la source des problèmes sont particulièrement efficaces mais aussi particulièrement difficiles à mettre en œuvre. Elles sont généralement de longue haleine, en particulier si elles impliquent un amendement des lois ou l'interdiction de certaines substances. De manière générale, toutes les actions visant à favoriser la prise de conscience des problèmes d'environnement par les groupes de population concernés sont bénéfiques dans la mesure où elles permettent de s'assurer de leur soutien lors de la mise en œuvre des mesures nécessaires. Les mesures visant à combattre les symptômes, ou mesures „end-of-pipe“, produisent souvent une amélioration rapide de la situation mais leur succès reste limité tant que les causes véritables ne sont pas identifiées et éliminées. Elles peuvent permettre de gérer une situation critique en attendant que les mesures de fond soient appliquées ou qu'elles commencent à être efficaces.

#### 6.1.1 Amélioration de la qualité des habitats

► Rétablir et maintenir la *continuité longitudinale et latérale des cours d'eau* constitue la mesure à appliquer prioritairement dans les cours d'eau à fort potentiel (d'après le Système modulaire gradué, niveau R). Il s'agit de cours d'eau jugés presque naturels au vu de la composition de leur faune piscicole mais présentant des déficits au niveau de la connectivité des habitats. Dans les cours d'eau réputés pour leur richesse faunistique, comme par exemple les émissaires de lac, on peut en général se dispenser de relever la composition de l'ichtyofaune. En rétablissant le continuum fluvial, on cherche à favoriser l'extension géographique des populations de poissons qui peuvent alors occuper tout le domaine vital qui leur est nécessaire. Le rétablissement de la connectivité permet de réouvrir l'accès aux aires de protection, de reproduction, de repos et/ou de retrait, de rétablir la libre migration des poissons et de favoriser la diversité génétique des populations. Cette mesure permet d'autre part d'assurer le charriage des matériaux de fond et de lutter contre le creusement érosif du lit. Interlocuteurs: cantons, communes, OFEFP, OFEG.

► Au *deuxième rang* des priorités, Fischnetz recommande d'*augmenter la diversité structurelle* des cours d'eau déjà bien connectés. L'objectif est de créer une grande variété d'habitats de qualité pour répondre aux diverses exigences écologiques des différentes espèces de poissons aux différents stades de leur vie. Il serait idéal d'obtenir une bonne alternance de zones à faible et à fort courant et de maintenir ou d'introduire dans les cours d'eau du bois mort et d'autres abris potentiels. Interlocuteurs: cantons, communes OFEFP, OFEG.

► Fischnetz recommande d'autre part une *restauration des zones riveraines* en tant qu'éléments structurants. Cette mesure a aussi une influence positive sur l'abondance de nourriture pour les poissons. Une zone riveraine bien structurée permet de limiter les apports de sédiments fins et surtout de polluants en provenance des terres agricoles (pesticides, lisier, etc.). La végétation riveraine fournit de l'ombrage aux cours d'eau et/ou à leurs berges et prévient ainsi un réchauffement supplémentaire de l'eau par le rayonnement solaire. Interlocuteurs: cantons, communes, OFEFP, OFEG, agriculteurs, riverains.

► Il serait enfin souhaitable d'*améliorer le régime d'écoulement* de nombreux cours d'eau. Cette mesure a pour but d'améliorer le charriage des matériaux solides et la rétention de l'eau de même que de contrecarrer les effets négatifs des centrales hydroélectriques (débits résiduels insuffisants, effets d'éclusées, chasses de barrages). Ces objectifs peuvent être atteints par une gestion optimisée des prises et restitutions d'eau, une adaptation des possibilités de



réention, une réduction de l'imperméabilisation des surfaces et une revitalisation des secteurs de cours d'eau souvent exposés aux crues hivernales. Interlocuteurs: cantons, communes, agriculteurs, exploitants de centrales hydroélectriques.

### 6.1.2 Amélioration de la qualité de l'eau

Le but de cette série de mesures est d'assurer une qualité des eaux de surface qui ne constitue pas une menace directe pour la vie des poissons et autres organismes aquatiques et qui ne porte pas atteinte à leur état de santé général à moyen ou à long terme.

Fischnetz recommande la mise en œuvre des mesures suivantes:

- ▶ Il convient en priorité de définir des *standards de qualité* pour toutes les substances susceptibles de nuire à l'écosystème et aux poissons et de les respecter. Le rejet de substances dans les cours d'eau à des concentrations jugées dangereuses est à éviter (principe de prévoyance). Interlocuteurs: autorités fédérales suisses.

- ▶ Meilleure surveillance (évaluation des risques) et application conséquente de la Loi sur la protection des eaux dans les régions agricoles dans lesquelles les champs occupent plus de 10% des surfaces, pour limiter les *rejets de pesticides et autres polluants* d'origine agricole. Une augmentation de la surface consacrée à l'agriculture biologique doit être atteinte. La réimplantation des zones riveraines et la vérification du bon fonctionnement des systèmes de drainage et, si besoin est, leur optimisation permettent de limiter les ruissellements et donc les apports indésirables dans les cours d'eau, de limiter les pics de pollution et d'accroître les possibilités de rétention d'eau. Optimisés, les systèmes de drainage permettent également de maintenir un débit plus important dans les rivières pendant les périodes de sécheresse. Il convient par ailleurs de veiller à la mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles (comme une élimination conforme des résidus). Interlocuteurs: autorités fédérales, cantonales et locales, associations d'épuration des eaux, associations d'agriculteurs, lycées et écoles agricoles.

- ▶ *Remplacement des substances difficilement dégradables* par des équivalents totalement biodégradables, tout particulièrement pour les composés utilisés en grande quantité dans les produits de ménage tels que les lessives et les détergents ou dans les produits cosmétiques. Interlocuteurs: Fabricant et revendeurs de ces produits, consommateurs.

- ▶ *Optimisation et éventuellement rénovation des stations de traitement des eaux polluées problématiques* et limitation des effets des déversements d'eaux pluviales sur les cours d'eau récepteurs (augmentation de l'âge des boues, élimination des pics de concentrations, réduction de la concentration de composés azotés toxiques). Interlocuteurs: exploitants de STEP, associations de STEP, cantons.

### 6.1.3 Optimisation de la gestion piscicole

- ▶ *MRP*: Il faut absolument éviter de déverser des poissons issus de cours d'eau contaminés par la MRP dans des eaux sans MRP ou à l'état de contamination inconnu. L'extension de la MRP doit être contrôlée régulièrement. Le but de cette mesure est d'éviter une extension plus importante de la maladie. Interlocuteurs: cantons, Office vétérinaire fédéral.

- ▶ Les *alevinages* destinés à soutenir les populations doivent s'inscrire dans le cadre de planifications générales et ne doivent être effectués qu'à partir de frai issu de géniteurs du même bassin versant que le milieu récepteur. Avant tout alevinage, il convient de s'assurer que la population de juvéniles est insuffisante dans le cours d'eau concerné. L'objectif est d'éviter toute perturbation inutile des jeunes poissons assurant le renouvellement naturel des populations sauvages par des poissons lâchés. Interlocuteurs: cantons, organisations de pêche.

- ▶ Adaptation de la *pression de pêche* à la productivité spécifique du cours d'eau pêché et à l'état actuel des populations de poissons dans le sens d'une gestion durable. Interlocuteurs: cantons, organisations de pêche.

- ▶ Application des *nouvelles lignes directrices de gestion* définies par la Fédération suisse de pêche pour soutenir les populations piscicoles. Pour que les recommandations faites aient une chance d'être appliquées, il serait pertinent d'intégrer des cours correspondants dans le cursus de formation des pêcheurs. Interlocuteurs: cantons, organisations de pêche.

### 6.1.4 Amélioration du suivi

Il est recommandé de procéder à un monitoring environnemental des eaux suisses destiné à suivre l'évolution de leur qualité de manière à pouvoir engager rapidement d'éventuelles mesures correctrices.

- ▶ Fischnetz juge prioritaire d'améliorer les méthodes d'acquisition des *données concernant les captures et l'intensité de la pêche* (relevé de toutes les sorties même infructueuses pour évaluer le succès de la pêche ou la CPUE) ainsi que d'unifier et de coordonner les statistiques de pêche cantonales. Interlocuteurs: cantons, organisations de pêche, OFEFP.

- ▶ *Détermination de l'état des populations piscicoles et des poissons* (âge, taille, poids, espèce, blessures externes, déformations, MRP). Le module « Poissons » du système modulaire gradué permet d'effectuer une première estimation. Des relevés plus quantitatifs requièrent cependant un supplément de prélèvements méthodologiquement fiables. Il est conseillé de procéder à un suivi à long terme de l'état des populations d'une sélection de tronçons de référence. Il est impératif d'étudier la répartition géographique des espèces et ses modifications éventuelles (en particulier celles de la zone à truites). Interlocuteurs: cantons, Confédération.

► Détermination de l'état écomorphologique des cours d'eau (conformément au niveau R du système modulaire gradué) et du degré de colmatage de leur fond. Les mesures à prendre doivent être classées par ordre de priorité. Interlocuteurs: cantons.

Fischnetz recommande par ailleurs de procéder à un *contrôle généralisé de l'efficacité* des mesures engagées:

► Contrôle de l'efficacité des mesures appliquées par recensement des données clés comme par exemple l'état du cours d'eau, la qualité de l'eau, l'état des populations piscicoles et les rendements de la pêche. Il est besoin de concepts adaptés et d'indicateurs adéquats. De tels indicateurs sont actuellement en cours de définition dans le cadre du projet Rhône/Thur et seront disponibles à partir de 2005 ([www.rhone-thur.eawag.ch](http://www.rhone-thur.eawag.ch)). Interlocuteurs: cantons.

► Relevé des caractéristiques, du déroulement et du succès d'essais de restauration de la qualité des habitats. Interlocuteurs: cantons, OFEFP, chercheurs.

## 6.2 Besoins en matière de recherche

Des recherches supplémentaires doivent encore être menées sur des questions fondamentales de biologie des poissons concernant notamment la santé, la génétique, la reproduction et l'écologie. Cette mission revient en premier lieu aux institutions de recherche. Fischnetz accorde une importance particulière aux études suivantes:

► Approfondissement des recherches sur les effets des polluants chimiques sur les poissons (*évaluation des risques*): l'évaluation du risque lié aux polluants doit dépasser le cadre des pratiques actuellement imposées (directives OCDE, normes DIN) pour faire appel à des scénarios envisageant une dégradation durable et à long terme de la santé des poissons, de la composition de la faune piscicole et de la structure des populations. Ces simulations doivent entre autre considérer les effets sur le système hormonal, immunitaire et nerveux des poissons, les dommages potentiellement entraînés par des expositions modérées, les effets de mélange et des expositions discontinues et tenir compte du manque de connaissances sur les possibilités d'extrapolation d'une espèce à une autre ou du niveau de l'individu à celui de la population et à celui de l'écosystème (voir à ce propos les hypothèses « Reproduction », « Santé », « Pollution chimique » et « Offre alimentaire »).

► Approfondissement des connaissances sur le statut sanitaire des poissons de même que sur l'étendue, la répartition et la progression dans le temps des maladies du poisson. Il est notamment nécessaire de poursuivre les recherches sur la MRP, notamment en rapport avec la mortalité, la résistance à la maladie et l'impact sur le succès reproducteur des populations de truites fario pour mieux

comprendre son rôle dans le déclin des populations piscicoles et mettre au point des mesures préventives adaptées (voir l'hypothèse « Santé »).

► Meilleure observation et étude des phénomènes liés à une exploitation par éclusées et de son impact sur les populations piscicoles.

## 6.3 Formation et perfectionnement

Il faut bien insister sur le fait que les mesures recommandées ne peuvent être correctement planifiées et mises en œuvre que si les acteurs impliqués disposent des connaissances nécessaires.

La formation de base et le perfectionnement des spécialistes doivent être optimisés en fonction des besoins qui doivent être définis au vu des cours et programmes déjà proposés. Les cours et séminaires proposés par l'OFEFP, l'EAWAG et l'Association suisse des gardes-pêche (ASGP) peuvent être intégrés à cette formation. Des cours supplémentaires doivent ensuite être mis en place en fonction des besoins. Interlocuteurs: cantons, Confédération, organisations de pêche, plate-forme de conseil sur les questions piscicoles.

Il est donc important d'assurer:

► La formation du personnel des offices fédéraux et cantonaux et des services locaux à l'utilisation des méthodes requises (par ex. mesure du colmatage, recensement des populations piscicoles et des captures, directives d'alevinage, système modulaire gradué, voir « Catalogue méthodologique » en annexe).

► La formation et l'assistance des responsables pour la mise en œuvre des mesures préconisées (par ex. application des mesures définies par la loi).

## 6.4 Perspectives

Même après achèvement du projet Fischnetz, un certain nombre de travaux de recherche doivent être menés à leur terme. Le réseau créé doit être consolidé et les résultats obtenus communiqués à qui de droit, les archives doivent être gérées et l'application des mesures accompagnée. Grâce au soutien de toutes les institutions impliquées dans le Fischnetz, deux antennes ont été créées pour remplir ces fonctions:

### a) Projet « Optimisation des rendements de la pêche et de la qualité des eaux »

Ce projet de trois ans consécutif à Fischnetz est financé par l'ensemble des cantons, la Principauté de Liechtenstein et

l'EAWAG. Sa mission est de coordonner les recherches de Fischnetz qui s'achèveront après la fin 2003 (projets partiels 00/05, 00/06, 00/21, 00/23, 00/24, 01/01, 01/02, 01/08, 01/19, 01/23, 01/30, 02/04, 02/06), d'assurer la communication des résultats au niveau national et international, de porter assistance aux cantons pour l'application des mesures préconisées et pour le contrôle de leur efficacité et d'assurer le transfert des connaissances à la plate-forme de conseil sur les questions piscicoles FIBER.

#### **b) Plate-forme de conseil sur les questions piscicoles FIBER**

L'EAWAG, l'OFEFP et la FSP ont décidé de créer et de financer en commun une plate-forme de conseil sur les questions piscicoles (Fischereiberatung = FIBER). La FIBER doit permettre de mieux répondre aux questions que se posent les pêcheurs sur les poissons et les eaux superficielles.

Grâce à ce nouveau service, les pêcheurs amateurs et professionnels, les personnes intéressées et les spécialistes de Suisse ont ainsi la possibilité d'être informés de façon claire et accessible sur les nouvelles connaissances dans leur domaine et peuvent bénéficier de conseils sur toutes les questions de gestion piscicole et d'écologie des eaux. A l'image d'une plaque tournante, la FIBER va profiter des réseaux déjà tissés pour accéder rapidement aux informations et opinions des domaines voisins du sien et des organisations ou institutions apparentées. Par un travail d'information et de relations publiques spécifiquement axé sur son public, la FIBER prend d'autre part en charge un aspect essentiel de la mission de l'EAWAG (établir des ponts entre science et pratique) et de l'OFEFP (information du public sur l'état des cours d'eau).

La direction stratégique de la FIBER a été attribuée à un comité stratégique comptant respectivement un représentant de l'EAWAG, de l'OFEFP, de la FSP et de l'ASGP. La FIBER est bénéficiaire du financement conjoint de l'EAWAG, de l'OFEFP et de la FSP.

Les missions et attributions respectives des nouveaux services et autres institutions impliquées dans les domaines de l'ichtyologie, de la biologie et de la protection des eaux seront définies après la clôture du projet Fischnetz.

## 7. Annexes

### 7.1 Abréviations, glossaire

#### 7.1.1 Liste des abréviations

0+-, 1+-, etc. Un poisson 0+ est un poisson qui se trouve dans sa première année, un poisson 1+ dans sa deuxième année, etc. La date butoir pour la définition de l'âge est le 1er janvier.

AG	Canton d'Argovie
AI	Canton d'Appenzell-Rhodes intérieures
AR	Canton d'Appenzell Rhodes extérieures
ASGP	Association suisse des gardes-pêche
BE	Canton de Berne
BL	Canton de Bâle-Campagne
BS	Canton de Bâle-Ville
CE	Concentration effectrice
Chap.	Chapitre
CL	Concentration létale
cm	centimètre
CPUE	Captures par unité d'effort
Cu	cuivre
CV	Coefficient de variation
DEC	Décharge
DEET	N,N-diéthyle-m-toluamide
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
dipl.	diplômé
E1	Estrone (œstrone)
E2	Estradiol (œstradiol)
E3	Estriol (œstriol)
EAWAG/IFAPEE	Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux
EDTA	Acide Ethylène-diamine-tétra-acétique
EE2	Ethinylestradiol synthétique
EH	Equivalent habitant
eidg.	eidgenössisch
ELISA	Enzyme-linked immunosorbent assay
ELS	Early life stage
EP	Echantillon ponctuel
EQS	Environmental Quality Standard
EROD	Ethoxyrésorufine-O-Dééthylase
et al.	et alii (et autres)
etc.	et cetera
FFSP	Fédération fribourgeoise des sociétés de pêche
FI	Fischereiinspektorat / Inspectorat de la pêche IP
FIBER	Fischereiberatung / Plate-forme de conseil sur les questions piscicoles

Fig.	Figure
FIWI	Centre pour le diagnostic des poissons est des animaux sauvages, Université de Berne
FJV	Fischerei- und Jagdverwaltung / Service de la chasse et de la pêche
FN	Fischnetz
FNS	Fonds national suisse
FR	Canton de Fribourg
FSP	Fédération suisse de pêche
g	Gramme
GE	Canton de Genève
GL	Canton de Glaris
GR	Canton des Grisons
ha	Hectare
IHC	Immunohistochimie
Ind./ha	Individus par hectare
IP	Inspection de la pêche
ISM	Institut suisse de météorologie (aujourd'hui MétéoSchweiz AG)
JU	Canton du Jura
kg	Kilogramme
km	Kilomètre
LBK	Liechtensteiner Binnenkanal
LI	Principauté de Liechtenstein
LOEC	Lowest effect concentration
LU	Canton de Lucerne
m	Mètre
m <sup>2</sup>	Mètre carré
mg	Milligramme
mm	Millimètre
MRP	Maladie rénale proliférative
MS	Matières en suspension
µg/kg	Microgramme par kilogramme
µg/l	Microgramme par litre
NADUF	Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer /surveillance qualitative des cours d'eau suisses
NAO	North atlantic oscillation
NE	Canton de Neuchâtel
ng	Nanogramme
NO <sub>2</sub> -N	Azote sous forme de nitrites
NO <sub>3</sub> -N	Azote sous forme de nitrates
NP	Nonylphénol
NP1EO/NP2EO	Monoéthoxylate / diéthoxylate de nonylphénol

NW	Canton de Nidwald
O2/l	Teneur en oxygène par litre
OCDE	Organisation pour la coopération et le développement économique
Oeaux	Ordonnance sur la protection des eaux
OFEFP	Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage
OFEG	Office fédéral des eaux et de la géologie
OPED	Office de la protection des eaux et de la gestion des déchets du canton de Berne
OVF	Office vétérinaire fédéral
OW	Canton d'Obwald
PBT	Persistant, bioaccumulatif, toxique (substances persistantes, bioaccumulables et toxiques)
PCB	Polychlorobiphényles
PD	Pollution diffuse
PFOS	Perfluorooctane sulfonate
pH	Nombre caractérisant l'acidité ou la basicité d'une solution
PKD	Proliférative kidney disease
PNEC	Predicted no effect concentration / Concentration sans effets prévisibles
PNUUE	Programme des Nations unies pour l'environnement
PO4-P	Phosphore sous forme de phosphates
PP	Projet partiel
Q182	Débit (Q) d'un cours d'eau atteint ou dépassé 182 jours par an
Q347	Débit (Q) d'un cours d'eau atteint ou dépassé 347 jours par an
RS	Recueil systématique du droit fédéral
SG	Canton de Saint-Gall
SH	Canton de Schaffhouse
SHGN	Service hydrologique et géologique national
SHV	Septicémie hémorragique virale (pathologie virale des truites)
SF	Sédiments fins
SIG	Système d'information géographique
SO	Canton de Soleure
SSIC	Société suisse des industries chimiques
STEP	Station de traitement des eaux polluées
SZ	Canton de Schwyz
t	Tonnes
Tab.	Tableau
TG	Canton de Thurgovie
TI	Canton du Tessin
UA	Unité d'alevins
UE	Union européenne

UIOM	Usine d'incinération des ordures ménagères
UR	Canton d'Uri
USP	Union suisse des paysans
UV	Ultraviolet
VD	Canton de Vaud
vPvB	very persistent, very bioaccumulating (substances très persistantes et très bioaccumulables)
VS	Canton du Valais
VTG	Vitellogénine
WofE	Weight of evidence
ZG	Canton de Zoug
ZH	Canton de Zurich

## 7.1.2 Glossaire

### A

**Abondance** Nombre d'individus par unité de surface (densité de population).

**Adulte (poisson -)** Poisson ayant atteint la maturité sexuelle

**Amélioration foncière** Rassemblement des propriétés dans les zones rurales.

**Analyse en composantes principales** Technique statistique permettant de réduire un système complexe de corrélations en un plus petit nombre de dimensions. Son but est d'identifier les variables qui contribuent le plus à la variance.

**Analyse multivariée** Analyse statistique d'un paramètre en fonction de plusieurs variables.

**Analyse univariée** Analyse statistique d'un paramètre en fonction d'une seule variable.

### B

**Boîtes d'éclosion** „Boîtes de Vibert“ par exemple: boîtes en plastique perforé emplies de graviers, renfermant des œufs fécondés et placées dans le lit de graviers pour réaliser des tests d'exposition. Le taux de mortalité peut être déterminé et les alevins survivants peuvent quitter la boîte d'éclosion par de petites fentes aménagées à cet effet.

**Boîtes de Vibert** Voir « Boîtes d'éclosion »

**Busage** Mise sous tuyau d'une partie de cours d'eau

### C

**Capacité d'adaptation** Capacité d'adaptation (physiologique ou génétique) des poissons à des conditions variables du milieu

**Captures de géniteurs** capture de poissons en mesure de frayer pour obtenir des œufs et de la laitance.

**Captures par unité d'effort (CPUE)** La CPUE correspond au nombre de poissons pêchés lors d'un effort de pêche standardisé. Il peut s'agir du nombre de captures par heure ou par sortie fructueuse ou encore par sortie de pêche, qu'elle soit fructueuse ou non. La CPUE donne une information sur la densité des populations de poissons et permet donc de mieux réguler l'intensité de la pêche.

**Charge de fond** Part de la concentration d'une substance dans l'environnement due à des processus naturels.

**Cluster** groupe

**Coefficient de variation (CV)** Grandeur statistique permettant d'évaluer la variabilité d'un paramètre. Généralement appliqué dans les cours d'eau à la largeur et à la profondeur du lit mouillé évaluées à partir de profil transversaux.

**Colmatage** Consolidation du fond des rivières par accumulation de sédiments fins dans les pores du lit de graviers.

**Concentration effectrice CE<sub>50</sub>** La CE<sub>50</sub> correspond à la concentration d'une substance qui produit un effet dans 50% des cas.

**Concentration létale CL<sub>50</sub>** La CL<sub>50</sub> correspond à la concentration d'une substance qui provoque la mort de 50% des organismes qui lui sont exposés.

**Connectivité longitudinale** Connexion des habitats et régions d'un cours d'eau dans le sens de sa longueur, tant vers l'amont que vers l'aval. Une bonne connectivité longitudinale implique un transport de matériaux charriés et d'énergie vers l'aval et permet un déplacement des animaux dans le sens du courant ou dans le sens inverse. La connexion des rivières principales avec leurs affluents en fait également partie.

**Cyprinidés** Famille des Cyprinidae (carpes).

## D

**Débit résiduel** Débit restant dans un tronçon court-circuité après dérivation de la majeure partie de son écoulement.

**Degrés-jours** Quantité de chaleur nécessaire au développement d'un organisme. La durée physiologique est exprimée en degrés-jours. Le développement d'un œuf de truite fario de la fécondation à l'éclosion prend 420 degrés-jours, c'est à dire qu'il lui faut 84 jours à une température de 5°C.

**Déversoir d'orage** Dans les réseaux d'assainissement unitaires, les stations d'épuration ne sont parfois pas en mesure d'accueillir toutes les eaux usées pluviales produites lors de fortes pluies. Une partie de ces eaux est alors soit stockée dans des bassins de retenue soit directement rejetée dans le milieu naturel par le biais des déversoirs d'orage.

**Domaine interstitiel** Espace formé par les vides présents dans le lit de graviers.

## E

**Eaux de laverie de charbon** Effluent produit lors de la préparation du charbon et chargé de particules de charbon en suspension et de composants dissous.

**Eaux météoriques** Eaux issues des précipitations (pluie, neige, grêle, rosée, brouillard, givre). Elles peuvent être plus ou moins polluées.

**Echantillon composite** Mélange de tous les échantillons d'eau prélevés pendant plusieurs heures, jours ou semaines.

**Echantillons de Surber** Organismes prélevés sur une surface de 0,05 m<sup>2</sup> à l'aide d'un échantillonneur de Surber.

**Eclusées** L'effet d'éclusées se traduit par une variation subite et importante du niveau de l'eau dans un cours d'eau suite à l'exploitation en éclusées d'une centrale hydroélectrique basée sur le lâcher de grandes quantités d'eau à partir des retenues à certaines heures de la journée à forte demande en électricité et leur rétention aux heures de faible demande et donc de prix de vente plus faible.

**Effet de surcharge** Effet toxique dû à une surcharge de l'organisme lors de la métabolisation ou de l'excrétion de substances.

**Elargissement** Mesure d'aménagement des cours d'eau destinée à améliorer la qualité des habitats en élargissant le lit canalisé sur une longue distance. Un élargissement peut être réalisé sur une seule rive ou sur les deux.

**Emergence** Période pendant laquelle les alevins quittent le lit de graviers.

**Environmental quality standard (EQS)** Concentration d'une substance qui ne doit pas être dépassée dans un cours d'eau de bonne qualité chimique.

**Equivalent habitant (EH)** L'équivalent habitant correspond à la quantité moyenne de polluants et d'eaux usées produites par un habitant. La charge polluante émise par une usine ou à traiter par une station est calculée en équivalents habitants.

**Essai d'incubation** Incubation expérimentale d'œufs de poissons dans le lit de graviers.

**Essais d'effarouchement** Par la présence humaine, l'abattage de quelques oiseaux ou autres actions, on tente d'influencer les oiseaux piscivores de manière à ce qu'ils n'attaquent plus un secteur de rivière à protéger.

**Estival (0+)** Poisson âgé d'un été (par exemple une truite de l'année au mois de septembre).

**Estradiol** = Œstradiol (hormone sexuelle femelle).

**Estrogène** = Œstrogène (hormone sexuelle femelle).

**Exposition** Fait de soumettre un organisme à la présence d'une substance susceptible de le perturber. La durée et l'espacement des expositions ainsi que la concentration de la substance jouent un rôle clé.

## F

**Fécondité** Fertilité individuelle, nombre de descendants par individu.

**Frai naturel** Jeunes poissons issus de la reproduction naturelle de géniteurs sauvages et qui se sont développés dans le cours d'eau sans aide extérieure.

**Furonculose** Maladie bactérienne provoquée par *Aeromonas salmonicida* chez la truite.

## G

**Gamètes** Cellules reproductrices

## H

**Hypophyse** Glande endocrine située à la base du cerveau

**Hypothalamus** Région du cerveau constituant la partie antérieure et inférieure du diencephale et contrôlant la synthèse et la libération d'un grand nombre d'hormones.

## I

**Incubation** Développement des œufs enfouis dans le lit de graviers.

**Indice gonadosomatique, hépatosomatique ou splénosomatique** - Rapport entre le poids des gonades, du foie ou de la rate et le poids total du corps

**Intersexe** Apparition simultanée chez un même animal de caractères sexuels mâles et femelles. Ce phénomène se traduit souvent chez les poissons par l'apparition d'ovocytes dans les testicules.

**Introgression** Mouvement de gènes d'une population locale à une autre entraînant dans la seconde l'expression de caractères de la première.

## J

**Juvenile** Jeune poisson n'ayant pas encore atteint la maturité sexuelle.

## L

**Lowest observed effect concentration (LOEC)** Plus petite concentration pour laquelle un effet a été observé.

## M

**Macroinvertébrés benthiques** Invertébrés de grande taille (visibles à l'œil nu) vivant sur le fond ou dans le fond des cours d'eau.

**Macrozoobenthos** Animaux visibles à l'œil nu vivant dans et sur le fond des cours d'eau.

**Maladie rénale proliférative (MRP)** Maladie causée par *Tetracapsuloides bryosalmonae* et affectant les reins des salmonidés.

**Matières en suspension (MS)** Particules fines (>0.45 µm) non dissoutes transportées par les eaux lorsque le courant atteint une certaine vitesse.

**Métapopulation** Population constituée de plusieurs sous-populations.

**Mis sous tuyau/remis à ciel ouvert** Tronçons de cours d'eau mis sous terre ou réouvert après avoir été mis sous terre.

**Monitoring, actif et passif** Suivi basé sur des analyses régulières et méthodologiquement bien définies. Monitoring actif: Des organismes sont placés de manière artificielle dans les sites d'étude pour être ultérieurement prélevés et étudiés selon un schéma prédéfini. Monitoring passif: Les organismes utilisés sont naturellement présents sur les sites d'étude et seront ultérieurement prélevés et étudiés selon un schéma prédéfini.

**Moyenne du signal sinusoïdal** Moyenne obtenue par ajustement statistique d'une sinusoïde en fonction de mesures suivant également une fonction sinus. La moyenne sinus indique la position de l'axe de la sinusoïde.

## N

**NADUF** Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer / surveillance qualitative des cours d'eau suisses. Projet lancé en 1972 et assurant une mesure continue des paramètres physico-chimiques des cours d'eau.

**Normale** Valeur mesurée chez la plupart des individus d'un groupe étudié.

**Norme de rejet** Concentration à atteindre dans les effluents de STEP.

**North atlantic oscillation (NAO)** Oscillation Nord-Atlantique: indication des conditions de pression qui règnent sur l'Atlantique Nord et qui influent sur notre climat.

**Nourriture d'origine aérienne** Insectes ne vivant pas dans l'eau ou n'y étant pas nés et s'y retrouvant fortuitement

## O

**Orthophosphate** Forme de phosphore soluble dans l'eau et servant de nutriment.

**Ovotestis** Testicules renfermant également des ovocytes.

## P

**Pêche de type put and take** Déversement de poissons de mesure pouvant être recapturés immédiatement après.

**Pêche électrique** Capture de poissons à l'aide du courant électrique. On utilise en général du courant continu. Les poissons sont assommés par le courant mais se rétablissent ensuite.

**Perfluorooctane sulfate (PFOS)** Substance à la fois lipophile et hydrophobe utilisée par exemple pour imprégner les textiles.

**Perturbateurs endocriniens** Substances naturelles ou synthétiques susceptibles d'interférer avec le métabolisme hormonal.

**Poikilotherme** Dont la température varie avec celle du milieu

**polychlorobiphényles (PCBs)** Substances toxiques, extrêmement persistantes et bioaccumulables utilisées dans de nombreux appareils électriques jusque dans les années 1970.

**Prédateurs** Ici: Poissons prédateurs et oiseaux piscivores

**Predicted no effect concentration (PNEC)** Cette concentration est calculée en divisant la concentration effectrice la plus faible par un facteur de sécurité. La PNEC est la concentration la plus élevée n'entraînant pas de dommages prévisibles dans l'environnement.

**Prévalence** Fréquence d'une maladie ou nombre d'individus atteints dans une population.

**Produits agrochimiques** Famille de produits comprenant notamment les engrais, les herbicides, les fongicides et les insecticides

**Produits biocides** Produits de lutte contre des organismes indésirables. En sont exclus les produits utilisés en agriculture ou en médecine humaine.

## Q

**Quadrats de l'atlas de distribution des oiseaux:** Information fournie par l'atlas de distribution des oiseaux sur leur distribution géographique en Suisse: La présence ou l'absence d'une espèce d'oiseau est indiquée pour chaque quadrat de 5 km de côté.

## R

**Rampe de fond** Ouvrage transversal de stabilisation du lit constitué par exemple d'enrochements ou de poutres de bois.

**Repeuplement en poissons de mesure:** Déversement de poissons ayant grandi en élevage jusqu'à ce qu'ils aient atteint la taille minimale de capture.

**Réseau séparatif** Réseau d'assainissement prévoyant l'évacuation dans des conduites séparées des eaux météoriques et des eaux usées.

**Réseau unitaire** Les eaux météoriques sont évacuées dans les mêmes canalisations que les eaux usées.

**Retenue** Tronçon de cours d'eau dont l'écoulement est fortement ralenti par la présence d'un barrage hydroélectrique et qui présente l'aspect d'un lac.

**Riffle** Zone de cours d'eau à écoulement superficiel.

## S

**Salmonidés** Famille des Salmonidae (saumons).

**Sédiments fins** Particules fines de granulométrie inférieure à 0.75 mm, à 2 mm ou à 5 mm selon les auteurs.

**Source ponctuelle de pollution** Rejet ciblé d'effluents dans un cours d'eau, souvent par une conduite d'amenée.

**Stade œillé** Stade de développement des œufs.

**Stéroïde sexuel** Hormone sexuelle.

**Stress respiratoire** Réaction de l'organisme et en particulier des organes respiratoires à une pollution accrue par une absorption d'oxygène réduite.

**Syndrome « truite noire »** Maladie mortelle affectant la truite fario et se manifestant par une coloration noire (mélanisme) et une léthargie des animaux atteints. Cette maladie a été observée pour la première fois il y a une dizaine d'années dans la Traun et plus tard dans d'autres rivières du Salzkammergut. Ce mal mystérieux sévit entre-temps également en Suisse et en Allemagne (Bavière). <http://www.fischerweb.ch/bachforellensterben.htm>

**Système d'information géographique (SIG)** Système informatique permettant d'analyser et de représenter des informations localisées géographiquement dans leurs interrelations complexes.

**Système de permis et d'affermage de lots** Certains cantons délivrent leurs autorisations de pêche sous forme de permis, d'autres sous la forme de lots affermés, certains autres enfin utilisent les deux systèmes. Dans le système de permis, les pêcheurs achètent un permis et sont autorisés à pêcher dans tous les cours d'eau à permis (souvent dans tout le canton). Dans le système d'affermage, une association de fermiers loue un secteur de cours d'eau qui ne peut alors être pêché que par ses membres.

**Système modulaire gradué** Système modulaire permettant l'évaluation de la qualité des cours d'eau suisses.

## T

**Test levure** Test in vitro de biologie moléculaire indiquant la présence d'une activité œstrogénique par une réaction colorée.

**Tournis** Maladie causée par *Myxosoma cerebralis* chez les poissons.

**Traceur ou tracer** Composés modèles utilisés par exemple pour déterminer le temps de séjour de l'eau dans une STEP ou la part d'effluents dans le cours d'eau récepteur.

## U

**Unité d'alevins (UA)** Pour pouvoir comparer les repeuplements du stade d'alevin à celui de poisson d'un an, le nombre de poissons déversés est exprimé en unités d'alevins (UA). Ce chiffre tient compte de la mortalité des alevins jusqu'à l'âge de déversement: 1 alevin = 1 UA, 1 pré-estival = 5 EUA, 1 estival = 10 UA, 1 poisson plus âgé = 20 UA.

## V

**Valeur seuil** Concentration d'une substance ne devant en aucun cas être dépassée.

**VALIMAR** Etude menée en Allemagne entre 1995 et 1999 et portant sur la réponse de biomarqueurs de truites fario dans deux cours d'eau de degrés de pollution différents.

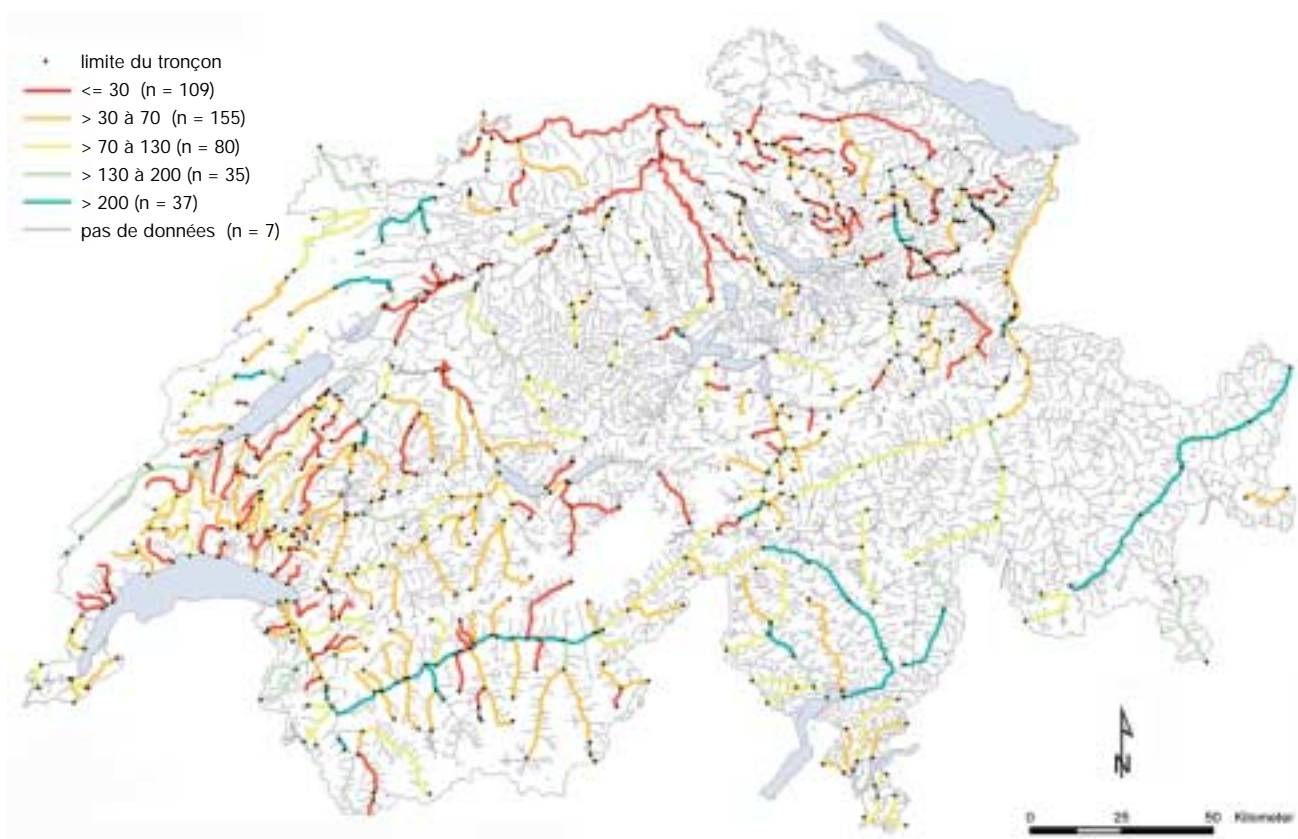
**Vitellogénine (VTG)** Protéine vitelline ne se trouvant normalement que chez les poissons femelles. Sa présence chez les poissons mâles est interprétée comme un signe de la présence de substances à effets endocriniens dans le milieu.

## Z

**Zoobenthos** Animaux vivant sur ou dans le fond des lacs et des cours d'eau.

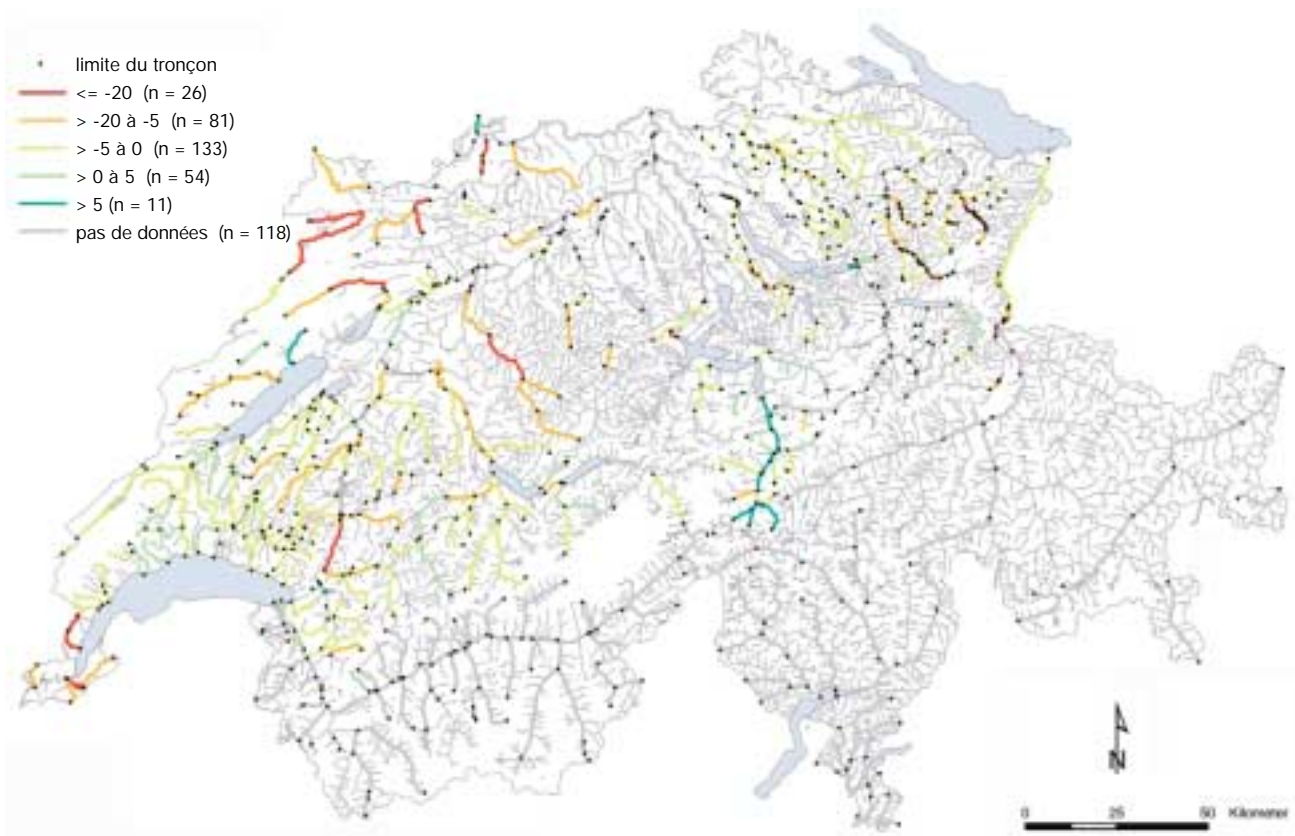
## 7.2 Représentation graphique des captures et des populations de truites

Données cartographiques: Vektor200©Office fédéral de la topographie (DV002233)



**A1: Prises récentes de truites en Suisse** (n = 416 tronçons de pêche) représentées par les captures moyennes par km de linéaire [nombre de truites par km et par an] en 2000 et 2001; la limite des différents tronçons de pêche est indiquée par des points noirs (représentation graphique OFEFP).

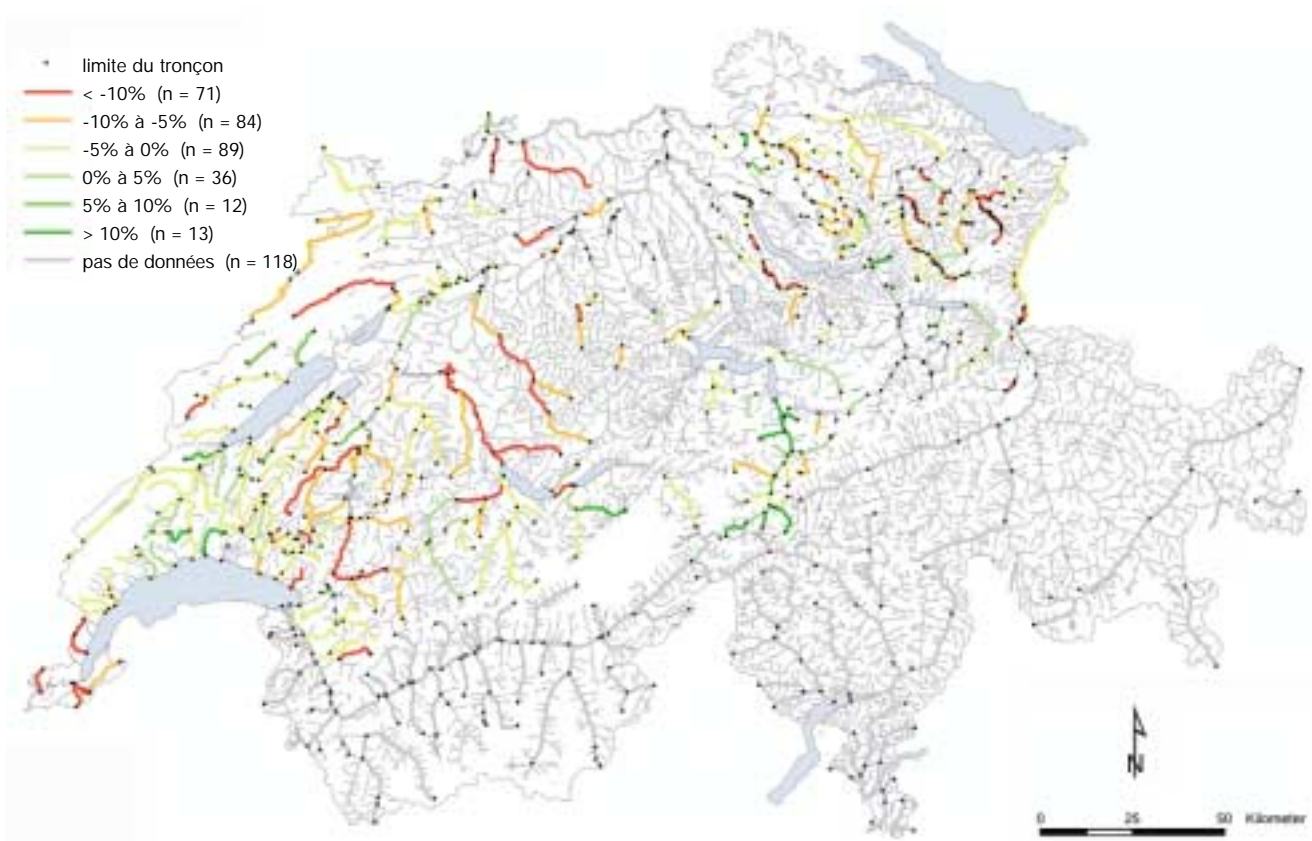




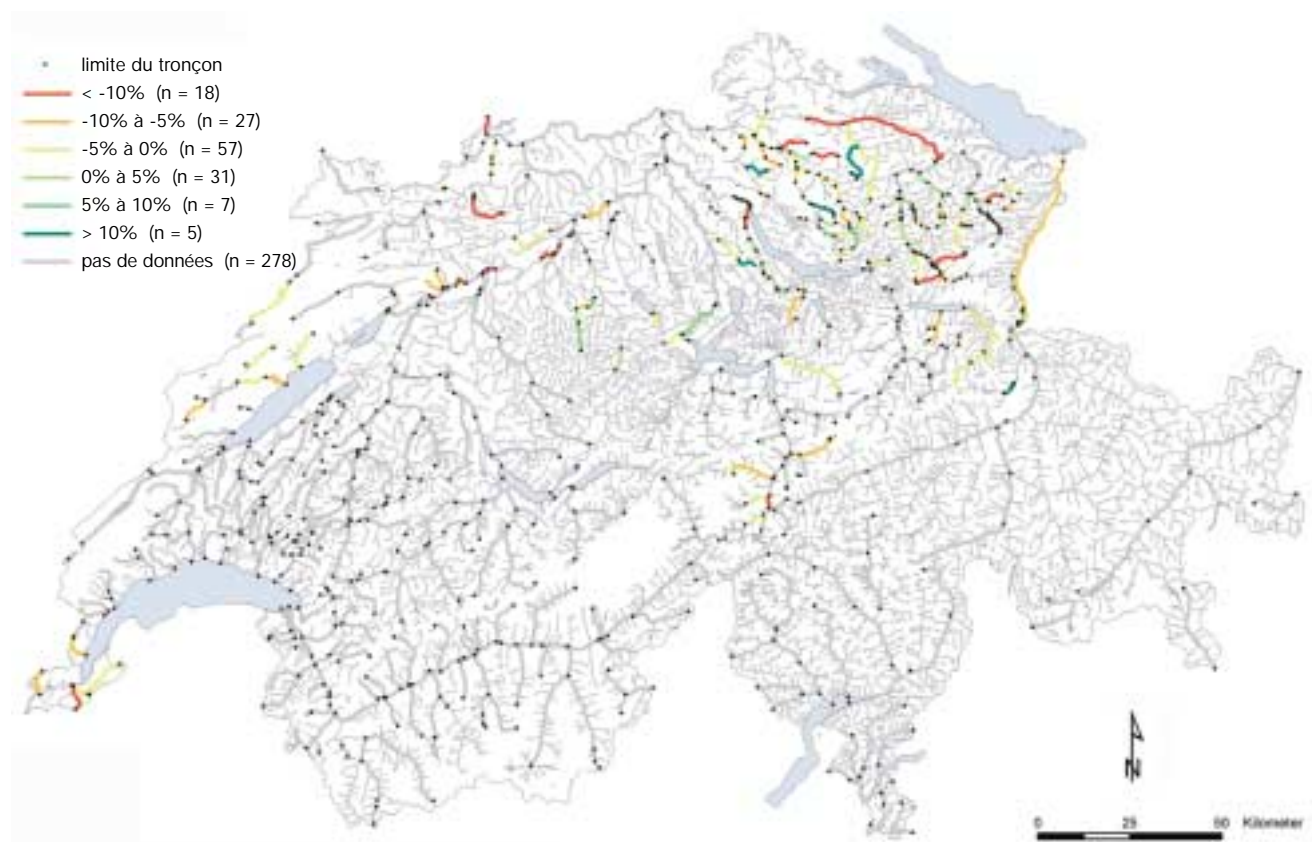
**A2: Evolution du nombre annuel de prises de truites par kilomètre de linéaire en Suisse entre 1990 et 1999** (n = 305 tronçons de pêche). La carte présente l'importance des variations indiquée par la pente de la régression linéaire des captures [nombre de truites par km et par an] entre 1990 et 1999. L'évolution est indiquée à partir de 5 classes en fonction de l'importance des variations, les couleurs vertes correspondant à une évolution positive (représentation graphique OFEFP).



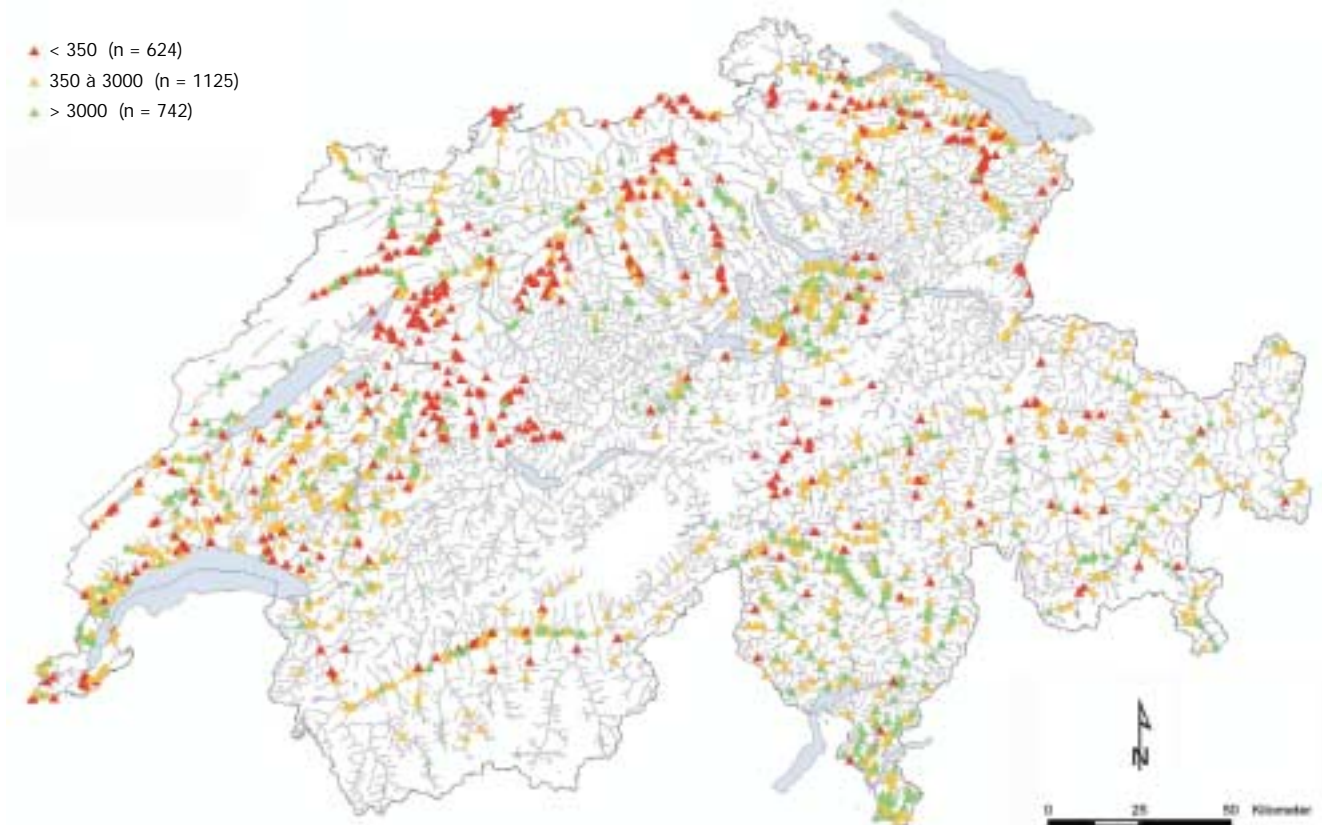
**A3: Evolution du nombre annuel de prises de truites par kilomètre de linéaire en Suisse entre 1980 et 1989** (n = 145 tronçons de pêche). La carte présente l'importance des variations indiquée par la pente de la régression linéaire des captures [nombre de truites par km et par an] entre 1980 et 1989. L'évolution est indiquée à partir de 5 classes en fonction de l'importance des variations, les couleurs vertes correspondant à une évolution positive (Représentation graphique OFEFP).



**A4: Pourcentage annuel de variation des prises de truites en Suisse entre 1990 et 1999** par rapport au niveau de prises de la même décennie (n = 305 tronçons de pêche). L'évolution [en % par an] est indiquée à partir de 6 classes en fonction de l'importance des variations, les couleurs vertes correspondant à une évolution positive (représentation graphique OFEFP).



**A5: Pourcentage annuel de variation des prises de truites en Suisse entre 1980 et 1989** par rapport au niveau de prises de la même décennie (n = 145 tronçons de pêche). L'évolution [en % par an] est indiquée à partir de 6 classes en fonction de l'importance des variations, les couleurs vertes correspondant à une évolution positive (représentation graphique OFEFP).



**A6: Densité des peuplements de truite fario estimée à partir de pêches électriques effectuées entre 1991 et 2001.** Les chiffres correspondent au nombre de truites par hectare (total de tous les tronçons pêchés, n = 2491 stations de mesure; source: Centre Suisse de Cartographie de la Faune et OFEFP, Section Pêche).

### 7.3 Cycle vital de la truite fario - Exigences écologiques des différents stades de développement

Les exigences écologiques des truites fario changent au cours de leur cycle vital. Elles occupent différents compartiments de leur habitat en fonction de leur stade de développement. Pour pouvoir accomplir leur cycle vital, elles sont tributaires de la présence, de l'accessibilité et de la viabilité de ces divers habitats. Pour que les populations puissent se développer convenablement, il faut que les exigences habitationnelles de tous les stades de développement puissent être satisfaites.

#### Migration de reproduction

Pendant la période de reproduction qui s'étend d'octobre à décembre, les truites fario adultes remontent le courant pour frayer dans les habitats appropriés rencontrés dans les affluents ou en moindre proportion dans la partie supérieure de la rivière principale [2]. Chez les salmonidés, la période de frai s'amorce quand les jours atteignent une certaine durée. L'activité migratoire est d'autre part influencée par la température de l'eau, sa teneur en oxygène et sa turbidité.

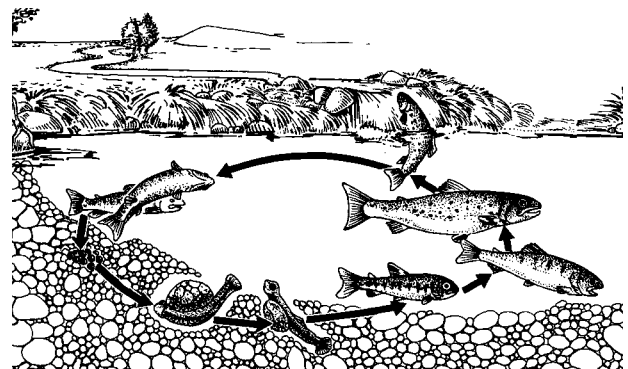
Alors que la distribution naturelle d'une espèce piscicole donnée est limitée par la présence d'obstacles naturels à la migration, les obstacles artificiels occasionnent souvent des atteintes non négligeables de la biologie et de l'écologie des poissons. Le manque de connectivité entre les habitats au sein des cours d'eau principaux et entre les chenaux principaux et les affluents peut représenter à long terme un problème considérable pour le maintien des populations.

#### Lieux de reproduction

Une bonne aire de reproduction se distingue par un certain nombre de facteurs comme une grande diversité structurale, une bonne qualité de l'eau et une température optimale. La présence de refuges joue un rôle particulièrement important entre l'arrivée sur l'aire de

reproduction et la ponte. Baran et al. [3] ont d'autre part bien montré l'importance de la diversité hydrodynamique du milieu. Les densités de frayères les plus élevées ont été observées dans les riffles et les glides. La densité de poissons dans les zones plus profondes était plus forte lorsque les modalités d'écoulement étaient hétérogènes, que le milieu présentait différents types de mésohabitats et que des riffles se situaient à proximité.

Avant la ponte, les femelles de truite fario creusent une frayère dans le substrat. Sa profondeur dépend de la taille de la femelle et, d'après la littérature [4], elle est en moyenne de 15 cm. Selon les auteurs, la granulométrie du substrat la mieux adaptée aux frayères est de 6 à 76 mm [5] ou de 8 à 128 mm [6].



**Fig. 7.3.1: Cycle vital schématique de la truite fario (adapté de Bloesch [1]).**

Les hauteurs de lame d'eau et les vitesses d'écoulement observées au niveau des frayères étaient respectivement comprises entre 6 et 82 cm et entre env. 11 et 80 cm/s [6]. On considère qu'un domaine de température de 1 à 13°C est optimal pour la fraye [7, 8].

#### Incubation et émergence

Le bon développement des embryons dans le lit de graviers est fortement influencé par certains paramètres physico-chimiques (température de l'eau, degré d'oxygénation, pH), par les contraintes d'ordre mécanique exercées sur le substrat de ponte (crués) et par la sédimentation du fond.

L'accumulation de sédiments fins dans le substrat limite l'écoulement de l'eau au sein du domaine interstitiel et donc son oxygénation et son épuration par évacuation des résidus métaboliques. Le développement embryonnaire s'en trouve perturbé. Turpenny [9] relate que le succès d'éclosion et la taille des larves dépendent étroitement de la perméabilité du substrat et de la teneur en oxygène dissous. Des effets sublétaux tels qu'un retardement de l'éclosion, une réduction de la taille des larves et une baisse du taux d'utilisation du sac vitellin ont également été observés par Massa et al. [10] suite à une perturbation temporaire ou permanente de l'approvisionnement en oxygène.

#### Emergence

L'éclosion des larves se produit en mars ou avril selon la température. Les alevins fraîchement éclos demeurent tout d'abord dans le lit de graviers jusqu'à une résorption avancée du sac vitellin. Ils émergent ensuite du lit et commencent à s'alimenter. L'ensablement du fond peut compromettre l'émergence en colmatant le domaine interstitiel.

#### Alevins

Une fois le développement au sein du lit de graviers et l'émergence accomplis avec succès, l'alevin à la recherche de nourriture commence à adopter un comportement territorial. Le potentiel d'agression et la taille des territoires dépendent de divers facteurs tels que l'intensité lumineuse, la vitesse du courant, la température et la nourriture disponible. L'hétérogénéité structurelle du lit de la rivière favorise un isolement visuel des poissons et modère les comportements agressifs [11, 12]. Les truites fario fraîchement émergées ont besoin d'un substrat de granulométrie comprise entre celle d'un petit pois et celle d'une noix.

#### Juveniles, subadultes et adultes

Plus les poissons grandissent, plus le territoire dont ils ont besoin s'étend. L'offre en caches et refuges devient alors un facteur limitant. Les poissons en sont en effet tributaires pour leur repos et leur sécurité étant donné qu'ils procurent un isolement visuel, une protection contre le courant et un certain ombrage [13].

Les truitelles occupent préférentiellement les cours d'eau à fort courant, bien structurés et restant froids l'été. Les vitesses d'écoulement qu'elles affectionnent sont de l'ordre de 20 cm/s [14].

Au début de leur vie dans le ruisseau, les jeunes poissons sont très liés au substrat dont une texture hétérogène et une faible part de sédiments fins sont considérées comme optimales. Baran et al. [3] ont constaté que les truitelles occupaient de préférence les riffles et les glides alors que les adultes privilégiaient les zones profondes. Cette ségrégation spatiale est interprétée comme une stratégie de limitation de la concurrence intraspécifique [15].

Les juvéniles ont une assez grande tolérance thermique (0–27°C) mais les températures supérieures à 20°C s'avèrent néfastes. Frost et Brown [16] ont constaté que les truites s'alimentaient nettement moins en dessous et au-dessus d'un domaine de température de 10 à 19°C. L'optimum de croissance des truites fario juvéniles est atteint à une température de 12°C.

La température de l'eau a un effet direct sur le taux de croissance des poissons et conditionne les besoins en oxygène des poissons de même qu'elle influe sur le taux d'oxygénation de l'eau. D'après la littérature, le domaine de température optimal est compris entre 4 et 19°C [7]. Si l'eau est plus froide, les poissons cessent de s'alimenter

et stoppent leur croissance, si elle est plus chaude ils sont exposés à un stress grandissant.

Le début de la maturité sexuelle est fixé par des paramètres relevant de la dynamique des populations. On admet en général que les mâles atteignent cette maturité à l'âge de deux ans, les femelles devant attendre trois ans.

#### Références bibliographiques

- [1] Bloesch J (1997) *Revitalisierung der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees*. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35: 9–28.
- [2] Bagliniere JL & Maisse G (2002) *The biology of brown trout, Salmo trutta L., in the Scorff River, Brittany: a synthesis of studies from 1972 to 1997*. Productions Animales 15: 319–31.
- [3] Baran P, Delacoste M & Lascaux JM (1997) *Variability of mesohabitat used by brown trout populations in the French central Pyrenees*. Transactions of the American Fisheries Society 126: 747–57.
- [4] Crisp D & Carling P (1989) *Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds*. Journal of Fish Biology 34: 119–34.
- [5] Bottom DL, Howell PJ & Rodgers JD (1985) *The effects of stream alterations on salmon and trout habitat in Oregon*. Oregon Department of Fish and Wildlife, Portland. pp. 69.
- [6] Armstrong JD, Kemp PS, Kennedy GJA, Ladle M & Milner NJ (2003) *Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams*. Fisheries Research 62: 143–70.
- [7] Elliott JM (1981) *Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts*. In: Stress and fish. Pickering AD (ed), Academic Press, London. pp. 209–45.
- [8] Bjornn TC & Reiser DW (1991) *Habitat requirements of salmonids in streams*. In: Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. Meehan WR (ed), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 83–138.
- [9] Turpenny A & Williams R (1980) *Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system*. Journal of Fish Biology 17: 681–93.
- [10] Massa F (2000) *Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryo-larvaire de la truite commune (Salmo trutta): Etude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées*. Institut national agronomique, Université Paris Grignon, Paris. pp. 174.
- [11] Kalleberg H (1958) *Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (Salmo salar L. and S. trutta L.)*. Institute of Freshwater Research, Drottningholm.
- [12] Imre I, Grant JWA & Keeley ER (2002) *The effect of visual isolation on territory size and population density of juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 303–09.
- [13] Bovee KD (1982) *A guide to stream habitat analysis using the in-stream flow incremental methodology*. Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington DC. pp. 248.
- [14] Maki-Petays A, Muotka T & Huusko A (1999) *Densities of juvenile brown trout (Salmo trutta) in two subarctic rivers: assessing the predictive capability of habitat preference indices*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 56: 1420–27.
- [15] Bachman RA (1984) *Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream*. Transactions of the American Fisheries Society 113: 1–32.
- [16] Frost WE & Brown ME (1967) *The Trout*. Collins, London. pp. 286.

## 7.4 Catalogue méthodologique

Hypothèse	Paramètre	Méthode	Référence
Reproduction	Vitellogénine (VTG)		[1, 2, 3]
Reproduction	Test ELS ("early life stage", stade embryo-larvaire)	<i>Monitoring actif</i> Boîtes de Bollig Paniers de Veco Boîtes canadiennes flottantes Boîtes de Vibert Incubateurs de surface <i>Monitoring passif</i>	[4] [5] [6] [7] [8] [9] [10]
Reproduction	Ovotestis		[11, 12]
Recrutement	Effectifs, biomasse Densité de 0+	Pêche électrique	[13]
Recrutement	Evaluation des populations	Microfish	[14]
Santé	MRP	Histopathologie	[15]
Santé	EROD	Test enzymatique fluorométrique	[16]
Santé	Histologie	Histologie	[17]
Santé	Indice de condition de Fulton	Poids·100/longueur <sup>3</sup>	[18]
Santé	Indices gonadosomatique et hépatosomatique	Poids de l'organe·100 /poids frais	[4]
Pollution chimique	Paramètres généraux	Système modulaire gradué, Module chimie	[19]
Pollution chimique	Perturbateurs endocriniens	Test levure (YES)	[20, 21]
Pollution chimique	Ecotoxicologie	Système modulaire gradué	[22]
Habitat	Ecomorphologie	Système modulaire gradué, module écomorphologie, niveau R	[23–27]
Sédiments fins	Colmatage interne	Observation	[28]
Offre alimentaire	Productivité potentielle	Méthode d'évaluation du potentiel ichtyologique	[29]
Gestion piscicole	Empoisonnements	Directives FSP Publication sur l'empoisonnement de Holzer	[30] [31]
Température de l'eau	Température	Transformation de Fourier	[32]

### Références bibliographiques

- [1] Specker JL & Anderson TR (1994) *Developing an ELISA for a model protein – vitellogenin*. In: Biochemistry and molecular biology of fishes. Hochachka PW & Mommsen TP (eds), Elsevier Science, Amsterdam. pp. 567–87.
- [2] Sherry J, Gamble A, Fielden M, Hodson P, Burnison B & Solomon K (1999) *An ELISA for brown trout (Salmo trutta) vitellogenin and its use in bioassays for environmental estrogens*. The Science of the Total Environment 225: 13–31.
- [3] Fenske M, van Aerie R, Brack S, Tyler CR & Segner H (2001) *Development and validation of a homologous zebrafish (Danio rerio Hamilton-Buchanan) vitellogenin enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) and its application for studies on estrogenic chemicals*. Comparative Biochemistry and Physiology 129: 217–32.
- [4] Bernet D (in Vorbereitung) *Effektstudie*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern.
- [5] Escher M (1999) *Einfluss von Abwassereinleitungen von Kläranlagen auf Fischbestände und Bachforelleneier*. BUWAL. Mitteilungen zur Fischerei. Vol. 61, Bern. pp. 201.
- [6] Guthruf-Seiler J & Guthruf-Seiler K (2000) *Aktives Monitoring mit Fischeiern*. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Bern. pp. 27.
- [7] Schmidt-Posthaus H, Bernet D, Wahli T & Burkhardt-Holm P (in Vorbereitung) *Effects of waste and river water on hatching success and embryo viability of brown trout (Salmo trutta)*.
- [8] Vibert R (1949) *Du repeuplement en truites et saumons par enfouissement de boîtes d'alevinage garnies d'oeufs dans les graviers*. Bulletin français pisciculture 153: 125–50.
- [9] Greenberg LA (1992) *Field survival of brown trout eggs in a perforated incubation container*. North American Journal of Fisheries Management 12: 833–35.
- [10] Rubin J-F (1995) *Estimating the success of natural spawning of salmonids in streams*. Journal of Fish Biology 46: 603–22.
- [11] Faller P, Kobler B, Peter A, Sumpter JP & Burkhardt-Holm P (2003) *Stress status of gudgeon (Gobio gobio) from rivers in Switzerland with and without input of sewage treatment plant effluent*. Environmental Toxicology and Chemistry 22: 2063–72.
- [12] Bernet D, Wahli T & Segner H (2003) *Ovotestis in Rotaugen (Rutilus rutilus) schweizerischer Gewässer*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Bern. pp. 18.
- [13] De Lury DB (1947) *On the estimation of biological populations*. Biometrics 3: 145–66.
- [14] Van Deventer JS & Platts WB (1986). *Microfish 3.0 Software package*. American Fisheries Society, Computer Users Section, Seattle, WA.

- [15] Clifton-Hadley RS, Bucke D & Richards RH (1987) *A study of the sequential clinical and pathological changes during proliferative kidney disease in rainbow trout, Salmo gairdneri Richardson*. Journal of Fish Diseases 10: 335–52.
- [16] Burke MD & Mayer RT (1974) *Ethoxyresorufin: direct fluorometric assay of microsomal O-dealkylation which is preferentially inducible by 3-methylcholanthrene*. Drug Metabolism and Disposition 2: 583–88.
- [17] Bernet D, Schmidt H, Meier W, Burkhardt-Holm P & Wahli T (1999) *Histopathology in fish: Proposal for a method to assess aquatic pollution*. Journal of Fish Diseases 22: 25–34.
- [18] Bagenal TB (1978) *Methods for the assessment of fish production in fresh waters*. Blackwell Scientific publications, Oxford, London. pp. 365.
- [19] BUWAL (2003) *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. Modul Chemie. Chemisch-physikalische Erhebungen. Stufen F & S. Entwurf*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 43.
- [20] Routledge EJ & Sumpter JP (1996) *Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen*. Environmental Toxicology and Chemistry 15: 241–48.
- [21] Rutishauser BV, Pesonen M, Escher BI, Ackermann GE, Aerni H-R, Suter MJ-F & Eggen RIL (in press) *Comparative analysis of estrogenic activity in sewage treatment plant effluents involving three in vitro assays and chemical analysis of steroids*. Environmental Science and Technology.
- [22] Schweigert N, Eggen RIL, Escher B, Burkhardt-Holm P & Behra R (2002) *Ecotoxicological assessment of surface waters: A modular approach integrating in vitro methods*. ALTEX 19: 30–36.
- [23] BUWAL (1998) *Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend)*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 43.
- [24] Bisson PA, Nielsen JL, Palmason RA & Grove LE (1981) *A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilisation by salmonids during low streamflow. Acquisition and utilisation of aquatic habitat inventory information*. Proceedings of a Symposium held 28–30 October 1981, Portland, Oregon. pp. 62–73.
- [25] Fehr R (1987) *Einfache Bestimmung der Korngrößenverteilung von Geschiebematerial mit Hilfe der Linienzahlanalyse*. Schweizer Ingenieur und Architekt 38: 1104–09.
- [26] *Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fliessgewässern* (1995).
- [27] Schager E & Peter A (2001) *Bachforellensommerlinge Phase I*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 315.
- [28] Schälchli Abegg + Hunzinger (2002) *Innere Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 19.
- [29] Vuille T (1997) *Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern*. Fischereinspektorat des Kantons Bern, Bern. pp. 31.
- [30] Schweizerischer Fischereiverband (2003). *Richtlinie des Schweizerischen Fischerei-Verbandes (SFV) zur fischereilichen Bewirtschaftung der Fliessgewässer*. Schweizerischer Fischerei-Verband. pp. 13.
- [31] Holzer G, Peter A, Renz H & Staub E (2003) *Fischereiliche Bewirtschaftung heute – vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 95.
- [32] Güttinger H (1980) *Die Anwendung einer Fourier-Transformation zum Ausgleich von Saisonschwankungen bei der physikalisch-chemischen Charakterisierung von Fliessgewässern*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 42: 309–21.

## 7.5 Liste des projets partiels et de contact

N° PP	Projet Partiel	Responsable	Institution	Superviseur
99/01	Auftreten der proliferativen Nierenerkrankung bei Bachforellen	Thomas Wahli Matthias Escher	FIWI, Universität Bern Aqua-Sana	PH
99/02	Einfluss verschiedener Gewässeranteile der Langeten	Heike Schmidt-Posthaus	FIWI, Universität Bern	Oc
99/03	Pathologische Effekte von geklärtem Abwasser der ARA Lyss auf Bachforellen	Dani Bernet	FIWI, Universität Bern	PH
99/04	Bewertung der Wasserqualität der Emme	Thomas Wahli	FIWI, Universität Bern	Oc
99/05	Schwermetallspezifische Zellveränderungen	Patricia Holm	FIWI, Universität Bern IKAÖ	PH
99/06	Hautveränderungen durch beeinträchtigte Wasserqualität	Patricia Holm	FIWI, Universität Bern IKAÖ	PH
99/07	Wirkung von ARA- und Langetenwasser auf Hautkulturen	Patricia Holm	FIWI, Universität Bern IKAÖ	PH
99/08	Nonylphenol in seiner Wirkung auf Hautkulturen der Forelle	Patricia Holm	FIWI, Universität Bern IKAÖ	PH
99/10	Vorhandensein von Vitellogenin und histologischen Leberveränderungen in männlichen Bachforellen	Erich Staub Patricia Holm Thomas Wahli	BUWAL, Sektion Fischerei IKAÖ FIWI, Universität Bern	PH
99/11	Gonadenveränderungen (Ovotestis) in männlichen Bachforellen	Erich Staub Patricia Holm Thomas Wahli	BUWAL, Sektion Fischerei IKAÖ FIWI, Universität Bern	PH
99/12	Schwebstofftoxizität in der Langete	Ueli Ochsenbein Martin Sägesser	GSA Kt. BE	Oc
99/13	Chemische Analyse von Schwebstoffextrakten	Stefan Schürch Martin Sägesser	ARS, Universität Bern GSA Kt. BE	Oc

N° PP	Projet partiel	Responsable	Institution	Superviseur
99/15	COMmunity Programme of Research on Environmental Hormones and ENdocrine Disruptors COMPREHEND	Marc Suter Armin Peter	EAWAG	WG, AP
99/16	Biomonitoring in Fließgewässern des Kantons Bern	Ueli Ochsenbein Martin Säggerer	GSA Kt. BE	Oc
99/17	Gesundheitszustand der Fische im Rheintal: Untersuchungen 1999	Michael Eugster Roland Riederer	Amt für Umweltschutz Kt. SG Jagd- und Fischereiverwaltung Kt. SG	Stb
99/18	Ökotoxikologische Untersuchungen von gereinigtem Klärwasser in Bezug auf hormonell aktive Substanzen an den Beispielen ARA Surental und ARA Rontal	Pius Stadelmann Robert Lovas Dani Dietrich	Amt für Umweltschutz Kt. LU Universität Konstanz	AP
99/19	Abklärung des Einflusses von Kläranlagen-Einleitungen auf Fischbestände	Erich Staub Matthias Escher	BUWAL, Sektion Fischerei Aqua-Sana	Stb
99/20	Hormonaktive Stoffe im Abwasser (HORSA)	Walter Giger Margaret Schlumpf Peter Schmid	EAWAG Institut für Pharmakologie, Universität Zürich EMPA	WG
99/22	Quantifizierung des Rückgangs der Anglerfänge in der Schweiz	Claudia Friedl	BUWAL, Sektion Fischerei	Stb
99/24	Erfassung des anthropogenen Stoffwechsels im Einzugsgebiet ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen (SEA)	Anton Candinas Jean-Daniel Berset Thomas Kupper Georges Chassot	Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft, FAL	Oc
99/25	Langzeitwirkung von Nonylphenol auf Regenbogenforellen	Gaby Ackermann	EAWAG	Gü, Stb
99/26	Entwicklung von In-vitro-Testsystemen mit Fischzelllinien	Karl Fent	Fachhochschule beider Basel, Institut für Umwelttechnik, Muttenz	
99/31	Von Anglern und Kormoranen entnommene Fischbiomasse im Testgebiet Reuss	Erich Staub	BUWAL, Sektion Fischerei	Stb
99/32	Analyse d'organochlorés dans les poissons et les loutres	Joseph Tarradellas Luiz F. de Alencastro	EPFL	
99/33	Analyse de substances à effets endocriniens dans l'environnement aquatique	Joseph Tarradellas Luiz F. de Alencastro Kirstin Becker van Slooten	EPFL	
99/35	Nachweis des Bachforellentrückganges durch quantitative Abfischungen in der Wigger	Josef Muggli Armin Peter	Fischerei- und Jagdverwaltung Kt. LU EAWAG	AP
99/36	Östrogensensitive Reaktion in Bachforellen im Bereich der Kläranlagen Eschenbach/Inwil (LU) und Mittleres Teufental (AG)	Pius Stadelmann Robert Lovas Minder	Amt für Umweltschutz Kt. LU Sektion Jagd und Fischerei Kt. AG	PH
99/37	Einfluss der Kläranlageneinleitungen der ARA Rain und Hochdorf auf die Fischbestände und die Entwicklung von Forelleneiern in der Ron	Pius Stadelmann Robert Lovas	Amt für Umweltschutz Kt. LU Jagd- und Fischereiverwaltung Kt. LU	AP, Stb
99/38	Pestizide in Oberflächengewässern	Stephan Müller	EAWAG	PH, Oc
99/39	Quantifizierung der Pharmakaeinträge in den Greifensee	Stephan Müller	EAWAG	PH
00/01	Detaillauswertung Fangstatistik	Erich Staub	BUWAL, Sektion Fischerei	Stb
00/02	Verbreitung von PKD in der Schweiz (und Auswirkung auf die Fischbestände)	Erich Staub Thomas Wahli Matthias Escher	BUWAL, Sektion Fischerei FIWI, Universität Bern Aqua-Sana	Stb, PH
00/03	Vergleich von aktuellen mit früheren quantitativen Abfischungen	Erich Staub	BUWAL, Sektion Fischerei	Stb
00/04	Umfrage zum Anglerverhalten	Erich Staub Hans-Joachim Mosler	BUWAL, Sektion Fischerei Universität Zürich	Stb

N° PP	Projet partiel	Responsable	Institution	Superviseur
00/05	Testgebiete: Fortpflanzungsschwäche von Bachforellen	Oliver Körner	EAWAG	PH
00/06	Testgebiete: Fischgesundheit	Helmut Segner	FIWI, Universität Bern	HS
00/09	Synthese « Alte Aare »	Ueli Ochsenbein	GSA Kt. BE	Oc
00/10	Synthese und Schlussbericht Fischnetz	Patricia Holm	EAWAG	PH, PL
00/11	Ovotestis bei Rotaugen	Erich Staub Thomas Wahli	BUWAL, Sektion Fischerei FIWI, Universität Bern	HS, Stb
00/12	Quantitative Erhebungen an 0+ Fischen (Sömmerlingsjagd)	Armin Peter Eva Schager	EAWAG	AP, PH
00/14	Einfluss von Hochwasser und Geschiebehalt auf den Fortpflanzungserfolg der Bachforelle (Vorstudie)	Armin Peter Matthias Escher	EAWAG Aqua-Sana	AP, Stb
00/15	Faktenpapier Besatz	Heinz Renz Erich Staub Georg Holzer	FV Fribourg BUWAL, Sektion Fischerei	Re, AP, Stb
00/16	Testgebiete (Koordination und Synthese)	Patricia Holm	EAWAG	PH, AP, Oc
00/17	Einfluss des Filterwaschwassers der KVA Niederurnen auf die Fische im Linthkanal	Patricia Holm Daniel Dietrich	EAWAG Universität Konstanz	PH
00/18	Klärung des Zusammenhangs zwischen Fischfangerträgen und Grösse der Fischpopulationen in den schweizerischen Fließgewässern	Hans-Joachim Mosler	Universität Zürich	Stb, PH
00/19	Auswirkungen der ARA Surental auf die Reproduktionsfähigkeit des Gründlings ( <i>Gobio gobio</i> )	Patricia Holm	EAWAG	PH
00/21	SEA II: Beobachtung des Stoffwechsels der Antroposphäre im Einzugsgebiet ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen	Joseph Taradellas Thomas Kupper	EPFL	WG, Oc
00/22	Untersuchungen der Äschenpopulation im Inn GR	Marco Lanfranchi Guido Ackermann	Amt für Umweltschutz Kt. GR Jagd- und Fischereinspektorat Kt. GR	PH
00/23	Einfluss struktureller Verbesserungen eines Birs-Abschnittes auf die Zusammensetzung der Fischfauna	Marin Huser	Amt für Umweltschutz und Energie	AP
00/24	Kleine Saane	Heinz Renz	FV Fribourg	Re, HS
01/01	Untersuchungen Kt. Jura	Ami Lièvre	Fédération Cantonale des pêcheurs jurassiens	Stb
01/02	Wahrscheinlichkeitsnetzwerk	Peter Reichert Mark Borsuk	EAWAG	PH
01/03	Umweltrelevante Stoffe aus Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet der Murg	Beat Baumgartner Marc Suter	Amt für Umwelt Kt. TG EAWAG	WG
01/04	Resistenz-Entwicklung von Bachforellen gegen die Krankheit PKD	Erich Staub Matthias Escher	BUWAL, Sektion Fischerei Aqua-Sana	Stb, HS
01/05	PKD-Workshop	Patricia Holm	EAWAG	PH
01/07	Untersuchung Feinsedimenteintrag in Schweizer Fließgewässern	Patricia Holm Roman Bucher	EAWAG	Bu
01/08	Einfluss und Veränderung Temperatur (Literaturrecherche)	Herbert Güttinger Renat Hari	EAWAG	Gü
01/09	Untersuchung Nährtierabundanz	Herbert Güttinger Peter Baumann	EAWAG Limnex	Gü, PH
01/10	Diplomarbeit Hydrologie	Rolf Weingartner Della Santschi	Geografisches Institut, Universität Bern	AP
01/11	Methode Kolmation	Ueli Schälchli	Schälchli, Abegg & Hunzinger	AP
01/12	Nachuntersuchung Sömmerlinge	Eva Schager	EAWAG	AP
01/14	Daten und Literaturzusammenstellung chem. Stoffgruppen (Immissionsstudie)	Walter Giger Adrian Strehler	EAWAG	WG, PH



N° PP	Projet partiel	Responsable	Institution	Superviseur
01/15	Testgebiete: Analyse Chemie	Walter Giger Paul Hartmann	EAWAG	WG, Oc
01/16	Testgebiete: Lebensraumcharakterisierung	Eva Schager	EAWAG	AP
01/19	Effektstudie	Dani Bernet	FIWI, Universität Bern	HS
01/22	PKD - Nachweis mittels PCR	Carla Schubiger	FIWI, Universität Bern	HS
01/23	Schwarze Forellen Schaffhausen/Bern	Matthias Escher Jakob Walter	Aqua-Sana Fischereiaufseher Kt. SH	PH
01/26	Emme: Qualität Oberflächen- und Grundwasser	Ueli Ochsenbein	GSA Kt. BE	Oc
01/30	NFP 50: Endocrine disruption in Switzerland: Assessment of fish exposure and effects (SAFE)	Patricia Holm	EAWAG	PH, HS, AP
01/33	Temperaturstress für Bachforellen	Rudolf Müller	EAWAG	PH, HS
01/34	Untersuchungen zur Fischbiologie und zur Fauna der wirbellosen Kleintiere in der Ron LU, ober- und unterhalb der ARA Hochdorf	Pius Stadelmann Robert Lovas	Amt für Umweltschutz Kt. LU Jagd- und Fischereiverwaltung Kt. LU	PH
02/01	Synthese Ökotox	Adrian Strehler Nathalie Chèvre	EAWAG	PH
02/02	Synthese Langete	Ueli Ochsenbein Heike Schmidt-Posthaus	GSA Kt. Bern FIWI, Universität Bern	Oc
02/03	GIS-Auswertung	Erich Staub Sabine Zeller	BUWAL, Sektion Fischerei BUWAL	Stb
02/04	PKD Lebenserwartung	A. Bolliger Matthias Escher	FV Aargau Aqua-Sana	PH
02/05	Synthese Sömmerlinge	Eva Schager	EAWAG	AP
02/06	Bedeutung verschiedener Einflussfaktoren auf Vorkommen und Ausbruch von PKD	Patricia Holm Thomas Wahli	EAWAG FIWI, Universität Bern	PH

N° PP	Projet de contact	Responsable	Institution	Superviseur
99/14	Dosage des hormones contraceptives et de prévention des troubles de la ménopause dans les eaux	Sophal Khim-Heang Claude Corvi Olivier Zali	Service du chimiste cantonal de Genève	WG
99/28	Cytotoxizität und Induktion von Cytochrom P450 in Fischzellen als Biomarker für Schadstoffbelastung	Detlev Jung	EAWAG	HS
99/29	Dem Rückgang der Bachforelle auf der Spur	Daniel Dietrich	Universität Konstanz	PH
99/30	Grossversuch zur Strukturverbesserung von Alpenheim-zuflüssen und Bächen im Alpenheintal mittels Totholz	Georg Willy Peter Rey	Büro Renat AG Büro Hydra	Stb
99/34	Métaux et micropolluants organiques dans les matières en suspension et sédiments superficiels des grands cours d'eau suisses	Jean-Philippe Houriet Janusz Dominik	BUWAL Université de Genève	
00/20	Die Äschenpopulation im Linthkanal: Untersuchungen zur Reproduktionsbiologie mit besonderer Berücksichtigung der Lebensraumnutzung der Äschenlarven	Andreas Hertig	Universität Zürich	Stb
00/26	COST-Aktion 626 « European Aquatic Modelling Network »	Armin Peter	EAWAG	AP
00/27	Abbau eines antimikrobiellen Wirkstoffes in Seen und Flüssen	Stephan Müller	EAWAG	WG
00/28	Mikroverunreinigungen in kommunalen Abwässern	Adriano Joss	EAWAG	WG
01/24	KVA Kleine Saane	Daniel Bernet Andreas Zurwerra	FIWI, Universität Bern PRONAT Conseil SA	Re
01/25	Revitalisierung Rhone - Thur	Armin Peter	EAWAG	AP
01/27	Modul-Stufen-Konzept Fische	Armin Peter Erich Staub	EAWAG BUWAL	AP, Stb

N° PP	Projet de contact	Responsable	Institution	Superviseur
01/28	Rückgang der Nasen ( <i>Chondrostoma nasus</i> ) im Kanton Freiburg	Arthur Kirchhofer	Wasser Fisch Natur	Re
01/29	Trübung und Schwall Alpenrhein	Theodor Kindle Christian Rühlé	Amt für Umweltschutz Fürstentum Liechtenstein Jagd- und Fischereiverwaltung Kt. SG	Bu
01/31	Modul-Stufen-Konzept Ökotoxikologie	Rik Eggen	EAWAG	PH
01/32	Strassen- und Dachabwasser	Ueli Ochsenbein Peter Kaufmann Markus Boller	GSA Kt. BE HTA Burgdorf EAWAG	Oc
01/35	Fischatlas	Daniel Hefti	BUWAL	PH
01/36	Ökosystem Brienersee	Markus Zeh	GSA Kt. BE	Oc
01/37	Gonadenveränderungen bei Felchen aus dem Thunersee	Matthias Escher	Aqua-Sana	Oc

**PL-Coach**

**AP** Armin Peter; **Bu** Roman Bucher; **Do** Peter Dollenmeier; **Gü** Herbert Güttinger; **HS** Helmut Segner; **KS** Karin Scheurer; **PH** Patricia Holm; **PL** ganze Projektleitung; **Oc** Ueli Ochsenbein; **Re** Heinz Renz; **Stb** Erich Staub; **WG** Walter Giger

## 7.6 Revue de presse 2000-2003

Thèmes	Date	Revue/Journal	Tirage
Forelle und « Roi du Doubs » darben	03.01.00	Berner Zeitung	134 649
Dramatischer Rückgang der Forellenfänge	05.01.00	Neue Zürcher Zeitung	166 525
Das Fischen macht nicht mehr allen Fischern Freude	11.01.00	Anzeiger aus dem Bezirk Affoltern	18 583
Bachforellen kämpfen ums Überleben	17.01.00	Zuger Presse	7 000
Drastischer Rückgang des Forellenfangs in Flüssen	17.01.00	Thuner Tagblatt	19 094
Wo sind die Bachforellen?	20.01.00	Entlebucher Anzeiger	8 311
Es gibt immer weniger Fische	26.01.00	Zofinger Tagblatt	17 024
Warum gibt es immer weniger Fische?	27.01.00	Luzerner Rundschau	63 694
Unfreiwillige « Pille » für Fische	11.02.00	Der Bund	66 055
Wo sind all die Fische geblieben?	09.03.00	Linth Zeitung	9 823
Wo sind all die Fische geblieben?	10.03.00	Zürichsee-Zeitung	41 658
Eine gemeinsame Sprache gefunden	11.03.00	Oberländisches Volksblatt	11 453
Nur die dort oben wollen es nicht wahrhaben	11.03.00	Oberländisches Volksblatt	11 453
Nur die dort oben wollen es nicht wahrhaben	11.03.00	Berner Oberländer	20 073
Viermal mehr Fisch	22.04.00	Der Bund	66 055
Maschenkontrolle beim « fischnetz »	Mai 00	Petri Heil	2 686
Ein Netz zur Rettung des Fisches	06.05.00	Zürichsee-Zeitung	19 619
Keine Entscheide auf Grund von Spekulationen	10.05.00	Tages-Anzeiger	283 139
Schweizer Fische unter Stress	10.05.00	Tages-Anzeiger	283 139
Weniger Fische im Netz	11.05.00	St. Galler Tagblatt	115 616
Forellen als Bio-Indikatoren	25.05.00	Aarauer Nachrichten	31 163
Wir haben als erste den Fischrückgang thematisiert	26.05.00	Neue Mittelland Zeitung	82 738
Forellen sind gute Bio-Indikatoren	26.05.00	Neue Mittelland Zeitung	82 738
Dem Fischrückgang auf der Spur	31.05.00	Neue Zürcher Zeitung	166 525
St. Galler Fischnetz	Juni 00	Petri Heil	2 686
Noch mehr Stress für Einheimische	22.06.00	St. Galler Tagblatt	115 616

Thèmes	Date	Revue/Journal	Tirage
Auch den Berner Fischen geht es schlecht	23.06.00	Der Bund	66 055
Exoten gefährden heimische Fische	27.07.00	Tages-Anzeiger	279 912
Es sollen wieder mehr Forellen herumschwimmen	18.08.00	St. Galler Bauer	10 939
Bäche und Flüsse für Fische ungesund	08.09.00	Rheintaler Weekend	33 000
Aufwendige Suche nach Ursachen	07.09.00	Rheintaler Boote	20 607
Den Fischen gehts an die Nieren	08.09.00	Werdenberger & Obertoggenburger	10 210
Problem geortet: Wasserqualität	14.09.00	St. Galler-Oberland Nachrichten	25 612
Es braucht Sofortmassnahmen	27.09.00	Rheintalische Volkszeitung	6 100
Wasserqualität: Es kann nicht länger gewartet werden	27.09.00	Der Rheintaler	13 042
In keinem Bächlein helle...	03. und 04.10.00	Anzeiger St. Gallen/Appenzell/ Liechtenstein	159 000
Ursachen werden untersucht	13.11.00	Langenthaler Tagblatt	5 717
CH Regenbogenforelle bedrängt einheimische Kollegin	28.11.00	Umwelt	65 000
EAWAG: Projekte zum Querdenken	Jan. 01	Geschäftsbericht 2000 ETH-Rat	3 000
Bericht für dieses Quartal versprochen	09.01.01	Der Rheintaler	13 042
Der Fisch – wie lässt er sich als Indikator für die Qualität...	Jan. 01	Gaia	2 000
Vorwort	März 01	Gas-Wasser-Abwasser	3 500
Fischer-Post für Bundespräsident	März 01	Petri Heil	11 663
Unbequemer König	März 01	Petri Heil	11 663
Das Projekt « Netzwerk Fischrückgang Schweiz »	16.03.01	Natur und Mensch	6 000
Schwere Zeiten für einheimische Fische	21.03.01	Neue Zürcher Zeitung	169 118
Wir können nicht jede offene Frage klären	22.03.01	Tages Anzeiger	279 912
Alerte, les truites deviennent steriles	08.04.01	Dimanche	80 000
Bund erforscht Fischkrankheiten in der Birs	21.04.01	Basler Zeitung	115 409
ARA Birsfelden setzt Fischen zu	21.04.01	Basellandschaftliche Zeitung	25 663
« fischnetz »: Sportfischer Umfrage	Mai 01	Petri Heil	11 663
Seuchengefahr	Mai 01	Petri Heil	11 663
Immer weniger Forellen in Schweizer Gewässern	04.05.01	Andelfinger Zeitung	5 996
Immer weniger Forellen in Schweizer Gewässern	04.05.01	Neues Bülacher Tagblatt	5 664
Die Forellen haben kranke Lebern und Nieren	04.05.01	Berner Zeitung	175 000
Immer weniger Forellen	04.05.01	Rheintalische Volkszeitung	8 606
Immer weniger Forellen	04.05.01	Walliser Bote	27 262
Immer weniger Forellen in der Schweiz	05.05.01	Appenzeller Volksfreund	5 485
Rätselkrankheit der Fische im Rheintal	05.05.01	Appenzeller Volksfreund	5 485
Immer weniger Forellen in Schweizer Gewässern	05.05. 01	Engadiner Post	8 016
Viele Fragen sind noch offen	05.05.01	Der Landbote	45 021
Trotz « Fischnetz » viele offene Fragen	05.05.01	St. Galler Tagblatt	110 463
Immer weniger Forellen in Schweizer Gewässern	05.05.01	Weinländer Zeitung	2 960
Rückgang der Forellenbestände	08.05.01	Neue Zürcher Zeitung	169 118
Viele Fragen sind noch offen	08.05.01	Weinländer Zeitung	2 960
Ära Tanner endet	Juni 01	Petri Heil	11 663
Forellentrückgang in Schweizer Gewässern	12.06.01	Wasser-Boden-Luft	6 000
Kleine Bäche sind die besten Kinderstuben	02.07.01	Jagd und Natur	9 391
Felchen im Thunersee massiv geschädigt	24.07.01	Der Bund	68 175
Ein Parasit geht den Fischen an die Nieren	27.07.01	Basler Zeitung	115 409

Thèmes	Date	Revue/Journal	Tirage
Fish and Fishing: a symbiotic relationship	Aug.01	Swiss News	12 500
Warum gibt s im Oberengadiner Inn immer wieder tote Fische?	20.09.01	Engadiner Post	8 016
Parasit geht Fischen an die Nieren	27.09.01	Neue Mittelland Zeitung	82 738
Ricerca sulle cause della moria di pesci nell Engadina alta	27.09.01	Il Grigione Italiano	3 300
Ein Parasit geht den Fischen an die Nieren	29.09.01	Neue Luzerner Zeitung	133 476
Den Fischen in Bächen und Flüssen unter die Flossen greifen	05.10.01	Umwelt	65 000
Wenig Hormone fliessen in die Murg	05.10.01	Thurgauer Zeitung	42 000
Rätselfhafte Missbildungen	14.11.01	Tages-Anzeiger	279 912
Warum es den Fischen nicht mehr wohl ist	15.11.01	Basler Zeitung	115 409
Forellen-Bewirtschaftung	Dez. 01	Petri Heil	11 663
Netzwerk Fischrückgang Schweiz	11.12.01	Anthos	3 500
Renaturierung, das Buwal-Heilmittel gegen die Proliferative Nierenkrankheit PKD?	Jan. 02	Petri Heil	11 663
Forellen und Äschen im Oberengadin	Jan. 02	Petri Heil	11 663
Fischbestand stark zurückgegangen	05.02.02	Linth Zeitung	10 272
Wenn Fische Medikamente nehmen	07.02.02	Sonntag	84 366
Mit « Fischnetz » auf Forschungstour	12.02.02	Berner Zeitung	175 000
Explosives auf dem Grund	14.02.02	WoZ	14 498
Mais pourquoi le poisson ne mord-il plus à l'hameçon?	02.03.02	Le Temps	52 432
Der Fisch ist ein Frühwarnorganismus	18.03.02	Berner Zeitung	175 000
Fisch ist ein Frühwarnorganismus	19.03.02	Thuner Tagblatt	19 097
Wenn die Natur falsch schaltet	21.03.02	Berner Zeitung	175 000
Fischkrankheiten: Verrät der Necker mehr?	28.03.02	St. Galler Tagblatt	110 463
Der Necker wird gründlich untersucht	28.03.02	Appenzeller Zeitung	17 033
Perspektiven	März 02	Petri Heil	11 663
Projekt « Fischnetz »: Die Spannung steigt	März 02	Wasser-Boden-Luft	5 600
Dem Fischrückgang auf die Spur kommen	02.04.02	Sarganserländer	10 835
FJS: Publikumswirksamer SFV-Auftritt	April 02	Petri Heil	11 663
Da soll einer die Welt verstehen...	April 02	Petri Heil	11 663
Standortbestimmung & Stossrichtung	April 02	Petri Heil	11 663
Die Kleine Saane	Mai 02	Petri Heil	11 663
Fischnetz und seine Hypothesen	Mai 02	Petri Heil	11 663
Den Kunden zum Verbündeten machen	Mai 02	Petri Heil	11 663
Kinderstube in Gefahr	Juni 02	Petri Heil	11 663
1. Basler Fischereitag	Juni 02	Petri Heil	11 663
Es reicht nicht mehr, ein Patent zu haben	Juni 02	Petri Heil	11 663
Fischnetz muss weiter bestehen!	Juli 02	Petri Heil	11 663
Herbstexkursion	27.08.02	Der Toggenburger	4 857
Umwelteinflüsse setzen den Bachforellen zu	16.09.02	Neue Zürcher Zeitung	169 623
Leser berichten	19.09.02	St. Galler Tagblatt	52 432
Dem Fischrückgang auf der Spur	Sept. 02	Umwelt	6 500
Die PKD muss Schuld sein am Forellentrückgang	Sept. 02	Petri Heil	11 663
Les poissons se font rares en Suisse. A qui la faute?	01.10.02	Le Temps	52 432
Bewirtschaften wir falsch?	Okt. 02	Petri Heil	11 663
Der stille Kampf ums Überleben	15.11.02	Sarganserländer	10 835

Thèmes	Date	Revue/Journal	Tirage
Von der Schwierigkeit, Fische zu zählen	16.11.02	Kleiner Bund	68 212
Fische in Not	Nov. 02	Hotspot	3 400
GL-Sitzung mit « Vollpackung »	Dez. 02	Petri Heil	11 663
Ehrenrettung für Regenbogenforelle	23.01.03	St. Galler-Oberland-Nachrichten	24 997
Ehrenrettung für Regenbogenforelle	30.01.03	Bodensee Nachrichten	18 583
Schaffhauser Highlights	Jan. 03	Petri Heil	11 828
Zusammenarbeit statt Konfrontation	Jan. 03	Petri Heil	11 828
Wie halten Sies mit dem Fischessen	15.02.03	Basler Magazin	250 000
Präsidentialer « Hirtenbrief »	Feb. 03	Petri Heil	11 828
Rückgang der Fischbestände « dank Pharamcocktail »	04.04.03	Zolliker Bote	7242
Was ist mit den Fischen los	17.04.03	St. Galler Tagblatt	5912
Was ist mit den Fischen los	22.04.03	St. Galler Tagblatt	5912
FKZ-Vortragsabend: Forellenschwund	April 03	Petri Heil	11 828
Die Berner Fischer bleiben am Ball	April 03	Petri Heil	11 828
Drastisch weniger Forellen	06.05.03	Solothurner Tagblatt	12000
Rückgang der Forelle bleibt rätselhaft	22.05.03	Schaffhauser Nachrichten	
Auch reden ist manchmal Gold	Mai 03	Petri Heil	11 828
Sorgen am Necker	Mai 03	Petri Heil	11 828
Bedrohte Fischwelt	05.06.03	Natürlich	79 988
Was den Bach runtergeht, kostet viel	20.06.03	Wasser-Boden-Luft	5 400
Blumen für den SFV	Juni 03	Petri Heil	11 828
Ökologie-Ordinaria und Medizin-Professoren	05.07.03	Artinside	180 000
Ökologie-Ordinaria und Medizin-Professoren	05.07.03	Basler Zeitung	109 095
VSA-Fachtagung « Regenwasserentsorgung »	08.07.03	Gas-Wasser-Abwasser	3 366
Den Forellen gehts an die Nieren	14.07.03	Der Bund	68 212
Schönheit aus der Tiefe	17.07.03	Schweizer Familie	155 724
Die Effekte sind unerwünscht	24.07.03	Tages-Anzeiger	
SFV-Strukturen – ein Auslaufmodell	Juli 03	Petri Heil	11 828
Das Netz wird enger	Juli 03	Petri Heil	11 828
Ein guter Fang	13.08.03	annabelle	100 015
Vorsicht an Flüssen und Bächen	14.08.03	Berner Oberländer	21 642
Vorsicht an Flüssen und Bächen	14.08.03	Berner Zeitung	86 429
Vorsicht an Flüssen und Bächen	14.08.03	Solothurner Tagblatt	2 350
Vorsicht an Flüssen und Bächen	14.08.03	Thuner Tagblatt	22 734
Auch Fische möchten Fairness	01.09.03	Berner Zeitung	19 300
Projekt Fischnetz	03.09.03	Appenzeller Zeitung	16 913
Das Projekt Fischnetz auf der Zielgeraden	09.09.03	Thurgauer Zeitung	42 042
Dinosaurier, das Klima und vor allem das Wasser	26.09.03	Schaffhauser Nachrichten	
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	Appenzeller Zeitung	16 872
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	Der Rheintaler	12 968
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	Der Toggenburger	5 041
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	Ostschweizer Tagblatt	9 020
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	St. Galler Tagblatt	5 912
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	Tagblatt Ausgabe für den Kt. Thurgau	14 746

Thèmes	Date	Revue/Journal	Tirage
Mehr zum Projekt « Fischnetz »	22.10.03	Wiler Zeitung	15 859
Fische und sauberes Wasser	29.10.03	St. Galler Tagblatt	30 043
Heinz Renz – Experte und Brückenbauer	Okt. 03	Petri Heil	11 828
Schweiz. Fischereiverband	Okt. 03	Petri Heil	11 828
Des heissen Sommers lange Schatten	Okt. 03	Petri Heil	11 828
Damit den Berner Fischern die Fische nicht ausgehen	Okt. 03	Petri Heil	11 828
Wieso immer weniger Fische	01.11.03	St. Galler Tagblatt	110 502
Lebewesen faszinieren mich	03.11.03	Basellandschaftliche Zeitung	24 535
SFV-Präsident Wider: « Auf gehts! »	Dez. 03	Petri Heil	11 828

## 7.7 Publications de Fischnetz

Sont mentionnés les articles issus des projets partiels de Fischnetz ainsi que d'autres publications importantes pour Fischnetz.

- Ackermann G (2001) *Assessment of environmental compounds with estrogenic activity in juvenile rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) and in rainbow trout gonad cell line RTG-2*. Dissertation No. 13 968, ETH Zürich, Zürich. pp. 145.
- Ahel M, Giger W, Molnar E & Ibric S (2000) *Determination of nonylphenol ethoxylates and their lipophilic metabolites in sewage effluents by normal-phase high-performance liquid chromatography and fluorescence detection*. *Croatia Chimica Acta* 73: 209–27.
- Ahel M, Molnar E, Ibric S & Giger W (2000) *Estrogenic metabolites of alkylphenol polyethoxylates in secondary sewage effluents and rivers*. *Water Science and Technology* 42: 15–22.
- Aqua-Sana (2001) *Bericht über Versuchsphase 1 betreffend Abklärungen zur Immunitätsbildung bei Bachforellen gegenüber der Krankheit PKD*. Aqua-Sana, Ulmiz. pp. 9.
- Aqua-Sana (2001) *Berichte über chemisch-analytische Untersuchungen und Bestimmung der Östrogenizität an der Ron (ober- und unterhalb der Kläranlagen Rain und Hochdorf)*. Anhang zum Bericht: Fischbiologische Untersuchungen in der Ron. Im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Luzern. pp. 52.
- Aqua-Sana (2001) *Fischereibiologische Untersuchungen im Bereich der ARA Eschenbach-Inwil*. Aqua-Sana, Ulmiz. pp. 27.
- Aqua-Sana (2001) *Fischereibiologische Untersuchungen in der Ron (ober- und unterhalb der Kläranlagen Rain und Hochdorf)*. Bericht mit Anhang. Im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Luzern. pp. 23.
- Aqua-Sana (2001) *Synthesebericht über die chemischen und biologischen Untersuchungen in den Vorflutern der ARA Mittleres Wynental (AG) und der ARA Eschenbach-Inwil (LU)*. Aqua-Sana, Ulmiz. pp. 16.
- Aqua-Sana (2001) *Übersicht über des Schwarzforellensyndrom in den Kantonen BE, SH, TG und ZH und Projektentwurf*. Aqua-Sana, Ulmiz. pp. 14.
- Aqua-Sana (2002) *Bericht über Versuchsphase 2 zur PKD-Immunitätsbildung bei Bachforellen: Altersklasse Sömmerlinge und Jährlinge*. Aqua-Sana, Ulmiz. pp. 11.
- Aqua-Sana (2002) *Zwischenbericht « Projekt Schwarze Forellen »*. Aqua-Sana, Ulmiz. pp. 7.
- ARGE Trübung Alpenrhein (2001) *Trübung und Schwall Alpenrhein*. Kurzfassung Synthesebericht. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Fachgruppe Gewässer- und Fischökologie, Zürich, Innsbruck und Wien. pp. 47.
- Bachmann HJ, Berset JD, Candinas T, Chassot GM, Herren D & Kupper T (1999) *Beobachtung des Stoffwechsels der Atmosphäre im Einzugsgebiet ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen (SEA)*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau und Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft IUL, Bern. pp. 172.
- Bassi L, Baumann U, Eugster M, Hunziker HR, Keller T, Kindle T, Riederer R, Rüdiger T, Rühlé C & Zwicker E (2001) *Gesundheitszustand der Fische im Rheintal – Untersuchungen 1997 bis 2000*. Synthesebericht. Arbeitsgruppe Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, St. Gallen. pp. 131.
- Baudepartement des Kantons Aargau (2000) *Chemische und fischereibiologische Untersuchungen im Bereich der ARA Mittleres Wynental in Teufenthal*. Abteilung Umweltschutz, Aarau. pp. 5.
- Baumann P (2002) *Die Entwicklung des Fischnährtier-Bestandes in schweizerischen Fließgewässern zwischen 1980 und 2000*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 39.
- Becker A, Rey P & Willi G (2002) *Grossversuch Totholz*. Schlussbericht Untersuchungen 1999–2001. Internationale Regierungskommission Alpenrhein – Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Konstanz. pp. 134.
- Benguerel-dit Perroud R (1998) *Bachforellen im Langzeitmonitoring: Einfluss beeinträchtigter Wasserqualität auf die Ultrastruktur der Epidermis*. Diplomarbeit. Zoologisches Institut, Universität Bern, Bern. pp.57.
- Bernet D, Schmidt H, Meier W, Burkhardt-Holm P & Wahli T (1999) *Histopathology in fish: Proposal for a method to assess aquatic pollution*. *Journal of Fish Diseases* 22: 25–34.
- Bernet D & Holm P (2000) *Äschensterben im Inn (Kanton Graubünden)*. Situationsanalyse. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern & EAWAG, Dübendorf. pp. 27.
- Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2000) *Effects of waste water on fish health: An integrated approach to biomarker responses in brown trout (Salmo trutta L.)*. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 8: 143–51.
- Bernet D (2000) *Einfluss von Kläranlagen auf den Gesundheitszustand von Bachforellen*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 23.
- Bernet D & Wahli T (2000) *Ovotestis bei Rotaugen (Rutilus rutilus) in schweizerischen Gewässern*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 7.
- Bernet D (2000) *Problemfaktoren für die Alte Aare und ihren Fischbestand – Synthesebericht zum Workshop in Lyss vom 9./10. Mai*

2000. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 32.
- Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2001) *Auswirkung von geklärtem Abwasser auf infektiöse Krankheiten bei der Bachforelle (Salmo trutta L.)*. Fischökologie 12: 1–16.
- Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2001) *Effluent from a sewage treatment works causes changes in serum chemistry of brown trout (Salmo trutta L.)*. Ecotoxicology and Environmental Safety 48: 140–47.
- Bernet D & Wahli T (2001) *Gesundheitszustand der Bachforellen in der Saane*. Bericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 12.
- Bernet D & Wahli T (2002) *Expositionsversuch von Bachforellenbrütlingen im Emmewasser und Grundwasser in der Brutanlage Burgdorf*. Schlussbericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern & Amt für Gewässer- und Bodenschutzlabor Kt. Bern. pp. 22.
- Bernet D (2003) *Biomonitoring in Fließgewässern des Kantons Bern*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 83.
- Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2003) *Histological alterations in skin, gill, liver and kidney of brown trout induced by effluents of a sewage treatment work*. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery.
- Bernet D, Wahli T & Segner H (2003) *Ovotestis in Rotaugen (Rutilus rutilus) schweizerischer Gewässer. Bericht II*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 9.
- Bernet D, Wahli T & Segner H (2003) *Ovotestis in Rotaugen (Rutilus rutilus) schweizerischer Gewässer*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 18.
- Bernet D, Schmidt H, Wahli T & Burkhardt-Holm P (2004) *Evaluation of two monitoring approaches to assess effects of waste water disposal on histological alterations in fish*. Hydrobiologia: accepted.
- Bernet D (in Vorbereitung) *Effektstudie*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern.
- Borsuk ME, Reichert P & Burkhardt-Holm P (2002) *A Bayesian network for investigating the decline in fish catch in Switzerland*. In: Integrated assessment and decision support. Proceedings of the 1<sup>st</sup> biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society. Rizzoli AE & Jakeman AJ (eds), Lugano, Switzerland. pp. 108–13.
- Borsuk ME, Reichert P & Holm P (2002) *Ein Wahrscheinlichkeitsnetzwerk zur Unterstützung der Ursachensuche für den Fischfangrückgang in schweizerischen Fließgewässern*. In: EAWAG Jahresbericht 2002. EAWAG, Dübendorf. pp. 58–59.
- Brüschweiler BJ, Würgler FE & Fent K (1996) *Inhibition of cytochrome P4501A by organotins in fish hepatoma cells Plhc-1*. Environmental Toxicology and Chemistry 15: 728–35.
- Brüschweiler BJ, Würgler FE & Fent K (1995) *Cytotoxicity in vitro of organotin compounds to fish hepatoma cells PLHC-1 (Poeciliopsis lucida)*. Aquatic Toxicol. 32: 143–60.
- Bucheli TD, Müller SR, Vögelin A & Schwarzenbach RP (1998) *Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-Mecoprob in roof runoff waters: Potential Contamination of groundwater and surface waters*. Environmental Science and Technology 32: 3465–71.
- Bucheli TD, Müller SR, Heberle S & Schwarzenbach RP (1998) *Occurrence and behaviour of pesticides in rainwater, roof runoff and artificial stormwater infiltration*. Environmental Science and Technology 32: 3457–64.
- Bucheli TD, Müller SR, Vögelin A, Gerecke A & Schwarzenbach RP (1998) *Pestizideinsatz im Materialschutz – eine Gefahr für Grund- und Oberflächengewässer?* In: EAWAG Jahresbericht 1998. EAWAG, Dübendorf. pp. 27–28.
- Bucher R (2002) *Feinsedimente in schweizerischen Fließgewässern – Einfluss auf Fischbestände*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 76.
- Bucher R (2002) *Kinderstube in Gefahr*. Petri Heil 6: 52–55.
- Bundi U, Peter A, Frutiger A, Hütte M, Liechti P & Sieber U (2000) *Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland*. Hydrobiologia 422/423: 477–87.
- Burkhardt-Holm P (1997) *Gesucht: Indikatoren für die Qualität von Fließgewässern. Ein Beispiel zur Schaffung von Synergien zwischen Forschung und Lehre*. GAIA 6: 311–15.
- Burkhardt-Holm P, Escher M & Meier W (1997) *Waste water management plant effluents cause cellular alterations in the skin of brown trout Salmo trutta*. Journal of Fish Biology 50: 744–58.
- Burkhardt-Holm P, Bernet D & Hogstrand C (1999) *Increase of metallothionein-positive chloride cells in the gills of brown trout and rainbow trout after exposure to sewage treatment plant effluents*. Histochemical Journal 31: 339–46.
- Burkhardt-Holm P & Wahli T (1999) *Liver of several male brown trout caught in Swiss rivers express vitellogenin and show histological alterations*. International Conference on Environmental Endocrine Disrupting Chemicals, Monte Verità, Ascona (CH). EAWAG, ETH, Dow Chemicals.
- Burkhardt-Holm P, Ochsenbein A, Pugovkin D & Wahli T (1999) *Untersuchung männlicher Bachforellen auf das Vorhandensein von Vitellogenin (östrogensensitive Reaktion) sowie von histologischen Veränderungen der Leber, Teil A: Vitellogenin-Untersuchung*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 34.
- Burkhardt-Holm P, Ochsenbein A, Pugovkin D & Wahli T (1999) *Untersuchung männlicher Bachforellen auf das Vorhandensein von Vitellogenin (östrogensensitive Reaktion) sowie von histologischen Veränderungen der Leber, Teil B: Untersuchung von histologischen Veränderungen in der Leber*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 13.
- Burkhardt-Holm P (2000) *Der Fischfangrückgang in den schweizerischen Fließgewässern: Auslöser des Projektes « Fischnetz » und Konsequenzen für die Forschung*. In: Jubiläumsschrift 100 Jahre Sportfischer-Verein, Bern. pp. 109–13.
- Burkhardt-Holm P & Bloesch J (2000) *Fish as bioindicators for pollutants in the river Danube: An approach*. 33. Conference, Int. Association for Danube research, Osijek, Croatia. Faculty for Education, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek and Croatian Ecological Society. pp. 375–82.
- Burkhardt-Holm P & Studer C (2000) *Hormonaktive Stoffe im Abwasser. Sind Fische und andere wasserlebende Tiere bedroht?* Gas, Wasser, Abwasser 7: 504–09.
- Burkhardt-Holm P, Wahli T & Meier W (2000) *Nonylphenol affects the granulation pattern of epidermal mucous cells in rainbow trout, Oncorhynchus mykiss*. Ecotoxicology and Environmental Safety 46: 34–40.
- Burkhardt-Holm P (2002) *Decline in fish catches in Switzerland: the project Fishnet evaluate the causes*. In: Challenges in Environmental Risk Assessment and Modelling: Linking Basic and Applied Research, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Vienna, Austria. p. 59.
- Burkhardt-Holm P, Peter A & Segner H (2002) *Decline of fish catch in Switzerland. Project Fishnet: A balance between analysis and synthesis*. Aquatic Sciences 64: 36–54.
- Burkhardt-Holm P (2002) *Proliferative kidney disease: Why is it of interest for the Swiss project « fishnet »?* Journal of Fish Diseases 25: 441–42.
- Burkhardt-Holm P, Ochsenbein A, Pugovkin D, Girling P & Wahli T (under revision) *Immunohistochemical detection of vitellogenin and liver condition of brown trout (Salmo trutta f.): A first survey in Switzerland*. Journal of Fish Biology.

- BUWAL (1999) *Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 308. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 257.
- Chèvre N (2003) *Synthese Ökotox: Risk assessment of 6 different substances occurring in the Swiss rivers*. EAWAG, Dübendorf. pp. 29.
- de Kinkelin P, Gay M & Forman S (2002) *The persistence of infectivity of Tetracapsula bryosalmonae-infected water for rainbow trout, Oncorhynchus mykiss (Walbaum)*. Journal of Fish Diseases 25: 477–82.
- Degiorgi F, Périat G, Decourcière H, Vergon J-P & Lièvre A (2003) *Recherche des causes de régression des potentiels piscicoles de l'Allaine. Etude du fonctionnement écologique du cours d'eau*. Fédération cantonale des pêcheurs jurassiens, Bureau Teleos, Besançon. pp. 225.
- Dietrich D, Knoll S, Schmid T & Rumpf S (1997) *Zusammenhang von Umweltschadstoffen und Schädigungen von Salmoniden im Liechtensteiner-, Werdenberger- und Rheintaler Binnenkanal*. Ämter für Umweltschutz Fürstentum Liechtenstein und Kanton St. Gallen, EUREGIO, Konstanz. pp. 50.
- Dietrich D (2000) *Untersuchungsbericht zur Vitellogeninbestimmung im Blutserum von 20 Bachforellen ober- und unterhalb der ARA Eschenbach-Inwil*. Im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Luzern. pp. 5.
- Dietrich D (2000) *Untersuchungsbericht zur Vitellogeninbestimmung im Blutserum von 20 Bachforellen ober- und unterhalb der ARA Teufenthal*. Im Auftrag des Finanzdepartementes des Kantons Aargau. pp. 6.
- Dietrich D & Heussner A (2001) *Untersuchungen der Biozönose im Linthkanal im Bereich der Salzwassereinleitung der KVA Niederurnen*. Bericht. EUREGIO, Konstanz. pp. 13.
- Durrer S (1999) *Untersuchung der estrogenen Aktivität in Proben aus Vor- und Nachklärbecken einiger Kläranlagen in der Schweiz*. Diplomarbeit. Institut für Pharmakologie und Toxikologie der Universität Zürich, Zürich. pp. 83.
- Eggen RIL (2001) *Moderne biologische Analyse*. Gas Wasser Abwasser 3: 167–71.
- Eggen RIL & Segner H (2003) *The potential of mechanism-based bio-analytical tools in ecotoxicological exposure and effect assessment*. Analytical and Bioanalytical Chemistry 377: 386–96.
- Eggen RIL, Behra R, Burkhardt-Holm P, Escher BI & Schweigert N (in press) *Current and future problems in ecotoxicology: The need for molecular approaches towards a mechanistic understanding of the underlying processes*. Environmental Science & Technology.
- El-Matbouli M & Hoffmann RW (2002) *Influence of water quality on the outbreak of proliferative kidney disease – field studies and exposure experiments*. Journal of Fish Diseases 25: 459–67.
- EMPA (2000) *Charakterisierung organischer Stoffe die allenfalls Forellen schaden*. Eidg. Materialprüfungsanstalt, Dübendorf. pp. 15.
- Enz CA (2000) *Population dynamics of whitefish (Coregonus suidteri Fatjo) in artificially oxygenated Lake Hallwil, with special emphasis on larval mortality and sustainable management*. Dissertation ETH Zürich, Zürich. pp. 177.
- Escher BI, Behra R, Eggen RIL & Fent K (1997) *Molecular Mechanisms in Ecotoxicology: An Interplay between Environmental Chemistry and Biology*. Chimia 51: 915–21.
- Escher M, Schmidt H, Büttner S, Wahli T, Meier W & Burkhardt-Holm P (1996) *Gesundheitsgefährdung von Bachforellen unterhalb einer Kläranlage*. Tagung der Fachgruppe « Fischkrankheiten » in Verbindung mit der EAFP/deutsche Sektion, Königswartha (D). Verlag der deutschen Veterinärmedizinischen Gesellschaft e.V. pp. 161–66.
- Escher M (1997) *Abklärungen zum Einfluss von Abwasser aus einem ARA-Auslauf auf den Gesundheitszustand von Bachforellen (Salmo trutta fario)*. Inaugural Dissertation, Veterinär – Medizinische Fakultät, Universität Bern, Bern. pp. 25.
- Escher M, Wahli T, Büttner S, Meier W & Burkhardt-Holm P (1999) *The effect of sewage plant effluent on brown trout (Salmo trutta fario)*. Aquatic Sciences 61: 93–110.
- Escher M (1999) *Einfluss von Abwassereinleitungen von Kläranlagen auf Fischbestände und Bachforelleneier*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 61, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 201.
- Escher M (2000) *Fischereibiologische Untersuchungen im Bereich der ARA Teufenthal*. Im Auftrag des Finanzdepartementes des Kantons Aargau. pp. 15.
- Escher M, Lovas R & Stadelmann P (2002) *Fischbiologische Untersuchungen in der Ron: oberhalb und unterhalb der Kläranlagen Rain und Hochdorf*. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 37: 167–202.
- Escher M (2003) *Zweiter Zwischenbericht: Projekt « schwarze Forellen » Schaffhausen/Bern*. Fischnetz-Publikation. Aqua-Sana, Ulmiz & EAWAG, Dübendorf. pp. 9.
- Faller P (2001) *Bewertung des Gesundheitszustandes von Gründlingen (Gobio gobio) unter dem Einfluss der Abwasserreinigungsanlage Surental*. Diplomarbeit. Universität Zürich, Zürich. pp. 104.
- Faller P, Kobler B, Peter A & Burkhardt-Holm P (2001) *Effects of effluents from a Swiss sewage treatment plant on health parameters in gudgeon (Gobio gobio)*. 10<sup>th</sup> international conference on diseases in fish and shellfish, European Association of Fish Pathologists, Dublin. pp. 36.
- Faller P, Kobler B, Peter A, Sumpter JP & Burkhardt-Holm P (2003) *Stress status of gudgeon (Gobio gobio) from rivers in Switzerland with and without input of sewage treatment plant effluent*. Environmental Toxicology and Chemistry 22: 2063–72.
- Fässler P (1999) *Spurenanalytische Methode zum gemeinsamen Nachweis von sauren und neutralen Pharmaka und Pestiziden in natürlichen Gewässern und Kläranlagenabläufen*. Diplomarbeit. ETH Zürich, Zürich. pp. 31.
- Feist SW, Peeler EJ, Gardiner R, Smith E & Longshaw M (2002) *Proliferative kidney disease and renal myxosporidiosis in juvenile salmonids from rivers in England and Wales*. Journal of Fish Diseases 25: 451–58.
- Fent K & Hunn J (1996) *Cytotoxicity of organic environmental chemicals to fish liver cells (PLHC-1)*. Marine Environmental Research 42: 377–82.
- Fent K (1998) *Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie*. Thieme, Stuttgart. pp. 288.
- Friedl C (1999) *Fischfangrückgang in schweizerischen Fließgewässern*. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 63. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 32.
- Gerecke A, Müller S, Singer H, Schärer M, Schwarzenbach R, Sägesser M, Ochsenbein U & Popow G (2001) *Pestizide in Oberflächengewässern*. Gas Wasser Abwasser 3: 173–81.
- Gerecke A (2001) *Phenylurea herbicides in the aquatic environment – sources and elimination processes*. Dissertation No. 14 111, ETH Zürich, Zürich. pp. 89.
- Gerecke A, Schärer M, Singer H, Müller S, Schwarzenbach R, Sägesser M, Ochsenbein U & Popow G (2002) *Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: Pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential*. Chemosphere 48: 307–15.
- Götz C, Chèvre N, Singer H & Müller S (2003) *Emme, Necker, Liechtensteiner Binnenkanal, Venoge: Gebietscharakterisierung, Pestizidmessungen, Toxizitätsabschätzung*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 23.
- Guthruf J & Guthruf-Seiler K (2001) *Untersuchung der Biozönose im Linthkanal im Bereich der Salzwassereinleitung der KVA Niederurnen. Aktives Monitoring von Fischeiern*. Aquatica, Oberwichttracht. pp. 24.



- Guthruf-Seiler J & Guthruf-Seiler K (2000) *Aktives Monitoring mit Fischeiern*. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Bern. pp. 27.
- Gysin C (2000) *Assessing androgenic activity of androgen receptor agonists and samples from Swiss sewage treatment plants using androgen-sensitive human breast cancer cell-line MCF7-AR1*. Diplomarbeit. Abteilung für Umweltnaturwissenschaften, ETH Zürich, Zürich. pp. 62.
- Hari R, Guettinger H, Holm P & Livingstone D (submitted) *Increased stream water temperature and massive decline of freshwater fish catch*.
- Hartmann PC (in Vorbereitung) *Polybrominated diphenyl ether flame retardants: Analytical methods and preliminary results in fish from Swiss rivers*. Dübendorf, EAWAG. pp. 11.
- Heberle S & Müller S (1997) *Vorkommen von Pestiziden in Fliessgewässern im Kanton St. Gallen*. Bericht. EAWAG, Dübendorf. pp. 7.
- Hertig A (2001) *Einfluss von Wasserführung und Morphologie des Linthkanals auf das Lebensraumangebot für Äschenlarven*. Wasser Energie Luft 5/6: 149.
- Hitzfeld B, Dietrich D & Prietz A (2000) *Gesundheitszustand der Fische im Rheintal, Expositionsversuche 1999*. EUREGIO, Konstanz. pp. 12.
- Hollert H, Pawlowski S & Braunbeck T (2000) *Ökotoxikologische Belastung von Abwasserproben aus dem Kanton Bern/Schweiz*. Zoologisches Institut der Universität Heidelberg, Heidelberg. pp. 80.
- Holm P (2001) *Der Fisch – wie lässt er sich als Indikator für die Qualität seiner Umwelt einsetzen?* GAIA 10: 6–15.
- Holm P (2001) *Fische – Indikatoren und Gewinner*. EAWAG News 51: 23–25.
- Holm P, Bucher R, Dietrich D, Guthruf J & Wahli T (2001) *Untersuchung der Biozönose im Linthkanal im Bereich der Salzwassereinleitung der KVA Niederurnen*. Schlussbericht. EAWAG, Dübendorf. pp. 41.
- Holzer G, Peter A, Renz H & Staub E (2003) *Fischereiliche Bewirtschaftung heute – vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 95.
- Kloas W, Schrag B, Ehnes C & Segner H (2000) *Binding of xenobiotics to hepatic estrogen receptor and plasma sex steroid binding protein in the teleost fish, the common carp (Cyprinus carpio)*. General and Comparative Endocrinology 119: 287–99.
- Knuesel R, Segner H & Wahli T (2003) *A survey of viral diseases in farmed and feral salmonids in Switzerland*. Journal of Fish Diseases 26: 167–82.
- Krieger H & Dietrich D (1999) *SWTP effluents: embryotoxicity in zebrafish and xenopus embryos and salmonid E-receptor binding activity*. 9<sup>th</sup> annual Meeting of SETAC Europe 1999: Quality of Live and Environment in cultered Landscapes, Leipzig.
- Krieger H (1999) *Untersuchungen zu endokrinen und hepatotoxischen Wirkungen in Salmoniden und Stoffen in Kläranlagenausläufen des Kantons Luzern*. Diplomarbeit. AG Umwelttoxikologie, Universität Konstanz, Konstanz. pp. 65.
- Kupper T & Tarradellas J (2001) *Jahresbericht 2001 des Projektes Beobachtung des Stoffwechsels der Anthroposphäre im Einzugsgebiet asugewählter Abwasserreinigungsanlagen (SEA)*. EPFL, Lausanne. pp. 7.
- Kupper T, Becker van Slooten K, Cloup C & Tarradellas J (2002) *Organische Schadstoffe im Klärschlamm – Quellen, Verbleib, Risiken für die Umwelt*. Jahresbericht 2002, Verband Schweizerischer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Kupper T, Berset JD, Brändli R, Etter-Holzer R, L.F. DA, Grandjean D & J. T (2003) *Schlussbericht von Teilprojekt 3 des Projektes SEA (Beobachtung des Stoffwechsels der Anthroposphäre im Einzugsgebiet ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen): Metaboliten von polyzyklischen Moschus-Verbindungen im Rohabwasser, im gereinigten Abwasser und im Klärschlamm. Teile 1–4*. EPFL, Lausanne. pp. 193.
- Küttel S, Peter A & Wüest A (2002) *Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer*. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 36.
- Lamche G, Meier W, Suter M & Burkhardt-Holm P (1998) *Primary culture of dispersed epidermal cells of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum*. Cellular and Molecular Life Sciences 54: 1042–51.
- Lamche G (1999) *Fish epidermis in vitro: techniques for cell and tissue culture and use of the systems for ecotoxicological studies*. Dissertation. Zoologisches Institut, Universität Bern, Bern. pp. 118.
- Lamche G & Burkhardt-Holm P (2000) *Changes in apoptotic rate and cell viability in three fish epidermis cultures after exposure to nonylphenol and to a waste water sample containing small concentrations of nonylphenol*. Biomarkers 5: 205–18.
- Lamche G, Meier W & Burkhardt-Holm P (2000) *Die Fischepidermis als Modell für ökotoxikologische Studien*. In: 6., 7., 8. Österreichischer internationaler Kongress über Ersatz- und Ergänzungsmethoden zu Tierversuchen in der biomedizinischen Forschung. Schöffl H, Spielmann H & Tritthart HA (eds), Springer Verlag, Linz, Austria. pp. 221–27.
- Lamche G & Burkhardt-Holm P (2000) *Nonylphenol provokes a vesiculation of the Golgi apparatus in three fish epidermis cultures*. Ecotoxicology and Environmental Safety 47: 137–48.
- Lascombe I, Beffa D, Rüegg U, Tarradellas J & Wahli W (2000) *Estrogenic activity assessment of environmental chemicals using in vitro assays: Identification of two new estrogenic compounds*. Environmental Health Perspectives 108: 621–29.
- Lièvre A, Degiorgi F, Eloy A-E, Vergon J-P, Consuegra D & Périat G (2001) *Etude des causes de diminution des populations de poissons dans les cours d'eau jurassiens*. Rapport intermédiaire. Fédération cantonale des pêcheurs jurassiens, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). pp. 157.
- Lièvre A (2003) *Maturité sexuelle et croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le canton du Jura*. Office des eaux et de la protection de la nature du canton du Jura, Delemont. pp. 61.
- Longshaw M, Le Deuff R-M, Harris AF & Feist SW (2002) *Development of proliferative kidney disease in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), following short-term exposure to *Tetracapsula bryosalmonae* infected bryozoans*. Journal of Fish Diseases 25: 443–49.
- Lusser M (2000) *Assessing androgenic activity of environmental chemicals and Swiss waste water samples using the A-SCREEN assay*. Diplomarbeit. Abteilung für Umweltnaturwissenschaften, ETH Zürich, Zürich.
- Madigou T, Le Goff P, Salbert G, Cravedi JP, Segner H, Pakdel F & Valotaire Y (2001) *Estrogenic potency of nonylphenol and its metabolites: effects of estrogen receptor conformation and transcriptional activity and long-term effects on sexual reversion and gonadal structure in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)*. Aquatic Toxicology 53: 173–86.
- Morris DC, Morris DJ & Adams A (2002) *Development of improved PCR to prevent false positives and false negatives in the detection of *Tetracapsula bryosalmonae*, the causative agent of proliferative kidney disease*. Journal of Fish Diseases 25: 483–90.
- Morris DC, Morris DJ & Adams A (2002) *Molecular evidence of release of *Tetracapsula bryosalmonae*, the causative organism of proliferative kidney disease from infected salmonids into the environment*. Journal of Fish Diseases 25: 501–04.
- Mosler H-J, Soligo O, Banteli M & Mosler-Berger C (2002) *Angelfischer über sich selbst: Verhalten, Bedürfnisse, Zufriedenheit – 1980 bis 2000*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 117.
- Müller SR, Ber M, Ulrich MM, Bucheli TD & Schwarzenbach RP (1997) *Atrazine and its primary metabolites in Swiss lakes: Input character-*

- istics and long term behaviour in the water column. Environmental Science and Technology 31: 2104–13.
- Müller D (2000) *Toxizität von Fließgewässer-Sedimenten – Untersuchungen von Sedimentextrakten mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie und bioassay-dirigierter Fraktionierung*. Diplomarbeit. Universität Bern, Bern. pp. 112.
- Ochsenbein U (2003) *Deformierte Geschlechtsorgane bei Thunerseefelchen*. GSA-Informationsbulletin 1.
- Ochsenbein U (2003) *Noch nicht am Ziel – Eine GSA-Studie zum Gewässerzustand im Kanton Bern dokumentiert die Qualitätsdefizite*. GSA-Informationsbulletin 2.
- Oellers S, Singer HP, Faessler P & Müller S (2001) *Simultaneous quantification of neutral and acidic pharmaceuticals and pesticides at the low-ng/l level in surface and waste water*. Journal of Chromatography A 911: 225–34.
- Okamura B & Wood TS (2002) *Bryozoans as hosts for Tetracapsula bryosalmonae, the PKX organism*. Journal of Fish Diseases 25: 469–75.
- Peter A (2001) *Das Modul-Stufen-Konzept. Grundlagen für die Bewertung von Fließgewässern*. EAWAG News 51: 7–9.
- Pickering ADC (2000) *Community programme of research on environmental hormones and endocrine disrupters (COMPREHEND): Year 1 Annual Report*. NERC Institute of Freshwater Ecology, Windermere UK. pp. 12.
- Pickering ADC (2002) *Community programme of research on environmental hormones and endocrine disrupters (COMPREHEND). Year 3 Annual Report*. Centre for Ecology and Hydrology, Windermere UK.
- Pickering AD (2002) *Community programme of research on environmental hormones and endocrine disrupters (COMPREHEND). Final Report*. Centre for Ecology and Hydrology, Windermere UK. pp. 98.
- Pronat (2002) *Biomonitoring dans la Sarine. Early-life test avec des oeufs de truite. Atteintes aux organes des poissons (résumé)*. Pronat, Büro für Umweltfragen, Schmittlen. pp. 19.
- Radvanszky A, Rémy C, Rimml B & Wiesmann M (2000) *Nonylphenol in der Schweiz – Eine Abschätzung der Belastungssituation und der ökologischen Wirkungen*. Interfakultäre Koordinationsstelle für Allgemeine Ökologie, Universität Bern, Bern. pp. 57.
- Renz H, Küng C & Wicky J-D (2002) *Besatz mit markierten Forellen. Besatzversuche in der Sense*. Technische Kommission des VFFV. pp. 5.
- Renz H (2002) *Bewirtschaften wir falsch?* Petri Heil 10: 56–57.
- Renz H (2002) *Fangen wir zu viel oder zu wenig?* Petri Heil 11: 14–15.
- Renz H (2002) *Fischnetz und seine Hypothesen*. Petri Heil 5: 55–55.
- Sägesser M & Ochsenbein U (2000) *Biomonitoring organischer Schadstoffe*. Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern, Bern. pp. 18.
- Santschi D (2003) *Zeitliche Veränderung der winterlichen Abflusscharakteristik schweizerischer Fließgewässer*. Diplomarbeit. Geografisches Institut, Universität Bern, Bern. pp. 109.
- Schager E & Peter A (2001) *Bachforellensommerlinge. Phase I*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 315.
- Schager E & Peter A (2002) *Bachforellensommerlinge. Phase II*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 218.
- Schager E & Peter A (2003) *Synthesebericht Sömmerlingsstudie*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum.
- Schälchli Abegg + Hunzinger (2002) *Innere Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 19.
- Scheurer K (in Vorbereitung) *Zwischenbericht zu den Untersuchungen in den vier Testgebieten Emme, Liechtensteiner Binnenkanal, Necker und Venoge*. EAWAG, Dübendorf.
- Schmidt H, Escher M, Wahli T, Meier W & Burkhardt-Holm P (1996) *Belastung von Fließgewässern und Auswirkungen auf die Fischpopulation am Beispiel der Langeten*. Tagung der Fachgruppe « Fischkrankheiten » in Verbindung mit der EAFP/deutsche Sektion, Königswartha (D). Verlag der deutschen Veterinärmedizinischen Gesellschaft e.V., pp. 155–60.
- Schmidt H, Bernet D, Wahli T, Meier W & Burkhardt-Holm P (1999) *Active biomonitoring with brown trout and rainbow trout in diluted sewage plant effluents*. Journal of Fish Biology 54: 585–96.
- Schmidt-Posthaus H, Bernet D & Wahli T (2000) *Biomonitoring in Fließgewässern des Kantons Bern; Teilprojekt Passives Monitoring an Bachforellen*. Schlussbericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Uni Bern, Bern. pp. 53.
- Schmidt-Posthaus H, Burkhardt-Holm P, Knüsel R, Wahli T & Segner H (2001) *Investigation of distribution and prevalence of PKD in Swiss feral and farmed brown trout*. 10<sup>th</sup> international conference on diseases in fish and shellfish, European Association of Fish Pathologists, Dublin.
- Schmidt-Posthaus H, Bernet D, Wahli T, Meier W & Burkhardt-Holm P (2001) *Morphological organ alterations and infectious diseases in brown trout (Salmo trutta) and rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) exposed to polluted river water*. Diseases of Aquatic Organisms 44: 161–70.
- Schmidt-Posthaus H (2003) *Problem Fischrückgang Langeten*. Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 94.
- Schubiger C, Segner H & Wahli T (2003) *PKD: Die proliferative Nierenerkrankung bei Fischen*. Schweizer Archiv für Tierheilkunde 145: 471–81.
- Schwärzel Klingenstein J, Lüthi B & Weiss T (1999) *Angeln in der Schweiz*. Schweizerischer Fischereiverband (SFV) & European Anglers Alliance (EAA), Klosters. pp. 45.
- Schweigert N, Eggen RIL, Escher BI, Burkhardt-Holm P & Behra R (2001) *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz – Vorschläge zur Vorgehensweise im Modul Ökotoxikologie*. Bericht. EAWAG, Dübendorf. pp. 29.
- Schweigert N, Behra R, Eggen R, Escher B & Holm P (2001) *Wie können Schadstoffeinflüsse in Fließgewässern nachgewiesen werden?* EAWAG News 51d: 10–12.
- Schweigert N, Eggen RIL, Escher B, Burkhardt-Holm P & Behra R (2002) *Ecotoxicological assessment of surface waters: A modular approach integrating in vitro methods*. ALTEX 19: 30–36.
- Segner H, Behrens A, Joyce EM, Schirmer K & Bols NC (2000) *Transient induction of 7-ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity by medium change in the rainbow trout liver cell line, RTL-W1*. Marine Environmental Research 50: 489–93.
- Segner H (2003) *Need for establishing integrated monitoring programmes to endocrine-active compounds*. Pure and Applied Chemistry 75: in press.
- SigmaPlan (2002) *Veränderungen im Ökosystem Brienzersee – Systemanalyse*. Teilbericht. SigmaPlan AG, Bern. pp. 33.
- Singer H, Müller S, Tixier C & Pillonel L (2002) *Triclosan – Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in waste water treatment plants, surface waters and lake sediments*. Environmental Science and Technology 36: 4998–5004.
- Stadelmann P, Lovas R & Butscher E (2002) *20 Jahre Sanierung und Überwachung des Baldeggersees*. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 37: 115–64.
- Staub E (2001) *Einfluss des Kormorans auf Anglerfang und Fischbestand*. Wasser Energie Luft 1/2: 17–18.
- Stoffel MH, Wahli T, Friess AE & Burkhardt-Holm P (2000) *Exposure of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) to nonylphenol is associated*

with an increased chloride cell fractional surface area. *Schweizerisches Archiv für Tierheilkunde* 142: 263–67.

Strehler A (2003) *Arealstatistik und Agrarstatistik der Testgebiete von Fischnetz*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 17.

Strehler A & Scheurer K (2003) *Synthese Ökotox. Abschätzung der Konzentration östrogenen Stoffe in Fliessgewässern*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Dübendorf. pp. 18.

Sturm A, Cravedi JP, Perdu E, Baradat M & Segner H (2001) *Effects of prochloraz and nonylphenol diethoxylate on hepatic biotransformation enzymes in trout: a comparative in vitro/in vivo-assessment using cultured hepatocytes*. *Aquatic Toxicology* 53: 229–45.

Suter M (2001) *COMPREHEND*. 3<sup>rd</sup> annual report. EAWAG, Dübendorf. pp. 27.

Suter MJ-F, Aerni HR, Kobler B, Faller P, Ruthishauser BV, Wettstein FE, Burkhardt-Holm P, Fischer R, Giger W, Hungerbühler A, Peter A, Schönenberger R & Eggen RIL (2002) *The combination of biological and chemical analysis for the determination of estrogenicity in Swiss wastewater treatment plant effluents*. Jahresbericht. Kompetenzzentrum für analytische Chemie (CEAC), ETH, Zürich. pp. 14–18.

Suter MJ-F, Aerni H-R, Kobler B, Rutishauser B, Wettstein F, Fischer R, Holm P, Hungerbühler A, Marzuela MD, R. S, Eggen RIL, Giger W & Peter A (2002) *Wie wirkt die Pille auf den Fisch*. EAWAG News 53d: 24–25.

Tixier C, Singer HP, Canonica S & Müller SR (2002) *Phototransformation of triclosan in surface waters: a relevant elimination process for this widely used biocide-laboratory studies, field measurements and modeling*. *Environmental Science and Technology* 36: 3482–89.

Wahli T, Meier W, Segner H & Burkhardt-Holm P (1998) *Immunohistochemical detection of vitellogenin in male brown trout of Swiss rivers*. *Histochemical Journal* 30: 753–58.

Wahli T & Meier W (1998) *Projekt St. Gallen/Fürstentum Liechtenstein. Schlussbericht*. Schlussbericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern.

Wahli T (1999) *Bericht Projekt Emme*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 5.

Wahli T & Girling P (2000) *Gesundheitszustand der Fische im Rheintal – Expositionsversuche 1999 – Histologische Untersuchung von Kieme, Leber und Niere*. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Bern. pp. 24.

Wahli T & Escher M (2000) *Verbreitung der proliferativen Nierenkrankheit (PKD) in der Schweiz*. *Petri Heil* 51: 23–25.

Wahli T, Knuesel R, Bernet D, Segner H, Pugovkin D, Burkhardt-Holm P, Escher M & Schmidt-Posthaus H (2002) *Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge*. *Journal of Fish Diseases* 25: 491–500.

Zaugg B, Stucki P, Pedroli J-C & Kirchhofer A (2003) *Fauna Helvetica. Pisces Atlas*. Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF/SZKF), Bern. pp. 233.

Zennegg M, Schmid P, Gujer E & Kuchen A (2002) *Levels in biotic compartments. PCDD, PCDF, and dioxin-like PCB in fish from Swiss lakes*. *Organohalogen Compounds* 58: 489–92.

Zennegg M, Kohler M, Gerecke AC & Schmid P (2003) *Polybrominated diphenyl ethers in whitefish from Swiss lakes and farmed rainbow trout*. *Chemosphere* 51: 545–53.

Zika U & Peter A (2002) *The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat*. *River Research and Applications* 18: 355–66.

Zürcher M, Schumann P & Burkhardt-Holm P (1998) *Vorfluter unter die Lupe genommen*. *Wasser Energie Luft* 90: 121–24.

## 7.8 Conférences 2000-2003

### R. Bucher

19.04.02: 4. Fachseminar Fischnetz, Fribourg: *Feinsedimente in Fliessgewässern - Einfluss auf den Fischrückgang*.

### P. Dollenmeier

22.03.01: Jahrestagung Cercl'eau (Gewässerschutzfachleute): *Toxikologische Bedeutung von Mikroverunreinigungen*.

### W. Giger

12.04.00: ANALYTICA 2000, München, D: *Trace determination of nonylphenolic environmental pollutants: From nonionic surfactants to endocrine disruptors*.

05.05.00: 2. Fachseminar Fischnetz, EAWAG, Dübendorf: *Erste Ergebnisse des EU-Projektes COMPREHEND*.

29.06.00: Gordon Research Conference on Environmental Sciences: Water – Environmental Pressures and Chemical Pathways: From the Molecular to Ecosystem Scale, New Hampton, USA: *From surfactants and optical brighteners to concrete admixtures, high-production volume chemicals and antibiotics: Process-oriented field studies at the interface between anthroposphere and geosphere*.

18.07.00: F. Wettstein, M. Ahel, W. Giger. Analytical Workshop on Endocrine Disruptors, TU Dresden, D: *Surfactant-derived alkylphenolic compounds in sewage effluents, sewage sludges, river waters and lake sediments*.

15.11.00: MUT 2000, Messe Basel: *Analytik, Herkunft und Verhalten von organischen Wasserverunreinigungen im Abwasser und in Kläranlagen*.

### H. Güttinger

9.05.03: 5. Fachseminar Fischnetz: *Die Abschlussphase des Projekts Fischnetz*.

### P. Holm

27.01.00: CGE (Compagnie Générale des Eaux, France), EAWAG, Dübendorf: *Projekt Fischnetz*.

10.02.00: Verleihung des Umweltforschungspreises der Universität Bern: *Der Fisch – ein geeigneter Indikator für die Qualität seiner Umwelt?*

28.02.00: International Transdisciplinarity Conference, SPPU, Zürich: *Fishnet – a transdisciplinary project on the decline of fish populations in Swiss river systems*.

08.04.00: Delegiertenversammlung Fischereiverband St. Gallen: *Projekt « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » – ein Beitrag zur Lösung praktischer Probleme?*

05.05.00: 2. Fachseminar Fischnetz, EAWAG, Dübendorf: *Wie weiter mit den Hypothesen zum Fischrückgang?*

13.05.00: Globe Jahrestagung, Worblaufen: *Das Projekt Fischnetz – eine Chance zur Erkennung und Beseitigung von Gefahrenpotenzialen in schweizerischen Fliessgewässern*.

01.09.00: Eidg. Fortbildungskurs der Fischereiaufseherinnen und -aufseher, Jongny: *Das Projekt « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » – Ziele, Chancen und Hindernisse (d, f, i)*.

Beratende Kommission der EAWAG, Vortrag vor Kommunikationsbeauftragten der ETH.

04.09.00: IAD, 33<sup>rd</sup> Conference, Osijek, Croatia: *Fish as bioindicators for pollutants in the River Danube: An approach*.

20.09.00: EAWAG Infotag, Dübendorf: *Fische – Indikatoren und Gewinner*.

02.11.00: Mini-Symposium Conservation Biology, Zoologisches Institut, Universität Bern: *Ursachenforschung als Voraussetzung für einen erfolgreichen Schutz der Fische in der Schweiz*.

15.11.00: Konferenz der Vorsteher der Umweltschutz-Amtsstellen, Porrentruy: *Finanzierung Projekt Fischnetz*.

17.11.00: Hochrhein Fachtagung, Int. Arbeitsgemeinschaft Renaturierung des Hochrheins, Rheinfelden: *Das Projekt « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » – mögliche Ursachen und Massnahmen gegen den Fischrückgang*.

- 17./18.11.00:** Jagddirektoren-Tagung, Zug: *Fischnetz*.
- 19.01.01:** Mitgliederversammlung Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute VSA, Zürich: *Suche nach den Ursachen des Fischrückgangs in der Schweiz*.
- 19.04.01:** Delegiertenversammlung Kantonaler Fischereiverband Baselland KfVBL, Münchenstein: *Projekt Fischnetz: Ziele und bisherige Erkenntnisse*.
- 26.04.01:** Kolloquium in Allgemeiner Ökologie, Universität Bern: *Das Projekt « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » – Erste Erfahrungen ausgewählte Projekte – Konsequenzen für Massnahmen in Sicht?*
- 03.05.01:** 3. Fachseminar Fischnetz, Winterthur: *Fortschritte im Fischnetz: Was sind unsere prioritären Untersuchungsfragen in diesem Jahr?*
- 17.05.01:** Séminaires CREM-GPMVR, Sion: *Wasserqualität bewerten – was kann das Projekt Fischnetz dazu beitragen?*
- 18.05.01:** Amt für industrielle Betriebe, Liestal: *« Fischnetz »*.
- 22.06.01:** Information day on the joint dedicated call on the endocrine disrupters, European Commission, Research Directorate-General, Brussels, B: *Assessment of endocrine disruption in Switzerland*.
- 02.07.01:** International Workshop on PKD in Fish, EAWAG, Kastanienbaum: *The proliferative kidney disease: Why is it of interest for the Swiss project « Fischnetz »?*
- 31.08.01:** Amt für industrielle Betriebe, Basel: *Projekt Fischnetz – Ziele und Vorgehensweise*.
- 07.09.01:** Sitzung der Arbeitsgruppe « Endokrine Effekte », BUWAL, Bern: *Felchen im Thunersee: Gonadenveränderungen*.
- 11.09.01:** European Association of Fish Pathologists, EAFP, 10<sup>th</sup> international conference, Dublin, Ireland: *Effects of effluents from a sewage treatment plant on health parameters in gudgeon (Gobio gobio)*.
- 14.09.01:** Präsentation für Nationalrat J. Randegger, EAWAG, Dübendorf: *Projekt « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » Fischnetz*.
- 16.10.01:** Einführungsblock in Allgemeiner Ökologie « Mensch – Wasser – Landschaft », Universität Bern: *Die Fische verschwinden! Das Projekt Fischnetz reagiert mit Fakten, Fragen, Forderungen*.
- 18.10.01:** Präsentation für Bundesrätin R. Dreifuss, EAWAG, Dübendorf: *Vorstellung des Projektes « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » Fischnetz*.
- 02.11.01:** Präsentation für VertreterInnen der Hochschule für Gestaltung und Kunst: *Vorstellung des Projektes « Netzwerk Fischrückgang Schweiz » Fischnetz*.
- 14.03.02:** Besuch des Präsidiums des Deutschen Bundesamts für Naturschutz, EAWAG, Kastanienbaum: *« Fischnetz » - ein integrierter Ansatz zur Erforschung des Rückgangs des Fischertrages*.
- 17.03.02:** Generalversammlung des Schweizerischen Berufsfischerverbands, Leissigen/BE: *Fischnetz – « Netzwerk Fischrückgang Schweiz »*.
- 19.04.02:** 4. Fachseminar Fischnetz, Fribourg: *Fischnetz – Projekte und Prioritäten im letzten Drittel*.
- 14.05.02:** SETAC Europe, 12<sup>th</sup> Annual Meeting, Wien, A.: *Decline in fish catches in Switzerland: The project Fishnet evaluate the causes*.
- 25.05.02:** Generalversammlung des Internationalen Wildlife Management Consortiums (IWMC-CH), Bern: *Fischnetz*.
- 04.06.02:** Biochemisches Institut, Universität Fribourg: *Endocrine disruption in native fish – A possible cause for the fish decline in Switzerland*.
- 15.06.02:** Symposium « Bachforellensterben in Bayern » des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, Wielenbach, D: *Das Projekt Fischnetz in der Schweiz*.
- 10.01.03:** EAWAG, Dübendorf: *Decline of fish catch – Identification of causes*.
- 08.03.03:** Bernisch-kantonaler Fischerei-Verband, EAWAG, Dübendorf: *Fischnetz – aktueller Stand der Erkenntnis*.
- 13.03.03:** Generalversammlung des Aargauischen Fischereiverbandes AFV, Wildegg: *Fischnetz auf der Zielgeraden*.
- 20.03.03:** MGU (Mensch – Gesellschaft – Umwelt), Universität Basel: *Fischrückgang in der Schweiz – Das Projekt Fischnetz auf der Suche nach den Ursachen*.
- 24.03.03:** Hauptversammlungen der Vereinigung Bernischer Fischenzenbesitzer, Fraubrunnen: *Was bringt das Fischnetz?*
- 29.04.03:** Von Welten und Worten: Zum Verhältnis von Wissenschaft und Öffentlichkeit, ETH Zürich: *Alarm! Alarm! Wie kommt es zum Forellenrückgang in der Schweiz? Beispiel eines kontextorientierten Forschungsprojekts*.
- 03.05.03:** SFV-Delegiertenversammlung, Solothurn: *Fischnetz auf der Zielgeraden*.
- 13.05.03:** Umweltbiotechnologie, Fachhochschule Wädenswil: *Das Projekt Fischnetz*.
- 10.07.03:** IWMC (International Water Management Course), EAWAG, Kastanienbaum: *Casual attribution of aquatic ecosystem degradation: A case study in assessment of fish catch decline in Switzerland*.
- 11.09.03:** WWF Bodensee/Thurgau, Weinfelden: *Immer weniger Fische im Netz*.
- 21.–23.09.03:** Achte deutschsprachige SETAC-Tagung, Heidelberg, D: *5 Jahre Projekt Fischnetz*.

#### U. Ochsenbein

- 21.02. + 13.04.00:** VSA-Tagung, Engelberg: *Der regionale Entwässerungsplan (REP) als Bestandteil der wasserwirtschaftlichen Planung: Neue Wege für die Önz*.
- 05.05.00:** 2. Fachseminar Fischnetz, EAWAG, Dübendorf: *Erste Teilsynthese des Projektes Biomonitoring in Fließgewässern des Kantons Bern*.
- 09.05.00:** Workshop Alte Aare/Fischnetz und Kanton Bern, Lyss: *Ergebnisse Biomonitoring Kanton Bern in Bezug auf die Alte Aare/ARA Lyss*.
- 19.10.00:** IKAÖ, Universität Bern, Ausbildungswoche für Studierende zum Thema Alte Aare: *Synthese Alte Aare – Wissenschaftliche Erkenntnisse und Handlungsoptionen* (basierend auf dem Workshop Alte Aare vom 9./10. Mai 2000 in Lyss).
- 25.11.00:** BKFV Bernisch Kantonaler Fischerei-Verband, Präsidentenkonferenz 2000, Grosshöchstetten: *Fischnetz und Brienzersee*.
- 19.01.01:** 217. Mitgliederversammlung VSA, Tagung: *Mikroverunreinigungen – brauchen wir neue Kläranlagen? Zürich: Macht das Abwasser aus Kläranlagen die Fische krank? – Ergebnisse einer Untersuchung im Kanton Bern*.
- 16.03.01:** 22. Generalversammlung, KBKV Kantonal-Bernischer Klärwärter-Verein, Belp: *Macht das Abwasser unsere Fische krank?*
- 14.11.01:** HTA Burgdorf, Veranstaltungsreihe « Life Sciences », Burgdorf: *Gewässerschutz ist und bleibt eine ständige Herausforderung*.
- 01.12.01:** Workshop, enviro01, Treffen Schweizer Umweltstudierender, Kandersteg: *Rückgang der Bachforellen, Ursachen und Rückschlüsse*.
- 11.12.01:** Verein bernischer Regierungsstatthalter, Aussprache BVE, Bern: *Veränderungen an den Geschlechtsorganen bei den Felchen im Thunersee*.
- 11.04.02:** Ausbildungsnachmittag mit StudentInnen der HTA Burgdorf, Lyss: *Ökologie Alte Aare – Einführung in die Problematik Alte Aare*.
- 04.11.02:** Lions Club Bern-Grauholz: *Gewässerschutz im Kanton Bern – Erreichte Ziele und neue Herausforderungen*.
- 16.11.02:** Präsidentenkonferenz des Bernisch-Kantonalen Fischerei-Verbandes, Bern: *Bilden die Munitionsalllasten im Thunersee eine Gefahr für Fische und Menschen?*
- 17.12.02:** Aussprache USDEL (Umweltschutzdelegation des Regierungsrates), BUWAL, Bern: *Veränderungen im Ökosystem Brienzersee*.
- 24.03.03:** Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen, AR05 Agrarökologie 2: *Landwirtschaft und Emissionen: Gewässerschutz im Kanton Bern – Welche Ziele wurden erreicht? Was sind die neuen Herausforderungen?*
- 12.04.03:** Kantonale Jagd-, Fischerei- und Naturschutzaufsicht, Bern: *Veränderungen im Ökosystem Brienzersee: Beobachtungen – Ergebnisse – Ausblick*.
- 09.05.03:** 5. Fachseminar Fischnetz: *Das Teilprojekt Testgebiete*.

**02.09.03:** Buwal, Bern: *Was passiert im Brienzersee? – Informationen über den Stand der Arbeiten am Projekt « Veränderungen im Ökosystem Brienzersee ».*

#### A. Peter

**05.05.00:** 2. Fachseminar Fischnetz, EAWAG, Dübendorf: *Profitieren Fische von Gewässerrevitalisierungen?*

**18.07.00:** EISORS Congress, Toulouse, F.

**11.–15.9.00:** Peak-Kurs A12/00: *Elektrofischen für Ausbilder.*

**20.09.00:** EAWAG, Dübendorf: *Das Modul-Stufen-Konzept.*

**22.09.00:** SGHL + EAWAG Tagung Ökostrom – ökologische und ökonomische Aufwertung der Wasserkraft, ETZ Zürich: *Die Fallstudie Bleniotal: Einführung und Systemübersicht.*

**08.–10.11.00:** R. Müller, A. Peter: Kurs an der EAWAG Kastanienbaum: *Fische in Schweizer Gewässern – Die Fischfauna unserer Fliessgewässer und Seen. Arten, Lebensweisen und Lebensräume.*

**15.–17.11.00:** R. Müller, A. Peter: Kurs in Epalinges: *Les poissons dans les lacs et cours d'eau suisses – La faune piscicole de nos cours d'eau et de nos lacs: les espèces, l'écologie et les habitat.*

**23.01.01:** Vortragsreihe Raumplanungamt Luzern: *Die Bedeutung vielfältiger Lebensräume – Hochwasserschutz und integraler Gewässerschutz.*

**07.03.01:** Fischereiverband Kanton Zürich FKZ, Dübendorf: *Revitalisierung von Fliessgewässern – eine Chance für unsere Fische?*

**03.05.01:** 3. Fachseminar Fischnetz, Winterthur: *Übersicht über die natürliche Fortpflanzung der Bachforelle in ausgewählten Fliessgewässern.*

**30.05.01:** Eidg. Fischereiverwaltertagung, Weinfelden: *Modul-Stufen-Konzept: Aufbau, Stand Modul Fische.*

**26.–30.06.01:** 4<sup>th</sup> Conference on Fish Telemetry in Europe, Trondheim, N: *Post-spawning migration behavior of the nase (Chondrostoma nasus) in the Thur River.*

**15.04.02:** Einführungsveranstaltung zur Thur Fallstudie Umweltwissenschaften, ETH, Zürich: *Das Rhoneprojekt der EAWAG/WSL im Thurtal.*

**23.07.02:** International Congress on the Biology of Fish, Vancouver, Canada: *River fragmentation and connectivity problems in Swiss rivers.*

**20.08.02:** 4<sup>th</sup> Bioengineering Symposium, 132<sup>nd</sup> meeting of the American Fisheries Society, Baltimore, USA: *Is local widening of a riverbed an appropriate tool for river rehabilitation? Experiences from Switzerland.*

**28.08.02:** FischereiaufseherInnen-Kurs 2002, Altdorf: *Methode zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul Fische, Stufe F.*

**07.12.02:** Symposium Totholz und Schwemmgut, ETH, Zürich: *Fische lieben Totholz.*

**17.01.03:** 33. Delegiertenversammlung des Fischereiverbandes des Kantons Thurgau, Ermatingen: *Radiotelemetrische Untersuchungen der Nase (Chondrostoma nasus) in der Thur.*

**28.03.03:** Exkursion, IECEF, Environmental Future of Aquatic Ecosystem, Kastanienbaum: *Running waters in Switzerland: Status and problems.*

**14.04.03:** Populations Genetics Seminar, Universität Bern: *Brown trout and bullhead: Habitat characterization and mechanisms of dispersal.*

**09.05.03:** A. Peter, E. Schager. 5. Fachseminar Fischnetz: *Was brauchen junge Bachforellen?*

**09.05.03:** E. Schager, A. Peter. 5. Fachseminar Fischnetz: *Bachforellennachwuchs in Schweizer Fliessgewässern: Resultate der Sommerlingstudie.*

**22.05.03:** Thur-Tagung 2003, Zuzwil: *Die Fische der Thur – was brauchen sie?*

**09.07.03:** A. Peter, S. Nutter. International Water Management Course, EAWAG Kastanienbaum: *River restoration and flood protection.*

**11.08.03:** 133<sup>rd</sup> Annual Meeting of the American Fisheries Society, AFS Symposium 35: *Worldwide decline in fish assemblages: Fish*

*biased-indices as assessment tools. Quebec, Canada: Fish assessment of Switzerland for single and multiple species assemblages.*

**10.09.03:** Besuch IHE Delft: *Overview of running waters in Switzerland – motivations for rehabilitation in Switzerland.*

**29.09.03:** A. Peter, F. Kienast, S. Nutter. Lowland River Rehabilitation Symposium, Wageningen: *The Rhone-Thur River project: A comprehensive river rehabilitation project in Switzerland.*

**11.11.03:** SAC Uto, Zürich: *Die Gewässer der Alpen: kostbar, gewaltig und nützlich.*

**11.11.03:** A. Wüest, A. Peter. SAC Uto, Zürich: *Jahresversammlung Gewässer der Alpen – kostbar, gewaltig und nützlich.*

#### H. Renz

**19.04.02:** 4. Fachseminar Fischnetz, Fribourg: *Kleine Saane – Bestandesaufbau, Besatz und Naturverlischung.*

#### H. Segner

**22.03.01:** Jahrestagung Cerc l'eau, Dübendorf: *Die Toxikologie von Stoffgemischen.*

**03.05.01:** 3. Fachseminar Fischnetz, Winterthur: *Die proliferative Nierenerkrankung der Forelle. Die Situation in der Schweiz.*

**07.–11.08.01:** 11<sup>th</sup> PRIMO (Pollutant Responses in Aquatic Organisms) Conference, Plymouth: *Embryotoxicity of PAHs to fish.*

#### E. Staub

**29.05.01:** Fischereiverwaltertag, Weinfelden: *PKD und Auswirkungen auf Besatzaktivitäten.*

**27.10.01:** Fischereifachtagung des Kant. Fischereiverbandes Basel-Land, Liestal: *ARA und angrenzende Probleme.*

#### M. Suter

**22.03.01:** Jahrestagung Cerc l'eau, Dübendorf: *Natürliche und synthetische östrogene Substanzen in der aquatischen Umwelt.*

**24.–27.06.01:** Plenary Lecture, Massa 2001, Marina di Campo, I: *LC/MS for fate and behavior studies on anthropogenic chemicals.*

**19.09.01:** EAWAG Infotag Risikofaktoren im Wasser, Dübendorf: *Wie wirkt die Pille auf den Fisch?*

**31.10.01:** Novaquatis meeting, Zürich: *Die Pille für den Fisch.*

**30.11.01:** M. J.-F. Suter, R.I.L. Eggen, R. Fischer, W. Giger, B. Kobler, M.D. Marazuela, A. Peter, B.V. Rutishauser, R. Schönenberger, F. Wettstein. Annual meeting of the Center for Xenobiotic and Environmental Risk Research, Zürich: *Endocrine disruption in Swiss surface waters; results from the EU-project COMPREHEND.*

**07.03.02:** Vivendi Water 2002, Paris, F: *Pharmaceuticals in the aquatic environment – A Swiss perspective.*

**08.03.02:** COMPREHEND end-user workshop 2002, Paris, F: *How and what can we measure?*

**19.04.02:** 4. Fachseminar Fischnetz, Fribourg: *Hormonaktive Verbindungen in schweizerischen Gewässern – Ergebnisse des EU-Projekts COMPREHEND.*

**14.06.02:** EAWAG Umweltnaturwissenschaftliches Seminar, Dübendorf: *Assessment of estrogenic activities in various WWTP effluents.*

**09.–11.04.03:** M.J.-F. Suter, R.I.L. Eggen, B.V. Rutishauser, R. Schönenberger, A.C. Vögeli: CREDO cluster meeting, London, UK: *Bioassay-directed fractionation: Problems solved and lessons to be learned.*

**09.10.03:** M.J.-F. Suter, A.C. Alder, W. Giger, E.M. Golet, C.S. McArdell, E. Molnar, V.J. Nesatyy, R. Schönenberger: Fall Meeting of the Swiss Chemical Society, Division of Analytical Chemistry: *Modern analytical tools for environmental risk assessment.*

## 7.9 Remerciements

Le projet Fischnetz „Réseau suisse poissons en diminution“ a bénéficié du soutien et de l'engagement exemplaires de nombreuses personnes et institutions. Qu'ils aient participé aux projets partiels, aux consultations d'experts, aux travaux de terrain, de laboratoire ou de bureau, qu'ils aient mis à notre disposition données et documents, qu'ils nous aient apporté leur expertise et leurs connaissances, qu'ils nous aient motivés par leur vif intérêt ou qu'ils nous aient apporté un soutien financier, tous méritent aujourd'hui nos remerciements les plus sincères.

### Personnes impliquées

Ackermann Gabriele, Ackermann Guido, Adams Alexandra, Alder Alfredo, Altermatt René, Amiet Philippe, Amiet Thomas, Amrein Philipp, Bader Jean-Claude, Baici Federico, Banteli M., Basset Marlyse, Bassi Luciano, Baumann Kurt, Baumann Peter, Baumann Urs †, Baumgartner Beat, Becker van Slooten Kristin, Behra Renata, Bengel René, Bernard Marc, Bernegger Jean-Claude, Bernet Daniel, Berset Jean-Daniel, Bia Mampasi Mbwenemo, Biedermann Roger, Bieri Peter, Bill Roland, Blardone Marie, Boller Markus, Bolliger Adolf, Borsuk Mark, Bossy Pierre Alain, Brechbühl Yves, Breitenstein Martina, Brosi Georg, Bucher Louis, Bucher Roman, Buchli Chasper, Bühlmann Benno, Bundi Ulrich, Burki Richard, Burri Judith, Büsser Peter, Butscher Ernst, Büttiker Bernard, Candinas T., Cavallini Laurent, Cavin Alexandre, Capt Simon, Chassot G.M., Chèvre Rossi Nathalie, Comte Bernard, Corvi Claude, Crespi Cornelia, Däppen Alfred, de Alencastro Luiz Felipe, de Kinkelin Pierre, Derungs Gaby, Dettling Franz Josef, Diethelm Karlheinz, Dietrich Daniel, Dinkel Christian, Dollemeier Peter, Dombrowski Klaus, Droz Marcel, Ducret Raymond, Dutruy Charles, Hr. Eberhardt, Eggen Rik, Ehmann Heinz, Ehrbar Ernst, Eigenmann Kaspar, Elliott John Malcolm, El-Matbouli Mansour, Eloy Anne-Emeline, Escher Beate, Escher Matthias, Eugster Michael, Faden Markus, Faller Patrick, Fausch Kurt, Fehr Fredi, Feist Steve, Fent Karl, Fernex Jean, Fiaux Jean-Jacques, Fiechter Arthur, Fisch Alfred, Fischer Patrick, Flück Markus, Flück Martin, Frauenlob Laurence, Frey Silvia, Friedl Claudia, Friedli Peter, Fries Otto, Frutiger Andreas, Gabaz Pascal, Gaille Thierry, Gammeter Sonja, Gerber Simon, Gerdeaux Daniel, Gerecke Andreas, Germann Brigitte, Germann Thomas, Gerster Stefan, Ghisi Marc, Giesy John P., Giger Walter, Gilgen René, Götz Christian, Gousskov Alexandre, Grandjean Dominique, Grieder Ernst, Grob Ernst, Gruber Heidi, Grünenfelder Markus, Gubler Paul, Güdel Paul, Guthruf Joachim, Gutmann Ulrich, Güttinger Herbert, Häberli Rainer, Hari Renata, Hartmann Paul, Hauser Rudolf, Hediger Regula, Hefti Daniel, Heggenes Jan, Heinrich Andrea, Heise Hanspeter, Herrmann Walter, Hertig Andreas, Herzog Peter, Heussner Alexandra, Hitzfeld Bettina, Holm Patricia, Holzer Georg, Hörger Corinne, Houriet Jean-Philippe, Huber Gysi Martin, Hugentobler Max, Huldli Walter, Hungerbühler Andreas, Hunziker Hans Rudolf, Hürlimann Joachim, Huser Marin, Husi Meinrad, Iseli Hansueli, Iten Miriam, Jacquemettaz Luc, Jakob Adrian, Janusz Dominik, Jenny Anton, Johnson Andrew, Joosting Titus, Jordan Pierre, Joris Caroline, Joss Adriano, Jung Detlev, Jungo Jean-Claude, Jungwirth Mathis, Jürgens Monika, Kälin Josef, Känel Angela, Kaufmann Peter, Keiser Yvonne, Keller Thomas, Keller Verena, Kernen Hansrudolf, Khim-Heang Sopal, Knutti Andreas, Kreyenbühl Josef, Kilchör Pierre, Kindle Theodor, Kirchofer Arthur, Klucker Anton, Knispel Sandra, Knörr Jürg, Knörzer Beate, Knüsel Ralf, Kobler Bernd, Koch Marcus, Kohler Martin, Körner Oliver, Krämer Augustin, Kramer Beat, Krebs Beat, Krieger Heiko, Krummen Alfred, Kugler Michael, Küng Christoph, Kupper Thomas, Küttel Stefan, Landolt Peter, Lanfranchi Marco, Lang Claude, Lang Gilbert, Lardiader Carlo, Läufer Ernst, Lehnhard Yvonne, Leibfried Stefanie, Leoni Giorgio, Lermurier Serge, Lièvre Ami, Livingstone David, Longshaw Matt, Lovas Robert, Maggio Claudio, Mändli Hansruedi, Marcuzzi Armando, Marrer Heinz, Marti Jakob, Maurer Thomas, Mayer Bruno, McGinnis Dan, Meier Bruno, Meier Edith, Meier Simon, Meier Walo, Meili Monika, Menoud Guy, Meyer Kurt, Michel Fritz, Minder Hans, Molnar Eva, Moosmann Lorenz, Morard Daniel, Morris David J., Moser Alfred, Mosimann Corinne, Mosler Hans-Joachim, Mosler-Berger Christa, Muggli Josef, Müller Matthias, Müller Rudolf,

Müller Stephan, Müller Ueli, Nadler Peter, Negele Rolf Dieter, Noël Christophe, Noël François, Ochsenbein Ueli, Öhring Niels, Okamura Beth, Pattay Denis, Perfetta Jean, Périat Guy, Peter Armin, Peter Dina, Peter Myriam, Pfluger Paul, Pfund Max, Pillonel Laurent, Pitsch Pio, Plagellat Cécile, Polli Timon, Polli Bruno, Prietz Anke, Pokorini-Aebi Berta, Pugovkin D., Ramoni Michel, Ramseier Jürg, Rappo Andreas, Regard Ernest, Reichert Peter, Renz Heinz †, Reutimann Helga, Rey Peter, Reymond Olivier, Riechsteiner Anton, Riederer Roland, Riedweg Benjamin, Riget Hans, Rindlisbacher Kurt, Roch Philippe, Roos Maria, Rova Mario, Rüdiger Thomas, Ruh Eva, Ruhlé Christian, Rumpf Silke, Sägesser Martin, Sahar Emel, Santschi Delia, Savary Philippe, Scarselli Mirica, Schachner Oskar, Schäffer Erwin, Schager Eva, Schälchli Ueli, Schär René, Scheurer Karin, Schipper Ori, Schlumpf Margret, Schmid Peter, Schmid Sebastian, Schmid Tobias, Schmidt-Posthaus Heike, Schmitt Michel, Schmutz Alain, Schmutz Daniel, Schönenberger Peter, Schubiger Carla, Schürch Stefan, Schurter Michael, Schwaiger Julia, Schweigert Nina, Schweizer Steffen, Segner Helmut, Seiler Ernst, Seiler Karin, Seletto Alain, Siber Rosi, Sicher Philipp, Sigrist Charles, Singer Heinz, Soller Eric, Sonderegger Daniela, Stähli Hans, Staub Erich, Stadelmann Pius, Staudenmann Hans, Stöckli Arno, Steiner Pascale, Stössel Alfred, Straub Max, Strawczynski Andrés, Strehler Adrian, Streit Daniel, Stucki Thomas, Suter Fritz, Suter Glenn, Suter Hans-Peter, Suter Marc, Tanner Hans Peter, Tanner Kurt, Tarradellas Joseph, Tauxe Annick, Tavel Philippe, Ternes Thomas, Theodorou Cristian, Tixier Céline, Trolliet Jean-Michel, Tschan Marcel, Uetz Daniel, Uhlig Yvonne, Uhlmann Viviane, Ulmann Peter, Veethak Dick, Vermeirssen Etienne, Vioget Philippe, Viridis Philippe, Vogt Marcus, Voser Peter, Vuille Thomas, Hr. Wächli, Hr. Wälchli, Wahli Thomas, Wallimann Erwin, Walter Jakob, Walther Hans, Wasem Hansruedi, Weber Christine, Weber Hans Ruedi, Weber Roland, Wegmüller Andreas, Weingartner Rolf, Weiss Steven, Wettstein Felix, Wicky Jean-Daniel, Widmer Werner, Willy Georg, Winecki Colette, Wisson Claude, Wüest Johnny, Wurm Karl, Würsten Martin, Wyss Jean-François, Wyss Willy, Zali Olivier, Zeh Markus, Zehnder Alexander, Zeller Sabine, Zeller Urs, Zemp Monika, Zieri Hansruedi, Zimmerli Simone, Zimmermann Patricia, Zölch Elisabeth, Zopfi Daniel, Zuberbühler Nora, Zulliger Debbie, Zurwerra Andreas, Zwicker Elmar.

### Institutions impliquées

Abteilung Wasserbau Tiefbauamt BL, Amt für Fischerei und Jagd ZG, Amt für Jagd und Fischerei GR, Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft BE, Amt für Lebensmittelkontrolle SG, Amt für Umweltschutz AG, Amt für Umweltschutz und Energie BL, Amt für Umwelt und Energie BS, Amt für Umweltschutz GL, Amt für Umwelt GR, Amt für Umweltschutz Liechtenstein, Amt für Umweltschutz LU, Amt für Umweltschutz SG, Amt für Umweltschutz SZ, Amt für Umwelt TG, Aquatica GmbH, Aqua-Sana, ARA Lyss, Aquaplus, Aquarius, Baudirektion AG, Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Abteilung Landschaft und Wasser, BGF (Büro für Gewässer- und Fischereifragen), BUWAL Abt. Gewässerschutz und Fischerei, Pressedienst, BVET (Bundesamt für Veterinärwesen), BWG (Bundesamt für Wasser und Geologie), Centre de la conservation de la faune et de la nature VD, Ciba Spezialitätenchemie, Consult AG, CSCF (Centre Suisse de la Cartographie de la Faune), Dienststelle Gewässer und Fischerei OW, EAWAG Buchhaltung, Personaldienst, Technischer Dienst, Informatik, EMPA, EPFL, EW Thun, Fachstelle Jagd und Fischerei SO, Fanggruppe der Technischen Kommission des Kantonalen Fischereiverbandes FR, Fischerei-Aufsicht BS, Fischerei-Inspektorat BE, Fischerei- und Jagdverwaltung LU, Fischerei- und Jagdverwaltung SZ, Fischereiverwaltung UR, Fischpächter der Ron, Fischerei-Pachtvereinigung Bern und Umgebung, Fischereiverband AG, Fischereiverband JU, Fischereiverein Aaretal, Fischereiverein an der Emme, Fischereiverein Liechtenstein, Fischereiverein Oberemmental, Fischereiverein Neckertal, Fischereiverein Trutta, Fischuntersuchungsstelle FIWI, FORNAT, Freiburgische Elektrizitätswerke (FEW), FV Fipa (LU), Gewässer- und Bodenschutzlabor Bern, Geografisches Institut der Universität Bern, GIS Koordinationsstelle SO, Histologisches Labor Institut für Tierpathologie Universität Bern, Hochschulstiftung der Bürgergemeinde Bern, HTA Burgdorf, Infodienst Wildbiologie & Ökologie, Hydra, Institut für Pharmakologie und Toxikologie der Universität

Zürich, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld, Interessensgemeinschaft Lebensbereich Gewässer, Interfakultäre Koordinationsstelle für allgemeine Ökologie der Universität Bern, Jagd- und Fischereiverwaltung AG, Jagd- und Fischereiverwaltung AI, Jagd- und Fischereiverwaltung BL, Jagd- und Fischereiverwaltung GL, Jagd- und Fischereiverwaltung SG, Jagd- und Fischereiverwaltung TG, Kantonaler Fischereiverband FR (FFSP), Kantonale Fischzuchtanstalt SH, Kantonales Laboratorium LU, Klärwärter der ARA Eschenbach-Inwil, Hochdorf, Rain, Surental und Rontal, Kundendienst-Account MeteoSwiss, KW Hagneck, Limnex, Localnet AG, Office des eaux et de la protection de la nature JU, Ökotoxikologie Universität Konstanz, Psychologisches Institut der Universität Zürich, Rätia Energie, Renat AG, Schälchli, Abegg und Hunzinger, Schweizerischer Fischerei-Verband, Schweizerischer Nationalfonds (SNF), Seiler AG, Service cantonal de la protection de l'environnement VS, Service cantonal d'hydrobiologie GE, Service de la faune NE, Service de la pêche FR, Service des eaux, sols et assainissement VD, Service du chimiste cantonal GE, Servizio cantonale della caccia e pesca TI, Tauchgruppe Kantonspolizei SG, TeilnehmerInnen des Diskussionsforums mit Fischereifachleuten in Olten vom 21. November 2000, TeilnehmerInnen des nationalen PKD-Diskussionsforums in Olten vom 20. Februar 2001, TeilnehmerInnen des internationalen PKD-Forums in Kastanienbaum vom 2./3. Juli 2001, TeilnehmerInnen des internationalen Expertenhearings in Kastanienbaum vom 21./22. August 2003, TeilnehmerInnen des nationalen Expertenhearings in Olten vom 15. September 2003, Tierspital Bern, Tretron, Universität Genf, Wasserfahrverein Bern-Neubrück, «Wasser, Fisch, Natur», Wasser- und Energiewirtschaftsamt BE, Wasserversorgung der Stadt Zürich, Wolfermann-Nägeli-Stiftung, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin Universität Bern.

## 7.10 Avis des experts internationaux

### General comments

From Fischnetz it becomes clear how much we rely on anglers, rather than scientists to assess the environmental health of our freshwater system. Switzerland is fortunate in having anglers willing to cooperate with personal record keeping. Clearly the Fischnetz team have gone to great lengths to examine and interpret these angler's data, and it is through no fault of their own that the data are not quite perfect in demonstrating a population decline. My own opinion would tend to agree with Erich Staub that there has indeed been some decline.

The scientists began by tabulating all the possible mechanisms, which could be responsible for reductions in Brown trout populations in Switzerland. This was exactly the right way to start the project, and it is to the scientists' credit that none of the international experts could offer any new or alternative hypotheses.

To study these hypotheses four test catchments were examined (Necker, Venoge, Emme, LBK). I assume, but was not entirely certain that populations had indeed gone down in these catchments. I presumed that experiments on these catchments/reaches would be designed to vigorously reject or support each individual hypothesis. Alternatively the available data could be marshalled to support or reject each individual hypothesis. However, as described some hypotheses are difficult to test having multiple causes and would have to be redefined to test, for example Excessive fish removal is due to anglers, Excessive fish removal is due to cormorants etc. Whilst it is possible that all of the hypotheses could play some contributory role via some specific local effects, it should have been possible to demonstrate that most of the hypotheses could not be the sole reason for brown trout decline in Switzerland. If we assume that the fish decline data are of good quality, then the Fischnetz scientists would appear to have two leads:

A) That fish decline has geographical differences.

B) That fish decline accelerated in the 1980's-90.

Thus, for example, if we rely on geographical differences in fish population, the chemical only hypothesis would say that in all reaches, far upstream of sewage outfalls (perhaps physically disconnected), or

when sewage effluent would be highly diluted, all the fish populations will be of good status. A single example of a poor fish population upstream/disconnected from sewage effluent would therefore disprove the chemical only hypothesis. Marc Suter used the temporal change in fish population decline (accelerated decline in 1980's in Venoge) to demonstrate that this decline cannot be due to steroid estrogen contamination (whose concentrations would have declined rather than increased over this period). Overall this vigorous refutation of hypotheses approach did not come over strongly during the Fischnetz presentations. The exceptions I noted appeared to be a refutation of temperature changes, food supply and reproductive failure as the primary causes.

The Fischnetz program has the great merit of having considered all the possible explanations for the decline in the fish populations of Swiss rivers simultaneously, thus making it possible to attempt an all-round approach to the problem.

The starting point is the observation of a reduction in declared trout catches. This decline has been of the order of 50% over 30 years, and it could have several potential causes that are listed in the hypotheses. Nothing has been left out and this list is exhaustive. These hypotheses are not all independent of each other, and this is only to be expected. I think that we should stress the fact that ecosystems are undergoing a multifactor « global change » and that there may be synergisms between causes that mean that the global impact is greater than the sum of the separate impacts. This point is to some extent included in hypothesis « multiple causes ».

After the 2 days we had identified the local, regional and national levels and I think that it is very important to distinguish between these different levels. When we look at the votes of the experts, we can see that only hypotheses 10a and 6 emerge at the national level. The deterioration of the physical attributes of the rivers is indeed the result of a national policy. Similarly, the management of fisheries also has a clear nation-wide component.

I think that the problem has to be tackled at the regional or local level, i.e. at the level of the watershed or a given section of the river.

Because of the fragmentary nature of the data and the relative poor quality of some of the data, it would be better to consider the Fischnetz project as an extensive base-line study and to formulate a number of follow-up in-depth studies.

Determining the causes of biological impairments is an extremely difficult task in both conceptual and practical terms. The EAWAG Fischnetz team are to be commended for their approach of framing alternative hypotheses, organizing the information relevant to each, and developing an integrative model to elucidate the relationships among hypothetical causal networks.

The main question to be answered was: Which is the cause(s) for the decline of fish catch in managed regions of Switzerland since 1980? To be noted is that this decline largely reflects decline in brown trout catches, as the more important sport fishing species. We all agreed that more than one cause is highly likely to be involved. Unfortunately there is, however, a general lack of data, except for some hypotheses. Several of the suggested hypotheses are of course also inter-related.

It is unclear to me, based on the information presented in the briefing document and that presented at the meeting in Kastanienbaum, whether there has been any decline in the standing stock or actual catch per unit effort. It seems that there has been a decrease in the number of fish caught that is commensurate with the number of anglers. If this is the case, then all of the hypotheses of what has caused the decline that has not occurred become moot. I would base a test of this hypothesis on the electro-fishing data for both standing stock and population demography to assess this hypothesis.

The decline in catch is most likely due to some combination of reduced angling and reduced fish abundance. Reduced angling is due

to a 30–50% decrease in license sales for streams, and a decrease in catch per trip. This reduced angling is likely caused by a younger generation fishing less in streams and more in lakes. Of the electro-fishing data available, there appear to have been declines at least at some sites (These data should have been available in the report). These declines demand explanation.

The first question is: Is there a decline in fish populations in the first place?

The presented data on fish catch, which show a clear decline in the last 20–30 years, do not in themselves prove that there is a corresponding decline in fish populations. More objective data, such as electrofishing data should be used wherever possible. In the absence of such data for the past, it is difficult to decide whether or to what extent the brown trout population has reduced. It seems very likely though that there is a real decline in trout populations, which has also been observed in many other European countries, over the last century or so. As Malcolm Elliot pointed out, this may well have started much before the decline in fish catch became apparent in the 80s, because the population in the early part of the 20th century was probably much greater than that needed for satisfactory angling success, so a population reduction would not lead to problems for the anglers until it drops below a certain level.

Stocking further confuses the questions. If successful it may halt or reverse a population decline, but, as has been demonstrated by several examples, it often causes more problems than it solves and may even lead to a reduction in numbers (Ricker curve).

My comments on the hypotheses are therefore based on my belief that brown trout populations in Switzerland were higher in the past than they are today, but that the population decline actually started long before 1980.

Obwohl wir anlässlich des Expertentreffens schon sehr viel darüber gesprochen haben, möchte ich hier den Punkt des Fischrückgangs nochmals kurz aufrollen.

Als aussen stehender Experte ist man schon etwas erstaunt, auf welch schwachen Füßen das ganze Projekt abgestützt ist. Für mich ist es aufgrund der Datenlage nach wie vor nicht eindeutig, dass es in der Schweiz in den letzten Jahren zu einem Fischrückgang gekommen ist bzw. dass der aufgrund der Fangstatistik vermutete Fischrückgang nicht allein auf eine Abnahme der Anzahl der Fischer zurückzuführen ist. Aufgrund dieser doch etwas unbefriedigenden Ausgangslage ergeben sich für mich einige unmittelbare Konsequenzen für die Ausarbeitung des Schlussberichts:

Die Darstellung der Ergebnisse zum Fischrückgang ist transparenter zu gestalten, insbesondere ist besser zwischen (bewiesenen) Fällen und (daraus abgeleiteten) Vermutungen zu unterscheiden. Im weiteren sollte vermieden werden, zu stark vom Einzelfall auf das Ganze zu schliessen.

Die Hypothesen basieren alle auf dem nicht bewiesenen Fischrückgang. Deshalb bin ich nach wie vor der Auffassung (wie in Kastanienbaum bereits angeregt), dass es besser wäre, die Hypothesen so zu formulieren, dass sie als Risikofaktoren für einen aktuellen und/oder zukünftigen Fischrückgang angesehen werden. So ist z.B. die « poor morphological quality of the streams » vor allem ein hoher Risikofaktor, der das Überleben der Fischpopulationen heute und in Zukunft stark gefährdet.

Damit Sie mich richtig verstehen: ich finde das Projekt « Fischnetz » sehr wichtig, auch wenn die Datenlage noch zu wünschen übrig lässt. Als integrierendes Projekt betrachtet es die Fliessgewässer aus den unterschiedlichsten Blickwinkeln, etwas, das sonst doch eher vernachlässigt wird. Wie spannend solche integrierenden Projekte sind, zeigten ja schon die vielen interessanten Gespräche und Diskussionen in Kastanienbaum.

Project Fishnet has been a highly successful programme of research, monitoring and assessment aimed at improving the status of fish stocks and aquatic environment quality throughout Switzerland. I have been pleased to play a small part in this programme concerning fish health and and wish to acknowledge the commitment

of the programme team. The importance of the project nationally is clear. The approach taken to involve stakeholders in the early decision making process and to keep them informed throughout is commendable and provides an excellent model for others contemplating a large-scale multidisciplinary project. Without a doubt the quality and quantity of salmonid stocks will improve over the coming years provided the key factors identified by the Fishnet programme can be implemented. This may have been a national programme but I believe there are many positive lessons applicable for investigations further afield. I look forward to see how the next phase of activities unfold.

I would like to make several general statements about the hypothesis of fish declines. First, realize that throughout the meeting, and up into the hypothesis ranking, different « experts » were responding to a different question. That is, some were responding directly to the question of whether this and that hypothesis was responsible for the alleged « catch declines » or for presumed « population declines ». Second, whereas I was among those who did not want to dismiss the « interest » or the presumption that the declining fish catch reflects some deleterious factors other than declining license sales, I fully realize that from a dry scientific point of view, you really have no data to dismiss that this was the one and only cause of the documented decline in catch. However, I strongly feel that you should not let this distract you from the opportunities that Fischnetz and subsequent projects can create in providing a forum and mechanism for a badly needed management reform that can benefit the angling community while also indirectly promoting a more sustainable, holistic and conservation oriented management of aquatic environments. Furthermore, you should realize that the fish catch data is just one very synthesized view of a complex thing, and can not really reflect the large amounts of « qualitative » changes in the fisheries that most probably have taken place in the last 20 years (changes in the percentage of wild fish available, the size-structure of the population, potential growth rates, and the indirect effects on the entire aquatic and riparian community).

The fishnet project is a multi-disciplinary approach to elucidate the decline of brown trout in rivers and streams. In general, the approach taken by the Swiss colleagues to figure the reason for such an extremely complex topic seems to be appropriate. However, it should be noted that the time scale of 5 years was rather short to tackle problems, which were caused decades before.

It seems to me crucial that in addition to angler catch proving of fish decline should also be based on real population data, which can be achieved by electro fishing. In that context I think that the influence of stocking for the fish population has to be better investigated. Otherwise in my mind all strategies and activities to improve the situation cannot be assessed properly. To date, a profound evaluation whether there is a local, regional or national decline of brown trout population is extremely difficult and is scientifically not finally proven. The latter statement does not mean that there is no fish decline at all, there are just no final proofs.

#### Recommendations for the future

Looking to the future it is clear that the anglers are a key resource as guardians of Switzerland's freshwater environment. Good communications with angling societies and more detailed note taking would keep Switzerland in a strong position in protecting its natural resources.

This work should be continued in test fishing areas so as to turn them into demonstration areas. Some sectors of the Venoge should be restored. The impact of this restoration on fish populations should be determined.

The use of scientific fish catches to monitor some populations over the long term seems to me to be essential. Switzerland belongs to an international organization, the ILTER (<http://www.wsl.ch/forest/risks/riskshome-en.ehtml>). If this is not already the case, could it be possible to include « fish populations in rivers » in the scope of the ILTER?



I very much endorse the idea to categorize your catchments/tributaries for major disturbing factors (for example STP influences, PKD free, heavily fished etc.) and to identify a reference situation for each category. For getting more grip on the possible impact of pollutants it would be useful to include some *in vitro* and acute *in vivo* toxicity tests. In this case hazard identification could be made and some direction of which type of compounds might be involved. Personally I would go for a set of acute toxicity (microtox), genotoxicity (f.e. Mutatox) and *in vitro* ER and AH receptor tests to measure estrogenicity and dioxinlike toxicity (f.e. CALUX assays, YES). It would be worthwhile to investigate whether total effluent tox testing has been/is being conducted in Switzerland. In EU countries this is mandatory. It is done and coordinated under the OECD and OSPAR.

1. It is important to distinguish decline in catch from decline in stocks. EAWAG could provide guidance for the Cantons on this point. There are at least three ways to address this issue.
  - a) Electrofishing could be used to inventory stocks, but this will take a lot of time and effort. It would be good to have a standard methodological protocol and sampling design.
  - b) Catch per unit effort estimates could be improved by gathering better data on fishing effort, including reporting fishing trips with no fish caught and time spent fishing in each trip.
  - c) Habitat models could be produced that would estimate the number of trout given influential habitat properties. This may be difficult given the highly modified habitats in Switzerland, but it would be helpful in designing habitat remediation as well as helping to estimate stocks.
2. While some causes are likely to be acting at numerous locations, it is unlikely that the same cause is acting everywhere in Switzerland where stocks have declined. Hence, it is important to provide guidance to the Cantons on how to determine the cause of stock declines where declines have been demonstrated. The guidance could focus on the most likely causes. That is, how would you determine that PKD is causing a decline, piscivorous birds, channelization, etc.?
3. Whether or not there has been a national decline in brown trout stocks since 1980, it is clear that the streams and rivers have not been well managed for trout production. Hence, good management practices could be recommended that would be beneficial no matter what caused the decline in catch.
4. You need to put some thought into causal inference. From our discussions, it was clear that you have begun that, and that you are planning to somehow weigh the evidence, but it was also clear that you had not reached any conclusions how to do that. That should be done *a priori* rather than *ad hoc*, and should include a determination of how the components of the assessment that are already being performed contribute to the conclusions. To my way of thinking, the system model is a useful way of addressing the plausibility of hypotheses and the plausibility of exposure-response relationships, but is not conclusive in itself. Similarly, correlations do not demonstrate causation but they can quantify spatial and temporal associations which are useful considerations.
5. Demonstration cases are useful in confirming hypotheses and convincing skeptical managers and fishermen. That is, it would be useful to show that trout stocks can be improved by determining the cause of low trout abundance at a location and taking actions to remediate the cause.

Suggested management measures:

1. *Improved data collection, routines and quality for catch/effort statistics.* Better data on effort and similar procedures for all cantons.
2. *Implement projects to evaluate success of stocking, together with improved data collection/control routines.* Investigate population structuring using genetics, large-scale tagging of stocked fish (fin clip), data on stocking of strain, numbers, where, when for all cantons/waters.
3. *Select a river/stream for a habitat rehabilitation project to document effect on fish, cost-effectiveness, and to demonstrate different rehabilitation techniques.* A study of fish population response re-

quires careful design. This may be combined with constructing a demonstration stream showing various techniques and practical solutions. Involving anglers associations is often very useful.

4. *Establish reference sites for monitoring populations over time.* A major problem in the present situation is lack of monitoring data for fish populations over time. We do not know if there has been a decline in fish populations, only in catch. Long time series of (natural) population changes are generally very useful. This could be combined with 3.
  - A Real electro-fishing data on fish stocks are needed at a set of representative sites. Long-term funding will be needed.
  - B To understand the problem, need to stratify (categorize) all stream reaches into those affected by one or two factors only (and separate each of these groups) versus those clearly affected by multiple ( $\geq 3$ ) factors (hypothesis 1) in combination. Need to know length in each category, by stream size.
  - C Once the stream segments are categorized, then a few good field experiments can be conducted to eliminate or reduce these single or two factors at replicate sites vs. controls to determine whether the fish biomass/abundance increases. Such experiments are straight forward and require 4-10 years total, but require careful work to draw useful conclusions.
  - D It might be useful to simultaneously measure fish stocks, angler effort, and catch at series of sites. This would allow understanding what the catch declines mean, and also enlist the cooperation of anglers.

I would suggest that more information on the genetics of your trout stocks would be very useful. To what extent do you still have wild and distinct populations in Switzerland? If any are found, then they should be protected as possible sources of wild genes. To what extent has frequent stocking affected the genetics of the wild populations? How variable is the genetics of the stocked fish reared in hatcheries? It is now possible to obtain all the genetic information required by removing the adipose fin and preserving it in ethanol. Therefore the more reliable anglers could do a lot of the sampling if provided with the equipment.

Four or five streams should be selected as reference streams and electrofished at least once per year, e.g. in August. These reference streams should not be stocked, should be little affected by pollutants, and should be in the upper part of the catchment. They should be nursery streams for trout and as close to a wild state as possible in Switzerland. Some angling could be allowed as long as the catch was known, including fish returned to the stream because they were below the size limit. Anglers should be encouraged to watch the electrofishing and see how many trout live in their stream. Total control of the stream is important so that it is not modified in any way. Annual sampling should continue for at least 10 years. The reference streams should cover as wide a geographical range as possible. They would provide information on long-term variation in trout stocks in the absence of perturbations caused by human activities.

A stream restoration project should be performed. It should involve the anglers from the start and they may even provide some of the labour! Farmers and landowners along the stream should also be involved from the start. Trees (e.g. willows) and shrubs (e.g. hawthorn) should be planted along the banks to stabilise the banks, provide shade and a supply of terrestrial food for the trout. The stream should be fenced off against cattle, except for permitted drinking areas. Land drains should be filled in so that water is retained in the drainage area, thus reducing high flows in winter and low flows in summer droughts. The stream should be narrowed to combat bank erosion, and to increase depth and water velocity. Large stones and wooden dams should be added to create a series of pools and riffles, and especially suitable spawning areas. Regular fish samples should be taken at least twice a year and the anglers invited to watch the electrofishing. The project should last at least 10 years but improvement of the fish stock should occur sooner than this. If the stream is located near one of the reference streams, then the latter could serve as a control.

PKD appears to be a major problem in some streams. It would be useful to stop all stocking in a badly infected population and see if the population will eventually recover. A stream would have to be chosen where the trout population was self-contained, i.e. it could not be re-infected by migrants from outside the population. I assume that stocking causes constant re-infection of the trout. If stocking ceased, the PKD would continue in the population for some time but, eventually, only healthy or resistant trout would be left. I do not know how long this would take but a long-term field experiment would be worth trying.

#### Hypothesis – reproductive failure

There is very little data on this. It may be a likely local proximate cause. On a larger scale it does not seem to be a likely cause per se, but more likely to be tied in with other hypotheses as ultimate causes.

I saw no evidence to support this hypothesis. However, this does not mean that the recruitment could not be increased, especially in some local populations.

This is unlikely except at the local scale. It obviously depends upon recruitment and infectious diseases. It will also be affected by poor management at the local scale (increasing minimum size and having no bag limit).

Likely on a local level, either because of lack of adequate spawning grounds/habitats for young fish or because of health impairment due to disease or chemicals, but unlikely on a larger scale as there is normally an overproduction and your studies found plenty of young fish.

This was discussed in the context of endocrine effects. I agree that the effects are likely to be local. However, I did not feel that sufficient evidence was presented or existing that convinces me that endocrine disrupters have been a significant component likely to cause fish decline, principally since the prevalence of the end-point (i.e. intersex) is low and since there remains insufficient data that fecundity is adversely affected.

#### Hypothesis – insufficient recruitment

There was no evidence to support this hypothesis.

This is the most critical biological factor and is probably important at national, catchment and local scales. Good recruitment is essential for the success of any trout population, and hence adequate catches for the angler. Most of the other factors considered under the other hypotheses operate through their reduction of recruits, especially in the egg and the 0<sup>+</sup> parr stage.

I would like to only add that there is no real « value » to the proportion of healthy or fecund fish, or the number of summerlings per ha, etc. etc. For any such population, but especially stream brown trout, there is no typical structure to the population, but rather a very wide range of possibilities dependant on the habitat conditions, but also the management regime. A population with few age classes will normally be based, for example, on high recruitment numbers, but one with many age classes will not require very high recruitment. The age-size structure of a fish population is one of the first things affected by a particular harvest regime.

#### Hypothesis – impaired health and fitness

Mortality by PKD is to my opinion amongst the major causes for the national decline in brown trout catches/populations.

Guidelines for sampling fish for histology and gross pathology have been drawn by ICES. In fact, Steve Feist is just finishing a document on this and he would be the best person to provide it. Important point made here is that the number of fish collected directly relates to the level of detecting a disease and the statistical power to identify statistical differences between sites.

There were some data represented for this. In particular for PKD, this may be a likely attribution to local and in some regional decline on a short time scale (season, years). It may be tied in with hypothesis 11 in particular. However, as a more general primary cause I consider this unlikely. It is more likely to be an observed result of other causes.

I think that there was evidence of the fact that some fish, in some locations were suffering adverse health conditions. While at this time, there is no direct evidence for a causal linkage to any specific cause, it seems likely that urbanized and industrialized areas are causing this effect. It is possible that these effects are due to wastewater effluents, but the link was not demonstrated definitively.

There was no evidence that adverse effects on individual fish or on fish populations were resulting in effects that would lead to mortality of adults. If this were the case, one would expect to see changes in population age structures, but this seems not to have been the case.

Disease is likely to have only local effects.

Infectious diseases can affect recruitment and reproductive failure at the local scale and at the catchment scale if the disease is highly contagious and can disperse rapidly. Our Swiss colleagues are the best people to decide if they have a national problem.

Reduced fitness and adult mortality could be important at a local scale, but I would require more evidence to be convinced that it is an important problem at the catchment or national scale. Unhealthy fish are usually soon to be dead fish and are eliminated by natural selection. It is only when they are numerous in wild populations that there is a serious problem. However, stocked fish reared in captivity often show unhealthy symptoms soon after their introduction into the wild.

We saw good evidence that infectious diseases, especially PKD, cause high mortalities, where the conditions are favourable for the disease. PKD seems to be a serious problem for Switzerland and is another argument against stocking as this may help to transmit the disease from one area to another. PKD is at the moment a regional problem, but has the potential to develop into a national one.

It is likely that impaired general health as seen for example downstream of some WWTP leads to death in some or all age classes. This is probably a problem on a local level.

The importance of PKD to Swiss brown trout stocks is greater than at first realised. I agree that the impact of the disease is likely to be a significant factor affecting populations at the local and regional levels. There was concern that restocking (with fish that may be infected with *T. bryosalmonae*) could result in further spread of the disease. The current state of knowledge indicates that fish to fish transmission does not occur and that fish to bryozoan transmission is unlikely. However, there remains an element of doubt on this last point. This should not be a problem since policy should dictate that only healthy fish are used for restocking. This will require monitoring of hatchery stocks. Furthermore, since naive fish are very susceptible to PKD, timing of stocking should be considered carefully to avoid severe disease outbreaks (I cannot comment further since I am not aware of when restocking takes place). Certainly, one strategy that could be employed is to expose naive fish to enzootic waters and suppress the disease symptoms by maintaining the fish at reduced temperature, thus conferring a degree of immunity to the fish, which will be far more likely to survive if placed in PKD enzootic waters. Regarding the future investigation of the PKD status and disease dynamics, I strongly recommend the application of epidemiological approaches to assess population effects. In the light of current information I also think it important to determine from archive material whether the disease has in fact been present before 1979.

As a general point, despite the surveys detecting only very low prevalence of fish disease (bacteria and viruses), their impact on populations should not be dismissed since they would generally result in acute disease involving rapid mortality (compared to parasites). Only

survivors will have been sampled. Serological screening would provide a more robust assessment of the likely exposure of the population as a whole to specific infectious agents compared with looking for the pathogen.

There are clearly several important research avenues that need to be pursued on the Swiss situation and I am aware from yourself that some studies are already in progress. Some aspects are already under investigation under the UK « PKD programme » and regular communication with this group is recommended. This could provide consensus on general approaches and identify research required to inform policy (on restocking, likelihood of spread, development of resistance, treatments, vaccines and possible management measures dealing with bryozoan hosts etc).

The other hypothesis related mainly to toxicopathic effects of chemicals which at the meeting was taken to mean direct cell/tissue injury. The question of immunocompetence was also raised as an approach of use in assessing the biological effects of contaminants. There is merit in attempting this for target species since such measures are useful in determining overall health and « fitness » to survive challenge with infectious disease. Of course, which specific methods to use are the biggest problems. I agree that any effects are likely to be present only at the local level.

In my opinion, histopathological effects can give a powerful indication of a chronic problem. They are successfully used in marine and estuarine environments and will be extended to freshwater. I readily acknowledge the fact that using such methods can be problematic, but the fact remains that histopathological lesions provide an integrative endpoint of previous exposure. In addition, infectious diseases will be detected as well as lesions associated with algal biotoxins and endocrine disruptors, of course. An essential component in any health assessment.

Commenting only intuitively, from an evolutionary standpoint, that when a natural disease (as opposed to an exotic one) becomes a problem (like PKD) then one must assume that other, most likely anthropogenic, factors are creating the necessary conditions. In this case, too high a density of fish in general, too high a density of introduced, infected fish, too high a water temperature or other environmental stressors, etc. In Austria, for example, many managed populations (i.e. with stocking) are trying to maintain densities that are far in excess of what the current (or sometimes even historical) habitat conditions could possibly support. Thus, when densities are excessively high and artificially maintained, disease is more likely to become a problem, just like in a hatchery setting.

#### Hypothesis – chemical pollution

Chemical pollution involving pesticides or endocrine disruptors has only a local impact. Eutrophication data is only available for the major rivers. It would be useful to have this information about streams, which is where most fish breed.

In view of some of the data presented, this may be a likely local cause, considering the number of WWTP and industrial wastes.

While there was no evidence presented that allowed a causal linkage to be established, some concentrations of some chemicals were in the range where toxic effects, mostly more chronic effects could be occurring. To demonstrate this, one would need to be able to apply some compound or at least chemical class-specific biomarkers of exposure or functional responses. There seemed to be little evidence that there was any induction of vitellogenin, an indicator of exposure to estrogenic compounds. However, there are many other possible mechanisms of action that could lead to compromised fish health and ultimately to survivorship or recruitment.

Chemical pollution is likely to have only local effects.

This is likely, especially at the local scale. There appears to be a large number of chemicals that can kill fish or impair their performance. I know little about ecotoxicology, but assume that as long as the

dosages are below the recommended levels, the trout will be unaffected. I assume that water pollution monitoring in Switzerland will protect the trout and that extensive fish kills are rare events. I remain agnostic about the effects of endocrine disruptors. There is some convincing evidence for their effects on estuarine fish, but the evidence for freshwater fish appears to be positive only for cyprinids and tame rainbow trout in cages with only the males of the latter being affected. There has been some work in the UK looking for effects on wild trout and salmon, especially below sewage treatment plants, but no obvious effects have been detected.

With chemical exposure it is important to differentiate between short term and long term exposure and between different types of chemicals, i.e. different modes of effect on fish.

Marc Suter showed, why concentrations of several chemicals of concern: pesticides, natural and synthetic estrogens are likely to be on average similar (natural estrogens) or lower (e.g. EE2, NP and some pesticides) now than they were in the eighties. So in general there has been an improvement in the water quality over the last couple of decades. If this was the only factor affecting the fish, one would expect numbers to go up by now (perhaps with a time delay in the region of a generation length). Although the general improvement in water quality is encouraging, there are clearly problems on a local and/or short term level as demonstrated for example in your report on waste water treatment plants. Nitrite in particular looks like it is a problem in Switzerland. As with many other problems an effect (fish decline) may only become apparent with a considerable time delay to a chemical exposure. For example: it has been observed in many countries that there are more fish with reproductive abnormalities (particularly affecting male fish) downstream of major STPs than upstream, it has also been demonstrated (see work by John Sumpter's group) that these individuals are less fertile than normal fish. This doesn't necessarily have an effect on the population level though, because it is – at least theoretically – possible for just one fish to fertilise all the eggs. Such a situation may store up problems for the future as the genetic diversity would decrease and the population might not be able to deal as well with other stressors.

Bei der chemischen Verunreinigung ergibt sich – weitgehend unabhängig von den betrachteten Parametern – eine Gliederung in alpine und mittelländische Gewässer (mit den Zwischenstufen Voralpen und Jura). Lässt sich beim Fischrückgang (immer unter der Prämisse, dass er überhaupt existiert) eine solche Gliederung erkennen?

A brief review on the application of histopathology to detect biological endpoints can be found in the new book « Effects of pollution on fish » (Eds Lawrence and Hemingway. Blackwell Publishing). I note that the biomarkers have been used within Fishnet and their application could be expanded, but of course this depends on priorities and other factors identified by Fishnet would seem to have higher priority!

The data presented did not prove that chemical pollution was responsible for the fish decline in the last two decades. There might be effects for fish in Swiss streams, but due to improvements of sewage treatment plants, the loads of chemical pollutants should not have increased within the last 20–30 years. For the known estrogenic effects the main responsible pollutants are natural and synthetic hormones and nonylphenol. The concentration of hormones seems to be rather stable, whereas nonylphenol concentrations even decreased in the respective time scale.

In order to elucidate the influence of chemicals, first the main sources for the fish decline should be investigated. Experiments testing whole effluent toxicity could for instance prove whether STPs are the main cause for a fish decline. Then, as a next step, the chemical or biological ingredients of the treated sewage, which causes the effects, should be identified.

**Hypothesis – habitat degradation and lack of connectivity**

Reduction in habitat quality appeared to be the most plausible explanation for national decline in brown trout stocks, but the Fischnetz scientists must examine how to provide good case studies of selected catchments showing when habitat changes occurred versus reduction in fish stocks.

The physical degradation of habitats, without forgetting the eutrophication of the rivers, is one of the hypotheses that seem to me to offer the best explanation for the decline in fish catches.

To my opinion, poor habitat quality is the major cause for the national decline in brown trout catches/populations.

Considering the data presented and general knowledge, poor morphological quality of the streams and lack of connectivity is in my opinion among the three main causes. In particular, in a longer time perspective and considering the current state of many Swiss streams, this is even the most likely main cause, in my opinion, for decline in trout populations. Consequently, habitat rehabilitation also holds the greatest potential as a management tool for increasing trout populations again. Furthermore, it is also far more cost-effective than stocking. There is to some extent a temporal mismatch between habitat degradation (mainly done before 1980) and the recent decline. Although for example population resilience, meta-populations dynamics, increase in stocking until around 1980, and continued decrease in connectivity, all may delay the effect of previous habitat degradation, the recent decline in fish catches also suggests additional causes.

While there was no specific evidence that changes over the past few years would have resulted in reduced fish populations, it is clear that the habitat of most Swiss rivers is considerably different than in historical times and in many cases would be considered to be severely degraded. Although there is no evidence that this was the cause of recent declines, if they have occurred, efforts to improve stream habitat and general morphology would be beneficial to fish populations.

I rank habitat degradation and lack of connectivity as a factor that has widespread effects. 44% of the stream length in three cantons are severely impaired or worse. This fragmentation of habitat is likely to have latent effects that become evident only later. Many streams have barriers that divide them into short segments of only 0,5–10 km, which are likely unable to support a trout population. In addition, many tributaries that support spawning are disconnected from main rivers by barriers created by down cutting or culverts. This is the main reason for lack of age-0 fish.

This appears to be the most critical abiotic factor and is probably important at national, catchment and local scales. Habitat quality is the most dominant factor affecting recruitment of young fish, and stream connectivity is essential for the unimpaired movement of all life stages, including adults returning to the spawning grounds. Improvement of habitat and stream connectivity must be an essential part of any trout restoration project. It is important to recognise that habitat improvement includes not only the habitat in the stream, but also the bankside habitat that provides shade and hence lower temperatures, shelter for trout under the banks or amongst tree roots, and a food supply of terrestrial invertebrates that fall into the stream or are trapped on the water surface.

This is likely to have an effect in most areas in Switzerland (or indeed Europe). As your data shows a large proportion of Swiss rivers and streams have been altered from their natural morphology, reducing the diversity of habitats and the connectivity. What confused me at first with this hypothesis was the mismatch in timescale between the building works, which happened mostly much earlier than the observed decline in fish catch since the 80s, but firstly the decline in fish population probably started earlier than the observed decline in catch numbers and secondly building work can have an effect decades later by two mechanisms.

As we saw in the pictures: where the main river has been straightened and flows now much faster than before, the riverbed has been eroded until the main river is now a lot lower than the small side streams. The height difference gets bigger every year until fish can no longer get up this step, making for example suitable spawning sites inaccessible. The eroded sediments also collect in other parts of the river where they build up over the years and eventually cause problems.

Fragmented populations (caused by loss of connectivity) may be no longer able to deal with other stress because they are inbred or because they cannot naturally recruit/restock after a collapse.

It would be important to demonstrate either: that trout numbers in a defined stretch indeed reduced as a result of changed morphology/habitat degradation. This would need good data (i.e. electrofishing or similar) that shows a decline in numbers in the absence of other possible causes. Such data may not be available and of course I would not propose to deliberately destroy a habitat just to prove a point, but if there is channelling or the like planned for the future anyway, the effects should be monitored. Much better is the suggestion from the meeting, to show the reverse, that improving morphology/

habitat will increase the number of trout. This also has an advantage with regards to some of the other possible causes, which would be difficult or impossible to control: show that numbers increase despite predation by birds or increasing water temperature etc. and it should be easy to convince fisheries managers of the benefits.

Ich bin der Meinung, dass diese Hypothese ein grundsätzliches, wenn nicht sogar « das » grundlegende Problem anspricht. Allerdings sollte man die beiden Faktoren « morphological quality » und « connectivity » besser auseinanderhalten. So ist es aus der Sicht der Ökomorphologie doch durchaus möglich, dass ein an sich naturnahes Gewässer (Stufe 1) durch Verbindungsbrüche aus Sicht der Fischpopulationsentwicklung problematisch ist.

Interessant wäre es zu wissen, wie stark diese Hypothese (morphological quality) mit den anderen Hypothesen korreliert ist. So könnte man direkte Zusammenhänge (schlechte morphologische Qualität → höhere Fließgeschwindigkeiten im kanalisierten Fluss und fehlendes Nahrungsangebot) vermuten, die ihrerseits wieder andere Hypothesen beeinflussen.

Clearly very important. Increased habitat quality is likely to lead to increased biodiversity – including bryozoans!

*Channelisation* begins to effect a population immediately, no doubt, and then, has intermediate AND long term effects, the long-term resulting from the gradual lowering and further deterioration of the river bed.

*Fragmentation* is extreme in Central Europe and amelioration attempts should always be undertaken, except when trying to protect particular populations from the invasion of exotic species or strains. However, real quantification of how much fragmentation will result in how much fish loss is impossible.

*Instream structure* – in most situations, where some other factor is not severely limiting, placement of instream structures in a typical brown trout stream in Central Europe (meaning across many different macrohabitats, alpine, lowland, etc.) will increase the carrying capacity of that stretch for adult fish.

You can almost be certain that morphological or instream improvements to almost any stream in Switzerland can raise the carrying capacity of adult fish. For 0<sup>+</sup> fish, zero or very low velocity habitats are needed, which are also severely limited in most Swiss streams.

An improvement of fish habitats seems to be essential and the anglers' behaviour should be included in that process. That is closely correlated to the morphological conditions of the Swiss rivers. Herein I see the major challenges for the future.

**Hypothesis – sedimentation of fine sediments**

While there are reasonably good data for rivers suggesting little change, there are unfortunately no data for (smaller) streams. Such

streams tend to be particularly important for natural trout recruitment. Changes may also be subtle and spread out in time, and therefore difficult to detect. Also considering habitat degradation, it is likely that this hypothesis is relevant on a local scale and perhaps in some cases also regional (watershed).

While there is no direct evidence to support this hypothesis as a cause of recent declines, there is evidence that sedimentation has degraded the environment in many sections of Swiss rivers. Improvements in stream morphology will improve this situation.

This is another important abiotic factor that is closely linked to habitat quality. It is probably important at the catchment and local scales. Fine sediments can smother trout redds, killing eggs and alevins. The organic content of sediments is also important because of the removal of oxygen during decomposition. Therefore, problems will occur with organic sediments even when the quantity of sediment is not high enough to smother trout redds. Deposition of sediments is clearly linked to altered hydrologic regime. It should be remembered that not all effects are negative. In larger rivers, some invertebrates require a bottom of fine sediments, e.g. burrowing Ephemeroptera such as *Ephemera* spp., bivalve molluscs, chironomid larvae and tubificid worms. It is important, however, that such a habitat remains stable and is not repeatedly flushed out.

This is likely to have a local effect especially on reproduction, but cannot be extended to the whole country.

Auf lokaler Seite wahrscheinlich; allerdings fehlen uns die Daten weitgehend, um dies zu belegen. Betroffen sind sicherlich Restwasserstrecken ohne Schwallbetrieb (hydropeaking). Aufgrund der Verbauung unserer Gewässer (Kanalisierung → Einengung) ist auf der anderen Seite von einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit auszugehen, so dass die Wahrscheinlichkeit der Ablagerung eher abnimmt. Die grosse Unbekannte ist die Frage, ob das Sedimentangebot in den Einzugsgebieten in den letzten Jahrzehnten zugenommen hat. Bei der Beantwortung dieser Frage ist zu beachten, dass in Randregionen (höhere Lagen, steile Lagen) eher eine Extensivierung (Grasland, Weide, Verbuschung, Wald) stattgefunden hat und die Intensivflächen vor allem in flachen Gebieten liegen. Allerdings weiss man z.B. von Maiskulturen, dass bereits eine geringe Hangneigung genügt, um Erosion zu provozieren. Aufgrund der heute verfügbaren GIS-Dateien liesse sich diese Fragestellung sicherlich etwas differenzierter angehen, als es in Kastanienbaum vorgestellt wurde. Evtl. könnten zu diesem Punkt auch die Bodenschutzfachstellen einzelner Kantone Informationen liefern.

I think you can find relevant references from the Hydrobiology department at the Boku (or a related department) in Vienna. They are more in report form than in internationally published journals, but the information on such impacts I think is sound.

As I tried to mention, but was not well received, is that the problem is two-fold, in that dams (channel degradation, hydropeaking, etc.) also DECREASE or even eliminate fine sediments in many river reaches, and this is as big a problem as increases. Sure, the total amount of erosion has increased due to agricultural land practices, but the distribution of these sediments is extremely uneven. They have accumulated in some stretches, but are being eliminated in others. Sediments have also accumulated behind dams that eventually must be flushed. You can also find reports from much renaturation work in Austria that point out, with a positive tone, the accumulation of finer sediments in stretches undergoing rehabilitation.

#### Hypothesis – reduced available food

The data presented indicated no changes in benthic fauna. However, quantitative estimates of benthic organisms are notoriously difficult and temporally and spatially variable, requiring a large amount of data. Also, what is relevant for trout is available food, which to a large extent is drifting food. It is therefore difficult to measure directly, and indirect measures such as in other hypotheses may be more relevant.

Based on my experience with mainly oligotrophic trout streams, this hypothesis has a potential, because food production in such streams tend to be limited by phosphate contents. Concomitant with the decline in fish catches, Swiss waters have experienced a « cultural oligotrophication » during the last years, due to the increase in WWTPs. This suggests to me a reduction in food production in streams, similar to the reduction you have observed in lakes. However, I accept the opinion of other experts at the meeting, that phosphate levels are still naturally high, and not likely to affect food production. I would just like to point out that this is certainly not the case in Scandinavia and on the west coast of Canada/USA (see e.g. Stockner, J. 2003. Nutrients in salmonid ecosystems: Sustaining production and biodiversity. AFS Symposium 34, 285 pp.). It may also be relevant for some of your more alpine and nutrient poor streams, which also hold good populations of trout.

There was no evidence to support this hypothesis. However, there might be specific locations where changes in the benthic community might affect standing stocks of fish.

Reduced food is a factor that I rank among those having widespread effects. Terrestrial invertebrate prey provide about 50% of the annual energy of trout in streams that are less than 5 m wide. Loss of riparian vegetation in most streams in Switzerland due to agriculture and urban development has reduced fish growth, biomass and total abundance. Restoration of this riparian vegetation can occur rapidly, and therefore increases of fish stocks can occur rapidly (within 4–10 years).

This is likely, especially at the local level where habitat destruction has occurred, not only in the stream but also on the bankside with removal of vegetation. The latter provides a supply of readily available terrestrial invertebrates that fall into the stream or are trapped on the water surface. This drift food of terrestrial origin is an important food item, especially in the summer months and especially for older trout. Indeed, the reduction of this terrestrial food source will lead to poorer growth and smaller size at reproduction. In females, this will lead to fewer and smaller eggs and hence smaller alevins and fry with a reduced possibility of survival for the latter. The length of the period in which fry have to learn to feed increases with the initial size of the fry. Hence the probability of death is higher for smaller fry compared with larger fry. Growth models can be used to assess if trout growth is at a maximum and therefore if there is a sufficient food supply. If their growth is less than maximum, then it is limited by resources, the most obvious being food and space. In modelling the trout populations, remember that variability (phenotypic plasticity) may be as important as mean values. For example, it was concluded that mean growth rate, mean weight and mean length were all density-independent because they could be predicted from a growth model that did not include fish density. However, the variation in size around the mean value was strongly density-dependent so that at low densities there was a large variation in size whilst at high densities the size variation was reduced to produce fish of more uniform size (see the book « Quantitative ecology and the brown trout » by J.M. Elliott).

Likely to be important only locally. If, as has been suggested, re-oligotrophication leads to a reduction of available food in some areas, it only means that the artificially increased amounts of the relatively recent past are now returned to the natural state, so this should be a good thing, even if it means that trout or other organisms disappear from places where they shouldn't have been in the first place. (Of course an angler owning the rights to that stretch of river would see it differently).

This is a very confusing issue. Scientifically, it is impossible to show that food is limiting without manipulative experiments. What Kurt Fausch was hinting at is that a raise in food levels will support more biomass in a stream in many cases in Central Europe. I think he is correct. But it also matters what kind of food, and for larger fish, this means more fish, and this is more complex as it is mostly habitat

changes that would be necessary to support more complex aquatic communities.

#### Hypothesis – inadequate fisheries management

The fishery management hypothesis (changes in the numbers of people fishing, in their fishing patterns and the legal fish size thresholds decided, for instance) seems to me to offer the best explanation for the decline in fish catches.

I think that there is more data about fishing in Switzerland than in other countries. However, this information does not always make it possible to test some hypotheses, such as changes in fishing patterns. We have observed that people have tended to move to the lakes to fish, and that fewer people are fishing the rivers. The population of people fishing the rivers has also probably changed. This population is increasingly urban, and so we have to ask how the geographical location of the fishing effort is changing. Are there not some sectors near towns where fishing pressure is increasing, perhaps leading to local over-exploitation of the fish populations? What is the actual impact of increasing the minimum size at which fish can legally be caught? We have a local example of a considerable reduction in catch numbers after increasing the legal size, but we have no information about the wider impact.

Switzerland has fishing statistics covering 30 years, which is marvellous in itself.

However, as we have seen, these statistics cannot be used to answer some questions. The number of fishing days during which no fish are taken needs to be reported. As in many other European countries, fishing is managed in several ways: fixing the minimum size of fish that can legally be taken, daily fish quotas, and stocking measures. We never know whether the fishing pressure on a given sector is strong or weak. It would be interesting to have some statistics about the pressure on fish stocks sector by sector in order to find out whether fishing could be a factor leading to overexploitation in some places. Raising the minimum size at which fish can be legally taken does not seem to constitute a good stock management measure. The global model must take the consequences of this measure into account, as well as estimating the mortality among the small trout that are released.

To my opinion, inadequate management of fisheries is one of the major causes for the national decline in brown trout catches/populations.

This is one of three causes I consider very likely to explain the observed decline in fish catches. Three important aspects are stocking, minimum sizes, and sales of fishing licences. Data on stocking indicate a near 30% decline in number of fish stocked since 1980. If managers consider stocking to be of any value, which they presumably do, a near 30% reduction is of course also likely to result in fewer fish. However, a number of recent papers on trout genetics, indicate that results of stocking are highly variable, and it appears to be difficult to pinpoint why (e.g. numbers and strain stocked, competitors, natural recruitment, habitat carrying capacity, hydro-ecological conditions). In Swiss waters there appears to be an acute need for better statistics on and control with the widespread practice of stocking (numbers, strains, where, when, success), so that results of stocking can be evaluated and stocking practices targeted at streams where stocking is successful and useful. Unfortunately, there are only scanty genetic data on population structuring in Switzerland, but we were informed that this is now under way.

As indicated by data presented at the hearing, changes in minimum catch size, is bound to have effect on number of trout caught. My understanding is that increased minimum sizes have been enforced on a number of waters since 1980. (It would be an expected management measure in response to decreasing catches, in order to protect the populations.) In turn this is highly likely to have reduced the number of caught fish. It would be interesting to see systematic data on this.

Personally, I doubt if recent declines in fish populations have been caused by inappropriate fish management practices. I do, however, feel that in general management practices could be improved. While

this would be easy to implement from a technical point of view, it might be more difficult from a social perspective. I think that fish stocking should be minimised, where possible resources should be put into stream habitat improvement, especially cover for fish.

This is the fourth factor ranked to have widespread effects. Stocking everywhere in Switzerland is likely to have a depressing effect on wild fish, but this depends on both the fish stocked (from regional hatchery vs. local stocks), and the quality of habitat in which they are stocked, as well as whether the trout in the hatcheries are reproducing naturally. Overall, this is a widespread factor, but probably has a lesser effect than habitat degradation.

This has probably had a major effect on fish stocks at all three scales through overstocking, especially of 0<sup>+</sup> parr, and through changes in size limits. Overstocking beyond the dome of the Ricker curve will not only lead to a decrease in recruit density but also to a more uniform fish size so that the angler will no longer catch exceptionally large fish. I also wonder to what extent some of the diseases such as PKD are due to the introduction of infected fish from hatcheries. In accordance with a new Federal Fisheries Law, only stock material specific to the catchment area may be used. It is not stated when this law became operational, but it is possibly too late! It should also be realised that there are probably different genetic stocks of brown trout within the same catchment, so that genetic management at the catchment scale is inadequate. Spawning fish will try to return to their natal stream within the catchment. Therefore, stocked fish should be bred from adults from the same stream to which they are introduced. It should also be clear that size limits restrict only the trout removed, not those caught, and some of the latter could be damaged or severely stressed by the time they are returned to the stream.

We heard a lot about stocking practices and the problems associated with that, as well as other suggestions where management could be improved in terms of size limits (e.g. introducing upper as well as lower limits) bag limits etc. A change in recording requirements (unsuccessful trips and, if feasible, duration of trips) would greatly improve the data available from fisheries. It is difficult to say whether the shortcomings in the management are contributing to a decline in population or just failing to adequately address the problems that are caused by something else.

Stocking is presumably done to support a population that is deemed to be unsustainable on its own, given the angling pressure etc. The questions to be asked are: Is stocking actually successful, i.e. are the resulting numbers of adult fish higher than they would have been without stocking? Could the same effect be achieved better or cheaper by other means, such as improving morphology? Is it causing other problems, like upsetting the genetic balance, introducing diseases etc.? With all these questions the experts seemed to agree that there is a lot of potential to improve trout numbers by improving the environment instead of stocking young fish.

I did not vote on this issue since inadequate management was decided by inference, as far as I could see. From the documents provided it seems clear to me that a great deal of thought is given to this aspect. The key point is that the genetics of the different populations need to be established and protected (I think this is the case?) and that there needs to be more emphasis on regular stock assessments to provide robust data on population status.

You can classify the general management scheme in Swiss rivers (a minimum size, a liberal bag limit, and heavy stocking) as simply archaic with unlimited potential for improvement, to become more economically efficient, ecological sustainable and beneficial to other aspects of the aquatic community or long-term evolutionary conservation of particular stocks, and, to promote the interest of anglers in the use and maintenance of quality fisheries. The anglers, can and will turn out to be the biggest supporter of stream and fish conservation. This is where follow-up projects to Fischnetz can be most effective.

The management of rivers and streams has a high influence on the fish population. For instance, it might be crucial that stocking facilitates the spread of the PKD disease.

It is strongly suggested to extend the round table of all Swiss experts and the anglers to discuss and develop measures for the future. The current situation constitutes a wonderful chance to improve the biological quality of Swiss streams on a very broad scientific and social basis.

#### **Hypothesis – altered anglers' behaviour (reduced fishing intensity)**

I think it should be stressed that the analysis of the data presented to us is too general. We have seen that the analysis of the CPUEs (trips during which at least one trout is caught) does not reveal a decline in these CPUEs everywhere.

To my opinion, altered behaviour of anglers is the fourth major cause for the national decline in brown trout catches/populations.

Because the decline in number of caught fish since 1980 appears to be so regular over time (which would not be expected, if ecological factors were more important), and because it closely matches the decline in sales of fishing licences, both in time and magnitude, I consider it highly likely that this altered behaviour, i.e. reduced fishing intensity, is one main reason for the decline in fish catches since 1980. If CPUE have been the same during this time interval, and the reduction in number of anglers represents a random sample, the decline in fish catch is largely explained by the reduction in number of sold licences. With respect to CPUE, the data presented at the hearing were inconclusive, and also very biased with respect to calculation of CPUE (effort data for unsuccessful trips missing, and non-successful trips tend to be very frequent in trout fisheries). It is therefore of great importance to implement new routines to improve catch statistics.

This is the most likely cause of the change in total catch, as represented by the records submitted by anglers.

This factor was given a probable marking by the group at the national, catchment and local scales because of the strong correlation between decreasing numbers of both anglers and fish catches. However, I suggest that this high rating is misleading because altered angler behaviour will have little impact on the fish stocks: angling is not an efficient method of catching fish. It is only when commercial fisheries are operating (e.g. gill nets, seine nets) that fishing effort can seriously affect fish stocks. It is my guess that trout stocks in Switzerland have been slowly declining for a long time, at least since 1940, but the anglers' catches removed only a small proportion of the stock. However, when the declining stock reached a certain threshold, the effect on anglers' catches became evident for the first time.

The correlation between the number of anglers and the number of brown trout caught over the last 30 years is easily the most convincing. « Half as many anglers catch half as many fish » seems immediately logical but one has to be careful with correlations:

Are fewer fish caught, because there are fewer anglers making fewer trips or are anglers giving up their hobby because they catch fewer fish? (The third possibility statisticians like to point out, that both are influenced by a common third factor can in my opinion be discounted – at least I can't think of anything that would directly influence the number of fish and the number of people fishing.)

The data presented at the meeting showed at least in some cases that the total number of fish caught went down, but the catch per successful trip (catch per unit effort) did not.

The problem of not recording unsuccessful trips has been noted. However, if the number of unsuccessful trips was increasing one could reasonably expect that the number of trips with just one fish would also increase and the average catch per successful trip would decrease – this does not seem to be the case. From this I conclude that anglers are not giving up their hobby because of reduced catch, but the total catch is reduced, because the total number of angling trips by the angling community is reduced.

However there are still two possible scenarios:

A) « *There is plenty of fish in the river* »: The number of catchable fish (i.e. fish that fulfil the size requirements etc.) in any given area is large compared to the number removed by the anglers. The fish removed by angling doesn't significantly change the total number available and the success of each individual angler depends on his skill and the time spent, but does not depend on how many other anglers fish in the area. In this case, the catch per unit effort (ideally measured as hours spent angling and including unsuccessful trips) is constant (if the numbers are large enough to smooth out individual differences) and the total catch depends mainly on the total time spent.

One might think that in this scenario, where there are far more fish available than are caught, catch would be independent of population numbers, but as Malcolm Elliot described, when measured correctly as catch per hour, catch data and population data are closely correlated. This does however not require that scenario B below is the case, if one imagines that it is a small but constant proportion of fish that goes for the bait. For example if 1 in 100 fish passing an angler gets caught, this would not significantly reduce the chances of a second angler in the same stretch, but both would be strongly influenced by the total number of fish passing them.

B) « *The number of available fish (the «cake») is divided by the number of anglers* »: Only when the number caught gets close to the number available would one expect to see the opposing theory by which the available fish (the « cake ») are distributed among all the anglers in an area, therefore fewer anglers would be expected to get a larger share each. The problem is that this scenario, where nearly all the available (adult) fish are caught would probably not be sustainable as there would be very few fish that escape the anglers available for reproduction. So this would lead to a decline of the population and therefore a reduction of the available fish. As a result of this each angler would not get a larger catch despite sharing the available fish with fewer colleagues.

Given that the number of anglers and the number of trips is going down, how do you know where you are? To test which of the scenarios is the case one would need to increase the effort to see whether the catch increases proportionally, but this is unlikely to happen. I tend to agree with the opinion that angling is so inefficient that scenario A is more likely, but there is a great danger with this assumption – one only needs to look at the problems with cod and other sea fish...

Clearly a key factor.

#### **Hypothesis – excessive removal by fish-eating birds**

I think it is obvious that fish-eating birds can have a very marked local impact that compromises the dynamics of a specific fish population. I have more doubts about the estimated impact at the national level. The data used derive from numbers of birds killed on rivers. The proportion of birds that have eaten trout is estimated and reported without an interval of confidence, and the relative proportions of birds fishing in rivers and in lakes are not indicated. I think that it would be useful to revise these calculations before publishing the final report; otherwise, in view of the data presented, the decline at national level could be almost entirely attributable to fish-eating birds, which I do not believe to be the case. I think that it is much more difficult to get an accurate picture at the national level. Overall, I think that a lot of findings are reported without sufficient statistical analysis of the interval of confidence.

The estimates presented at the hearing suggest that increased number of cormorants in particular, have resulted in an additional load of 300–400 000 trout (mostly 15–20 cm length) removed from the rivers. If the stocks are already under stress, this additional load is likely to have an effect on number of fish caught, in particular on a local scale.

It is unlikely that fish-eating birds have had a significant effect on fish populations, especially since the number of anglers has declined and catch per unit effort has remained about the same as it has been historically.

Bird predation is a factor likely to have only local effects.

This is unlikely except at the local scale. If fish-eating birds such as cormorants, goosanders and herons were having a marked effect on the trout population, I would expect a closer correlation between bird numbers and trout numbers with bird numbers declining with declining trout density. If this has not happened in a locality where the birds are frequently found, then I would conclude that the fish stocks at that locality are adequate.

In my opinion, this is likely on a local level, but unlikely nationally. The cormorant population especially has increased dramatically in Switzerland since 1980. I would like to know what caused this increase. As has been pointed out in the meeting, the presence of large numbers of cormorants and other fish-eating birds suggests that there are actually good numbers of fish available. The birds would otherwise find it quite easy to move somewhere else. There was a lot of discussion about the figures presented in the report, which suggest that the numbers of trout caught by birds are now similar to the numbers caught by anglers. If these estimates are correct, the question of over-fishing applies to a similar extent to birds and anglers. According to these figures the total number caught by birds has increased while the number caught by anglers has decreased – are the birds just catching some of the « surplus » left over after the number of anglers has reduced? Adding up the numbers caught by birds and anglers still gives a decrease in catch between 1980 and 2001.

A straightforward discussion. The importance of predation was clear but for this (as for some other hypotheses) there was really insufficient evidence supporting that fish-eating birds would be a significant factor affecting fish populations over recent years.

Birds are a factor locally, but only a Pan-European regulation of the population will have any great effect, except where special measures are taken in particular stream stretches (like in the Hoch Rhine), but most fisheries will not have the resources to chase birds away on a permanent basis, and they only become someone else's problem anyway.

#### Hypothesis – increased temperature

Die Wassertemperaturen haben einen starken direkten oder indirekten (Krankheiten, Chemie allgemein) Einfluss auf die Fischpopulationen. Ob dies auch einen Einfluss auf den Fischfang hat ist vermutlich regional unterschiedlich. Sofern die kälteliebenden Fische in entsprechenden Gewässern ausweichen können, sind sie in höher gelegenen Gewässern anzutreffen und auch dort zu fangen. Wenn die Ökologie schlecht ist, wird dieser Prozess erschwert/verzögert/verunmöglicht.

Für die Temperatur haben Uferbestockungen mit ihrer Beschattung allenfalls auch einen Einfluss auf das Temperaturverhalten des Gewässers.

Ausserdem möchte ich auf einige methodische Probleme hinweisen. Speziell würde ich weniger auf modellierte Sinuskurven basieren (höchstens für die Trendanalyse), da es zum Teil sogar zu missverständlichen Aussagen kommen kann. Entgegen des Maximums der Sinuskurve hat sich das Maximum der gemessenen Temperatur eher nach hinten in den August verschoben. Für die Fische sind die effektiven Werte massgebend und nicht ausgeglichene Regressionswerte. Auswertungen von Stundenwerten könnten weitere Aussagen ergeben, natürlich aber kaum noch in der Zeit bis zum Ende des Projektes.

Good data were presented on this for rivers in Switzerland, indicating a temperature increase. Data on smaller streams are not available. Increased temperatures will e.g. affect growth of trout (which can be modelled well), extension of the trout zone, and occurrence of PKD and lethal/sublethal/stress temperatures. The trout zone is likely to expand upstream with improved living conditions, while the lower waters are likely to be lost/reduced as living areas for trout. Great variation between waters may be expected, depending on watershed,

exposition, glaciers, groundwater etc. It is likely to be one cause of decline on the local and regional level.

Obviously water temperatures have increased in some Swiss rivers. While this may have restricted brown trout from some reaches of streams that were marginal before, it is unlikely to be the major cause of any observed declines or a strong co-factor in most potential effects, except for effects on food supplies and population recruitment.

I rank changes in water temperature as a factor being unlikely to reduce or having diffuse effects on fish catch.

This is likely at the catchment and local scale. The major effect of water temperature below the lethal limit is on the growth of the trout, especially the juveniles (adults channel more of their energy into reproductive products, rather than somatic growth). However, the relationships between temperature, daily energy intake, diet (invertebrates or fish), and initial fry size at emergence from the redd are complex. If good temperature data are available and the initial weight of the fry when they emerge from the redd can be estimated, then Malcolm Elliott's growth model can be used to run different temperature scenarios and thus predict when temperature changes could be harmful. The initial weight of the fry is a crucial factor. Small fry may grow at the maximum rate but the trout will always be smaller than those starting at a larger fry size. Fry size is positively related to egg size which is positively related to female size. Increase in temperature may favour other fish species such as the bullhead and stone loach, and may also enhance the growth of food organisms, leading to higher turnover rates and more food for trout.

There is evidence for an increase of temperature, perhaps due to global warming. Locally this has a negative effect where it leads to the critical temperature of 25°C being exceeded. Apart from these lethal extremes growth rates and therefore size, which is linked to health and reproductive success is influenced by temperature. Here, it depends on the actual river or stream. It was shown that Swiss rivers vary in temperature right across the range tolerable by trout, therefore an increase by 1–2°C might be seen as beneficial for trout in cold rivers where the temperature is still below the optimum for growth, while in others it would increase above the optimum temperature, reducing growth and sometimes even reaching acutely lethal levels. Climate change models generally assume that in addition to a small increase in average temperature, weather patterns will tend more to extremes. Therefore the water temperatures may more often reach critical levels if only for a short time, than would be expected by the average temperature increase alone.

The connection between water temperatures and PKD is also of importance, but only where PKD is present in the first place.

Es ist unbestritten, dass bei der Wassertemperatur eine signifikante Veränderung, ein positiver Trend, vorhanden ist. In bezug auf die Umsetzung dieser Trends auf den Fischrückgang bestehen aber noch einige offene Fragen, auf die ich kurz hinweisen möchte:

Die Temperaturanalysen basieren auf grösseren Einzugsgebieten. Offen ist für mich die Frage, ob kleinere Gewässer mit stärkeren Temperaturanstiegen reagiert haben. Erste Antworten dazu könnte das erweiterte Messnetz des BWG liefern, das auch sehr kleine Einzugsgebiete umfasst.

Der Temperaturanstieg von 1–1,5°C (Jahresmitteltemperatur) erfolgte nicht kontinuierlich, sondern lässt sich relativ genau auf die 2. Hälfte der 1980er Jahre eingrenzen. Besteht aus der Sicht der Fische ein Unterschied zwischen einem abrupten Anstieg der Temperatur und einer kontinuierlichen Zunahme? Ich kann mir dies allerdings angesichts der Grössenordnung von 1 bis 1,5°C kaum vorstellen.

Ich habe in Kastanienbaum gelernt, dass sich die Bachforellen in einem gewissen Temperaturbereich wohl fühlen. In den meisten Gewässern bewegt sich der Temperaturanstieg innerhalb dieses Bereichs; heisst dies, dass der Temperaturanstieg keinen direkten Einfluss ausübt?



Local effects likely, especially in PKD enzootic waters.

#### Hypothesis – altered hydrologic regime

Good data presented at the hearing did not indicate substantial changes for rivers in Switzerland. Corresponding data for smaller streams were not available. Tied in with changes in temperatures and land use, it is likely to be one cause of decline on the local level.

In a longer time perspective, cultural modification of the rivers must have changed the hydrological regime.

I doubt that altered hydrology has contributed to a recent decline of fish populations, but degradation of habitat has historically probably limited the carrying capacities of many Swiss rivers.

Altered hydrologic regime is a factor potentially having widespread effects, because it is a type of habitat degradation that occurs in reaches of many Swiss rivers. It is most likely to reduce egg survival through washout or colmation, or reduce survival of newly emerged age-0 alevins.

This is likely at the catchment and local scales, and will obviously influence the amount of fine sediments and thus recruitment. A well-managed hydrological regime could be used to remove sediments from spawning gravels prior to spawning, but would be disastrous, if flow was increased in winter when eggs are in the gravel, and especially in spring when the young fry are just emerging from the redd. Although the egg depth of 15 cm was quoted as being safe to prevent washout, this is an optimistic value for smaller trout, e.g. for the resident trout in Wilfin Beck (length 17,5–29 cm), the burial depth was only about 4 cm compared with about 17,5 cm for the larger sea-trout in the neighbouring Black Brows Beck (see Fig. 6 in Elliott (1984) *Journal of Animal Ecology* 53: 327–350).

Similarly to the morphological quality of streams, the hydrologic regime is also likely to have an effect on the local level. High flows at time of hatching, which are more likely now due to the straightening of rivers and possibly more extreme weather patterns will damage the young.

Ich habe in Kastanienbaum etwas den Eindruck gewonnen, dass das Hydropeaking (der Schwallbetrieb von Wasserkraftwerken mit kurzzeitigen Wasserstandsschwankungen) überbewertet wird. Betroffen sind vor allem die grossen Gewässer (Alpenrhein, Linth-Limmat, Urner Reuss, Aare oberhalb Seen, Ticino, Rhone, Saane), wie die Tafel 5.3 des « Hydrologischen Atlases der Schweiz » belegt. Im Weiteren haben wir festgestellt, dass einer allfälligen Regimeänderung im Bereich März/April grössere Beachtung geschenkt werden sollte.

#### Hypothesis – multiple causes with regionally different significances

This is obviously a truism, otherwise all but two of the other hypotheses would have to be rejected!

I definitely support this one! Most if not all the problems mentioned are likely to be found at least at some locations. It is also likely that it is the combination of several stressors that has an effect, when a population would be able to deal with one of them on its own.

This hypothesis was not ranked. We realised that many of the hypotheses are interlinked and that as the title stood this could not be regarded as a stand alone factor.

Einverstanden, wobei ich « depending on the geographical region involved » durch « depending on the basin or stream involved » ersetzen würde. Falls diese Hypothese zutrifft, ist eine rein deterministische Betrachtung allerdings nicht mehr möglich; hingegen scheint es möglich zu sein, aus den Risikofaktoren grundsätzliche Aussagen zum Gefährdungspotenzial abzuleiten.

## 7.11 Portraits

### Comité stratégique



#### Kaspar Eigenman \*1941

Etudes et doctorat de chimie physique à l'EPF de Zurich. Entré en 1972 chez Ciba-Geigy, il dirige le département « Santé, sécurité et environnement » (SSE) du groupe Novartis depuis 1990. Il représente Novartis dans toutes les questions sanitaires, sécuritaires et environnementales auprès de la SSIC (Société suisse des industries chimiques) et du Cefic (Conseil Européen de l'Industrie Chimique). Liaison Delegate de Novartis auprès du World Business Council for Sustainable Development. Membre du conseil d'administration de l'ECETOC (European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) et du WEC (World Environment Center à New York).



#### Philippe Roch \*1949

Doctorat de biochimie à l'Université de Berne. Président de 1987 à 1991 du World Wide Fund for Nature (WWF) Suisse. Directeur de l'Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage (OFEFP) depuis 1992. Il s'engage au niveau national et international pour la biodiversité, le climat, la gestion des déchets, la lutte contre la pollution chimique et la protection des eaux de même que pour l'introduction d'une responsabilité civile pour les dommages causés à l'environnement. Membre du conseil d'administration du Fonds pour l'environnement mondial (GEF), de l'Institut des Nations unies pour la formation et la recherche (UNITAR) et membre du Conseil de fondation du Réseau universitaire international de Genève (RUIG).



#### Peter Schöneberger \*1940

Etudes d'économie et de droit à l'Université de Saint-Gall et à celle de Berne. Avocat indépendant à Saint-Gall de 1971 à 1992. Conseiller d'Etat, responsable du Département des finances du canton de Saint-Gall depuis 1992. Landammann ou Président cantonal en 1995/96 et 2002/2003. Membre du Parti démocrate-chrétien (PDC).



#### Werner Widmer \*1944

Enseignant en école professionnelle. Engagé de 1981 à 2000 dans la politique législative et exécutive du canton de Schaffhouse. Président depuis 2001 de la Fédération suisse de pêche qui compte 35 000 membres.



#### Alexander Zehnder \*1946

Etudes de Sciences naturelles et doctorat à l'EPF de Zurich. Depuis 1992, directeur de l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) et professeur de biotechnologie de l'environnement à l'EPF de Zurich. Se consacre à l'élaboration de concepts scientifiques, technologiques et économiques de développement durable, notamment dans le secteur de l'eau. Membre des Académies des sciences de Russie, des Pays-Bas et de Suisse.



#### Elisabeth Zölch \*1951

Licence fédérale d'avocate. De 1987 à 1994, conseillère nationale, fondatrice et présidente du groupe parlementaire pour la formation, la science, la recherche et la technologie. Depuis 1994, conseillère d'Etat et directrice de l'Economie publique du canton de Berne. Présidente de Gouvernement en 1997/1998 et en 2002/2003. Membre de l'Union Démocratique du Centre (UDC).

## Direction du projet

### Peter Dollenmeier \*1952

Etudes de biochimie et doctorat de biologie cellulaire à l'EPF de Zurich. Exerce depuis 1983 les fonctions de toxicologue dans la société Ciba à Bâle. Domaines de compétence: toxicologie générale, écotoxicologie et analyse des risques (Homme/Environnement). A mené dans le cadre de Fischnetz des travaux sur les facteurs chimiques de dysfonctionnement et sur les aspects écotoxicologiques.

### Heinz Renz \*1932, † 2003

Etudes de chimie à la Haute Ecole Spécialisée de Winterthur. De 1957 à son départ à la retraite en 1996, chimiste puis directeur de la société Cailler Broc et Dyna à Fribourg. Président de la Fédération fribourgeoise des sociétés de pêche, il a occupé les fonctions de vice-président de la Fédération suisse de pêche. A mené dans le cadre de Fischnetz des travaux principalement axés sur la gestion piscicole.

### Walter Giger \*1943

Etudes de chimie à l'EPF de Zurich. Professeur titulaire de chimie de l'environnement à l'EPF de Zurich et professeur honoraire de l'Université de Karlsruhe. Principaux thèmes de recherche: Développement et application de l'analyse chimique de traces, présence et comportement des composés chimiques dans les effluents et les eaux, analyse environnementale des polluants nouvellement identi-

fiés. Contribution aux recherches sur la pollution chimique des eaux menées dans le cadre de Fischnetz.

### Herbert Güttinger \*1947

Etudes de biologie à l'EPF de Zurich et doctorat à l'EPFZ/EAWAG. Recherches dans les domaines de l'écologie des cours d'eau, de la modélisation et de l'écotoxicologie. Membre de l'Etat-major de direction de l'EAWAG depuis 1987, il est engagé dans les domaines de la planification et de l'administration scientifique et responsable principal de la formation continue et du management environnemental. Responsable des hypothèses « Offre alimentaire » et « Température » du projet Fischnetz.

### Patricia Holm \*1959

Etudes de biologie et de sciences sportives puis doctorat à l'Université de Heidelberg. Depuis octobre 2003, professeur d'écologie à l'Université de Bâle, engagée dans le programme MGU (Mensch-Gesellschaft-Umwelt). Principaux thèmes de recherche: Effets des contraintes environnementales (en particulier les perturbateurs endocriniens) sur les poissons et autres organismes aquatiques, bioindicateurs, développement durable, recherche transdisciplinaire. Directrice du projet Fischnetz, travaux de recherche principalement sur la question de la déficience reproductrice, coordination du projet, management et travaux de synthèse.



Photo: De gauche à droite (au fond): Armin Peter, Marc Suter, Erich Staub

Devant: Ueli Ochsenbein, Heinz Renz, Helmut Segner, Walter Giger, Patricia Holm, Karin Scheurer, Peter Dollenmeier, Herbert Güttinger

**Ueli Ochsenbein \*1950**

Etudes et doctorat à l'Institut de chimie anorganique et analytique de l'Université de Fribourg, stage post-doctoral auprès de la Freshwater Biological Association, Ambleside, Angleterre. Dirige depuis 1992 le Laboratoire de protection des eaux et des sols du canton de Berne. Principales activités: Surveillance des eaux superficielles, étude et analyse des polluants, biomonitoring des eaux courantes, protection intégrée des eaux. Dans le cadre de Fischnetz, travaux sur la qualité de l'eau et les composés chimiques dans les eaux superficielles.

**Armin Peter \*1949**

Etudes de biologie et doctorat à l'EPF de Zurich. Stage post-doctoral à l'University of British Columbia, Vancouver. Dirige depuis 1987 le groupe d'ichtyocologie au sein du Processus d'hydro-écologie appliquée de l'EAWAG. Domaines d'étude: Habitats piscicoles, migrations piscicoles, revitalisation des cours d'eau. Responsable dans le projet Fischnetz des hypothèses « Recrutement », « Habitats » et « Crues hivernales ».

**Karin Scheurer \*1969**

Etudes de biologie à l'Université de Zurich. Projet d'hydro-écologie auprès du bureau d'éco-conseil Ambio de Zurich. De 1988 à 2002, chercheur au sein du groupe de biotechnologie de l'environnement de la Hochschule de Wädenswil. Recherches et enseignement dans le domaine du traitement des eaux usées et des déchets. Engagée depuis 2002 à l'EAWAG dans le projet Fischnetz, chargée d'un travail de coordination et de synthèse et responsable de l'hypothèse « Sédiments fins ».

**Helmut Segner \*1954**

Etudes de biologie et de chimie puis doctorat à l'Université de Heidelberg. Assistant à l'Institut de physiologie animale de l'université de Karlsruhe. Directeur du département d'écotoxicologie aquatique du centre de recherches environnementales Umweltforschungszentrum de Leipzig. Depuis 2002, professeur à l'université de Berne et directeur du Centre pour le diagnostic des animaux sauvages et des poissons (FIWI). Thèmes principaux de recherche: maladies, pathologie et toxicologie des poissons. Travaux dans le cadre de Fischnetz principalement en rapport avec l'hypothèse « Santé des poissons ».

**Erich Staub \*1950**

Etudes de sciences naturelles à l'EPF de Zurich. Doctorat de limnologie à l'EAWAG. A partir de 1981 membre puis directeur de la section pêches de l'OFEPF, responsable des questions de gestion piscicole des cours d'eau frontaliers, de protection des espèces, de récolte et de traitement des données sur toute la Suisse, de formation continue des gardes-pêche, d'amélioration des habitats et des aspects juridiques. Dans le projet Fischnetz: Données sur les captures et les empoisonnements, exploitation des informations du SIG et hypothèses « Pression halieutique », « Prédation aviaire » et « Gestion piscicole ».

**Marc Suter \*1958**

Etudes de chimie puis doctorat à l'Institut de chimie organique de l'université de Berne. De 1989 à 1991, stage post-doctoral à l'University of Texas Medical School in Houston, Analytical Chemistry Center, Texas, USA. Dirige depuis 1991 la division de Chimie analytique de l'environnement aquatique de l'EAWAG. Centres d'intérêt: chimie analytique environnementale axée sur les effets toxiques. Dans le projet Fischnetz, travaux principalement liés à l'hypothèse « Pollution chimique ».

**Secrétariat****Monika Meili \*1961**

Etudes de biologie à l'université de Zurich (botanique systématique et générale). Collabore depuis 2001 au projet Fischnetz. Rédaction de fischnetz-info, gestion du site Internet de Fischnetz, organisation de colloques internationaux, contribution à la rédaction du rapport final.

**Eva Ruh \*1959**

Formation commerciale. Dans le projet Fischnetz, responsable du secrétariat, de la comptabilité, du protocole des réunions et de l'organisation des séminaires spécialisés et autres manifestations.

**7.12 Adresses****Direction du projet**

Peter Dollenmeier, Dr., Ciba SC, Postfach R-1045.1.35, 4002 Basel, 061 636 67 58, peter.dollenmeier@cibasc.com  
 Walter Giger, Prof. Dr., EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, 01 823 54 75, wgiger@eawag.ch  
 Herbert Güttinger, Dr., EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, 01 823 50 23, guettinger@eawag.ch  
 Patricia Holm, Prof. Dr., Universität Basel, Socinstr. 59, Postfach, 4002 Basel, 061 273 60 05, patricia.holm@unibas.ch  
 Ueli Ochsenbein, Dr., Gewässer- u. Bodenschutzlabor BE, Schermenweg 11, 3014 Bern, 031 634 23 90, ueli.ochsenbein@bve.be.ch  
 Armin Peter, Dr., EAWAG, Seestr. 79, 6047 Kastanienbaum, 041 349 21 36, armin.peter@eawag.ch  
 Karin Scheurer, EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, 01 823 50 63, karin.scheurer@eawag.ch  
 Helmut Segner, Prof. Dr., Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin FIWI, Länggass-Str. 122, 3012 Bern, 031 631 24 41, helmut.segner@itpa.unibe.ch  
 Erich Staub, Dr., BUWAL, Sektion Fischerei, Postfach, 3003 Bern, 031 322 93 77, Erich.Staub@BUWAL.admin.ch  
 Marc Suter, Dr., EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, 01 823 54 79, marc.suter@eawag.ch

**Comité stratégique**

Kaspar Eigenmann, Dr., Novartis Internat. AG, WSJ-200.349, 4002 Basel, 061 324 81 37, kaspar.eigenmann@group.novartis.com  
 Werner Widmer, Zentralpräsident SFV, Bruderhöflistr. 48, 8203 Schaffhausen, 052 625 53 30, werner-widmer@bluewin.ch  
 Philippe Roch, Dr., BUWAL, Postfach, 3003 Bern, 031 322 93 01, margrit.lenz@buwal.admin.ch  
 Peter Schönenberger, Finanzdep. Kt. SG, Davidstr. 35, 9000 St. Gallen, 071 229 32 86, peter.schoenenberger@fd-sekr.sg.ch  
 Alexander Zehnder, Prof. Dr., EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, 01 823 5001, zehnder@eawag.ch  
 Elisabeth Zölch, Regierungsrätin, Volkswirtschaftsdirection, Münsterplatz 3a, 3011 Bern, 031 633 4845, madeleine.clausen@vol.be.ch

**Archives et centres d'informations****Archives**

Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, FIWI, Universität Bern, Länggass-Strasse 122, 3012 Bern, 031 631 24 65, EAWAG-Bibliothek, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, 01 823 50 32, bibliothek@eawag.ch  
 EAWAG-Bibliothek, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, 041 349 21 57, silvia.jost@eawag.ch  
 BUWAL-Bibliothek, 3003 Bern, 031 322 93 15, bibliothek@buwal.admin.ch

*Projet consécutif à Fischnetz*

Patricia Holm, Prof. Dr., Universität Basel, Socinstr. 59, Postfach,  
4002 Basel, 061 273 60 05, patricia.holm@unibas.ch

*Plate-forme de conseil sur les questions piscicoles (FIBER)*

Susanne Haertel-Borer, Guy Périat, EAWAG Kastanienbaum,  
Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, 041 349 21 11,  
www.eawag.ch

*Perfectionnement et formation continue*

Heidi Gruber, EAWAG, Peak-Kurse, Postfach 611, 8600 Dübendorf,  
01 823 53 93, www.eawag.ch/events/peak/index.html

Sekretariat BUWAL, BUWAL, Weiterbildungskurse für Fischerei-  
aufseher, Postfach, 3003 Bern, 031 322 69 69,  
www.umwelt-schweiz.ch

Philipp Amrein, Schweizerische Vereinigung der Fischereiaufseher  
(SVFA), Ausbildungskurse für Fischereiaufseher, Bahnhofstr. 22,  
6002 Luzern, 041 228 61 98, www.fischereiaufseher.ch