

SCHLUSSBERICHT DES PROJEKTS
NETZWERK FISCHRÜCKGANG SCHWEIZ – «FISCHNETZ»

DEM **FISCHRÜCKGANG** AUF DER SPUR

Impressum

Fischnetz Schlussbericht

Herausgeberin

Trägerschaft des Projekts «Fischnetz»:
Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG)
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)
Fürstentum Liechtenstein (FL) und alle Kantone: Aargau (AG), Appenzell Innerrhoden (AI), Appenzell Ausserrhoden (AR),
Bern (BE), Basel-Landschaft (BL), Basel-Stadt (BS), Freiburg (FR), Genf (GE), Glarus (GL), Graubünden (GR),
Jura (JU), Luzern (LU), Neuenburg (NE), Nidwalden (NW), Obwalden (OW), St. Gallen (SG), Schaffhausen (SH),
Solothurn (SO), Schwyz (SZ), Thurgau (TG), Tessin (TI), Uri (UR), Waadt (VD), Wallis (VS), Zug (ZG), Zürich (ZH)
Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie (SGCI)
Schweizerischer Fischerei-Verband (SFV)
Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin (FIWI), Universität Bern
Universität Basel

© Projekt Fischnetz, 2004

Text

Projektleitung Fischnetz

Journalistische Bearbeitung

Claudia von See, Mannheim

Redaktion

Monika Meili, EAWAG
Karin Scheurer, EAWAG
Ori Schipper, EAWAG
Patricia Holm, EAWAG und Universität Basel

Grafiken

Yvonne Lehnhard, EAWAG

Illustrationen

Karin Seiler, Zürich
unter Verwendung von Fotos von
Patricia Holm, Patrick Faller, Thomas Wahli, Matthias Escher, Eva Schager, ARA Surental

Satz und Layout

Peter Nadler, Küssnacht

Druck

Mattenbach AG, Winterthur

Auflage

1000 Exemplare

Hinweis

Dieser Bericht wird auch in französischer Sprache erscheinen.

Bezug

EAWAG, Postfach 611, CH-8600 Dübendorf, Tel. +41 1 823 50 32, www.fischnetz.ch
BUWAL, Dokumentation, CH-3003 Bern, Fax +41 (0)31 324 02 16, docu@buwal.admin.ch, www.buwalshop.ch

Vorwort

Im Januar 1998 trafen sich die Vertreter von kantonalen Fischereibehörden, um die Entwicklung bei den Fischfängen zu besprechen. In fast allen Kantonen wurden deutlich abnehmende Fangzahlen festgestellt. Völlig unklar war jedoch der Auslöser für diesen Rückgang. Ideen, wie dass die Kanalisierung der Flüsse, die unzureichend gereinigten Abwässer oder die Chemikalien an allem schuld seien, forderten eine Aktion. An die Adresse der anwesenden Vertreter der Bundesinstitutionen BUWAL und EAWAG wurde die Aufforderung gerichtet, sie sollten sich möglichst rasch des Phänomens annehmen, die Ursachen analysieren und Handlungsvorschläge entwickeln.

EAWAG und BUWAL griffen den Ball auf. Einige Monate später bildete sich der Kern der Projektleitung, und im Dezember wurde das Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz», kurz «Fischnetz», ins Leben gerufen.

Die Zielsetzung, nämlich die Dokumentation der Situation abnehmender Fischfänge und -bestände sowie der Fischgesundheit, die Ursachenanalyse und die Entwicklung von Lösungsvorschlägen, machte gewissermassen einen «Rundumschlag» erforderlich: den Einbezug vieler Disziplinen, Kenntnisse aus der Praxis, die Beobachtungen der Fischer und Fischerinnen und die Einbindung in das Netzwerk der nationalen und internationalen Wissenschaftsgemeinschaft.

Um den möglichen Ursachen auf die Spur zu kommen, wurden aus einer Vortragsreihe der bernischen Fischereiverwaltung die dabei aufgestellten Hypothesen als inhaltliche Grundlage für die Konzeption eines Untersuchungsplans herangezogen. Für die Beantwortung der dort zusammengestellten Fragen wurde über 5 Jahre und mit mehr als 70 Projekten zusammengearbeitet. Die in dieser Zeit geführten intensiven und problemlösungsorientierten Diskussionen in der Projektleitung und mit den TeilprojektleiterInnen waren die Basis der Schlussfolgerungen und bilden gleichzeitig einen Pfeiler des Erfolges dieses inter- und transdisziplinären Projektes: Es wurde auf diese Art ein Netzwerk geschaffen, das Vertrauen und Akzeptanz zwischen allen Beteiligten mit zum Teil doch recht unterschiedlichen Interessen zustande brachte und sicher das Projektende von Fischnetz überdauern wird.

Wie geht es nach Fischnetz weiter?

Dank der Unterstützung von Kantonen, dem SFV, dem BUWAL und der EAWAG wird das entstandene Netzwerk in der Fischereiberatung FIBER und dem Projekt «Optimierung der Fischfänge und Gewässerqualität» weiter ausgebaut und gepflegt. Um der Umsetzung von Massnahmen den Weg zu ebnen, werden durch die genannten Projekte Aus- und Weiterbildungskurse und Beratungen bei der Umsetzung gewährleistet, aber auch zu grundlegenden fisch- und

fischereibiologischen und ökologischen Fragen Auskunft gegeben. Wichtig sind ebenso der fortzusetzende Dialog mit WissenschaftlerInnen im In- und Ausland und die Kommunikation der in Fischnetz erarbeiteten Ergebnisse.

Alexander J.B. Zehnder, Direktor EAWAG

Philippe Roch, Direktor BUWAL

Inhaltsverzeichnis

1.	Motivation und Ausgangslage	1	5.12	Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat eines veränderten Abflussregimes und einer veränderten Geschiebeführung	117
2.	Ziele und Struktur von Fischnetz	3	5.13	Hypothese: Verschiedene, regional unterschiedliche Faktoren sind Ursache für den Rückgang von Fischbeständen und Fischfang	123
2.1	Ziele	3	5.14	Synthese: Abschliessende Bewertung	133
2.2	Projektorganisation, Vernetzung	3			
2.3	Finanzen	4			
3.	Aktivitäten im Projekt Fischnetz	7	6.	Empfehlungen für Massnahmen	135
4.	Dokumentation Fischrückgang	9	6.1	Massnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität und des Fischfangertrags	135
4.1	Entwicklung der Forellenfänge	9	6.2	Forschungsbedarf	137
4.2	Entwicklung der Forellenbestände	11	6.3	Aus- und Weiterbildung	137
4.3	Literaturnachweis	11	6.4	Ausblick	137
5.	Ursachenanalyse	13	7.	Anhang	139
5.1	Hypothese: Die Fische leiden an einer Fortpflanzungsschwäche	15	7.1	Abkürzungsverzeichnis, Glossar	139
5.2	Hypothese: Den Fischbeständen fehlen genügend nachwachsende Fische	25	7.2	Grafische Darstellung der Forellenfänge und -bestände	143
5.3	Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat a) einer Beeinträchtigung der Gesundheit der Fische und somit ihrer Fitness, b) von Gesundheitsschäden, welche zum vorzeitigen Tod von Fischen führen	33	7.3	Lebenszyklus der Bachforelle – ökologische Bedürfnisse der verschiedenen Entwicklungsstadien	146
5.4	Hypothese: Die Belastung der Gewässer durch Chemikalien ist Ursache für beeinträchtigte Fischgesundheit und den Fischfangrückgang	45	7.4	Methodenkatalog	148
5.5	Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer ungenügenden morphologischen Qualität der Gewässer	61	7.5	Liste der Teil- und Kontaktprojekte	149
5.6	Hypothese: Ein erhöhter Feinsedimentanteil ist verantwortlich für den Fischfangrückgang	71	7.6	Pressespiegel 2000–2003	153
5.7	Hypothese: Geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung führt zum Fischfangrückgang	79	7.7	Publikationen Fischnetz	157
5.8	Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer zu wenig angepassten fischereilichen Bewirtschaftung	87	7.8	Vorträge 2000–2003	162
5.9	Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer geringeren Befischungintensität	95	7.9	Verdankung	165
5.10	Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer gesteigerten Fischentnahme durch Fisch fressende Vögel	101	7.10	Aussagen der internationalen Experten	166
5.11	Hypothese: Veränderungen der Wassertemperatur haben zu einem Rückgang der Fischpopulation und des Fischfangertrages geführt	109	7.11	Porträts	176
			7.12	Adressliste	178

1. Motivation und Ausgangslage

Der Fischfang ist in der Schweiz seit den 1980er Jahren zurückgegangen. Eine Umfrage bei den Fischereiinspektoren zu möglichen Veränderungen der Fischbestände unterstützte diese Beobachtung in 20 der 26 Kantone (Abbildung 1.1, [1]). Im Fischverbreitungsatlas von 1990, der Daten zum Forellenbestand der 1980er Jahre umfasst, wurde der Bestand noch als mittel bis gut eingeschätzt [2]. Darüber hinaus mehrten sich Hinweise auf eine Beeinträchtigung der Gesundheit frei lebender Fische aus verschiedenen Einzugsgebieten. Vor allem bei Bachforellen wurden häufig Krankheiten und Organveränderungen festgestellt [3–6].

Aus dieser Situation entstand aus gesundheits-, fischerei- und umweltpolitischer Perspektive Handlungsbedarf. *Gesundheitspolitisch* ist zu beachten, dass ein grosser Teil der Bevölkerung Wasser aus Uferfiltrat trinkt, das aus Oberflächengewässern stammt. Der Fisch ist als sensibler und früh reagierender Bioindikator für die Wasserqualität in Praxis und Wissenschaft akzeptiert und sein Einsatz für entsprechende Abklärungen hat sich deshalb angeboten [7]. Aus *fischereibiologischer Sicht* besteht die Gefahr, dass Beeinträchtigungen des Lebensraumes und der Wasserqualität zu einer weiteren Abnahme der Artenzahl der Fische führt. Von den 54 einheimischen Arten sind nur zwölf Arten nicht bedroht oder gefährdet. Eine Verbesserung der Situation wird allorts gefordert [8]. Fischereiwirtschaftlich ist der Rückgang der Fangerträge unerwünscht, da bereits Ende der 1980er Jahre ein Rückgang von Patenterwerbungen verzeichnet wurde und Verpachtungprobleme auftraten. Ein sich daraus ableitender Einnahmeausfall für die kantonalen Fischereiverwaltungen sollte ebenfalls vermieden werden.

Darüber hinaus ist die Erhaltung oder Wiederherstellung einer guten Wasserqualität aus verschiedenen *umweltpolitischen Gründen* von grosser Bedeutung: Die Gewässer sind Lebensraum für eine grosse Vielfalt an Tieren und Pflanzen und stehen in intensiver Wechselbeziehung mit ihrer ober- und unterirdischen Umgebung. Fliessgewässer werden aus diesem Grund als das ökologische Rückgrat unserer Landschaft bezeichnet. Eine schlechte Wasserqualität hat zur Folge, dass die Fliessgewässer ihre ökologischen Funktionen nur teilweise wahrnehmen können. Zudem können die erst teilweise bekannten, sehr verschiedenartigen Belastungen zu additiven oder synergistischen Wirkungen führen, die für Wasserlebewesen und den Menschen als Wasserkonsumenten schädlich sind. Gesetzlich ist deshalb ein ökologisch guter Zustand der Gewässer als Schutzziel festgelegt; Störungen in Fischbeständen und bei der Fischgesundheit zeigen an, dass dieses Ziel nicht erreicht wird. Daraus leitet sich Handlungsbedarf zur Erforschung der Ursachen und Entwicklung von Massnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität ab. Zu guter Letzt wecken kranke Fische und fischleere Gewässer im Menschen Emotionen: Der Fisch ist «das» Tier, das für den Menschen eine Verbundenheit mit dem Medium «Wasser» symbolisiert. Dementsprechend wird auch ein Rückgang der Fische als Verlust von Lebensqualität betrachtet.

Das Fischereiinspektorat des Kantons Bern veranstaltete eine Seminarreihe zum Thema, die auf breites Interesse stiess. Bei einem Treffen der Fischereiverwaltungen mehrerer Kantone am 15.1.1998 wurde das Bedürfnis nach einem koordinierten Vorgehen bei der Ursachenabklärung und de-

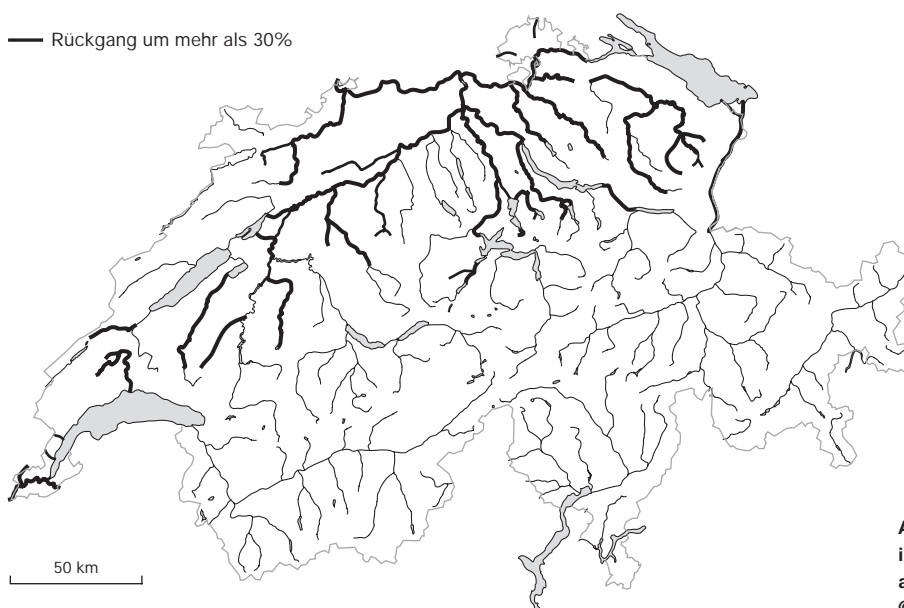


Abb. 1.1: Fliessgewässer in der Schweiz, in denen der Rückgang des Fischbestandes auf mehr als 30% geschätzt wird [1].
© Swisstopo

ren Behebung formuliert: Die Bundesinstitutionen Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) sollten sich des Problems annehmen und ein Projekt starten, das für die gesamte Schweiz die beobachteten Veränderungen dokumentiert, die Ursachen für den vermuteten Populationsrückgang der Fische in den einheimischen Fließgewässern ergründet und Massnahmen zu deren Behebung entwickelt. EAWAG und BUWAL initiierten daraufhin gemeinsam mit einigen Kantonen das Projekt Netzwerk Fischrückgang Schweiz, kurz «Fischnetz». Wenig später schlossen sich alle übrigen Kantone, das Fürstentum Liechtenstein, der Schweizerische Fischerei-Verband und die Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie dem Projekt an.

Literaturnachweis

- [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 & Kirchhofer 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. Ziele und Struktur von Fischnetz

2.1 Ziele

Ziele, Vorgehen, Erfolgskriterien sowie die angestrebten Produkte sind in Tabelle 2.1 zusammengefasst.

2.2 Projektorganisation, Vernetzung

Projektorganisation

Das Projekt wurde am 14. Dezember 1998 ins Leben gerufen und Ende Dezember 2003 abgeschlossen. Die Projektorganisation setzte sich aus dem Lenkungsausschuss, der Pro-

Ziele	Erfolgskriterien	mögliche Wege	Produkte
Übersicht zur gesamtschweizerischen und regionalen Entwicklung der Anglerfänge und Fischbestände sowie der Fischgesundheit in den letzten 20–30 Jahren	Zusammenhang zwischen Fangstatistik und Fischbeständen erfasst Zeitliche Veränderungen bezüglich Fischbestand und Fischgesundheit mit geografischem Bezug erhoben Fischbestand und -gesundheit in repräsentativen Gewässern mit einer Genauigkeit erfasst, die für grosse Effekte statistisch gesicherte Aussagen erlaubt	Auswertung Anglerstatistiken Erhebung Anglerverhalten Auswertung und Datenerhebungen zum Fischbestand Erhebung des Gesundheitsstatus und Ermittlung der wichtigsten Parameter	Berichte zur zeitlich-räumlichen Entwicklung und zur aktuellen Lage der Fischfänge, der Bestandesdichte, des Anglerverhaltens und des Gesundheitszustandes sowie Synthesedokument zu diesen Bereichen
Grundlagen für standardisiertes Überwachungssystem schaffen	System zur quantitativen Erfassung von Fischbeständen und Fischgesundheit ist wissenschaftlich fundiert und praktikabel	Bestehende Methoden evaluieren und eventuell adaptieren, in Praxis einführen Felduntersuchungen mit standardisierten Methoden	Methodendokument Ausgebildete Fachleute
Erfolgskontrolle: künftige Erhebungen zu Fischbeständen und Fischgesundheit in Fließgewässern vorbereitet	Sollzustand und Defizite bekannt	Anwendung von Modellen zur biologischen Integrität der Fischbestände	Konzept für Erfolgskontrolle
Wichtigste Einflussfaktoren beschreiben und verstehen, Handlungsspielraum erfassen	Ursachen, die hauptsächlich die Veränderungen bewirken, identifiziert Wichtigkeit einzelner Faktoren bei Wissenschaft, Öffentlichkeit und Verursachern akzeptiert Anthropogene Faktoren unterschieden in flächenhafte und diffuse Effekte	Modellierung und Quantifizierung von Stoffflüssen (soweit möglich und sinnvoll) Vernetzung punktueller Ergebnisse, Prioritätensetzung, Ressourcenzuteilung, Zeitplanung Hypothesenworkshops Experimentelle Studien	Dokument zur Bedeutung der einzelnen Einflussfaktoren (Ursache-Wirkungs-Ketten und Anteil) Methodenzusammenstellung
Korrekturmassnahmen vorschlagen	Massnahmen identifiziert und adressatengerecht kommuniziert Massnahmen in internationale Gremien eingebracht	Massnahmenworkshop mit Betroffenen Publikationen und Vorträge	Massnahmenkatalog (inkl. Massnahmen zur Erfolgskontrolle)
Laufende Information über Projektverlauf	Bekanntheit von Fischnetz so, dass Koordination und gegenseitige Information bei Fischereikreisen und Entscheidungsträgern funktioniert	Kommunikationsplan Sitzungen von Projektleitung und Lenkungsausschuss	fischnetz-info Homepage, Networking Teilprojekt-Konferenzen Workshops, Fachseminarien Internationale Vernetzungen Publikationen, Vorträge
Synthese und Vernetzung	Erkenntnisse generiert, die über die Ergebnisse der Teilprojekte hinausgehen	Multivariate Analysen, Meta-Analyse Qualitative Synthesearbeit	Synthesedokumente

Tabelle 2.1: Ziele und Vorgehen des Projekts Fischnetz (gemäss Businessplan).

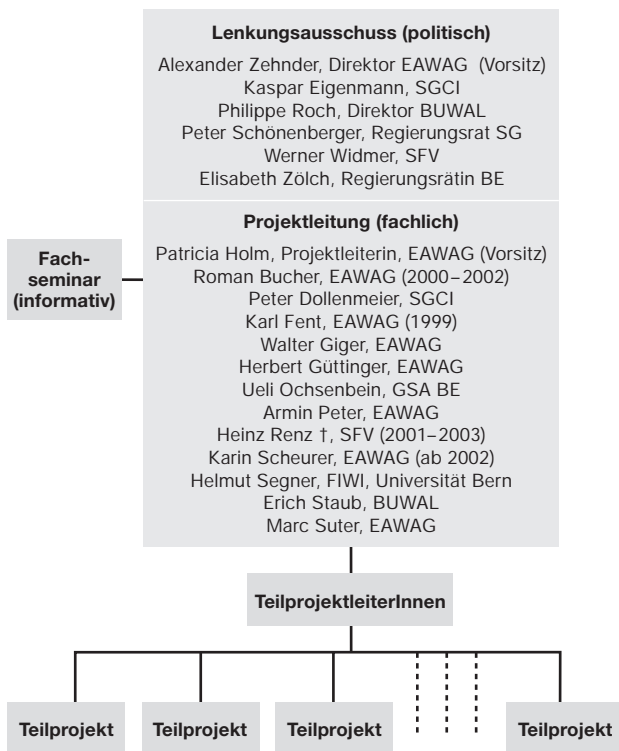


Abb. 2.1: Organisation von Fischnetz (BUWAL: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; EAWAG: Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz; FIWI: Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin; GSA: Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern; SFV: Schweizerischer Fischerei-Verband; SGCI: Schweizerische Gesellschaft für chemische Industrie).

Projektleitung, den TeilprojektleiterInnen und ihren MitarbeiterInnen zusammen (Abbildung 2.1).

Der Lenkungsausschuss fungierte als Aufsichtsgremium, das den Projektverlauf aktiv verfolgte, die Projektziele bestätigte und das Erreichen der Ziele kontrollierte. Er entschied über die zu treffenden politisch-strategischen Massnahmen und unterstützte die Projektleitung bei der Beschaffung von Mitteln für die Durchführung der Teilprojekte.

Die Projektleitung bildete das operative Gremium. Sie setzte sich aus der Projektleiterin und Fachpersonen aus den Gebieten Fischbiologie, Ökotoxikologie, Abwassertechnologie und Chemie zusammen; als Erfahrungshintergrund waren Forschung, Verwaltung und chemische Industrie vertreten. Dieses Organ war für die Detailplanung, fachliche Leitung und technische Umsetzung der vom Lenkungsausschuss vorgegebenen Gesamtziele verantwortlich und sorgte für die Kommunikation und die integrativen Arbeiten.

In den Teilprojekten wurden die vorrangigen Fragestellungen bearbeitet. Für die Arbeit von Fischnetz war deshalb diese Zusammenarbeit von zentraler Bedeutung. Die Teilprojekte wurden anhand von Kriterien begutachtet, die durch die Projektleitung erarbeitet und mit den TeilprojektleiterInnen diskutiert wurden.

Koordination und Vernetzung

In Kenntnis der zahlreichen Studien, die zu dieser Zeit bereits an den Forschungsinstitutionen, dem BUWAL und in den Kantonen liefen, erschien es besonders wichtig, die Integration der bereits vorhandenen Daten und die Vernetzung des Know-hows aller Beteiligten anzugehen, und erst in einem zweiten Schritt zusätzliche Projekte zu initiieren, um Forschungslücken zu schliessen. Eine kontinuierliche, enge Zusammenarbeit und ein rascher, informeller Austausch über Ergebnisse, Ideen, Schlussfolgerungen und neue Prioritäten wurden zur Grundvoraussetzung für den Erfolg dieses hochgradig vernetzten Projekts. Damit nach Möglichkeit alle vorhandenen Kenntnisse, Daten und Kontakte einbezogen wurden, hat die Projektleitung sofort nach dem Start alle relevanten Projekte zur Mitarbeit in Fischnetz eingeladen.

Für Know-how und Erfahrungen, die nicht aus den Teilprojekten oder der Projektleitung beigegeben werden konnten, wurden externe Experten zu Rate gezogen. Je nach Fragestellung stammten diese aus der fischereilichen Praxis, der Wissenschaft und Forschung, den Behörden oder der Privatwirtschaft. Darüber hinaus wurden Austausch und Zusammenarbeit mit Projekten im Ausland gepflegt, ihre Resultate oder Erfahrungen wurden in unsere Diskussionen einbezogen. Es wurden sechs nationale (insgesamt 89 TeilnehmerInnen) und vier internationale (insgesamt 48 TeilnehmerInnen) Expertenhearings durchgeführt, bei denen spezifische Fragen an ausgewählte ExpertInnen gerichtet und methodische Ansätze und Vorgehensweisen erörtert, sowie Massnahmenvorschläge entwickelt und diskutiert wurden (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren»).

2.3 Finanzen

Die finanzielle Basis war durch einen Vertrag zwischen BUWAL und EAWAG gewährleistet, der die Kontinuität über die Laufzeit sicherte. Einzelne Kantone waren von Anfang an

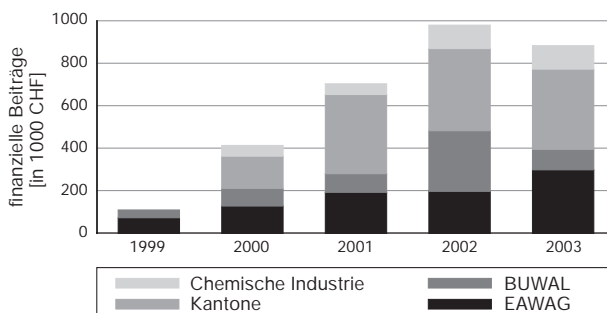


Abb. 2.2: Finanzierung des Projektes Fischnetz durch die verschiedenen Akteure (finanzielle Beiträge; Eigenleistungen sind hier nicht dargestellt). Die Beiträge des Fürstentum Liechtensteins sind unter den Kantonen aufgeführt.

beteiligt, vor allem aufgrund ihrer spezifischen Aktivitäten in Forschungsprojekten (beispielsweise SG, BE, LU). Von 1999 an unterstützten alle 26 Kantone der Schweiz, das Fürstentum Liechtenstein sowie die Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie (SGCI), der Schweizerische Fischerei-Verband (SFV) und die Universität Bern, später auch die Universität Basel, das Projekt finanziell, ideell oder mit tatkräftiger, praktischer Hilfe (Abbildung 2.2). Die finanziellen Beiträge der Kantone setzten sich aus einem Sockelbeitrag von 10 000 CHF pro Kanton und einem variablen Beitrag zusammen, der zu 50% aus dem Flächenanteil und zu 50% aus der Finanzkraft des jeweiligen Kantons errechnet wurde.

3. Aktivitäten im Projekt Fischnetz

Kommunikations- und Öffentlichkeitsarbeit

Es war ein wichtiges Anliegen von Fischnetz, die Öffentlichkeit laufend über die neuen Erkenntnisse und den Fortschritt des Projektes zu informieren. Dazu diente die Informationsbroschüre «fischnetz-info», die elfmal erschien und einem interessierten Publikum in deutscher und französischer Sprache Ergebnisse aus Teil- und Kontaktprojekten präsentierte. Auf der Homepage des Projektes (www.fischnetz.ch) waren alle wichtigen Angaben zur Organisation und Struktur des Projektes abrufbar. Dieser Internetauftritt wurde laufend mit Informationen zu den Teilprojekten, Publikationen und Veranstaltungen aktualisiert, und wird auch über das Ende von Fischnetz hinaus Informationen zu den weiterlaufenden Teilprojekten aufführen. Einmal pro Jahr wurde ein Fachseminar veranstaltet, bei dem ReferentInnen über Ergebnisse und Projektfortschritte informierten. An diesen Fachseminaren nahmen jährlich 120 bis 170 Personen teil. Daneben hat die Projektleitung das Projekt Fischnetz bei zahlreichen Veranstaltungen und internationalen Tagungen in Vorträgen oder mit Postern vorgestellt. Die Öffentlichkeit wurde ausserdem durch diverse Publikationen, Zeitungsartikel, Radio- und Fernsehbeiträge sowie Berichte über die Arbeit von Fischnetz informiert (siehe Anhang).

Teilprojekte

Im Projekt Fischnetz liefen verschiedene Arten von Teilprojekten zusammen. Einerseits waren das von Fischnetz unabhängig initiierte, durchgeführte und finanzierte Projekte, deren Resultate für die Beantwortung von für Fischnetz wich-

tigen Fragestellungen herangezogen wurden. Darüber hinaus hat Fischnetz selbst Teilprojekte initiiert und finanziert. Ausserdem bestand noch Kontakt zu thematisch weiter entfernten Projekten, den so genannten Kontaktprojekten. TeilprojektleiterInnen wurden in die Vernetzung und Synthesebildung einbezogen.

Für jedes Teilprojekt übernahm ein Mitglied der Projektleitung die Verantwortung als Coach. Der Coach befand sich laufend in Kontakt mit den TeilprojektleiterInnen, informierte die Projektleitung über den Fortschritt und die Ergebnisse des Teilprojektes und stellte die Vernetzung mit den anderen Teilprojekten sicher. Während der Laufzeit von Fischnetz wurden sechs TeilprojektleiterInnenkonferenzen mit insgesamt 185 TeilnehmerInnen durchgeführt. Ein Material- und Methodenmarkt wurde eingerichtet, um möglichst intensiv von den Projekten und Proben zu profitieren. Probenahmen wurden nach Möglichkeit im Voraus bekannt gegeben, so dass sich andere interessierte Forschergruppen anschliessen konnten – sei es, um selbst zusätzliches Material zu nehmen, sei es um die gesammelten Proben ihren Bedürfnissen entsprechend aufzubereiten. Auf diese Weise wurde für acht Projekte eine umfassendere Bearbeitung und Bewertung ermöglicht.

Insgesamt waren an Fischnetz 77 Teilprojekte beteiligt. 19 Teilprojekte wurden ganz oder teilweise von Fischnetz finanziert (der zeitliche Aufwand, den die Projektleitungsmglieder in die Betreuung der Teilprojekte als Coach investierten, ist nicht mitgerechnet). Die Teilprojekte waren in Bezug auf Umfang und Laufzeit allerdings sehr unterschiedlich, so dass die reine Anzahl von Teilprojekten nur eine beschränkte Aussagekraft hat.

Um einen Überblick über die Wichtigkeit der verschiedenen Aktivitäten zu erhalten, wurden die einzelnen Teilprojekte in verschiedene Kategorien aufgeteilt (Abbildung 3.1): In Monitoring-Studien wurden zahlreiche Fliessgewässer oder Abschnitte betrachtet, um einen Überblick über die Verbreitung bestimmter Phänomene zu erhalten. In Fallstudien wurden wenige ausgewählte Fliessgewässer, zu denen bereits zahlreiche Daten vorlagen, detailliert und umfassend untersucht. Zusätzliche Auswertungen von Daten aus bereits abgeschlossenen Studien wurden vorgenommen, um Synthesen zu bilden und so projekt- und regionenübergreifende Hinweise zu erhalten. Der Hauptanteil der von Fischnetz finanzierten Teilprojekte lag im Bereich der Synthesearbeiten. Hier konnten – mit einem relativ geringen Aufwand – vorhandene Daten vernetzt und unter Berücksichtigung des internationalen Wissensstandes und der für die Schweiz wichtigen Fragestellungen zu einer übergreifenden Betrachtung zusammengeführt werden. Auf diese Synthesearbeiten sind wesentliche Teile des Schlussberichts aufgebaut.

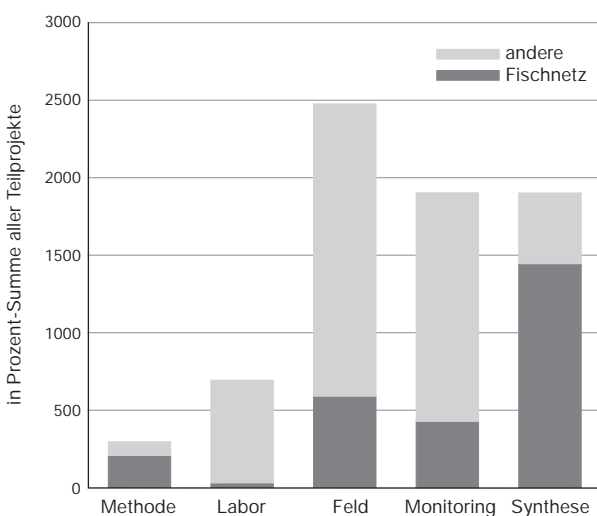


Abb. 3.1: Finanzierung von Teilprojekten unterschiedlicher Kategorien durch Fischnetz oder andere Geldgeber (beispielsweise SNF, BUWAL etc.). Einzelne Teilprojekte wurden prozentual aufgesplittet, dargestellt ist die Summe dieser Teilprojekt-Anteile in jeder Kategorie.

Bereits erzielte Erfolge

Den Beteiligten in Fischnetz ist es gelungen, Vertreter von Gruppierungen aller wesentlichen Akteure einzubeziehen, die durch die verringerten Fischfangerträge und beeinträchtigte Fischgesundheit betroffen sind oder dafür verantwortlich gemacht wurden. Dies ist ein guter Erfolg der kontinuierlichen und offenen Kommunikation während der ganzen Projektlaufzeit. Es wurde damit eine Gesprächskultur und eine Vertrauensbasis geschaffen, die zur Vernetzung aller beteiligten Akteure geführt haben. Der Austausch von neuen Resultaten erfolgte rasch und formlos, das Identifizieren von Ursachen wurde gemeinsam vorangetrieben und ebenso wurden Massnahmenvorschläge in Zusammenarbeit mit TeilprojektleiterInnen und weiteren Experten entwickelt.

An der Alten Aare (BE) konnten in Teilprojekten die Ursachen der massiven Fischrückgänge und der aufgetretenen Fischkrankheiten identifiziert und Massnahmenvorschläge unterbreitet werden. Dank der konzentrierten und gemeinschaftlichen Anstrengung mit anderen Akteuren (Gewässerschutzämter, Fischereiinspektorat, Projekt «Ökostrom» der EAWAG) wurden verschiedene Handlungsempfehlungen bereits umgesetzt: Bauliche Veränderungen am Kraftwerk Aarberg wurden vorgenommen, die eine Dynamisierung des Abflusses und die Fischdurchgängigkeit in Aarberg gewährleisten. Die ARA Lyss wird saniert, was die Wasserqualität in der Alten Aare unterhalb des Einlaufs verbessern wird. Eine Verbesserung der morphologischen Gerinnestruktur ist im Rahmen von Massnahmen der Auenschutzverordnung vorgesehen.

Fischnetz ermöglichte erstmalig eine schweizweite Erhebung zur PKD sowie Untersuchungen zur Pathogenität von PKD bei Bachforellen. Die Ergebnisse dieser von Fischnetz finanzierten Studien machten die mögliche kausale Rolle von PKD beim Fischrückgang deutlich. Auf der Basis dieser Resultate wurde diese parasitäre Fischkrankheit vom Bundesrat am 28. März 2001 als zu überwachende Seuche in die Tierseuchenverordnung aufgenommen. Damit sind Bund und Kantone verpflichtet, den Stand der PKD-Verbreitung regelmässig zu erfassen und eine Methodik zu entwickeln, mit der die Krankheit bereits erkannt werden kann, bevor sie das akute Stadium erreicht.

Ein weiterer Erfolg von Fischnetz liegt auch in der Zusammenführung und Auswertung bisher fragmentierter Datensätze. Die Identifikation von Defiziten und die Aufstellung von Standards wurden so erleichtert.

4. Dokumentation Fischrückgang

Bei dem Begriff «Fischrückgang» müssen zwei Aspekte getrennt werden: Fangrückgang und Bestandesrückgang. Es wird oft angenommen, dass rückläufige Fangerträge auf abnehmende Bestände zurückzuführen sind. Da sich jedoch während der Jahre die Befischungintensität (beispielsweise die Zahl der AnglerInnen, die beim Fischen verbrachte Zeit, die Angeltechnik und -geräte) verändert hat, kann man von den Fangzahlen nicht zwingend auf den Bestand schliessen.

Bei der Suche nach Ursachen des Fangrückgangs müssen deshalb der Zusammenhang zwischen Befischungintensität und Fangertrag sowie die Beziehungen zwischen Fang und Bestand ebenfalls untersucht werden (siehe Hypothese «Befischungintensität»).

4.1 Entwicklung der Forellenfänge

Gemäss dem Bundesgesetz über die Fischerei vom 21. Juni 1991, Art. 11, sind die Kantone verpflichtet, eine Fischereistatistik zu führen. Die Auswertung dieser Angelfangstatistiken ist Aufgabe des BUWAL, das die Fänge pro Kanton jeweils zu einer schweizerischen Gesamtsumme zusammenzieht. Die Fragen zum Fangrückgang machten aber eine regionalisierte, nach Gewässern aufgeschlüsselte Datenerfassung notwendig, wobei man sich auf die Forellen konzentrierte. Die erste derartige Auswertung wurde 1999 vom BUWAL publiziert [1] und bestätigte die Umfragen bei den kantonalen Fischereifachstellen [2]. Die aktuellen Zahlen des BUWAL zeigen einen relativ stetigen Fangrückgang bei den Bachforellen für 25 Kantone seit Beginn der 1980er Jahre (Abbildung 4.1). Die auf schweizerischer Ebene sichtbare stetige Abnahme ist das Resultat von Rückgängen, die in den verschiedenen Gewässern unterschiedlich rasch verlaufen und unterschiedlich früh begonnen haben. Die Fangrückgänge müssen daher lokal geprüft und interpretiert werden, wozu auch Kenntnisse über Anglerzahlen, Lizenzen und Lizenzgebühren, Fangmindestmassänderungen und Forellenbesatz notwendig sind [1].

Zudem muss bei der Beurteilung der Forellenfänge die Fischregion eines bestimmten Fliessgewässers berücksichtigt werden – so haben ein Fliessgewässer der Barben-/Brachmenregion oder ein alpines Gewässer natürlicherweise einen kleinen Forellenbestand. Die Einteilung eines Fliessgewässers in die vier Fischregionen (Abbildung 4.2) basiert auf dem Vorkommen gewisser Charakterarten, die aufgrund ihrer unterschiedlichen Umweltausprüche bestimmte Bereiche eines Gewässers besiedeln [3]. Die Bestimmung der Fischregion erfolgt nach Huet [4] anhand des Gefälles und der Breite eines Fliessgewässers. Zusätzlich haben auch

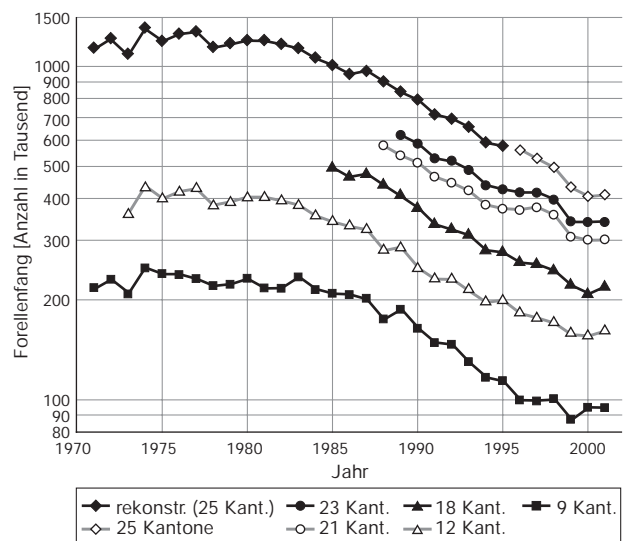


Abb. 4.1: Entwicklung der Forellenfänge in den Fliessgewässern der Schweiz. Berücksichtigt sind alle Fänge von Bach-, Fluss-, See- und Regenbogenforellen. Je nach Länge der Zeitreihen sind die Daten von neun bis 25 Kantonen erfasst. Da die bei den Kantonen verfügbaren Datenreihen unterschiedlich weit in die Vergangenheit zurückgehen, entstehen bei deren Einbezug jeweils neue Gesamtkurven. Die rekonstruierte Kurve orientiert sich am Verlauf der Kantone mit bekanntem Fang. Die logarithmische Darstellung der Zeitreihen ergibt, unabhängig vom Fangniveau, für gleiche prozentuale Veränderungen eine gleiche Steilheit (Quelle: BUWAL, Sektion Fischerei).

die Temperatur und das Abflussregime eines Gewässers einen Einfluss auf die Verbreitung einer bestimmten Fischart. Gegebene natürliche Verhältnisse (Grundwasser, Seeausflüsse) und anthropogene Eingriffe (Staustrufen) können zudem die Fischregion kleinräumig verändern.

Neben den Bachforellen scheinen auch andere Arten einen Rückgang zu erfahren. Markante Fangrückgänge wurden ebenfalls bei Nasen festgestellt [5]. Die Äschenfänge weisen

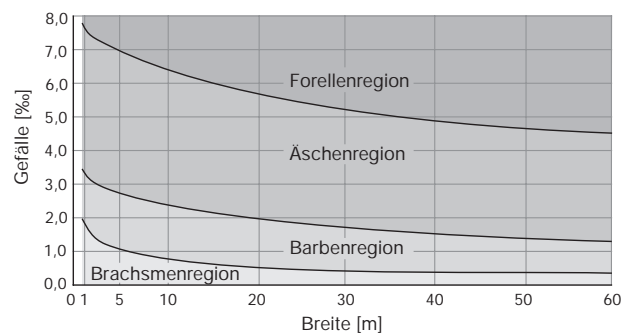


Abb. 4.2: Einteilung in die Fischregionen anhand des Gefälles und der Breite eines Fliessgewässers (nach Huet [4]). In der entsprechenden Fischregion dominieren die für diese Region typischen Fischarten [3].

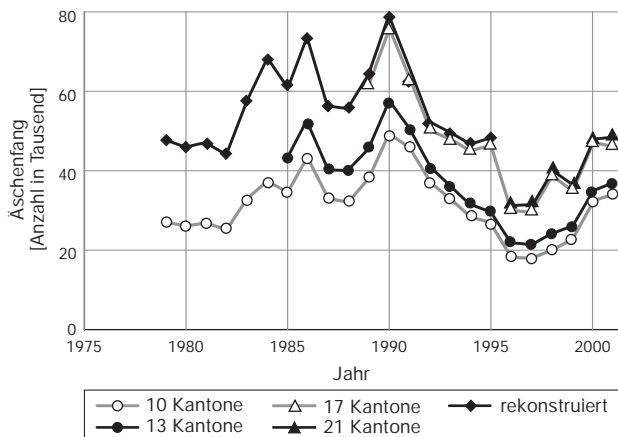


Abb. 4.3: Entwicklung der Äschenfänge in den Fließgewässern der Schweiz. Je nach Länge der Zeitreihen sind die Daten von zehn bis 21 Kantonen erfasst. Die rekonstruierte Kurve orientiert sich am Verlauf der Kantone mit bekanntem Fang. Die logarithmische Darstellung der Zeitreihen ergibt, unabhängig vom Fangniveau, für gleiche prozentuale Veränderungen eine gleiche Steilheit (Quelle: BUWAL, Sektion Fischerei).

sowohl Phasen mit Rückgängen als auch Anstiege auf (Abbildung 4.3). Im Gegensatz zur Zeitreihe der Forellen, wo die Fänge aus sehr vielen Gewässern stammen, wird die Fangentwicklung bei den Äschen durch wenige Populationen und den dort wirksamen Rahmenbedingungen geprägt [6].

Für Rotaugen wurde seit Anfang der 1980er Jahre ein Bestandsrückgang beschrieben, für den wohl verschiedene Faktoren verantwortlich sind. Dabei stehen Hypothesen zum Lebensraum, zu Gesundheit, Fortpflanzungsstörungen und Prädatoren im Vordergrund [7].

Regionale Auswertungen mittels GIS ergänzten diese die gesamte Schweiz betreffenden Fangstatistiken [8]. Dabei wurden für die relevanten Jahre von 1980 bis 2001 sowohl das rezente Fangniveau (Mittel von 2000 und 2001) als auch die Veränderung in der ersten (1980–1989) und zweiten Dekade (1990–1999) dargestellt (Abbildungen 4.4–4.6; Kar-

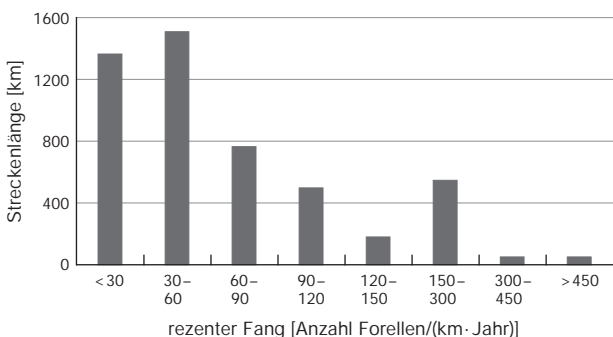


Abb. 4.4: Rezenter Forellenfang in der Schweiz (Mittel der Jahre 2000–01; n = 416 erfasste Fangstrecken); dargestellt ist die summierte Gewässerlänge für verschiedene Fangklassen für den auf die Gewässerlänge standardisierten Forellen-Jahresfang (Forellen pro km und Jahr) (Karte A1 im Anhang; Quelle: FISTAT, BUWAL/ Sektion Fischerei).

ten A1–A5 im Anhang). Für die rezenten Fänge liegen Daten von 416 erfassten Gewässerstrecken vor, was einer Fließgewässerslänge von rund 5000 km entspricht. Aufgrund der unterschiedlichen Datenlage bei den Kantonen sind für die Dekade von 1980–1989 hingegen nur noch Daten von 145 Gewässerstrecken (rund 1200 km) verfügbar. Das aktuelle Fangniveau ist bei 28% der Strecken mit maximal 30 Forellen Jahresfang pro Hektar niedrig, weitere 30% der Strecken erreichen Werte zwischen 30 und 60 und die restlichen Strecken bis über 450 Forellen Jahresfang pro Hektar (Abbildung 4.4; Karte A1 im Anhang).

Die Fläche der Gewässer mit bis zu 30 Forellen beträgt gut die Hälfte der gesamten erfassten Fläche. In diesen Gewässern entsprechen die Erträge bis zu 6 kg/ha. Dieses Ertragsniveau ist als gering zu beurteilen. Der grosse flächenmässige Anteil der ertragsarmen Gewässer ist dadurch zu erklären, dass die breiten Flüsse einen hohen Flächenanteil, aber nur wenig Forellenertrag beisteuern. Die niedrigen Forellenerträge sind in einigen Gewässern (Gewässer der Barben-/Brachsregion oder solche mit alpinem Charakter) natürlich bedingt. Weiter wird das aktuelle Fangniveau auch durch Besatzmassnahmen beeinflusst, was sich insbesondere bei eingesetzten Fischen, die grösser als das Fangmindestmass sind, stark auf den Fang auswirkt (zum Beispiel im Wallis mit einem jährlichen Einsatz von 25–30 t Massfischen).

Fangveränderungen wurden in den Jahren 1990–1999 in 305 Gewässerstrecken mit einer Gesamtlänge von 3100 km erfasst (Abbildung 4.5; Karte A2 im Anhang). Die Fänge nahmen in 85% der erfassten Gewässerstrecken ab, grössere Fangerträge wurden nur in 15% beobachtet. Auf der Ebene der einzelnen Gewässer und Gewässerstrecken der Schweiz zeigt sich ein vielfältiges, durch Zu- und Abnahmen geprägtes Bild. Der Schwerpunkt liegt jedoch deutlich im Bereich des negativen Trends. In den Jahren 1980–1989 (Abbildung 4.5; Karte A3 im Anhang) sind die Abnahmen noch ausgeprägter als in den 1990er Jahren.

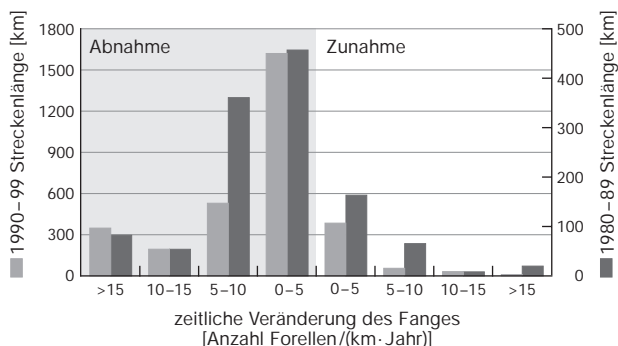


Abb. 4.5: Veränderung des Forellenfanges in der Schweiz in den Jahren 1980–1989 (n = 145 erfasste Fangstrecken) und 1990–1999 (n = 305 erfasste Fangstrecken); dargestellt ist die summierte Gewässerlänge für verschiedene Klassen des jährlichen Fangrückgangs pro km (Karten A2 und A3 im Anhang; Quelle: FISTAT, BUWAL/Sektion Fischerei).

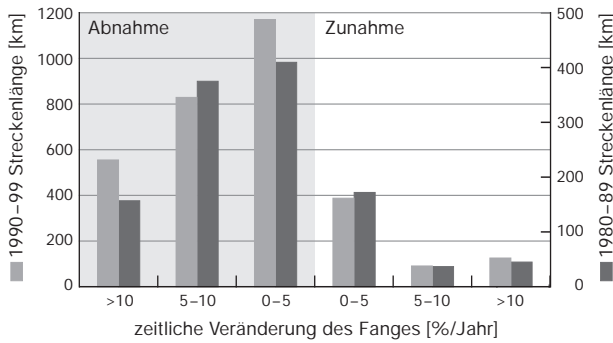


Abb. 4.6: Fangertragsrelative Veränderung des Forellenfanges in der Schweiz in den Jahren 1980–1989 (n = 145 erfasste Fangstrecken) und 1990–1999 (n = 305 erfasste Fangstrecken); dargestellt ist die summierte Gewässerlänge für verschiedene Klassen des prozentualen, jährlichen Fangrückgangs (Karten A4 und A5 im Anhang; Quelle: FISTAT, BUWAL/Sektion Fischerei).

Relativ zum Fangniveau lagen die jährlichen Abnahmen des Forellenfanges für zwei Drittel der Gewässerlänge zwischen 0 und 10% in beiden Dekaden (Abbildung 4.6; Karten A4 und A5 im Anhang).

4.2 Entwicklung der Forellenbestände

Zur Abschätzung von Bestandesveränderungen können Fangzahlen dienen, sofern sie in Zusammenhang mit dem zum Angeln betriebenen Zeitaufwand untersucht werden. Dieser Zeitaufwand wird als «catch per unit effort» (CPUE) beschrieben. Der CPUE bezieht sich auf den Fang pro Zeiteinheit. Zu seiner Berechnung müssen alle Angelausflüge berücksichtigt werden, auch solche, die nicht erfolgreich waren. Derartige Zahlen liegen nur für Tessin und Graubünden vor, welche als letzte Kantone eine Fangstatistik für Fließgewässer eingeführt haben. Die Interpretation der übrigen vorhandenen Fangstatistiken, welche nur die Jahresfänge angeben, muss deshalb mit Vorsicht erfolgen. Aus diesem Grund wurde auch die Frage nach dem Zusammenhang zwischen der Befischungintensität und dem Fangertrag als Hypothese in die Ursachenanalyse von Fischnetz aufgenommen.

Eine weitere Methode zur Beurteilung der Bachforellenbestände sind die regionalisierten Auswertungen mittels GIS der Fangdaten von 2500 Elektroabfischungen während der Jahre 1991–2001 [8]. Diese Auswertungen zeigen, dass ein Viertel der Stellen Bestände von weniger als 350 Forellen pro Hektare aufweist (Karte A6 im Anhang). Da die Elektrofangmethode sich auf kleinere (watbare) Gewässer beschränkt und somit weitgehend nur die Forellen- und Äschenregion beproben kann, wären grössere Forellendichten zu erwarten. Immerhin konnten in rund 30% der Stellen auch hohe Bestände mit mehr als 3000 Forellen pro Hektare erhoben

werden. Geringe beziehungsweise hohe Bestandesdichten lassen sich dabei nicht einer bestimmten geografischen Region zuordnen. Dies wohl deshalb, weil der Fischbestand in einem Fließgewässer durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird, unter anderem durch die jeweilige Fischregion (Abbildung 4.2), die Höhenlage und den Jungfischbesatz (siehe Hypothese «fischereiliche Bewirtschaftung»).

Zusätzlich und getrennt von dieser regionalisierten Auswertung wurden bei den Kantonen Daten mit quantitativen Bestandesaufnahmen (Elektroabfischungen mit mindestens zwei Durchgängen) zusammengezogen und ausgewertet [9]: Von insgesamt 52 zur Verfügung gestellten Datensätzen, die vorwiegend aus den 1990er Jahren stammen, bestanden aber 35 aus nur zwei Abfischungen und waren somit für statistisch abgesicherte Aussagen nicht relevant. In den wenigen Gewässern mit brauchbaren Datensätzen wurden sehr unterschiedliche Entwicklungen beobachtet; so nahm beispielsweise im Kanton Bern in der Schüss (bei La Heutte) der Forellenbestand ab, nicht aber im Chirel (bei Grund) und in der Urtenen (bei Schalunen). Weiter sind die wenigen Gewässer mit brauchbaren Datensätzen auch nicht repräsentativ für die Schweiz, weder bezüglich der Grösse der beprobten Gewässer noch bezüglich der geografischen Verteilung. Zusammenfassend lässt sich aus den Resultaten von Zaugg et al. [9] folgern, dass mit dem zurzeit in der Schweiz vorhandenen Datenmaterial nur unbefriedigende Schlüsse über Veränderungen des Fischbestandes gezogen werden können. Da die Fischbestände natürlicherweise eine grosse Variabilität aufweisen und zusätzlich durch Besatz beeinflusst werden können, müssen die erhobenen Zeitreihen in der Regel mindestens zehn Jahre umfassen, um Aussagen über langfristige Trends zu machen.

Abschliessend lässt sich aus den verschiedenen Befunden zusammenfassen, dass der Fangrückgang bei den Bachforellen ein unbestrittener Sachverhalt ist, der jedoch in seiner Ausprägung, im Ausmass und in seiner räumlichen Verteilung unterschiedlich ist.

4.3 Literaturnachweis

- [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] Kirchofer 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. Ursachenanalyse

Für die Ursachenforschung von Fischnetz wurden verschiedene Arbeitshypothesen (Tabelle 5.1) aufgestellt und untersucht. Die letzte Hypothese bezieht sich nicht auf einen einzelnen Faktor, sondern auf das Resultat vieler kleiner Effekte, die regional unterschiedlich bedeutend sind. Diese Einflussfaktoren sind zum Teil ursächliche Faktoren (Chemikalien, Lebensraum, Feinsedimente, fischereiliche Bewirtschaftung, Befischungintensität, Fisch fressende Vögel, Wassertemperatur und Winterhochwasser), zum Teil handelt es sich um Auswirkungen ursächlicher Faktoren (Fortpflanzung, nachwachsende Fische, Gesundheit und Fischnahrung). Sie stehen untereinander in vielfältigen Wechselwirkungen und können letztlich einzeln oder im Zusammenspiel zum Rückgang der Populationen und des Fangs beitragen (Abbildung 5.1). Die Hypothesen «Feinsedimente», «Wassertemperatur» und «Winterhochwasser» beziehen sich vor allem auf Bachforellen, da diese durch ihre Biologie (kälteliebend, kieslaichend, Fortpflanzung im Winter) durch Veränderungen wie Kolmation, Erhöhung der Wassertemperaturen und Winterhochwasser besonders gefährdet sind (siehe Anhang «Lebenszyklus der Bachforelle»).

Zur Bearbeitung der Hypothesen wurde ein detaillierter Untersuchungsplan aufgestellt. Den dort zusammengestellten Forschungsfragen wurde im Rahmen von Teilprojekten nachgegangen. Die Auflistung der Hypothesen verleitet zur Annahme, es handle sich um ein sukzessives «Abarbeiten» von möglichen Einflussfaktoren. Kritisch ist jedoch, dass es

sich bei einigen der Faktoren nicht um Ursachen, sondern um Auswirkungen ursächlicher Faktoren handelt. Das Auftreten solcher Auswirkungen liefert dementsprechend noch keinen Hinweis auf ursächliche Beziehungen, im Gegenteil, es kommen mehrere ursächliche Faktoren in Frage. Ausserdem erschwert die Vernetzung zwischen den Einflussfaktoren die Identifizierung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen enorm, da sich teilweise Folgeeffekte mit unerwarteten Rückkopplungen ergeben. Dieses Zusammenwirken von Faktoren erfordert interdisziplinäre Forschungsansätze. Die meisten Teilprojekte, die unabhängig von Fischnetz durchgeführt worden waren, stellten jedoch gerichtete Untersuchungen dar, die meist einzelne Fragestellungen monokausal ins Zentrum stellten (beispielsweise «Verursachen die geklärten Abwässer der ARA xy gesundheitliche Beeinträchtigungen bei Fischen unterhalb der ARA»).

Generell erschwert die unvollständige Datenlage die Beantwortung der offenen Fragen: Bei vielen Faktoren reichen die Daten unterschiedlich weit in die Vergangenheit zurück, Erhebungen wurden verschieden häufig durchgeführt und die Messpunkte oft für Fragen von Fischnetz nicht repräsentativ ausgewählt, die Stichproben sind oft zu klein für statistische Aussagen und nicht selten wurden im Laufe der Jahre Probenahmedesign oder Methodik geändert. Einzelfallstudien erlauben jedoch weder für die gesamte Schweiz gültige Aussagen, noch können sie für einen stichhaltigen Vergleich mit anderweitig erhobenen Daten herangezogen werden.

Hypothesen	Kurzbezeichnung
Die Fische leiden an einer Fortpflanzungsschwäche	Fortpflanzung
Den Fischbeständen fehlen genügend nachwachsende Fische	nachwachsende Fische
Der Fischfangrückgang ist das Resultat a) einer Beeinträchtigung der Gesundheit der Fische und somit ihrer Fitness und b) von Gesundheitsschäden, welche zum vorzeitigen Tod von Fischen führen	Gesundheit
Die Belastung der Gewässer durch Chemikalien ist Ursache für beeinträchtigte Fischgesundheit und den Fischfangrückgang	Chemikalien
Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer ungenügenden morphologischen Qualität der Gewässer	Lebensraum
Ein erhöhter Feinsedimentanteil ist verantwortlich für den Fischfangrückgang	Feinsedimente
Geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung führt zum Fischfangrückgang	Fischnahrung
Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer zu wenig angepassten fischereilichen Bewirtschaftung	fischereiliche Bewirtschaftung
Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer geringeren Befischungintensität	Befischungintensität
Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer gesteigerten Fischentnahme durch Fisch fressende Vögel	Fisch fressende Vögel
Veränderungen der Wassertemperatur haben zu einem Rückgang der Fischpopulation und des Fischfangtrages geführt	Wassertemperatur
Der Fischfangrückgang ist das Resultat eines veränderten Abflussregimes und einer veränderten Geschiebeführung	Winterhochwasser
Verschiedene, regional unterschiedliche Faktoren sind Ursache für den Rückgang von Fischbeständen und Fischfang	verschiedene Faktoren

Tab. 5.1: Die Arbeitshypothesen von Fischnetz. Die Kurzbezeichnungen dienen den Querverweisen zwischen den Kapiteln.

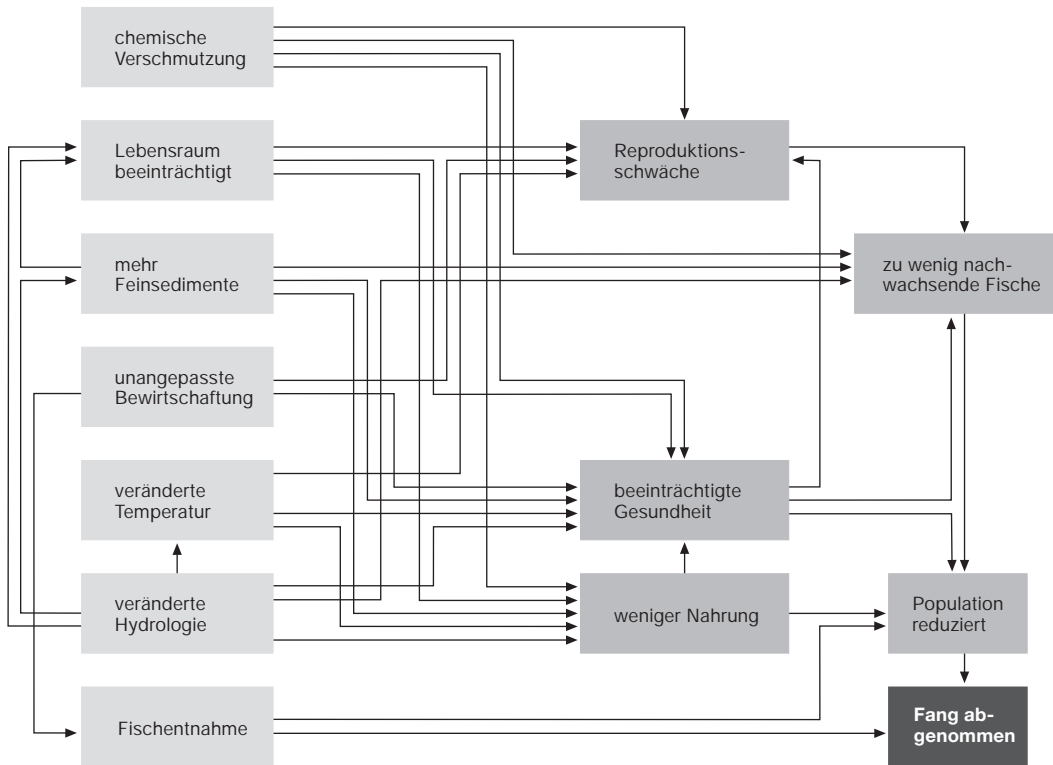
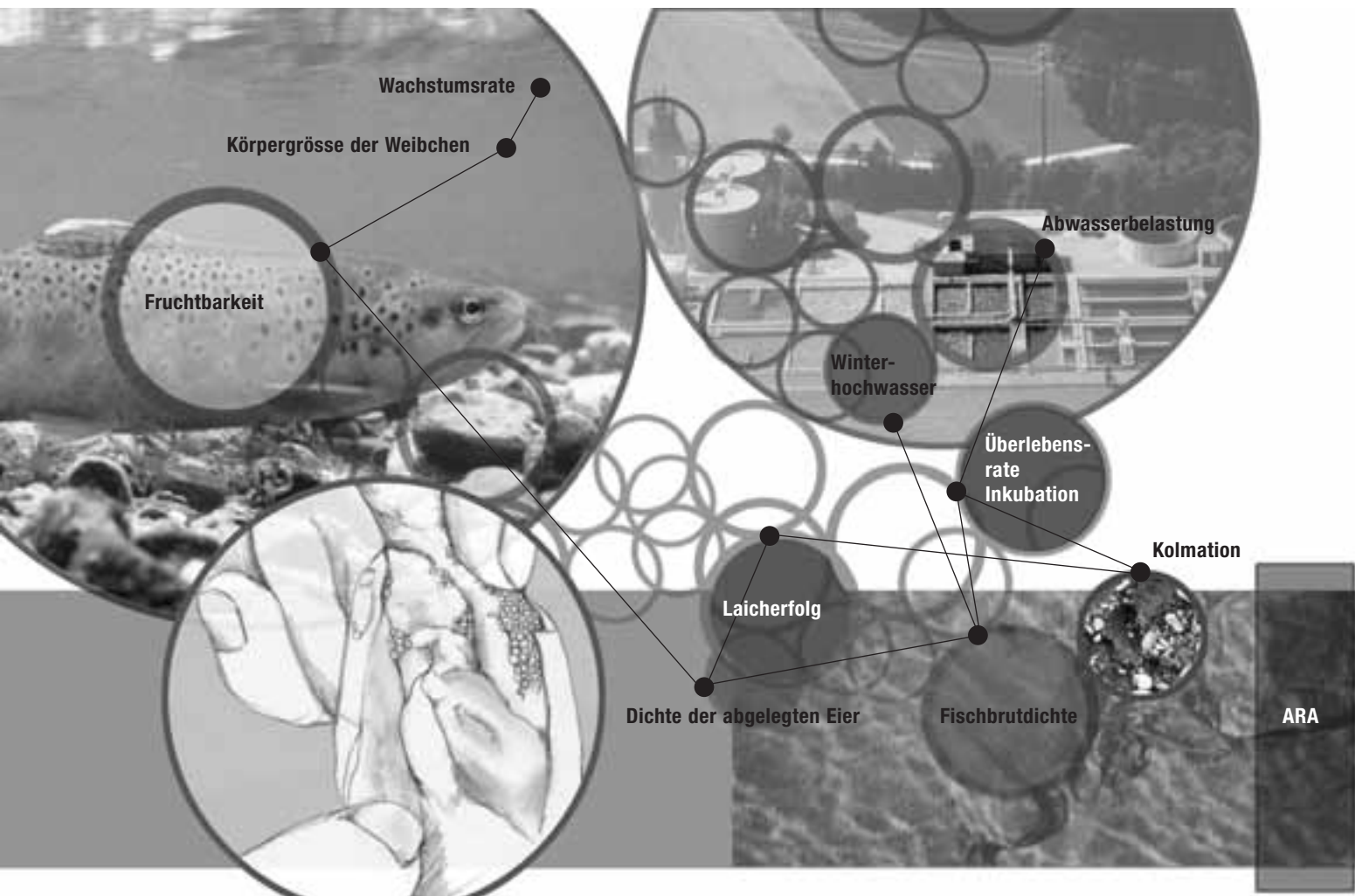


Abb. 5.1: Verknüpfungen der Arbeitshypothesen im Fischnetz. Die Befischungintensität und die Fisch fressenden Vögel sind hier in Fischartnahme zusammengefasst. Die Hypothese «verschiedene Faktoren» ist hier aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt. Die Ursachen (helle Rechtecke) wirken direkt oder über Intermediäreffekte (dunkle Rechtecke) auf die Abnahme des Fangs.



5.1 Hypothese: Die Fische leiden an einer Fortpflanzungsschwäche

Zusammenfassung

Mit dieser Hypothese wird angenommen, dass die Fortpflanzung wilder Fische in der Schweiz beeinträchtigt ist und dass deshalb die Zahl der Nachkommen zu gering ist, um populationserhaltend zu sein. Das Fortpflanzungsgeschehen lässt sich in Abschnitte unterteilen, die im Rahmen verschiedener Projekte studiert wurden: Untersucht wurden die Fitness der Elterntiere, die Zahl der fortpflanzungsfähigen Tiere und die Zahl der Eier pro Muttertier (Rogner) sowie der Schlüpfertag in der Zucht oder im Gewässer.

Bei der Auswertung der vorliegenden Daten ergibt sich ein uneinheitliches Bild, das durch regionale Unterschiede geprägt ist: In einigen Fließgewässern gibt es weniger laichreife Elterntiere und auch weniger Eier pro Rogner, während deren Anzahl in anderen Gewässern konstant geblieben ist. Es liegen nur wenige Hinweise auf eine Beeinträchtigung

der Qualität der Eier vor. An rund zwei Drittel aller untersuchten Stellen ist der Schlüpfertag im aktiven oder passiven Monitoring gut bis sehr gut. Im Verhältnis dazu ist ein schlechter Schlüpfertag an wenigen Stellen beobachtet worden. Unterhalb von ARA besteht ein höheres Risiko für eine beeinträchtigte Entwicklung des Laiches. Die Schlüpfertag ist in landwirtschaftlich stark genutzten Gebieten ebenfalls schlechter. Kläranlagen und Landwirtschaft haben zumindest in einigen der untersuchten Fließgewässer einen nachteiligen Einfluss auf die Fortpflanzung der Fische. Empfehlenswert sind Massnahmen zur Vermeidung oder Verminderung von Stossbelastungen und hohen Konzentrationen kritischer Stoffe.

5.1.1 Einleitung und Fragestellung

Die Reproduktion ist wie Wachstum und Sterblichkeit einer der fundamentalen Prozesse in der Dynamik jeder Population. Selbst ein moderater chronischer Stress kann zu einer Beeinträchtigung der Fortpflanzung und schliesslich zu einer Abnahme der Population führen [1, 2]. Mit dieser Hypothese wird angenommen, dass die Fische unserer Gewässer Schwierigkeiten damit haben, quantitativ ausreichende und

Abb. 5.1.1: Zusammenwirken der für die Fortpflanzung wichtigen Faktoren. Die Fruchtbarkeit der Weibchen hängt von deren Körpergrösse ab und wird, indirekt über die Fischgesundheit via Wachstumsrate, auch von der Wasserqualität beeinflusst. Eine Kolmation der Gewässersohle beeinträchtigt sowohl den Laicherfolg als auch die Überlebensrate der inkubierten Eier.

qualitativ hochwertige Gameten zu erzeugen. Hintergrund für diese Annahme waren verschiedene Beobachtungen und Aussagen von Fischereixperten, so zum Beispiel der Verdacht, dass es kaum noch reine Wildfischpopulationen (ohne Einfluss von Besatz) in den Schweizer Fließgewässern gibt; die Vermutung, dass Naturverlaichung nicht mehr stattfindet; der Hinweis auf seit Jahren abnehmende Laichfischfänge in verschiedenen Gewässern sowie die Beobachtung sehr niedriger Sömmerlingsdichten in bestimmten Bächen. Ausserdem zeigten Resultate von Studien, dass in dicht besiedelten Räumen hormonell wirksame Substanzen in die Gewässer gelangen können, die sich nachteilig auf die Fortpflanzung der Fische auswirken.

Diese Hypothese untersucht demnach folgende Fragen:

1. Können sich die Fische heute weniger erfolgreich fortpflanzen als früher (vgl. Lebenszyklus Bachforellen im Anhang)?
 - a) Gibt es genügend fortpflanzungsfähige Elterntiere in einer Population?
 - b) Sind die Elterntiere physiologisch in der Lage, Gameten in ausreichender Qualität und Quantität zu bilden und abzugeben (physiologischer Status der Elterntiere, nicht bezogen auf beispielsweise das Vorhandensein von Laichhabitaten)?
 - c) Da sich die Qualität der Gameten teilweise erst durch die Schlüpfrate und eventuell im Laufe der weiteren Entwicklung zeigt, werden diese Stadien ebenfalls mit in die Betrachtungen eingeschlossen: Ist die Entwicklung der Embryonen bis zum Schlupf beeinträchtigt?
2. Lassen sich beobachtete Effekte oder nachteilige Veränderungen mit dem Fangrückgang beziehungsweise mit Bestandesveränderungen oder gesundheitlichen Beeinträchtigungen in einen Zusammenhang bringen?

Eine Fortpflanzungsschwäche tritt nicht spontan auf, sondern kann durch verschiedene Faktoren ausgelöst werden. Diese möglichen Ursachen sind Inhalt anderer Hypothesen (siehe Hypothesen «Chemikalien», «Lebensraum», «Feinsedimente», «fischereiliche Bewirtschaftung», «Befischungsintensität», «Fisch fressende Vögel», «Wassertemperatur», «Winterhochwasser»).

Die Fortpflanzung bei Fischen

Hormone spielen bei der Entwicklung der Geschlechtsorgane (Gonaden) eine wichtige Rolle und unterliegen art-, alters- und geschlechtsspezifischen sowie saisonalen Zyklen. Veränderungen der im Blut messbaren Hormonkonzentrationen geben Hinweise auf entsprechende Störungen.

Als in der Umwelt vorhandene Auslöser werden heute besonders die natürlichen und synthetischen Estrogene (Estradiol, Estriol, Estron, Ethinylestradiol) kritisch betrachtet. Industrielle Chemikalien wie Nonylphenol und die entsprechenden Ethoxylate haben ebenfalls estrogenes Potenzial und können zu einer estrogenen Belastung beitragen,

sind aber meist nur punktuell von Bedeutung (siehe Hypothese «Chemikalien»). Aufgrund von Experimenten werden für die bekanntermassen estrogen wirksamen Stoffe folgende Schwellenwerte angenommen: Ethinylestradiol (LOEC 0,1 ng/l) [3], Nonylphenol (PNEC_{Fisch} 0,6 µg/l) [4], Octylphenol (LOEC 4,8 µg/l) [5].

Das natürliche Sexsteroid Estradiol stimuliert die Bildung des Dotter-Vorläuferproteins Vitellogenin (VTG) in der Leber, das über das Blut in die Gonaden transportiert wird und dort den Dotter des entstehenden Eies bildet (Abbildung 5.1.2). VTG wird in nennenswerten Mengen nur von Eier legenden weiblichen Wirbeltieren gebildet. Eine Bildung kann jedoch auch in juvenilen und männlichen Tieren durch Estrogen oder Exposition an ähnlich wirkende Stoffe ausgelöst werden, weshalb es seit einigen Jahren als spezifischer Biomarker für eine vorangegangene Exposition dient [6].

VTG gilt als Kurzzeit-Indikator, da bereits zwei Wochen nach der Exposition eine Konzentrationserhöhung messbar ist und in einer etwa gleichen Zeitspanne nach dem Ende der Exposition der Ausgangszustand wieder erreicht wird [6]. Für den Einsatz als Indikator ist es wichtig zu wissen, welche Werte als normal und welche als kritisch erhöht gelten, um damit einen Hinweis auf das Vorkommen unerwünschter Substanzen im Gewässer zu haben. Die Normalwerte sind für die verschiedenen Fischarten unterschiedlich und schwanken je nach Versuchsbedingungen. Bei der relativ gut untersuchten Bachforelle kann für die männlichen Tiere ein Wert <1000 ng/ml als normal angenommen werden [7]. Ebenso ist es wichtig zu wissen, ob mit erhöhten VTG-Werten eine Beeinträchtigung der Fortpflanzung verknüpft ist. In Laborversuchen treten erhöhte VTG-Konzentrationen gemeinsam mit verringerten Schlüpfraten bei den Nachkommen [8], einer Unterdrückung des Hodenwachstums und der Spermienentwicklung [5], einer Reduktion des Wachstums der Juvenilen, einer Verzögerung des Zeitpunkts der ersten Laichreife sowie einer Verringerung der Fekundität, der Befruchtungsrates und des Reproduktionsverhaltens auf [9]. Darüber hinaus ist wenig über die Bedeutung einer Erhöhung der VTG-Werte und praktisch nichts über die Konsequenzen für Freilandpopulationen bekannt. Zumindest stellt die Synthese von VTG für männliche Tiere eine «unnötige Investition» dar, der entsprechende Energiebedarf geht Wachstum und Reproduktion verloren.

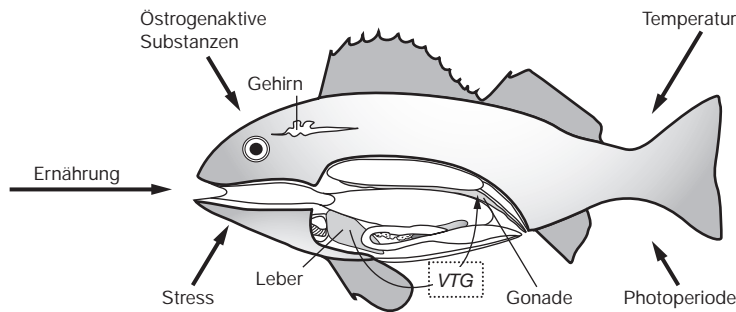
Durch die Sexsteroiden wird auch die Entwicklung der Gonaden gesteuert, die unterschiedlich früh im Embryonalstadium angelegt und ausgebildet werden. Eine Exposition an (Xeno)estrogenen löst in diesem so genannten «kritischen Fenster» besonders leicht langwierige, eventuell auch irreversible Effekte aus. Die Geschlechtsorgane können als männliche, zwittrige (gleichzeitig oder nacheinander) und weibliche Gonaden ausgebildet werden. Bei einigen Gruppen wird die Ausbildung von zwittrigen Gonaden (auch als Ovotestis oder Intersex bezeichnet) sowohl unter natürlichen

Bedingungen als auch durch bestimmte Umwelteinflüsse ausgelöst (zum Beispiel durch Temperaturveränderungen oder durch Chemikalien). Bei Karpfenverwandten geschieht dies beispielsweise recht häufig, bei anderen Gruppen wie bei Salmoniden scheint Zwitterigkeit eher selten vorzukommen [10, 11].

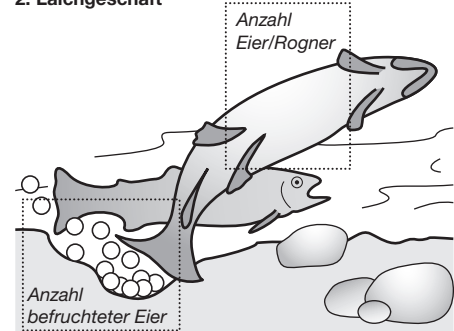
Das Verhältnis zwischen den Geschlechtern ist bei vielen Fischarten 1:1. Abweichungen kommen vor, ohne dass im Einzelfall die Bedeutung für die Population klar ist. Manchmal sind diese Unterschiede nur durch ein geschlechtsspezifisch unterschiedliches Wanderungsverhalten, Habitatbevorzugung oder Schwankungen über die Jahre bedingt [12, 13]. Wichtig ist eine ausreichende Zahl an fortpflanzungsfähigen Elterntieren in einer Population. Die Veränderung der Zahl der fortpflanzungsfähigen Tiere einer Population kann durch regelmässige Laichfischfänge abgeschätzt werden. Sofern diese Tiere gestreift und die Nachkommen künstlich erbrütet werden, liefern derartige Untersuchungen auch brauchbares Zahlenmaterial zur Menge der Eier pro Rogner und zur Qualität der Eier. Die Qualität und Menge der abgegebenen Keimzellen ist sowohl eine Funktion der Grösse und des Alters der Elterntiere (je grösser das Weibchen, desto mehr Eier) [14], als auch der Umweltbedingungen

während der Gametenbildung. Die Eiqualität ist einerseits durch die genetische Ausstattung festgelegt, andererseits aber auch durch die Fitness des Muttertieres, die wiederum auf dem Stressstatus, dem hormonellen und dem ernährungsbedingten Zustand des Tieres basiert. Hohe Temperaturen können ausserdem die Lebensfähigkeit der Eier negativ beeinflussen (siehe Hypothese «Wassertemperatur») [15, 16]. Darüber hinaus können lipidlösliche toxische Substanzen, die im Muttertier akkumulieren, in die Oocyten transportiert werden und während der Wachstums- und Reifezeit des Eies abgelagert werden oder sich dort weiter anreichern und schliesslich das Ei, den Embryo, spätere Lebensstadien oder sogar erst nachfolgende Generationen schädigen [8, 17]. Generell sind Eier und frühe Lebensstadien eines Fisches (so genannte early life stages ELS) besonders empfindlich gegenüber bestimmten nachteiligen Einflüssen aus der Umwelt, wie zum Beispiel endokrine Disruptoren [2, 18]. Der Begriff «ELS» ist bei toxikologischen Arbeiten in der Regel auf die Embryonalentwicklung bis zum Schlüpfen beschränkt, während andere, eher ökologisch orientierte Arbeiten auch die Zeit danach (in der Regel bis zur Emergenz aus dem Kies oder inklusive Sömmerling) umfassen, in der die sexuelle Differenzierung stattfindet [19, 20]. Einflüsse in diesem Lebens-

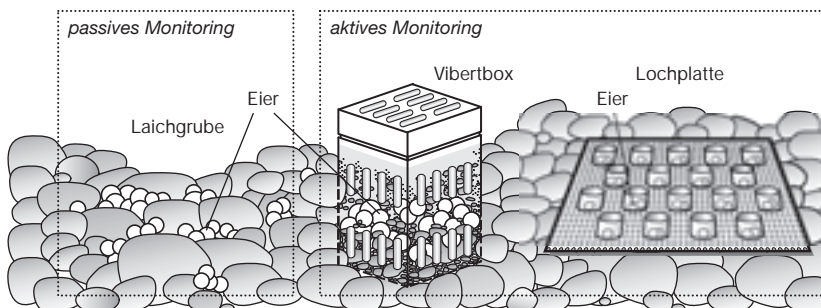
1. Eibildung



2. Laichgeschäft



3. Eientwicklung



4. Schlupf und Emergenz

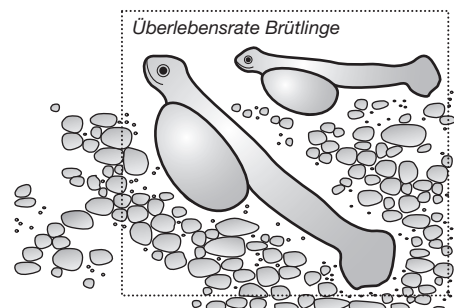


Abb.5.1.2: Indikatoren zur Beurteilung einer möglichen Reproduktionsschwäche und ihre Zuordnung zu den Stadien im Reproduktionsgeschehen. (1) Vitellogenin (VTG) ist ein Dotter-Vorläuferprotein, das bei estrogener Belastung des Gewässers auch bei Männchen gefunden wird. (2) Die Anzahl Eier pro Rogner und die Zahl befruchteter Eier geben Auskunft über das natürliche Fortpflanzungspotenzial einer Bachforellenpopulation. (3) Beim aktiven Monitoring werden beispielsweise Lochplatten auf den Kies gesetzt, oder Vibertboxen in den Kies versenkt, um die Entwicklung der Eier an spezifischen Stellen im Gewässer zu testen. Beim passiven Monitoring werden natürliche Laichgruben kartiert und beobachtet. (4) Die Anzahl der geschlüpften Larven und der emergierenden Brütlinge wird mit der Zahl befruchteter Eier verglichen, um die Überlebensrate der Brütlinge zu berechnen.

stadium bewirken Entwicklungsstörungen, die zum Teil irreversibler Natur sind und oft verzögert auftreten. Besonders kritisch ist, dass diese Effekte bereits bei Konzentrationen ausgelöst werden, die für Adulte unbedenklich sind. Dadurch kann die Lebens- und Fortpflanzungsfähigkeit der folgenden Generation betroffen sein, ohne dass die Adulten sichtbar geschädigt werden [17]. Als zusätzlich kritisch erweist sich, dass ein Effekt durch endokrine Disruptoren die Empfindlichkeit gegenüber direkten toxischen Effekten anderer Chemikalien erhöht [17].

Durch Erbrütungsversuche im Gewässer können Aussagen über die Qualität der Gameten und deren Beeinflussung durch die Umweltbedingungen in den jeweiligen Gewässern gewonnen werden. Dabei werden entweder natürlich vorhandene Laichgruben kartiert und beobachtet und die geschlüpften und emergierten Brütlinge abgefangen (passives Monitoring) [21], oder es werden Brutboxen unterschiedlichen Typs im Kies versenkt oder auf den Kies gesetzt und regelmässig kontrolliert (aktives Monitoring; Abbildung 5.1.2). In diesen Studien wird meist die Schlüpfrate und gelegentlich auch die Rate an Missbildungen untersucht. Die Geschwindigkeit der Entwicklung ist ein weiterer interessanter Punkt: Sie hängt neben der Temperatur (siehe Hypothese «Wassertemperatur») auch von der Wasserqualität ab [22, 23]. Im Freiland sind neben den genannten Faktoren zusätzlich die Kolmation, die Sedimentation während der Inkubation (und in deren Folge oft die Schädigung der Embryonen durch Sauerstoffmangel) und ungenügende Laichgründe häufige Gründe für schlechte Reproduktionsraten. Unterhalb von ARA ist neben der Sedimentierung auch die erhöhte

Keimzahl ein Problem [24]. Diese kann zu einem verstärkten Pilzbefall und einer Infektion der Eier führen.

Die Ergebnisse der verschiedenen Studienansätze sind nur bedingt miteinander vergleichbar, da die natürlichen Prozesse in unterschiedlicher Weise beeinflusst werden: Der Nachteil des passiven Monitorings liegt darin, dass nicht alle Brütlinge erfasst werden können, während im aktiven Monitoring beispielsweise die Sedimentierungsprozesse anders sind und Sauerstoffgehalte beeinflusst werden. Dennoch geben die Werte eine grobe Vorstellung davon, ob überhaupt eine Naturverlaichung im Gewässer stattfindet, beziehungsweise erfolgreich wäre.

Was ist nun ein für die Population kritischer Wert für die Schlüpfrate, der nicht unterschritten werden darf, um eine sich selbst erhaltende Population zu gewährleisten? Dies ist abhängig von der Population und der Habitatskapazität. Bei den meisten der einheimischen Fischarten wird eine hohe Eizahl produziert, ein Überschuss, der anschliessend in Abhängigkeit von der Dichte vermindert wird: Wenn die aus den Eiern schlüpfenden Brütlinge aus dem Kies emergieren und Territorien besetzen, schrumpft ihre Anzahl in Abhängigkeit ihrer Dichte entweder durch Abwanderung oder Tod [19]. Nur wenn die Zahl überlebender Eier oder Brütlinge so niedrig ist, dass ihre Zahl unter der Habitatskapazität liegt, gerät die nachwachsende Generation in einen kritischen Bereich.

5.1.2 Befunde in der Schweiz

Ob und wie sich die Fortpflanzung der Fische in Schweizer Fliessgewässern im Laufe der Zeit und in den verschiedenen

Parameter	Studien in CH (n)	untersuchte Arten	Anzahl Gewässer (Anzahl Stellen)
VTG: ELISA	6	Bachforelle Regenbogenforelle Gründling	12 (21) 3 (3) 2 (6)
VTG: Immunhistochemie (IHC)	1	Bachforelle	30 (66)
VTG: ELISA und IHC	7	Bachforelle Regenbogenforelle Gründling	37 (79) 3 (3) 2 (6)
Ovotestis	3	Bachforelle Rotaugen Gründling	30 (66) 11 (15) 2 (3)
Laichfischfang Anzahl Rogner, Anzahl Eier/Rogner	9	Bachforelle	9 (11)
Zahl erfolgreicher Fortpflanzungsstellen 1980–1990 1991–2001	1	Bachforelle	2070 4965
ELS-Test (passives Monitoring)	2	Bachforelle Äsche	9 (22) 1 (3)
ELS-Test (aktives Monitoring)	15	Bachforelle Äsche Seeforelle	42 (105) 3 (10) 10 (27)

Tab. 5.1.1: Übersicht über Untersuchungen in der Schweiz, die für diese Auswertung herangezogen wurden [7].

Regionen verändert hat, ist nur ungenügend bekannt, da die bekannten Daten punktuell an einzelnen Gewässern erhoben worden sind, unter unterschiedlichen Eingangshypothesen und meist mit unterschiedlichen Methoden (Tabelle 5.1.1).

Vitellogenin-Konzentrationen in Bachforellen

An fünf Standorten wurden erhöhte, jedoch stark streuende VTG-Konzentrationen bei Bachforellen gemessen: bei Busswil unterhalb ARA Lyss (Alte Aare), unterhalb ARA Theufenthal (Wyna), oberhalb ARA Theufenthal (Wyna), unterhalb ARA St.Imier/Villeret (Schüss), unterhalb ARA Eschenbach (Winkelbach). An diesen Standorten muss aufgrund der VTG-Konzentrationen im Blutplasma männlicher Bachforellen von einer estrogenen Belastung im Vorfluter ausgegangen werden. Von den positiven Beprobungsstellen liegen vier direkt unterhalb von Kläranlagen, eine liegt oberhalb (Wyna, oberhalb ARA Teufenthal). Dort enthält der Vorfluter jedoch bereits die geklärten Abwässer von drei weiter oberhalb gelegenen ARA. Ausserdem wurden erhöhte VTG-Konzentrationen bei Gründlingen festgestellt [25]. Die Beurteilung der VTG-Daten ist schwierig, da die Zahl der Messungen an einzelnen Gewässerstellen relativ gering und die individuelle Variabilität der VTG-Konzentrationen recht hoch ist. Für einen Vergleich der VTG-Konzentration mit den estrogenaktiven Einträgen ins Gewässer wurden die Estrogenäquivalente aller Vorfluter berechnet, bei denen oberhalb und/oder unterhalb der ARA-Einläufe VTG in männlichen Forellen gemessen wurde. Es zeigt sich dabei keine klare Korrelation zwischen den VTG-Werten und den Estrogenäquivalenten unterhalb von ARA [26], was vor allem auf die enorm hohe Variabilität in der Antwort der Fische zurückzuführen ist.

Ovotestis

Ovotestis wurde bei Bachforellen in keinem Fall festgestellt. Rotaugen wurden an insgesamt 15 Stellen in zwei Flüssen und neun Seen untersucht und Tiere mit Ovotestis kamen in Häufigkeiten von 0 bis zu 22% vor. Dies sind signifikante Standortunterschiede, die jedoch aufgrund unzureichender Hintergrundinformationen (Estrogenbelastung der Standorte und der normale Prozentsatz von Ovotestis bei Schweizer Rotaugen) nicht interpretiert werden können. In Gründlingen wurde dieses Phänomen an drei Stellen beobachtet, davon an einer Stelle unterhalb einer ARA (14–24% Häufigkeit, nicht signifikant) [25].

Fortpflanzungsfähige Elterntiere und Anzahl Eier

Um die Veränderungen in der Zahl der fortpflanzungsfähigen Elterntiere und deren Eiern zu untersuchen, eignen sich langjährige Datenreihen aus den *Laichfischfängen* verschiedener Kantone. Exemplarisch werden hier die Resultate ausgewählter Fließgewässer vom Kanton BE (Emme, Biberebach, Kiesenbach und Aare), Kanton VD (Flon de Carrouge) und Kanton ZH (Töss, Kempt) zusammengefasst:

► die Zahl der *gefangenen Rogner pro Fangtag* nimmt in den untersuchten Berner Gewässern seit Anfang/Mitte der 1980er Jahre fast überall ab (Ausnahme ist der Kiesenbach). In den untersuchten Zürcher Gewässern (Töss und Kempt) schwanken die Zahlen der gefangenen laichreifen Rogner sehr stark. Die Schwankungen der Rognerzahlen in einigen Fließgewässern könnten mit einem Wechsel in den Fanganstrengungen zusammenhängen: in Jahren guter Bestände wurden in den beiden Zürcher Gewässern bewusst nur ältere Laichtiere angelandet, in anderen Jahren hingegen alle Laichtiere dem Gewässer entnommen (M. Straub Kanton ZH, schriftliche Mitteilung).

► die *Eier pro Rogner* zeigen in den Berner Fließgewässern bis etwa 1990 sehr hohe Variationen, dann verstetigten die Zahlen etwas. In Aare, Kiesenbach und Biberebach lässt sich über den Verlauf der 1970er bis zur Mitte der 1980er Jahre eine teilweise markante Abnahme feststellen, in beiden Abschnitten der Emme sind die Zahlen gleich geblieben oder sogar leicht gestiegen (Abbildung 5.1.3). Bei der Aare könnte die starke Abnahme nach 1972 mit einer vorangegangenen grossen Vergiftung zusammenhängen (P. Friedli Kanton BE, schriftliche Mitteilung). Wie bei den veränderten Fanganstrengungen in Zürich wird ähnlich für die Berner Gewässer vermutet, dass in guten Laichfischfangjahren etwas grosszügiger gefischt wurde und eher kleinere Weibchen nicht mit letzter Anstrengung gekeschert wurden, während man sich in schlechten Jahren bemühte, auch kleinere Tiere noch zu keschern (P. Friedli Kanton BE, schriftliche Mitteilung). In der Flon de Carrouge lag die Zahl der Eier pro Kilogramm Biomasse Rogner in den Jahren von 1983 bis 1987 gleichbleibend bei rund 2700 [27]. In den untersuchten Zürcher Gewässern (Kempt, Töss; M. Straub, unveröffentlichte Daten) unterliegt auch die Anzahl Eier pro Rogner sehr

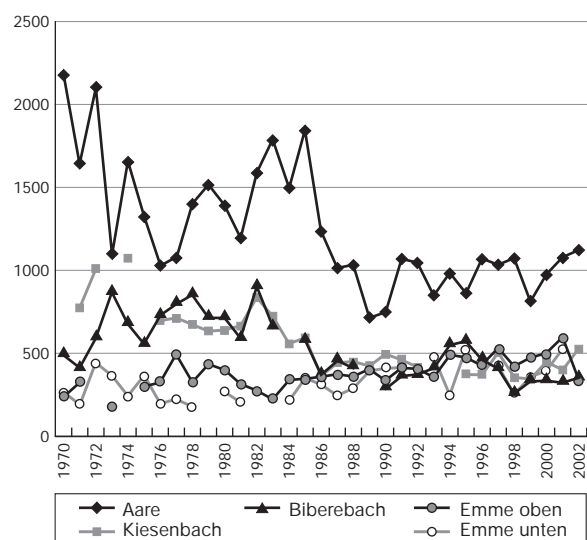


Abb. 5.1.3: Anzahl Eier pro gefangenen Rogner aus ausgewählten Berner Fließgewässern.

Herkunft	Jahr	mittlere Schlüpftrate [%]	SD	Datenquelle
Aare BE	1990–2002	93	3,2	T. Vuille, FI Bern
Kiesenschbach 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 (nicht jährlich)	94	1,2	M. Straub, FJV ZH
Töss ZH	1970–2002 (nicht jährlich)	93	1,3	M. Straub, FJV ZH
Aare (Thun-Bern) BE	1998	97 (einmalig)	–	Guthruf-Seiler [30]
Seitengewässer Langeten BE	1996	94 (einmalig)	–	Schmidt-Posthaus [31]

Tab. 5.1.2: Erbrütungserfolg von Bachforelleneiern aus Laichfischfängen verschiedener Fliessgewässer (T. Vuille, M. Straub; je unveröffentlichte Daten). SD = Standardabweichung.

hohen Schwankungen. Ein genereller Trend kann daraus nicht abgelesen werden.

Zahl erfolgreicher Fortpflanzungsstellen

Für die Erstellung des Fischatlas [28] wurde auch nach der Wahrscheinlichkeit der Fortpflanzung von Bachforellen in den jeweiligen Gewässern in den beiden Erfassungsperioden (1980 bis 1990 und 1991 bis 2001) gefragt. Dabei wird angenommen, dass die Beobachtung von Laichgruben und/oder Sömmerlingen einen sicheren Hinweis auf die erfolgreiche Fortpflanzung der jeweiligen Population liefert (E. Staub, mündliche Mitteilung). In 15% der Gewässer, die in der jüngsten Erfassungsperiode beurteilt worden sind, wird eine Fortpflanzung der Forelle als unwahrscheinlich und in 85% der Fälle als wahrscheinlich bis sicher eingeschätzt. Prozentual betrachtet ergibt sich demnach kein Unterschied zwischen der ersten und der zweiten Erfassungsperiode. Die Messstellen sind aber unterschiedlich [28] und es handelt sich um subjektive Beobachtungen ohne quantifizierte Resultate, die zudem keine Aussage über den Umfang der Naturverlaichung erlauben.

Gibt es Hinweise auf reduzierten Bruterfolg in Schweizer Gewässern?

Dazu können die protokollierten Bruterfolge aus Laichfischfängen (Tabelle 5.1.2), Untersuchungen zu Naturverlaichungen (passives Monitoring) sowie Daten aus Experimenten (aktives Monitoring, entweder mit Eiern aus Naturverlaichung oder aus Zuchten) herangezogen werden.

Überlebensrate [%]	Bewertung
80–100	sehr gute Entwicklung
60–80	gute Entwicklung
40–60	mässige Entwicklung
20–40	schlechte Entwicklung
0–20	sehr schlechte Entwicklung

Tab. 5.1.3: Beurteilung der Überlebensraten von Eiern bis zum Augenpunktstadium oder bis zum Schlüpfen.

Die Schlüpfertolge mit Eiern aus dem Laichfischfang und nachfolgender Aufzucht unter kontrollierten Bedingungen (meist kantonale Fischzuchten) waren in der Regel gut bis sehr gut, Ausnahmen waren teilweise auf eine schlechte Eiqualität zurückzuführen (beispielsweise in der Allaine; [29]).

Die Überlebensrate von Eiern und Brütlingen wurde für die Auswertung der Resultate aus aktivem und passivem Monitoring gemäss Tabelle 5.1.3 beurteilt.

Bei der Beurteilung und Interpretation muss zwischen den Ergebnissen im aktiven und passiven Monitoring unterschieden werden. Die Bedingungen im aktiven Monitoring können im Allgemeinen besser kontrolliert werden, ausserdem können gewisse negative Faktoren wie beispielsweise Abfluss weniger stark wirken, weil die Eier durch Behälter besser vor einer mechanischen Schädigung geschützt werden.

Weil die Erbrütungsraten im passiven Monitoring erwartungsgemäss immer etwas schlechter sind, sollten sie nicht 1:1 mit den Resultaten des aktiven Monitorings verglichen werden. Die Schlüpfertolge aus Laichgrubenuntersuchungen (passives Monitoring) sind niedriger als in den Zuchten und streuen sehr stark, wie Tabelle 5.1.4 zu entnehmen ist. Einerseits treten sehr grosse Schwankungen zwischen aufeinander folgenden Jahren auf, die von den Untersuchenden beispielsweise durch Hochwasser oder Sedimentierung erklärt werden. Andererseits zeigt der Vergleich mit der Literatur, dass nur in Fällen mit konstant schlechtem Erbrütungserfolg unter 50% (Great Lakes aus [17]) eine Gefährdung der Population wahrscheinlich ist, was nach den ausgewerteten Schweizer Studien nur für fünf Stellen zutrifft. Von diesen fünf Probestellen an der Aare (bei Bremgarten unterhalb ARA Worblental) und an der Urtenen (verschiedene Stellen oberhalb und unterhalb der ARA Moossee) wurden zwei Stellen an zwei aufeinander folgenden Jahren beprobt und haben ein schlechtes Ergebnis gezeigt (an der Urtenen). Hier besteht also die Möglichkeit, dass ARA-Einläufe tatsächlich die Ei-entwicklung beeinträchtigen und die Population gefährden. Die mögliche Kompensation durch Besatz ist hierbei jedoch noch nicht berücksichtigt. An neun Stellen – also an circa einem Drittel aller Standorte – wurde eine Überlebensrate bei Bachforellen im passiven Monitoring von >80% für Bach-

Fischart	Überlebensrate von Eiern/Brütlings pro Standort					Total
	0–20%	20–40%	40–60%	60–80%	80–100%	
Bachforelle	5		3	10	6	24
Äsche		1			3	4
Total	5	1	3	10	9	28

Tab. 5.1.4: Anzahl von Studien zu Laichgrubenuntersuchungen im freien Gewässer (passives Monitoring) seit 1997, klassifiziert nach der Überlebensrate der Eier/Brütlings (bei mehreren Ergebnissen pro Standort wurde der Median berücksichtigt) und unterteilt nach der Fischart [7].

forellen und Äschen festgestellt. Hier gibt es also zumindest für die untersuchten Jahre keine Hinweise auf einen schlechten Erbrütungserfolg.

Aktives Monitoring mit Bachforelleneiern wurde in der Schweiz seit 1997 vorwiegend an Strecken mit geringen Populationsdichten unbekannter Ursache (Langeten, Necker, Emme, Venoge, Wyna, Kleine Saane, Allaine) oder unterhalb problematischer oder erwarteter Punktquellen [32–34] durchgeführt. Die Überlebensrate wurde teilweise in unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Embryonen (nach der Fertilisation, vor dem Augenpunktstadium, zum Augenpunktstadium und nach dem Schlüpfen) erhoben. Die gewonnenen Resultate geben Hinweise auf Beeinträchtigungen durch die Wasserqualität oder andere Rahmenbedingungen (Sedimente, Hochwasser). Im aktiven Monitoring wurden teilweise höhere Bruterfolge erreicht als im passiven Monitoring: 40% aller ELS-Tests wiesen am Ende der Experimente eine sehr gute Überlebensrate mit 80 bis 100% Bebrütungserfolg auf (Tabelle 5.1.5).

Wodurch sind die Standorte charakterisiert, die einen guten beziehungsweise schlechten Bruterfolg aufweisen?

Standorte mit sehr guten Schlüpfraten (>90% im aktiven Monitoring und >80% im passiven Monitoring) wurden vorwiegend ausserhalb des Einflussbereichs von ARA beobachtet. Allerdings wurden auch gute Erbrütungserfolge unterhalb von ARA festgestellt (circa ein Drittel aller untersuchten Stellen, [7]). Für die zuletzt genannten Stellen kann postuliert werden, dass die Wasserqualität im Vorfluter und damit die ARA-Belastung zumindest in den untersuchten Jahren nicht zu einer Beeinträchtigung der Embryonalentwicklung geführt haben.

Bei Standorten mit schlechten oder sehr schlechten Überlebensraten (<40%) handelt es sich mit wenigen Ausnahmen um Mittellandgewässer, und bei diesen mit wenigen Aus-

nahmen (Rhein, Ron) um Bereiche unterhalb von Kläranlagen (Distanz zur Kläranlage 30–7000 m: ARA Porrentruy, ARA Einsiedeln, ARA Hagnau-Birsfelden, ARA Villars sur Glâne, ARA Sion-Châteauneuf, ARA Wartau, ARA Hochdorf, ARA Rain, ARA Villeret-St. Imier, ARA Densbüren, ARA Unterehrendingen, ARA Echallens, ARA Buttisholz, ARA Reinach, ARA Teufenthal). Ein Vergleich von Ei-Expositionen unterhalb und oberhalb von Kläranlagen zeigte, dass unterhalb von ARA gelegene Ei-Exponate ein sechsmal höheres Risiko für eine schlechte bis sehr schlechte Überlebensrate (<40%) hatten als Ei-Exponate oberhalb von ARA [7].

Für die abschliessende Bewertung des Einflusses von geklärtem Abwasser auf die Bachforellenpopulationen in unseren Gewässern muss in Zukunft zusätzlich darauf geachtet werden, in wie vielen der untersuchten Standorte natürlicherweise Bachforellen vorkommen und auch laichen und ob sich diese Standorte erst in den vergangenen 20 Jahren derartig negativ entwickelt haben. Die biologische Relevanz für die Population kann – beispielsweise wegen der Schwankungen zwischen aufeinander folgenden Jahren – kaum beurteilt werden.

Biologisch relevante Ausfälle in der Eientwicklung müssten in der Populationsstruktur des Forellenbestandes erkennbar werden. Escher [32] hat unter- und oberhalb von 41 ARA ELS-Untersuchungen durchgeführt und gleichzeitig die Populationsstruktur der Fischfauna erhoben. Dabei war keine Korrelation zwischen der Populationsstruktur und der Überlebensrate der exponierten Bachforelleneier erkennbar. Schwankungen im Bruterfolg in aufeinander folgenden Jahren, Migration und Besatzmassnahmen sind gleichermaßen unbekannte Grössen, die die Herstellung eines Zusammenhangs nicht erlauben.

Über die Anzahl der Brütlings im freien Gewässer ist kaum etwas bekannt. Da ihr Lebenszyklus eine längere Aufenthaltszeit im Kies beinhaltet, können sie dort nicht untersucht werden. Nach der Emergenz können sie dann aber schon

Fischart	Überlebensrate von Eiern/Brütlings pro Standort					Total
	0–20%	20–40%	40–60%	60–80%	80–100%	
Bachforelle	15	5	14	20	51	105
Äsche		0		6	4	10
Seeforelle	2	3	10	15	6	36
Total	17	8	24	41	61	151

Tab.5.1.5: Ergebnisse der ELS-Tests im aktiven Monitoring seit 1997: Anzahl untersuchter Probestellen in verschiedenen Flüssen, klassifiziert nach der Überlebensrate der Eier/Brütlings (bei mehreren Ergebnissen pro Standort wurde der Median berücksichtigt) und unterteilt nach der Fischart.

bald als Sömmerlinge gefangen und gezählt werden. Die Abundanz an Sömmerlingen ermöglicht es, die Naturverlaidung grob abzuschätzen. Allerdings haben die jungen Tiere dann bereits die erste von der Dichte abhängige Mortalitätsphase hinter sich (30–70 Tage nach Emergenz und Beginn der Nahrungsaufnahme).

Im Wahrscheinlichkeitsmodell der Hypothese «Fortpflanzung» wird die Fortpflanzung der Bachforellen durch die Faktoren Eiproduktion, Eiablage, Befruchtung und Schlüpfertag beschrieben. Da keine getrennten Daten zu Eiablage und Befruchtung existieren, werden diese beiden Parameter als Laicherfolg zusammengefasst. Die Eiproduktion pro Jahr ergibt sich aus der Anzahl laichreifer Weibchen und der Fruchtbarkeit der Weibchen. Es wird von einem Geschlechterverhältnis von 1:1 ausgegangen. Die Fruchtbarkeit der Weibchen wird im Modell in Anlehnung an Peter [35] in Abhängigkeit von der Grösse der Fische berechnet (Abbildung 5.1.4). Mögliche Einflussfaktoren wie estrogenaktive Stoffe konnten aufgrund der unzureichenden Kenntnis über ihre Auswirkung auf die Fruchtbarkeit bei Bachforellen nicht in das Modell einbezogen werden. Dementsprechend wurde im Modell eine beeinträchtigte Wasserqualität nur in ihrer Wirkung – via verringerte Wachstumsrate – auf die Fruchtbarkeit berücksichtigt.

Der Laicherfolg wird durch den Kolmationszustand des Gewässers beeinflusst (siehe Hypothese «Feinsedimente»). Die Eientwicklung wird als Überlebensrate des Laiches angegeben und im Modell durch die Kolmation der Gewässer-sole sowie durch die Wasserqualität (% Abwasseranteil im Vorfluter bei dem Niedrigwasserabfluss Q_{347}) bestimmt.

5.1.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Der Versuch einer Korrelation zwischen VTG, Ovotestis und Fangdaten ist aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich.

Eine statistische Analyse wurde zwischen den Daten zu den Stellen natürlicher Fortpflanzung [28] und den Fangdaten (siehe Dokumentation Fischrückgang [36]) durchgeführt. Es ergibt sich eine positive Korrelation (ohne Hinweis auf kausale Zusammenhänge) zwischen diesen Parametern: Dort, wo natürliche Fortpflanzung beobachtet wird, sind die Fangerträge höher.

Ein Zusammenhang zwischen Bruterfolgen (ELS, im aktiven Monitoring) und Fangrückgang konnte nicht gefunden werden. Ein Vergleich zwischen dem Bruterfolg und dem Anteil der landwirtschaftlichen Fläche im Einzugsgebiet zeigt, dass der Schlüpfertag tendenziell abnimmt bei zunehmender Grösse der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Einzugsgebiet des jeweiligen Fließgewässers (Abbildung 5.1.5).

Es konnte keine generelle Korrelation zwischen den Überlebensraten von Eiern und den geschätzten Abwasseranteilen im Vorfluter festgestellt werden. Allerdings gibt es einen

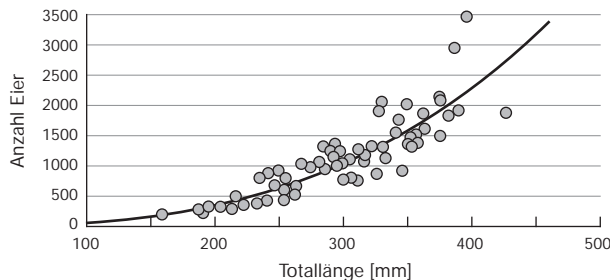


Abb.5.1.4: Eiproduktion im Verhältnis zur Körpergrösse der weiblichen Bachforelle [35].

– nicht signifikanten – Trend für eine geringere Überlebensrate der Eier, die unterhalb von ARA exponiert waren im Vergleich zu den Eiern, die an oberhalb liegenden Stellen ausgesetzt wurden. In vielen Fällen ist anzunehmen, dass auch exponierte Eier oberhalb der untersuchten ARA anderen Einflüssen ausgesetzt waren (weiter aufwärts gelegene ARA, landwirtschaftliche Einträge, diffuse Einträge etc.) [26]. Ein Bezug zur Fischgesundheit besteht offensichtlich ebenfalls: Die besten Erfolge der Naturverlaidung wurden dort festgestellt, wo die Forellen die geringsten Veränderungen an Organen wie Leber und Niere zeigten. Umgekehrt war die Eientwicklungsrate dort schlechter, wo der histologische Zustand am stärksten beeinträchtigt war [7]. Ein Zusammenhang zwischen Fischgesundheit und Reproduktionsgeschehen kann deshalb auch für andere Fließgewässer angenommen werden.

5.1.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Die Zahl der Stellen mit natürlicher Bachforellenfortpflanzung [28] hat unserer Kenntnis nach in den vergangenen 20 Jahren nicht wesentlich abgenommen. Die Eiqualität der Bachforellen scheint in Ordnung zu sein. Die Zahl der Laichtiere hat sich in den verschiedenen untersuchten Fließgewässern unterschiedlich entwickelt, eine Abnahme in einigen Einzugsgebieten steht einem fehlenden Trend in anderen gegenüber. Die Ei- und Embryonalentwicklung scheint in vielen Strecken eine natürliche Fortpflanzung zu erlauben, an einigen Stellen

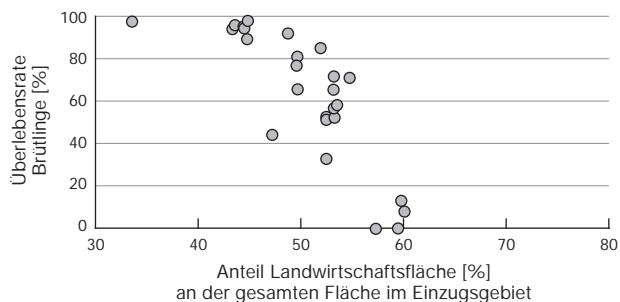


Abb. 5.1.5: Schlüpfertag in ELS-Tests [7] im Vergleich zum prozentualen Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen im Einzugsgebiet. Jeder Punkt gibt die durchschnittliche Überlebensrate von Bach- und Seeforellen pro Standort wieder (Daten: GEOSTAT, BFS).

ist sie beeinträchtigt. Bei einer statistischen Betrachtung ergibt sich ein höheres Risiko für einen niedrigeren Schlüpf-erfolg unterhalb von ARA und eine Korrelation zwischen einem schlechtem Schlüpf-erfolg und einem zunehmenden Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen im Einzugsgebiet. Wechselwirkungen mit anderen Faktoren sind wahrscheinlich. Wenn das histologische Bild von Leber und Niere in Ordnung ist, wird oft auch ein guter Reproduktionserfolg festgestellt. Veränderungen auf der biochemisch-physiologischen Ebene des Individuums (Ovotestis, Vitellogenininduktion) sind lokal vorhanden, ihre Bedeutung für Populations- oder Fangrückgänge ist jedoch unklar.

Zusammenfassend lässt sich folgern, dass es an ausgewählten Stellen – vor allem im Mittelland – Hinweise auf Reproduktionsprobleme gibt: Dort sind teilweise die Zahl der Laichtiere, der Erbrütungs- und der Schlüpf-erfolg unbefriedigend. Nicht zu beantworten ist, ob diese Beeinträchtigungen für die Populationsrückgänge verantwortlich sind und wodurch sie letztendlich verursacht werden.

5.1.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Vorbeugend sollten Stossbelastungen von ARA und Entlastungen oberhalb bekannter Laichplätze von empfindlichen Arten (Bachforelle, Seeforelle, Äsche) durch bauliche Massnahmen eingeschränkt oder vermieden werden. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten sind nachhaltige Verbesserungsmöglichkeiten wie eine Ökologisierung der Landwirtschaft, die Wiederherstellung oder Aufwertungen des Uferbereichs und des Uferstreifens (zur Verminderung von Abschwemmungen und Erosion) und das Überprüfen von Drainagesystemen auf Pestizideinträge umzusetzen. Die natürliche Fortpflanzung der Fische sollte in repräsentativen Gewässern gründlich überwacht werden, vorzugsweise in solchen, zu denen bereits mehrjährige Datenreihen vorliegen. Wichtige Faktoren sind dabei die Altersstruktur, Gewicht und Länge der Laichtiere sowie der Schlüpf-erfolg, eine Kartierung der Laichgruben und eine Erhebung der Sömmerlingsdichte aus Naturverlaichung. Um naturverlaichte von besetzten Fischen unterscheiden zu können, empfiehlt sich die regelmässige Markierung der Besatzfische [37]. Letzteres bedeutet zwar einen zusätzlichen Arbeitsaufwand, wird aber in anderen Ländern durchaus erfolgreich und in grossem Massstab praktiziert (A. Peter, mündliche Mitteilung).

Forschungsbedarf

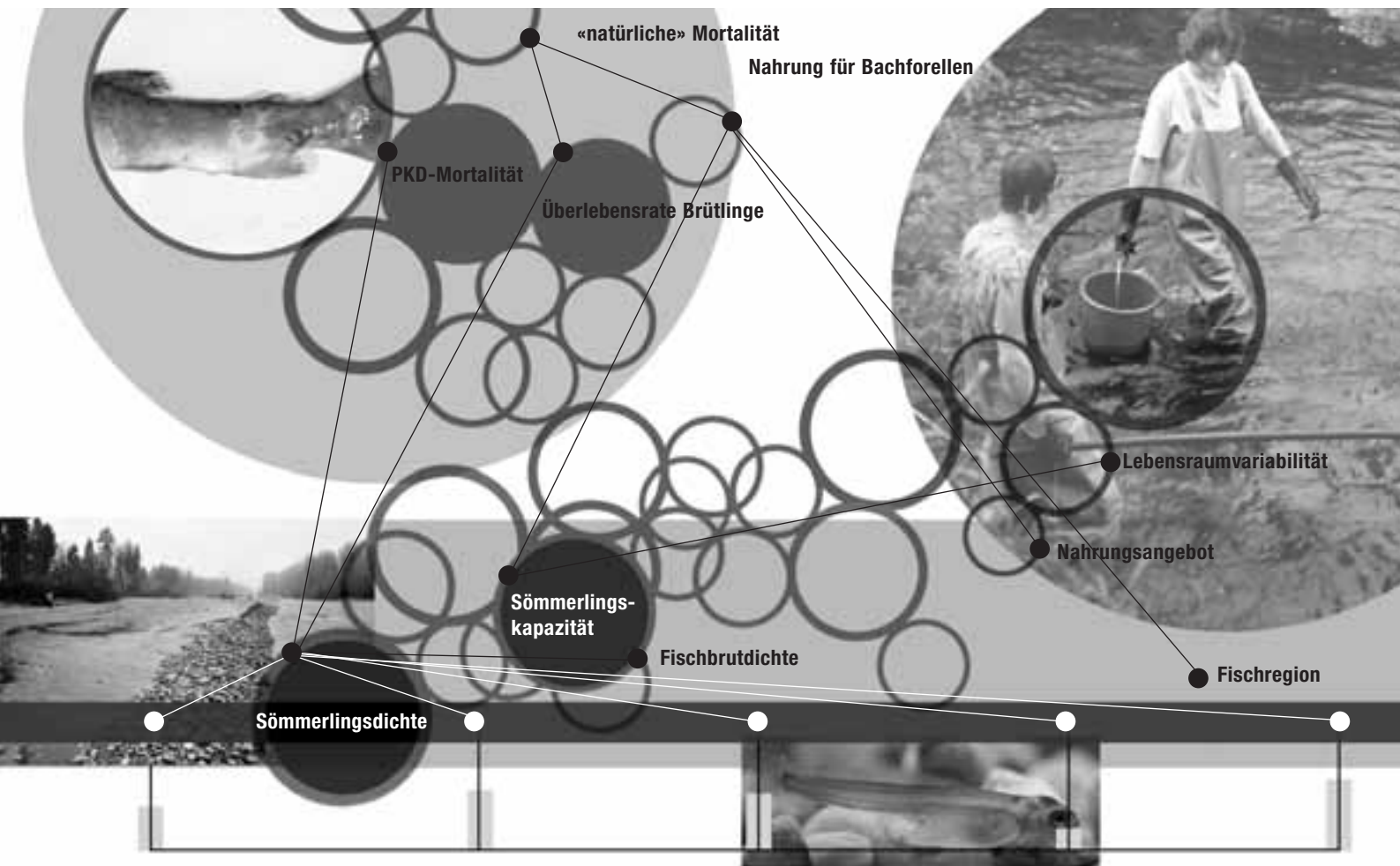
Um das Reproduktionsgeschehen von Fischen und die Wirkung anthropogener Einflüsse verstehen zu können, müssen noch viele offene Fragen beantwortet werden. So empfiehlt Fischnetz, Untersuchungen zur Bedeutung einer erhöhten Vitellogenin-Expression, dem Auftreten von Ovotestis oder

zu schlechten Bruterfolgen in ELS-Tests vorzunehmen. Ebenso erscheint es uns vordringlich, die Auswirkung endokriner Disruptoren und anderer Stressfaktoren auf die Qualität und Quantität von Gameten zu studieren.

5.1.6 Literaturnachweis

- [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] Rüfenacht 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 Salzwasser-einleitung 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 Hypothese: Den Fischbeständen fehlen genügend nachwachsende Fische

Zusammenfassung

Verschiedene Forschungsprojekte haben die Bedeutung der kleinen Fliessgewässer (Gewässeroberläufe und Seitengewässer) für die natürliche Reproduktion der Bachforelle aufgezeigt. Ein Teilprojekt von Fischnetz, die Sömmerlingsstudie, konzentrierte sich vor allem auf diese Gewässertypen. Die natürliche Reproduktion wurde in 97 Gewässerabschnitten, vorwiegend im Mittelland gelegen, untersucht und kann für mehr als die Hälfte der Strecken als gut bezeichnet werden. Für die kleineren, weniger als 5 m breiten Fliessgewässer trifft die Hypothese der fehlenden nachwachsenden Fische mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht zu. Weitere Beobachtungen in schweizerischen Fliessgewässern (beispielsweise Untersuchungen in den vier Testgebieten von Fischnetz, Wigger, Vierwaldstätterseezuflüssen) zeigen, dass in den Gewässermittel- und -unterläufen sowie in den

morphologisch und/oder hydrologisch stark beeinträchtigten Fliessgewässern ein Problem mit dem Fischnachwuchs besteht. Auch in der Sömmerlingsstudie liess sich nachweisen, dass die Dichte des Fischnachwuchses im Fliessverlauf abnimmt. Mittel- und Unterläufe der schweizerischen Fliessgewässer sind als Reproduktionsorte stark beeinträchtigt (Abwasserbelastung, abnehmende Habitatsqualität, erhöhte Temperaturen), durch die fehlende Längsvernetzung der Flüsse wird dieses Problem verschärft.

5.2.1 Einleitung und Fragestellung

Überlegungen zu den möglichen Ursachen für den Fischfangrückgang in Schweizer Fliessgewässern führten unter anderem zu der Vermutung, dass in vielen Gewässern nicht genug nachwachsende Fische aus der natürlichen Reproduktion am Populationsaufbau beteiligt sind.

Eine Analyse soll die Situation in Schweizer Fliessgewässern darlegen. Der Fokus richtet sich auf die Bachforelle, weil sie aufgrund der topografischen Verhältnisse die Charakterart vieler Schweizer Fliessgewässer ist, ihre Fänge stark rückgängig sind und diese zumeist mit langjährigen Fangstatistiken belegt sind.

Abb. 5.2.1: Zusammenwirken der für die nachwachsenden Fische wichtigen Faktoren. Die Sömmerlingsdichte wird von der Sömmerlingskapazität begrenzt und hängt von der Fischbruttdichte und der Überlebensrate der Brütlinge ab, wird aber auch von der PKD Mortalität beeinflusst.

Indikator für den Fischnachwuchs ist die Dichte der Sommerlinge. Dies ist insofern sinnvoll, als dass die wesentlichen Mortalitätsfaktoren zu diesem Zeitpunkt an Bedeutung verloren haben. In den davor liegenden Phasen der Inkubation und der Emergenz haben abiotische Faktoren wie Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung und pH-Wert, aber auch mechanische Einwirkungen auf das Laichsubstrat (beispielsweise durch Hochwasser) sowie Feinsedimentakkumulationen im interstitialen Porenraum Einfluss auf Entwicklung und Überleben der inkubierten Eier und Larven. Unmittelbar nach der Emergenz setzen dichteabhängige Regulationsmechanismen ein, denn die Brütlinge müssen sich in ihrer Umgebung gegen ihre gleichaltrigen Konkurrenten behaupten. Innerhalb von zwei Monaten (spätestens nach circa 70 Tagen) ist diese erste «Ausdünnung» abgeschlossen. Die Mortalitätsraten sind nach dem ersten Sommer nicht mehr dichteabhängig [1].

Als jüngste Alterskohorte bilden Sommerlinge die Basis einer Population [2] und geben Hinweise auf deren Selbsterhaltungspotenzial. Bei Erhebungen im Sommer/Herbst sind sie im Allgemeinen bereits gross genug, um mit Hilfe der Elektrofischerei repräsentativ erfasst zu werden.

Die Fragestellungen zu dieser Hypothese lauteten demnach:

- ▶ Kommen in den untersuchten Gewässern Bachforellensommerlinge aus der natürlichen Reproduktion vor?
- ▶ Wie ist ihr Beitrag zum Populationsaufbau einzuschätzen, reicht ihre Abundanz für eine sich selbst erhaltende Population?
- ▶ Wie ist die Situation in der gesamten Schweiz einzuschätzen? Hat sie sich in den vergangenen 20 Jahren verändert, beziehungsweise bestehen regionale Unterschiede?

Für die Emergenz ist ein durchgängiges Porensystem in der Gewässersohle notwendig. Die Akkumulation von Feinsedimenten während der Inkubation kann neben möglichen negativen Auswirkungen auf die frühen Entwicklungsstadien (wie beispielsweise verzögerte Schlupfzeiten oder geringe Dottersackverwertung, beides eine Folge des Sauerstoffmangels) durch Verstopfung des Porenraumes die Larven auf ihrem Weg nach oben behindern [3–5]. Die Brütlinge nutzen die Substrathohlräume als Rückzugsmöglichkeit, sie benötigen ein heterogenes Substrat mit Korngrößen zwischen Erbse und Baumnuss.

Mit der beginnenden Nahrungsaufnahme setzt auch das Territorialverhalten ein, das bei Salmoniden stark ausgeprägt ist. Das Aggressionspotenzial sowie die Territoriumsgrösse wird von verschiedenen Faktoren wie Lichtintensität, Strömungsgeschwindigkeit, Temperatur, Verfügbarkeit von Futter und durch die Dichte der Fische beeinflusst. Heterogene Bachbettstrukturen führen durch erhöhte visuelle Isolation zu einer Dämpfung des Aggressionsverhaltens [6, 7].

Während sich die frisch emergierten Brütlinge aufgrund ihrer noch geringen Schwimmleistung vorwiegend in den

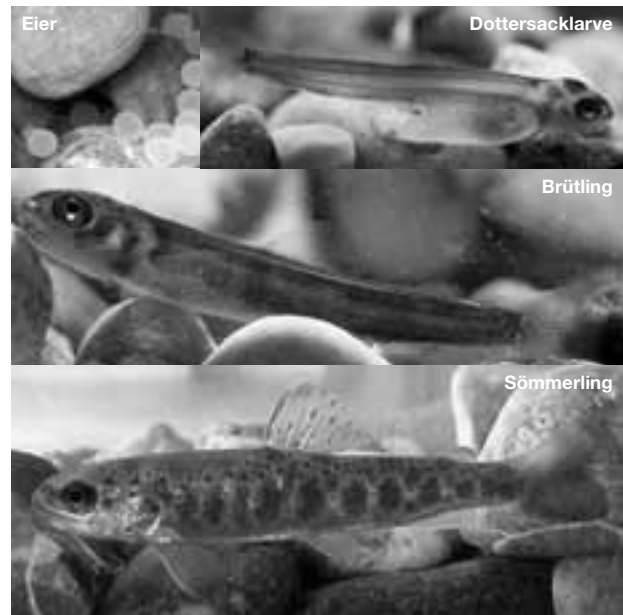


Abb. 5.2.2: Ökologische Bedürfnisse der jungen Bachforellen. Die im Kies inkubierten Bachforelleneier benötigen circa zwei bis vier Monate (je nach vorhandener Temperatur) bis zum Schlüpfen der Larven. Die geschlüpften Larven verbleiben zunächst im Substrat, bis ihr Dottersackvorrat nahezu aufgebraucht ist. Danach emergieren sie aus dem Kies und beginnen mit der Nahrungsaufnahme. (Fotos: E. Schager)

strömungsgeschützten Uferzonen aufhalten [8], begeben sich die grösseren Jungfische (0+, 1+) in schneller fliessende, gut strukturierte Fliessgewässerbereiche mit Fliessgeschwindigkeiten von weniger als 20 cm/s [9].

Beim weiteren Heranwachsen der Fische (Abbildung 5.2.2) vergrössert sich deren Territoriumsanspruch. Die Nutzung der verschiedenen hydraulischen Habitate hängt von Habitatbedürfnissen (je nach Fischgrösse und Aktivität) und der intraspezifischen Konkurrenz ab [10]. So sind die jungen Bachforellen in schnell fliessenden, seichten Gewässerbereichen mit heterogenem Strömungsmuster (Riffles) und relativ seichten Bereichen mit homogener Strömung (Glides) zu finden, während die adulten Tiere die tiefen Stellen (Pools) bevorzugen. Die Dichte der jungen Bachforellen ist grundsätzlich negativ mit der Tiefe eines Gewässers korreliert [11], in den tiefen Bereichen sind also weniger Jungfische vorhanden. Diese räumliche Auftrennung wird auch als Strategie zur Vermeidung der Konkurrenz zwischen den verschiedenen Grössenklassen interpretiert [12].

In einer umfassenden Studie im Gewässersystem des Scorff (Bretagne) wurde festgestellt, dass vor allem Seitenbäche und kleinere Gewässer für die natürliche Reproduktion von Bedeutung sind [13]. Die Reproduktions- und Aufwuchsorte der Bachforellen liegen im Hauptfluss selbst im Bereich des Oberlaufes und in den Seitenbächen, im Unterlauf hingegen werden nur die Seitengewässer für die Fortpflanzung aufgesucht. Damit wird die ökologische Wichtigkeit, aber

auch die Notwendigkeit der Längsvernetzung sowie der Anbindung der Seitengewässer unterstrichen. Die kleinen Gewässer wurden in der Sömmerlingsstudie stark gewichtet (die Mehrheit der untersuchten Gewässer gehört zur Kategorie kleine und mittelgrosse Bäche).

Junge Bachforellen ertragen einen weiten Temperaturbereich von 0–25 °C [1] Temperaturen oberhalb von 20 °C wirken sich jedoch nachteilig aus. Mittels Tankexperimenten konnte dokumentiert werden, dass der Appetit der Bachforellen zwischen 10 und 19 °C gross ist, ober- und unterhalb dieser Grenzen jedoch scharf abfällt [14]. Das Wachstumsoptimum für juvenile Bachforellen wird mit 12 °C angegeben.

5.2.2 Befunde in der Schweiz

Fischökologische Bestandenserhebungen in zahlreichen Fließgewässern der Schweiz liefern eine umfassende Datengrundlage, die zur Einschätzung der Situation beitragen.

Sömmerlingsstudie [15–17]

In diesem Fischnetzteilprojekt wurden gezielt Datenerhebungen und -auswertungen zum Aspekt des fehlenden Fischnachwuchses durchgeführt. Die Fragestellung lautete: *«Kommen in den Untersuchungsgewässern 0+-Bachforellen aus der natürlichen Reproduktion vor und wie wird ihr Beitrag zum Populationsaufbau eingeschätzt?»*

Jeweils im Spätsommer 2000 und 2001 fanden quantitative Elektrofischungen zur Erhebung des Fischbestandes statt. Insgesamt wurden in den beiden Untersuchungsjahren 97 Gewässerstrecken in vierzehn Kantonen beprobt. Der Grossteil der Gewässer befindet sich im Mittelland, wo die Rückgänge der Fischfangerträge am häufigsten dokumentiert sind. Die Gewässerauswahl knüpfte sich eng an die Bedingung, dass bis zum Zeitpunkt der Befischungen kein Fischbesatz in den Teststrecken stattfinden sollte. Die Kantone wurden eingeladen, entsprechende Gewässer vorzuschlagen.

In 97 % der beprobten Strecken konnten Sömmerlinge aus der Naturverlaichung gefangen werden (Abbildung 5.2.3). Ihr

Beitrag zum Populationsaufbau wird in 55 % der untersuchten Strecken mit einer Dichte von mehr als 1000 Ind./ha als ausreichend für die Aufrechterhaltung der Population eingeschätzt. Die mittlere Sömmerlingsdichte betrug 2607 Ind./ha, ihr Anteil an der Gesamtdichte lag zwischen 0 und 100%.

Im Einzugsgebiet des Scorff in der Bretagne lagen die Sömmerlingsanteile an der Gesamtpopulation bei circa 5% im Unterlauf, rund 30% im Oberlauf und 65% in einem sehr produktiven Seitengewässer (Kerrec) [13]. In den besonders geeigneten Sömmerlingshabitaten (Riffles und Schnellen) des Oberlaufs wurden Dichten von 70–290 0+-Forellen pro Hektar festgestellt, in den weniger geeigneten Habitaten 0–20 Ind./ha. Zuflüsse des Oberlaufes wiesen Sömmerlingsdichten von 7290 Ind./ha auf. Im Mittellauf des Scorff waren die Dichten in den Riffles gering (0–110 Ind./ha) und auch in den Zuflüssen nicht mehr allzu hoch (510–2330 Ind./ha). Die Zuflüsse niedriger Ordnung hingegen wiesen 690–5000 Sömmerlinge pro Hektar auf. Die Studien in diesem Gewässersystem erstreckten sich über 25 Jahre (1972–1997). Die Gesamtbachforellendichten im Vergleich zwischen den Jahren schwankte stark (bis zu Faktor 10) und waren hauptsächlich auf den Sömmerlingsjahrgang (Schwankungen bis 1:16) zurückzuführen. In einigen Seitenbächen existierte eine Generation zwischen den migrierenden Laichfischen und den juvenilen Fischen, die die nötige Rekrutierung für die mittleren und weiter flussabgelegenen Abschnitte des Hauptflusses sichern konnte. Trotz der in manchen Jahren sehr geringen Sömmerlingsdichten war anscheinend im untersuchten Zeitraum die natürliche Aufrechterhaltung der Bachforellenpopulation im Scorffsystem gesichert. Beim Vergleich der Dichteangaben aus dem Scorff ist zu berücksichtigen, dass die Zahlen sich auf Mesohabitate (beispielsweise Riffles) beziehen und nicht die gesamte Fläche eines Baches beinhalten. Es wurden also vor allem die für Sömmerlinge geeigneten Mesohabitate befischt. Deshalb fallen die Dichteangaben im Scorff in den besonders geeigneten Zuflüssen des Oberlaufs – im Vergleich zu den Sömmerlingsdichten in den von uns untersuchten Gebieten – eher hoch aus.

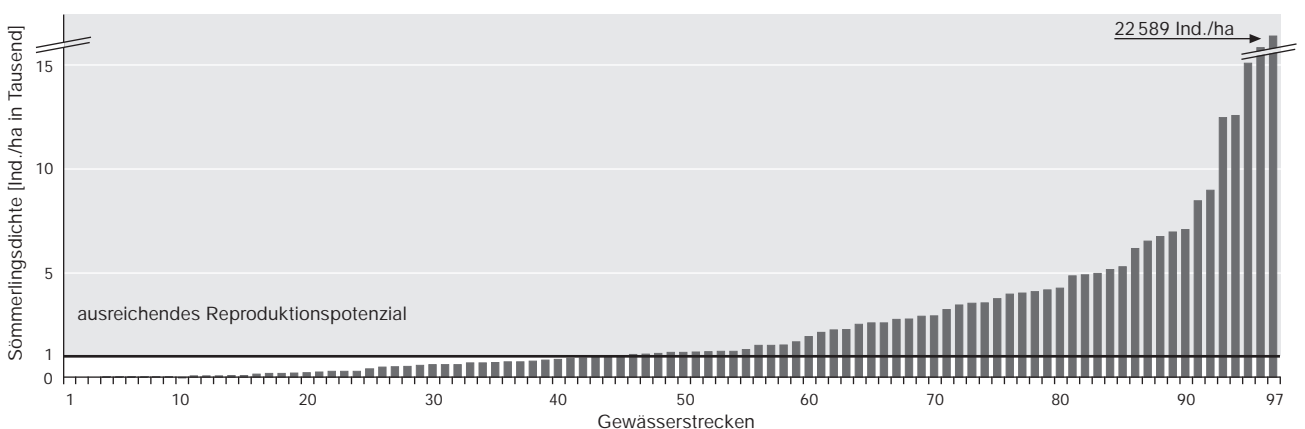


Abb. 5.2.3: Sömmerlingsdichten in den 97 befisheten Gewässerstrecken der Sömmerlingsstudie [7].

21 der 97 Untersuchungsstrecken (22%) erreichten auch in der Sömmerlingsstudie (Untersuchungsjahre 2000 und 2001) sehr hohe Dichten von mehr als 4000 Sömmerlingen pro Hektar. Dies verdeutlicht nochmals, dass die Situation der Naturverlaichung hier als sehr gut einzustufen ist. Diese Gewässer weisen mittlere Breiten von 0,8–4,9 m auf, der Anteil von Riffles und Glides beträgt durchschnittlich 81%, jener der Pools 19%. Die Fische waren mit Ausnahme einer Strecke PKD-frei, mögliche Abwasserbelastungen waren in drei dieser Strecken gegeben. Die Gesamtbachforellendichte und die Gesamtbio­masse betragen im Durchschnitt 10 645 Ind./ha beziehungsweise 220 kg/ha.

Für die La Houille in den Ardennen (Belgien) wurde gezeigt, dass mit geschätzten mittleren Sömmerlingsdichten von 250 Ind./ha die Bachforellenpopulation 16 Jahre lang relativ stabil blieb (mittlere Biomasse 69 kg/ha) [18]. Der Ruisseau d’Hauval (Ardennen) wies acht Jahre lang eine mittlere Bio­masse von 107 kg/ha bei einer geschätzten mittleren Sömmerlingsdichte von circa 1200 Ind./ha auf. Diese Zahlen belegen, dass langfristig auch mit relativ geringen bis mässigen Sömmerlingsdichten mittlere (>60 kg/ha) bis gute Bachforellenpopulationen (>100 kg/ha Biomasse) erhalten werden können. Die in der Studie untersuchten Gewässer der Arden­nen sind bezüglich Dimension und Abfluss mit denen der Sömmerlingsstudie durchaus vergleichbar.

Unter Einbeziehung dieser beiden Studien kann für die Bäche der Sömmerlingsstudie davon ausgegangen werden, dass mit 1000 Sömmerlingen pro Hektar ein ausreichendes Reproduktionspotenzial vorhanden ist. Für kleinere Bäche mit sehr guten Fortpflanzungsmöglichkeiten (hot spots) sind allerdings erst höhere Dichten (circa ab 3000 Sömmerlingen pro Hektar) als gut einzustufen.

Multivariate statistische Analysen (Hauptkomponenten­analyse) unter Einbeziehung zahlreicher abiotischer und bio­ti­scher Parameter führten für die beprobten Gewässer der

Sömmerlingsstudie zu folgender Interpretation: je geringer die mittlere Breite, die mittlere maximale Tiefe sowie die innere Kolmation und je höher der Variationskoeffizient der mittleren maximalen Tiefe, der Anteil der Riffelflächen sowie der Anteil der Bachforellen >0+, desto höher ist die Sömmerlingsdichte. Diese Parameter waren die bestimmenden Größen in den als statistisch signifikant (p <0,05) ausge­wiesenen Hauptkomponenten. Mit diesem Modell konnten 79% der Varianz der Sömmerlingsdichten erklärt werden.

Verbauungsgrad und Abwasserbelastung zeigten in den multivariaten Auswertungen keinen signifikanten Einfluss. Univariat betrachtet ist jedoch erkennbar, dass Gewässer mit diesbezüglich stark zunehmenden Gradienten in Fliess­richtung eine Abnahme der Sömmerlingsdichte aufweisen. Gewässer ohne zunehmende Verbauung aber ebenfalls mit abnehmender Sömmerlingsdichte sind durch eine markante Zunahme der Breite charakterisiert, so dass die höheren Sömmerlingsdichten in den kleineren Oberläufen vorzufin­den sind. Gewässer mit einem im Längsverlauf ähnlichen Charakter weisen generell geringe Dichten auf.

Die Sömmerlingsstudie zeigte, dass die natürliche Fort­pflanzung in vielen Gewässern gut funktioniert und dass die natürlich produzierten Fische einen wichtigen Beitrag zum Aufbau der Population leisten.

In den insgesamt 16 Strecken mit positivem PKD-Befund lagen die Sömmerlingsdichten in zwölf Strecken deutlich unterhalb von 1000 Ind./ha, in vier Strecken zwischen 1160–4306 Ind./ha (siehe Hypothese «Gesundheit»). Alle PKD-positiven Strecken lagen unterhalb von Kläranlagen oder waren mit Strecken vernetzt, in denen PKD vorhanden war.

Studie im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees [19]

Von 61 quantitativ befischten Strecken lagen 35 unterhalb einer Meereshöhe von 1000 m (Abbildung 5.2.4). Strecken oberhalb 1000 m wurden hier nicht betrachtet, da sie aus

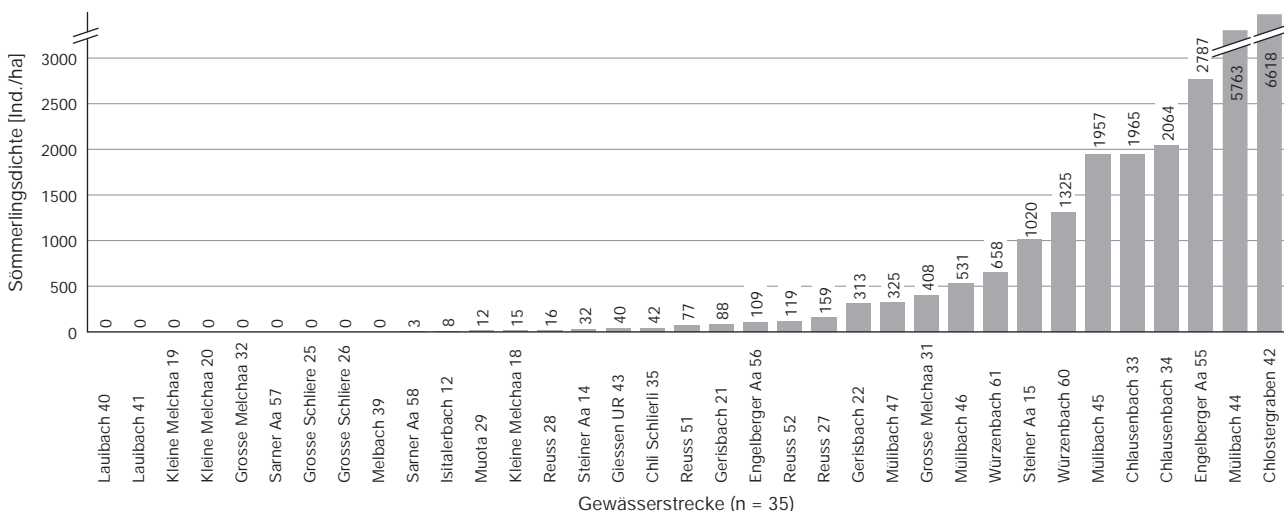


Abb. 5.2.4: Sömmerlingsdichten in den Zubringern des Vierwaldstättersees (<1000 m ü.M.). Die verschiedenen Untersuchungsstandorte sind mit Nummern hinter den Gewässernamen bezeichnet.

der Perspektive des Fangrückganges nicht relevant sind. Der Mittelwert der naturverlaichten Sömmerlinge in diesen Strecken betrug 756 Ind./ha (Bereich 0–6618, der Wert 0 wurde an neun Stellen beobachtet). Circa 50% der Strecken waren verbaut oder Restwasserstrecken. Ein Wert von mehr als 1000 Sömmerlingen pro Hektar wurde in acht Strecken erreicht (also in rund einem Viertel der Fälle), der Wert von mehr als 2000 Sömmerlingen in vier Strecken. Es handelte sich dabei zu gleichen Anteilen um morphologisch wenig oder aber stark beeinträchtigte Gewässerstrecken. Die Restwasserstrecken wiesen mit Ausnahme einer Strecke generell Sömmerlingsdichten von mehr als 1000 Ind./ha auf.

Bei einem Vergleich dieser Ergebnisse mit jenen der Sömmerlingsstudie muss in Betracht gezogen werden, dass diese Zuflüsse zum Vierwaldstättersee in den Voralpen liegen und naturgemäss geringere Sömmerlingsdichten aufweisen als Gewässer im Mittelland beziehungsweise Jura.

Weitere Gewässer

Im Zuge des Fischnetzprojektes Testgebiete fanden in den vier Gewässern Emme (BE), Liechtensteiner Binnenkanal (LBK, Fürstentum Liechtenstein), Necker (SG) und Venoge (VD) quantitative Fischbestandesaufnahmen und Lebensraumcharakterisierungen statt [20]. Es wurden jeweils drei Teststrecken im Längsverlauf beprobt, wobei die oberste Strecke als Referenz bezüglich Lebensraum und Wasserqualität diente. In allen Gewässern lag gemäss den Fischfangstatistiken ein Rückgang der Bachforellenfänge vor. Für die Projektdauer von zwei Jahren (2002 und 2003) wurde in LBK, Necker und Venoge auf Fischbesatz verzichtet. In der Emme waren mögliche Beeinflussungen der Ergebnisse durch Besatz aufgrund der Pufferzonen rund um die Teststrecken gering, zudem fand auch hier oberhalb der Referenzstelle kein Besatz statt. Nach zwei Befischungsterminen im Jahr 2002 können zu den einzelnen Gewässern folgende Aussagen gemacht werden (Abbildung 5.2.5):

► **Emme:** Die beiden unteren Teststrecken in der Emme sind durch starke Beeinträchtigungen des Lebensraumes in Form von Uferverbauungen, Unterbrechungen des Längskontinuums, teilweise massive Wasserausleitungen und Abwasserbelastungen gekennzeichnet. Der Fischbestand ist extrem gering. Aufgrund der Datenlage kann keine Aussage zum Sömmerlingsaufkommen gemacht werden, es ist jedoch anzunehmen, dass die natürliche Reproduktion der Bachforelle, wenn überhaupt, nur in sehr geringem Ausmass erfolgreich ist. In der Referenzstrecke (E 3) waren die Bachforellendichten (>0⁺) mässig, die Sömmerlingsdichten gering, die Sömmerlingskohorte mit einem Anteil von 10 (August 2002) beziehungsweise 22% (November 2002) des Gesamtbestandes deutet jedoch auf eine funktionierende Naturverlaichung hin. Allerdings ist möglich, dass vor dem Zeitpunkt der Sömmerlingsbefischungen bereits eine Abwanderung aus den Laichgebieten erfolgte.

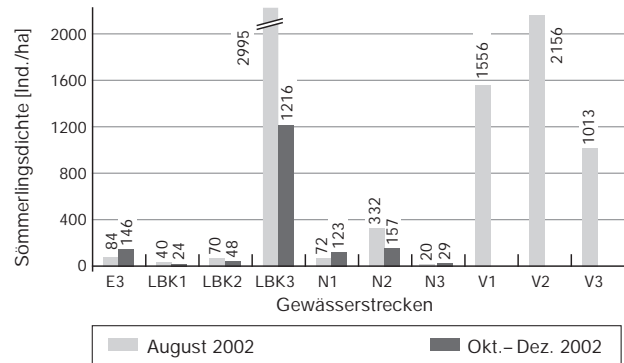


Abb. 5.2.5: Sömmerlingsdichten in den quantitativ befischten Teststrecken der Testgebiete Emme (E 3), Liechtensteiner Binnenkanal (LBK 1–LBK 3), Necker (N 1–N 3) und Venoge (V 1–V 3). In der Venoge konnten aufgrund von widrigen Abflussverhältnissen im Herbst 2002 keine Befischungen durchgeführt werden.

► **Liechtensteiner Binnenkanal (LBK):** Die Bachforelle nahm in den stark verbauten Untersuchungsstrecken (LBK 1 + LBK 2) an der insgesamt sehr hohen Fischdichte nur einen geringen Anteil ein. Sömmerlinge konnten nur in sehr geringer Dichte festgestellt werden, während die Regenbogenforelle die dominante Fischart war. In der Referenzstrecke (LBK 3) setzte sich der Fischbestand vorwiegend aus Bachforellen zusammen. Die Population war dort gut strukturiert und wies sowohl eine hohe Sömmerlingsdichte als auch einen hohen Sömmerlingsanteil auf.

► **Necker:** Im Necker liegen zum Grossteil natürliche morphologische Verhältnisse vor. Die Sömmerlingsdichte war vor allem in der untersten Strecke gering, der Anteil an der Gesamtpopulation war mit 44 beziehungsweise 39% jedoch relativ hoch und weist auf eine funktionierende natürliche Reproduktion hin. Die Bachforellenbestände waren in den beiden unteren Strecken gering (N 2, 31–38 kg/ha) bis sehr gering (N 1, 6–12 kg/ha). In der Referenzstrecke war unter Berücksichtigung des Gefälles und der Höhenlage ein relativ guter Bachforellenbestand vorhanden. Sömmerlinge konnten nur vereinzelt gefangen werden, Inkubationsversuche mit ausgesetzten Eiern zeigten nur in der Referenzstrecke (N 3) sehr hohe Überlebensraten. Für den Necker muss die Hypothese «verschiedene Faktoren» geprüft werden. Dies ist jedoch erst nach Abschluss der Felduntersuchungen in den Testgebieten möglich.

► **Venoge:** In der Venoge konnten in allen drei Untersuchungsstrecken hohe Bachforellensömmerlingsdichten festgestellt werden. Im Gegensatz zur Referenzstrecke (V 3), wo die Bachforellenpopulation eine gut ausgeprägte Altersstrukturierung zeigte, waren weiter unterhalb (V 1 und V 2) nahezu ausschliesslich Sömmerlinge – möglicherweise Nachkommen von Seeforellen – vorhanden. Die Gesamtbiomasse war in diesen Bereichen gering.

► **Wiggersystem:** In der Wigger bei Schötz wurden seit 1999 erneut quantitative Abfischungen durchgeführt, um sie mit

einer Datenreihe aus den Jahren von 1981–1984 zu vergleichen [21].

In den Seitenbächen Rykenbach und Rotbach (untersucht in der Sömmerlingsstudie) liessen sich bislang keine, im Oberlauf der Buechwigger geringe Probleme mit dem Nachwuchs der Jungfische erkennen. Die Dichte der naturverlaichten Sömmerlinge in der Buechwigger betrug im Jahre 2000 577 Ind./ha, im Jahre 2002 410 Sömmerlinge pro Hektar. Dies entspricht ungefähr dem in den Jahren 1981–1983 festgestellten tiefsten Wert. Es liegen hier allerdings leichte bauliche Veränderungen im Bereich der Teststrecke vor. Die mittlere Biomasse der Buechwigger hat sich heute gegenüber früher geringfügig verändert: Von 1981–1983 lag sie bei 128 kg/ha, von 1999–2002 bei 93 kg/ha. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass durch das extreme Hochwasser im Jahr 1999 der gesamte Jahrgang 1999 vernichtet wurde.

In der Enziwigger war die Sömmerlingsdichte im Oberlauf mit circa 2500 Ind./ha im Jahr 2001 recht hoch und in der Fließrichtung stark abnehmend, was vor allem auf die zunehmende Gewässerverbauung zurückzuführen ist [16].

In dem Hauptfluss Wigger ist aufgrund der starken Kolmation die natürliche Reproduktion der Bachforelle praktisch nicht möglich.

Zusammenfassend betrachtet bestehen im Hauptfluss demzufolge massive Reproduktionsdefizite, die Seitenbäche scheinen hingegen nicht von Veränderungen betroffen zu sein, die Oberläufe (Enziwigger und Buechwigger) kaum oder höchstens in einem geringeren Ausmass.

Die Zahlen aus dem Wiggersystem zeigen, dass ein Hauptgewässer – ähnlich oder meist deutlicher als im Scorf – für die Reproduktion von untergeordneter Bedeutung ist. Die Seitenbäche und Gewässeroberrläufe sind jedoch die «hot spots» für die Naturverlaichung.

► **Rhone:** Die Untersuchungen im Rhone-Thur Projekt der EAWAG/WSL ergaben, dass die Rhone als Hauptfluss für die natürliche Reproduktion praktisch keine Bedeutung hat. Nur im Pfywald und direkt unterhalb davon konnten naturverlaichte Brütlinge in geringen Dichten nachgewiesen werden. Untersuchungen in den Seitengewässern der Rhone zeigten, dass auch dort die natürliche Reproduktion nur eine geringe Bedeutung aufweist [22]. Von 21 befischten Gewässern waren nur in zehn Gewässern Brütlinge vorhanden, in sieben davon nur in geringen Dichten. Die Situation an der Rhone und in ihren Seitengewässern ist daher als sehr problematisch einzustufen.

► **Thur:** Die bisherigen Abfischungen im Rahmen des Rhone-Thur Projekts zeigen, dass die Thur im Mittel- und Unterlauf als Hauptgewässer für die natürliche Reproduktion der Bachforelle nur eine untergeordnete Rolle spielt. Dies ist allerdings nicht überraschend, da die Thur als Äschengewässer (Mittellauf) und Äschen-Barben-Gewässer (Unterlauf) einzustufen ist. In diesen Abschnitten werden hohe Sommertemperaturen von mehr als 25 °C erreicht. Die einmündenden

Seitenbäche – sie sind im Sommer bis zu 5 °C kälter als der Hauptfluss – weisen in Sommerabfischungen hingegen eine auffallend gute Dichte an Bachforellen auf (bis 50 Bachforellen/100 m Fließstrecke, eigene Beobachtungen [23, 24].

5.2.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Basierend auf den Befischungsdaten 2002 konnten für Venoge sowie für die Referenzstrecken vom Necker, der Emme und des Liechtensteiner Binnenkanals eine erfolgreiche Naturverlaichung nachgewiesen werden. Die Sömmerlingsdichten waren zum Teil sehr hoch (LBK 3, V 1–3). In der Referenzstrecke des Neckers konnten zwar keine hohen 0⁺-Dichten festgestellt werden, Inkubationsversuche zeigten hier allerdings, dass hohe Überlebensraten der Eier bis zum Augenpunktstadium gegeben sind. In den unteren beiden stark verbauten und zum Teil chemisch belasteten Strecken der Emme und des Liechtensteiner Binnenkanals lagen generell geringe bis sehr geringe Bachforellendichten vor. Es konnten nur wenige Sömmerlinge gefangen werden. In diesen Gewässerbereichen liegt also ein Defizit an nachwachsenden Bachforellen vor. Die Populationen in den Oberläufen der Gewässer sind intakt, gravierende Probleme treten erst in den Mittel- und Unterläufen auf.

In den Gewässern der Sömmerlingsstudie wurden die Erwartungen bezüglich des Vorkommens von Sömmerlingen bei weitem übertroffen. In mehr als 50% der befischten Strecken kann die Sömmerlingsdichte als ausreichend für eine natürliche Aufrechterhaltung der Population betrachtet werden. Diese Resultate bestätigen die hohe Bedeutung der kleinen Gewässer für die natürliche Reproduktion. Es ist davon auszugehen, dass in diesen Gewässertypen (Oberläufe und Seitenbäche) in der Schweiz keine wesentlichen Reproduktionsprobleme vorhanden sind. Eine zahlenmässige Abnahme dieser kleinen Seitengewässer ist jedoch gegeben (siehe Hypothese «Lebensraum»). Gewässer(strecken) mit beobachtetem Fangrückgang (38 von 97 Strecken) wiesen sowohl hohe als auch geringe Sömmerlingsdichten auf, ein diesbezüglicher Zusammenhang ist nicht erkennbar.

Populationen mit geringen Individuendichten spiegeln die Effekte von dichteunabhängigen Faktoren wider [25]. So ist die Wasserqualität ein typisches Beispiel für einen dichteunabhängigen Faktor, der das Überleben von Larven beeinflusst [26]. Weil diese Auswirkungen anfänglich oft als Gesundheitsbeeinträchtigungen auftreten, wurden in den Sömmerlingsbächen und Testgebieten auch Fischgesundheitsuntersuchungen durchgeführt (siehe Hypothese «Gesundheit»).

In vielen Populationen befindet sich ein grosser Anteil der Individuen regelmässig in so genannten Sink-Habitaten, in denen die Reproduktion unzureichend ist. Populationen können in solchen Habitaten nur fortbestehen, indem sie durch kontinuierliche Immigration von benachbarten produktiveren Source-Habitaten aufrechterhalten werden. Ein Source-

Habitat ist ein Habitat, das über eine lange Zeitperiode (beispielsweise über mehrere Generationen) keine grosse Änderung in der Populationsgrösse zeigt, aber dennoch Individuen «exportiert». Sink-Habitate können sehr grosse Populationen aufweisen, trotz der offensichtlichen Tatsache, dass die Sink-Population verschwindet, wenn keine Immigranten mehr nachkommen [27]. Aufgrund ihrer Mobilität können Fische durch Verteilung auf verschiedene Habitate ihre Reproduktions- und Mortalitätsraten zu einem gewissen Ausmass kontrollieren [28]. Voraussetzung dafür ist eine uneingeschränkte Ausbreitungsmöglichkeit: Oberläufe und Seitenbäche können ihre Rolle als Source-Habitat nur spielen, wenn sie longitudinal (nach oben und unten) vernetzt sind. Diesbezüglich bestehen in schweizerischen Gewässern erhebliche Mängel (siehe Hypothese «Lebensraum»). Viele Seitengewässer sind für aufwandernde Laichtiere nicht mehr erreichbar, weil beispielsweise durch Verbauungen oder einer Eintiefung des Hauptgewässers eine Mündungsbarriere entstanden ist.

Die Beobachtungen in den Mittel- und Unterläufen schweizerischer Gewässer deuten auf Probleme mit der Jungfischdichte hin. Wichtige Forellengewässer wie die Emme, der Liechtensteiner Binnenkanal, der Necker und die Wigger weisen nur geringe Dichten juveniler Fische in den Mittel- und/oder Unterläufen auf.

In den Zuflüssen zum Vierwaldstättersee liegen zum überwiegenden Teil geringe Sömmerlingsdichten vor. Von 35 Gewässerstrecken weisen 27 zum Grossteil bedeutend weniger als 1000 0⁺-Bachforellen pro Hektar auf. Circa die Hälfte der Untersuchungsstrecken ist morphologisch und/oder hydrologisch stark beeinträchtigt. Im Vergleich zu Mittelland- und Juragewässern ist in den Voralpen im Allgemeinen aufgrund der geringeren Produktivität mit geringeren Fischbeständen zu rechnen. Die hier festgestellten geringen Sömmerlingsdichten deuten jedoch darauf hin, dass es zu wenig Fischnachwuchs gibt.

5.2.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Den kleinen Gewässern (Seitenbächen und Oberläufen mit einer Breite bis circa 3 m) kommt für die natürliche Reproduktion der Bachforelle eine Schlüsselrolle zu. Damit sich fortpflanzende Bachforellen in diese Seitengewässer einwandern können, muss die Vernetzung der Gewässer funktionieren. Dies ist in sehr vielen Gewässern nicht der Fall (beispielsweise Töss Oberlauf [29], Sitter [30]) und ist eines der wichtigsten Defizite unserer Gewässer. Die Situation wird sich künftig eher noch verschlimmern, da die Eintiefung der Hauptgewässer aufgrund des anhaltenden Geschieberückhalts in den Zubringern weiter fortschreiten wird.

Die Resultate der Sömmerlingsstudie deuten nicht darauf hin, dass es in den untersuchten kleinen Gewässern an natürlicher Reproduktion der Fische fehlt. Erfahrungen aus den Testgebieten und aus der Wigger zeigen, dass die Re-

produktionskapazität der Oberläufe und Seitengewässer sogar relativ gross ist. Ein Problem besteht allerdings in den morphologisch und/oder hydrologisch sehr stark beeinträchtigten Gewässern (Rhone, Thur, Wigger, Gewässer des Einzugsgebietes des Vierwaldstättersees) sowie in den Mittel- und Unterläufen vieler Flüsse. Die nur in geringem Ausmass vorhandene Längsvernetzung verschärft diese Situation. Ein kausaler Zusammenhang mit dem seit 1980 festgestellten Fangrückgang ist nicht ausgeschlossen, aber auch nicht zu beweisen. Die Vernetzung der Kleinbäche verschlechterte sich in diesem Zeitabschnitt tendenziell (siehe Hypothese «Lebensraum»).

In den Strecken der Sömmerlingsstudie weisen circa zwei Drittel der Untersuchungsstrecken keine erkennbaren oder nur lokale Verbauungsmassnahmen auf und bilden somit eine gute Basis für die natürliche Reproduktion.

Diese Hypothese trifft aufgrund der vorliegenden Daten und den in der Literatur angegebenen Werten für Sömmerlingsdichten für die kleinen und mittleren Gewässer nur eingeschränkt zu. Für grössere Gewässer ist hingegen wahrscheinlich, dass wesentliche Einschränkungen bei der Abundanz der Sömmerlinge bestehen. Necker, Emme sowie die Wigger weisen klar darauf hin.

5.2.5 Massnahmen

Massnahmen zu Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

► *Vernetzung der Seitengewässer und der Gewässeroberläufe:* Herstellung der Durchwanderbarkeit: Gewährleistung der Aufwanderung für adulte Fische sowie der Abwanderung für Jungfische. Entgegenwirken der Tiefenerosion der Gewässer, weil diese zu einer Abkopplung der Seitengewässer führt. Tiefenerosion wird durch eine Sanierung des Geschiebehaushaltes sowie durch den Bau von Aufweitungen verhindert.

► *Herstellen der strukturellen Vielfalt in den Gewässern:* Ein ausgewogener Wechsel zwischen Pools und Riffles erhöht die Dichte der Jungfische und der adulten Tiere. Vielfältige Lebensräume sind zu schützen, monotone Gewässer sollten revitalisiert werden. Im Gewässer belassenes Totholz wird von Jungfischen gern als Unterstand benutzt.

► *Wiederherstellung des Uferrandstreifens:* Uferrandstreifen tragen wesentlich zur Strukturierung des Gewässers bei und vergrössern den Lebensraum für Jungfische.

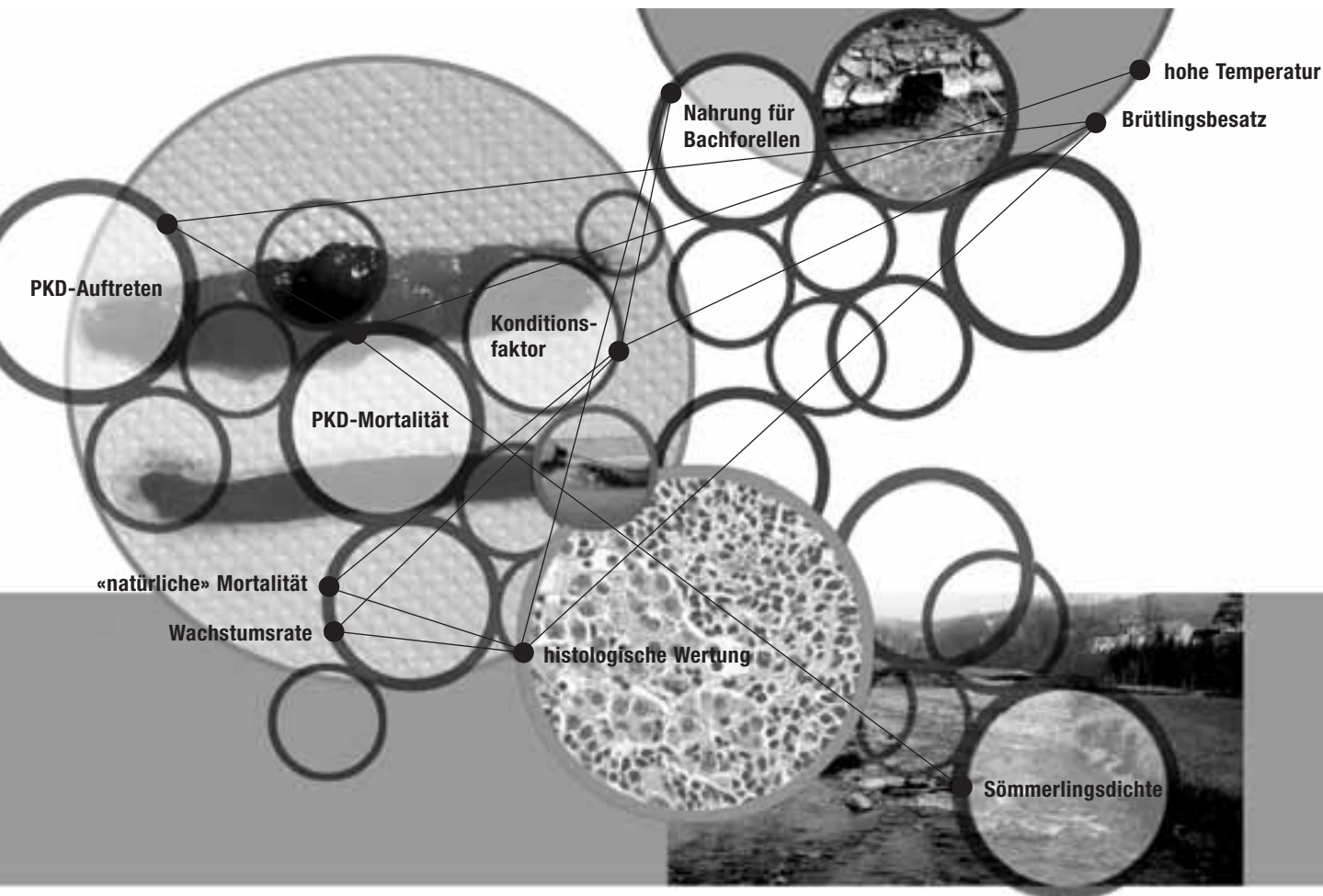
Forschungsbedarf

► Langjähriges Bestandesmonitoring mit speziellem Fokus auf die Sömmerlinge in Gewässern, die nicht mit Jungfischen besetzt werden.

5.2.6 Literaturnachweis

- [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 & Bardonnet 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) *Bachforellensommerlinge Phase I*. Fischnetz-Publikation. EAWAG, Kastanienbaum. pp. 315.
- [16] Schager E & Peter A (2002) *Bachforellensommerlinge. 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 Wigger-system*.
- [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 Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat

a) einer Beeinträchtigung der Gesundheit der Fische und somit ihrer Fitness,
b) von Gesundheitsschäden, welche zum vorzeitigen Tod von Fischen führen

Zusammenfassung

Diese Hypothese untersucht die Frage, ob sich der Gesundheitszustand von Forellen aus Schweizer Fließgewässern verschlechtert hat und ob dies mit dem Fangrückgang in einem Zusammenhang steht. Für diese Fragestellung wurden Ergebnisse sowohl zu infektiösen Krankheiten wie zum allgemeinen Gesundheitszustand ausgewertet.

Unter den infektiös bedingten Erkrankungen ist vor allem die proliferative Nierenkrankheit («proliferative kidney disease», PKD) der Bachforellen auffällig, sie tritt gehäuft in Gewässern des Mittellandes auf. Der Krankheitsverlauf ist von der Temperatur abhängig: Überschreiten die mittleren Tagestemperaturen einen Wert von 15 °C über einen Zeitraum von zwei bis vier Wochen, kommt es zum klinischen

Ausbruch der PKD, der mit hohen Mortalitäten verbunden sein kann. Besonders die Sömmerlinge sind betroffen; entsprechend wurden in der Sömmerlingsstudie in PKD-befallenen Gewässern signifikant niedrigere Sömmerlingsdichten beobachtet. Weiterhin besteht, wie die Auswertung der Fangdaten aus fünf Kantonen zeigte, eine signifikante negative Korrelation zwischen der PKD-Präsenz in einem Gewässer und dem Fang (ausgedrückt als «catch per unit effort», CPUE). Die vorhandenen Befunde zeigen, dass die PKD ein Faktor ist, der die Bachforellenbestände auf regionaler oder gar nationaler Ebene beeinträchtigen kann. Es wird daher empfohlen, die Überwachung des PKD-Status von Bachforellenpopulationen in Schweizer Gewässern fortzusetzen sowie Massnahmen zu ergreifen, um eine weitere Ausbreitung der Krankheit zu verhindern.

Der allgemeine Gesundheitszustand von Fischen kann über Parameter wie den Konditionsfaktor oder Organveränderungen festgestellt werden. Histopathologische Untersuchungen an der Leber von Bachforellen zeigten, dass an insgesamt 57% von 113 untersuchten Standorten in der

Abb. 5.3.1: Die Nahrung und die Wasserqualität bestimmen den allgemeinen Gesundheitszustand der Fische, der im Wahrscheinlichkeitsnetzwerk (siehe Kapitel 5.13) in Konditionsfaktor und histologische Wertung aufgeteilt ist. Die Wasserqualität ist auch mit dem Auftreten der Nierenkrankheit PKD verknüpft, die bei erhöhten Temperaturen zu hoher Sterblichkeit führt.

Schweiz mittlere bis hochgradige Leberveränderungen vorlagen. Bezogen auf die Zahl der untersuchten Tiere zeigten 47% (von insgesamt 566 Bachforellen) mittlere bis hochgradige Leberveränderungen. Inwieweit diese Ergebnisse repräsentativ für die untersuchten Gewässer beziehungsweise Gewässereinzugsgebiete sind, ist jedoch eine offene Frage. Eine Korrelation zwischen dem allgemeinen Gesundheitszustand und ARA-Einleitungen konnte in Einzelfällen, aber nicht generell aufgezeigt werden. Beeinträchtigungen des allgemeinen Gesundheitszustandes der Fische scheinen mehrheitlich ein auf lokaler Ebene auftretendes Problem zu sein. Massnahmen zur Förderung des Gesundheitszustandes der Fische müssen daher standortspezifisch sein.

5.3.1 Einleitung und Fragestellung

Im Rahmen von Fischnetz ist die Frage nach Beeinträchtigungen des Gesundheitszustandes von Fischen in zweierlei Hinsicht von Bedeutung:

- ▶ Veränderungen in Gesundheitsparametern können ein Indikator für die Qualität des Lebensraums sein und damit Hinweise auf Ursachen für einen Bestandes- beziehungsweise Fangrückgang geben.
- ▶ Eine Beeinträchtigung der Fischgesundheit kann sich auf Überleben, Wachstum und Fortpflanzung der Individuen auswirken und darüber den Fischbestand beziehungsweise Fang nachteilig beeinflussen.

Nachteilige Veränderungen der Gesundheit entstehen aus der Interaktion zwischen einem schädlichen Stimulus und dem biologischen System. Der schädliche Stimulus kann ein pathogener Erreger sein, der zur Ausbildung einer spezifischen Krankheit führt. Im Rahmen der Fischnetz-Untersuchungen steht hier die proliferative Nierenerkrankung (PKD) im Vordergrund. Der schädliche Stimulus kann jedoch auch ein nichtinfektiöser Umweltstressor sein. Beispielsweise können eine schlechte Wasserqualität, toxische Substanzen, erhöhte Temperaturen, hohe Schwebstoffgehalte oder unzureichendes Nahrungsangebot den Gesundheitszustand von Fischen nachteilig verändern.

Zur Beschreibung des Gesundheitsstatus von Fischen werden eine Reihe unterschiedlicher Messgrössen genutzt. Vielfach verwendete, integrative Parameter zur Erfassung des Gesundheitszustandes sind: Wachstum, relative Organindices (Organgewicht im Verhältnis zum Körpergewicht), histologische Veränderungen von Organen, biochemische Kenngrössen wie beispielsweise der Gehalt an Energiereserven oder Serumparameter wie beispielsweise Stresshormongehalte [1–6]. Vielfach werden auch Kombinationen solcher Einzelparameter eingesetzt, beispielsweise in dem von Adams [7] vorgeschlagenen «health assessment index».

Wenn bei Fischen eine nachteilige Veränderung des Gesundheitszustandes beobachtet wird, stellt sich die Frage nach den Ursachen. Hierbei muss zwischen infektiösen und nichtinfektiösen Krankheiten unterschieden werden. Patho-

gene führen zu relativ spezifischen Krankheitssymptomen und lassen sich mittels spezifischer Diagnoseverfahren nachweisen. Mit dem Nachweis des pathogenen Erregers ist in der Regel auch die Ursache der Erkrankung geklärt. Schwieriger ist die Bewertung von Gesundheitsveränderungen, bei denen keine infektiöse Ursache vorliegt. Für einige Umweltstressoren, beispielsweise bestimmte Schadstoffgruppen, gibt es spezifische Indikatoren, die eine Exposition des Fisches an diese Faktoren und/oder eine Wirkung dieser Faktoren auf den Fisch anzeigen [8]. Als Beispiel für einen derartigen Indikator oder Biomarker sei das Enzym 7-Ethoxyresorufin-O-Deethylase (EROD) genannt: erhöhte EROD-Enzymaktivitäten in der Leber von Fischen zeigen eine Belastung mit Dioxinen, Furanen, polychlorierten Biphenylen oder polyaromatischen Kohlenwasserstoffen an [9]. Häufig sind die Symptome jedoch nicht oder nur bedingt spezifisch für den auslösenden Faktor, beispielsweise kann eine reduzierte Kondition gleichermaßen durch ein schlechtes Nahrungsangebot wie durch eine Belastung mit toxischen Stoffen bedingt sein. Mit Hilfe von (statistischen) Korrelationen kann versucht werden, eine Beziehung zwischen Umweltfaktor und Gesundheitszustand des Fisches herzustellen. Problematisch ist dabei, dass die Ursache-Wirkungs-Beziehung von zahlreichen Faktoren abhängt, so beispielsweise

- ▶ von der zeitlichen Dimension (wie lange braucht es, bis Gesundheitsschäden manifest werden?),
- ▶ von der Dosis-Dimension (was ist der natürliche Schwankungsbereich der gemessenen Gesundheitsparameter; welche Schwellenwerte müssen erreicht werden, damit Schäden am Organismus manifest werden?),
- ▶ vom Einfluss von Störgrössen («confounding factors»), die einfache Ursache-Wirkungs-Beziehungen überlagern und modifizieren und dadurch die Diagnose erschweren.

Die Aufklärung der Ursachen von Gesundheitsveränderungen bei Fischpopulationen wird im Freiland dadurch erschwert, dass die Fische in ihrem natürlichen Lebensraum multiplen Faktoren ausgesetzt sind, so dass eine nachteilige Veränderung des Gesundheitszustandes meist auf eine Kombination verschiedener Stressoren zurückzuführen ist.

Ähnlich schwierig wie die Suche nach den Ursachen einer Gesundheitsveränderung kann sich die Frage nach den Konsequenzen für die Fischpopulation erweisen. In der Regel ist es nicht möglich, das Ausmass einer beobachteten Gesundheitsveränderung, beispielsweise einer histopathologischen Organveränderung, unmittelbar und deterministisch in eine erhöhte Mortalitätsrate oder eine reduzierte Wachstumsleistung zu «übersetzen». Ob und in welchem Masse die Gesundheitsveränderung die Fitness des Individuums und der Population beeinflusst, hängt von vielen Faktoren ab, unter anderem von der Adaptationsfähigkeit des einzelnen Fisches, der Einwirkung von zusätzlichen Stressoren und kompensatorischen Prozessen auf der Populationsebene. In der Literatur gibt es eine Reihe von Berichten über Zu-

sammenhänge zwischen Fischgesundheit und Änderungen im Fischbestand, insbesondere im Hinblick auf eine Verschlechterung der Wasserqualität. Beispielsweise wurde in einer Reihe von skandinavischen und kanadischen Studien gezeigt, dass Fische aus Vorflutern von Papierfabrik-Abwässern unter physiologischem Stress stehen, und dass dies assoziiert mit Störungen in Entwicklung, Reproduktion und Populationsstruktur war [6, 10, 11]. Bei Lachsen aus der Ostsee wurde ein Zusammenhang zwischen pathologischen Veränderungen der frühen Lebensstadien und einem Rückgang der Population beobachtet [12]. Für das Gewässersystem der Oak Ridge Reservation in den USA wurde eine Korrelation zwischen nachteiligen Veränderungen in einer Reihe von Gesundheitsparametern der Fische und einer Verarmung der Fischgemeinschaft berichtet [13, 14]. Negative Korrelationen zwischen Gesundheitsindikatoren von Fischen und der Speziesdiversität wurden auch von Schlenk et al. [15] in einer Studie an kanadischen Flüssen beschrieben. Die VALIMAR-Studie, die zwei chemisch unterschiedlich stark belastete Gewässer in Süddeutschland untersuchte, fand in jenem Gewässer, in dem die Bachforellen den schlechteren Gesundheitszustand aufwiesen, auch einen geringeren Bestand und einen schlechteren Altersaufbau der Forellenpopulation [16, 17]. Es muss allerdings betont werden, dass die Mehrzahl der publizierten Studien lediglich Korrelationen und keine Kausalbeweise für den Zusammenhang zwischen Fischgesundheit und Fischbestand anbieten. Zudem existieren Arbeiten, die keine Korrelationen zwischen Gesundheitsparametern und Populationsparametern von Fischen fanden [18, 19] und damit darauf hinweisen, dass individuelle Gesundheitsparameter nicht in jedem Fall Indikatoren für den Populationszustand sind.

Im Falle von infektiösen Erkrankungen sind die Auswirkungen auf den Fischbestand wesentlich von der Pathogenität des Erregers sowie von Umweltfaktoren abhängig, die eine Infektion verstärken oder abschwächen können. So ist beispielsweise die Furunkulose eine Erkrankung, die im Freiland offensichtlich eher geringe Verluste auslöst, während der Erreger der Drehkrankheit – *Myxosoma cerebralis* – zu hohen Verlusten bei Forellenpopulationen in Nordamerika führte [20]. Ein Beispiel für den Einfluss von Umweltfaktoren ist die PKD, bei der die krankheitsbedingten Mortalitäten direkt von der Wassertemperatur abhängen [21].

Diese Hypothese versucht folgende Fragen zu klären:

- ▶ Wie ist der Gesundheitszustand von Fischen aus Schweizer Gewässern? Gibt es Hinweise auf einen schlechten Gesundheitszustand und/oder das Auftreten von infektiösen Krankheiten?
- ▶ Gibt es Belege für einen Zusammenhang zwischen Fang-/Bestandes-Rückgang und veränderter Fischgesundheit? Dieser Frage kann nur retrospektiv nachgegangen werden, da die für diese Hypothese ausgewerteten Studien nur Messungen zur Fischgesundheit durchführten, aber nicht die mit

den Gesundheitsveränderungen möglicherweise einhergehenden Veränderungen des Fischbestandes untersuchten.

Der Frage nach den Ursachen wird in dieser Hypothese nur eingeschränkt nachgegangen. Im Falle von infektiösen Krankheiten ist die Ursachenfrage klar und muss nicht weiter erörtert werden. Im Falle von anderen, nichtinfektiösen Faktoren erlaubt die vorhandene Datenlage in der Regel keine tiefere Analyse. Daher wird lediglich am Beispiel der ARA-Einleitungen eine vorläufige Analyse zur Beziehung zwischen Abwassereinleitungen und Fischgesundheit durchgeführt.

5.3.2 Befunde in der Schweiz

Im Rahmen der an Fischen aus Schweizer Gewässern durchgeführten Untersuchungen wurden folgende Parameter erfasst, die Hinweise zum Gesundheitszustand der Fische erbringen: Nachweis infektiöser Krankheiten, speziell von Furunkulose, Viruskrankheiten [22] und PKD (Teilprojekte 99/01, 99/16, 00/02, 00/09, 00/12, 01/04, 01/12, 01/23); Körper- und Organindices (TP 99/16, 99/17, 99/19, 99/36, 00/06, 00/09, 01/19, 02/02); histopathologische Parameter (TP 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); biochemische Parameter wie beispielsweise EROD-Aktivität (TP 99/03, 99/16, 00/06) und immunologische Parameter (TP 99/17). Eine über einzelne, lokale Studien hinausreichende Datenbasis liegt lediglich für die PKD und für die Histopathologie vor. Die Daten zur PKD und zur Histologie wurden zudem einheitlich von einer Arbeitsgruppe (Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, FIWI) erhoben, was eine Abweichung durch eine unterschiedliche Bearbeitung ausschliesst. Die folgenden Ausführungen zum Gesundheitszustand von Bachforellen aus Schweizer Gewässern konzentrieren sich daher auf die beiden Parameter «PKD» und «Organpathologien». Nicht diskutiert werden dagegen die Befunde zu Furunkulose, Viruskrankheiten, Körper- und Organindices, Biochemie und Immunologie, da hierzu vergleichsweise wenige Daten aus wenigen Gewässersystemen vorliegen, die nur bedingt Rückschlüsse auf die generelle Situation in der Schweiz erlauben.

Die proliferative Nierenkrankheit (PKD)

Pathogene, die bei Bachforellen aus Schweizer Gewässern nachgewiesen wurden, umfassen bakterielle Erreger (beispielsweise Furunkulose), virale Erreger (insbesondere VHS; [22]) und eine Reihe von Ekto- und Endoparasiten (beispielsweise den die Schwimmblase befallenden Nematoden *Cystodicola farionis*). Allerdings war die Prävalenz dieser Krankheiten meist gering, mit Ausnahme von *Cystodicola farionis*, der Prävalenzen bis zu 100% aufwies, sowie dem häufigen Auftreten von Furunkulose bei Forellen aus aktiven Biomonitoring-Untersuchungen. Man muss bei der Interpretation der Daten zu infektiösen Erkrankungen der Bachforellenpopu-

lationen jedoch bedenken, dass erkrankte Tiere oft schnell sterben und deshalb bei Beprobungen nicht mehr erfasst werden können. Die beobachteten Häufigkeiten infektiöser Krankheiten dürften daher eher eine Unter- als eine Überschätzung darstellen.

Die PKD ist in Schweizer Gewässern weit verbreitet. Ausgelöst wird diese Infektionskrankheit von Fischen durch den einzelligen Parasiten *Tetracapsuloides bryosalmonae* [21]. Reservoir für die Infektion der Fische mit dem PKD-Erreger sind Moostierchen. Befallene Fische zeigen eine markante Vergrößerung der Niere, bedingt durch eine massive Proliferation von Blut bildendem Gewebe in der Niere und einer Anhäufung von Entzündungszellen; der damit verbundene Funktionsverlust der Nieren kann zum Tod der Tiere führen. Die Krankheit führt zu wirtschaftlich bedeutsamen Verlusten in den kommerziellen Regenbogenforellen-Aquakulturen in Europa und in den Lachszuchten in Nordamerika [23]. Ergebnisse zu PKD-bedingten Mortalitäten in Freilandpopulationen von Fischen wurden bisher nicht publiziert.

Die Entwicklung der klinischen Symptome der PKD und der PKD-bedingten Mortalität sind temperaturabhängig. Nach bisherigem Kenntnisstand müssen Bachforellen zwei bis vier Wochen lang Wassertemperaturen von mehr als 15 °C (Tagesmittelwerte) ausgesetzt sein, damit es zum Ausbruch der Krankheit kommt. Bleiben die Wassertemperaturen unterhalb von 15 °C, bleiben Mortalitäten aus. Beispielsweise zeigten Bachforellen aus der Versoix (GE), in der die Wassertemperaturen im Sommer stets unter 15 °C bleiben, zwar einen Befall mit dem PKD-Parasiten, jedoch lagen die Mortalitäten bei unterhalb von 10% (Schubiger, unveröffentlicht) und entsprachen damit den normalen Hintergrundwerten. In der Langeten (BE) hingegen, in der in den Jahren 2001 und 2002 die Sommertemperaturen die 15 °C-Marke

zwei bis vier Wochen lang überschritten, kam es zu Mortalitäten von nahezu 90% (Abbildung 5.3.2). Dieser Befund korreliert mit Beobachtungen, dass im Sommer in der Langeten gefundene tote Bachforellen häufig starke PKD-Symptome aufweisen.

Tiere, die eine Erstinfektion mit PKD überleben, scheinen gegenüber einer Re-Infektion resistent zu sein [24]. Innerhalb eines Bachforellenbestandes sind daher vor allem die Sommerlinge von der PKD-bedingten Mortalität betroffen.

In der Schweiz wurde der PKD-Erreger bisher in Bachforellen, Regenbogenforellen und Äschen nachgewiesen [25, 26, 27]. Der erstmalige Nachweis von PKD in der Schweiz erfolgte im Jahr 1979. Im Rahmen von Fischnetz wurde in den Jahren 2000 und 2001 eine die gesamte Schweiz umfassende Studie zur Verbreitung der PKD in Bachforellen durchgeführt. Die Ergebnisse aus dieser Untersuchung sind in Abbildung 5.3.3 zusammengefasst. Wie aus Abbildung 5.3.3 ersichtlich, tritt die PKD vor allem in den Gewässern des Mittellandes auf. Dabei ist zu bedenken, dass die PKD zwar im gesamten Bachverlauf vorhanden sein kann, aber nur in jenen Gewässerabschnitten, die im Sommer die 15 °C-Marke für zwei bis vier Wochen überschreiten, kritisch ist. Ausserhalb des Mittellandes wurde PKD lediglich je einmal im Kanton Wallis und im Kanton Tessin nachgewiesen sowie einmal in einer montanen Lage. Insgesamt erwiesen sich von 462 untersuchten Standorten 190 (41%) als PKD-positiv. Die Prävalenz betrug an den meisten Gewässern weniger als 40%, nur an wenigen Stellen wurden höhere Prävalenzen beobachtet. Diese Ergebnisse stimmen recht gut mit den Befunden einer englischen Studie überein, in der 14 Forellengewässer untersucht wurden, wobei fünf Gewässer (36%) PKD-positiv waren und die Prävalenzen zwischen 11 und 43% lagen [28].

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die PKD in Forellen aus Schweizer Gewässern weit verbreitet ist, und dass sie in Gewässern beziehungsweise Gewässerabschnitten, in denen die Sommertemperaturen für zwei bis vier Wochen über 15 °C liegen, bei Sommerlingen klinisch ausbricht. Eine zuverlässige Einschätzung, wie hoch diese Mortalitäten ausfallen, ist beim derzeitigen Kenntnisstand nicht möglich. Erste Untersuchungen zeigen, dass die Mortalitäten bis zu 90% betragen können.

Histopathologische Organveränderungen

Fische reagieren auf nachteilige Umweltbedingungen mit Veränderungen ihrer molekularen, zellulären und physiologischen Funktionen. Für eine Reihe von Umweltfaktoren wurde gezeigt, dass sie sich auf Zell- und Organstrukturen von Fischen negativ auswirken können, hierzu zählen das Nahrungsangebot [29], die Jahreszeit [30], die Temperatur (TP 01/33) und Schadstoffe [31]. Die Reaktionen des Fisches auf eine Umweltveränderung sind zunächst adaptiv, gehen jedoch bei zunehmender Dauer oder Intensität der Belastung

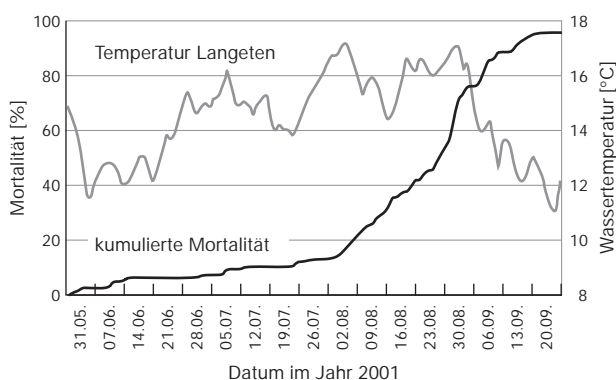


Abb. 5.3.2: PKD-bedingte Mortalität in der Langeten (BE). Bachforellen aus der Fischzucht Reutigen wurden im Juni 2002 in Teiche, die von Langeten-Wasser durchflossen waren, eingesetzt und die kumulative Mortalität aufgezeichnet. Die Wassertemperatur wurde mittels Datenlogger aufgezeichnet. Auf der linken y-Achse ist die Sterblichkeit der Forellen aufgetragen (untere, ansteigende Kurve), auf der rechten y-Achse ist die mittlere Tagestemperatur des Wassers (obere, gezackte Kurve) zu sehen. (Quelle: C. Schubiger, FIWI).



Abb. 5.3.3: Standorte mit PKD-positiven und PKD-negativen Fischen in der Schweiz (Stand November 2002). Die Daten zum Auftreten der PKD beruhen auf dem histologischen Nachweis des Erregers im Nierengewebe. Mit dieser Methodik kann der Erreger vor allem im klinischen Stadium nachgewiesen werden [21]. Das Auftreten von PKD in den Gewässern ist ohne Angabe von Prävalenzen als positiv (gefüllte Kreise) oder negativ (leere Kreise) dargestellt (Quelle: T. Wahli, FIWI).

in pathologische Effekte über. Als Indikator für die Umwelteinwirkung dienen histologische Veränderungen von zentralen Stoffwechselorganen wie Leber und Niere oder Organen, die wie Kiemen und Haut in direktem Kontakt zur Umwelt stehen [5, 32, 33].

Ein Nachteil histologischer Auswertungen liegt darin, dass sie keine quantitativen, sondern nur beschreibende Ergebnisse liefert, die in einer vergleichend epidemiologischen Auswertung, wie sie im Rahmen von Fischnetz erforderlich ist, nur bedingt nutzbar sind. Bernet et al. [34] haben deshalb ein Auswertungssystem vorgeschlagen, das eine Überführung der qualitativen histologischen Beobachtungen in einen quantitativen Index ermöglicht. In den im Rahmen von Fischnetz-Teilprojekten durchgeführten histologischen Auswertungen wurde durchwegs dieser Index eingesetzt. Auf der Basis von Untersuchungen an Forellen aus belasteten Gewässern sowie an in Trinkwasser gehälterten Forellen haben sich folgende Klasseneinteilungen ergeben:

- Histologischer Index unterhalb von zehn:
Normalzustand des Organs,
- Histologischer Index zwischen zehn und 20:
leichte Veränderungen,
- Histologischer Index zwischen 20 und 30:
mittlere Veränderungen,
- Histologischer Index zwischen 30 und 40:
starke Veränderungen,
- Histologischer Index oberhalb von 40:
hochgradige Veränderungen.

Es muss betont werden, dass die Übergänge zwischen den Klassen zwar fließend sind, dass es aber für die Auswertung der vorliegenden Daten aus praktischen Gründen erforderlich ist, solche Grenzen zu ziehen. Zudem variieren die Ergebnisse der histologischen Auswertung auch in Abhängig-

keit vom jeweiligen Untersuchenden. Um solche subjektiven Fehler zu vermeiden, haben sich alle Personen, die sich an den im Rahmen von Fischnetz durchgeführten histologischen Untersuchungen beteiligten, abgesprochen und durch Doppelauswertungen gegenseitig überprüft.

Der quantitative histologische Index ermöglicht es, die unterschiedlichen Studien oder verschiedenen Untersuchungsstandorte miteinander zu vergleichen. Man muss sich jedoch darüber im Klaren sein, dass er, da er viele Einzelinformationen in einer einzigen Zahl zusammenfasst, auch einen Informationsverlust mit sich bringt. Dies könnte dazu führen, dass vorhandene Standortunterschiede in den Indizes nicht voll widerspiegelt werden. Die bisherigen Erfahrungen mit dem Index haben jedoch keine Hinweise erbracht, dass dies der Fall ist.

In der Tabelle 5.3.1 werden einige der histopathologischen Befunde zur Fischgesundheit aus verschiedenen Fischnetz-Teilprojekten zusammengefasst. Einschränkend ist darauf hinzuweisen, dass nur für wenige Standorte mehrjährige Beprobungsreihen vorliegen; in der Regel wurden nur eine oder zwei Probenahmen pro Standort durchgeführt. Auch Untersuchungen zur saisonalen Variation des Gesundheitszustandes – ein für die poikilothermen Fische ganz wesentlicher Aspekt – liegen nur für eine geringe Anzahl an Standorten vor. Die Stichprobengrösse betrug in den meisten Fällen $n = 20$.

In der Effektstudie [40] wurden die Ergebnisse der verschiedenen histopathologischen Studien zur Fischgesundheit in der Schweiz zusammengefasst und nach einheitlichen Kriterien ausgewertet. Danach zeigte die Leber die stärkste Reaktion von allen untersuchten Organen. Insgesamt wurde bei 566 Bachforellen aus der gesamten Schweiz die Leberhistologie untersucht, und bei 14% der Tiere fanden sich

Studie	Befunde
Gesundheitszustand der Fische im Rheintal [35]	Untersuchungen in den frühen 1990er Jahren wiesen bei Bach- und Regenbogenforellen aus verschiedenen Gewässern des Rheintals chronische Leber- und Nierenerkrankungen nach. Vertiefte Untersuchungen in den Folgejahren zeigten, dass die histologischen Organveränderungen ausschliesslich in Fischen aus den Gewässern der Talsohle auftraten. Die Organveränderungen standen nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit ARA-Einleitungen, waren aber, wie Expositionsversuche zeigten, offensichtlich durch Wasserinhaltsstoffe bedingt: während an Bachwasser exponierte Forellen deutliche Organveränderungen entwickelten, traten bei in Trinkwasser gehaltenen Forellen keine derartigen Effekte auf.
Problemfaktoren für die Alte Aare und ihren Fischbestand [36]	Fische aus der Alten Aare wiesen deutliche Organveränderungen in Haut, Kieme, Niere und Leber auf. Die stärksten Reaktionen traten in Leber und Kieme auf. Teilweise waren die histologischen Veränderungen durch infektiöse Erkrankungen bedingt (Furunkulose, PKD), es liess sich aber auch ein direkter Einfluss der ARA Lyss nachweisen: Forellen im Einflussbereich des ARA-Abwassers zeigten stärkere Organschäden als Forellen oberhalb der ARA. Die Mehrzahl der histopathologischen Organreaktionen wurde als leicht bis mittel eingestuft.
Einfluss von Kläranlagen auf den Gesundheitszustand von Bachforellen [37]	In einer Monitoring-Studie wurden die Effekte von ARA auf den Gesundheitszustand von Fischen in den Vorflutern untersucht. Dabei wurde bei 31 ARA der Gesundheitszustand unter- und oberhalb der ARA-Einleitung untersucht, um aus dem Vergleich unterhalb/oberhalb zu erkennen, inwieweit die Einleitung des ARA-Wassers mit einer Verschlechterung der Fischgesundheit verbunden ist. Wurden alle untersuchten Forellen betrachtet, so traten keine Unterschiede in den histologischen Leberindex-Mittelwerte unter- und oberhalb der ARA-Einleitungen auf. Wurden die ARA einzeln für sich betrachtet, fand sich bei 21 ARA kein deutlicher oben/unten-Unterschied, bei sieben ARA war der histologische Leberindex unterhalb besser als oberhalb der ARA-Einleitung, und bei drei ARA waren die Werte unterhalb der ARA-Einleitung schlechter. An 22 der untersuchten Standorte fanden sich Individuen mit hochgradigen (histologischer Index > 40) Leberveränderungen. Weder die niedrigen noch die hohen Leberindexwerte der Forellen können mit der Belastungsstärke oder dem Verdünnungsgrad der Abwasser in Verbindung gesetzt werden. Insgesamt deuten die Ergebnisse an, dass die ARA sich sehr unterschiedlich auf die Gesundheit der Fische auswirken. Jede ARA muss für sich betrachtet werden, eine allgemeine Aussage zur Auswirkung der ARA auf die Fischgesundheit ist nicht zulässig.
Biomonitoring in Fliessgewässern des Kantons Bern [38]	In den Jahren 1996–1999 wurden in verschiedenen Projekten Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Bachforellen in Gewässern des Kantons Bern durchgeführt. Forellen aus Gewässern des Mittellandes wiesen vielfach schlechtere Organindices auf als Forellen aus alpinen und jurassischen Gewässern. Die untersuchten Forellenpopulationen waren teilweise mit PKD befallen. Die histologischen Organveränderungen waren einer jahreszeitlichen Schwankung unterworfen: Im Herbst waren die Veränderungen ausgeprägter als im Frühjahr. Auch Effekte von ARA-Einleitungen auf den Gesundheitszustand der Forellen waren verstärkt im Herbst und weniger im Frühjahr deutlich.
Problem Fischrückgang Langeten [39]	An Fischen aus der Langeten wurden im Zeitraum von 1996–1999 sowohl im passiven als auch im aktiven Biomonitoring vor allem degenerative Leber-, Kiemen- und Nierenveränderungen beobachtet. Die Effekte erreichten Indices von mehr als 30. Weiterhin wurde die PKD in Bachforellen nachgewiesen. Sowohl die Schwere der Organveränderungen wie die PKD-Prävalenz nahmen flussabwärts zu. Eine direkte Exposition von Bachforellen in verdünntem Wasser der ARA Lotzwil rief deutlich weniger starke Veränderungen hervor als die Exposition in Flusswasser, was darauf hindeutet, dass im Flusswasser zusätzliche Schadpotenziale vorhanden sein müssen. Ein Zusammenwirken von Umweltstressoren und PKD als Auslöser der pathologischen Veränderungen ist anzunehmen, eine Gewichtung der beiden Faktoren ist mit dem vorliegenden Datenmaterial jedoch nicht möglich.

Tab. 5.3.1: Histopathologische Befunde zur Fischgesundheit aus verschiedenen Fischnetz-Teilprojekten.

mittlere, bei 5 % starke und bei 3 % hochgradige Veränderungen. Auf die Standorte bezogen, waren die Mittelwerte des histologischen Leberindex der Bachforellen an 10% der untersuchten Standorte normal (Index <10), 33% zeigten leichte Veränderungen (Index 10–20), 37% mittlere (Index 20–30), 19% starke (Indexwert 30–40) und 1% hochgradige (Indexwert >40) Leberveränderungen (insgesamt wurden 113 Standorte untersucht). Für die Wertung dieser Ergebnisse muss beachtet werden, dass die Auswahl der Untersuchungsstandorte beziehungsweise -gewässer bei der Mehrzahl der Studien nicht zufälligerfolgte, sondern selektiv, indem besonders jene Gewässer untersucht wurden, die als Problemgewässer bekannt waren oder die zumindest als solche angenommen wurden. Die Befunde könnten daher das Ausmass von Organschäden in Forellen aus Schweizer Gewässern überschätzen.

Eine Studie, in der die Gewässer nicht nur nach ihrer Belastung, sondern auch als Repräsentanten unterschiedlicher Lebensräume ausgesucht wurden, war die Biomonitoring-Studie im Kanton Bern [38]. Hier zeigte sich, dass der histologische Zustand der Organe von Bachforellen aus dem Berner Oberland, wo eher naturnahe Gewässer vorliegen, oft besser war als der Gesundheitszustand von Bachforellen aus anthropogen stärker belasteten Gewässern des Berner Mittellandes. Die stärkere Gesundheitsbeeinträchtigung der Bachforellen im Berner Mittelland könnte andeuten, dass tatsächlich anthropogene Faktoren die Ursache für die Gesundheitsveränderungen sind. Allerdings muss man bedenken, dass die Mittellandgewässer oft kein ökologisch optimaler Lebensraum für Bachforellen sind (Wassertemperatur, Ökomorphologie etc.), was sich nachteilig auf die Gesundheit der Forellen und ihre Toleranz gegenüber Stressoren

auswirken kann. Der Oberland-/Mittelland-Gradient in der Fischgesundheit wurde interessanterweise nur im Herbst beobachtet, nicht jedoch im Frühjahr. Dieser Befund könnte sich daraus erklären, dass die kranken und damit geschwächten Tiere im Laufe des Winters sterben, so dass im Frühjahr nur die gesunden Individuen überlebt haben.

Das Beispiel der Biomonitoring-Studie Bern verdeutlicht die Probleme bei der Suche nach den Ursachen der Organschädigungen in Bachforellen. Ein Problem liegt darin, dass die Fische im Gewässer nicht einzelnen, isoliert wirkenden, sondern multiplen Faktoren ausgesetzt sind. So verändern sich mit dem Übergang vom Oberland zum Mittelland nicht nur die Wasserbelastung mit anthropogenen Stoffen, sondern auch beispielsweise die Wassertemperatur, die Hydrologie, die Gewässermorphologie oder die Intensität der klinischen Manifestation von PKD. Ein weiteres Problem liegt in der Festlegung von Effekt-Schwellenwerten. So sind beispielsweise für eine Reihe von toxischen Wasserinhaltsstoffen Grenzwerte festgelegt, bei deren Einhaltung keine nachteiligen Folgen für den Fisch auftreten sollen. Es wird jedoch zunehmend deutlich, dass auch bei Einhaltung solcher Grenzwerte nachteilige Gesundheitsveränderungen bei Fischen auftreten können [4, 41]. Das kann daran liegen, dass bestimmte Stoffgruppen nicht in der Expositionsanalyse erfasst werden – beispielsweise ist gerade die Exposition mit episodisch auftretenden, nicht bioakkumulierenden Pestiziden oft nur schwer abzuschätzen [42]. Andere mögliche Ursachen sind, dass Kombinationswirkungen nicht berücksichtigt werden oder dass Grenzwerte, die meist von letalen Wirkkonzentrationen abgeleitet wurden, nicht ausreichen, um vor subletalen Effekten zu schützen.

Ein Beispiel für eine Untersuchung, in der versucht wurde, die Bedeutung eines einzelnen Faktors – ARA-Einleitungen – auf den Gesundheitszustand der Forellen im Vorfluter zu erfassen, ist die Studie «Einfluss von Kläranlagen auf den Gesundheitszustand von Bachforellen» [37]. Dabei wurden an 31 ARA sowohl oberhalb wie unterhalb der ARA-Einleitungen Forellen entnommen und auf histologische Veränderungen von Leber und Gonaden untersucht. Die histologischen Leberindices der untersuchten Fische ($n = 187$) streuten zwischen 7 und 52, der Mittelwert lag bei $27 \pm 9,6$. Als «hohe» Leberindices wurden in dieser Studie jene Werte bezeichnet, welche einen Indexwert aufwiesen, der über dem 75%-Quantil lag; das 75%-Quantil entsprach 33 Indexpunkten. Als quantitative Parameter zur Charakterisierung der ARA wurden die Belastungsstärke (angegeben in Einwohnergleichwerten, EGW) und die Verdünnung des Abwassers im Vorfluter genommen. Eine Beziehung zwischen den quantitativen Charakteristika der ARA und dem Auftreten von hohen oder niedrigen Leberindices konnte nicht aufgezeigt werden. So wurden hohe Leberindices unterhalb von Kläranlagenausflüssen mit guten Verdünnungsverhältnissen (Abwasseranteil 2–39%) und geringen Belastungsstärken

(2700–7750 EGW) ebenso gefunden, wie niedrige Leberindices unterhalb von ARA mit geringem Verdünnungsverhältnis (Abwasseranteile 45–71%) und hoher Belastungsstärke (22 500–186 600 EGW). Offensichtlich lässt sich aus der Belastungsstärke der ARA und der Abwasserverdünnung keine Vorhersage zur Auswirkung auf die Fischgesundheit treffen. Entscheidender als die quantitativen Parameter dürfte die Qualität – also die chemische Belastung des Abwassers – sein. Leider liegen jedoch keine Daten zu den Inhaltsstoffen der ARA-Abwasser vor, so dass diese Hypothese nicht verifiziert werden kann.

Die Aussage, dass sich keine Korrelation zwischen dem quantitativen ARA-Eintrag ins Gewässer und der Fischgesundheit ergibt, wird weiter erhärtet, wenn man die Gesundheitsdaten von Fischen ober- und unterhalb der ARA-Einleitungen vergleicht. Wenn man die histologischen Daten von allen 31 untersuchten ARA zusammennimmt, unterscheidet sich der Leberindex-Mittelwert der Fische unterhalb der ARA-Einleitungen nicht signifikant von dem Mittelwert der Fische oberhalb der Einleitung. Unterschiede zeigen sich allerdings in einigen Fällen, wenn man die einzelnen Kläranlagen für sich betrachtet (gepaarter Vergleich). Unterschiede zwischen ober- und unterhalb der ARA-Einleitung wurden als «auffallend» beurteilt, wenn sich die Mittelwerte um mindestens zehn Indexpunkte unterschieden (ein statistischer Vergleich war auf Grund der geringen Stichprobengrößen nicht möglich). Dabei zeigte sich, dass bei drei ARA unterhalb der Einleitung ein auffallend höherer Leberindex vorlag als oberhalb, während bei sieben ARA die Werte unterhalb der Einleitung auffallend niedriger waren (hier war also der Gesundheitszustand der Fische oberhalb der ARA schlechter als unterhalb). Bei den restlichen ARA traten keine auffallenden ober-/unterhalb-Unterschiede auf.

Faller et al. [43] untersuchten den Einfluss von ARA-Einleitungen auf den Gesundheitszustand von Fischen anhand von Gründlingen. Untersuchungsgewässer waren die Suhre (LU/AG) und die Ron (LU); beide Flüsse erhalten chemische Belastungen (unter anderem Pestizide) aus diffusen Quellen, in die Suhre entwässert ausserdem eine ARA. Der Gesundheitszustand der Gründlinge wurde mit einer breiten Palette von Parametern untersucht: Cytochrom P4501A-Protein, EROD-Aktivität, Konditionsfaktor, Lipidgehalt, Gonado-somatischer Index, Leber-somatischer Index, Milz-somatischer Index, Parasitenbefall, Leberhistologie, Plasma-Vitellogenin und Gonadenhistologie. Zusätzlich wurden die Populationsstruktur und die Speziesdiversität erfasst. In beiden Gewässern zeigten die Gründlinge nachteilige Organveränderungen, wobei sich kein signifikanter Einfluss der ARA-Einleitung erkennen liess. Unterhalb der ARA war die Populationsstruktur der Gründlinge nachteilig verändert, dies war jedoch offensichtlich durch eine frühere akute Nitrit-Intoxikation bedingt und somit nicht direkt auf die chronischen Gesundheitsbeeinträchtigungen zurückzuführen.

Insgesamt lässt sich aus den Untersuchungen zum ARA-Einfluss folgern, dass ARA-Einleitungen im Einzelfall mit negativen Veränderungen der Fischgesundheit assoziiert sein können. Diese Aussage darf aber nicht generalisiert werden, sondern muss für jede ARA spezifisch betrachtet werden. Dabei eignen sich generelle ARA-Kennwerte (beispielsweise Verdünnungswerte) nicht, um das Belastungspotenzial der ARA-Einleitungen für die Fische vorherzusagen.

Die meisten Untersuchungen zum allgemeinen Gesundheitszustand von Fischen in Schweizer Gewässern gingen der Frage nach, ob sich die Belastung des Wassers mit toxischen Chemikalien nachteilig auswirkt (siehe Hypothese «Chemikalien»). Es können jedoch auch physikalische Umweltfaktoren, insbesondere UV-Strahlen und Temperatur, einen nachteiligen Einfluss auf die Fischgesundheit nehmen. Temperaturerhöhung führt zu einem reduzierten Sauerstoffgehalt im Wasser und kann Krankheiten fördern – wie beispielsweise PKD – und darüber indirekt den Fischbestand beeinflussen. UV dringt vor allem in die oberflächennahen Wasserschichten ein, wo sich am ehesten Jungfische aufhalten. Der UV-Effekt sollte vor allem in den montanen und alpinen Bereichen relevant sein; da hier jedoch in der Regel keine Bestandes- oder Fangrückgänge zu verzeichnen sind, scheint UV kein relevanter Faktor für den Fischrückgang zu sein.

5.3.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Korrelation von PKD und Fangdaten

Die PKD führt zu Mortalitäten in Gewässern oder Gewässerabschnitten, in denen die Wassertemperaturen – nach derzeitigem Kenntnisstand – durchgehend zwei bis vier Wochen oder länger einen Tagesmittelwert von 15 °C erreichen oder überschreiten. Die Untersuchungen an der Langeten zeigten, dass Mortalitäten bis zu 90% auftreten können. Ob diese Werte auf andere Gewässer mit anderer Wasserqualität und anderen Umweltbedingungen übertragbar sind, kann derzeit nicht beantwortet werden.

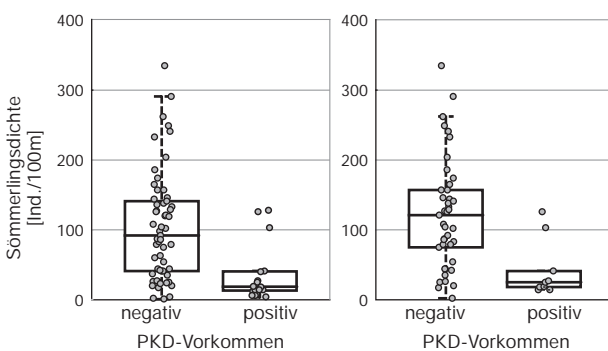


Abbildung 5.3.4: Sömmerlingsdichte in PKD-positiven und -negativen Gewässern unter Einbeziehung aller Gewässer (links) oder nur jener Gewässer mit geringer oder niedriger Kolmation (rechts). Die Daten-Auswertung und die Abbildung wurden freundlicherweise von Dr. Mark Borsuk (EAWAG) zur Verfügung gestellt.

PKD-bedingte Mortalitäten betreffen vor allem die Altersgruppe der Sömmerlinge. Dabei können die durch die Krankheit ausgelösten Verluste in den Forellenpopulationen einen deutlichen Längsgradienten innerhalb des Gewässers aufweisen: Wird die kritische Temperaturschwelle von 15 °C nur im Unterlauf des Gewässers erreicht, so werden auch nur dort Fische an der PKD sterben, während im kälteren Oberlauf trotz PKD-Befall keine Mortalität auftreten wird. Daher könnten eventuell krankheitsbedingte Verluste im Unterlauf durch Zuwanderung aus dem Oberlauf kompensiert werden. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass ein PKD-Befall nicht zwangsläufig zu einem messbaren Bestandes- oder Fangrückgang führen muss.

► *Räumliche Assoziation von PKD und Fangdaten:* Nach bisherigem Kenntnisstand ist die PKD vor allem in den Gewässern des Mittellandes verbreitet. Im Mittelland wurden auch die deutlichsten Fangrückgänge beobachtet. Diese Beobachtung ist jedoch noch zu allgemein, um auf eine kausale Rolle der PKD beim Fangrückgang zu schliessen. Etwas spezifischere Korrelationen lassen sich aus der Sömmerlingsstudie (siehe Hypothese «nachwachsende Fische») ableiten, bei der parallel zur Untersuchung der Dichte der Sömmerlinge auch deren PKD-Status erfasst wurde. Wie in Abbildung 5.3.4 gezeigt, sind die Sömmerlingsdichten in den Bächen mit PKD signifikant niedriger als in den PKD-freien Gewässern. Diese Aussage gilt unabhängig davon, ob Kolmation – als weiterer nachteiliger Faktor für das Überleben der jungen Forellenstadien – vorliegt oder nicht. Diese Beobachtungen aus der Sömmerlings-Feldstudie korrelieren gut mit den Experimenten an der Langeten. Die Frage ist, ob sich die PKD-bedingten Verluste letztlich auch in den Fangdaten widerspiegeln. Eine statistische Auswertung der Daten aus fünf Kantonen zu den Anglerfängen (ausgedrückt als «catch per unit effort», CPUE) und dem Auftreten der PKD belegt eine negative Korrelation zwischen PKD-Präsenz und Fangrückgang [44]. Die Krankheit beeinträchtigt also die Fänge.

► *Zeitliche Assoziation von PKD und Fangdaten:* Die PKD wurde in der Schweiz erstmals 1979 beobachtet, also zu einem Zeitpunkt, zu dem auch der Fangrückgang deutlich wurde. Allerdings kann nicht abgeschätzt werden, wie verbreitet diese Krankheit in den 1980er und 1990er Jahren war, da damals keine gezielten Untersuchungen zur PKD-Häufigkeit durchgeführt wurden, sondern nur zufällige Beobachtungen im Rahmen diagnostischer Abklärungen zu anderen Erkrankungen vorliegen. Auf der Basis des vorhandenen Datenmaterials ist daher keine Aussage zur zeitlichen Assoziation möglich.

Korrelationen von Organpathologien und Fangrückgang

Wie eingangs dargelegt, gibt es eine Reihe von Beispielen, in denen eine Korrelation zwischen histopathologischen Organveränderungen von Fischen und Bestandesrückgängen

gen beobachtet wurde, ohne dass in jedem Fall eine kausale Rolle der Organveränderungen in der Bestandesreduktion nachgewiesen worden wäre. Eine direkte Übersetzung des Grades der Organveränderungen in Veränderungen auf Organismus- oder gar Populationsniveau ist nicht möglich, da die Beziehung zwischen den biologischen Organisations-ebenen oft nicht linear ist. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass leichte bis mittlere Organveränderungen nicht zum unmittelbaren Tod der Tiere führen. Leichte Veränderungen dürften auch in einem naturnahen Lebensraum auftreten und sind wohl weitgehend Bestandteil der normalen physiologischen Anpassungsfähigkeit. Mittlere, starke und hochgradige Veränderungen haben diesen Bereich jedoch überschritten und dürften zu einer Schwächung der Fische führen, verbunden mit reduziertem Wachstum, reduzierter Fortpflanzungsleistung und einer geringeren Resistenz gegen Pathogene. So gibt es beispielsweise Hinweise, dass PKD-bedingte Mortalitäten bei schlechter Wasserqualität höher ausfallen als bei guter Wasserqualität [45]. Mit zunehmendem Schweregrad der Organschädigung kann schliesslich der Tod der Tiere eintreten.

► **Räumliche Assoziation von Organpathologien und Fangdaten:** Organpathologien wurden sowohl in Gewässern mit Fangrückgang wie in Gewässern ohne Fangrückgang beobachtet. So wurde beispielweise für die Gewässer in der Talsohle des Rheintals – wo deutliche Organpathologien vorlagen – ein Fangrückgang bei den Bachforellen berichtet, während sich in den Bächen am Hang des Rheintals – in denen die Organe keine oder nur leichte Veränderungen aufwiesen – noch mehrheitlich gute Bachforellenbestände fanden [35]. Auch in der Langeten, deren Bachforellen deutliche Organschäden zeigen, liegt ein ausgeprägter Rückgang der Forellenerträge vor. In der Biomonitoring-Studie im Kanton Bern [38] fanden sich im Oberland, wo die Fänge konstant geblieben sind, überwiegend geringere Organschäden als im Mittelland, wo grundsätzlich stärkere Rückgänge verzeichnet werden. Im Berner Mittelland gibt es jedoch auch Gewässer wie den Lyssbach, in dem Bachforellen deutliche Organschäden aufwiesen, ohne dass der Forellenfang zurückgegangen wäre.

Eine grundsätzliche Schwierigkeit bei dem Versuch, Korrelationen zwischen Organschädigungen und Fang- oder Bestandesrückgang herzustellen, entsteht aus dem Besatz der Gewässer mit Bachforellen. Die Besatzmassnahmen können mögliche nachteilige Wirkungen von Stressoren auf den Bestand überdecken und dadurch verhindern, dass Ursache-Wirkungs-Beziehungen deutlich werden.

Insgesamt erlauben die vorliegenden Daten zur Fischgesundheit aus folgenden Gründen keine Aussage zu den möglichen nachteiligen Folgen für den Fischfang oder -bestand. Die Gründe sind folgende:

- Organpathologien sind nicht auf Gewässer mit Fangrückgang beschränkt, sondern treten auch in Gewässern mit

guten Fangergebnissen beziehungsweise gutem Fischbestand auf.

- Die Auswahl der Untersuchungsgewässer erfolgte nicht zufällig.
- Bei vielen der untersuchten Gewässer liegt eine zu geringe Dichte an Probenahmestellen und Probenahmezeitpunkten vor, um auf den Gesundheitszustand des Fischbestandes im Gesamtgewässer oder über längere Zeiträume zu schliessen. Die Fangdaten dagegen beziehen sich meist auf das Gesamtgewässer oder zumindest auf grössere Gewässerabschnitte sowie auf längere Zeiträume. Die unterschiedliche Erhebungsgrundlage der beiden Messgrössen macht einen korrelativen Vergleich problematisch.
- Durch Besatzmassnahmen können mögliche Effekte von nachteiligen Gesundheitsveränderungen auf den Fischbestand maskiert werden.

► **Zeitliche Assoziation von Organpathologien und Fangdaten:** Ergebnisse zur zeitlichen Korrelation zwischen Organpathologien und Fischfangrückgang liegen nicht vor.

5.3.4. Schlussfolgerungen und offene Fragen

► **Infektiöse Krankheiten:** Die vorliegenden Daten zeigen, dass die PKD das Potenzial hat, den Nachwuchserfolg von Bachforellen in Gewässern oder Gewässerabschnitten mit entsprechendem Temperaturregime (Wassertemperaturen im Sommer zwei bis vier Wochen lang oberhalb von 15 °C) deutlich zu reduzieren. Die PKD ist daher ein Faktor, der auf regionaler (Gewässer-Einzugsebene) bis nationaler Ebene zum Fangrückgang beitragen kann.

► **Allgemeiner Gesundheitszustand:** In einer Reihe von Schweizer Gewässern, vor allem im Mittelland, ist ein beeinträchtigter allgemeiner Gesundheitszustand der Fische zu beobachten. Die Ursachen für die Organschäden sind offensichtlich nicht einheitlich; in Einzelfällen gibt es Hinweise auf eine Korrelation zu ARA-Einleitungen. Bei mittleren bis schweren Veränderungen kann davon ausgegangen werden, dass die Fitness der Tiere reduziert ist und dass sich dies nachteilig auf Überleben, Wachstum und Reproduktion auswirkt und damit zu einem Rückgang der Fischbestände beiträgt. Allgemeine Gesundheitsveränderungen von Fischen scheinen vor allem ein lokales Problem darzustellen, aber die Datenbasis ist insgesamt noch lückenhaft und erlaubt keine allgemeine Aussage.

5.3.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Als erste Massnahme ist vorzusehen, eine weitere Ausbreitung der PKD in bisher nicht befallene Gewässer zu verhindern. Diesem Ziel dient die bereits beschlossene Aufnahme der PKD in die zu überwachenden Krankheiten sowie die Empfehlung an die Fischereivereine und kantonalen Fischereibehörden, PKD-positive Fische auf keinen Fall in bisher

PKD-freie Gewässer einzusetzen. Bevor weitergehende Massnahmen empfohlen werden können, ist es erforderlich, das Wissen zur PKD durch entsprechende Untersuchungen zu verbessern.

An Standorten, an denen bekanntermassen Gesundheitsbeeinträchtigungen auftreten, sind die Ursachen festzustellen und dann entsprechende, lokal angepasste und abgestimmte Massnahmen zur Verbesserung zu treffen. Wichtig ist dabei, jeweils entsprechende Erfolgskontrollen durchzuführen, um die Wirksamkeit der getroffenen Massnahmen beurteilen zu können.

Forschungsbedarf

Dringender Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der PKD. Insbesondere zu klären sind Fragen zum Krankheitszyklus und zur Auswirkung unterschiedlicher Umweltkonditionen (Wasserqualität, Morphologie etc.) auf das Ausmass der PKD-induzierten Mortalität sowie zum optimalen Besatzzeitpunkt für eine Reduktion PKD-bedingter Verluste. Auf längere Sicht ist bei Gewässern mit Naturverlaichung zu überlegen, ob durch Verzicht auf Besatz die Resistenzentwicklung gegenüber der PKD gefördert werden kann.

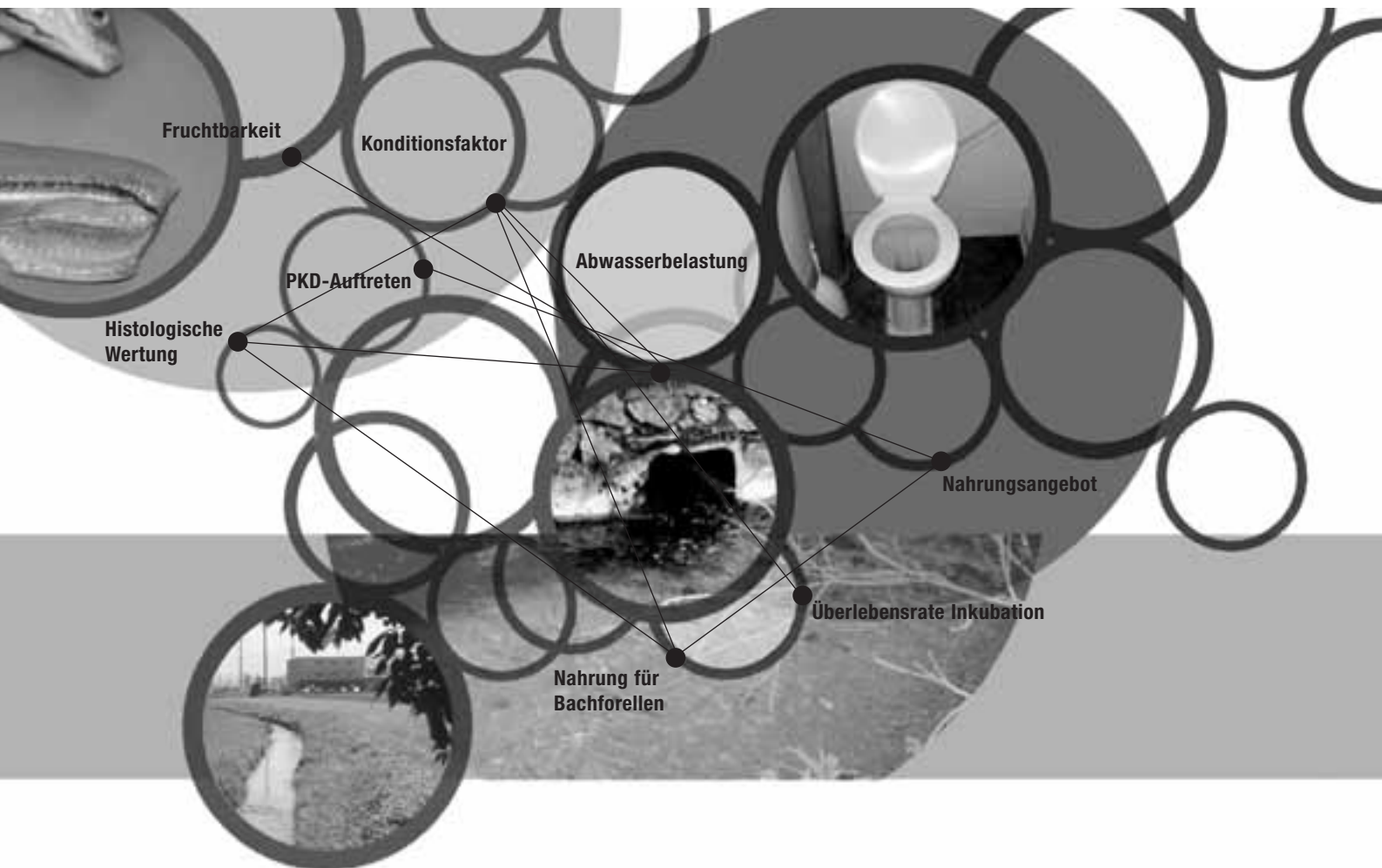
Ein weiteres wichtiges Ziel sollte sein, im Rahmen von Monitoringstudien einen besseren Wissensstand zum Ausmass, zur Verbreitung und zur zeitlichen Entwicklung des Gesundheitszustandes in Fischpopulationen aus Schweizer Gewässern zu erhalten. Diese Aufgabestellung muss auf der Ebene der Kantone und/oder des Bundes wahrgenommen werden.

Ausserdem besteht Forschungsbedarf bei der Kalibrierung der Messgrössen zur Fischgesundheit: Durch kontrollierte Freiland- und Laborversuche sollte geklärt werden, wie empfindlich diese Messgrössen auf Störungen in der Umwelt des Fisches ansprechen, wie stark die induzierte Antwort ausfällt, wie die Antwort bei akutem und chronischen Stress ist und wie schnell sie sich wieder zurückbilden kann. Letztlich geht es darum, dass wir, vergleichbar der Humanmedizin, Richtwerte erhalten, um eindeutig «gesund» und «krank» unterscheiden zu können. Mit diesem Wissen wird die Aussagekraft von Monitoring- und Überwachungsprogrammen sehr stark gewinnen.

5.3.6. Literaturnachweis

- [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, Efrogmson 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, 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.
- [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] Fallar 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 Hypothese: Die Belastung der Gewässer durch Chemikalien ist Ursache für beeinträchtigte Fischgesundheit und den Fischfangrückgang

Zusammenfassung

Die Einträge von Siedlungs- und Industriechemikalien über die Abwasserreinigungsanlagen (ARA) sowie Abschwemmungen von Strassen und landwirtschaftlich genutzten Flächen führen zu ständigen chemischen Belastungen der Gewässer. Diese Belastungen sind in den letzten 30 Jahren markant zurückgegangen. Trotzdem stellen Spitzenkonzentrationen, meist nach Regenereignissen, lokal und kurzzeitig ein erhöhtes Risiko für das Ökosystem dar. Im Bereich von ARA mit grossem Einzugsgebiet und geringer Verdünnung erreichen estrogen aktive Substanzen Konzentrationen im Bereich der Wirkschwelle. Auf Grund der schlechten Datenlage zur chemischen Belastung der Fliessgewässer und zu den Langzeiteffekten der Stoffe ist eine Einschätzung des Einflusses der Wasserqualität auf den Fischbestand schwie-

rig. An besonders exponierten Stellen wird jedoch mit einem Effekt auf die Fischgesundheit gerechnet. Fischnetz betrachtet deshalb Massnahmen zur Reduktion von Spitzenbelastungen mit Nitrit, Ammonium, Pestiziden und anderen Schadstoffen, die Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit von freigesetzten Chemikalien sowie die Einführung und Umsetzung von Qualitätszielen als notwendig, um eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen.

5.4.1 Einleitung und Fragestellung

Gewässer werden seit der Mitte des 19. Jahrhunderts zunehmend mit synthetischen Stoffen belastet. Da viele dieser Stoffe nicht vollständig abbaubar sind, kommen diese zusammen mit den verschiedensten Abbauprodukten im Wasser und im Sediment vor. Hinzu kommen als Folge landwirtschaftlicher Aktivitäten zusätzliche Einträge von Stoffen natürlichen Ursprungs (beispielsweise Phosphat, das heute durch Austragen von Jauche in die Gewässer gelangt). Daraus ergibt sich eine Belastung der Gewässer mit hunderten von Stoffen, von denen nur wenige chemisch identifiziert oder gar toxikologisch untersucht sind. Dieses fehlende

Abb. 5.4.1: Die im Abwasser enthaltenen Chemikalien wirken auf das Nahrungsangebot und auf den Gesundheitszustand (den Konditionsfaktor und die histologische Wertung) der Fische ein. Ausserdem beeinflussen die Chemikalien die Fruchtbarkeit der Weibchen und die Überlebensrate der inkubierten Eier.

Wissen führt zu einem Unbehagen gegenüber dieser Belastung, einerseits im Hinblick auf schädigende Folgen für den Menschen, andererseits wegen der möglichen langfristigen Wirkungen in der Umwelt. Störungen in einem Ökosystem, die auf toxische Wirkungen durch Stoffe im Wasser zurückgeführt werden, sind auch als Warnhinweis auf Gefahren zu sehen, die die menschliche Gesundheit beeinträchtigen können.

Im Rahmen dieser Hypothese galt es abzuklären, ob vom Menschen freigesetzte Stoffe im Wasser bei Bachforellen und anderen wasserlebenden Organismen zu Krankheiten und zum Populationsrückgang geführt oder zumindest beigetragen haben.

Neben Fischnetz untersuchen weltweit hunderte von Wissenschaftlern die Wirkung chemischer Stoffe auf Fische und Wasserorganismen. Mehr als bei den anderen Hypothesen konnte Fischnetz deshalb bei der Bearbeitung dieser Fragestellung von der Arbeit anderer profitieren. Umgekehrt trugen Wissenschaftler von Fischnetz wesentlich zum Erfolg von Gemeinschaftsprojekten bei (beispielsweise beim EU-Projekt COMPREHEND) [1].

Akute Effekte	Akut toxische Wirkungen treten bereits innerhalb von wenigen Stunden nach der Substanzeinwirkung auf. Akut toxische Effekte verursachen Mortalität oder auffällige Verhaltensänderungen. Stoffe, die im Gewässer eine akut toxische Wirkung entfalten, stammen meist von Freisetzungen, die durch Unfälle verursacht wurden (beispielsweise Jauche, Leckagen).
Subakute Effekte	Subakut toxische Wirkungen treten erst nach einer über mehrere Wochen anhaltenden Exposition auf. Sie sind zumeist die Folge einer längeren Substanzeinwirkung, der Biokonzentration und eines durch die anfallende Fremdstoffmenge überforderten Metabolismus. Typische subakute Befunde sind Reizwirkungen und Teilausfälle in Organen (beispielsweise Entzündungen, «langsame» neurotoxische Effekte), hormonabhängige Effekte oder vergrösserte Organe. Subakute Effekte werden in der Natur von Stoffen mit mindestens saisonaler Exposition verursacht (beispielsweise Pestizide, Dünger).
Chronische Effekte	Chronisch toxische Wirkungen treten nach Monaten bis Jahren anhaltender Exposition auf. Sie zeigen die langfristigen Folgen einer Substanzeinwirkung. Neben den subakuten Effekten werden «versteckte», zellschädigende Effekte infolge von genetischen Schäden oder Störungen des Immunsystems erkennbar. Die chronischen Befunde zeigen das gesamte toxische Potenzial einer Substanz auf. Stoffe, die in der Natur eine chronisch toxische Wirkung verursachen, treten ganzjährig auf. Sie stammen meist aus Haushaltsprodukten und Gewerbebetrieben oder werden kontinuierlich aus Zwischenspeichern (Deponien, Sedimente) herausgewaschen.

Tab. 5.4.1: Expositionsszenarien.

Für diese Hypothese zur Belastung der Gewässer durch Chemikalien standen folgende Zielsetzungen im Vordergrund:

- ▶ Bestandsaufnahme von möglichen Problemstoffen, die ins Wasser gelangen können. Problemstoffe sind insbesondere langlebige (persistente) Substanzen, die sich in den Organismen anreichern, sowie besonders toxische Substanzen.
- ▶ Analytischer Nachweis von Problemstoffen in den Fließgewässern oder in Fischen und Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Belastung und biologischen Effekten, Abschätzung des Risikos für Gewässerorganismen.
- ▶ Vorschläge von Massnahmen zur Verringerung des Risikos für Gewässerorganismen und zur Verbesserung der Gewässerqualität.

Toxische Wirkung von Stoffen

Vermutlich führt jede Exposition gegenüber Stoffen in irgendeiner Form zu einer biologischen Reaktion des Organismus. Die Erfahrung zeigt, dass diese Reaktion in den meisten Fällen durch die vorhandenen Schutz- und Kompensationsmechanismen aufgefangen werden kann. Der Effekt wird als «physiologisch» bezeichnet, er ist also reversibel und zeigt keine erkennbare Auswirkung auf den Organismus und seine Leistungsfähigkeit. Für Fischnetz sind jedoch die Ausnahmen wichtig, wie beispielsweise hormonwirksame Substanzen oder biologisch hochreaktive Stoffe. Erreicht die Exposition eine kritische Grösse, können sich Effekte entwickeln, die zu einer funktionellen Störung oder einer pathologischen Organveränderung im Organismus führen, welche seine Leistungsfähigkeit oder seine Fähigkeit, auf eine zusätzliche Anforderung zu reagieren, mindern. In vielen Fällen sind die Effekte auch nicht mehr reversibel. Solche Effekte werden als «toxische» oder «adverse» Effekte bezeichnet.

Die Kenngrössen einer Exposition (Stoffkonzentration, Dauer und Abstand zwischen den Expositionen sowie die Nebenbedingungen Wassertemperatur, Art, Ernährungszustand, Gesundheitszustand und Alter des Fisches) bestimmen mit, ob ein Stoff im Wasser auf einzelne Organismen toxisch wirkt. In der Toxikologie wird zwischen akuter, subakuter und chronischer Wirkung unterschieden (Tabelle 5.4.1).

▶ **Wirksschwellen:** Untersuchungen an hunderten von Stoffen haben gezeigt, dass für die meisten Stoffe unterhalb der Konzentration von weniger als 1 µg/l keine toxischen Wirkungen bei Wasserorganismen auftreten (99% Aussage). Diese Faustregel ermöglicht bei der Risikoabschätzung von Umweltexpositionen eine erste Prioritätensetzung. Ausnahmen von dieser Regel sind Chemikalien mit spezifischer Wirkung, wie etwa Biozide, Pharmazeutika oder Agrarchemikalien.

▶ **Mischungseffekte:** Expositionsexperimente im Labor spiegeln die Situation im natürlichen Umfeld nur teilweise wider, denn Fische sind im Wasser einer Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Schadstoffen ausgesetzt. Eine Mischung

Hauptanwendungsbereiche	<ul style="list-style-type: none"> - Siedlungen und Haushalte - Landwirtschaft - Industrie - Flächendeckende Nutzung (beispielsweise Verkehr)
Entsorgung über	<ul style="list-style-type: none"> - Abwasserreinigungsanlage (ARA) - Deponien (DEP) - häusliche oder industrielle Kehrichtverbrennungsanlage (KVA) - Diffuse, flächendeckende, oft unkontrollierte Umwelteinträge (DUE)

Tab. 5.4.2: Anwendungsbereiche und Eintragswege von anthropogenen Stoffen.

von mehreren Stoffen mit gleichem Wirkungsmechanismus kann einen Effekt bewirken [2], obwohl die Einzelkomponenten in so geringer Konzentration vorhanden sind, dass sie noch keine Wirkung zeigen würden. Für eine Risikoabschätzung müssen Stoffe mit ähnlichem Wirkungsmechanismus daher gemeinsam beurteilt werden.

Quellen chemischer Belastung

Anthropogene Stoffe werden in vier Hauptanwendungsbereichen eingesetzt und über vier Hauptverfahren wieder «entsorgt» (Tabelle 5.4.2).

Da Emissionen über die Entsorgungswege «Deponie» und «Verbrennung» für die Gewässerbelastung nicht im Vordergrund stehen, sind vor allem jene Stoffe für die Fließgewässer von Belang, die über eine ARA und diffuse Freisetzung ins Wasser gelangen (Tabelle 5.4.3).

Stoffeinträge ins Wasser aus diffusen Quellen

Die durch diffuse Quellen ins Wasser gelangenden Stoffe machen einen Grossteil der analytisch nachweisbaren Stoffe aus. Die Einträge stammen vorwiegend aus der Landwirtschaft, aber auch von Siedlungen, Strassen und dem Bahn- und Automobilverkehr. Eine wichtige diffuse Quelle von Stoffen ist der weit reichende, atmosphärische Transport von Schadstoffen, beispielsweise der polychlorierten Biphenyle (PCB) und von Perfluorooctylsulfonsäuren (PFOS).

Ein Teil der diffus freigesetzten Stoffe gelangt in die Fließgewässer, ein Teil wird abgebaut, und ein Teil verbleibt über einen längeren Zeitraum im Boden. Durch Erosion können die derart gebundenen Stoffe später ebenfalls in Fließgewässer gelangen (siehe Hypothese «Feinsedimente»).

Die in der Landwirtschaft eingesetzten Pestizide werden saisonal und spezifisch auf bestimmte Kulturen ausgebracht. Ausserhalb der Landwirtschaft werden teilweise identische Wirkstoffe in Gärten, als Aussenfarben oder zum Schutz vor Wurzeleinwuchs in Flachdachabdeckungen eingesetzt.

Stoffeinträge ins Wasser im Bereich einer ARA

Neben Temperatur, Sauerstoffsättigung und pH-Wert, die einen Einfluss auf die Entwicklung von Fischen haben können

(siehe Hypothesen «nachwachsende Fische» und «Wassertemperatur»), beeinflussen auch Stoffe aus der ARA den Fischbestand. In einer durch das BUWAL initiierten Untersuchung wurde gezeigt, dass bei der Mehrheit von 41 untersuchten ARA die Bachforellenbiomasse unterhalb der ARA-Einleitung kleiner war als oberhalb [3]. Andererseits gibt es auch Fischarten, die von ARA-Einleitungen profitieren. So war die Fischbiomasse (ohne Forellen und Äschen) unterhalb der ARA um 24% grösser als oberhalb, was auf das erhöhte Nährstoffangebot, den geringeren Prädationsdruck oder fehlende Konkurrenz zurückgeführt wurde [3]. Ausserdem konnte ein signifikant höheres Auftreten bakterieller Infektionen bei unterhalb der ARA exponierten Bachforellen beobachtet werden [4].

ARA sind auch als Punktquellen von Nitrit, Ammonium und organischen Spurenstoffen von Bedeutung. So gelangen zum Beispiel Waschmittelinhaltsstoffe, Korrosionsinhibitoren, Pharmazeutika und natürliche/synthetische Steroidhormone über die Kanalisation in die ARA. Nichtpersistente Verbindungen werden in Abhängigkeit der Leistungsfähigkeit der Anlage abgebaut. Die Zusammensetzung des häuslichen Abwassers kann aufgrund von Verbrauchszahlen und der Kenntnis von Verhalten und Verbleib von Spurenstoffen geschätzt werden (Teilprojekte 99/24, 00/21, 02/01) [5, 6]. Die Menge an häuslichem Abwasser kann über die Zahl der im Einzugsgebiet lebenden Personen errechnet werden. Die Differenz zu den Einwohnergleichwerten einer ARA entspricht dem industriellen Abwasseranteil. Dieser lässt sich durch eine detaillierte Analyse der angeschlossenen Betriebe charakterisieren.

In den Bächen und Flüssen lässt sich der Anteil an gereinigtem häuslichem Abwasser mittels konservativen Tracern

Quelle	Substanzgruppen (Beispiele)	Entsorgung
Siedlungen und Haushalte	Biologische Einträge (Lebensmittel, Ausscheidungen), Kosmetika und Reinigungsmittel, Pharmazeutika, Bauchemie (Farben, Lacke, Binder, Holzschutz), Gartenchemie	ARA DUE DEP KVA
Landwirtschaft	Biologische Einträge (Ausscheidungen), Dünger, Pflanzenschutzmittel (Insektizide, Herbizide, Fungizide), Veterinärpharmaka	ARA DUE
Industrie	Industriechemikalien (Kunststoffe, Farben, Lacke, Oxidations- und Reduktionsmittel, Metallsalze, Detergenzien, Korrosionsschutzmittel, Biozide)	DEP ARA KVA
Flächendeckende Nutzung	Motorenöle, Autoreifen, Kunststoffe, Verbrennungsprodukte, Bauchemikalien	DUE KVA DEP

Tab. 5.4.3: Beispiele von Herkunft, Art und Entsorgungswegen anthropogener Stoffe. Der Hauptentsorgungsweg ist durch Fettdruck hervorgehoben.

abschätzen. Dafür werden der Waschmittelinhaltsstoff Bor, Koffein [7] oder auch der routinemässig gemessene nicht-konservative Nährstoff Ammonium [8] verwendet.

Verhalten von Stoffen in der Umwelt

Organische und anorganische chemische Stoffe unterliegen in der Umwelt einer Vielzahl von Transport-, Transfer- und Transformationsprozessen, die die Konzentration der Verunreinigungen in den verschiedenen Kompartimenten beeinflussen. Beim Transport mit einem Umweltmedium (Wasser, Luft, Schwebstoffe, Luftstaub) und beim Transfer von einem Umweltkompartiment zu einem anderen (beispielsweise Anlagerung an Feststoffe, Sedimentation, Austrag in die Atmosphäre) bleiben die Stoffe chemisch unverändert. Bei den Transformationsprozessen erfolgen chemische oder biochemische Umwandlungen zu Zwischenprodukten (Metaboliten) bis hin zu Endprodukten (Kohlendioxid, Nitrat, Methan, Ammoniak). Stoffe werden auch in die Biomasse eingebaut. In der aquatischen und terrestrischen Umwelt dominieren biochemische Transformationen, in der Atmosphäre überwiegen photochemische Reaktionen. Die Transformationsprozesse (Reaktionswege und -geschwindigkeiten) unterliegen Gesetzmässigkeiten, so dass qualitative Voraussagen möglich sind.

Ein wichtiger Faktor ist die Polarität einer Substanz, die auch durch die Wasserlöslichkeit angenähert angegeben werden kann. Gut wasserlösliche (hydrophile) Verbindungen werden mit dem Wasser transportiert und können aus Feststoffen ausgewaschen werden. Schlecht wasserlösliche (hydrophobe oder lipophile) Substanzen neigen zur Anreicherung an Festphasen wie Klärschlamm oder Boden und in biologischer Materie wie beispielsweise in Fettgeweben von aquatischen Organismen. Wurden toxische Stoffe im Sediment abgelagert, besteht die Möglichkeit einer chronischen Belastung des Gewässers durch Rücklösung.

Problemstoffe

Stoffe mit tiefer Wirkkonzentration

► *Persistente, akkumulierende Stoffe* sind biologisch nicht oder nur langsam abbaubar (vPvB-Stoffe). Sind solche Stoffe zudem niedermolekular (< 700 Dalton) und fettlöslich, lösen sie sich im Fettgewebe der Organismen und akkumulieren in der Nahrungskette: Je höher ein Organismus in der Nahrungskette steht, desto höher ist in seinem Fettgewebe die Konzentration von bioakkumulierenden Stoffen (siehe TP 99/32 und 99/33). Wirken persistente und stark bioakkumulierende Stoffe zudem toxisch, können Organismen auch durch niedrige Konzentrationen im Wasser langfristig geschädigt werden (PBT-Stoffe).

PBT und vPvB Stoffe werden als «die» Problemstoffe angesehen. Weil ein einmal freigesetzter Stoff über Jahre bis Jahrzehnte in der Biosphäre verbleibt, stellt er ein besonderes Risiko dar. Der Gebrauch beziehungsweise die Frei-

setzung solcher Stoffe ist deshalb zunehmend strengeren Auflagen unterworfen. Die angestrebte Substitution solcher Stoffe wird jedoch Jahrzehnte dauern. Ein aktuelles Beispiel sind bromierte Diphenylether. Diese werden als Flammenschutzmittel in Kunststoffen eingesetzt und diffundieren aus diesen in einem sehr langsamen Prozess heraus. Infolge der Bioakkumulation reichern sich diese Substanzen in der Leber von Bachforellen mehrere hundert Mal gegenüber der Konzentration im umgebenden Wasser an [9].

► *Krebs erzeugende, mutagene oder embryotoxische Stoffe* oder ihre Abbauprodukte sind hochgradig reaktiv und reagieren mit Zellbestandteilen von Organismen. Sie können dadurch in den betroffenen Organismen genetische Schäden oder Krebs auslösen und die Entwicklung stören. In den 1980er Jahren wurden in Deutschland in Gewässern unterhalb von grösseren Industriebetrieben noch mehrfach solche Substanzen wie zum Beispiel polyaromatische Kohlenwasserstoffe oder polychlorierte Biphenyle in erheblicher Konzentration nachgewiesen. Es ist deshalb wahrscheinlich, dass lokal Stoffe mit erbgutverändernder oder Krebs erzeugender Wirkung in Fließgewässer gelangen. Mögliche Quellen sind Gewässerverunreinigungen mit aromatischen Kohlenwasserstoffen (beispielsweise von Teer, Dieselpartikel) oder die Einleitung von Nitrit, das die Bildung von Nitrosaminen fördert. Mutagene Stoffe wirken zwar in geringen Konzentrationen auf eine einzelne Zelle des Organismus, ihre Wirkung auf die Fischpopulation ist jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit zu vernachlässigen.

► *Umwelthormone* sind chemische Verbindungen, die direkt oder indirekt auf das Hormonsystem einwirken. Sie werden für eine ganze Reihe von Effekten – von der Auslösung der Vitellogeninsynthese in männlichen Fischen bis hin zu Veränderungen der Fischgonaden – verantwortlich gemacht (siehe Hypothese «Fortpflanzung»). Fast die gesamte estrogene Aktivität unterhalb von ARA-Einläufen geht auf in der Kläranlage nicht vollständig eliminiertes natürliches Estrogen und synthetisches 17 α -Ethinylestradiol (EE2), den Wirkstoff von hormonellen Verhütungsmitteln, zurück. Mehrere Untersuchungen haben gezeigt, dass Fische unterhalb von Kläranlageneinläufen im Vergleich zu Kontrollfischen öfter Intersex aufwiesen [10]. Ein Zusammenhang zwischen Reproduktionsschwäche und Aufenthalt im Bereich von Kläranlageneinläufen wurde in der freien Wildbahn schon aufgezeigt [11]. Ebenso führten Expositionsexperimente mit EE2 zu reduzierter Fertilität bei juvenilen Regenbogenforellen [12]. Der Einfluss von Umwelthormonen auf die Fischpopulation konnte hingegen bisher nicht eindeutig aufgezeigt werden, auch wenn Modelle zum Beispiel für die Dickkopfelritze ein Nullwachstum schon bei Konzentrationen von 3 ng/l EE2 vorhersagen [13].

Zurzeit stehen über 500 Chemikalien im Verdacht, das endokrine System zu stören [14], wobei das natürliche Estrogen 17 β -Estradiol (E2) und das synthetische 17 α -Ethinylest-

radiol (EE2) die höchste Hormonaktivität aufweisen. Schon 0,1 ng/l EE2, oder 1 ng/l E2 führten zu erhöhten Vitellogeninkonzentrationen in männlichen Regenbogenforellen [15]. Nonylphenol, das bekannteste anthropogene Umwelthormon, hat gegenüber E2 eine relative estrogene Aktivität von bloss $2,5 \cdot 10^{-5}$ [1].

Stoffe mit beabsichtigter biologischer Wirkung

► **Pestizide** (auch Pflanzenschutzmittel) gehören zu den Stoffgruppen, die bestimmungsgemäss in die Umwelt eingebracht werden. Je nach Stoffeigenschaften, Anwendungsmengen und den lokalen Gegebenheiten können sie dabei als diffuser Eintrag oder durch unsachgemässen Umgang und in kleinerem Ausmass durch punktuelle Kontamination, beispielsweise über die ARA, in Oberflächengewässern gelangen. Da Pestizide die Nährtierfauna von Fliessgewässern beeinflussen können, ist ein indirekter Effekt auf Fische möglich. Im Rahmen einer umfangreichen Studie in Fliessgewässern des norddeutschen Tieflandes konnte gezeigt werden, dass der Anteil der als physiologisch empfindlich eingestufteten Wirbellosen in den pestizidbelasteten Gewässern deutlich geringer war als in den unbelasteten Gewässern [16]. Aufschlussreich ist ausserdem, dass Arten mit langer Generationsdauer in den belasteten Gewässern weniger häufig vorkamen als in unbelasteten Gewässern. Die in den Gewässern gemessenen Pestizidkonzentrationen lagen – gemessen an den im Labor bestimmten Empfindlichkeiten von Wirbellosen – im subletalen Bereich. Die Ergebnisse der Studie zeigen daher, dass durch subletale Konzentrationen von Pestiziden die Fliessgewässerröhren verändert werden können. Mit steigenden Pestizidkonzentrationen wird generell eine deutliche Verringerung der Zoobenthosdiversität beobachtet [17].

► **Biozide** Wirkstoffe werden eingesetzt, um unerwünschte Organismen fernzuhalten oder zu töten. In der EU sind 850 Biozide bekannt. Die Zahl der Wirkstoffe wird in den kommenden Jahren durch regulatorische Auflagen voraussichtlich stark zurückgehen. In der Kategorie der Fischgifte sind drei Wirkstoffe bekannt, die alle zur Substanzgruppe der alkylierten, quaternären Ammoniumverbindungen gehören. Fische können indirekt von biozidaler Wirkung betroffen sein: Substanzen aus den Kategorien der Algizide, der Insektizide und anderer reduzieren das Nahrungsangebot von Fischen und wirken so indirekt auf die Fischpopulation ein. Fischnetz hat allerdings keine Anhaltspunkte dafür gefunden, dass sich das Nahrungsangebot der Fische in den Fliessgewässern massgeblich verändert hat (siehe Hypothese «Fischnahrung»). Einige Biozide, insbesondere die photosynthesehemmenden Algizide, sind derart toxisch, dass selbst Konzentrationen unter 1 µg/l einen Effekt auf Algen zeigen. Die für Schiffsanstriche zugelassenen Antifoulingstoffe sind gegenüber tierischen Organismen im Bereich über 1 µg/l wirksam. Eine Beeinträchtigung der Fauna durch solche Stoffe ist

unwahrscheinlich. Die Konzentration der übrigen Biozide in Gewässern ist sehr gering und ihr Einfluss auf Fische zu vernachlässigen.

► Ein Teil der in der Humanmedizin, Veterinärmedizin und Mast eingesetzten **Pharmazeutika** gelangen in aktiver Form oder als aktive Metaboliten über die Ausscheidungen ins Wasser. An einigen ARA-Einleitstellen können derart hohe Konzentrationen auftreten, dass biologische Effekte möglich sind [18]. Mit chemischer Analyse konnten im gereinigten Abwasser und in Oberflächengewässern Antibiotika, Lipidsenker und andere, häufig verwendete Medikamente nachgewiesen werden. Die Konzentrationen waren jedoch zu gering, um einen Effekt auf Fische bewirken zu können [19–21].

Weitere Problemstoffe

► **Schwermetalle** kommen natürlicherweise in Spuren in den Gewässern vor. Als Spurenelemente sind viele von ihnen für das Leben essenziell. Ein Fehlen führt zu Mangelerscheinungen. Schwermetalle, die über Abschwemmung von landwirtschaftlichen Nutzflächen oder mit dem Abwasser aus Siedlungen und aus Industrie und Gewerbe in die Gewässer gelangen, wirken dagegen ab bestimmten Konzentrationen toxisch auf Fische und andere Wasserorganismen. Deshalb sind in der Gewässerschutzverordnung für die verschiedenen Schwermetalle unterschiedliche Grenzwerte für Fliessgewässer festgelegt [22].

► Tierische Organismen reagieren sehr unterschiedlich auf hohe **Nitritkonzentrationen**, wie sie unterhalb von Kläranlagen auftreten können: Fischlarven und Brütlinge sind gegenüber Nitrit empfindlicher als ältere Tiere [23]. Weiter ist zu beachten, dass Nitrit mit nitrosierbaren Aminen und Amiden zu karzinogenen N-Nitrosoverbindungen reagieren kann. Akut toxische Nitritkonzentrationen sind nur als Folge einer Panne oder bei Regenentlastung zu erwarten.

5.4.2 Befunde in der Schweiz

Gegenwärtige chemische Belastung

In den zehn Jahren zwischen 1989 und 1998 wurden in der Schweiz 1697 Fälle von Fischsterben gezählt. Gülle und Abwasser waren wie auch in früheren Jahren die Hauptursachen. Im langjährigen Trend zeigten die vergangenen Jahre mit durchschnittlich 170 Fällen pro Jahr jedoch eine klare Verbesserung gegenüber früheren Zeitabschnitten [24]. Die Zahl der Unfälle ist zu gering, als dass der nationale Fischfangrückgang auf solche Einzelereignisse zurückgeführt werden könnte.

In einer umfangreichen Untersuchung des Flusses Allaine (JU) kommen die Autoren zum Schluss, dass die wichtigsten Störungen der aquatischen Biozönosen durch eine chronische Verschmutzung des Gewässers sowie durch Stossbelastungen aus der Kanalisation und Abschwemmungen von Pestiziden aus landwirtschaftlichen Flächen hervorgerufen werden [25].

Chronische Grundbelastungen in der Allaine werden gemäss der Studie durch verschiedene toxische Stoffe wie Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Lösungsmittel, Insektizide, Herbizide und Fungizide hervorgerufen. Diese Stoffe sind teilweise am Sediment adsorbiert, können aber bei Hochwasser remobilisiert werden und eine zusätzliche toxische Wirkung auf Fische und andere Wasserorganismen entfalten.

Entlastungsereignisse von ARA während eines Gewitters führen in der Allaine nachweislich zu stark erhöhten Konzentrationen an toxischen Stickstoffkomponenten und anderen Stoffen. Die Autoren kommen zum Schluss, dass diese regelmässig auftretenden Spitzenbelastungen für empfindliche Organismen sehr problematisch sind und für das Fehlen von verschiedenen Arten in der Allaine verantwortlich gemacht werden können. Gemäss der Studie sind neben dem Makrozoobenthos insbesondere auch empfindliche Jungfische von den negativen Auswirkungen der Entlastungen betroffen.

Stickstoffverbindungen

Gemäss Gewässerschutzverordnung muss die Wasserqualität so beschaffen sein, dass die Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen die Fortpflanzung und Entwicklung empfindlicher Organismen – wie beispielsweise Salmoniden – nicht beeinträchtigen [22]. Das BUWAL hat entsprechende Nitrit-Zielvorgaben in Salmonidengewässern im Bereich von 0,02–0,1 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ in Abhängigkeit der Chloridkonzentrationen formuliert [26]. Die Nitritkonzentration ist in vielen Mittellandgewässern immer noch hoch und erfüllt diese Zielvorgaben des BUWAL nicht.

Insbesondere unterhalb von ARA ist häufig eine Zunahme der Nitritkonzentration und dementsprechend eine Verschlechterung der Gewässerqualität erkennbar [25, 27–29]. Während die Nitritwerte von modernen ARA den vorgegebenen Richtwert für die Auslaufkonzentration (0,3 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$)

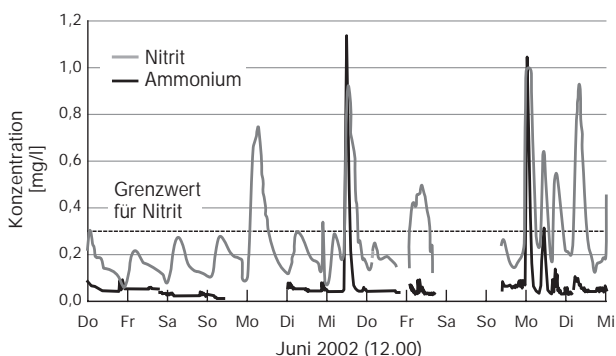


Abb. 5.4.2: Verlauf der Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen in einem gereinigten Abwasser an 13 Tagen im Juni 2002. Die Spitzenwerte entstehen durch hydraulische Belastungsstösse oder Schwankungen der Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur ARA. Die gestrichelte Linie entspricht dem geltenden Richtwert von 0,3 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ (Quelle: Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Messungen 2003).

bei Tagessammelproben nur noch selten überschreiten, zeigen Kurzzeitproben deutliche Schwankungen und mehrmals Spitzenwerte, die weit über dem Grenzwert liegen (Abbildung 5.4.2). Erfüllt werden die Zielvorgaben praktisch nur in unbelasteten Gewässeroberläufen und unmittelbar nach Seeausflüssen [27].

Nitrat ist in den Konzentrationen, die in Oberflächengewässern üblicherweise gemessen werden, auch für empfindliche Wasserorganismen nicht toxisch [30]. In der Gewässerschutzverordnung ist für Fliessgewässer, die der Trinkwassernutzung dienen, ein Grenzwert von 5,6 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ festgelegt.

Pestizide

Fischnetz hat im Jahr 2002 im Rahmen des Teilprojektes *Testgebiete* (00/16) Pestizide in den Testgewässern Venoge, Emme, Necker und Liechtensteiner Binnenkanal (LBK) bestimmt [31]. Um die Pestizidbelastung der Testgewässer abschätzen zu können, wurde im Vorfeld der Untersuchungen eine Charakterisierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen vorgenommen. Auf offenen Ackerflächen, Rebland und in Obstkulturen ist der Pestizideinsatz am grössten, wobei in den Testgebieten vor allem die Ackerflächen für die Pestizidbelastung von Bedeutung sind. Auf den von ihrer Fläche her ebenfalls wichtigen Dauergrünflächen werden viel geringere Mengen an Pestiziden ausgebracht.

Der Anteil offener Ackerfläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist in den Testgebieten sehr unterschiedlich: An Venoge und Emme liegen viele Äcker, während im Einzugsgebiet des Neckers dieser Anteil nur gering ist. Aufgrund dieser Daten kann erwartet werden, dass die Pestizidbelastung in der Venoge und der Emme deutlich höher als im Necker ist. Vom LBK fehlen diese Daten.

In der Tat wurden in den Flüssen Venoge und Emme hohe Pestizidkonzentrationen ermittelt, während im Necker und dem Liechtensteiner Binnenkanal nur sehr kleine Gehalte gemessen wurden. Zum Beispiel wurde vom Maisherbizid Atrazin in der Venoge ein Höchstwert von 0,76 $\mu\text{g/l}$ und in der Emme von 0,73 $\mu\text{g/l}$ ermittelt.

Um das Risiko einer Pestizideinwirkung auf die Fische und das aquatische Ökosystem abzuschätzen, wurden die verschiedenen PNEC («predicted no effect concentration») mit den höchsten gemessenen Konzentrationen (C_{max} , «worst case scenario») und den mittleren Konzentrationen (C_{med} , Median) verglichen. Die Abschätzungen berücksichtigen jedoch keine Effekte, die durch die Kombination verschiedener Pestizide auftreten können. Als zusätzliche Information wurden die Qualitätszielwerte (EQS-Werte) zur Beurteilung des Risikos für das aquatische Ökosystem herangezogen.

Für die meisten der untersuchten Pestizide konnte aufgrund der gemessenen Konzentrationen und der berechneten PNEC-Werte kein direktes Risiko für Fische festgestellt werden ($C_{\text{max}}/\text{PNEC}_{\text{Fische}} < 1$). Einziger für das Pestizid Tebutam

Pestizid	PNEC Fische (µg/l)	Qualitätsziel (EQS) (µg/l)	Kanton Zürich 1999–2001 (µg/l)	Kanton Aargau 2001 (µg/l)	Risikoschwelle überschritten	Qualitätsziel (EQS) erreicht
Atrazin	20	0,2	1,49	0,66	nein	nein
Desethylatrazin	*	*	0,3	0,17	*	*
Terbuthylazin	*	*	1,23	0,15	*	*
Metamitron	*	*	2,58	2,24	*	*
Isoproturon	10	0,3	8,44	10,0	nein (ZH), ja (AG)	nein
Diuron	3,3	0,006	1,12	–	nein	nein
Linuron	*	*	0,35	0,37	*	*
Ethofumesat	*	*	0,71	0,49	*	*
DEET	*	*	7,31	0,14	*	*
Diazinon	0,9	0,002	0,30	0,10	nein	nein
Propachlor	*	*	1,02	–	*	*
Metazachlor	*	*	0,32	0,11	*	*
Metolachlor	10	0,1	1,34	0,22	nein	nein

PNEC- und EQS-Werte stammen aus dem Pestizidbericht Testgebiete [31], * Keine PNEC- und EQS-Werte vorhanden

Tab. 5.4.4: Gemessene Pestizidhöchstkonzentrationen in den Fliessgewässern der Kantone Aargau und Zürich und Risikoabschätzung für Fische (Risikoschwelle) und Ökosysteme (Qualitätsziel).

liegt das Risiko, berechnet mit C_{max} , bei einer Stichprobe in der Venoge leicht erhöht bei 1,6.

Ein erhöhtes Risiko für das aquatische Ökosystem besteht in Venoge und Emme bei den folgenden Pestiziden (berechnet mit C_{max}): Atrazin, Diazinon, Diuron und Metolachlor. Mit den C_{med} -Konzentrationen berechnet, ergibt sich ein potenzielles Risiko für das aquatische Ökosystem bei Diuron (Venoge) und Diazinon (Venoge, Emme).

Ein saisonales Risiko von Atrazin und Metolachlor sowie teilweise auch von Isoproturon für das aquatische Ökosystem wurde auch in einer anderen Messkampagne ausgewiesen [32]. Diese Untersuchungen haben gezeigt, dass eine erhöhte Belastung mit Diazinon und Diuron häufig auftritt und dadurch ein erhöhtes Risiko für das aquatische Ökosystem besteht.

Auch in weiteren Fliessgewässern und ARA-Ausläufen führen die Kantone seit einigen Jahren Pestiziduntersuchungen durch. In voralpinen Gewässern wurden dabei kaum Wirkstoffe gefunden [33], während im Jura [25] und in Mittellandgewässern regelmässig Pestizide festgestellt wurden [17, 33–38]. Insbesondere während den Applikationsperioden von März bis Juni und bei Niederschlagsereignissen können erhöhte Konzentrationen in den Gewässern auftreten. Die Ergebnisse aus dem Jahr 2001 des Kantons Aargau [34] zeigen, dass von 76 routinemässig analysierten Wirkstoffen 33 nachgewiesen werden konnten. Ähnliche Ergebnisse werden von den Kantonen Zürich [35–37] und Waadt [17] gemeldet. Die Risikoabschätzung für Zürcher und Aargauer Fliessgewässer zeigt, dass einzelne Pestizide für das aquatische Ökosystem ein nicht unerhebliches Risiko darstellen (Tabelle 5.4.4). Für die gleichen Pestizide wurde auch in anderen Untersuchungen ein Risiko festgestellt [31, 32].

Aufgrund mangelnder PNEC- und EQS-Werte können nicht für alle gemessenen Wirkstoffe Risikoabschätzungen oder eine Beurteilung ihres Einflusses auf die Wasserqualität durchgeführt werden (Tabelle 5.4.4). Da es sich zudem um Stichprobenerhebungen handelt, sind höhere Konzentrationen durchaus möglich.

Beim Pestizideinsatz in der Landwirtschaft können bei der Zubereitung der Spritzbrühe, der Beseitigung der Verpackung, dem Entsorgen überschüssiger Spritzbrühe und dem Reinigen der Spritzgeräte Einträge in die Kanalisation stattfinden. Da Pestizide in ARA kaum abgebaut werden, sind ARA-Ausläufe eine entscheidende Quelle für die Pestizidbelastung der Oberflächengewässer [38–40].

Um den Verlauf der Konzentrationen in ARA-Ausläufen zu erfassen und Frachtaberschätzungen durchführen zu können, wurden sieben ARA im Kanton Bern von April bis Oktober 2002 mittels 14-täglicher Mischproben durchgehend untersucht. Tabelle 5.4.5 zeigt die entsprechenden Höchstkonzentrationen [39]. Wie in Gerecke et al. [38] dargestellt, können die relativ hohen Pestizidfrachten aus ARA nicht mit einzelnen kleinen Verlusten erklärt werden, sondern sprechen für eine unsachgemässe Entsorgung von überflüssiger Spritzbrühe in die Kanalisation.

Wirkstoff	Atrazin	Isoproturon	Metamitron	DEET	Ethofumesat	Metolachlor	Simazin
Höchstkonzentration [µg/l]	25	64	35	2	12	12	7

Tab. 5.4.5: Analyse von 14-täglichen Mischproben aus sieben ARA-Ausläufen im Kanton Bern (Zeitspanne von April bis Oktober 2002).

Da es sich bei den Messungen um 14-tägliche Mischproben handelt, ist davon auszugehen, dass die Konzentrationen zum Zeitpunkt des Ereignisses (beispielsweise der Entsorgung von Spritzbrühe) im ARA-Auslauf deutlich höher sind, als in Tabelle 5.4.5 angegeben. Vor allem wenn ARA in kleinere Vorfluter entwässern, können diese Pestizidstoffbelastungen ein Risiko für Fische und das aquatische Ökosystem bedeuten.

Bromierte Flammschutzmittel

Bromierte Flammschutzmittel, insbesondere die mehrfach bromierten Diphenyletherverbindungen, gehören zu den schwer abbaubaren Umweltverunreinigungen, die in den vergangenen Jahren intensiv untersucht worden sind. Es hat sich dabei gezeigt, dass sich einige dieser Stoffe in der Biosphäre anreichern. In der Schweiz sind Messungen an Fischen aus Seen und Fischzuchten durchgeführt worden [41].

Im Rahmen des Projektes Fischnetz wurden Forellen aus den vier Testgebieten auf die Anwesenheit von bromierten Flammschutzmitteln untersucht. Dabei wurden Filet, Leber und Galle sowie Unterschiede zwischen weiblichen und männlichen Fischen betrachtet [9]. Die Resultate ergaben unter anderem deshalb ein teilweise uneinheitliches Bild, weil das Alter der Fische nicht berücksichtigt wurde. Die Gehalte in den Leberproben waren höher als die entsprechenden Gallenwerte, wesentlich niedrigere Belastungen wurden im Filet gemessen. Die Fische aus Necker und Emme enthielten relativ niedrige Konzentrationen, die höchsten Gehalte fanden sich in Fischen aus der Venoge und aus dem Liechtensteiner Binnenkanal. Die Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen mit den Standorten der Probenahmen lässt den Schluss zu, dass die Belastungen vermutlich nicht über die Kläranlagenausläufe, sondern über diffuse Einträge (eventuell Klärschlammabschwemmungen) in die Gewässer gelangen.

Die gemessenen Werte liegen in der gleichen Grössenordnung wie die von Fischen aus anderen europäischen Gewässern [42]. Trotz vieler Studien zur Toxikologie der bromierten Flammschutzmittel ist es heute nicht möglich, die Langzeiteffekte in der Umwelt zuverlässig abzuschätzen. Dies liegt vor allem daran, dass die Akkumulation dieser persistenten Stoffe innerhalb der Nahrungspyramide zu wenig verstanden wird. Es wird davon ausgegangen, dass Fische durch die bromierten Flammschutzmittel in ihrer Gesundheit heute nicht beeinträchtigt sind. Die Europäische Union beurteilt jedoch das langfristige Risiko durch einige bromierte Flammschutzmittel für Organismen, die zuoberst auf der Nahrungskette stehen, als hoch [43, 44].

Steroidhormone und Substanzen mit estrogenen Wirkung

Mehrere Teilprojekte untersuchten die estrogenen Aktivität in ARA-Ausläufen (TP 99/15; 99/20 01/03; 02/02). Zusätzlich

wurden die natürlichen Steroidhormone Estron (E1), Estradiol (E2), Estriol (E3), das synthetische Ethinylestradiol (EE2), ein Wirkstoff von hormonellen Verhütungsmitteln, und die Industriechemikalien Nonylphenol (NP), Nonylphenolmono- (NP1EO) und -diethoxylat (NP2EO) bestimmt. Da für alle Substanzen die relative estrogenen Aktivität bekannt ist, kann die Totalaktivität aller Substanzen in einer Umweltprobe berechnet werden. Ein Vergleich mit der in denselben Proben mittels Hefetest bestimmten estrogenen Aktivität zeigte gute Übereinstimmung [1]. Dabei ist die Bedeutung von NP, NP1EO und NP2EO im Vergleich zu den Steroidhormonen aufgrund der schwächeren Hormonaktivität gering. Die höchsten in ARA-Ausläufen gemessenen Konzentrationen waren 51 ng/l E1, 10 ng/l E2, 18 ng/l E3 und 4 ng/l EE2, die mit dem Hefetest bestimmte maximale Hormonaktivität entsprach der Wirkung von 53 ng/l E2.

An drei schweizerischen und zwei französischen ARA wurden adulte männliche Regenbogenforellen exponiert und die Veränderung der Vitellogeninkonzentration im Blut bestimmt. In zwei Fällen nahm die Konzentration im ARA-Auslauf zu, während es bei den Fischen an der Referenzstelle im Fluss oberhalb der ARA-Einleitung zu keiner Zunahme kam. In drei weiteren Expositionsexperimenten wurde bei Fischen im ARA-Auslauf keine Vitellogenininduktion beobachtet, obwohl in den Wasserproben mittels Hefetest eine hohe hormonelle Aktivität bestimmt wurde.

Die Belastung der schweizerischen Gewässer mit Steroidhormonen, speziell E2 und EE2, ist bei angemessener Verdünnung des ARA-Auslaufs im Vorfluter gering (Abbildung 5.4.3), liegt aber im Bereich der niedrigsten Effektkonzentration.

Pharmazeutika

Arzneimittel sind in den späten 1990er Jahren als Spurenverunreinigungen in Abwässern und Gewässern analysiert worden [19–21, 45, 46].

Viele in der Humanmedizin eingesetzte Arzneimittel, wie zum Beispiel Antibiotika, gelangen über menschliche Ausscheidungen ins Abwasser. Durch unsachgemässe Entsorgung werden zusätzliche Anteile eingetragen. Es wird befürchtet, dass eine chronische Antibiotikaexposition zur Entstehung und Ausbreitung von Resistenzen bei Bakterien führen könnte. Um eine mögliche Gefährdung der Umwelt beziehungsweise die Umweltexposition dieser bioaktiven Verbindungen abzuschätzen, wurden an der EAWAG spezifische und quantitative Methoden für die Bestimmung von mehreren Antibiotikaklassen im Abwasser, in Flusswasser und in Gülle entwickelt. Bislang wurden Fluorochinolone, Makrolide, Sulfonamide und β -Lactame erfasst. Im Einzugsgebiet der Glatt im Kanton Zürich wurden Antibiotika im Abwasser aus verschiedenen ARA bestimmt. Die Tagesfrachten von Ciprofloxacin und Norfloxacin variierten im Zulauf der ARA zwischen 3,5 und 8,7 g/Tag und im Ablauf noch

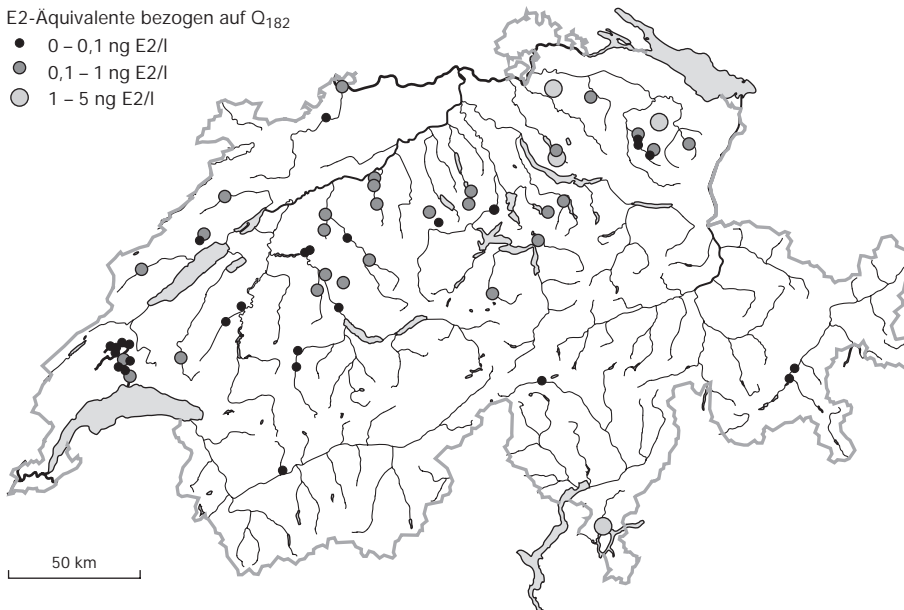


Abb. 5.4.3: Belastung der Vorfluter (Abflussmedian: Q_{182}) durch gereinigtes Abwasser am Beispiel der hormonellen Aktivität, ausgedrückt in E2-Äquivalenten. Die hormonelle Aktivität wird aufgrund der im Einzugsgebiet der ARA lebenden Einwohner berechnet. Die grössten Punkte (1–5 ng E2/l) zeigen an, wo bei männlichen Forellen eine Vitellogenin-Induktion erwartet wird.

zwischen 0,1 und 1,3 g/Tag. In der Glatt wurden Spurenkonzentrationen von 5–18 ng/l gemessen. Die Fracht des in der Schweiz wichtigen Antibiotikums Clarithromycin betrug 2001 bei Rümlang und bei Rheinsfelden 26 beziehungsweise 36 g/Tag. Diese Stofffrachten übertrafen die entsprechenden Werte von Ciprofloxacin und Norfloxacin (10 und 7,9 g/Tag). Die Konzentrationen von Antibiotika und Medikamenten sind in den Fliessgewässern mit Ausnahme des sehr potenten Ethinylestradiols (aus hormonellen Verhütungsmitteln) zu gering, um in Fischen Effekte auszulösen.

Räumliche Verteilung

Immissionsdatenbank und Modellabschätzungen

Die Datenlage zu Stoffen in der Umwelt ist in der Schweiz mit Ausnahme der seit 1974 erhobenen Daten der NADUF (Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer) [47] und einigen längeren Messreihen zu Pestiziden und Alkylphenolen eher schlecht (Immissionsdatenbank TP 01/14). Hinzu kommt, dass chemische Analysen in Fliessgewässern lokale Momentaufnahmen darstellen. Es ist jedoch für Risikoanalysen möglich, durch Modellrechnung die Belastung in einem ganzen Einzugsgebiet zu berechnen und dabei vorhandene Messdaten zur Überprüfung des Modells heranzuziehen. Bei der Modellierung muss zwischen Punktquellen und diffusem Eintrag in die Fliessgewässer unterschieden werden.

ARA-Ausläufe sind die in Bezug auf Fische besonders relevanten *Punktquellen*. Anhand der Anzahl der Einwohner im Einzugsgebiet und der stoffspezifischen Elimination kann die Konzentration von Stoffen im ARA-Auslauf geschätzt werden. So wurden beispielsweise die Konzentrationen von natürlichen und synthetischen Steroidhormonen im ARA-Auslauf mit guter Genauigkeit berechnet [48, 49]. Analog

können Aussagen über Pharmaka, Haushaltsprodukte, Biozide oder die Nitratbelastung [50] gemacht werden.

Eine Anwendung der Immissionsdatenbank von Fischnetz war die Modellierung der estrogenen Belastung in den vier Testgebieten. Alle benötigten Daten (Abflussmessungen, technische Angaben zu den ARA, Einleitung in die Vorfluter, Anzahl der angeschlossenen Einwohner, Messdaten über estrogene Verbindungen) wurden zusammengestellt und in der Immissionsdatenbank gespeichert. Die Auswertung ist im Bericht von Strehler und Scheurer [6] beschrieben.

Der Verlauf der Belastung im Vorfluter hängt vom Sorptionsverhalten, von der chemischen Stabilität sowie vom photo- und biochemischen Abbau ab. Modelle für die Elimination von Estradiol und Ethinylestradiol in Fliessgewässern existieren bereits [51, 52]. So wird für EE2 zum Beispiel eine Halbwertszeit von 6,3 Tagen angenommen, was bei einer Fliessgeschwindigkeit von 1 m/s eine Abbaurrate von $1,3 \cdot 10^{-3}/\text{km}$ ergibt.

Um die Belastung an einer bestimmten Stelle im Einzugsgebiet eines Fliessgewässers bestimmen zu können, muss dort der mittlere Abfluss abgeschätzt werden. Wie Strehler und Scheurer [6] zeigten, korreliert der Abfluss mit der Gesamtlänge der Fliessstrecken oberhalb einer bestimmten Stelle im Gewässer. Die Konzentration an der interessierenden Stelle ergibt sich dann aus der Konzentration beim Punkt der Einleitung abzüglich der Abbaurrate ($1,3 \cdot 10^{-3}/\text{km}$ für EE2; siehe oben) im Fliessverlauf des Gewässers. Abbildung 5.4.4 zeigt den Verlauf der estrogenen Aktivität entlang der Emme, basierend auf dem Abflussmedian (Q_{182} ; grau) und Niedrigwasser (Q_{347} ; schwarz).

Bei Kilometer 41 entlastet die ARA Langnau mit 11 000 Personen im Einzugsgebiet, gefolgt von den ARA Mittleres Emmental, Burgdorf-Fraubrunnen und Moossee-Urtenen-

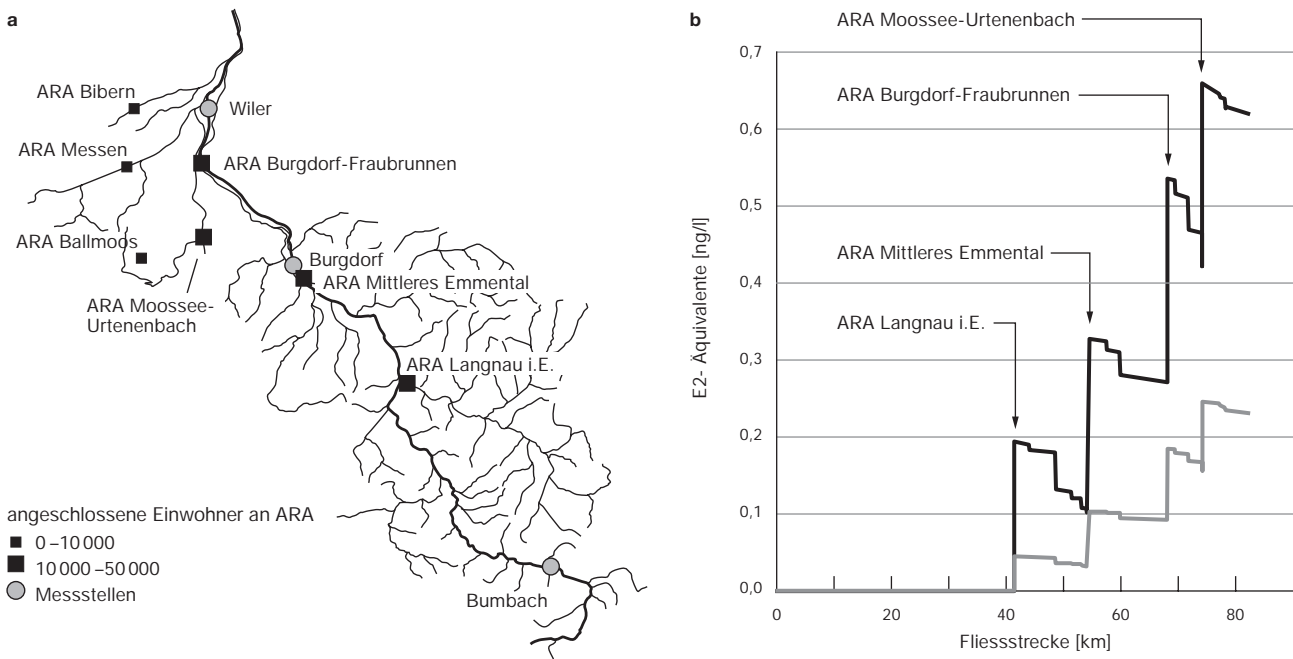


Abb. 5.4.4: a) Einzugsgebiet der Emme mit eingezeichneten ARA (Quadrate) und Abflussmessstellen (Kreise).
b) Berechnete Hormonaktivität entlang der Fließstrecke der Emme mit Q_{182} (grau, beziehungsweise Q_{347} (schwarz).

bach. Es wird ersichtlich, dass die erwartete estrogene Aktivität bei der Mündung in die Aare 0,2 ng/l erreicht (bei Q_{182} , Mittelabfluss), also um den Faktor 5 unter der tiefsten Effektkonzentration von E2 liegt (1 ng/l). Bei Niedrigwasser (Q_{347}) liegt die estrogene Aktivität allerdings fast drei Mal höher und somit im Bereich der Effektkonzentration. Die aus der Abbildung 5.4.4 ersichtliche kontinuierliche Zunahme der estrogenen Aktivität entlang der Emme nimmt erst bei der Einmündung in die Aare durch Verdünnung stark ab (ein See hätte einen noch stärkeren Verdünnungseffekt).

Die *diffusen Einträge* lassen sich im Modell mit mehr Aufwand abschätzen. Dazu muss das Einzugsgebiet mittels Areal- und Agrarstatistik, sowie GIS (Hanglage etc.) charakterisiert werden. In einem bestimmten Einzugsgebiet kann aufgrund dieser Informationen das Belastungspotenzial abgeschätzt werden [53]. In der Schweiz sind sowohl die Arealstatistik als auch die Statistik der landwirtschaftlichen Nutzung (Ackerkulturen und Tierbestand) erhältlich.

Zeitliche Entwicklung

Verbrauchsdatenerfassung am Beispiel der Pestizide

Im Jahr 2001 wurden über 1500 Tonnen Pestizide in der Landwirtschaft eingesetzt, davon circa 700 Tonnen Fungizide, 650 Tonnen Herbizide und 180 Tonnen Insektizide. Bei einer landwirtschaftlichen Nutzfläche von 15 800 Quadratkilometern (38,3% der Gesamtfläche der Schweiz) und einer mittleren Jahresniederschlagsmenge von 1000 mm ergibt sich für das Gebiet der landwirtschaftlichen Fläche ein mittlerer Eintrag von annähernd 100 μg agrarchemischer Wirkstoffe pro Liter Niederschlag.

Die Menge eingesetzter Pestizide ist zwischen den Jahren 1988 und 2000 um beinahe 40% zurückgegangen. Insbesondere bei Insektiziden und Herbiziden wird eine starke Abnahme des Verbrauchs verzeichnet. Allerdings lässt sich aus dieser Reduktion noch keine eindeutige Abnahme des Umweltrisikos ableiten, da auch Toxizität und Schädlichkeit der Wirkstoffe eine wichtige Rolle spielen [54]. Beispielsweise weist die relativ junge Substanzklasse der Pyrethroide eine um mehr als das Zehnfache stärkere Wirkung auf, als die früher verwendeten Insektizidklassen [55].

Dauerüberwachung

Die *Phosphorkreisläufe* wurden von der Mitte des 20. Jahrhunderts an stark angekurbelt. Dies führte zu teilweise massiv erhöhten Konzentrationen in den Gewässern. Die Folge waren unerwünschtes Wachstum von Algen und Sauerstoffmangel im Tiefenwasser der Seen. Zur Verminderung der Phosphorbelastung wurden in den vergangenen Jahrzehnten grosse Anstrengungen unternommen. So haben die Konzentrationen in den Gewässern vor allem dank dem Bau und der laufenden Verbesserung der Reinigungsleistung der ARA und dem Phosphatverbot für Textilwaschmittel im Jahr 1986 stark abgenommen. Aber auch Massnahmen in der Landwirtschaft haben zu einer Verringerung beigetragen: Die Phosphateinträge in den Boden durch Gülle und Handelsdünger sanken in der Schweiz von rund 114 kg Phosphat pro Hektar im Jahr 1981 auf weniger als 70 kg im Jahr 2000 [54]. Dies hat zu deutlich verminderten Phosphorverlusten aus landwirtschaftlichen Flächen geführt. Im Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen sind im Zeitraum von 1985–2001 die an-

thropogenen diffusen Phosphorverluste (Landwirtschaft) in die Gewässer um 47% gesunken [56]. Die heutige Phosphatbelastung der Gewässer stammt zum überwiegenden Teil aus der Siedlungsentswässerung.

In den grossen Flüssen beträgt die Abnahme der Phosphorkonzentrationen seit NADUF-Messbeginn Mitte der 1970er Jahre 3–8% pro Jahr [50]. Dementsprechend sind die Phosphorkonzentrationen in den grossen Flüssen heute klein und erfüllen weitgehend die Zielvorgaben des BUWAL [26]. Im Gegensatz dazu sind die Konzentrationen in vielen kleinen Fließgewässern weiterhin deutlich erhöht und erfüllen die Zielvorgaben nicht [27]. In den Seen ist der Phosphorgehalt wie in den grossen Fließgewässern stark abnehmend.

Die *Stickstoffbelastung* der Schweizer Gewässer hat bis Ende der 1980er Jahre allgemein deutlich zugenommen (Abbildung 5.4.5). In den 1990er Jahren stagnierten die Konzentrationen und nahmen teilweise wieder in unterschiedlichem Mass ab [27, 50, 57]. In kleinen Fließgewässern und Kleinseen werden die Anforderungen der Gewässerschutzverordnung (<5,6 mg/l NO₃-N) heute teilweise nicht erfüllt. In den grossen Fließgewässern sind die Nitratkonzentrationen durchwegs niedriger (beispielsweise Rhein bei Basel circa 1,4 mg/l NO₃-N). Die Zunahme der Stickstoffbelastung kann auf das Bevölkerungswachstum sowie auf eine Intensivierung der Landwirtschaft zurückgeführt werden. Über die Hälfte der Stickstoffbelastung im Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen stammt aus der Landwirtschaft [58].

Die seit den 1990er Jahren beobachtete Stabilisierung beziehungsweise Abnahme der Stickstoffbelastung könnte verschiedene Gründe haben: Ökologisierung der Landwirtschaft, Rückgang der Stickstoffdepositionen aus der Luft sowie Denitrifikation in den ARA. Die Stickstoffeinträge in den Boden durch Gülle und Handelsdünger sind gesamtschweizerisch seit Beginn der 1980er Jahre von 220 kg Stickstoff pro Hektar auf 180 kg gesunken [54]. Die natürliche Stickstoffhintergrundlast beträgt im Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen nur rund 14%, 55% stammen aus diffusen Quellen (hauptsächlich Landwirtschaft) und 31% aus ARA und Industrie [58]. Die natürlichen Kreisläufe sind dementsprechend durch anthropogene Aktivitäten rund siebenfach erhöht.

Zur Verminderung der *Schwermetalleinträge* in Gewässer werden seit einigen Jahrzehnten grosse Anstrengungen unternommen. So haben sich im Zuge des Baus und der laufenden Verbesserung der Reinigungsleistung der ARA sowie insbesondere durch Sanierungen in Industrie- und Gewerbebetrieben die Schwermetalleinträge in die aquatische Umwelt deutlich vermindert. Schwermetalle sind nicht abbaubar und reichern sich in der ARA vorwiegend im Klärschlamm an. Nur ein kleiner Anteil der Schwermetalle gelangt in die Gewässer. Die zeitliche Entwicklung der Schwermetalle im Klärschlamm vermittelt daher einen guten Eindruck von

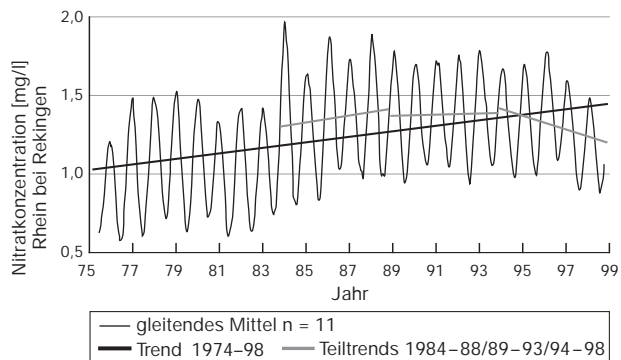


Abb. 5.4.5: Nitratkonzentration im Rhein bei Rekingen [50]. Die Stickstoffbelastung hat insgesamt von 1974 an zugenommen. In den 1990er Jahren stagnierten die Konzentrationen jedoch und nahmen teilweise auch wieder ab.

der Wirksamkeit dieser Reduktionsmassnahmen. Insgesamt ist die Summe der Schwermetallfrachten im Klärschlamm seit Beginn der 1980er Jahre in der gesamten Schweiz um rund 50% gesunken. 1999 wurden noch circa 320 Tonnen Schwermetalle in den Klärschlamm verfrachtet. Bei Kupfer ist die abnehmende Tendenz relativ gering: Die Fracht fiel von 79 Tonnen im Jahr 1984 auf 69,8 Tonnen im Jahr 1999 [59]. Dies ist möglicherweise auf den flächendeckenden Einsatz von Kupfer (Dachentwässerung, Wasserleitungen) und auf natürliche Vorkommen zurückzuführen.

Der allgemeine Trend zu sinkenden Schwermetalleinträgen zeigt sich auch in den Schwermetallkonzentrationen der Gewässer. Im Rahmen des Projektes NADUF werden in grossen Flüssen seit den 1970er Jahren kontinuierlich und lückenlos die Schwermetalle Zink, Kupfer, Kadmium, Blei, Chrom, Nickel und Quecksilber analysiert [47, 50, 60]. Bei der Mehrzahl der Messstationen sanken die gemessenen Schwermetallkonzentrationen und -frachten seit dem Messbeginn im Jahr 1974 sehr deutlich und signifikant um bis zu 7% pro Jahr. Im Gegensatz zur relativ geringen Abnahme der Kupferfracht im Klärschlamm (siehe oben) konnte im Rhein bei Basel eine Reduktion der jährlichen Kupferfracht von durchschnittlich 4,6% innerhalb von 19 Jahren beobachtet werden. Dies bedeutet eine massive Frachtverringerung um insgesamt 87% gegenüber dem Anfangswert [50].

Allgemein erfüllen die gemessenen Schwermetallkonzentrationen die in der Gewässerschutzverordnung festgelegten Anforderungen. Diese Ergebnisse werden auch durch eine Untersuchung der Solothurner Gewässer bestätigt, in denen nur vereinzelte Überschreitungen bei Kupfer und Zink festgestellt wurden [28].

Sedimente

Sedimente enthalten Umweltchemikalien, die sich gebunden an einzelne Partikel abgelagert haben und die daher noch Jahrzehnte später als Archive für die Bestimmung vergangener Umweltverunreinigungen analysiert werden können.

Neben den Schwermetallen können vor allem lipophile, persistente organische Verunreinigungen in Sedimentproben nachgewiesen und der Zeitpunkt ihrer Ablagerung bestimmt werden. Auf diese Weise ist auch eine Erfolgsbeurteilung verschiedener Reduktionsmassnahmen möglich – wie zum Beispiel eine angepasste Produktzusammensetzung oder eine verbesserte Leistung der ARA.

Fallbeispiele mit Risikoabschätzung

Industriechemikalien

Vor In-Kraft-Treten der Schweizerischen Verordnung für umweltgefährdende Stoffe (Stoff-Verordnung) im Jahre 1986 wurden in der Schweiz circa 5000 Jahrestonnen nichtionische *Tenside des Nonylphenolpolyethoxylat-Typs* eingesetzt. Diese wasch- und reinigungsaktiven Substanzen werden in der Abwasserreinigung biologisch abgebaut, wobei schlecht abbaubare und giftige Metaboliten entstehen (Nonylphenol, Nonylphenolmono- und -diethoxylate). Insbesondere Nonylphenol wird wegen seiner relativ hohen aquatischen Toxizität und estrogenen Aktivität als kritische Umweltverunreinigung betrachtet. Die EU-Risikobeurteilung für Nonylphenol ergab für Gewässer einen PNEC-Wert von 0,33 µg/l.

Die EAWAG hat die Abwasser-, Klärschlamm- und Gewässerbelastung in der Schweiz bereits in den frühen 1980er Jahren ausführlich untersucht. Insbesondere in den durch Abwasser stark belasteten Flüssen, beispielsweise die Glatt (ZH), wurden bis zu hundertfach über dem PNEC liegende Konzentrationen gemessen. Nach den verschiedenen Massnahmen zur Reduktion des Einsatzes von Nonylphenolpolyethoxylat-Tensiden werden in der Schweiz heute pro Jahr noch circa 500 Tonnen dieser Tenside hauptsächlich in Industriereinigern eingesetzt. Die gegenwärtig in schweizerischen Flüssen gemessenen Nonylphenolkonzentrationen sind an den meisten Messstellen geringer als 0,33 µg/l (Abbildung 5.4.6). Zwischen 1997 und 2001 wurde der PNEC bloss in 18 von 220 Proben überschritten, während dies in den Messkampagnen der 1980er Jahre in 164 von 220 Proben der Fall war. Der schwerer abbaubare Säure-Metabolit (Nonylphenoxyessigsäure) tritt in höheren Konzentrationen auf. Seine aquatische Toxizität und seine Hormonwirkung sind jedoch deutlich niedriger.

Zu Beginn der 1990er Jahre war in dem obernärgauischen Fluss Langeten (BE) unterhalb der ARA Huttwil ein massiver Einbruch der Fischpopulationen beobachtet worden. Wie Elektroabfischungen im Jahr 1991 zeigten, war die Langeten unterhalb der ARA praktisch fischfrei. Der Grund dieses Einbruchs konnte erst nach intensiven Nachforschungen im Einzugsgebiet der ARA Huttwil herausgefunden werden. Es zeigte sich, dass in einem Textilbetrieb von 1989 an ein permethrinhaltiges Produkt verwendet wurde. *Permethrin* ist ein synthetisches Pyrethroid-Insektizid mit einer extrem hohen Giftigkeit gegenüber Arthropoden und Fischen. Die akuten Toxizitäten liegen bei 0,17 µg/l für den Bachflohkrebs, bei

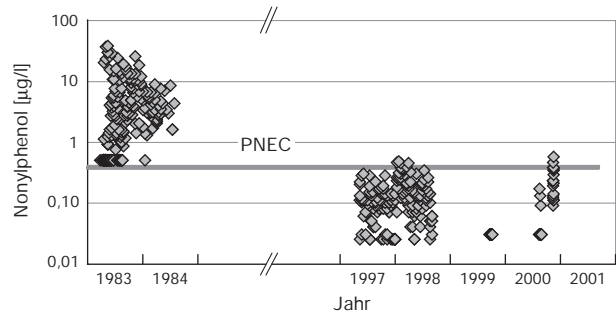


Abb. 5.4.6: Entwicklung der Nonylphenolkonzentration in Schweizer Gewässern. Die horizontale Linie entspricht dem PNEC von 0,33 µg/l.

0,62 µg/l für die Larven von Regenbogenforellen und bei 6,4 µg/l für juvenile Regenbogenforellen [61, 62]. Da Permethrin in der ARA nicht vollständig abgebaut wird und zudem sehr lipophil ist, reichert es sich im Klärschlamm an. Die Permethrin-Konzentrationen im Klärschlamm der ARA Huttwil lagen 1992/93 bei 20–60 mg/kg Trockensubstanz. Im ARA-Auslauf wurden noch 1–2 µg/l Permethrin gemessen [63].

In Klärschlämmen anderer ARA wurden zu diesem Zeitpunkt nur circa 0,5 bis maximal 1 mg/kg Permethrin gemessen [64]. Diese Vergleichskonzentrationen wurden als Zielwert für die Verminderung der Permethrinemission im Textilbetrieb herangezogen. Die Prüfung und Umsetzung verschiedener betrieblicher Massnahmen erwies sich aber als langwierig. Von 1994 bis zum Anfang des Jahres 1997 konnte Permethrin im Klärschlamm der ARA Huttwil zunächst auf circa 2–10 mg/kg gesenkt werden. Erst von 1998 an lag dann der Permethringehalt schliesslich dauerhaft unter dem festgelegten Zielwert. Der Erfolg dieser Massnahmen war auch im Fluss messbar: Wie Sedimentuntersuchungen zeigten, konnte Permethrin ab 1998 auch im Flusssediment der Langeten nicht mehr nachgewiesen werden (< 25 µg/kg).

In der Folge hat sich der Fischbestand unterhalb der ARA Huttwil erholen können. Dies zeigen Elektroabfischungen, die seit 2001 jährlich durchgeführt werden. Die Anzahl der Bachforellen lag in dieser Periode in der 100 m langen Kontrollstrecke konstant bei ungefähr 80–90 Fischen [65].

Stoffe aus Haushalts- und Körperpflegeprodukten

Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und die kürzlich an der EAWAG als Problemstoffe untersuchten *Benzotriazole* gehören zu den schlecht abbaubaren und hydrophilen Abwasserinhaltsstoffen, die in Restkonzentrationen von mehreren µg/l in den Gewässern auftreten. Die Risikobeurteilungen für diese beiden Komplexbildner sagen jedoch keine Schädigung voraus.

5.4.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Eine statistische Korrelation zwischen chemischer Belastung und Fangrückgang besteht nicht. Die sehr kleine Datenbasis

(mit Ausnahme der NADUF-Daten) zur chemischen Belastung verhindert eine derartige Auswertung. Es sind sowohl Beispiele von stark belasteten Gewässern bekannt, die vom Forellenfangrückgang nicht betroffen sind, als auch solche von eher wenig belasteten Gewässern mit einem starken Rückgang.

5.4.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

In den vergangenen Jahrzehnten sind die Einträge von Agrar- und Industriechemikalien in die Umwelt durch Massnahmen an der Quelle zurückgegangen. Erkannte Problemstoffe wurden teilweise durch umweltverträglichere Stoffe ersetzt, und die Abbauleistung der Kläranlagen wurde verbessert. Diesen Verbesserungen in Landwirtschaft, Gewerbe und Industrie stehen zunehmende Belastungen durch den immer noch ansteigenden Verbrauch von chemischen Produkten im häuslichen Bereich entgegen. Der Eintrag in die Gewässer ist von der Menge her seit den 1970er Jahren zurückgegangen [47, 66]. Viele Gewässer sind jedoch vor allem im Bereich von Einleitungen bei geringer Verdünnung noch weit vom ökologisch erforderlichen Zustand entfernt. Zudem stellen diffus eingetragene Pestizide insbesondere in Ackerbaugebieten weiterhin ein Risiko für aquatische Organismen dar.

Lokale Einträge

Es ist unbestritten, dass Unfälle mit einer stossweisen Einleitung von Chemikalien den Fischbestand schädigen können. Solche Unfälle sind immer noch zahlreich, obwohl deren Anzahl in den vergangenen Jahren rückläufig war [24].

Untersuchungen von Fischnetz und anderen haben gezeigt, dass bei starken Regenfällen in ARA-Ausläufen hohe akute Konzentrationen von toxischen Stickstoffverbindungen wie Nitrit und Ammonium auftreten können. Des Weiteren können während der Applikationsperiode in den ARA-Ausläufen hohe Pestizidkonzentrationen auftreten. Dies zeigt, dass die entsprechenden Risikoreduktionsmassnahmen nicht immer erfolgreich sind.

Die Überlebensrate von Fischeiern unterhalb von ARA ist tendenziell schlechter als oberhalb. Die im Bereich einiger ARA festgestellten Hormoneffekte (Vitellogenin-Induktion in männlichen Forellen) sind hauptsächlich auf die Belastung durch das natürliche Hormon Estrogen und synthetische Hormonanalogue (Ethinylestradiol, EE2) zurückzuführen. Obwohl die Bedeutung dieser Effekte auf die Fischpopulation noch nicht geklärt ist, wird vermutet, dass solche Effekte auf lokaler Ebene für Populationen durchaus relevant sind.

Diffuse Einträge

Nach Regenereignissen werden in den Gewässern typischerweise erhöhte Konzentrationen von Pestiziden und persistenten Chemikalien gemessen. Diese stammen einerseits von Abschwemmungen kurz zuvor ausgetragener Pflanzenbehandlungsmittel und Gülle, andererseits von Einträgen

persistenter, ans Sediment gebundener Chemikalien, die durch die Einschwemmungen teilweise nach Jahrzehnten wieder freigesetzt werden. Hinzu kommen chemisch schlecht charakterisierte Stoffe aus Dach- und Strassenabwässern.

Beurteilung

Fischnetz betrachtet die insbesondere nach starken Regenereignissen akuten Spitzenbelastungen durch Nitrit und Ammonium sowie die saisonal hohen Belastungen durch Pestizide als problematisch für das Ökosystem. Für genauere Aussagen fehlen die Daten zur Toxikologie der überlagernden Wirkung mehrerer Substanzen sowie detaillierte Feldbeobachtungen. Aufgrund der schlechten Datenlage zur chemischen Belastung der Fliessgewässer in der Schweiz und zu den Langzeiteffekten der Stoffe können weitere wichtige Stoffgruppen nicht umfassend beurteilt werden.

Natürliche und synthetische Steroide, eventuell im Zusammenwirken mit bestimmten Industriechemikalien, induzieren unterhalb von ARA bei geringer Verdünnung in einzelnen Fischen Hormoneffekte. Die Bedeutung dieser Effekte auf die Gesundheit und Reproduktion der Fischpopulation ist nicht bekannt.

Die schlechte Wasserqualität insbesondere unterhalb einzelner ARA beeinflusst in den betroffenen Gewässerabschnitten das Ökosystem durch Effekte auf Benthosorganismen und auf Fische. Bezüglich der Fische deuten die vorliegenden Studien auf einen schädigenden Einfluss auf die Eientwicklung, die Überlebensrate der Brut und die Gesundheit von juvenilen Tieren hin.

5.4.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Fischnetz betrachtet Massnahmen zur Reduktion von Spitzenbelastungen mit Nitrit, Ammonium, Pestiziden und anderen Schadstoffen, die Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit von freigesetzten Chemikalien sowie die Einführung und Umsetzung von Qualitätszielen als notwendig, um eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen. Die Konzentration hormonaktiver Substanzen muss deutlich unter die Wirkschwelle gesenkt werden.

Massnahmen zur Reduktion der Belastung

Ist die Verdünnung von gereinigtem Abwasser bei der Einleitung in ein Fliessgewässer klein oder die Abbauleistung ungenügend, kommt es im Pannenfall oder bei Regenentlastung meist zu hohen *Ammonium-* und *Nitritkonzentrationen*. Fischnetz empfiehlt den Betreibern von betroffenen ARA, entsprechende Massnahmen zu ergreifen, um gefährliche Spitzenkonzentrationen zu vermeiden.

In landwirtschaftlich genutzten Gebieten können durch Abschwemmung oder über Drainagen beträchtliche Pesti-

zidmengen und andere Schadstoffe in die Gewässer gelangen. Fischnetz empfiehlt als Massnahmen zur Verringerung des Eintrags dieser Stoffe das Anlegen von breiten Uferlandstreifen sowie die Überprüfung und gegebenenfalls Optimierung von Drainagesystemen.

Ein besonders Erfolg versprechender Ansatz, um die Belastung von Fliessgewässern durch Pestizide zu verringern, ist die weitere Verbreitung der ökologischen Landwirtschaft. Werden Pestizide eingesetzt, so sind ein optimierter Einsatz und die fachgerechte Entsorgung von Rückständen durch die Anwender ein kostengünstiger und effektiver Weg, um unnötige Belastungen zu vermeiden.

Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit

Das Alter des Belebtschlammes einer ARA hat einen erheblichen Einfluss auf den Abbau verschiedener organischer Mikroverunreinigungen. So werden natürliche und synthetische Estrogene sowie gewisse Medikamente besser abgebaut, wenn das Schlammalter hoch ist. Der vielerorts geplante oder bereits laufende Ausbau von mittleren und grösseren Anlagen zur Nitrifikation/Denitrifikation mit einem totalen Schlammalter von 10–15 Tagen ist daher auch im Hinblick auf eine Verringerung von Schadstoffen sinnvoll. Da jedoch auch die beste ARA keine persistenten Substanzen abbauen kann, sind Hersteller, zulassende Behörden und Anwender gefordert, den Anteil solcher Substanzen am gesamten Chemikalieneintrag deutlich zu senken oder durch abbaubare Stoffe zu ersetzen. Dadurch kann eine signifikante Verringerung der Gesamtbelastung der Umwelt durch Chemikalien erreicht werden.

Einführung und Umsetzung von Qualitätszielen

Im Hinblick auf die weitere Verbesserung der Wasserqualität unterstützt Fischnetz die Ziele für die Wasserqualität im Leitbild des Bundes für Fliessgewässer [67].

Im Falle von erkannten Problemstoffen reicht das national vorhandene gesetzliche Instrumentarium aus, um eine effiziente Umsetzung des Gewässerschutzgesetzes zu ermöglichen. Als Ergänzung zu den bisherigen Grenzwerten sollten jedoch prioritär Qualitätsziele beziehungsweise Umweltqualitätsstandards (EQS) für umweltrelevante Stoffe festgelegt werden. Diese geben eine Richtung vor, wie Gewässer insgesamt einen guten chemischen Zustand erreichen können.

Die Regulierung von Chemikalien wird vor allem über internationale Organisationen (OECD, UNEP, EU) zwischenstaatlich koordiniert. Fischnetz empfiehlt, das heutige Chemikalienmanagement für Problemstoffe mindestens im bisherigen Rahmen weiterzuführen und eine internationale Zusammenarbeit sicherzustellen.

Falls deutliche Hinweise vorliegen, dass ein Stoff eine nachteilige Wirkung auf die Umwelt ausübt und der Verdacht nicht innerhalb einer sinnvollen Frist geklärt werden kann,

sind Massnahmen zur Risikominderung zu ergreifen, auch wenn das Risiko nicht zweifelsfrei nachgewiesen ist.

Forschungsbedarf

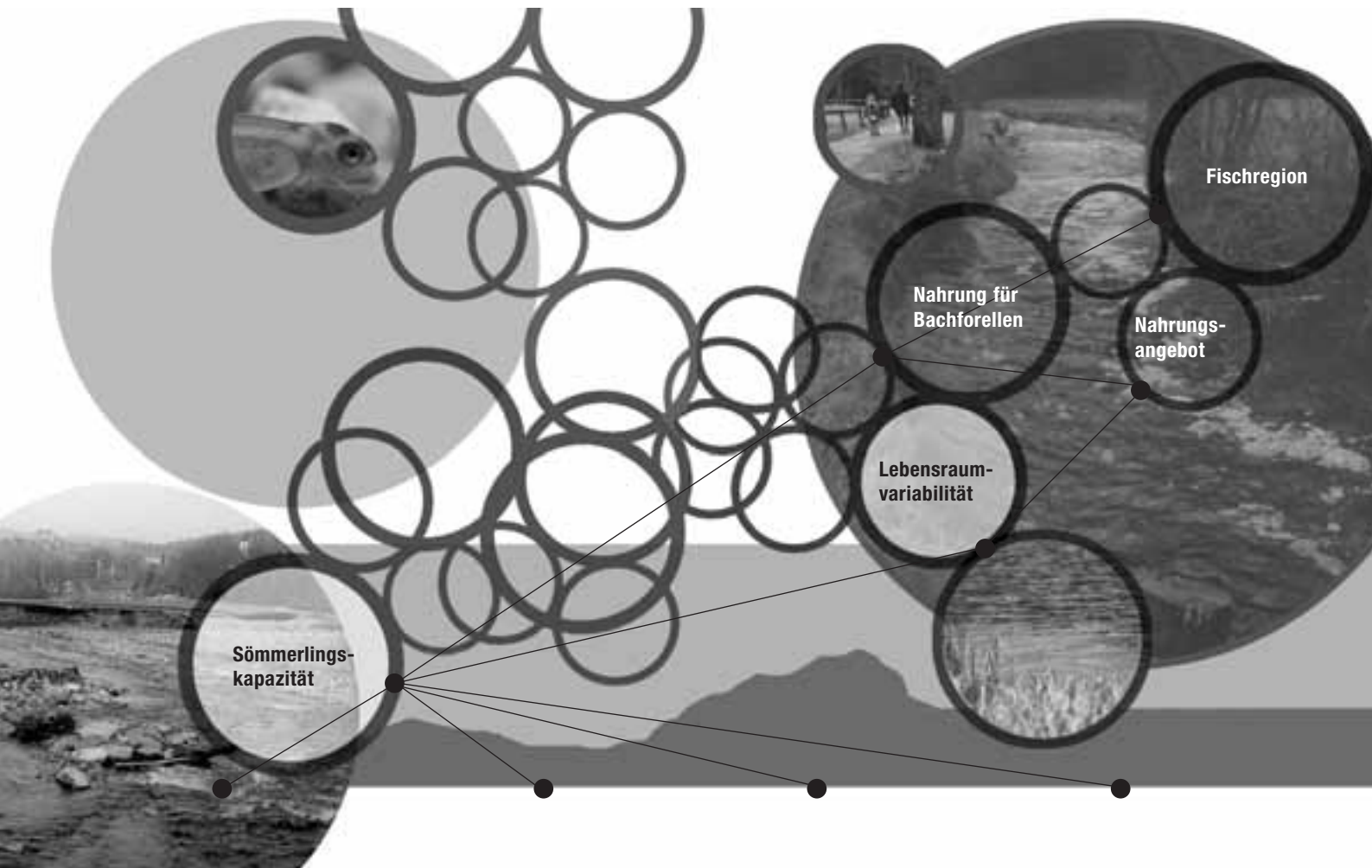
Die untersuchten biologischen Endpunkte beschreiben Effekte auf der Ebene der Organismen (beispielsweise VTG-Induktion, reduzierte Fertilität, Intersex, verzögerter Zeitpunkt der Augenbildung bei Eiern). Die Verknüpfung zu einer Beeinträchtigung der Populationsgrösse fehlt weitgehend. Die Bedeutung von Mischungseffekten wird zur Zeit in internationalen Forschungsprojekten wie dem EU-Projekt EDEN untersucht (<http://www.edenresearch.info/>). Es bestehen grosse Wissenslücken über die Bedeutung der in wasserlebenden Organismen gefundenen internen Konzentrationen von Umweltchemikalien.

5.4.6 Literaturnachweis

- [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 Bachforelleneier*. 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 α -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 α -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
- [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] Vonnarburg 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, Säggerer 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-Informationbulletin, 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 β -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 Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer ungenügenden morphologischen Qualität der Gewässer

Zusammenfassung

Die Schweizer Fliessgewässer weisen vielfach unzureichende morphologische Verhältnisse auf. Massive anthropogene Eingriffe in Form von Flussbegradigungen, Uferverbauungen, Wasserausleitungen oder die Entfernung von Ufergehölzen wurden bereits vor vielen Jahrzehnten durchgeführt. Der Lebensraum der aquatischen Fauna wird durch derartige Eingriffe auf problematische Weise fragmentiert und monotonisiert. Die schweizerischen Fliessgewässer werden ausserdem durch künstliche Abstürze und weitere Querbauwerke massiv beeinträchtigt. Hydrologische Gewässereingriffe wie Restwasser und Schwall-Sunk-Betrieb tragen ebenfalls zu einer gravierenden Degradierung des Gewässerlebensraumes bei. Diese Hypothese kann die Fangrückgänge der vergangenen Jahre nicht umfassend erklären, denn die entscheidenden Gewässereingriffe geschahen in einem länger

zurückliegenden Zeitraum. In Betracht zu ziehen sind allerdings Auswirkungen, die mit zeitlichen Verzögerungen eintreten. Bei den kleinen Gewässern und den abgekoppelten Seitengewässern spielt diese Hypothese eine zentrale Rolle und passt zeitlich (1970–2000) zu der Periode des beobachteten Fangrückganges. In Gewässersystemen mit Geschiebedefiziten schreitet eine Abkoppelung der Seitenbäche weiter voran.

5.5.1 Einleitung und Fragestellung

Durch den Bau von Siedlungen und die Intensivierung der Landwirtschaft wurde vor allem den grösseren Gewässern in den Talebenen immer mehr Raum genommen. Damit erhöhte sich auch das Bedürfnis nach Hochwasserschutz – die Gewässer wurden weiter eingengt, die Ufer und Sohlen stabilisiert. Auch die kleineren Flüsse und Bäche wurden zunehmend verbaut. Viele Fliessgewässer sind heute nicht mehr miteinander vernetzt [1]. Beeinträchtigt werden das natürliche Längskontinuum (beispielsweise durch Barrieren im Längsverlauf oder durch Wasserentnahmen), seitliche Ausuferungsmöglichkeiten (durch Uferverbauungen) sowie

Abb. 5.5.1: Zusammenwirken der für den Lebensraum wichtigen Faktoren. Die Lebensraumvariabilität (oder morphologische Qualität) beeinflusst die Sömmerlingskapazität und das Nahrungsangebot für Fische in einem Fliessgewässer.

die vertikale Verbindung zum Grundwasser (durch Sohlenabpflasterungen). Als Folge sind dynamische Prozesse im Gewässer nur noch eingeschränkt möglich.

Natürliche Fliessgewässer zeichnen sich durch eine grosse Vielfalt an verschiedenen Lebensräumen aus. Tier- und Pflanzenarten mit ganz unterschiedlichen Anforderungen an ihre Umwelt finden hier geeignete Habitate vor. Anthropogen beeinträchtigte Gewässer hingegen sind heute meist durch monotone Verhältnisse geprägt.

Datenerhebungen zum ökomorphologischen Fliessgewässerzustand finden in der Schweiz vor allem im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts statt. Die Dokumentation des Ist-Zustandes soll den Handlungsbedarf in Bezug auf die gesetzlichen Vorgaben (Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer 1991, Revidierte Gewässerschutzverordnung 1998) aufzeigen. Fliessgewässerlebensgemeinschaften sollen gemäss dieser Vorgaben eine Vielfalt und Häufigkeit aufweisen, die typisch für den nicht oder nur schwach anthropogen beeinflussten Gewässerzustand sind. Ausserdem werden sich selbst reproduzierende und regulierende Lebensgemeinschaften von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowohl im Gewässer selbst als auch in seinem unmittelbaren Umland gefordert.

Bereits vorliegende Ergebnisse in einzelnen Kantonen beziehungsweise Daten zu verschiedenen einzelnen Fliessgewässern in der Schweiz sollen dazu beitragen, folgende Fragestellungen zu bearbeiten:

- ▶ Weisen die Schweizer Fliessgewässer eine für die Fische ungenügende morphologische Qualität auf?
- ▶ Hat sich der morphologische Zustand der Gewässer in der Schweiz nach 1970 verschlechtert beziehungsweise können sich gewisse Lebensraumveränderungen erst jetzt negativ auf Fischbestände und Fangertrag auswirken?

Lebensraumansprüche von Flussfischen

Die Fischarten in den Fliessgewässern mit ihren verschiedenen Altersstadien stellen unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum, wobei Bachforellen eine starke Präferenz für ufernahe Habitate zeigen [2]. Um sich selbst reproduzierende Populationen und für den jeweiligen Fluss typische Artengemeinschaften zu erhalten, ist daher eine Vielzahl von unterschiedlichen Habitaten und deren Vernetzung entscheidend. Für die natürliche Reproduktion der Bachforellen sind die kleinen Seitengewässer von entscheidender Bedeutung [3]. Da die Bachforellen ihre Eier im Kies inkubieren, ist neben der longitudinalen und lateralen auch die vertikale Vernetzung mit dem Grundwasser wichtig.

Je nach Alter und Grösse suchen Bachforellen unterschiedliche Areale in einem Fluss auf. Während kleinere Bachforellen Riffles mit größerem Substrat bevorzugen, halten sich die grösseren Fische vorwiegend in Pools mit gutem Unterstandsangebot auf [4]. Die starke Strukturgebundenheit grösserer Bachforellen (älter als ein Jahr) wird unter anderem von Baran et al. [5] erwähnt. Ganz speziell im Winter suchen alle Altersklassen Schutz in Unterständen und in langsam fliessenden Arealen [6]. Vehanen et al. [7] bestätigen die jahreszeitlich bedingten Änderungen bei den Unterstandspräferenzen und betonen die Wichtigkeit der Habitatskomplexität und Verfügbarkeit von verschiedenen Unterständen zu unterschiedlichen Jahreszeiten. Baran et al. [8] und Roussel & Bardonnnet [9] schreiben in ihren Studien ebenfalls der Habitatdiversität und -vernetzung eine wichtige Rolle für den gesamten Lebenszyklus der Bachforelle zu. Dies wird in Abbildung 5.5.2 verdeutlicht.

Die Bedeutung von Gewässerstrukturen wie beispielsweise Totholz wird von mehreren Autoren hervorgehoben. So weisen Bach- und Regenbogenforellen sowie Bachsaiblinge

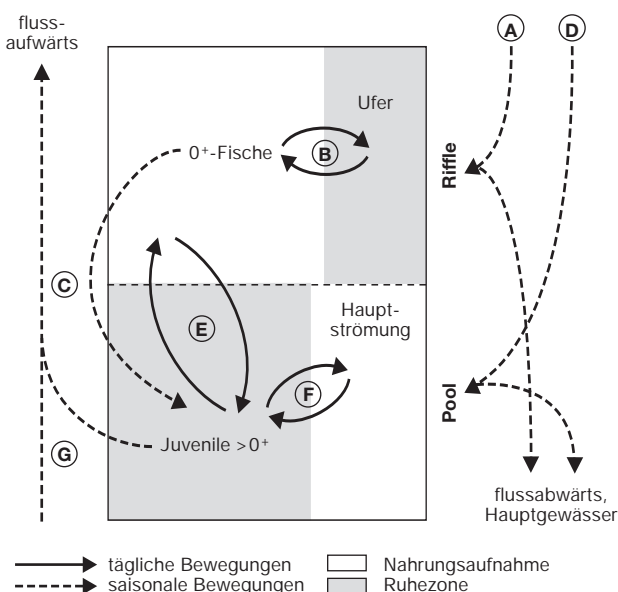


Abb. 5.5.2: Überblick über die Bewegungen von juvenilen Bachforellen in einem kleinen Gewässer [9]. Verschiedene Altersklassen der Bachforelle haben ganz unterschiedliche Ansprüche. Während sich die Sömmerlinge tagsüber im flachen Wasser aufhalten, bevorzugen die Juvenilen (älter als 0+) die tieferen Stellen in der Hauptströmung. Es finden jedoch tägliche Bewegungen zwischen Ruhe- und Fressplätzen statt.

Pool: langsam fliessend und tiefer als 40 Zentimeter, **Riffle:** schnell fliessend und flacher als 20 Zentimeter. Graue Areale entsprechen den Ruhe-, weisse den Fressplätzen.

A-G: saisonale (gestrichelte Linie) und tägliche (durchgezogene Linie) Bewegungen.

- A =** Drift nach der Emergenz.
- B =** tägliche Bewegungen zwischen Ufer und Habitaten im Fluss,
- C =** Wechsel vom Riffle in den Pool (0+-Fische).
- D =** Abwanderung von einjährigen Juvenilen im Frühling.
- E =** tägliche Bewegungen zwischen Pool und Riffle (Sömmerlinge und Juvenile).
- F =** tägliche Wanderungen zwischen Habitaten mit hoher und niedriger Fliessgeschwindigkeit im Pool (Sömmerlinge und Juvenile).
- G =** flussaufwärts gerichtete Laichwanderungen im Herbst.

in Fließstrecken mit Totholz wesentlich höhere Dichten und Biomassen auf als in Strecken mit nur geringem Anteil an Totholz [10]. Ein positiver Einfluss des Totholzes für Bachforellen ist auch experimentell nachgewiesen worden [11]. Die Biomasse war in Abschnitten, die durch Holz strukturiert wurden, deutlich höher als in unstrukturierten Vergleichsstrecken. Positive Effekte auf die Bachforellendichte nach Erhöhung des Totholzanteiles bringt Sundbaum [12] mit der Erhöhung der Habitatkomplexität in Zusammenhang. Ein Anstieg der Fischdichte nach Totholzzugabe konnte auch von Zika & Peter [13] festgestellt werden.

Auf Cypriniden wirken sich monotone Lebensräume ebenso nachteilig aus wie auf Salmoniden. Jungwirth [14] gibt an, dass verbaute Cyprinidengewässer im Vergleich zu naturnahen nur circa 3–6% der Fischbiomasse und nur rund 40% der Arten aufweisen.

Jungfische von Salmoniden und Cypriniden halten sich in strömungsgeschützten Flach- beziehungsweise Stillwasserbereichen entlang der Uferlinien auf und werden durch Laufbegradigungen, Uferverbauungen sowie Profileinengungen in ihrem erfolgreichen Aufkommen behindert, da die Folgen solcher Eingriffe beispielsweise monotone Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen sowie Strukturarmut sind.

Anadrome (Meerforelle) und potamodrome Forellen (Seeforellen, wandernde Bach- und Flussforellen), die zum Abtauchen vom Meer, von Seen oder von Hauptgerinnen in die Seitengewässer beziehungsweise Zubringer aufsteigen, legen auf der Suche nach geeigneten Laichgründen oft beträchtliche Distanzen zurück. Sind diese Migrationen durch unüberwindbare Sohlschwellen, Wehre, Staubereiche oder Kraftwerke verhindert, müssen die Fische auf weniger geeignete Standorte im Gewässer ausweichen oder können sich gar nicht fortpflanzen.

Für kieslaichende Fische ist für eine erfolgreiche Reproduktion unter anderem die Qualität des Sohls substrates von grosser Bedeutung. Veränderungen im Geschiebehalt, im Abflussregime (siehe Hypothese «Winterhochwasser») oder ein vermehrter Feinsedimenteintrag (siehe Hypothese «Feinsedimente») können den Laichvorgang sowie die frühen Entwicklungsstadien dieser Fische beeinträchtigen. Massa et al. [15] haben gezeigt, dass vor allem niedrige

Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial sowie hohe Nitritkonzentrationen das Überleben kurz nach dem Schlüpfen aus dem Ei beeinträchtigen. Acornley & Sear [16] haben die ökologischen Auswirkungen des Feinsedimenteintrages auf das Überleben von Bachforelleneiern untersucht. Auch Walling & Amos [17] haben Sedimentationsprobleme in Fließgewässern Südenslands dokumentiert und als Hauptquelle den Eintrag von Erde von kultivierten Flächen genannt.

**5.5.2 Befunde in der Schweiz
Ökomorphologischer Gewässerzustand in den einzelnen Kantonen**

Die ökomorphologischen Analysen (Modul-Stufen-Konzept Ökomorphologie Stufe F, [18]) in den drei Kantonen Zürich [19], Bern [20] und Solothurn [21] geben einen Überblick über die Lebensraumsituation in den schweizerischen Fließgewässern (Tabelle 5.5.1).

Zusammenfassend befinden sich circa ein Drittel der kartierten Fließgewässerstrecken in einem natürlichen oder naturnahen Zustand, rund ein Viertel ist nur wenig, ein Sechstel hingegen stark beeinträchtigt und 6–9% sind künstlich oder naturfremd. 16–27% (circa 210–1090 km) der Gewässer sind eingedolt (total 2275 km für diese drei Kantone) und somit kaum mehr als Lebensraum für Fische nutzbar.

Über die zeitliche Entwicklung der *Ein- und Ausdolungen* liegen Kenntnisse für drei Beobachtungsperioden vor [22]. Abbildung 5.5.3 gibt einen Überblick über die jährlichen Veränderungen der Fließgewässer in der Schweiz. Zwischen 1972 und 1989 wurden in der Schweiz jährlich netto zwischen 71 und 76 km Fließgewässer eingedolt, der grösste Teil davon im Mittelland (50–60 km pro Jahr). Daraus ergibt sich, dass im schweizerischen Mittelland zwischen 1972 und 1983 netto insgesamt etwa 650 km Fließgewässer in Rohren verschwanden. In der letzten Beobachtungsperiode (1984–1995) hat sich das jedoch verändert und die Fließgewässerstrecken nehmen jährlich wieder um 2,5 km zu.

Hinsichtlich *Verbauungen und Begradigungen* waren in der Schweiz während der Beobachtungsperiode von 1984–1995 jährlich 27 km Bäche (in 70 Abschnitten) betroffen, ausschliesslich in Berggebieten und Agglomerationen. In der

Kanton	Kartierte km	Klasse 1 [%] Natürlich/ naturnah	Klasse 2 [%] Wenig beeinträchtigt	Klasse 3 [%] Stark beeinträchtigt	Klasse 4 [%] Naturfremd/ künstlich	Klasse 5 [%] eingedolt
Zürich	3615	31	20	14	6	27
Bern	6810	37	24	16	7	16
Solothurn	1100	28	29	15	9	19
Mittelwert		34	23	15	7	20

Tab. 5.5.1: Natürlichkeitsgrad der kartierten Fließgewässer in den drei Kantonen Zürich, Bern und Solothurn. Im Kanton Zürich wurden 2% der Gewässer nicht klassifiziert. Der Mittelwert ist nach kartierter Kilometerlänge gewichtet.

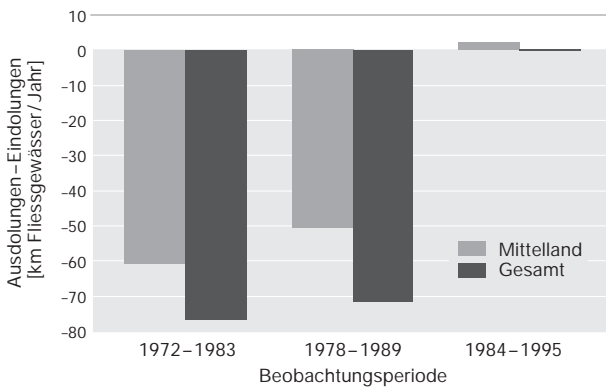


Abb. 5.5.3: Jährliche Veränderungen der eingedolten/ausgedolten Fließgewässer für drei Beobachtungsperioden. Dargestellt sind die Nettobeträge (die ausgedolten km abzüglich der eingedolten km). Bei negativen Werten handelt es sich daher um einen Verlust von Fließgewässerstrecken, bei positiven Werten um einen Gewinn.

Beobachtungsperiode von 1972–1983 wurden im Mittelland 0,9 km Fließgewässer pro Jahr verbaut und begradigt, in der Beobachtungsperiode von 1978–1989 0,7 km jährlich. Im Mittelland gibt es also seit 1972 keine wesentliche Zunahme der Bachbegradigungen mehr.

Zusammenfassend ergibt sich, dass durch Eindolungen zwischen 1972 und 1984 im Mittelland eine beträchtliche Anzahl an Fließgewässern verschwunden ist (50–60 km pro Jahr), vor allem dürften davon die kleinen Bäche betroffen sein. Auch Verbauungen und Begradigungen werden weiterhin durchgeführt, jedoch ausschliesslich in Berggebieten (23 km pro Jahr zwischen 1984 und 1995) und in den Agglomerationen (3,9 km pro Jahr). Im Mittelland gibt es in derselben Zeitperiode keine neuen Verbauungen und Begradigungen mehr.

Staub et al. [23] fanden einen Zusammenhang zwischen dem ökomorphologischen Zustand eines Fließgewässers und dem Fischfang. Der Fang nimmt mit zunehmender Verschlechterung der Ökomorphologie ab.

Ökomorphologie in einzelnen Fließgewässern

► **Sömmerlingsstudie** [24, 25]: Lebensraumparameter, die einen signifikanten Einfluss auf das Vorkommen und die Dichte der Bachforellensömmerlinge haben, sind gemäss der erhobenen Daten die Substratqualität (ausgedrückt durch die innere Kolmation der Gewässersohle), das Vorkommen von Riffles sowie die Gewässerbreite und -tiefe. Der Verbauungsgrad wirkt sich gemäss der multivariaten statistischen Analysen zwar nicht signifikant auf die Sömmerlingsdichte aus, univariat betrachtet zeigten jedoch Gewässer der ersten Untersuchungsphase im Jahre 2000 in den nicht oder nur teilweise verbauten Strecken im Gegensatz zu den durchgehend verbauten Strecken deutlich höhere Bachforellendichten sowie Sömmerlingsdichten. In der zweiten Untersuchungsphase (2001) wiesen fünf der insgesamt elf

beprobten Gewässer mit zunehmendem Verbauungsgrad geringere Sömmerlingsdichten auf.

► **Testgebiete** [26]: Im Zuge des Fischnetzprojektes Testgebiete fanden in den vier Gewässern Emme (BE), Liechtensteiner Binnenkanal (LBK, Fürstentum Liechtenstein), Necker (SG) und Venoge (VD) neben quantitativen Fischbestandsaufnahmen auch grobe Lebensraumcharakterisierungen statt. Es wurden jeweils drei Teststrecken im Längsverlauf beprobt, wobei die oberste Teststrecke Referenzcharakter in Bezug auf den Lebensraum und die Wasserqualität aufwies. In allen Gewässern liegt gemäss der Fischfangstatistiken ein Rückgang der Bachforellenfänge vor.

Die *Emme* weist massive Korrekturen in Form von Begradigungen, Profileinengungen sowie Längs- und Querverbauungen auf. Über weite Bereiche präsentiert sich die Emme als abgetrepptes Gewässer, dessen Durchgängigkeit für aquatische Organismen auf gravierende Weise beeinträchtigt ist. Zwischen den zahlreichen Sohlstufen haben sich monotone, strukturlöse Gewässerbereiche ohne Breitenvariabilität ausgebildet, so dass bei Niedrigwasser sehr geringe Tiefen über den gesamten Gewässerquerschnitt auftreten können. Zusätzlich ist der Gewässerlebensraum durch massive Wasserentnahmen vor allem unterhalb von Burgdorf stark geschädigt. Der Fischbestand ist in den beiden unteren Beprobungsstrecken extrem gering. Diese Defizite wurden vom Kanton Bern schon länger erkannt und führten zu Verbesserungen des Lebensraumes (Bau von Aufweitungen, Umgestaltung von hohen Überfällen, Wiederanbindung von Seitengewässern). Der Gewässerlebensraum befindet sich in der obersten Teststrecke mit Ausnahme einiger lokaler Ufersicherungen in einem relativ natürlichen Zustand. Die Bachforellendichte ist auch hier als gering zu bezeichnen. Dies liegt hauptsächlich daran, dass diese Strecke im relativ steilen Oberlauf der Emme liegt und hier auf einer Höhe von rund 900 Meter über dem Meeresspiegel naturgemäss geringe Dichten zu erwarten sind.

Der *Liechtensteiner Binnenkanal* ist im Mittel- und Unterlauf ein stark begradigtes Gerinne mit einheitlichem Querprofil. Breite, Tiefe sowie Strömungsverhältnisse sind homogen ausgebildet. Die Gewässersohle ist zum Teil stark kolmatiert. Fischunterstände sind in geringem Ausmass vorhanden. Der Fischbestand ist generell sehr hoch, wird allerdings im Unter- und Mittellauf von der nicht einheimischen sich hier selbst reproduzierenden Regenbogenforelle dominiert. Im Bereich der Referenzstrecke ist das Gewässer unverbaut und durch eine Vielzahl von verschiedenen Fischunterständen geprägt. Der Fischbestand besteht praktisch ausschliesslich Bachforellen. Die Population weist eine gute Altersstrukturierung auf, die Fischdichte und die Biomasse sind als hoch zu bewerten.

Der *Necker* ist morphologisch vorwiegend unbeeinträchtigt oder naturnah [27]. Drei künstliche Barrieren bei der Aachsäge, oberhalb des Dorfes Necker und in St. Peterzell

unterbrechen das Fließkontinuum. Es herrschen heterogene Verhältnisse bezüglich Breite, Tiefenverteilung, Strömungsbild und Lebensraumstrukturierung vor. Im Mittel- und Unterlauf stellt die Kolmation der Gewässersohle insbesondere während längeren Niedrigwasserperioden ein potenzielles Problem für die Naturverlaichung der Bachforelle dar. Im Oberlauf hingegen liegt nur eine geringe innere Kolmation vor. Der Fischbestand allgemein sowie speziell der Bachforellenbestand weisen hauptsächlich im Unterlauf eine geringe Dichte auf, bei der Aachsäge (Mittellauf) ist der Bachforellenbestand als mittel bis gering und im Oberlauf als mittel einzuschätzen.

In der *Venoge* liegt vor allem im Ober- und Unterlauf eine vorwiegend naturnahe beziehungsweise wenig beeinträchtigte Gewässermorphologie vor. Der Mittellauf hingegen ist über längere Abschnitte stark beeinträchtigt [27]. Das Gewässerkontinuum ist von der Seemündung bis zum ersten natürlichen Wanderhindernis beim Zusammenfluss mit dem Veyron durch insgesamt elf zum Grossteil unpassierbare Barrieren unterbrochen. Die Referenzstrecke weist einen guten Bachforellenbestand mit heterogener Strukturierung auf. Die beiden unteren Strecken sind gemäss Gefälle und Gewässerbreite bereits der Äschenregion zuzurechnen. Der Forellenbestand setzt sich hier nahezu ausnahmslos aus Sömmerlingen zusammen, die eventuell Nachkommen von eingewanderten Seeforellen sein könnten. Die Fischdichten sind aufgrund der hohen Dichte von Kleinfischen wie Schmerle, Elritze und Schneider sehr hoch, die Biomassen nehmen jedoch nur geringe bis mittlere Werte ein.

► *Rhone*: Die systematische Korrektur der Rhone setzte mit Ende des 19. Jahrhunderts ein. Das Gewässer wurde auf einen engen Korridor zwischen zwei Dämmen eingeschränkt, wodurch die natürlichen Gewässerlebensräume stark beeinträchtigt wurden und nur noch fragmentarisch vorhanden sind. Zudem liegen über weite Bereiche massive Überformungen des Abflussregimes durch Schwall-Sunk-Betrieb und/oder Restwasser vor, die sich negativ auf den Lebensraum auswirken. Die natürlichen Lebensräume in der Rhoneebene nehmen nur noch circa 6% der Gesamtfläche ein [28]. Auch in den Seitengewässern liegen grossteils schlechte morphologische sowie hydrologische Verhältnisse vor, so dass ihre Funktion als Lebens- und Reproduktionsraum für die Bachforelle nur in sehr geringem Ausmass gegeben ist [29]. Befischungen im Rahmen des Rhone-Thur-Projektes zeigen den extrem geringen Fischbestand in der Rhone auf (Bachforellenbiomassen < 20 kg/ha, unveröffentlichte Daten, EAWAG). Ein grosser Anteil der gefangenen Fische konnte eindeutig als Besatz identifiziert werden (verkümmerte Kiemendeckel und Flossen infolge naturferner Aufzuchtmethoden).

► *Thur*: Flussbegradigungen und Uferverbauungen im Zuge der Thurkorrektur zu Beginn des 19. Jahrhunderts führten vor allem im Mittel- und Unterlauf zu einer massiven Ab-

nahme der Flusssdynamik. Wo die Thur einst in Mäandern und Verzweigungen in der breiten Talebene floss, präsentieren sich der Fluss und viele seiner Seitengewässer heute als monotone, strukturarme Gewässer [30]. Durch gezielte Revitalisierungsmassnahmen (Flussaufweitungen) hat sich die Habitatssituation streckenweise verbessert. Trotzdem weist die Thur immer noch wesentliche fischökologische Defizite auf. In den begradigten Abschnitten finden die Fische nur in Ufernähe die gewünschten Strukturen, in der Flussmitte befinden sich – wie viele elektrische Befischungen zeigten – praktisch keine Fische. In der Thur leben 35 bis 40 verschiedene Fischarten. Die Fänge der Bachforellen, Äschen und Barben haben in den vergangenen Jahren deutlich abgenommen.

► *Gewässersystem Luthern–Wigger*: Die ökomorphologische Gewässerkartierung des Wiggersystems (Wigger, Luthern, Enziwigger, Buechwigger, Mühlekanal, Seewag) zeigt, dass mit Ausnahme der Buechwigger, wo mehr als die Hälfte der kartierten Strecke als wenig beeinträchtigt bezeichnet werden kann, 75–90% der Gewässerlaufängen einen unzureichenden Zustand (eingedolt, naturfremd/künstlich oder stark beeinträchtigt) aufweisen. Das Gewässerkontinuum ist fast über die gesamte Lauflänge durch Sohlenschwellen unterbrochen. Die Vernetzung der Hauptgewässer mit den Seitenbächen ist schlecht oder unmöglich [31]. Gemäss den Fischbestandesaufnahmen an Enziwigger, Luthern und Buechwigger im Rahmen der Sömmerlingsstudie sind die Bachforellenbestände in den Jahren 2000 und 2001 zum Grossteil als gut zu bezeichnen (Enziwigger im Durchschnitt 2956 Ind./ha und 147 kg/ha; Luthern 1410 Ind./ha und 140 kg/ha, Buechwigger 1242 Ind./ha und 85,4 kg/ha). In der Wigger selbst haben die Schmerlen in den vergangenen Jahren deutlich zugenommen [32], während die Bachforelle nur mässige Bestände aufweist.

► *Ron (LU) und ihre Seitenbäche*: Die Ron weist eine Gesamtlänge von rund 7 km auf. 70% davon sind stark beeinträchtigt, 5% sind künstlich beziehungsweise naturfremd. Nur 7% können als natürlich/naturnah beziehungsweise 18% als wenig beeinträchtigt bezeichnet werden. Die Seitenbäche der Ron sind im Bereich des Talbodens zumeist entweder eingedolt oder stark beeinträchtigt, die Vernetzung mit dem Hauptgewässer ist somit unterbunden. Die Ron selbst weist auf ihrer gesamten Lauflänge vom Rotsee bis zur Mündung in die Reuss keine Kontinuumsunterbrechungen auf [33]. Der Fischbestand in der Ron ist durch die Funktion des Gewässers als Seeausfluss geprägt. In der Ron leben 14 Fischarten. Bestandenserhebungen in einer mittelmässig strukturierten, aber tiefen Fließstrecke ergaben eine Fischbiomasse von 424 kg/ha [34]. Für ein Cyprinidengewässer ist dieses Resultat als mittel bis gut einzustufen.

► *Alpenrhein* [35, 36]: Die Korrektur des Alpenrheins sowie die Wasserkraftnutzung im Fluss und in seinen Zubringern führten zu einer starken Beeinträchtigung des aquatischen

Lebensraumes. Der ehemals verzweigte bis gewundene Flusslauf ist heute in ein enges Profil gezwängt. Durch Eintiefung der Gewässersohle entstanden an den Mündungen der Zubringer Höhenunterschiede bis zu mehreren Metern. Rund 50% der Zubringermündungen sind für Fische sowohl bei Niederwasser als auch bei Mittelwasser nicht passierbar. Im Oberlauf ist das Fliesskontinuum durch das Kraftwerk Reichenau unterbunden, zudem hat die Speicherkraftnutzung in einigen Zubringern zum Teil massive Wasserspiegelschwankungen (Schwall-Sunk-Betrieb) zur Folge. Der Fischbestand im Alpenrhein ist niedrig, die Forellenfänge der vergangenen Jahre sind stark rückläufig (Bach- und Regenbogenforelle). Der starke Rückgang des Seeforellenbestandes im Alpenrheintal wird mit der Abtrennung der angestammten Laichgründe in Vorder- und Hinterrhein, Gewässerregulierung, Schwall-Sunk-Betrieb, Restwasser und Abwassereinleitungen begründet.

Konnektivität – Längsvernetzung in Schweizer Fliessgewässern

Schweizer Fliessgewässer sind mehrheitlich durch eine starke Fragmentierung des Gewässerlebensraumes geprägt. Im Kanton Bern wurden insgesamt 13 611 künstliche Abstürze auf einer Gewässerslänge von 6810 km kartiert, das entspricht zwei Abstürzen pro km [20]. Die Fliessgewässer im Kanton Zürich (kartierte Gewässerslänge 3615 km) weisen 28 467 künstliche Abstürze (7,8 pro km) sowie 10 557 Bauwerke (2,9 pro km) auf. 68% aller vorhandenen Barrieren sind künstlich [19]. Das Gewässersystem der Töss zum Beispiel wird auf einer Totallänge von 59,7 km durch 568 künstliche sowie 35 natürliche Barrieren unterbrochen. Die durchschnittliche frei fliessende Strecke nimmt lediglich 105 Meter ein [37]. Im Rhein sind circa 20%, in der Rhone 19% und im Ticino 44% der jeweiligen Lauflänge frei fliessend. Die wichtigsten Zubringer dieser Flüsse sind durch Dämme zur Wasserkraftnutzung nicht passierbar [38].

Ein ganz besonderes Problem zeigt sich bei der Einmündung der Seitengewässer. Da die meisten grösseren Fliessgewässer begradigt sind, weisen sie eine Tendenz zur Sohlenerosion auf. Dadurch verschlechtert sich generell die Vernetzung mit den einmündenden Seitenbächen. Tunesi [39] und Gmünder [40] wiesen für die obere Töss und die Sitter auf die kaum mehr funktionierende Vernetzung der kleinen Seitengewässer hin.

Schwallbetrieb – Auswirkungen auf Gewässerlebensräume

Die Schwall-Sunk-Problematik wird in der Hypothese «Winterhochwasser» abgehandelt. Der Schwallbetrieb bewirkt in der Mehrzahl der untersuchten Gewässer (65–90%) eine Verminderung und eine veränderte Zusammensetzung von Makrozoobenthos und Fischbestand. Dies steht in engem Zusammenhang mit dem Habitatszustand. Morphologie und

Verbauungsgrad haben zentralen Einfluss auf die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes. Je monotoner der Gewässerlebensraum, desto stärker können die schwallbedingten Auswirkungen sein, da die Fische zu wenig Rückzugsmöglichkeiten vorfinden [41–43]. Im Alpenrhein bewirkt der Schwallbetrieb massgeblich den nahezu vollständigen Ausfall der natürlichen Reproduktion von Bach- und Seeforelle. Verschärfend wirkt sich die Abtrennung der meisten Zubringer aus, diese Reproduktionsareale sind für die Fische dann nicht mehr zugänglich [36].

5.5.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Wie in den verschiedenen Datengrundlagen dokumentiert, ist der morphologische Zustand vieler Schweizer Fliessgewässer als nicht zufrieden stellend einzustufen. Sowohl die grösseren Flüsse in den Talebenen, als auch kleinere Gewässer und Gewässersysteme sind durch anthropogene Eingriffe beeinträchtigt.

Die Fragmentierung des Gewässerlebensraumes bringt gravierende Einschränkungen bezüglich der Längsvernetzung zwischen Haupt- und Seitengewässern und zwischen den verschiedenen Teillebensräumen im einzelnen Gewässer mit sich. Habitatfragmentierungen, wie sie in vielen Fliessgewässern vorliegen, stören die so genannte Source-Sink-Dynamik und wirken sich somit auf Populationen in ganzen Gewässersystemen aus: Das Zuwandern von Fischen aus Reproduktionsgebieten (Source-Habitats) in weniger produktive Sink-Habitats ist unterbunden, viele Source-Habitats können durch die Laichtiere nicht mehr aufgesucht werden. Die Vernetzung der Seitengewässer hat sich in den vergangenen 25 Jahren vermutlich verschlechtert, da natürliche Sohlenerosionen der Hauptgewässer langsame Prozesse sind und zusätzlich bis 1989 immer noch beachtliche Gewässerstrecken eingedolt wurden. Durch diese Veränderungen wird auch der genetische Austausch zwischen Metapopulationen gestört, was im Lauf von Generationen zu einem verminderten Anpassungspotenzial der Gesamtpopulation führt [44], die Fitness verringert und die Fischbestände insgesamt negativ beeinträchtigt.

Verbauungen der Ufer oder ein zu schmaler Uferbereich führen zu einer Strukturverarmung dieser wichtigen ökologischen Zone. Bei den Gewässerstrecken der Sömmerlingsstudie Phase I konnten bei gut strukturierter Uferlinie höhere Sömmerlingsdichten beobachtet werden.

Monotone morphologische Verhältnisse, wie sie aufgrund von Begradigungen, Einheitsprofilen, Längs- und Querverbauungen sowie Wasserausleitungen zustande kommen, führen zu einer verminderten oder fehlenden Flussdynamik und haben negative Auswirkungen auf die Fischfauna. Massive Störungen beispielsweise in Form grosser Hochwasser wirken sich in solchen Lebensräumen negativ auf die ökologische Widerstandsfähigkeit aus. Im Mittel- und Unterlauf weisen die morphologisch und/oder hydrologisch stark be-

einträchtigten Teststrecken an der Emme extrem geringe Fischbestände auf. Auch im Necker und in der Venoge liegen in den unteren Teststrecken geringe bis sehr geringe Forellenbestände vor, obwohl dort naturnahe morphologische Verhältnisse gegeben sind. In diesen Strecken sind deshalb andere Einflüsse für den niedrigen Fischbestand verantwortlich. Hier ergibt sich ein enger Zusammenhang zu den Hypothesen «Chemie», «Temperatur» und «verschiedene Faktoren».

Die morphologischen Defizite in der Thur liegen in einer Begradigung und massiven Einengung des Flussquerschnittes. Als Folge wurde die gewässertypische Flussdynamik unterbunden, die Gewässerstrukturierung ist monoton. Damit wird vielen potenziell vorkommenden Fischarten beziehungsweise deren verschiedenen Altersstadien die Lebensgrundlage entzogen. Bei extremen Abflussverhältnissen sind keine oder nur geringe Rückzugsmöglichkeiten für die Fische vorhanden. Landnutzungen bis an den Gewässerrand erhöhen chemische und organische Einträge, schmale oder fehlende Ufergehölzstreifen verändern den natürlichen Temperaturhaushalt (siehe Hypothese «Wassertemperatur») und tragen zu einer Verminderung der Wasserqualität bei. Unpassierbare Stauhaltungen und Sohlbauwerke machen eine Migration der Flussfische unmöglich. Auch in den Seitenflüssen ist die Durchgängigkeit zum Teil stark eingeschränkt, zudem sind die Mündungen in die Thur oftmals aufgrund von Abstürzen für Fische nicht passierbar [30].

Wasserkraftnutzungen wirken sich vor allem infolge von Kontinuumsunterbrechungen, Restwasser und Schwall negativ auf den Gewässerlebensraum und das angrenzende Umland aus. Dies ist vor allem für die Rhone klar ersichtlich. Schwall-Sunk-Betrieb führt in einem Gewässer dazu, dass sich Feinsedimente nachteilig auswirken und die natürliche Reproduktion stark beeinträchtigen, wie dies beispielsweise im Alpenrhein der Fall ist.

5.5.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Bezüglich der morphologischen Verhältnisse besteht für Schweizer Fliessgewässer dringender Handlungsbedarf. Ergebnisse aus drei Kantonen zeigen, dass 16–27% der Fliessgewässerslängen eingedolt beziehungsweise 6–9% stark beeinträchtigt und naturfern sind. Die Konnektivität im Längsverlauf, zwischen Fluss und Umland sowie Fluss und Grundwasser ist stark eingeschränkt. Flussdynamische Prozesse fehlen in vielen Gewässern oder sind von untergeordneter Bedeutung.

Im Zusammenhang mit dem Fischfangrückgang ist festzustellen, dass der Grundstein für die gravierenden Veränderungen der Lebensräume oft bereits im 19. Jahrhundert gelegt wurde. Gewässerbegradigungen wurden im Mittelland in den vergangenen 25 Jahren kaum noch vorgenommen. Die vorangegangenen Eingriffe wirken sich jedoch mit zeitlicher Verzögerung heute noch aus. Beispielsweise könnte

der Aufschwung der Wasserkraftnutzung in den Jahren von 1950–1970 die Fischbestände nicht abrupt, sondern schleichend beeinträchtigt haben. Prozesse der Sohleneintiefung laufen äusserst langsam ab, auch die starke Verbauung hat in den vergangenen Jahrzehnten zu einer schrittweisen Abkopplung der Seitengewässer geführt. Die Situation der Seitenbäche und der kleinen Gewässer hat sich tendenziell verschlechtert. Dazu kommt, dass von 1972–1984 jährlich 50–60 km dieser Gewässer eingedolt wurden.

Auch ohne klare Beweisführung halten wir eine Verbesserung der Gewässermorphologie auf alle Fälle für dringend nötig. In naturnah strukturierten und miteinander vernetzten Lebensräumen, wo die Fische uneingeschränkte Ausbreitungsmöglichkeiten vorfinden, können zudem auch andere negative Einflüsse abgefangen werden. Im naturnahen Abschnitt des Alpenrheins bei Mastrils treten beispielsweise trotz eines Schwall-Sunk-Betriebes höhere Fischbestände auf als in den stark verbauten Bereichen. Das insgesamt grosse und heterogene Lebensraumangebot gleicht hier die hydrologischen Widrigkeiten aus [36].

Eine ungenügende morphologische Qualität des Lebensraumes kann nicht umfassend für die Fangrückgänge der vergangenen Jahre verantwortlich sein, weil die besonders massiven Gewässereingriffe teilweise bereits Jahrzehnte zurückliegen. In Betracht zu ziehen sind allerdings sich im Lauf der Zeit ansammelnde Auswirkungen von Störungen, welche zu verzögerten Beeinträchtigungen der Gewässer führen können. Bei den kleinen Fliessgewässern (Verlust von Bächen durch Eindolungen) und den auch weiterhin in zunehmendem Masse abgekoppelten Seitengewässern wird dieser Hypothese jedoch eine zentrale Bedeutung zugesprochen.

5.5.5 Massnahmen

Für die Umsetzung der Massnahmen ist ein gemeinsames Vorgehen der zuständigen Behörden und Beteiligten in Wasserbau, Naturschutz, Fischerei und Landwirtschaft nötig.

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Bei den Massnahmen zur Verbesserung der fischökologischen Situation kommt dem Lebensraum eine grosse Bedeutung zu. Im Vorfeld von Lebensraumaufwertungen in und an Fliessgewässern ist es sinnvoll, anhand von ökomorphologischen Zustandskartierungen Gewässer mit unzureichenden Verhältnissen aufzuzeigen. Gewässer mit hohem Restrukturierungspotenzial können damit ausgewiesen und die entsprechende Nutzung (Hochwasserschutz, Energiewirtschaft, Naturschutz, Erholung) in mögliche Verbesserungsmaßnahmen einbezogen werden. Bereits durchgeführte Revitalisierungsprojekte sind mittels eines kurz- und langfristigen Monitoringprogrammes zu evaluieren [45], um die Ergebnisse und Erfahrungen (auch die Entwicklung der

Fischfänge) in neue Projekte einfließen zu lassen. Einzigartige Fließgewässer, die mehr oder weniger noch ihren natürlichen Zustand aufweisen, sind unter Schutz zu stellen und vor einschneidenden anthropogenen Beeinträchtigungen zu bewahren. Die Auswirkungen auf die Fischpopulationen und damit die Möglichkeiten zu Verbesserungen sind sehr hoch. Hendry et al. [46] haben einen guten Überblick über mögliche Massnahmen zur Förderung von Salmonidenpopulationen gegeben.

Massnahmen für eine Verbesserung der gewässer-morphologischen Verhältnisse:

► Längsvernetzung wiederherstellen

- Entfernen oder Umbauen der Abstürze und Sohlenstufen (Aufwanderung der Fische ermöglichen), nicht mehr genutzte Wehre entfernen.
- Wenn Hindernisse nicht entfernt werden können: Einbau von funktionstüchtigen, dem Stand der Technik entsprechenden Fischaufstiegshilfen, Strassenüberführungen passierbar gestalten.
- Mündungen von Seitengewässern passierbar gestalten.
- Flussabwärts gerichtete Wanderungen erleichtern (Ermöglichen der Abwanderung bei Kraftwerken).

► Erhöhung der Strukturvielfalt

- Strukturen ins Gewässer einbringen oder strukturierende Elemente (beispielsweise Totholz) darin belassen.
- Sohl- und Uferbefestigungen entfernen.
- Aussetzen von Instandhaltungsmassnahmen, wo keine direkte Hochwassergefahr besteht, Zulassen von Gewässerdynamik.
- Wasserbauliche Massnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt (beispielsweise Buhnen).

► Wiederherstellen der Ufer

- Wiederherstellen von Uferstreifen mit Ufergehölzen in ausreichender Breite (gemäss Empfehlungen BWG).

► Revitalisierungen

Alle der oben erwähnten Verbesserungen lassen sich durch Revitalisierungen (Aufweitungen, Strukturierungen, Bau von Seitengerinnen) erreichen. Dabei ist darauf zu achten, dass möglichst viele Strukturen und Funktionen des Fließgewässers wiederhergestellt werden. Kürzlich erschienene Bücher können einen Überblick über Revitalisierung [47] und naturnahen Wasserbau [48, 49], verschaffen.

- Wiederherstellen eines dynamischen Geschiebehaushaltes.
- Gezielte Substratverbesserungen in Laichgewässern.
- Auen wieder reaktivieren (sie sind «hot spots» für die Artenvielfalt).
- Ausdolung durchführen.

► Verbesserung der hydrologischen Verhältnisse

- Ausreichende Restwasserdotationen, Dämpfen des Schwallbetriebes, Verbesserung der Habitatsqualität in Schwallstrecken.

Forschungsbedarf

► Überblick über den Gewässerzustand gewinnen

Durchführung der ökomorphologischen Kartierung nach Stufe F (Modul-Stufen-Konzept), Defizite analysieren und Prioritäten zu deren Behebung setzen.

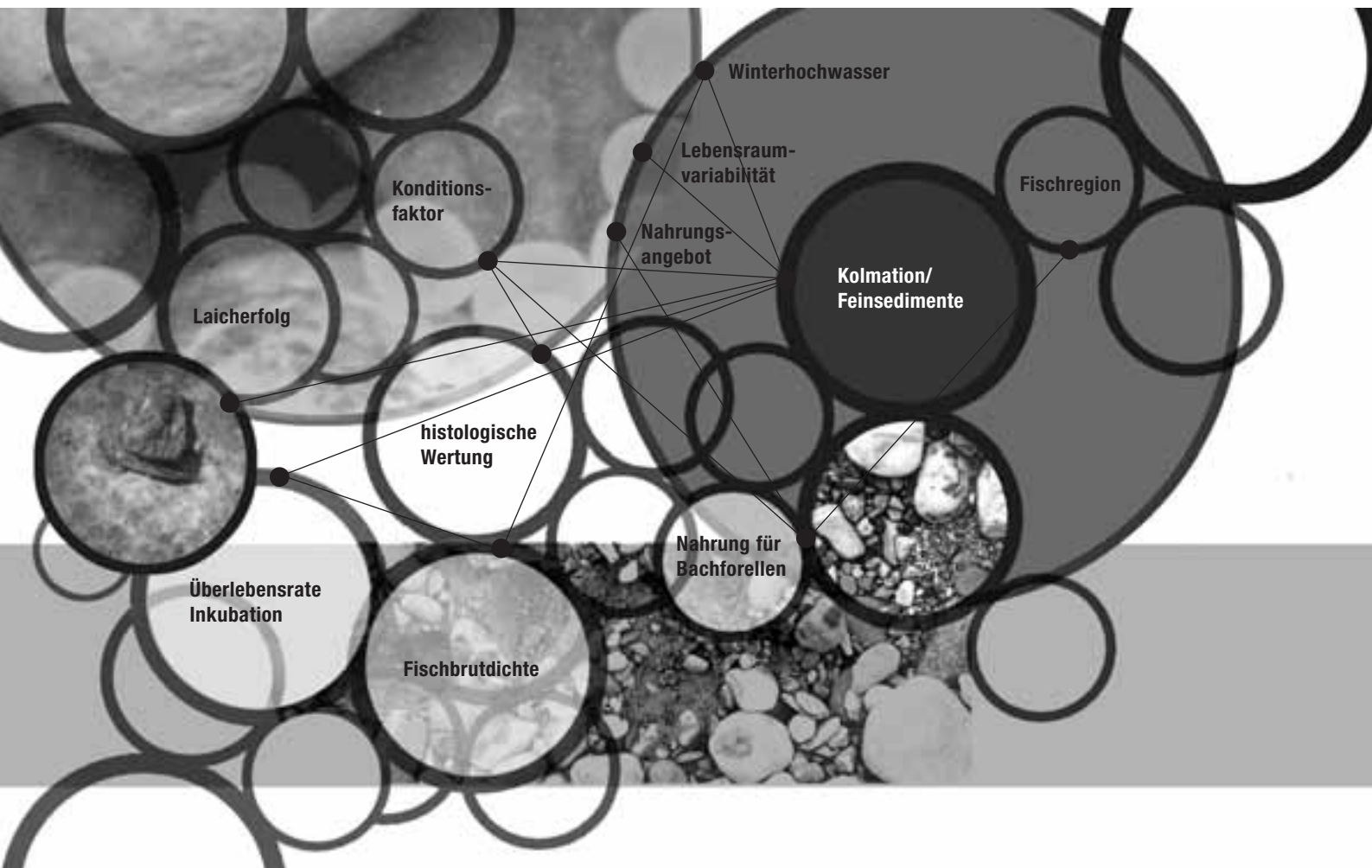
► Dokumentation der Lebensraumverbesserungen

Erfolgreiche Beispiele von Lebensraumaufwertungen sind zu dokumentieren und zu kommunizieren. Die Reaktion der Fische sollte aufgezeigt werden.

5.5.6 Literaturnachweis

- [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 trout 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 & Bardonnnet 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] Sigmaphan/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] Kirchhofer A, Breitenstein M & Guthruf J (2002) *Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung*. BUWAL, Bern. pp. 120.
- [28] Kanton Wallis (2000) *Dritte Rhônekorrektur. 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 Tösstal. Revitalisierungsperspektiven mit fischökologischer Gewichtung*. Diplomarbeit, Abteilung für Umweltwissenschaften 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 Hypothese: Ein erhöhter Feinsedimentanteil ist verantwortlich für den Fischfangrückgang

Zusammenfassung

Schwebstoffeinträge in die Gewässer können direkt (durch hohe Schwebstoffkonzentrationen) oder indirekt (über eine Kolmation der Gewässersohle) einen negativen Effekt auf Fische haben. In den vergangenen Jahren hat die Erosion von Feststoffen insbesondere auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zugenommen. Ein Anstieg der Schwebstoffkonzentrationen in den Fließgewässern konnte jedoch aufgrund des vorliegenden Datenmaterials für die vergangenen zwei Jahrzehnte nicht festgestellt werden. Die Schwebstoffkonzentrationen, wie sie in den untersuchten Fließgewässern auftreten, haben kaum einen Einfluss auf die Fischgesundheit.

Eine kolmatisierte Gewässersohle beeinträchtigt insbesondere die Entwicklung des Laiches. Der Zustand der Kolmation in schweizerischen Fließgewässern ist jedoch weitgehend unbekannt. Diese Hypothese kann aufgrund fehlender

Abb. 5.6.1: Die Konzentration der Feinsedimente hängt von der Lebensraumvariabilität und der Häufigkeit und Stärke der Winterhochwasser ab. Sie beeinflusst ihrerseits den Laicherfolg und die Überlebensrate der inkubierten Eier, aber auch das Nahrungsangebot und den Gesundheitszustand der Fische.

Daten zum heutigen Zeitpunkt nicht abschliessend beurteilt werden.

5.6.1 Einleitung und Fragestellung

Die Hypothese «Feinsedimente» besagt, dass ein erhöhter Feinsedimentanteil im Gewässer und in der Gewässersohle für den Fischfangrückgang verantwortlich ist.

Studien aus der landwirtschaftlichen Forschung zeigen, dass durch die Zunahme der ackerbaulich genutzten Flächen die Erosion von Feinsedimenten in den vergangenen Jahrzehnten zugenommen hat [1, 2]. Die Vermutung liegt nahe, dass als Folge davon ein erhöhter Anteil an Feinsedimenten in die Fließgewässer eingetragen und dort abgelagert wird. Dort können bei entsprechenden hydraulischen Bedingungen erhöhte Feinsedimentanteile zu einer Verfestigung der Gewässersohle – einer Kolmation – führen. Beobachtungen von Fischereifachleuten zufolge hat die Kolmation der Gewässersohle zugenommen. Eine Kolmation der Gewässersohle kann jedoch die Fortpflanzung und die Entwicklung kieslaichender Fische empfindlich stören: Einerseits, weil das geeignete Substrat für die Laichgruben fehlt, und andererseits, weil in den Kies abgelegte Eier nicht mit genügend

sauerstoffreichem Wasser versorgt und toxische Stoffe nicht mehr weggespült werden, so dass als Folge die Eier absterben [3, 4].

Die Anzeichen für eine Zunahme der Einträge von Feinsedimenten in die Gewässer und die möglichen Auswirkungen auf kieslaichende Fische haben dazu geführt, dass der Themenbereich Feinsedimente in die Untersuchungen zu den Ursachen des Fischfangrückgangs in der Schweiz einbezogen wurde.

Folgende Mechanismen der Schädigung sind denkbar und werden innerhalb des Kapitels näher behandelt:

- ▶ eingeschwemmte Feinsedimente und Nährstoffe beeinflussen die Nahrungsgrundlage der Fische (siehe Abschnitt «Einfluss auf die Nahrungsgrundlage» und Hypothese «Fischnahrung»)
- ▶ eingeschwemmte Feinsedimente und daran adsorbierte Schadstoffe beeinträchtigen die Fischgesundheit direkt (siehe Abschnitt «Effekte auf die Fischgesundheit» sowie die Hypothesen «Gesundheit» und «Chemikalien»)
- ▶ eingeschwemmte Feinsedimente und wasserbauliche Veränderungen führen zu einer erhöhten Kolmation und damit zu einer Störung der Eientwicklung (siehe Abschnitt «Effekte der Kolmation auf die Fortpflanzung» sowie die Hypothesen «Reproduktion» und «Lebensraum»).

Zur Beantwortung der Fragestellung werden im Folgenden anhand von Grundlagendaten (von SBV, LHG und NADUF), des innerhalb von Teilprojekten erarbeiteten Wissens [5–10] und weitergehender Literatur die zeitliche Veränderung der entscheidenden Parameter Erosion, Schwebstoffkonzentration und Kolmation aufgezeigt sowie die beobachteten Effekte auf Fische in schweizerischen Fließgewässern dargestellt.

5.6.2 Befunde in der Schweiz

Quellen der Feinsedimente

Feinsedimente sind feste Stoffe, die anorganischen oder organischen Ursprungs sein können. In der Literatur werden Partikel mit einem Korndurchmesser von kleiner als 0,75 mm [11], kleiner als 2 mm (nach DIN 4022 [10, 12]) oder kleiner als 5 mm [13] als Feinsedimente bezeichnet. Feinsedimente entstehen durch Verwitterungsprozesse und werden durch Wasser oder Wind abtransportiert. Das Ausmass dieser Erosion ist abhängig von der Topographie, der Bodenstruktur, der Vegetation sowie der Intensität der Niederschläge und

kann deshalb lokal und saisonal sehr unterschiedlich sein. Der Feststoffabtrag steht im Zusammenhang mit der Grösse und der Art des Einzugsgebietes (siehe Tabelle 5.6.1) [14]. Gelangen die Feinsedimente in ein Gewässer, werden sie als Schwebstoffe weiterverfrachtet oder an der Gewässersohle abgelagert. Die Menge der natürlichen Einträge von Feinsedimenten in die Fließgewässer ist schwierig abzuschätzen. Über den Feststoffabtrag können auch an Feinsedimente adsorbierte Schadstoffe in die Fließgewässer eingetragen werden ([15], siehe Hypothese «Chemikalien»)

Eine Zunahme der natürlichen Einträge von Feinsedimenten ist bei einer Zunahme von starken Niederschlagsereignissen und erhöhten Erosionsraten (Verschiebung der Permafrostgrenze, Rückzug der Gletscher) zu erwarten. Auswertungen von Niederschlagsdaten des vergangenen Jahrhunderts (1901–1998) zeigen, dass sich die Niederschlagsmengen während des Winterhalbjahres vom Ende der 1970er bis zur Mitte der 1980er Jahre um über 20% erhöhten [16]. Diese Erhöhung der Niederschlagsmengen ist hauptsächlich auf eine Zunahme der Häufigkeit der besonders erosionswirksamen Starkniederschläge (vor allem Regen; > 70 Millimeter/Tag) auf der Alpennordseite um 13% seit den 1970er Jahren zurückzuführen [17, 18]. Es wird erwartet, dass sich die veränderten Niederschlagsverhältnisse auch auf das Abflussregime und damit auf den Geschiebetransport auswirken (siehe Hypothese «Winterhochwasser»).

Die natürlichen Vorgänge der Erosion und der Einträge von Feinsedimenten in die Fließgewässer können durch anthropogene Aktivitäten verstärkt werden. Zu diesen Einflüssen zählen Land- und Forstwirtschaft, Bergbau und Kiesabbau, Bautätigkeiten, Kläranlagen und Versiegelung des Bodens.

Die *Landwirtschaft* ist von der Fläche her die bedeutendste Quelle für anthropogen bedingte Erosion. Dabei sind vor allem die Ackerkulturen (unbewachsene oder unvollständig bewachsene Böden) und die Bewirtschaftungsart (Verdichtung des Bodens) ausschlaggebende Faktoren. Die Erosionsanfälligkeit der Ackerkultur ist abhängig von der Bodenabdeckung durch die Pflanzen: So sind beispielsweise Maisfelder besonders anfällig für Erosion [19].

Durch die veränderte Nutzung (Zunahme der Ackerflächen und der erosionsanfälligen Ackerkulturen wie beispielsweise Maisfelder; siehe Abbildung 5.6.2) und die veränderte Bewirtschaftung (Bodenverdichtung durch maschinelle Bearbeitung, Vergrößerung der Ackerschläge) hat die Boden-

Einzugsgebiet	Feststoffabtrag [t/(km²· Jahr)]	% SS bei Feststoffen	Schwebstoffgehalt im Fließgewässer EP [mg/l]
Flachland	8,7 ± 3,2	95	20–40
Mittelgebirge	45 ± 63	89	10–230
Hochgebirge	278 ± 163	89	60–280
Gletschergebiet	1185 ± 629	80	k.A.

Tab. 5.6.1: Feststoffabtrag und Feinsedimentanteil (% SS) des Feststoffabtrages in europäischen Fließgewässern in verschiedenen Einzugsgebieten nach [14]. (EP: Einzelproben; SS: Schwebstoffkonzentration; k.A.: keine Angaben).

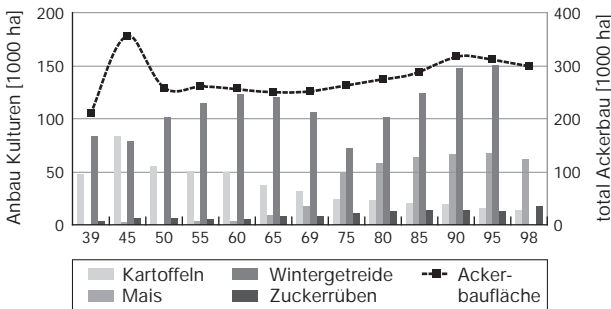


Abb. 5.6.2: Entwicklung der gesamten Ackerbaufläche und der verschiedenen Ackerkulturen von 1939–1998 [20–24].

erosion seit 1970 zugenommen [1]. Mit der Einführung von Direktzahlungen an die Landwirte zur Abgeltung gemeinschaftlicher und ökologischer Leistungen («Ökomassnahmen») im Jahr 1993 sollten die Erosion und damit auch die Phosphoreinträge in die Gewässer reduziert werden [2]. Ein Vergleich der Untersuchungen in einem Gebiet des Berner Mittellandes vor (1987–1989) und nach Einführung der Massnahmen (1997–1999) ergaben zwar eine Verringerung der berechneten Erosionsgefährdung, jedoch nahmen aufgrund der veränderten Niederschlagsverhältnisse der beiden Untersuchungszeiträume die tatsächlichen Bodenabträge um 22% zu [2]. Die veränderten Niederschlagsbedingungen führten zudem zu einer Verschiebung der überwiegenden Erosionsereignisse vom Sommerhalbjahr ins Winterhalbjahr (siehe Hypothese «Winterhochwasser»). Es wird geschätzt, dass rund 18% des erodierten Bodenmaterials im untersuchten Gebiet in die Gewässer gelangen [2].

Durch die *Versiegelung des Bodens* (Bauten, Strassenflächen) kann Wasser nicht mehr im Boden versickern. Die Siedlungsfläche hat in den Jahren zwischen 1983 und 1995 um 13,3%, die versiegelte Fläche aber um rund 25% zugenommen [25]. Die auf versiegelten Flächen abgeschwemmten Feinsedimente gelangen zum grössten Teil in die Kanalisation. Wird eine Gemeinde noch über das Mischverfahren entwässert, gelangen die Feinsedimente bei Regenereignissen in die ARA oder werden teilweise über die Regenüberläufe direkt in die Vorfluter abgegeben. Bei einem Trennverfahren wird das Meteorwasser direkt in den Vorfluter abgeleitet.

Durch *Forstwirtschaft, Bergbau und Kiesabbau* und *Bau-tätigkeiten* sind meist lokal und zeitlich begrenzte Einträge zu erwarten.

Der Eintrag von Schwebstoffen aus *Kläranlagen* ist jeweils im Vorfluter unterhalb der Einleitung von Bedeutung. Die Schwebstoffkonzentrationen im Auslauf einer Kläranlage liegen im Durchschnitt bei 5–15 mg/l. Im Vergleich zu natürlich bedingten Schwebstoffkonzentrationen im Fliessgewässer ist dieser Anteil gering, allerdings gelangen über die Regenentlastungen kurzfristig hohe Konzentrationen bis zu 1000 mg/l in die Vorfluter [26].

Innerhalb eines Fliessgewässers sind die Ufer- und Sohlenerosion natürliche Prozesse, die vor allem bei Hochwasser auftreten. Bei normalem Abfluss ist der Anteil am Feststoffabtrag meistens von geringer Bedeutung [14]. Durch Verbauungen zur Ufer- und Sohlenstabilisierung wurde die gewässerinterne Erosion zudem vermindert.

Schwebstoffkonzentrationen im Fliessgewässer

Untersuchungen zu Schwebstoffkonzentrationen in den schweizerischen Fliessgewässern werden seit den 1960er Jahren bei der LHG in 13 Gewässern (Abflussmenge Q_{mittel} 19–183 m³/s) mit Einzelproben (2x wöchentlich) und seit den 1980er Jahren innerhalb der NADUF in 22 Gewässern (Q_{mittel} 8–443 m³/s) mit Sammelproben durchgeführt. Bei den untersuchten Fliessgewässern handelt es sich um grössere Gewässer. Die Belastung durch Schwebstoffe in kleineren Bächen, welche hauptsächlich Laich- und Aufwuchsgebiete für juvenile Stadien darstellen (siehe Hypothese «nachwachsende Fische»), ist nicht bekannt.

In der Gewässerschutzverordnung vom 15. Dezember 1998 (GSchV, SR 814.201) sind zu den Schwebstoffkonzentrationen keine Anforderungen definiert; die Einteilung und Beurteilung der Schwebstoffkonzentrationen erfolgt deshalb anhand von in der Literatur aufgefundenen Effektdaten bei den Fischen (siehe Abschnitt «Effekte auf die Fischgesundheit»). Für einen Vergleich mit den Effektdaten wird der 80-Perzentil-Wert berechnet. Perzentilwerte geben an, ab welchem Wert ein bestimmter Prozentsatz der Ergebnisse erreicht oder überschritten wird. So sind beispielsweise bei einem 80-Perzentil-Wert von 100 mg/l, 80% aller gemessenen Werte kleiner oder gleich 100 mg/l.

Wie aus Abbildung 5.6.3 ersichtlich, sind hohe Schwebstoffkonzentrationen (80-Perzentil-Wert zwischen 200 und 400 mg/l) hauptsächlich bei Flüssen mit alpinem Einzugsgebiet zu finden. Bei den Mittellandflüssen liegt der 80-Perzentil-Wert der Schwebstoffkonzentrationen der einzelnen NADUF-Messstellen unterhalb 100 mg/l, also unterhalb des kritischen Bereichs, der aufgrund von Untersuchungen auf Gesundheitseffekte bei Forellen (siehe Abschnitt «Effekte auf die Fischgesundheit») erst oberhalb von 100 mg/l einsetzt. Ausnahmen bilden der Ticino bei Riazino (alpin) mit einem 80-Perzentil-Wert <100 mg/l und die Thur bei Andelfingen (Mittellandfluss mit alpinem Einzugsgebiet) mit einem 80-Perzentil-Wert >100 mg/l. Die hohen Messwerte wurden hauptsächlich in den Sommermonaten (hohe Abflüsse durch Schneeschmelze und Niederschläge) festgestellt, im Winter liegt der 80-Perzentil-Wert bei allen Fliessgewässern unterhalb der 100 mg/l Grenze.

Für die innerhalb des NADUF-Programmes untersuchten Fliessgewässer wurde eine Trendanalyse der Schwebstoffkonzentrationen für den Zeitraum von 1974–1998 gemacht [27]. Die Analyse ergab für zwölf der untersuchten Fliessgewässerstrecken Aare (Bern), Aare (Brugg), Aare (Hagneck),

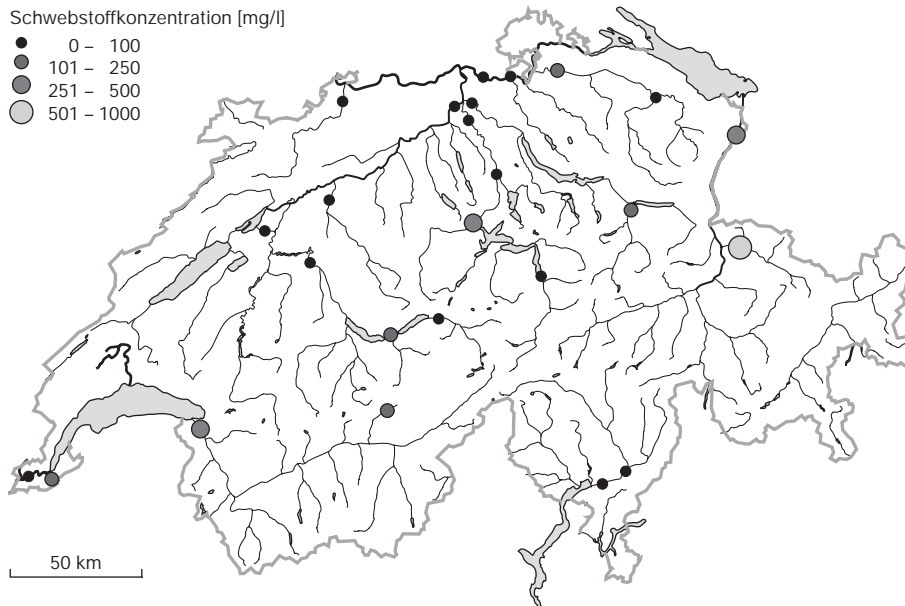


Abb. 5.6.3: Die 80-Perzentil-Werte der innerhalb des NADUF- oder LHG-Untersuchungsprogramms gemessenen Schwebstoffkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern während der Sommermonate.

Birs (Münchenstein), Glatt (Rheinsfelden), Kleine Emme (Littau), Inn (Martinsbrück), Rhein (Diepoldsau), Rhein (Reckingen), Rhone (Chancy), Saane (Gümmenen) und Thur (Andelfingen) keinen Trend. Für die beiden Mittellandgewässerstrecken Limmat (Baden) und Reuss (Mellingen) sowie bei der Rhone (Port du Scex, alpines Einzugsgebiet) ist eine leichte Zunahme, beim Rhein bei Village-Neuf (Mittelland) und beim Ticino (alpines Einzugsgebiet) eine leichte Abnahme der Schwebstoffkonzentrationen festzustellen. Trotz der Zunahme liegen die Werte in der Limmat und in der Reuss immer noch unterhalb des kritischen Bereichs der Schwebstoffkonzentrationen. Entgegen den Erwartungen spiegelt sich die erhöhte Erosion nicht in einer Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen in den untersuchten Fließgewässern wider. Der grösste Teil des erodierten Materials wird innerhalb kurzer Zeit bei Starkregen weggeschwemmt, was nicht unbedingt in einer Veränderung der langjährigen Trends ersichtlich ist. Ausserdem fehlen Untersuchungen bei kleineren Mittellandbächen.

Kolmation der Fließgewässersohle

Bei geringer Abflussgeschwindigkeit sedimentieren die als Schwebstoffe transportierten Feststoffe als Feinsedimente. Die Ablagerung von Feinsedimenten im Porenraum der Gewässersohle wird dabei als innere Kolmation bezeichnet, die Ablagerung auf der Gewässersohle als äussere Kolmation. Eine innere Kolmation der Gewässersohle kann bei Abflüssen mit hohen Schwebstofffrachten, einer in die Sohle gerichteten Sickerströmung und fehlenden regelmässigen Hochwasserereignissen beziehungsweise Geschiebetrieb auftreten [10].

Anthropogene Eingriffe können die Feststoffdynamik und damit auch die Kolmation beeinflussen. *Querbauten* ver-

ringern örtlich die Fließgeschwindigkeit, dadurch wird die Sedimentation der Schwebstoffe gefördert. Gleichzeitig wird die Dekolmation weitgehend verhindert. Unterhalb von Stauungen entsteht ein Geschiebedefizit. Durch *Wasserableitungen* nimmt in den Restwasserstrecken die Häufigkeit von Hochwasserereignissen und damit die Dekolmation ab. Bei *Stauraumspülungen* werden innerhalb kurzer Zeit hohe Schwebstofffrachten transportiert. Solche Ereignisse oder Schwall-Sunk-Betrieb sind vor allem im Winterhalbjahr kritisch, wenn natürlicherweise ein ungetrübter Niedrigwasserabfluss vorherrschend ist. *Kanalisationen* führen zur Erhöhung der Transportkapazität und gleichförmiger Strömung, damit werden kleinräumige Strukturen aufgehoben und eine flächendeckende Kolmation gefördert. In der Schweiz wurden grosse Gewässerkorrekturen zur Landgewinnung, zum Hochwasserschutz und zur Sohlenstabilisierung am Ende des 19. und im 20. Jahrhundert durchgeführt. Noch bis in die 1980er Jahre ist eine Zunahme der verbauten Fließgewässerstrecken zu verzeichnen (siehe Hypothese «Lebensraum»). Zum heutigen Zeitpunkt existieren keine langjährigen oder umfassenden Untersuchungen zur Kolmation in den schweizerischen Fließgewässern. In einigen wenigen Fließgewässern wurde eine einmalige Erhebung zum Kolmationszustand durchgeführt (siehe Abschnitt «Effekte der Kolmation auf die Fortpflanzung»).

Einfluss auf die Nahrungsgrundlage

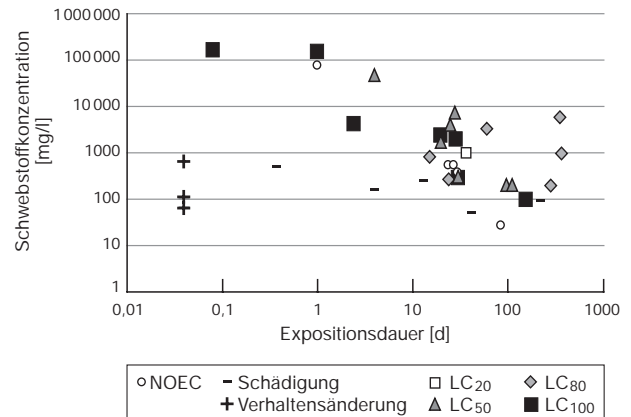
Neben der Anflugsahrung tragen benthische Makroinvertebraten zur Ernährung der Forellen bei (siehe Hypothese «Fischnahrung»). Ihr Habitat ist die Gewässersohle, wo sie sich von Aufwuchsorganismen ernähren oder Nahrungspartikel aus dem Wasser filtrieren. Treten erhöhte Schwebstoffkonzentrationen auf, kann dies zu einer Schädigung des

Filterapparates oder der Verdauungsorgane führen oder sich auf ihr Verhalten auswirken (Drift, Rückzug in Interstitialräume) [3, 28]. Das Vorkommen von Makroinvertebraten ist zudem abhängig vom Wachstum der Algen, welches bei erhöhten Schwebstoffkonzentrationen durch Trübung vermindert ist. Bei einer Kolmation der Gewässersohle wird ausserdem der Lebensraum der Makroinvertebraten beeinträchtigt, dies führt zu einer Veränderung der Artzusammensetzung und zu einer Verminderung der als Fischnahrung relevanten Biomasse [12]. In der Regel erfolgt bei Ereignissen mit kurzfristig hohen Schwebstoffkonzentrationen eine schnelle Wiederbesiedlung aus den Zuflüssen oder aus den Schutzräumen im Interstitial. Ist die Gewässersohle jedoch kolmatisiert, ist ein Rückzug ins Interstitial nicht möglich.

Es liegen nur wenige Untersuchungen zu den Einflüssen von erhöhten Schwebstofffrachten auf die Abundanz der Makroinvertebraten in schweizerischen Fliessgewässern vor. Bei Untersuchungen im Alpenrhein zeigte sich, dass im Vergleich mit anderen alpinen Fliessgewässern der Schwall-Sunk-Betrieb und die damit verbundene erhöhte Kolmation der Gewässersohle und der veränderte Geschiebetransport eine langfristige Verschiebung der Artgemeinschaft und Defizite bei der benthischen Fauna zur Folge hatte [29]. Analog ist auch unmittelbar oberhalb von Flusskraftwerken durch die verminderte Fliessgeschwindigkeit und Feinsedimentablagerung mit einer verminderten Biomasse der Fischnährtiere zu rechnen, wie Untersuchungen in der Limmat und im Hochrhein zeigten [30, 31].

5.6.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten Effekte auf die Fischgesundheit

Treten in einem Fliessgewässer erhöhte Schwebstoffkonzentrationen auf, suchen die Fische nach Möglichkeit Unterstände auf oder weichen vorübergehend in unbelastete Seitengewässer aus. Dies ist jedoch nur möglich, wenn Unterstände auch vorhanden sind und der Zugang in die Seitengewässer nicht durch Flussverbauungen verwehrt wird (siehe Hypothese «Lebensraum»). Erhöhen sich die Schwebstoffkonzentrationen sehr rasch oder ist ein Ausweichen auf ein anderes Gewässer nicht möglich, sind Fische den erhöhten Konzentrationen direkt ausgesetzt. Brütlinge reagieren dabei empfindlicher als adulte Tiere. Die im Wasser transportierten Partikel beeinträchtigen die Sicht und haben Auswirkungen auf das Verhalten der Fische. Zudem können sie zu einer Schädigung des Gewebes, hauptsächlich der Haut und Kiemen, und zu einem respiratorischen Stress führen. Hautverletzungen sind mit einer verminderten Resistenz gegenüber Krankheitserregern verbunden. Die Intensität der Schädigung ist nicht nur von der Konzentration der Schwebstoffe, sondern auch von deren Form und Zusammensetzung, von der Dauer der Exposition, der Konzentration anderer chemischer Wasserinhaltsstoffe und der Anwesenheit von Krankheitserregern abhängig [28]. So müssen kurzfristig



Effekte der Kolmation auf die Fortpflanzung

Für den Laichvorgang benötigt die Bachforelle ein gut durchströmtes, nicht mit Feinsedimenten kolmatiertes Kiesbett, in das die Weibchen im Spätherbst die Laichgruben schlagen (siehe Anhang «Lebenszyklus Bachforelle»). Während der Inkubationszeit des Laiches bis zur Emergenz der Brütlinge im Frühjahr müssen eine genügende Sauerstoffversorgung (der Wert dürfte ungefähr demjenigen der Lachse entsprechen: Inkubation: 1 mg O₂/l; Augenpunktstadium 5 mg O₂/l; Schlüpfvorgang: 6–8 mg O₂/l) und ein regelmässiger Abtransport von Abfallstoffen durch den Wasserdurchfluss im Interstitial gewährleistet sein [13, 35, 36]. Eine erhöhte Ablagerung von Feinsedimenten behindert die Sauerstoffversorgung im Interstitial. Zudem sollte der organische Anteil an Feinsedimenten nicht zu hoch sein, um eine Sauerstoffzehrung im Interstitial zu vermeiden. In der Literatur wird für eine optimale Entwicklung des Laiches in der Gewässer- sohle ein Feinsedimentanteil (bei einer Korngrösse kleiner als 0,75 mm) von maximal 10% angegeben (siehe Abbildung 5.6.5b) [11].

Der Einfluss der Kolmation auf den Laicherfolg der Bachforelle beziehungsweise auf die Überlebensrate des Laichs ist auch Bestandteil des Wahrscheinlichkeitsnetzwerk-Modells (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren»). Der Laicherfolg wird im Modell als Anteil der befruchteten und in den Kies abgelegten Eier im Vergleich zur total produzierten Ei- menge definiert und beträgt laut einer Schätzung von nation- alen Experten bei mässiger und starker Kolmation noch 80% beziehungsweise 45% (siehe Abbildung 5.6.5). Der Anteil der geschlüpften Brütlinge ergibt die Überlebensrate in Prozent der befruchteten und abgelegten Eier. Dieser nimmt nach Angaben in der Literatur [11] und nach Aussagen von Experten bei einem Feinsedimentanteil in der Gewässer- sohle von über 10% deutlich ab (siehe Abbildung 5.6.6).

Bei den Untersuchungen zum Sömmerlingsbestand in 38 schweizerischen Fliessgewässern wurde die Kolmation mit der «Stiefelprobe» (Fusstritte in die Gewässersohle) zum Zeitpunkt der Befischungen im Sommer beurteilt [7, 9]. Im ersten Untersuchungsjahr wurde bei 37% der untersuchten Gewässerstellen eine mittlere und bei 12% eine starke Kol- mation festgestellt. Bei 26% der untersuchten Gewässer- stellen war die Gewässersohle gering kolmatiert, 25% zeig- ten keine Kolmatierung. Der Kolmationszustand der bei einer zweiten Erhebung nochmals untersuchten Fliessgewässer war mit den im Vorjahr gemessenen Ergeb- nissen vergleichbar. Aufgrund der unterschiedlichen hydrologischen Verhält- nisse widerspiegelt der Zustand der Gewässersohle im Som- mer nicht die unmittelbaren Verhältnisse während der Laich- periode. Dennoch konnte ein Zusammenhang zwischen starker Kolmation und geringem Sömmerlingsbestand auf- gezeigt werden. Bei einzelnen Untersuchungen in verschie- denen Fliessgewässern – Alte Aare (BE); Alpenrhein (SG); Önz (BE); Orbe (VD) – konnte ausserdem ein Zusammen-

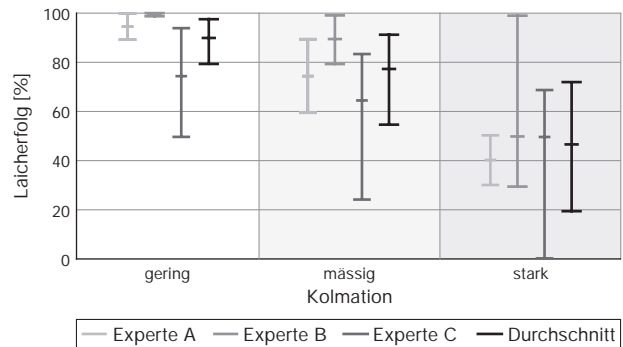


Abb.5.6.5: Resultate der Expertenurfrage zum Zusammenhang zwischen Kolmation und Laicherfolg. Die Intervalle geben den von den Experten geschätzten wahrscheinlichsten Wert und den höchsten beziehungsweise tiefsten möglichen Wert an.

hang zwischen Kolmation und Verlust von Laichhabitaten beziehungsweise der Beeinträchtigung der Entwicklung des Laiches festgestellt werden [5, 29, 37, 38].

In der Alten Aare wurden im Jahr 1988 und Herbst 1989 Untersuchungen zur Sohlenstruktur durchgeführt [39]. Der Feinsedimentanteil (Korngrösse kleiner als zwei Millimeter) lag oberhalb der Lyssbachmündung bei circa 10%, während unterhalb der Lyssbachmündung ein sehr hoher Feinsedi- mentanteil von 10–30% ausgemacht wurde. Die starke Kol- mation im unteren Streckenabschnitt wird vor allem mit fehlendem Geschiebetrieb begründet. Verlaichungen wurden nur an wenigen Stellen beobachtet, was sich aber auch mit der Einschätzung deckt, dass die Alte Aare kein Forellen- gewässer ist [5]. Im Alpenrhein wurden mittels Aussetzen von Vibertboxen die Reproduktionsverhältnisse bei den Bach- forellen überprüft [29]. Bei den Untersuchungen zeigte sich, dass ein hoher Feinsedimentanteil (Korngrösse kleiner als 0,63 mm) aus einer erhöhten schwallbedingten Trübefracht einen Einfluss auf die Anzahl der Larven hatte. In der Allaine (JU) wird neben den Hauptursachen für geringe Bachforel-

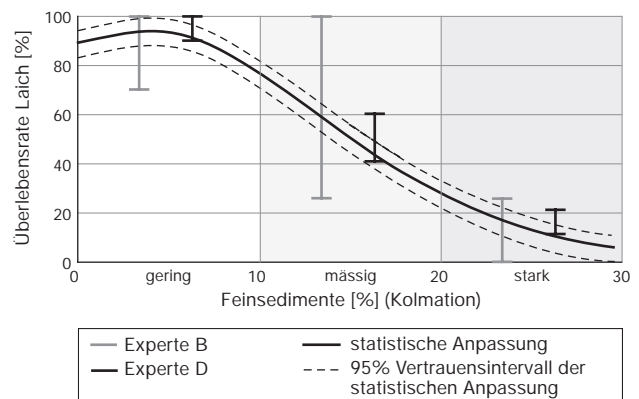


Abb. 5.6.6: Zusammenhang zwischen Kolmation und Überlebensrate des Bachforellenlaichs aufgrund der Expertenbefragung und nach [11].

lenbestände (Wasserqualität und geringe Habitatsqualität) die Kolmation der Gewässersohle als weiterer bedeutender Faktor angesehen [15]. Bei parallelen Untersuchungen in den vier Fliessgewässern der Testgebiete: Emme (BE); Liechtensteiner Binnenkanal (Fürstentum Liechtenstein); Necker (SG); Venoge (VD) wurden in den Jahren 2002 und 2003 unter anderem der Kolmationszustand der Gewässersohle und der Sömmerlingsbestand erhoben [40, 41]. Aus den Abschätzungen des Wahrscheinlichkeitsnetzwerk geht die Kolmation als einer der vier wichtigsten Faktoren für einen Bestandesrückgang im Liechtensteiner Binnenkanal, im Necker und in der Venoge hervor (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren»).

5.6.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Mehrere Faktoren (Niederschläge, Versiegelung, Landwirtschaft) haben dazu geführt, dass in der Schweiz die Erosion von Feinsedimenten in den letzten Jahrzehnten zugenommen hat. Eine deutliche Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen ist in den untersuchten Fliessgewässern jedoch nicht feststellbar. Die Schwebstoffkonzentrationen in den Mittellandflüssen bewegen sich in einem Bereich, in dem keine direkte Schädigung der Fische zu erwarten sind. Bei Fliessgewässern mit alpinem Einzugsgebiet können in einzelnen Jahren die Konzentration und die Dauer des Auftretens im Sommer kritisch sein. Ein Zusammenhang zwischen den Schwebstoffkonzentrationen und dem Fischfangrückgang ist nicht wahrscheinlich.

Eine starke Kolmation beziehungsweise erhöhte Feinsedimentanteile der Gewässersohle vermindern den Laicherfolg nachweislich. Aufgrund der fehlenden Datenlage kann aber keine Aussage über einen möglichen Einfluss auf den Fischfangrückgang in der Schweiz getroffen werden.

5.6.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Zur Verhinderung der Feinsedimenteinträge in die Gewässer werden Pufferstreifen und eine Verbesserung landwirtschaftlicher Drainagesysteme empfohlen.

Hohe Schwebstoffbelastungen können die Fischgesundheit beeinträchtigen. Es ist wichtig, dass Fische solchen Belastungen ausweichen und unbelastete Gewässer oder Unterstände aufsuchen können. Aus diesem Grund sind Massnahmen erforderlich, die die Vernetzung der Fliessgewässer wiederherstellen.

Kolmationen haben nachweislich einen Effekt auf Fische. Grundsätzlich sind deshalb Massnahmen zu propagieren, die zu einer Verhinderung oder Verminderung der Kolmation der Gewässersohle führen (beispielsweise eine Wiederherstellung der Geschiebedynamik). Gleichzeitig sollten bei der Beurteilung und Bewilligung von neuen baulichen Vorhaben mögliche Veränderungen der Gewässersohle berücksichtigt werden.

Forschungsbedarf

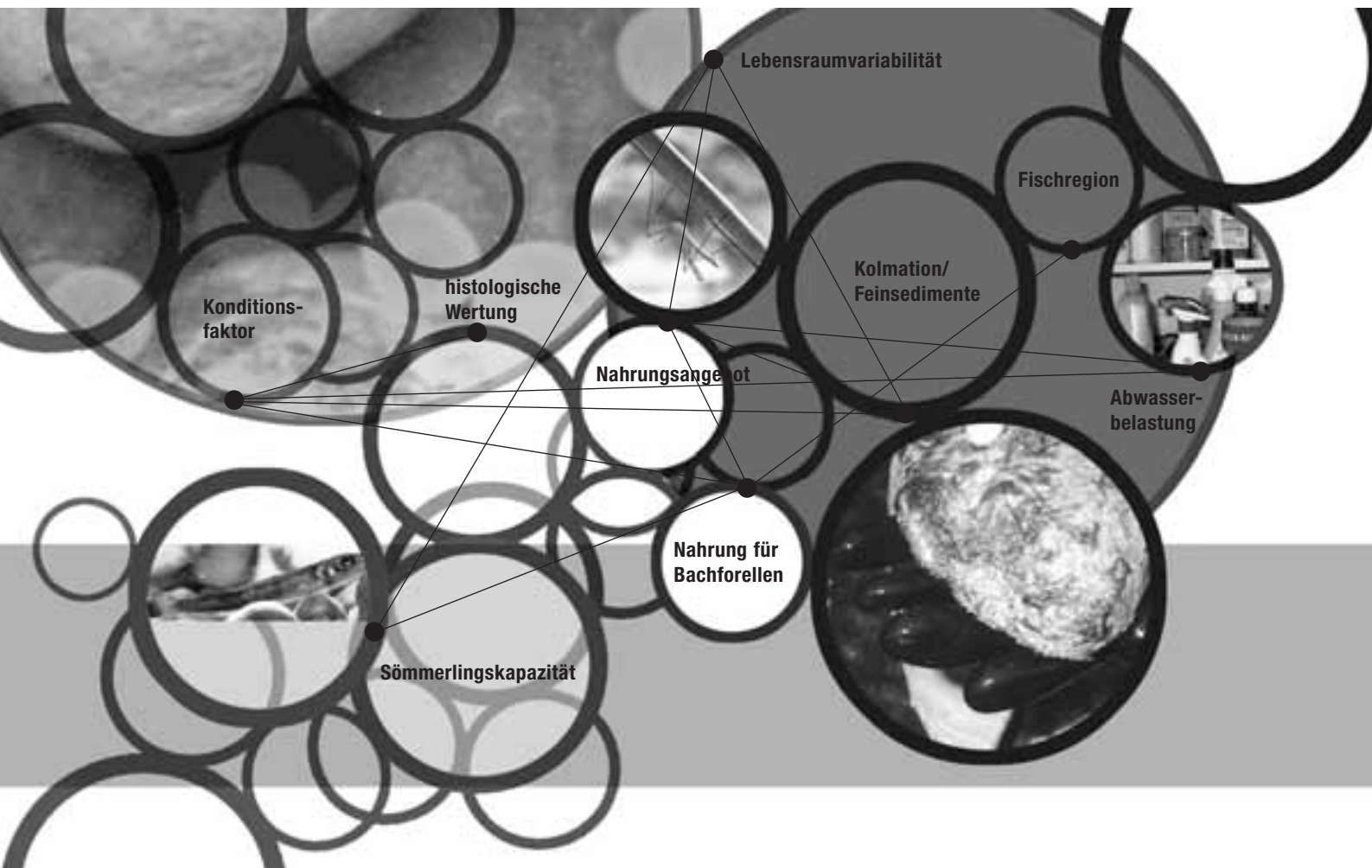
Für eine umfassende Beurteilung der Kolmation der Gewässersohle in schweizerischen Fliessgewässern fehlen wichtige, grundlegende Daten. Diese Datenlücke gilt es zu schliessen. Die Erhebung der Kolmation ist in vereinfachter Form bereits in der Methode «Äusserer Aspekt» des Modul-Stufen-Konzeptes vorgesehen [42]. Fischnetz empfiehlt, das beim Gewässermonitoring anzuwenden. Für eine detaillierte Beurteilung der Kolmation wird die von Schälchli, Abegg und Hunzinger im Rahmen von Fischnetz erarbeitete Methode empfohlen [10]. Zusätzlich wird eine Bestimmung des organischen Anteils im Sediment als sinnvoll erachtet.

Eine Kontrolle der Feinsedimenteinträge in kleinere Fliessgewässer insbesondere mit landwirtschaftlichem Einzugsgebiet fehlt. Damit in Zukunft auch in kleinen Fliessgewässern Veränderungen der Schwebstoffkonzentrationen festgestellt werden können, wird es als sinnvoll erachtet, diesen Parameter in die Routineuntersuchungen der Kantone (beispielsweise nach Modul-Stufen-Konzept Chemie [43]) aufzunehmen.

5.6.6. Literaturnachweis

- [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, 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.
- [7] Schager E & Peter A (2001) *Bachforellensömmerlinge 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) *Bachforellensömmerlinge. 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) *Maîtrise 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, Necker 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 Erhebung. Stufen F & S. Entwurf*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. pp. 43.



5.7 Hypothese: Geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung führt zum Fischfangrückgang

Zusammenfassung

Fische und insbesondere Bachforellen fressen, was ihnen angeboten wird. Ihr Mageninhalt spiegelt das jeweilige lokale und saisonale Angebot wider, welches hauptsächlich aus Insekten, Krebstieren, Spinnentieren, Würmern, eingeschwemmten Landinsekten und manchmal sogar Jungfischen besteht. Während erwachsene Fische durchaus in der Lage sind, Wochen bis Monate ohne Nahrung zu überstehen, sind Jungtiere auf die jeweils geeignete Nahrung angewiesen. Da Nahrungsorganismen in Fliessgewässern nur mit grossem Aufwand erfasst werden können, gibt es leider auch nur wenige Daten zu ihrer langjährigen Entwicklung. Dort, wo solche vorliegen, handelt es sich zudem vielfach um Schätzungen, die sich nur bedingt miteinander vergleichen lassen. Hingegen gibt es eine beträchtliche Zahl wissenschaftlicher Publikationen zu den grundsätzlichen Zusammenhängen zwischen der Nahrung und den Fischen. In etlichen Seen konnte beispielsweise nachgewiesen werden,

Abb. 5.7.1: Die Konzentration der Feinsedimente, die Wasserqualität und die Lebensraumvariabilität beeinflussen das Nahrungsangebot für Fische [1]. Bachforellen erstreiten sich davon einen je nach Fischregion grösseren oder kleineren Anteil.

dass der Phosphor-Rückgang eine verminderte Fischproduktion zur Folge hatte.

Die ausgewerteten Fliessgewässerdaten weisen weder auf eine Abnahme noch auf eine Qualitätsverschlechterung des Nahrungsangebots für Forellen hin. Die Hypothese, dass eine geringere Verfügbarkeit von Nahrung zu einem Rückgang des Fischfangs geführt hat, trifft also für die untersuchten Fliessgewässer nicht zu. Dennoch ist Nahrung ein entscheidender Faktor für die Produktivität eines Gewässers und ein grösseres Angebot könnte lokal zu höheren Erträgen führen. Massnahmen dürfen aber den Zielen des Gewässerschutzes nicht entgegenstehen. Düngung von Gewässern oder eine «Fütterung» von Fischen kommen daher als Massnahmen nicht in Betracht. Eine Bestockung der Uferzonen, Renaturierungen und eine angepasste Bewirtschaftung der Ufervegetation können aber zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen der Fischnährtiere führen und sind daher zu begrüssen.

5.7.1 Einleitung und Fragestellung

Genügend Nahrung ist eine selbstverständliche Voraussetzung für das Wachstum und die Vermehrung von Lebe-

wesen. So ist es folgerichtig, dass mit den abnehmenden Phosphatkonzentrationen in Seen und der damit verbundenen – und auch erwünschten – Reduktion der Algenproduktion auch das Zooplankton und die Fischbestände abgenommen haben [2]. In Fließgewässern sind andere Mechanismen entscheidend. Die Primärproduktion in den Bächen und Flüssen wird durch Aufwuchsalgen und Makrophyten gewährleistet und Phosphor ist meistens nicht limitierend. Zudem stammt ein beträchtlicher Teil der verfügbaren Energie aus der Vegetation im Umfeld der Gewässer. Dieses organische Material dient den heterotrophen Organismen in den Gewässern als Nahrung und wird dabei abgebaut. Bachforellen ernähren sich hauptsächlich von Makroinvertebraten (vor allem Insekten, Krebs- und Spinnentiere), die im Gewässer leben, von der Ufervegetation herunterfallen oder eingeschwemmt werden. Veränderungen der morphologischen und hydrologischen Verhältnisse (Verbauungen, Eindolungen von Zuflüssen, Hochwasser, Schwebstoffe), physikalischen Faktoren (Licht, Temperatur) oder Chemikalien (Nährstoffe, Schadstoffe) bewirken entsprechende Veränderungen im Nahrungsangebot für Fische. Im Teilprojekt 01/09 von Fischnetz [3] wurde diesen Zusammenhängen auf den Grund gegangen. Folgende Fragen standen dabei im Vordergrund:

- ▶ Welche Veränderungen des Angebotes von Fischnahrung sind in den vergangenen zehn bis 20 Jahren in schweizerischen Gewässern beobachtet worden?
- ▶ Gibt es dokumentierte Fälle, bei denen Veränderungen des Fischbestandes/Fischfangertrags auf eine Veränderung des Nahrungsangebots zurückgeführt werden können?
- ▶ Gibt es Untersuchungen, bei denen durch gezielte Nahrungszufuhr eine erhöhte Fischproduktion erreicht werden konnte?

▶ Gibt es dokumentierte Fälle, in denen aufgrund von Konkurrenz – beispielsweise durch intensiven Besatz – Wachstums- oder Reproduktionsverminderungen nachgewiesen werden konnten?

Fischnahrung

Bachforellen sind Nahrungs-Opportunisten [4–6]. Die Zusammensetzung der Nahrung variiert entsprechend dem saisonalen und lokalen Angebot und ist abhängig vom Alter der Fische (siehe Tabelle 5.7.1). Als Nahrung für die Forellen verfügbar ist insbesondere auch derjenige Teil der Biomasse, der als Drift an der Wasseroberfläche schwimmt [7].

Nahrungsmangel kann sich auf das Wachstum, die Gesundheit und die Reproduktion auswirken. Er trifft Jungfische, alte und kranke Fische sowie Laichtiere empfindlicher als gesunde Fische mittleren Alters und wirkt sich in verschiedenen Jahreszeiten unterschiedlich stark aus. Gesunde grössere Fische können mehrere Monate ohne oder mit sehr wenig Nahrung überdauern und reagieren daher kaum sichtbar auf zeitweisen Nahrungsentzug. Hungerperioden wirken sich aber auf die Fitness der Fische und insbesondere auch auf die Reproduktionsleistung der Laichtiere aus (siehe Anhang «Aussagen der internationalen Experten»). Auf der Ebene der Population manifestiert sich ein Nahrungsmangel höchstens in Extremfällen und mit Verzögerung, wenn die Fische zu schwach für die Reproduktion sind.

5.7.2. Befunde in der Schweiz

Ertragsvermögen

Beziehungen zwischen dem Nahrungsangebot und den Fischen werden in der Praxis durch Abschätzungen des Ertragsvermögens der Gewässer gemacht [11]. Damit erhält

Gewässer [Referenz]	Langete BE [8]	Necker SG [9]				Landquart GR [10]
Untersuchungsperiode	1982	2./3. Juli 1991	5./6. Juli 1991	5./6. Aug. 1991	8./9. Aug. 1991	25. Okt.– 5. Nov. 1997
Benthos-Organismen total davon:	15	66	49	18	26	95
<i>Nicht-Insekten</i>	<1	<1	<1	0	0	0
<i>Fliegen-/Mückenlarven</i>	7	23	29	3	5	37
<i>Eintagsfliegenlarven</i>	1	12	9	8	18	10
<i>Steinfliegenlarven</i>	<1	2	<1	1	3	3
<i>Köcherfliegenlarven</i>	5	27	8	6	<1	45
<i>Übrige Insekten</i>	1	1	1	0	<1	0
Aquatische Oberflächendrift	84	3	9	1	5	–
Terrestrische Anflugnahrung	<1	31	42	80	69	5
Fische und höhere Krebse	In der Argen Baden-Württemberg (persönliche Mitteilung K. Wurm, Tübingen) und in der Thur [5] gefunden					

Tab. 5.7.1: Zusammensetzung der Nahrung von Bachforellen aus ausgewählten Gewässern in Prozent [3]. Ergebnisse aus Magenuntersuchungen.

man Hinweise, ob überhaupt genügend Nahrung vorhanden ist, um einen bestimmten Fangertag zu erhalten. Mit dieser Methode, der so genannten Bonitierung (siehe Kasten), wurde das mittlere fischereiliche Ertragsvermögen der Fließgewässer (Patentgewässer) im Kanton Bern auf jährlich circa 50 kg/ha geschätzt [12]. Die Maximalwerte in den untersuchten Gewässern liegen bei circa 100 kg/ha und Jahr.

Aus Abbildung 5.7.2 lässt sich mit Hilfe des Bonitätsfaktors beziehungsweise der Nährtierdichte abschätzen, dass Gewässerstrecken mit einem mittleren Ertrag von 40 kg /ha pro Jahr einen Bonitätsfaktor von circa 5 aufweisen und eine

Nährtierbiomasse von 30 g/m² produzieren müssen. Im Mittel müssen für die Produktion von 1 kg Fischbiomasse circa 5 kg Nahrung konsumiert beziehungsweise 10–15 kg Nahrungsbiomasse produziert werden [3]. Allerdings muss nicht alle Nahrung im Gewässer selbst produziert werden, sondern kann auch aus eingeschwemmten Landorganismen bestehen (siehe Tabelle 5.7.1). Diese pauschalen Abschätzungen zeigen die Größenordnungen der Fischproduktion und ihre Abhängigkeit von der Nahrung, sie zeigen aber auch die Unsicherheiten solcher Schätzungen. Hinweise auf Nahrungsmangel konnten beim Vergleich der Schätzwerte des Fisch-

Die Bonitierungsmethode nach Vuille [12]

Die Bonitierungsmethode erlaubt eine Abschätzung des fischereilichen Ertragsvermögens einer Fließgewässerstrecke aufgrund der Wassertemperatur, des Lebensraumes und der Nährtiere. Die Methode erlaubt eine Anpassung der Bewirtschaftung (Angelfang und Besatz) an die lokalen Gegebenheiten. Vuille schlägt für die Bonitierung folgende Formel vor:

$$JHE = 10 \cdot k_1 \cdot k_2 \cdot RQ \cdot k_3 \cdot B_{mod}$$

- JHE = Jahres-Hektar-Ertrag
- k1 = Temperaturfaktor
- k2 = Raumfaktor
- RQ = Korrekturfaktor von k2 bei ungenügender Wasserführung
- k3 = Fischereibiologische Zonierung
- B_{mod} = Bonitätsfaktor

Der Temperaturfaktor k1

Bei der Bonitierung wird davon ausgegangen, dass wärmere Gewässer auch mehr Ertrag liefern. Negative Effekte werden nicht berücksichtigt.

$$T_{k1} = T_{min} \cdot (T_{max} - T_{min})$$

- T_{k1} = Hilfsgrösse
- T_{min} = kleinste mittlere Monatstemperatur
- T_{max} = grösste mittlere Monatstemperatur
- k1 = 0,75 bei T_{k1} < 25
- k1 = 1,00 bei T_{k1} = 25–45
- k1 = 1,25 bei T_{k1} = 45–70
- k1 = 1,50 bei T_{k1} = 70–80
- k1 = 1,75 bei T_{k1} > 80

Der Raumfaktor k2 und der Korrekturfaktor RQ

Der Raumfaktor k2 ist ein Mass für die Ökomorphologie eines Gewässers (Variabilität von Linienführung, Breite, Tiefe, Strömung, Korngrößen; Qualität und Quantität der Unterstände, Struktur der Ufervegetation; Durchgängigkeitsstörungen, Längsvernetzung). Er variiert von 1–4 (1 = sehr gut/natürlich, 4 = sehr schlecht/naturfern). Die Gewässermorphologie wird in der Regel bei niedrigem Wasserstand bewertet. Falls dies nicht der Fall ist, muss ein zusätzlicher Korrekturfaktor RQ verwendet werden, damit der Raumfaktor nicht zu hoch eingeschätzt wird.

- RQ = 0,5 bei ungenügender Wasserführung während der meisten Zeit des Jahres
- RQ = 0,8 bei ungenügender Wasserführung während der Fortpflanzungszeit
- RQ = 0,9 bei ungenügender Wasserführung während ein bis zwei Monaten ausserhalb der Fortpflanzungszeit
- RQ = 1 Wenn die Wasserführung nicht wesentlich beeinflusst ist.

Die Fischereibiologische Zonierung k3

k3 widerspiegelt die aufgrund von Breite und Gefälle zugeordnete Artenzusammensetzung des Fischbestandes.

- Forellenregion k3 = 1 1*
- Äschenregion k3 = 1,25 0,5*
- Barbenregion k3 = 1,5 0,25*
- Brachmenregion k3 = 2 0*

Zur Schätzung des Forellenfang-Ertrags allein reduziert sich k3 in den anderen Regionen entsprechend. Die entsprechenden Schätzwerte sind mit * bezeichnet (persönliche Mitteilung Th. Vuille und M. Borsuk). Sie werden in den Modellrechnungen des Wahrscheinlichkeitsnetzwerks verwendet (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren»).

Der Bonitätsfaktor B_{mod}

Mit dem Bonitätsfaktor wird der Bestand an Nährtieren charakterisiert. Die Fischnährtiere werden mittels 4–8 Surber-Proben à 0,05 m² erfasst und ergeben Bonitätsfaktoren gemäss der untenstehenden Tabelle 5.7.2.

Charakterisierung	Nährtierbestand (g/m ²)	Bonitätsfaktor B _{mod}
arme Gewässer	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
	10–15	3,5
mittlere Gewässer	15–20	4
	20–25	4,5
	25–30	5
	30–35	5,5
	35–40	6
	40–45	6,5
	45–50	7
	50–55	7,5
reiche Gewässer	55–60	8
	60–65	8,5
	65–70	9
	70–80	9,5
	>80	10

Tab. 5.7.2: Bonitätsfaktor.

Vuille führt noch einige Korrekturfaktoren für B_{mod} auf, welche den Unterschieden in der Qualität und Verfügbarkeit der Nährtiere, der Wasserqualität und den Probenahme Fehlern Rechnung tragen.

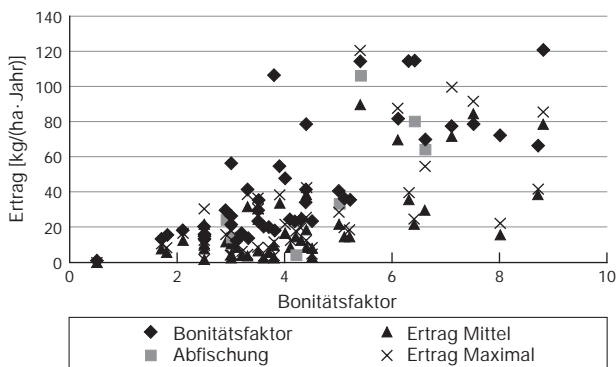


Abb. 5.7.2: Jährlicher Fischfangertrag in Berner Fließgewässern [12] in Abhängigkeit des Nährtierbestandes (Bonitätsfaktor). Dargestellt sind je die effektiven Fangerträge der Jahre 1991–95 (Mittelwerte und Maximalwerte) und die mit der Bonitierungsverfahren und durch Abfischung geschätzten Erträge von 47 Fließgewässerstrecken. Geht man nun von einem Nährtierbestand von circa 30 g/m² aus, so lässt sich aus der Tabelle im Kasten über die Bonitierungsverfahren entnehmen, dass dies einem Bonitätsfaktor von 5 entspricht. Der dazugehörige geschätzte Ertrag von knapp 40 kg/ha liegt, wie die Grafik zeigt, höher als der effektive Ertrag von circa 20 kg/ha.

fangertrags mit den effektiven Fängen in den Berner Gewässern nicht gefunden werden. Im Gegenteil: Der potenzielle Ertrag wurde nicht einmal erreicht.

Entwicklung des Nährtierbestandes

Baumann hat in seiner Studie [3] die öffentlich zugängliche Literatur gesichtet und die Kantone um Hinweise auf interne

Untersuchungen und Daten über das Nahrungsangebot für Fische in Fließgewässern angefragt. Es hat sich bestätigt, dass wenig quantitative Erhebungen vorliegen, die mehrere Jahre umfassen, geschweige denn die ganze Periode von 1971 bis heute abdecken. Zudem sind die meisten Untersuchungen von Makroinvertebraten in Fließgewässern qualitativ oder höchstens semi-quantitativ, indem geschätzte Häufigkeiten angegeben werden. Da diese Häufigkeiten anhand individueller Skalen für jede Untersuchung separat definiert wurden, sind sie nur mit Vorbehalten vergleichbar. Immerhin geben sie aber Hinweise auf Veränderungen im Verlauf der untersuchten Jahre. In der Abbildung 5.7.3 sind die Abundanzen, Taxazahlen, Artenzusammensetzung und Biomassen der Benthosorganismen der Aare bei Aarburg dargestellt. Diese Parameter haben sich zwischen 1993 und 1997 nur wenig geändert. Je nachdem aber, ob die Individuen pro Quadratmeter oder die Häufigkeitsstufen dargestellt werden, ergibt sich ein unterschiedliches Bild der zeitlichen Entwicklung. Zum Beispiel hat die Abundanz von 1994–1997 zugenommen, während die Taxazahl und Biomasse nach einem Zwischenhoch abgenommen haben. Ein ähnliches nicht ganz eindeutiges Bild der Entwicklung gilt für die übrigen untersuchten Gebiete (siehe Tabelle 5.7.3). Es ist zu beachten, dass die Streuung der Daten wegen der aufwändigen Methodik (meist Surber-Proben), der inhomogenen Substrate des Benthos und vor allem wegen der Saisonalität der Lebenszyklen der Insekten sehr gross ist. Zum Beispiel können Messungen kurz vor und nach der Emergenz von In-

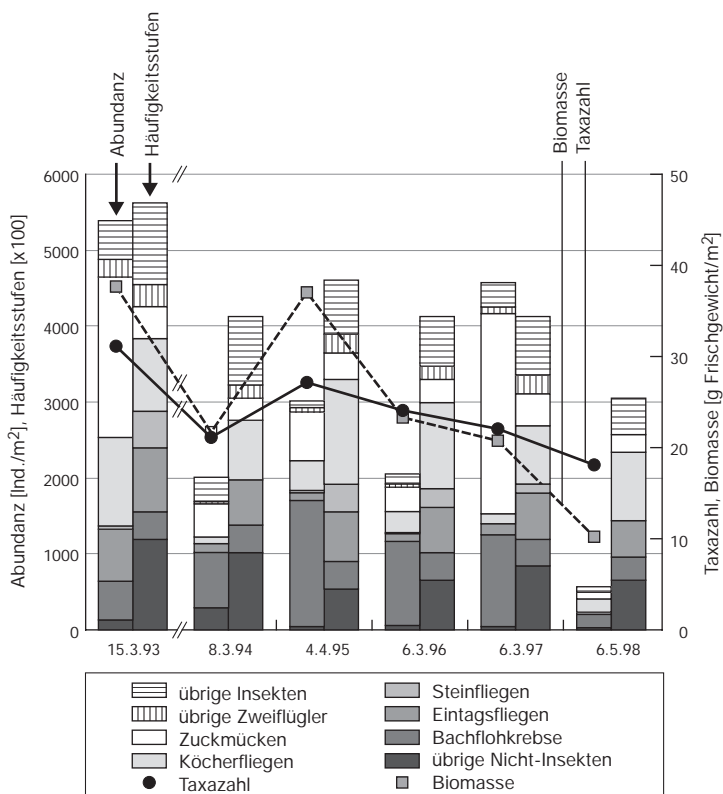


Abb. 5.7.3: Typische Nährtierdaten am Beispiel der Makroinvertebraten der Aare bei Aarburg (Daten vom 15.3.93) [13] und Daten von 1994–1998 [14] mit den typischen Schwierigkeiten der Vergleichbarkeit und Interpretation verschiedener Studien und Parameter. Die Daten von 1993 stammen aus einer anderen Studie als diejenigen ab 1994, sie sind nur bedingt vergleichbar. Die in der Grafik dargestellten Häufigkeitsstufen entsprechen den Summen der Häufigkeitsstufen der einzelnen taxonomischen Gruppen. Je nach Art der Darstellung der Nährtiere, als Abundanz (Individuen pro m²), Häufigkeitsstufen (je nach Autor unterschiedlich definierte Häufigkeitsklassen), Taxazahl (Anzahl verschiedener Arten) oder Biomasse (g Frischgewicht pro m²) erscheint die zeitliche Entwicklung in einem anderen Licht. Damit ist auch die Beziehung zu anderen Faktoren, wie beispielsweise dem Fischfang nicht immer die selbe. Biomasse und Taxazahl haben im Jahr 1995 ihre Maximalwerte und die Abundanz ist 1997 am höchsten (wenn man die erste Untersuchung von 1993 nicht mit einbezieht). Bei den Abundanzen sind die Zuckmücken und bei den Häufigkeiten die Steinfliegen die dominanten taxonomischen Gruppen.

- Definition der Häufigkeitsstufen:**
- Stufe 1 = 1–2 Ind./m²
 - Stufe 2 = 3–10 Ind./m²
 - Stufe 3 = 11–30 Ind./m²
 - Stufe 4 = 31–100 Ind./m²
 - Stufe 5 = 101–500 Ind./m²
 - Stufe 6 = 501–2000 Ind./m²
 - Stufe 7 = >2000 Ind./m²

sektenlarven Schwankungen von tausenden von Individuen pro Quadratmeter (mehreren hundert Prozent) innerhalb von Tagen bewirken.

Entwicklung von weiteren Umweltfaktoren

Wie einleitend erwähnt, haben sich in den vergangenen Jahrzehnten auch verschiedene Faktoren geändert, die sowohl die Fische direkt beeinflussen als auch eine indirekte Wirkung über Nährtiere ausüben können [15]. Dazu gehören der Lebensraum mit Ufervegetation, Hydrologie und Morphologie der Gewässer sowie organische Einträge und Nährstoffe. In der detaillierten Auswertung der NADUF-Daten [16] zeigt sich ein unterschiedliches Bild je nach Gewässer und Einzugsgebiet. Die *Nitratkonzentrationen* haben leicht zugenommen, bleiben aber mit Ausnahme der Glatt, einem stark belasteten Gewässer in der Agglomeration Zürich, immer noch unter 4 mg/l (NO₃-N). Damit liegen die Werte noch unterhalb der in der Gewässerschutzverordnung [17] angegebenen Grenze von 5,6 mg/l. Die *Phosphatkonzentrationen* (PO₄-P) haben abgenommen und liegen seit Ende der 1980er Jahre unterhalb von 0,1 mg/l. Phosphor wird erst ab circa 0,0006–0,015 mg/l und Stickstoff erst ab circa 0,05–0,06 mg/l limitierend für das Algenwachstum in Bächen [18]. Diese Größenordnungen wurden auch experimentell in Düngeversuchen ermittelt [19]. Das heisst, dass in den untersuchten Gewässern keine Nährstofflimitierung zu erwarten ist. Die Zufuhr von *organischem Kohlenstoff* hat in den meisten Flüssen tendenziell leicht zugenommen. Die Konzentrationen liegen aber unter dem in der Gewässerschutzverordnung angegebenen Bereich von 1–4 mg/l, was weder zu kritischen Sauerstoffverhältnissen noch zu einem signifikantem Energie-Eintrag führt.

Die in den vergangenen Jahrzehnten beobachteten Veränderungen der wichtigen Nährstoffe Phosphat und Nitrat und des organischen Kohlenstoffs korrelieren zwar teilweise

mit dem Fischfangrückgang, können aber nicht mit einer Reduktion der Nährtierproduktion in Verbindung gebracht werden. Dazu fehlen insbesondere genügend lange, konsistente Datenreihen zu den Nährtieren, aber auch Informationen zu kleinen oligotrophen Bächen, wo eine Limitierung durch Phosphor durchaus auftreten könnte.

Eine wichtige Nahrungsquelle für Fische ist der Eintrag von Organismen von der *Ufervegetation* und der näheren Umgebung [20]. Dieser Eintrag kann lokal und zu gewissen Zeiten – insbesondere nach der Emergenz von Wasserinsekten im Sommer – ein wesentlicher Anteil der Nahrung sein (siehe Tabelle 5.7.1). Leider liegen kaum Untersuchungen über die langfristige Entwicklung dieser Nahrungszufuhr vor. Die Veränderungen der Ufervegetation haben schleichend, parallel zu den morphologischen Störungen der Bachgerinne, und hauptsächlich bereits lange vor dem Beginn des Fischfangrückgangs stattgefunden (siehe Hypothese «Lebensraum»). Es lässt sich daher im Nachhinein nicht mehr zeigen, ob eine Abnahme des Eintrags von Landorganismen als Ursache für einen Fischbestandesrückgang verantwortlich ist.

Veränderungen des Abflussregimes, besonders im Zusammenhang mit dem *Schwall-Sunk-Betrieb* von Wasserkraftwerken können einen sehr starken Einfluss auf die Nährtiere in einem Gewässer ausüben [21]. Sie behindern durch Trübung die Primärproduktion, schädigen die Organismen mechanisch, verstärken periodisch ihre Drift, stören den natürlichen Temperaturverlauf und verändern die Uferzonen. Sie sind im Einzelfall zu untersuchen (siehe Hypothese «Feinsedimente»).

5.7.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Die Zusammenstellung der in die Studie von Baumann [3] einbezogenen Gewässer in Tabelle 5.7.3 zeigt, dass Häufigkeiten und Taxazahlen der Makroinvertebraten in den angegebenen Zeiträumen zwischen 1981 und 2001 nicht abge-

Gewässer	Untersuchungs-jahre	Häufigkeit Makro-invertebraten	Taxazahl	Fischerträge
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	+ /++	--/--/-/.
Birs (BS)	1980–1996	0	0	--/--/-/.
Limmat (ZH)	1990–2000	0	0	--/././.
Aare (AG/BE/SO)	1993–1998	0	0	--/././.
Samina (FL)	1981–2000	0	0	./././.
Malbunbach (FL)	1981–2000		0	./././.
Balzner Giessen (FL)	1981–2000	0/-	0	./././.

Tab. 5.7.3: Aufgrund der Grafiken beurteilte Entwicklungstrends einiger untersuchter Gewässer [3].

0 = unverändert, + = Zunahme (++ = starke Zunahme), - = Abnahme (-- = starke Abnahme), . = keine Angaben, ./ = unterschiedliche Tendenzen bei verschiedenen Stellen/Zeiträumen. Die Fischerträge wurden von vier verschiedenen Autoren untersucht (durch / abgetrennt).

Die meisten Untersuchungen weisen eine gleichbleibende oder leicht steigende Häufigkeit und Taxazahl bei den Fischnährtieren aus, während die Fischerträge überall entweder gleichbleibend oder abnehmend waren. Ein statistischer Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Nährtiere und dem Fischertrag besteht in keinem dieser Fälle.

nommen haben, während die Fischerträge in den meisten Fällen zurückgegangen sind. Aufgrund der punktuell, zeitlich beschränkt und meist nur semi-quantitativ erhobenen Makroinvertebraten-Daten konnte keine statistische Korrelationsanalyse durchgeführt werden. Es ist deshalb für jede Gewässerstrecke einzeln zu prüfen, ob dieser generelle Befund gültig ist.

5.7.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

In der Literatur sind direkte Einflüsse des Nahrungsangebotes auf den Fischbestand beziehungsweise Fischfangertrag für viele Gewässer dokumentiert. Auch die Ermittlung des potenziellen Fangertrags stützt sich massgeblich auf die Schätzung der Benthosorganismen-Biomasse. Es ist unbestritten, dass die Verfügbarkeit von Nahrung die Fischproduktivität eines Gewässers entscheidend prägt und wesentliche Veränderungen sich auf die Fischbestände auswirken müssen. Aus den untersuchten Daten geht aber hervor, dass sich weder die Häufigkeit der Fischnährtiere noch deren Artenzusammensetzung in den vergangenen Jahren wesentlich geändert haben. Dennoch nahmen in denselben Gewässern die Fischfangerträge ab.

Die zweite wichtige Nahrungsquelle, nämlich Organismen aus der Umgebungsvegetation, ist noch weniger dokumentiert als die der Benthostiere. Bezüglich der zeitlichen Entwicklung kann bei der Ufervegetation davon ausgegangen werden, dass die wichtigsten Veränderungen bereits vor 1970/1980, im Zusammenhang mit Meliorationen und Bachverbauungen stattgefunden haben. Ein ursächlicher Zusammenhang mit dem Rückgang des Fischfangertrags ist demzufolge höchstens zeitlich verzögert oder lokal zu erwarten.

Bei den indirekten Wirkungen stehen die Verminderung des Eintrags von organischen Substanzen und von Nährstoffen zur Diskussion. Diese beeinflussen die Bachforellen über die Nahrungskette (via Primärproduktion oder heterotrophe Organismen). Der Eintrag von organischen Verunreinigungen als auch von Phosphor und Stickstoff hat sich dank einem höheren Anschlussgrad an Kläranlagen und einer Verbesserung ihrer Reinigungsleistung bereits vor dem Rückgang der Fischfangerträge verkleinert. Inwiefern sich positive Effekte (Verbesserung der Wasserqualität) und negative Auswirkungen (weniger Nahrung) im beobachteten Fischfangertrag widerspiegeln, kann im Nachhinein nicht beurteilt werden. Bei oligotrophen alpinen Bächen könnte die Produktivität ähnlich wie bei Seen abgenommen haben, während bei nährstoffreicheren Mittellandflüssen kaum sichtbare Wirkungen zu erwarten sind. Nicht näher untersucht wurde die Wirkung von Pestiziden auf die Benthosfauna. Zeitweise zu hohe Schadstoffkonzentrationen können die Produktivität der Futtertiere verringern. Solche Effekte sind aber zeitlich und lokal sehr begrenzt und vor allem in landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu erwarten. Ein weiteres Problem für Fischnährtiere und Fische sind Flusstrecken mit Schwall-Sunk-

Betrieb. An solchen Stellen kann sich kaum eine genügende, stabile Biozönose mit Futterorganismen entwickeln.

Die Hypothese, dass eine geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung zu einem Fangrückgang geführt hat, muss aufgrund der vorliegenden Indizien, insbesondere der fehlenden zeitlichen Korrelation, verworfen werden. Nahrung ist aber ein wesentlicher Faktor für das Wachstum und die Vermehrung der Fische und es gibt Regionen, bei denen mehr Nahrung zu mehr Produktivität führen würde.

5.7.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Viele Faktoren, welche das Nahrungsangebot beeinflussen, wirken sich auch direkt auf die Fische aus. Dazu gehören die Morphologie und Hydrologie (siehe Hypothese «Lebensraum»), toxische Substanzen (siehe Hypothese «Chemikalien»), Temperatur (siehe Hypothese «Wassertemperatur»), das Abflussregime (siehe Hypothese «Winterhochwasser») oder Feinsedimente (siehe Hypothese «Feinsedimente»). In all diesen Fällen führen Verbesserungen für die Fische gleichzeitig auch zu Verbesserungen für die Nahrungsorganismen. Sie sind also auch aus dieser Sicht zu befürworten. Für die Fischnahrung ist eine strukturierte und zweckmässig bewirtschaftete Uferzone besonders wichtig, weil sie eine wichtige Nahrungsquelle für die Fische darstellt. Massnahmen zur direkten Erhöhung des Nahrungsangebotes durch Zugabe von Nährstoffen, organischem Material oder Fischfutter sind hingegen mit den Zielsetzungen des Gewässerschutzes nicht vereinbar und daher abzulehnen.

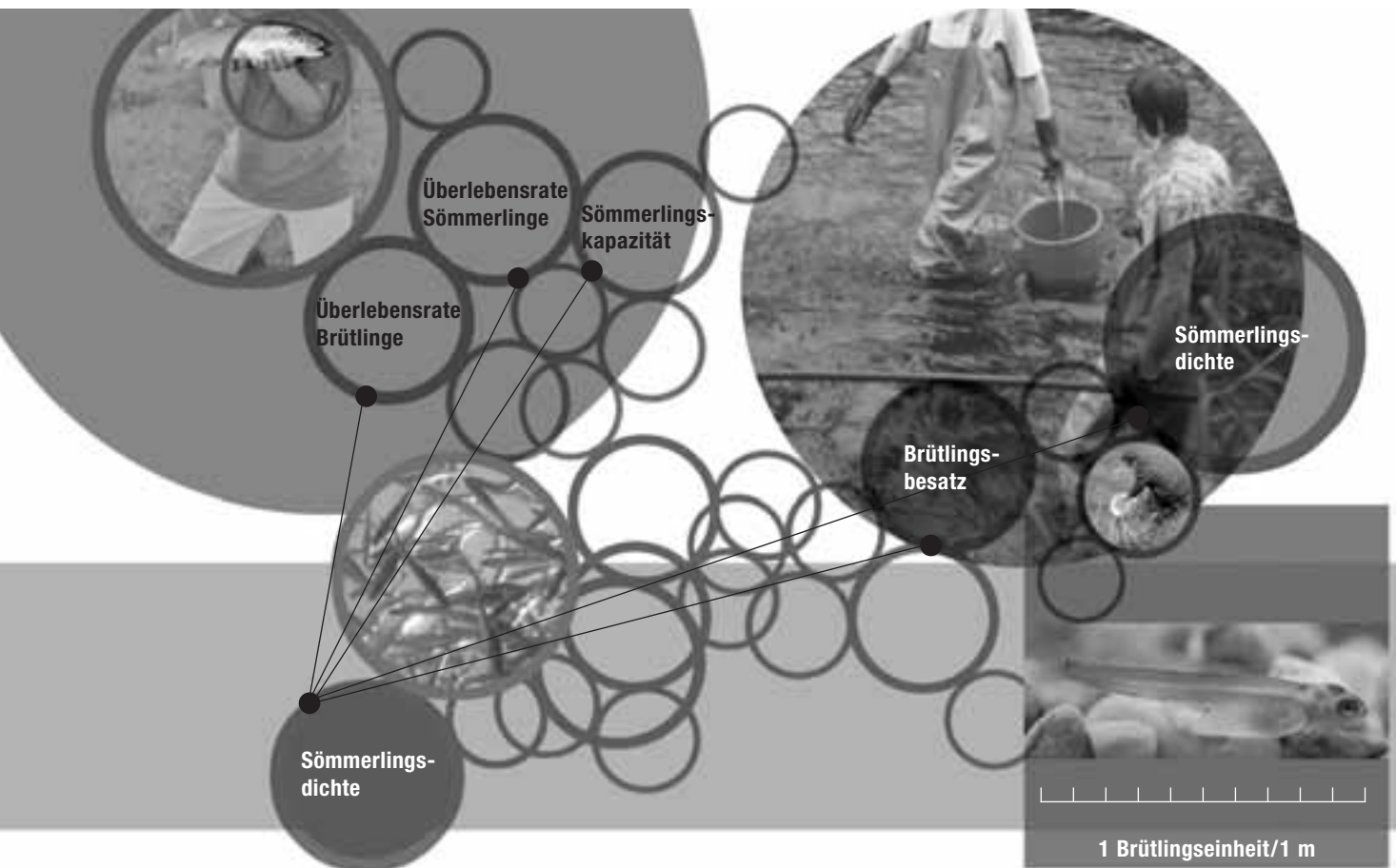
Forschungsbedarf

Die Bonitierungs- und Ertragsmethode zur Ermittlung des theoretischen Ertragsvermögens eines Gewässers sollte unter Berücksichtigung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und unter Einbezug der terrestrischen Anflugs- und Allochthoner Biomasse weiter entwickelt werden. Mehr Wissen über die Limitierung von Bachforellen an den oberen Grenzen ihrer Habitate in oligotrophen Bächen und an der Grenze zur Äschenregion sollte erarbeitet werden.

5.7.6 Literaturnachweis

- [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 Bodenfaunaprobe in Fließgewässern und nahrungsökologische Untersuchungen an Bachforellen (Salmo trutta forma fario L.)*. Zoologisches Institut, Universität Bern, Bern. pp. 105.
- [9] Gislis 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 Langzeitüberwachungsprogramms der Periode 1994–1998*. Gemeindeverbände Abwasser und Kehricht 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 (GschV)*. 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 Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer zu wenig angepassten fischereilichen Bewirtschaftung

Zusammenfassung

Fischbesatz mit Bachforellen erfolgt in den meisten Fließgewässern der Schweiz: nur 324 oder 12% von 2660 Untersuchungsstellen melden keinen Forellenbesatz. Der Besatz hat von 1970–1982 von 60 Millionen auf 115 Millionen Brütlingseinheiten stetig zugenommen und danach bis 2001 wieder auf rund 75 Millionen Brütlingseinheiten abgenommen. Der Besatz von 2001 ist aber immer noch sehr hoch: im Mittel eine Bachforellen-Brütlingseinheit pro Meter Fließgewässer.

Untersuchungen zur Überlebensrate von *Besatzfischen* in der Schweiz und in anderen Ländern zeigen, dass nur ein geringer Anteil dieser Fische bis zur Fangreife heranwächst und im Korb der Angler landet. Dies weist auf eine oft überschätzte Wirkung von Besatzmassnahmen hin.

Abb. 5.8.1: Der Besatz (je nach Zeitpunkt mit Brütlingen oder mit Sömmerlingen) wirkt sich auf die Sömmerlingsdichte aus, die ihrerseits auch von den jeweiligen Überlebensraten der Brütlinge und der Sömmerlinge sowie von der Sömmerlingskapazität beeinflusst wird.

Verschiedene molekulargenetische Untersuchungen der Forellenbestände zeigen, dass neben dem Genmaterial der lokal angepassten wilden Forellen auch abweichende Gene der Besatzfische vorkommen. Viele Forellenbestände entsprechen somit genetisch nicht mehr den früheren Wildfischen. Wie weit sich dies negativ auf die Vitalität der Bestände auswirkt, ist schwierig festzustellen; grundsätzliche biologische Überlegungen lassen aber eine negative Wirkung erwarten.

Neben dem Besatz gehört auch die Festlegung der *Schonbestimmungen* zu den zentralen Bewirtschaftungsmassnahmen. Insbesondere die Erhöhung der Fangmindestmasse kann starke Auswirkungen auf die Fangzahl haben und ist deshalb, zusammen mit anderen Massnahmen zur Sicherung der Nachhaltigkeit (Schonzeiten, Tagesfangbegrenzungen, beschränkte Anglerzahl usw.), sorgfältig abzuwägen.

Folgerungen für den Forellenfangerückgang: Aufgrund der widersprüchlichen Korrelationen zwischen gesamtschweizerischem Forellenbesatz und Fang sowie aufgrund des geringen Anteils der Besatzfische, welche die Fanggrösse erreichen, wird angenommen, dass der nach 1982 rück-

läufige Forellenbesatz keine zentrale, den gesamtschweizerischen Forellenfangrückgang erklärende Bedeutung hat. Es ist aber anzunehmen, dass unangepasste Besatzmassnahmen (falsche Menge, Alter, Genetik usw.) durchaus in der Lage sind, auf lokaler Ebene zu einem Fischbestandesrückgang beizutragen. Auch eine Überfischung der Fliessgewässer wird nicht als zentrale, den Fangrückgang erklärende Ursache beurteilt.

5.8.1 Einleitung und Fragestellung

Ein hoher Besatz mit Jungfischen aus naturnahen bis naturfernen Fischzuchten, zu einem geringen Teil Besatz mit Massfischen und eine oft unkritische Beurteilung der Herkunft der Elterntiere zeichnen den Bachforellenbesatz in den Fliessgewässern der Schweiz aus. Neben dem Besatz beeinflussen auch Veränderungen bei den Schonmassnahmen den Fang in den Fliessgewässern.

Das Überleben der Besatzfische wird durch zahlreiche Faktoren beeinflusst. Dazu gehören einerseits besatztechnische Aspekte, wie Alter, Grösse, Menge, Herkunft (Genetik), Kondition und Gesundheit der Besatzfische, der Zeitpunkt des Besatzes und die Aussatzstellen im Gewässer, die Behandlung der Fische während Transport und Aussatz; andererseits gehören dazu auch Eigenschaften des Besatzgewässers, wie Habitat und Wasserqualität. Letztere wirken sowohl auf die Besatzfische als auch auf die wilden Jungfische.

Diese Hypothese soll klären, inwieweit die Auswirkungen falscher oder übertriebener Bewirtschaftungsmassnahmen zum Fischfangrückgang beigetragen haben. Dabei stellen sich folgende Fragen:

- ▶ Führt entweder übertrieben hohe oder aber rückläufige Besatzmengen in den vergangenen 20 Jahren zu einem Fischfang- oder Bestandesrückgang?
- ▶ Führt der Besatz mit nicht lokal angepassten Rassen zu einer genetischen Vermischung, zu einer schlechteren

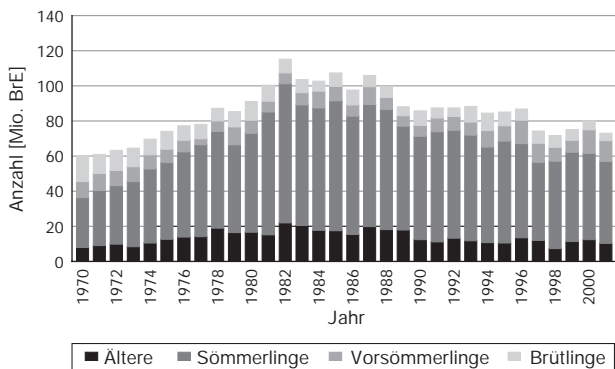


Abb. 5.8.2: Zeitliche Entwicklung des Bachforellenbesatzes in den schweizerischen Fliessgewässern. Angaben in Brütlingseinheiten (BrE); 1 Brütling = 1 BrE, 1 Vorsömmerling = 5 BrE; 1 Sömmerling = 10 BrE, ältere Fische = 20 BrE. (Quelle: Besatzstatistik BUWAL/Sektion Fischerei [5]).

Anpassung und damit zu Fischfang- oder Bestandesrückgang?

- ▶ Bewirkten ungeeignete Schonbestimmungen eine Unter- oder Übernutzung der Fischbestände und als Folge davon eine Fischfang- oder Bestandesverminderung?

Als wichtigste Unterlagen zur Beantwortung der Einzelfaktoren dienten eine Literaturstudie [1] und eine Untersuchung an der Kleinen Saane [2].

5.8.2 Befunde in der Schweiz

Fischbesatz-Mengen

Der Bachforellenbesatz hat von 1970–1982 von 60 Millionen auf 115 Millionen Brütlingseinheiten stetig zugenommen (Abbildung 5.8.2). Danach ging die Anzahl bis 2001 wieder auf rund 75 Millionen zurück. Dies entspricht immer noch gut einer Brütlingseinheit pro Laufmeter Gewässer (circa 60 000 Kilometer). Die Trendwende nach 1982 ist das Resultat der aufkommenden Zweifel der Bewirtschaftungsverantwortlichen am Erfolg der Jungfischeinsätze [3].

Den grössten Anteil des Besatzes stellt in allen Jahren die Altersklasse der Sömmerlinge. Der Jungfischbesatz verteilt sich über die ganze Schweiz: nur 324 Stellen (12%) von insgesamt 2660 Stellen mit Angaben zum Besatz werden nicht gelegentlich bis regelmässig mit Jungfischen besetzt [4].

Die Kantone verfolgen im Allgemeinen das Ziel, möglichst junge, anpassungsfähige Fische einzusetzen, sofern die hydrologischen Bedingungen nicht – wie beispielsweise in alpinen Fliessgewässern – dagegen sprechen. So werden vor allem im Mittelland vermehrt junge Fische eingesetzt.

Ein gewisser Trend lässt sich auch bei der Zunahme des Besatzes mit anderen Fischarten feststellen: Es werden vermehrt Fischarten eingesetzt, die entweder in ihrem Bestand gefährdet sind oder sich gut an die Umweltbedingungen anpassen können [5].

Besatz-Konzepte

Vor der Durchführung eines Besatzes sollte klar sein, was damit erreicht werden soll und ob die Zielsetzung realistisch und vertretbar ist. In der Literatur sind die folgenden allgemeinen Ziele und Besatzarten aufgeführt [6, 7], wobei nur die ersten beiden Besatzarten mit dem Nachhaltigkeitsgedanken der Fischereigesetzgebung vereinbar sind:

- ▶ Der *Kompensationsbesatz* dient im Sinne einer Übergangslösung dazu, negative Umweltbedingungen (beispielsweise eine mangelhafte Wasserqualität oder ungenügende Habitate) auszugleichen. Er kann nicht zu einem selbsterhaltenden Fischbestand führen, solange die grundlegenden Probleme bestehen. Der Kompensationsbesatz führt dort zu Dauerlösungen, wo keine Ursachenbekämpfung erfolgt. Das ist bei sehr vielen Schweizer Fliessgewässern der Fall, und deshalb ist diese Art der Bewirtschaftung weit verbreitet.
- ▶ Der *Initialbesatz* erfolgt nach der Durchführung von Lebensraumverbesserungen oder zur Wiederbesiedlung nach

akuten Fischsterben. Das Ziel ist die Wiederherstellung eines sich selbst erhaltenden Ökosystems. Die Dauer dieser Besatzmassnahme ist deshalb zeitlich beschränkt.

► Der *Ertragsbesatz* versucht, die natürlichen Schwankungen der Fischbestände auszugleichen oder Erträge zu erzielen, die über dem natürlichen Ertragsvermögen des Gewässers liegen. Unrealistisch hohe Mengen an eingesetzten Fischen führen im Extremfall zu «put and take»-Fischerei. Diese Bewirtschaftung führt im besten Fall zu einer vorübergehenden Erhöhung der Fänge, bringt langfristig aber keine Verbesserung des Populationsaufbaus.

► Der *Attraktivitätsbesatz* versucht, die Fischerei attraktiver zu gestalten. Dabei werden leere Nischen ausgefüllt und der Fischerei neue Arten zugänglich gemacht. Diese Form des Besatzes ist in der Regel nicht vereinbar mit dem fischereilichen Artenschutz.

► Der *Manipulationsbesatz* versucht, in ein aquatisches Ökosystem einzugreifen, um beispielsweise das Nahrungsangebot für andere Fischarten zu steigern (Besatz mit Beutefischen) oder zu grosse Bestände bestimmter Arten zu reduzieren (Besatz mit Raubfischen). Beispiele zeigen, dass die Auswirkungen solcher Massnahmen meist fatal sind.

► Der *ungeplante, unabsichtliche Besatz* entspricht keiner Zielsetzung, sondern ist das Resultat unkontrollierbarer Freisetzung, durch die Verwendung lebender Köderfische, durch Beimischungen bei der Lieferung von Besatzfischen, durch Abschwemmungen aus Fischzuchten und durch Freisetzung von Aquarienfischen. Dies kann zu Faunenverfälschungen führen, die kaum mehr rückgängig zu machen sind.

Die Erstellung eines Besatzkonzeptes erfordert gründliche Kenntnisse über die im Gewässer vorhandenen Arten, den Populationsaufbau, die Präferenzen der verschiedenen Fischarten für bestimmte Habitate und Wasserqualitätsparameter (für die Bachforelle wird auf Elliott [8] sowie Peter und Müller [9] verwiesen). Dort, wo diese Daten nicht oder nicht ausreichend vorhanden sind, müssen entsprechende Untersuchungen durchgeführt werden. Detaillierte Angaben zur Fragestellung und zu den einzelnen Schritten bei der Entscheidung für ein Besatzprojekt beschreiben Cowx [10], Laikre et al. [7] und Holzer et al. [1], in gekürzter Form auch das Bewirtschaftungskonzept des Schweizerischen Fischerei-Verbandes [11]. Daraus geht hervor, dass Massnahmen, die zu einer Verbesserung des Gewässers selbst führen, vorrangig sind. Besatz dient nur als Hilfsmassnahme, wenn andere Massnahmen nicht möglich sind oder noch nicht durchgeführt wurden.

Aufzucht der Besatzfische und Vorgehen beim Besatz

In Fischzuchten mit intensiven Aufzuchtbedingungen werden gut genährte Besatzfische aufgezogen. Durch die Fütterung in den Zuchten sind die Besatzfische jedoch zur Oberfläche hin orientiert und haben nach dem Einsatz Schwierigkeiten,

am Boden lebende Benthosorganismen aufzunehmen [12]. Deshalb haben sie am Anfang Mühe mit der Aufnahme von Naturfutter und zeigen vorerst kein oder nur ein geringes Wachstum und eine Verschlechterung der Kondition. Dies kann zu einer hohen Sterblichkeit der Besatzfische führen, insbesondere, wenn im Besatzgewässer bereits wilde Jungfische vorhanden sind und ein Besatz sich unter Umständen erübrigt hätte. Ein grosser Teil dieser Probleme fallen weg, wenn die Besatzfische naturnah aufgezogen werden, beispielsweise in kleinen Aufzuchtbecken oder in vergrabenen Brutboxen.

Die Auswahl der richtigen *Besatzstellen* ist ein entscheidendes Kriterium für die Optimierung eines Besatzprojektes. Sie müssen anhand der Habitatspräferenzen der einzelnen Fischarten und deren Altersstadien ausgewählt werden. Gemäss der Untersuchung von Fitch [13] überleben im ungeeigneten Habitat nur 20% der eingesetzten Bachforellensömmerlinge und -jährlinge, im geeigneten Habitat hingegen 48%. Die Überlebensrate von Sömmerlingen ist in schnell fliessenden Bereichen grösser als in langsam fliessenden [14]. Die eingesetzten Bachforellen unternehmen in der Regel keine grossen Wanderungen, sondern bleiben in der Nähe der Besatzstellen [15, 16]. Wenn Probleme mit physikalischen (Wassertemperatur) oder chemischen Parametern vorliegen oder wenn eine Störung im Abflussregime besteht, ist hingegen mit einem erhöhten Abwanderungsverlust zu rechnen. Ebenso kann ein natürliches Hochwasser zu einer Verfrachtung frisch eingesetzter Fische führen.

Der *Fang, die Haltung, der Transport und das Einsetzen* sind Massnahmen, die bei den Besatzfischen zu Stress, zu einer verstärkten Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und zu Verlusten führen [1].

Leider gibt es in der Literatur keine einheitlichen Richtlinien für die *Besatzmengen* in unterschiedlichen Gewässertypen. Ist ein Gewässer an der Grenze seiner Aufnahmekapazität, bringt der Besatz keine Erhöhung der Fangs [17]. Bestehen hingegen leere ökologische Nischen, sind hohe Überlebens- und Rückfangraten durchaus möglich [18, 19]. Ein zu dichter Besatz führt zu Stress bei den Fischen, was eine erhöhte Sterblichkeit zur Folge haben kann [20]. Grössere Mengen von Bachforellensömmerlingen verbesserten in der Kleinen Saane die Zahl der juvenilen Fische nur kurzfristig [2]. Schon nach einem Jahr, also bis zum Jährling, war der Bestand wieder genauso niedrig wie in den nichtbesetzten Gebieten.

Besatzfische müssen einen optimalen *Gesundheitszustand* aufweisen, um überleben zu können. Sie müssen auch gesund sein, damit keine Krankheiten in ein Gewässer eingeschleppt werden (siehe Hypothese «Gesundheit»).

Überleben der Besatzfische

Viele Untersuchungen zeigen, dass Besatzfische in Gewässern mit Wildfischen eine hohe Sterblichkeit aufweisen und

mit der Zeit den Wildfischen im Wettbewerb um Laichplätze, Futterquellen, Unterstände und Fortpflanzungspartner unterliegen [1, 21]. In stark vom Menschen beeinflussten Gewässern mit deutlich geschwächten Wildpopulationen kann diese Konkurrenz jedoch gering sein.

Die Überlebensraten von Besatzfischen hängen insbesondere vom *Zeitpunkt des Besatzes* ab. Viele Untersuchungen zeigen, dass bei einem Besatz im Frühjahr mehr Fische überleben als bei einem Besatz im Herbst [1]. Der ideale Zeitpunkt liegt aus ökologischer Sicht kurz nach den Frühjahrshochwassern. Als Hauptgrund werden bessere Verhältnisse bezüglich der Menge und Art des Nahrungsangebotes angegeben.

Genetische Aspekte beim Fischbesatz

Bei Bachforellenpopulationen wird vielerorts eine Veränderung der genetischen Struktur aufgrund von Besatzmassnahmen festgestellt: Im Douro-System (Spanien) beispielsweise beträgt die Introgression (Vermischungsanteil) 25% [22], in Südfrankreich 0–77% [23] und auf der Insel Funen (Dänemark) 8–42% [24]. Auch in Österreich sind viele Populationen durch Besatzfisch-Gene beeinflusst [25].

In der Schweiz untersuchten Largiadèr [26], Baumann [27] und Wirthner [28] insgesamt 73 Bachforellenpopulationen und stellten fest, dass ein Grossteil der ursprünglichen Lokalrassen durch Besatz mit Zuchtforellen beeinflusst wurde. Fumagalli [29] fand bei seinen Untersuchungen am Grenzgewässer Doubs, in dem zu der aus dem Mittelmeerraum stammenden Lokalrasse jahrelang Forellen aus dem atlantischen Raum zugefügt wurden, einen vom Lebensraum abhängigen Vermischungsanteil: In den beiden morphologisch guten Abschnitten trugen 2–4% der Forellen genetische Spuren der Besatzfische. In vier weiteren Abschnitten mit starken Abflussschwankungen (Schwall-Sunk-Betrieb eines Kraftwerks) und entsprechend schlechter Naturverlaichung überlebten Besatzfische erfolgreicher, wie der Vermischungsanteil von 11–36% zeigt.

Aufgrund der massiven Besatzmassnahmen sind unter den Forellen Mitteleuropas kaum noch reine Wildfischpopulationen zu finden. Wenn somit für die künstliche Reproduktion Elterntiere aus den Gewässern abgefischt und gestreift werden, bleibt unbekannt, inwiefern es sich aus genetischer Sicht noch um ursprüngliche oder um bereits durchmischte Bestände handelt. Immerhin wird dabei aber – im Vergleich etwa zur Eigewinnung von Laichtieren aus einer Fischzucht – die genetische Ähnlichkeit mit der Wildpopulation am besten erhalten. Gemäss dem 1991 revidierten Bundesgesetz über die Fischerei darf deshalb nur noch für das Einzugsgebiet spezifisches Besatzmaterial verwendet werden.

Rolle der Fischzuchten

Seit mehr als 100 Jahren bemühen sich die Züchter, Fische zu produzieren, die besonders gut mit den Verhältnissen in

der Zuchtanlage zurecht kommen. Durch eine gezielte Selektion und eine verbesserte Arbeitsweise sind dabei erstaunliche Fortschritte erzielt worden. Unter anderem war dazu auch die Verwendung von Zuchtstämmen, die optimal an die Bedingungen der Fischzucht angepasst sind, notwendig. Diese Entwicklung ist zur Produktion von Speisefischen durchaus sinnvoll. Besatzfische, die in den Wildgewässern überleben sollen, haben hingegen anderen Ansprüchen zu genügen. Sie sind durch Feinde, Konkurrenten, Hochwasser, Temperaturschwankungen und ein wechselndes Nahrungsangebot ganz anderen Anforderungen ausgesetzt.

Aufzuchtbäche und das Einsetzen von Brutboxen sind alternative Aufzuchtmöglichkeiten, die der natürlichen Vermehrung am nächsten kommen. Als arbeitsaufwändige Methoden eignen sie sich besonders gut für die Besatzfischaufzucht durch Fischereiorganisationen. Die Anzahl solcher Aufzuchtbäche ist aber so zu beschränken, dass auch der Naturverlaichung genügend Raum erhalten bleibt.

Wichtig ist die Schnittstelle zwischen genetischen Aspekten und Fischzucht: Alle im Bereich der Jungfischzucht Tätigen (Kantone, Fischereivereine, private Fischzüchter) beeinflussen die Besatzfische und können dadurch zu einem Verlust genetisch angepasster Lokalrassen und somit zum Rückgang von Fischpopulationen beitragen. Dabei ist der Begriff der effektiven Populationsgrösse als ein Mass für die genetische Variabilität, welche auf die nächste Generation übertragen wird, besonders hervorzuheben. Über die notwendige Laichtierzahl, den Einfluss des Geschlechterverhältnisses, die Auswirkungen auf die Wildfischpopulation und die zur Berechnung nötigen Parameter geben Largiadèr & Hefti [30] detailliert Auskunft. Sie zeigen zudem, dass zu grosse Besatzmengen zu einer Verschlechterung der genetischen Variabilität der gesamten Wildfischpopulation führen können.

Schonbestimmungen und Überfischungsproblematik

Die Festlegung von Schonmassnahmen wird vom Gesetzgeber verlangt, um eine Übernutzung zu verhindern. Oft werden von Pächtern oder Anglervereinigungen auch interne Schonmassnahmen eingeführt, dies allerdings oft ohne umfassende und fachkundige Vorabklärungen. Die möglichen weitgehenden Auswirkungen werden nachfolgend an Beispielen zum Fangmindestmass dargestellt.

Im Jahr 1988 hat das Heraufsetzen des Forellenfangmasses um nur 3 cm in der oberen Areuse (NE) zu einem Fangrückgang von 61% und einem Rückgang des Fanggewichtes von 45% geführt (Abbildung 5.8.3). Bei einer Erhöhung des Fangmindestmasses um 5 cm im Unterlauf der Areuse war die Reduktion mit 83% der Fänge respektive 71% des Fanggewichtes noch bedeutender. Das Beispiel zeigt, dass die Erhöhung der Fangmindestmasse starke Auswirkungen auf das Fangniveau haben kann und deshalb zusammen mit anderen Massnahmen zur Sicherung der Nachhaltigkeit

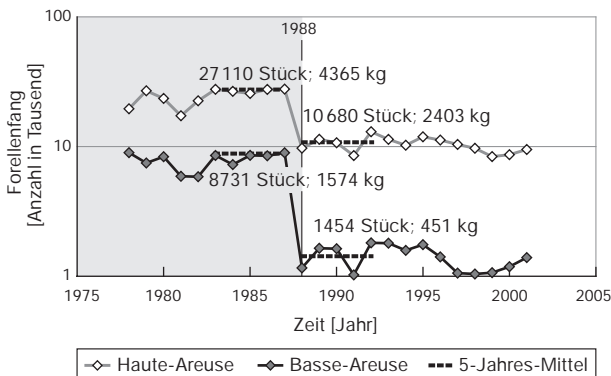


Abb. 5.8.3: Zeitreihe der Forellenfänge in der oberen Areuse, wo im Jahr 1988 das Fangmindestmass von 23 auf 26 cm erhöht wurde, sowie in der unteren Areuse (von 23 auf 28 cm erhöht). Die Zahlenangaben zeigen die 5-Jahres-Mittel von Fang und Ertrag direkt vor und nach der Veränderung des Fangmindestmasses (Berechnung des Ertrags: vor 1988 Stückgewichte von 161 g und 225 g entsprechend den gefangenen Fischgrössen für die beiden Flussabschnitte, ab 1988 Stückgewichte von 225 g und 310 g, beides gemäss einer kantonalen Untersuchung der Längenstruktur der gefangenen Fische in der oberen (Haute) und unteren (Basse) Areuse im Jahr 1995).

(wie beispielsweise Schonzeiten, Tagesfangbegrenzung, beschränkte Anglerzahl) sorgfältig abzuwägen ist.

Der Befund in der Areuse wird in vermindertem Ausmass durch eine Untersuchung in der Kleinen Saane [2] bestätigt. Nach dem starken Fangrückgang von 1985–1989 erfolgte in diesem Gewässer eine gewisse Stabilisierung der Forellenfänge. Die Erhöhung des Fangmindestmasses 1995 verursachte dann vom ersten Jahr an wieder eine deutliche Fangverminderung. Ein Vergleich des Mittelwertes der Jahre 1991–1994 (Fangmindestmass 22 cm) mit dem Mittelwert der Jahre 1995–2000 (Fangmindestmass 24 cm) zeigt, dass der Forellenfang um 33% und das Gewicht um 16% zurückgingen. Mit der Einführung eines Fangfensters und dem damit verbundenen Schutz der Forellen zwischen 32 und 45 cm zeichnete sich ein weiterer markanter Fangrückgang ab. Die Versuchsdauer lässt aber noch keine endgültige Beurteilung zu.

Mit den Schonbestimmungen soll eine Überfischung und dadurch ein sich auf den Fang zurückschlagender Bestandesrückgang verhindert werden. Symptome von Überfischung sind in den Weltmeeren weit verbreitet (beispielsweise [31]). Auch für Süsswasser stellt sich im Zusammenhang mit einbrechenden Beständen die Frage nach einer Überfischung als mögliche Ursache. Dies wurde beispielsweise von Post et al. [32] für die kanadischen Zanderbestände als Folge einer auf das Fünffache angestiegenen Anglerdichte bestätigt. Der in Hypothese «Befischungintensität» gezeigte Rückgang der verkauften Angelpatente an den Schweizer Fließgewässern lässt eher auf eine abnehmende Befischungintensität schliessen, und auch das relativ geringe Gesamtgewicht der geangelten Fische (siehe Kapitel

«Dokumentation Fischrückgang») deutet nicht auf eine generelle Überfischung hin. Dies lässt sich für die lokale Ebene – bei einem aus fischereiunabhängigen Gründen stark eingebrochenen Bestand und unverändert hohem Befischungsdruck – nicht völlig ausschliessen. Das Untersuchungsgebiet Saane [2] zeigt aber, dass nicht einmal ein totales Fangverbot in einer solchen Situation zur Erholung des betroffenen Forellenbestandes geführt hat. Eine Überfischung würde auch dem Nachhaltigkeitsgrundsatz widersprechen, der als Maxime im Bundesgesetz über die Fischerei verankert und auch im Ethik-Kodex des Schweizerischen Fischerei-Verbandes [33] und in dessen Richtlinie zur fischereilichen Bewirtschaftung der Fließgewässer [11] festgelegt ist.

5.8.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Der gesamtschweizerische Forellenfang ist in den Jahren 1973–1985 trotz einer gleichzeitigen Verdoppelung des Forellenbesatzes gesunken (Abbildung 5.8.4). Von 1985–2001 sind Fang und Besatz gleichzeitig gesunken. Die Korrelation zwischen Fang und Besatz ist widersprüchlich und lässt vermuten, dass Fang und Besatz sich grossteils unabhängig voneinander entwickelt haben. Dies bedeutet, dass weder auf eine schädliche Wirkung des Besatzes auf den Fang (Jahre 1973–85) noch auf einen Fangrückgang wegen rückläufigen Besatzanstrengungen geschlossen werden kann (1985–2001).

Der Vergleich zwischen Fang und Besatz in den einzelnen Fangstrecken zeigt, dass der Einheitsfang pro Hektar und Ausflug («catch per unit effort», CPUE) negativ mit regelmässigem Besatz korreliert [4]. Auch dieses Resultat lässt nicht auf eine klare ursächliche Beziehung schliessen: Einerseits ist nicht auszuschliessen, dass Besatz sich – entgegen der Erwartung der Bewirtschafter – negativ auf den CPUE auswirkt; andererseits erfolgen regelmässige Besatzmassnahmen wohl eher in jenen Gewässerstrecken, wo Lebensraumdefizite vorherrschen und die Fischbestände (und als Folge davon auch der Fang) entsprechend reduziert sind.

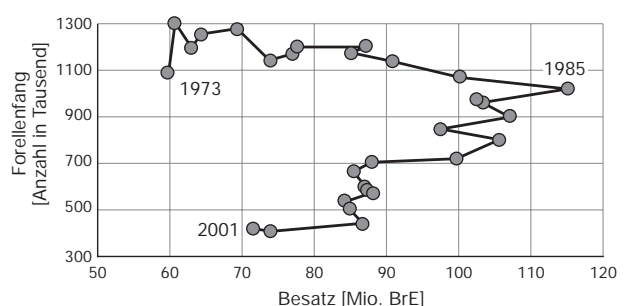


Abb. 5.8.4: Beziehung zwischen gesamtschweizerischem Forellenfang und Forellenbesatz in den Jahren 1973–2001. Der Besatz wird in Brütlingseinheiten (BrE, Abbildung 5.8.2) angegeben und mit dem Fang nach drei Jahren in Beziehung gesetzt. Die Fangjahre 1973, 1985 und 2001 sind hervorgehoben. (Quelle: Fang- und Besatzstatistik BUWAL/Sektion Fischerei).

Auch Besatzfische mit falscher genetischer Herkunft können nicht als generell dominierender Faktor für den Rückgang der Fischfänge verantwortlich gemacht werden. Der Kanton Bern beispielsweise befolgt bei der Fischzucht die Regeln zum Erhalt der lokalen Forellenrassen bereits seit 40–50 Jahren (C. Küng, mündliche Mitteilung); dennoch sind die Fänge in vielen Fließgewässern eingebrochen.

Die unklaren ursächlichen Beziehungen lassen insgesamt aber den Schluss zu, dass die Wirkung des Besatzes nicht jene durchschlagende positive Wirkung hat, wie dies in der Regel von den Bewirtschaftern erwartet wird.

5.8.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Aus den vorangegangenen Ausführungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- ▶ Ein zunehmender Besatz mit Jungfischen in der Zeit von 1970–1982 führte auf gesamtschweizerischer Ebene nicht zu entsprechend mehr Fang. Diese Feststellung und der geringe Anteil der Besatzfische, welche in Besatzeexperimenten die Fanggrösse erreichen, lassen annehmen, dass auch für die Jahre 1982–1998, die sich gesamtschweizerisch durch einen abnehmenden Besatz auszeichnen, kein wesentlicher Einfluss des Besatzes auf den Fang besteht. Generell wird die mögliche positive Wirkung des Jungfischbesatzes vermutlich stark überschätzt.
- ▶ Falsche Besatzmassnahmen (wie beispielsweise übertriebene Mengen, falsches Fischalter, ungeeignete Herkunft der Fische, falsche Besatze Konzepte) sind aber auf lokaler Ebene durchaus in der Lage, den Wildfischbeständen zu schaden und zu einem Bestandes- und folglich zu einem Fangrückgang beizutragen. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn Lokalrassen mit genetisch ungeeignetem Besatzmaterial gemischt werden und diese Besatzfische sich mit den Wildfischen fortpflanzen.
- ▶ Verstärkte Schonmassnahmen, insbesondere eine Erhöhung der Fangmindestmasse, verändern die Fangmenge abrupt. Sie führen aber nicht zum festgestellten chronischen Fangrückgang, vielmehr sollten sie zu einem stabilisierten, die Nachhaltigkeit besser berücksichtigenden Gesamtfang führen.
- ▶ Eine Überfischung der Fließgewässer kann aufgrund der Fischereivorschriften, so wie sie in der Schweiz für die meisten Gewässer vorliegen, nicht als Ursache für den gesamtschweizerischen Rückgang der Forellenfänge angenommen werden oder höchstens für lokal stark eingebrochene Bestände von Bedeutung sein.

5.8.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

Bei der fischereilichen Bewirtschaftung sind sehr viele Massnahmen einzuhalten. Ein grosser Teil der nachfolgenden Vorschläge ist den Bewirtschaftern von Kantonen und Angel-

vereinen bekannt. Entsprechende Unterlagen wurden vom BUWAL betreffend Erfolgskontrolle [21] und genetischen Aspekten [30] veröffentlicht. Der Schweizerische Fischerei-Verband hat Richtlinien für die Bewirtschaftung der Fließgewässer in Absprache mit dem Projekt Fischnetz erstellt [11]. Weiter verlangt die Fischereigesetzgebung die Berücksichtigung des Nachhaltigkeitsprinzips.

Als Massnahmen kann deshalb folgendes festgehalten werden:

- ▶ Die Erhaltung und Verbesserung des Lebensraumes unterstützt die Fischbestände nachhaltiger als Fischbesatz und ist deshalb prioritär anzustreben. Aus praktischen Gründen ist dabei in vielen Fällen nur ein schrittweises Vorgehen möglich.
- ▶ Beim Besatz geht es eher darum, die vorhandenen Kenntnisse und bekannten Empfehlungen konsequent umzusetzen, als neue Massnahmen vorzuschlagen. Zum Stand der Erkenntnis gehört insbesondere, dass Besatz nur im Rahmen von klaren Besatze Konzepten, zu welchen auch eine Erfolgskontrolle gehört, vorgenommen werden soll. Auch sollen Besatzfische nur dort ausgesetzt werden, wo vorgängig festgestellt wurde, dass natürlich aufgekommene Jungfische weitgehend fehlen. Weiter gehört dazu, dass anstelle von intensiver Besatzfischzucht in Trögen und Teichen eine naturnahe Besatzfischzucht angestrebt wird, bei welcher Brutmaterial von wilden Muttertieren gewonnen und im gleichen Einzugsgebiet in Aufzuchtbüchen und Brutboxen aufgezogen wird.
- ▶ Die Vorsichtsmassnahmen bezüglich Verbreitung der Krankheit PKD werden in der Hypothese «Gesundheit» behandelt.

Forschungsbedarf

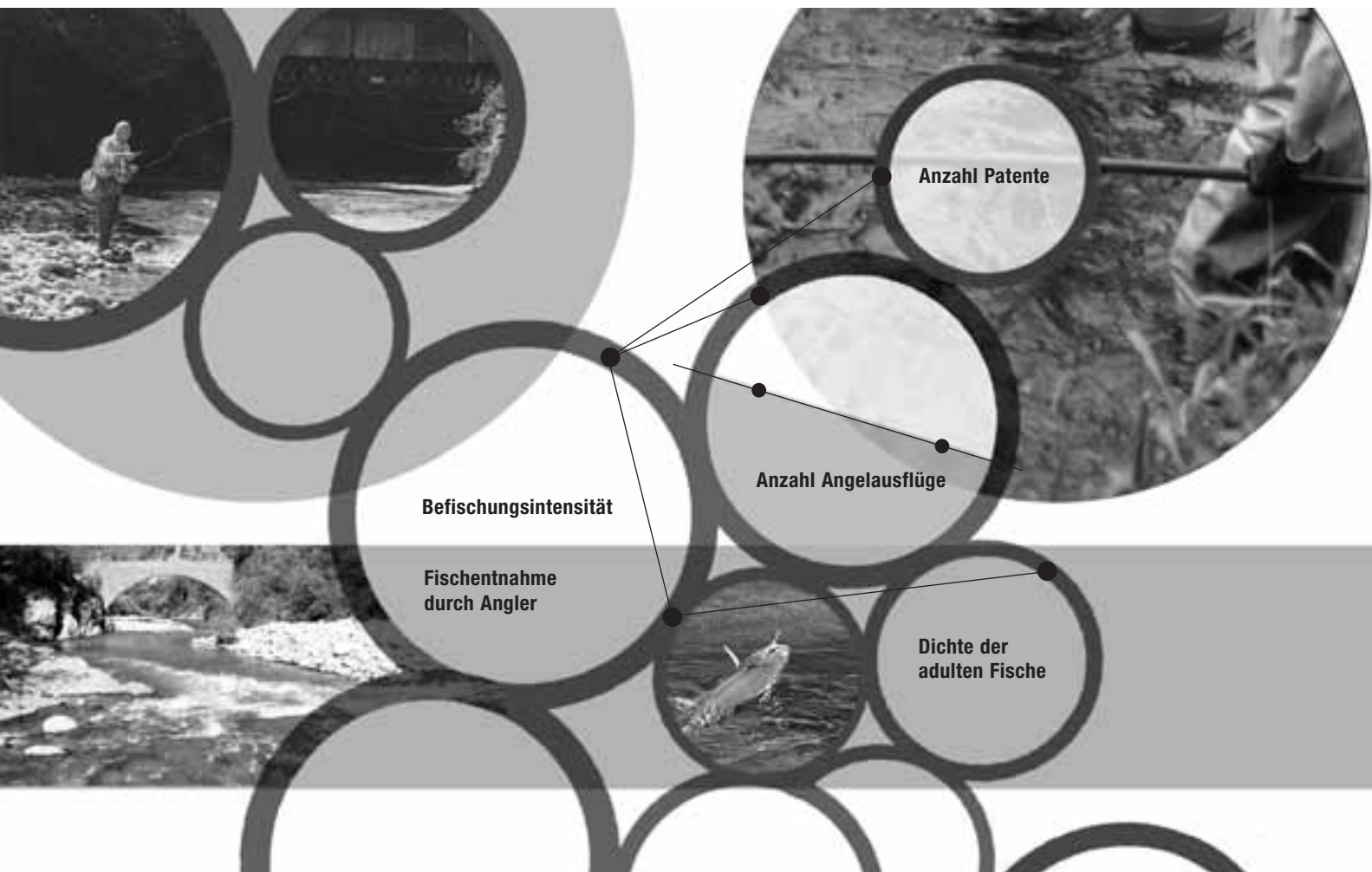
Zusätzliche Anstrengungen sind notwendig, um Besatzmassnahmen wissenschaftlich zu begleiten, den Besatzerfolg durch Erfolgskontrollen zu überprüfen und die Bewirtschaftungsverantwortlichen über das Verhalten, die Überlebensraten und die Bedeutung der genetischen Herkunft der Besatzfische weiterzubilden.

5.8.6 Literaturnachweis

Nebst der im Text erwähnten Literatur enthält das Fischnetz-Teilprojekt 00/15 von Holzer et al (2003) eine sehr grosse Zahl zusätzlicher Literaturhinweise zur fischereilichen Bewirtschaftung.

- [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, Blardone M, Droz M, Hertig A, Meier E, Soller E, Steiner P & Zulliger D (2003) *Angelfang, Forellenbestand und Einfluss-*

- größen: 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 Mitchill)*. 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 Lokalspopulation*. 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 Forellenspopulationen (Salmo trutta L.) aus dem Adria- und Donau-einzugsgebiet 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.



5.9 Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer geringeren Befischungsintensität

Zusammenfassung

Die Befischungsintensität und deren räumlich-zeitliche Verteilung beeinflussen den Fang massgeblich. So geht der Fang in der Regel nach einer Verschärfung der Schonvorschriften zurück, an Grenzgewässern mit unterschiedlichen Befischungsvorschriften wird unterschiedlich viel gefangen, und an Sonn- und Feiertagen steigen die Fangzahlen, weil mehr Menschen angeln gehen.

Zwischen 1980 und 2000 nahm die Anzahl der verkauften Angel-Jahrespatente für Fliessgewässer um 23% und die der für See und Fluss gültigen Kombipatente um 46% ab. Die Anzahl der verkauften Seepatente stieg hingegen um 26%. Die Veränderung bei den Jahrespatenten zeigt sich in ähnlichem Umfang auch bei den Monats- und Tagespatenten. Aus der verringerten Befischungsintensität an Fliessgewässern lässt sich aber nicht folgern, diese sei die Ursache für

Abb. 5.9.1: Die Fischentnahme durch Angler hängt einerseits von der Grösse des Fischbestandes ab, andererseits aber auch von der Befischungsintensität, die wiederum von der Anzahl Fischer (oder gelöster Patente) und der Anzahl unternommener Angelausflüge bestimmt wird.

den festgestellten Fangrückgang; vielmehr ist die Verschiebung von Fliessgewässer- zu Seepatenten ein Indiz für einen verminderten Fangerfolg an den Fliessgewässern.

Eine repräsentative Befragung der Angler zur Befischung der Fliessgewässer ergab, dass die Anzahl der Angelausflüge pro Patent um 20% von durchschnittlich 27 Ausflügen um 1980 auf 22 im Jahr 2000 zurückging. Dieser Hinweis auf einen Rückgang der Befischungsintensität wird ergänzt durch Hinweise auf eine Verringerung des Fischbestandes zwischen 1980 und 2000: Die erfolgreichen Angelausflüge nahmen von 87% auf 49% ab, und die Anzahl der gefangenen Fische pro Ausflug sank in der gleichen Zeitspanne von 49 auf 25 Fische pro Jahr.

Es ist nicht genau quantifizierbar, zu welchen Teilen der Fangrückgang den Ursachen Rückgang der Befischungsintensität und Rückgang des Fischbestandes zugeordnet werden kann. Für beide Ursachen gibt es Indizien, wobei diejenige für die Ursache Bestandsrückgang überwiegen.

Um künftig Fangstatistiken besser auswerten zu können, sollten sowohl die erfolgreichen als auch die erfolglosen Ausflüge an den verschiedenen Fangstrecken erfasst und aus-

gewertet werden. Für eine überkantonale Auswertung wäre eine zwischen den Kantonen harmonisierte Datenablage hilfreich.

5.9.1 Einleitung und Fragestellung

Diese Hypothese geht davon aus, dass der Forellenfängerrückgang durch eine Verringerung der Befischungintensität verursacht wurde. Die Befischungintensität wird als Anzahl der erfolgreichen Angelausflüge an die Gewässer erfasst. Sie wird durch die Patentzahl beeinflusst, welche wiederum von fischrelevanten Faktoren (zum Beispiel Fischdichte, Anteil der erfolglosen Angelausflüge) wie auch von fischunabhängigen Grössen (zum Beispiel Freizeitverhalten) abhängig ist.

Diese Hypothese kann in eine vom Bestand unabhängige Unterhypothese 1 und in eine vom Bestand abhängige Unterhypothese 2 unterteilt werden:

1. Die *Befischungintensität* nimmt ab, jedoch nicht wegen eines reduzierten Fischbestandes. Andere Gründe können beispielsweise ein Mangel an Zeit zum Fischen trotz gelöstem Patent, die Nichterneuerung des Patents wegen geänderten Freizeitaktivitäten oder wegen eines angehobenen Patentpreises sein. Als Folge davon sinken die Anzahl der Angelausflüge pro Patent und die Zahl der gelösten Patente. Weniger gelöste Patente beziehungsweise ein Rückgang der Ausflüge pro Patent reduzieren den Gesamtfang (Jahresfang), selbst wenn der Fischbestand effektiv unverändert geblieben ist. Der Fang während eines einzelnen Angelausflugs («catch per unit effort», CPUE) bleibt bei konstanter Fischbestandesdichte unverändert oder steigt eher an, da der insgesamt abschöpfbare Fangertrag sich auf weniger Fischer aufteilt. Die Unterhypothese 1 behandelt somit die *bestandesunabhängigen Veränderungen*; sie gilt auch für den Fall umgekehrter Vorzeichen (eine Zunahme der Befischungintensität erhöht den Fang).

2. Wenn der *Fischbestand* aus irgendwelchen Gründen einbricht, sind weniger fangbare Fische verfügbar. Dadurch sinken der CPUE und der Anteil der erfolgreichen Ausflüge. Folglich geht auch der Gesamtfang zurück. Die Reaktion der Angler kann überproportional zum rückläufigen Fischbestand sein, wenn eine geringere Fangaussicht dazu führt, dass die Anzahl der Angelausflüge pro Patent oder die Zahl der gelösten Patente rascher sinkt als der Fischbestand. Sie kann auch unterproportional sein, wenn die Angler den Befischungsaufwand erhöhen. Die Unterhypothese 2 ist *bestandesabhängig*; sie gilt auch für den Fall umgekehrter Vorzeichen (höherer Fischbestand führt zu mehr Fang).

5.9.2 Befunde in der Schweiz

Während die anderen Hypothesen von Fischnetz sich damit beschäftigen, welche Ursachen für eine verringerte Dichte der Forellenbestände in Frage kommen, geht Unterhypothese 1 davon aus, dass es gar keinen Fischbestandesrückgang gibt und dass der festgestellte Fangrückgang allein

durch eine geringere Befischungintensität erklärt werden kann. Unterhypothese 1 wird durch Beobachtungen gestützt, wonach Veränderungen bei Schonbestimmungen (siehe Hypothese «fischereiliche Bewirtschaftung», Abbildung 5.8.3), Befischungsaufwand und Anglerverhalten die zeitlichen und örtlichen Veränderungen der Fänge teilweise erklären. Der Fangverlauf am französisch-schweizerischen Doubs ist ein Beispiel dafür, wie eine unterschiedliche Laufdauer der Patente (Jahrespateente im Kanton Neuenburg beziehungsweise Ferienpatente im Sommerhalbjahr auf der französischen Seite) den saisonalen Verlauf des Angelfangs beeinflusst (Abbildung 5.9.2). Ein Beispiel für das Anglerverhalten ist die Verteilung des Fangs auf die einzelnen Wochentage. Da an Wochenenden eine grössere Anzahl Angelausflüge und damit eine höhere Befischungintensität erfolgt, beträgt beispielsweise im Kanton Freiburg der Fang im Jahr 2001 am Sonntag 155% des durchschnittlichen Fangs an Werktagen [1].

Veränderungen bei der Anzahl gelöster Angelbewilligungen

Um Veränderungen bei der Anzahl der gelösten Angelbewilligungen (Patente) auszuleuchten, wurden gesamtschweizerische Zeitreihen zusammengetragen [2]. Dabei zeigte sich ein komplexes Bild, denn die Angelbewilligungen werden in den einzelnen Kantonen unterschiedlich erteilt (Patent- und Pachtsystem), und sie unterscheiden sich auch in ihrer Laufdauer (Tages- bis Jahrespateente). Weiter umfasst der räumliche Geltungsbereich mindestens drei Kategorien (nur Fliessgewässer, nur See, Kombipatente für Fliessgewässer und See). Insgesamt wird deutlich, dass die Jahrespateente für Fliessgewässer und See (-46%) sowie diejenigen nur für Fliessgewässer (-23%) im Zeitraum von 1980–2000 stark abgenommen haben (Abbildung 5.9.3). Bei den Jahrespateenten für Seen ist hingegen eine Zunahme zu verzeichnen (+26%). Die Tagespatente, welche quantitativ weniger bedeutend sind, zeigen die gleiche Entwicklung (-41% bei Fliessgewässer und See, -40% nur für Fliessgewässer sowie +69% bei Seen); dies gilt auch für die Monatspatente

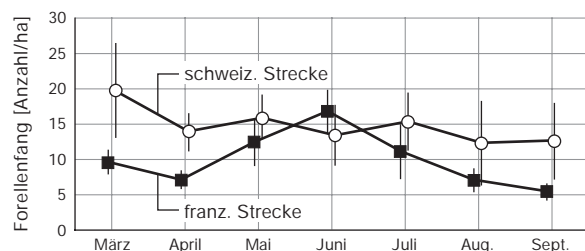


Abb. 5.9.2: Saisonaler Verlauf der Forellenfänge in den Fliesswasserstrecken des Doubs (Punkte = Mittelwerte 1995–2001; Balken = Streubereich gemäss Standardabweichung). Der Doubs wird im schweizerischen Kanton Neuenburg vorwiegend mit Jahrespateenten und in Frankreich vorwiegend mit kurzfristigen Ferienpatenten befischt.

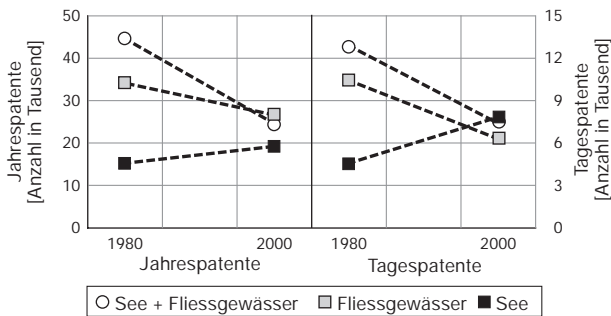


Abb. 5.9.3: Veränderung bei der Anzahl der Angelbewilligungen (Patente), die von den Kantonen in den Jahren 1980 und 2000 verkauft wurden, getrennt nach der Laufdauer (Jahres- und Tagespatente) und dem räumlichen Geltungsbereich (nur Fließgewässer, nur See, Fließgewässer und See; Quelle: Guthruf [2]).

(wegen der komplexen Datenbasis gibt es hierzu keine Zahlenangaben). Die Veränderungen zeigen aber grosse regionale Unterschiede: Bei den Kantonen beziehungsweise Konkordaten mit separaten *Fließgewässerpatenten* ergeben sich im Zeitraum von 1991–2000 signifikante Abnahmen bei den Kantonen Aargau, Basel-Stadt, Genf, Jura, St.Gallen, Solothurn, Schwyz, Thurgau, Waadt und Linthkanal-Konkordat, hingegen Zunahmen bei den Kantonen Neuenburg und Zürich sowie Entwicklungen ohne Tendenz bei Appenzell-Ausserrhoden, Nidwalden und Zug. Für *Fließgewässer/Seepatente* zeigen sich Abnahmen bei den Kantonen Appenzell-Innerrhoden, Bern, Glarus, Graubünden, Tessin, Waadt und Wallis, Zunahmen fehlen, und trendlos ist Uri.

Damit stellt sich die Frage, ob nicht der rückläufige Verkauf von Fließgewässerpatenten zu einer derartigen Verringerung der Befischungintensität an Fließgewässern geführt hat, dass damit der beobachtete gesamtschweizerische Fangrückgang weitgehend erklärt werden kann. Die Parallelität zwischen rückläufigen Fängen und Patentzahlen lässt aber noch keinen Schluss zu, da der Beginn der Ursachenkette noch nicht geklärt ist. Allerdings deutet der Wechsel der Angler von Fließgewässer- zu Seepatenten eher darauf hin, dass ein Bestandsrückgang an den Fließgewässern zu vermindertem Fangerfolg und einem entsprechenden Exodus der Fließgewässerpatentnehmer geführt hat.

Veränderungen beim Anglerverhalten und beim Fangerfolg

a) Umfrage bei den Anglern

Eine schriftliche Befragung von 990 Anglern erfasste sowohl die Situation im Jahr 2000 als auch die Erinnerung der Befragten an die Verhältnisse in den Bezugsjahren 1980 und 1990 (hier werden die Vergleiche aber auf 1980 und 2000 beschränkt) [3]. Befragt wurden Angler aus den Kantonen Aargau, Bern, Luzern, St.Gallen und Uri. Die Aussagen zum Fangerfolg beziehen sich auf alle Fischarten, die in Fließgewässern gefangen wurden, sowie auf jene 57% der Befragten, welche den Fragebogen beantwortet haben.

Relevant bezüglich der Befischungintensität ist ein Rückgang der *Anzahl der Angelausflüge* pro Patent von durchschnittlich 27 Ausflügen um 1980 auf heute 22 Ausflüge, was einer Abnahme von 20% entspricht. Während im Jahr 1980 noch 66% der Patentnehmer 20 und mehr Angelausflüge pro Jahr unternahmen, gingen im Jahr 2000 nur noch 48% der Angler so häufig zum Fischen.

Wenig Veränderung ergab sich bei der *Dauer der Angelausflüge*: Mehrheitlich hielten sich die Fischer während der ganzen Beobachtungsperiode drei bis fünf Stunden am Gewässer auf; insgesamt hat sich die aktuelle Aufenthaltsdauer gegenüber 1980 nur unbedeutend verändert (4% Abnahme).

Rund 78% der Befragten berichteten, sie seien bei ihren Angelausflügen im Jahr 1980 meistens erfolgreich gewesen, für das Jahr 2000 melden dies noch 24% der Angler; im Gegenzug erhöhte sich der Anteil der Angler, die fast nie Fangenerfolg haben, von 2% auf 15% (Abbildung 5.9.4). Werden die Anteile der Angler in den verschiedenen Erfolgskategorien insgesamt betrachtet, ergibt sich ein Rückgang beim *Anteil der erfolgreichen Ausflüge* von 87% auf 49%. Entsprechend sagten 81% der Befragten, sie hätten 1980 mehr Fische gefangen, und 55% berichteten, dass die Fische früher grösser gewesen wären. Bezüglich des *Jahresfangs* melden 68% der Angler für 1980 einen Fang von mindestens 30 Fischen, im Jahr 2000 waren dies nur noch 29% der Fischer. Während 1980 im Mittel 49 Fische pro Jahrespatent gefangen wurden, waren es um 2000 nur noch 25 Fische.

Insgesamt zeigen die obigen Resultate, dass die Zahl der Ausflüge durch verändertes Anglerverhalten um 20% zurückgegangen ist – doch dieser Rückgang kann die viel grössere Abnahme beim Jahresfang (-49%) höchstens teilweise erklären. Eine vollständige Erklärung ist nur möglich, wenn ein Fischbestandsrückgang angenommen wird. Bezüglich einer Extrapolation der Ergebnisse auf die ganze Schweiz ist allerdings Zurückhaltung zu üben, da die Umfrage aus technischen Gründen auf Angler aus fünf Kantonen beschränkt

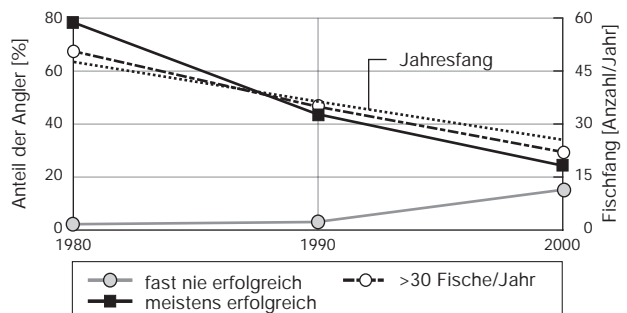


Abb. 5.9.4: Veränderung des Fangerfolges der Angler an Fließgewässern gemäss einer Umfrage bei 990 Anglern. Der Anteil der «meist» und «fast nie» erfolgreichen Angler sowie der Anteil der Angler mit «über 30 Fischen pro Jahr» werden in Prozent angegeben. Der mittlere Fang in Anzahl Fische pro Jahr ist rechts abzulesen (Quelle: Mosler et al. [3]).

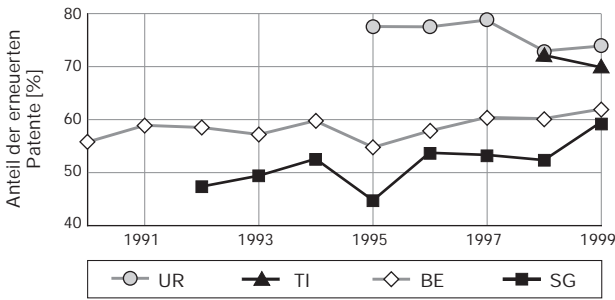


Abb. 5.9.5: Anteil der Angler, die aufgrund einer individuellen Patentnummer identifizierbar sind und innerhalb eines gleitenden Dreijahresfensters, das über die Beobachtungsperiode verschoben wird, immer das Patent erneuert haben (Quelle: Suter und Marrer [6, 7]; bei SG, nur Daten von Alpenrhein; bei TI kurze Zeitreihe wegen später Einführung der detaillierten Fangstatistik).

war und da ein verzerrtes Erinnerungsvermögen der Befragten zur Situation im Jahr 1980 oder ein selektiver Rücklauf der Antworten nicht völlig ausgeschlossen werden kann. Andererseits ist zu bemerken, dass der Fangrückgang gemäss Umfrage gut mit dem gesamtschweizerischen Forellenfangerückgang übereinstimmt (siehe Kapitel »Dokumentation Fischrückgang«) und dass für das Jahr 2000 der Anteil der erfolglosen Angelausflüge gut mit den Werten in den Fließgewässern der Kantone Tessin (Abbildung 5.9.6) und Graubünden (47% [4, 5]) übereinstimmt.

b) Auswertung von individuellen Angler-Fangstatistiken

Um Veränderungen bei den Anglern zu untersuchen, wurden die digitalisiert vorliegenden, individuellen Anglerfangstatistiken der Kantone Bern, Freiburg, St. Gallen (nur Daten vom Alpenrhein), Uri und Tessin untersucht [6, 7]. Als einziger Kanton kennt der Tessin seit mehreren Jahren auch den Anteil der nicht erfolgreichen Angelausflüge; seit 2002 erfasst auch Graubünden diese Daten [4, 5]. Nachfolgend wird oft der *Tagesfang pro erfolgreichem Angelausflug (CPUE)* verwendet. Wenn es darum geht, Trends zu erfassen, eignet sich dieser standardisierte Wert besser als der Jahresfang, der stark durch die Befischungintensität (Anzahl der Patente und Ausflüge pro Patent und Jahr) beeinflusst wird. Der CPUE wird in Fischereikreisen allgemein als Index für den Fischbestand verwendet, obwohl die Beziehung zwischen CPUE und Dichte des Fischbestandes durch verschiedene zusätzliche Faktoren beeinflusst wird [8].

Der Anteil der *Patenterneuerer*, welche ihr Patent jedes Jahr erneuern, ist in den verschiedenen Kantonen unterschiedlich hoch und entwickelt sich auch unterschiedlich (Abbildung 5.9.5) [6, 7]. Dabei kann der Anteil der Patenterneuerer als Messgrösse für die Zufriedenheit interpretiert werden, denn der Jahresfang je Patent ist im Kanton Uri, wo 75% der Angler ihr Patent regelmässig erneuern, mit 25 bis 34 Fischen pro Angler und Jahr am grössten, während der Alpenrhein (St. Gallen) sowohl beim Fang (sechs bis elf

Fische pro Angler und Jahr) als auch beim Anteil der Patenterneuerer (um 50% schwankend) die tiefsten Werte zeigt. Der Jahresfang je Patent der Patenterneuerer ist in den Kantonen Bern, St. Gallen, Uri und Tessin jeweils etwa doppelt so hoch wie derjenige der *Aussteiger*, die das Patent nicht erneuern (beispielsweise 31 gegenüber 15 Fischen pro Patent und Jahr im Kanton Tessin). Der CPUE der beiden Gruppen ist aber weitgehend identisch – Aussteiger sind aufgrund der verfügbaren Daten nicht unbedingt schlechtere Angler, sondern solche mit wesentlich weniger erfolgreichen Angelausflügen (beispielsweise 16 gegenüber 10 Ausflügen pro Patent und Jahr im Kanton Tessin). Auch die *Einsteiger* unterscheiden sich von den Patenterneuerern weniger durch einen tieferen CPUE sondern eher durch die deutlich geringere Anzahl der erfolgreichen Ausflüge pro Jahr. Vermutlich ist der Anteil der (nicht erfassten) erfolglosen Ausflüge bei den Aus- und Einsteigern aber grösser als bei den Patenterneuerern.

Die mittlere Anzahl der Ausflüge pro Angler und Jahr geht leicht zurück in den Kantonen Freiburg, Uri und Tessin, sind jedoch konstant im Kanton Bern [6, 7]. Im Jahr 2000 tätigten die Angler in Bern, Freiburg und Uri rund 7,5 Ausflüge pro Jahr, in den Jahren davor lautete die Reihenfolge bei der Ausflugszahl immer: Uri vor Freiburg vor Bern. Der Kanton Tessin kennt neben den erfolgreichen Ausflügen pro Angler und Jahr auch die Zahl der erfolglosen Ausflüge. Während von insgesamt 17 Ausflügen pro Patent im Jahr 1997 noch 69% erfolgreich waren, sank dieser Anteil bis zum Jahr 2000 auf 56% (Abbildung 5.9.6). Vermutlich reagiert der Anteil erfolgloser Ausflüge sehr sensitiv auf Veränderungen bei der Bestandesdichte der Fische. Auch der Anteil der Patente, welche während das ganzen Jahres erfolglos waren, stieg an, wodurch der Anteil der erfolgreichen Patente von 93% im Jahr 1997 auf 88% im Jahr 2000 zurückging.

5.9.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Vom Kanton Bern liegen Fangdaten seit 1989 vor. An diesem Datensatz versuchten Kirchofer und Staub [9] zu klären, wie weit die Fänge durch Veränderungen im Bestand und in der Befischungintensität beeinflusst werden (vgl. Unterhypo-

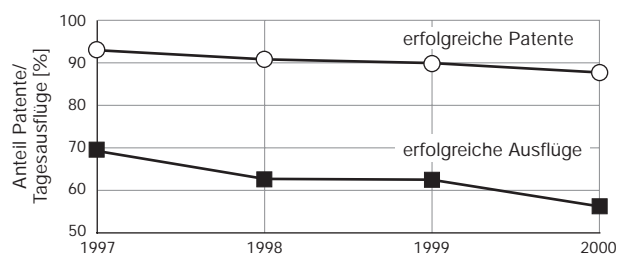


Abb. 5.9.6: Entwicklung des relativen Anteils der Patente mit mindestens einem Fang pro Jahr (erfolgreiche Patente) und der Angelausflüge mit mindestens einem Fang (erfolgreiche Ausflüge) im Kanton Tessin (Quelle: Suter und Marrer [6, 7]).

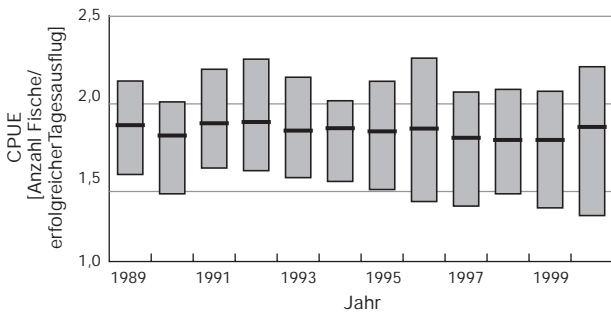


Abb. 5.9.7: Zeitliche Entwicklung des CPUE (Bachforellenfang pro erfolgreichem Angelausflug) in den Jahren 1989–2000. Dargestellt sind für 50 Fangabschnitte der Median (dicker Strich: gleich viele Abschnittswerte liegen ober- und unterhalb dieses Wertes) und der Interquartilbereich (Box: enthält 50% aller Werte).

thesen 1 und 2 in der Einleitung). Zwischen dem Bestand und der Befischungintensität ist eine Abhängigkeit zu vermuten, ohne dass aber bekannt ist, was zuerst war: Haben die Angler wegen tatsächlich oder bloss vermutlich schlechtem Fischbestand weniger häufig gefischt? Oder sind die Fänge zurückgegangen, weil weniger Angelpatente verkauft und weniger Ausflüge pro Angelpatent unternommen wurden? Der CPUE liegt im Kanton Bern, als gemittelter Wert (Median) über die 50 erfassten Fliessgewässerfangabschnitte, zwischen 1,8 und 1,95 (Abbildung 5.9.7). Ein gleich bleibender CPUE deutet aber nicht darauf hin, dass der Fischbestand kleiner geworden ist, sofern der CPUE tatsächlich ein geeigneter Indikator für die Fischbestandesdichte ist. Hingegen besteht eine enge Beziehung zwischen der Anzahl Angelausflüge pro Jahr und dem Jahresfang – Zeitreihen dieser beiden Parameter zeigen weitgehend parallel verlaufende Kurven [6, 7].

Hinweise auf einen fehlenden Bestandesrückgang widersprechen der Folgerung von Escher und Büttner [10], die aus den rückläufigen Forellenfängen schlossen, dass die Bachforellenbestandesdichte im Kanton Bern stark abgenommen habe und dass die zurückgegangene Anzahl Angelausflüge zusätzlich zu einer Herabsetzung der Fangzahlen geführt habe. Eine Auflösung bringt allenfalls die *«Kuchenverteilungs-These»*. Diese geht davon aus, dass aus einem Gewässer eine bestimmte Fischzahl nachhaltig (also im Rahmen der durch geeignete Schonmassnahmen geregelten Nutzung) abgeschöpft werden kann. Dieser Fang wird bei mittlerem bis starkem Befischungsdruck immer abgeschöpft. Geht die Patentzahl zurück, wird der frühere Fang von Anglern, welche kein Patent mehr lösten, durch die verbleibenden Angler kompensiert. Die Auflösung des Konflikts würde also lauten: Eigentlich wäre der CPUE wegen reduziertem Fischbestand nach unten gegangen; wegen der abnehmenden Anglerzahl verteilte sich der abschöpfbare Fang aber auf eine kleinere Anzahl Angler und führte bei den verbleibenden Anglern, trotz abnehmendem Bestand, nicht zu einem rückläufigen CPUE. Am Beispiel der beiden Flüsse

Kirel (im Berner Oberland) und La Suze (im Berner Jura) wird die Frage weiter ausgeleuchtet. Beide Gewässer zeigen einen starken Fangrückgang (Kirel: rund 140 gefangene Forellen pro Hektar im Jahr 1989 und 70 im Jahr 2000; La Suze: 400 Forellen pro Hektar im Jahr 1989 und 200 im Jahr 2000) aber geringe Veränderungen beim CPUE (Kirel: 2,4 Forellen pro Ausflug im Jahr 1989 und 2,3 im Jahr 2000; La Suze: 2,0 Forellen pro Ausflug im Jahr 1989 und 2,1 im Jahr 2000). Da die Bestandesdichte möglicherweise abgenommen hat, ohne dass sich dies beim CPUE bemerkbar macht, wird anstelle des CPUE der Anteil der Erfolgsfischer (definiert als Fischer mit einem CPUE von vier bis sechs Forellen pro Ausflug) bezüglich allen Fischen untersucht. Wie Abbildung 5.9.8 zeigt, besteht eine enge Beziehung zwischen dem Jahresfang (und der stark damit korrelierten Anzahl Ausflüge) und dem Anteil der Erfolgsfischer. Dies lässt sich folgendermassen interpretieren: Die Angler haben Informationen zum Fischbestand und zur Wahrscheinlichkeit des Fangerfolgs in den einzelnen Fangstrecken, beispielsweise aufgrund des Anteils der Erfolgsfischer in der laufenden Fangsaison. In Jahren mit einem vermutlich hohen Fischbestand oder günstiger Fangerfolgsaussicht gibt es – unabhängig von der festgestellten langfristigen Abnahme der Anzahl Patente – mehr Angelausflüge an die betreffende Strecke. Die Ursachenkette, welche letztlich zum Jahresfang führt, beginnt somit zumindest teilweise bei der Fischbestandesdichte. Weitere Beobachtungen bestätigen, dass die Angler auf guten und

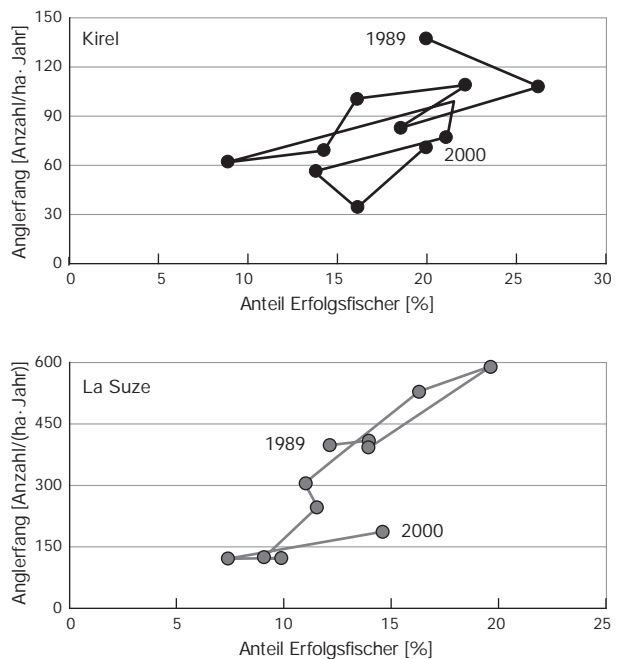


Abb. 5.9.8: Beziehung zwischen Forellenfang der Angler und dem Anteil der «Erfolgsfischer» (mit CPUE von vier bis sechs Fischen pro Anglerausflug) an allen Anglerausflügen in den beiden Fangstrecken Kirel und La Suze. Die zeitliche Entwicklung wird mit den Verbindungslinien dargestellt, wobei die Jahre für Beginn und Ende der Zeitreihe beschriftet sind.

schlechten Fangerfolg reagieren: Friedl [11] stellt fest, dass die Patentzahlen nach mehreren Jahren Zeitverzug auf die sinkenden Forellenfänge reagieren; auch Guthruf [2] äussert sich zur Zeitverzögerung zwischen Fangrückgang und Reaktion bei den Patenten, und Hertig [12] macht die gleichen Beobachtungen am Linthkanal.

5.9.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

► Die Patentzahlen sind in den meisten Kantonen und damit auch in der gesamten Schweiz stark rückläufig. In geringerem Ausmass ist auch die Anzahl der Ausflüge pro Patent zurückgegangen, wie die Selbsteinschätzung von befragten Anglern und die in einigen Kantonen vorhandene, detaillierte Erfassung der Angelfänge zeigt. Die heutige Befischungintensität ist somit deutlich kleiner als früher.

► Es ist nicht genau quantifizierbar, wie weit der Rückgang der Befischungintensität die Ursache für einen Fangrückgang (Ursache Befischungsrückgang) und die Folge eines Bestandesrückgangs ist (Ursache Bestandesrückgang). Für beide Ursachen gibt es Hinweise, wobei diejenigen für die Ursache Bestandesrückgang überwiegen.

► Für die Ursache Befischungsrückgang spricht die stark zurückgegangene Anzahl Patente und Angelausflüge, die enge Korrelation zwischen Anzahl Angelausflüge und Jahresfang sowie der in vielen Fangstrecken kaum rückläufige CPUE, der auf eine unveränderte Fischbestandesdichte hinweist (CPUE bezieht sich allerdings nicht auf alle, sondern nur auf die erfolgreichen Ausflüge).

► Für die Ursache Bestandesrückgang spricht die gute Übereinstimmung zwischen einem hohen Anteil von Anglern, die in einer bestimmten Fangstrecke vier bis sechs Forellen pro Ausflug fangen und einer grossen Anzahl Ausflüge an diese Strecke. Dies zeigt, dass die Angler auf den Fischbestand reagieren. Ebenfalls für einen Bestandesrückgang sprechen die früher grösseren Jahresfänge und der heute höhere Anteil erfolgloser Angelausflüge [3], weiter zu erwähnen ist der Wechsel der Angler von Fliessgewässer- zu Seepatenten [2] sowie der Rückgang des Anteils der erfolgreichen Angelausflüge am Total aller Ausflüge (nur Daten im Kanton Tessin [6, 7]).

► Aussteiger sind aufgrund der verfügbaren Daten nicht wesentlich schlechtere Angler als Patenterneuerer, aber sie weisen weniger erfolgreiche Ausflüge aus [6, 7]. Da Enttäuschung über schlechten Fang der mit Abstand häufigste Grund für den Ausstieg ist und Zeitmangel nur sekundär wirkt [3], haben Aussteiger vermutlich auch besonders viele erfolglose Ausflüge. Dies erklärt den Weg von schlechtem Bestand zu rückläufigen Patentzahlen.

5.9.5 Massnahmen

► Die kantonalen Fangstatistiken sollen der Empfehlung von Friedl [11] entsprechen und folgende Parameter erfassen: Datum (Eintrag bei Ankunft am Gewässer, inklusive Uhrzeit),

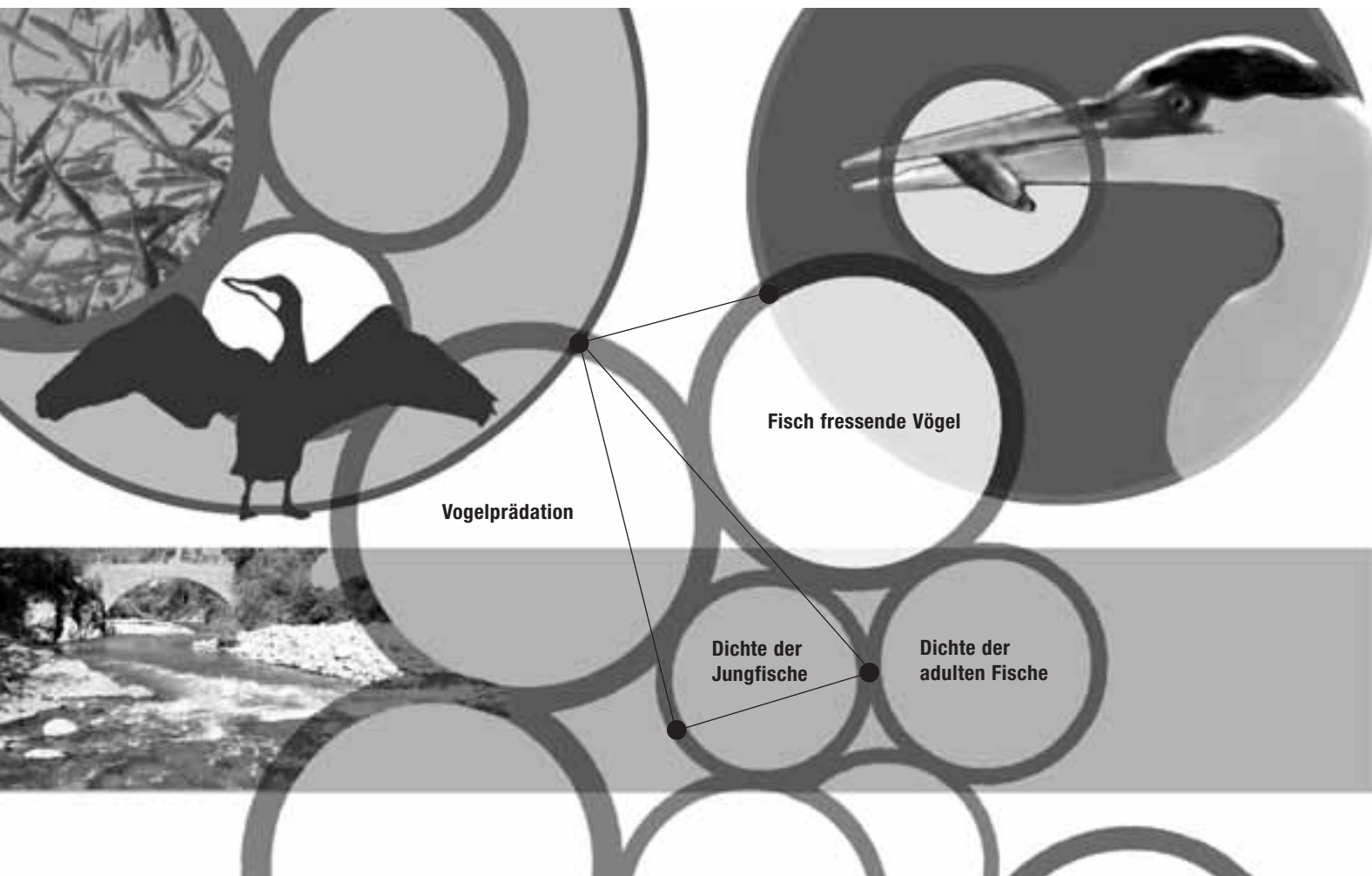
Gewässer/Sektor, Fischart (jeder Fisch einzeln erfasst), Fischlänge, Angelstunden (Uhrzeit beim Verlassen des Gewässers eintragen). Werden alle diese Einträge vorgenommen, werden auch die nicht erfolgreichen Ausflüge mit erfasst (trifft zurzeit nur für TI und GR zu).

► Für gesamtschweizerische Untersuchungen, die neben dem bereits früher jeweils erfassten Kantonstotal der Fänge pro Fischart auch die pro Fangstrecke regionalisierten Fänge auswerten sollen, wäre es hilfreich, wenn sich die Kantone auf eine harmonisierte Datenerfassung und -ablage einigen.

► Sowohl der CPUE als auch der Jahresfang pro Patent in einem bestimmten Gewässer weisen rechtsschiefe Verteilungen auf (ein kleiner Anteil der Fischer fängt über 50% des Jahresertrages). Für Vergleiche der Fänge zwischen verschiedenen Jahren oder Gewässern innerhalb des gleichen Kantons oder zwischen verschiedenen Kantonen sind die üblichen Mittelwertangaben (arithmetische Mittel, Median) wenig aussagekräftig. Es sollten deshalb geeignetere Kennzahlen zur Beschreibung von «Mittel» und Streuung der Fangdaten geprüft werden.

5.9.6 Literaturnachweis

- [1] FFSP (2002) *Bewirtschaftungsstatistik 2001 – Besitz- 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, Bänтели 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 (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 (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*. Fischereinspektorat 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 Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat einer gesteigerten Fischentnahme durch Fisch fressende Vögel

Zusammenfassung

Kormoran und Gänsesäger, in einem geringeren Ausmass auch der Graureiher, gelten in Fischereikreisen als Vogelarten, welche die Fischbestände beeinflussen. Die Bestände dieser drei Vogelarten haben in der Schweiz in den vergangenen 20 bis 30 Jahren deutlich zugenommen, wobei heute der Kormoran mit 5000 bis 6000 überwinternden Vögeln deutlich häufiger als der Gänsesäger (4000 Überwinterer) und der Graureiher (1500 Überwinterer) vorkommt. Im Sommer ist hingegen der Gänsesäger mit seinen bis zu 870 Brutpaaren bedeutender als der Kormoran mit weniger als 200 nichtbrütenden Vögeln und wenigen Brutpaaren.

In rund 22% von 1850 untersuchten Kormoranmägen wurden Forellen gefunden, beim Gänsesäger in 70% von 98 untersuchten Mägen. Die auf das ganze Jahr hochgerechnete

Fischentnahme durch Kormorane und Gänsesäger betrug 1980 rund 1% des Angelertrags und stieg bis 2001 auf 10%. Dies ist einerseits auf einen reduzierten Angelfang und andererseits auf eine erhöhte Entnahme durch die Vögel zurückzuführen. Die Reduktion bei den Anglerfängen (minus 160 000 kg zwischen 1980 und 2000) ist wesentlich grösser als die gestiegene Fischentnahme durch die Vögel (plus 6000 kg). Wird der obige Vergleich zwischen Fischentnahme durch Angler und durch Vögel nicht mit dem Fischgewicht, sondern mit den Stückzahlen der Fische durchgeführt, ergeben sich andere Werte, da die Vögel kleinere Fische erbeuten als die Angler: Die Vögel entnahmen im Jahr 1980 rund 3% Fische im Vergleich zur Fangzahl der Angler, im Jahr 2001 waren es 27%.

Trotz dieser im Vergleich zu den Angelfischern recht hohen Fischentnahme in den vergangenen zwei Jahrzehnten wird aus der nicht flächendeckenden räumlichen Verbreitung von Kormoran und Gänsesäger in der Schweiz gefolgert, dass keiner dieser beiden Prädatoren als Faktor für den in der gesamten Schweiz festgestellten Forellenfangrückgang in Frage kommt. Die Gesamtprädatoren durch Kormoran und

Abb. 5.10.1: Zusammenspiel wichtiger Faktoren für die Fischentnahme durch Fisch fressende Vogelarten (oder Vogelprädatoren). Das Ausmass der Vogelprädatoren hängt einerseits von der Grösse des Fischbestandes, andererseits von der Anzahl der Fisch fressenden Vögel ab.

Gänsesäger, die in vielen Gewässern gleichzeitig vorkommen, ist jedoch als relevant und von lokaler Bedeutung zu beurteilen.

5.10.1 Einleitung und Fragestellung

Es ist denkbar, dass der Fischfangrückgang die Folge einer Nutzungskonkurrenz zwischen Angelfischerei und einer zunehmenden Anzahl Fisch fressender Vögel ist. Diese Konkurrenz trifft zu, wenn der nachhaltig abschöpfbare Fangenertrag in den vergangenen Jahren zu einem geringeren Teil von Anglern und zu einem grösseren Teil von Fisch fressenden Vögeln abgeschöpft wurde. Es könnte dabei sogar eine Überfischungssituation entstehen, weil die Gesamtnutzung über die Schwelle der Nachhaltigkeit ansteigt.

Die Prädation durch Vögel wirkt sich vor allem auf juvenile Forellen aus (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren», Abbildung 5.13.5). Nachfolgend konzentrieren sich die Abklärungen vorwiegend auf Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Kormorane (*Phalacrocorax carbo sinensis*).

Diese Hypothese soll abklären, inwieweit Fisch fressende Vögel zum Fischfangrückgang beigetragen haben. Dabei stellen sich folgende Teilfragen:

- ▶ Wie haben sich die Bestände der überwinternden, übersommernden und brütenden Fisch fressenden Vögel in den letzten 20 bis 30 Jahren verändert?
- ▶ Inwiefern stimmt das Beutespektrum der Fisch fressenden Vögel mit demjenigen der Angler bezüglich Arten und Grössenklassen überein?
- ▶ Lässt sich die Entnahmemenge durch die Vögel erfassen, zur Entnahme durch die Angler in Beziehung setzen und bezüglich ihrer Relevanz für die Fischbestände abschätzen?

5.10.2 Befunde in der Schweiz

Entwicklung der Fisch fressenden Wasservögel

Die Winterbestände der Wasservögel werden in der Schweiz jährlich Mitte Januar unter der Leitung der Schweizerischen

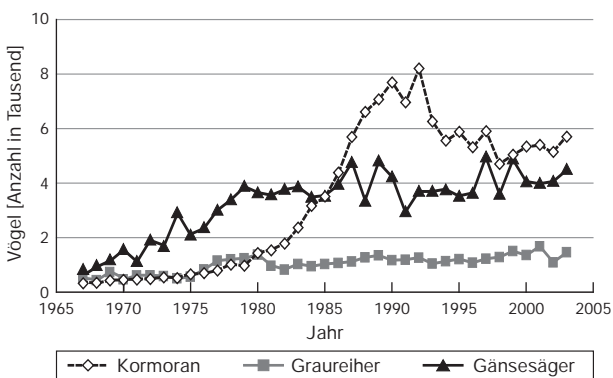


Abb. 5.10.2: Entwicklung des Winterbestandes (Gesamtzahl für Seen und Fliessgewässer) der drei massgeblichen Fisch fressenden Vögel Kormoran, Gänsesäger und Graureiher in der Schweiz. Zählungen Mitte Januar entlang den Gewässern, für Kormoran an den Schlafplätzen (Quelle: Schweizerische Vogelwarte Sempach).

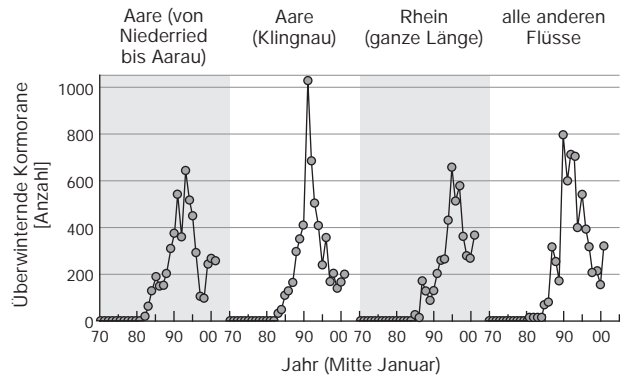


Abb. 5.10.3: Entwicklung des Winterbestandes des Kormorans an den Fliessgewässern, Schlafplätze an Fliessgewässern und Flussstaus (Quelle: Schweizerische Vogelwarte Sempach).

Vogelwarte Sempach erfasst. Die Verlaufskurven für die ausschliesslich Fisch fressenden Vogelarten Kormoran und Gänsesäger und für den sich teilweise von Fischen ernährenden Graureiher (*Ardea cinerea*) zeigen unterschiedliche Entwicklungen (Abbildung 5.10.2). Die Bestände von Gänsesäger und Graureiher nahmen vorwiegend in der Dekade von 1970 bis 1980 zu. Beim Kormoran lag das grösste Wachstum in der Dekade von 1980 bis 1990, ein Maximum von über 8000 Vögeln lag im Winter 1991/92 und anschliessend folgte ein Rückgang auf 5000 bis 6000 Vögel.

Für die Diskussion des Forellenfangrückgangs interessieren primär jene Vögel, welche sich an den Fliessgewässern aufhalten. Für die Kormorane lässt sich diese Zahl abschätzen, wenn nur die Schlafplätze an Fliessgewässern und Flussstaus betrachtet werden (Abbildung 5.10.3). Die winterlichen *Kormoran*-Bestandesmaxima waren Anfang der 1990er Jahre zu beobachten, anschliessend ging die Vogelpräsenz stark zurück, um gegen Schluss der Zeitreihen wieder leicht zuzunehmen. Während der Zeit der Maxima betrug die Anzahl dieser «Fliessgewässer-Kormorane» jeweils über 2000, heute um 1000 Vögel. Bezogen auf die Gesamtzahl der Überwinterer (Seen und Flüsse) lag der Anteil der «Fliessgewässer-Kormorane» um das Jahr 1970 im Bereich von 0%, er stieg dann bis zum Winter 1990/91 auf 30% und sank danach auf den heutigen Wert von rund 20%. Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Anzahl Kormorane während der 1980er Jahre an den Fliessgewässern rascher zugenommen hat als der Gesamtbestand.

Für die *Gänsesäger* wurde die Winterpräsenz an den Fliessgewässern durch eine Auswertung abgeschätzt, bei welcher die ornithologischen Zählstrecken an den Fliessgewässern und Flussstaus betrachtet wurden (Abbildung 5.10.4). Die Gänsesägerpräsenz zeigt im Winter einen seit Mitte der 1970er Jahre zunehmenden Bestand. Die aktuellen Winterzahlen liegen bei rund 400 Gänsesägern bei der Zählung Mitte November und bei 1000 Vögeln bei der Januarzählung. Kleinere Fliessgewässer wurden bei der Winterzählung allerdings nicht erfasst, weshalb der Winterbestand

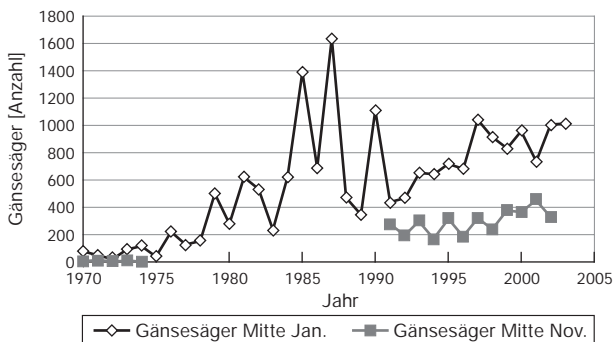


Abb. 5.10.4: Entwicklung des Winterbestandes des Gänsesägers an den Fliessgewässern (Zählstrecken an Fliessgewässern und Flusstaus) um Mitte November und Mitte Januar (Quelle: Schweizerische Vogelwarte Sempach).

nicht vollständig bekannt ist; die nicht erfasste Anzahl Gänsesäger dürfte gemäss Keller [1] aber meist klein sein.

Für die Sommerbestände liegen keine mit der Wintersituation vergleichbaren synchronen Bestandeszählungen vor. Für den Kormoran wurden aber unsynchronisierte ornithologische Beobachtungen ausgewertet [2]; sie zeigen in den vergangenen Jahren eine zunehmende Anzahl übersommernder Kormorane, die sich zu einem grossen Teil im Bereich des Naturschutzgebiets «Les Grangettes» am Genfersee aufhalten (Abbildung 5.10.5). Die aktuelle Anzahl übersommernder Kormorane liegt bei 200 Vögeln. Seit dem Sommer 2001 besteht am Neuenburgersee ein kleiner Brutbestand des Kormorans.

Zur Sommersituation beim Gänsesäger liegen detaillierte Daten aus dem Jahr 1998 vor [3]: Im Juli 1998 waren rund 1100 Gänsesäger an den Seen und 200 Vögel an den Fliessgewässern anwesend; etwa die Hälfte dieses Bestandes waren Jungvögel. Zur zeitlichen Entwicklung der Gänse-sägerbestände bestehen keine präzisen Angaben. Gemäss Schweizer Brutvogelatlas [4] hat der Brutbestand des Gänsesägers von 140 Paaren Mitte der 1960er Jahre auf 450 bis

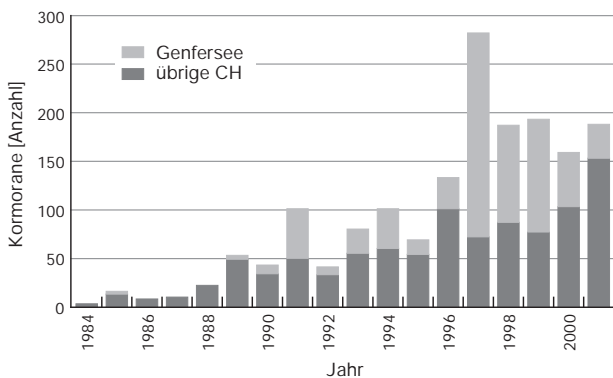


Abb. 5.10.5: Entwicklung des Sommerbestandes des Kormorans in der Schweiz, dargestellt als Summe der Kormorane in den einzelnen Kilometerquadraten während der Zeit vom 16. Mai bis 14. Juni (Quelle: modifiziert nach Burkhardt et al. [2], V. Keller, persönliche Mitteilung).

500 Paare um 1996 zugenommen. Ein anderes Mass für die Zunahme ist die Anzahl Atlasquadrate mit Bruten im Brutvogelatlas: 49 Quadrate mit brütenden Vögeln in den Jahren 1972–1976 und 78 solcher Quadrate für 1993–1996. Die Besiedelung dehnte sich dabei von den Seen auch auf verschiedene Fliessgewässer aus. Die Untersuchung zum Brutbestand von Keller [3] schätzt den Brutbestand auf 620–870 Paare, wovon 490–670 am Genfersee vorkommen. Weiter zeigt diese Studie, dass die Gänsesäger vor allem an den Seen und an den grossen Fliessgewässern zu finden sind – insbesondere an der Aare und deren Staustufen.

Beutespektrum der Fisch fressenden Vögel

Die Kenntnisse über die Nahrung des Kormorans an Fliessgewässern basieren auf Untersuchungen an 1850 Mägen von Kormoranen, die an Fliessgewässern erlegt wurden. Diese Mägen enthielten insgesamt 2790 makroskopisch identifizierbare Fische [5]: Werden die Zahlen pro Fischart miteinander verglichen, kommt der Stichling am häufigsten vor, und war in einigen Mägen mit über hundert Exemplaren vertreten. Die Bachforelle, deren Anteil 15% aller Fische erreichte, war die am zweithäufigsten gefundene Fischart. Im Zusammenhang mit der Nahrungswahl interessiert aber weniger, welche Fischart welchen Anteil bezüglich der 2790 identifizierten Fische erreicht, sondern vielmehr der Anteil der Mägen mit einer bestimmten Fischart («Menüwahl» der Kormorane). Die im Zusammenhang mit den Angelfängen besonders interessierenden Forellen waren in 22% der Kormoranmägen vorhanden (Abbildung 5.10.6). Dabei kamen Forellen mit Längen von 15–20 cm am häufigsten vor; bezüglich der entnommenen Fischbiomasse dominierte jedoch die nur etwa halb so häufige Längensklasse 25–30 cm.

Über die Nahrung des Gänsesägers liegen weniger detaillierte Kenntnisse vor, da nur 98 Mägen mit insgesamt 130 Fischen untersucht wurden. Auch stammten 88% dieser Gänsesägermägen von bloss drei Gewässern, nämlich Töss

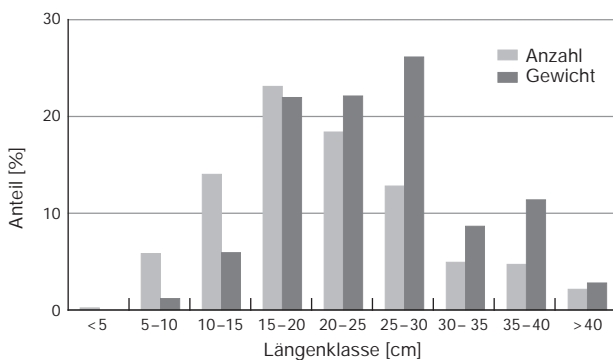


Abb. 5.10.6: Längenverteilung der 369 Forellen, die in Mägen von Kormoranen festgestellt wurden und deren Länge gemessen werden konnte (Quelle: Sammlung der kantonalen Daten bei BUWAL, Sektion Fischerei). Das Gewicht pro Längensklasse wurde aufgrund der Anzahl der Forellen pro Klasse und des geschätzten Durchschnittsgewichtes eines Fisches aus der Klassenmitte berechnet.

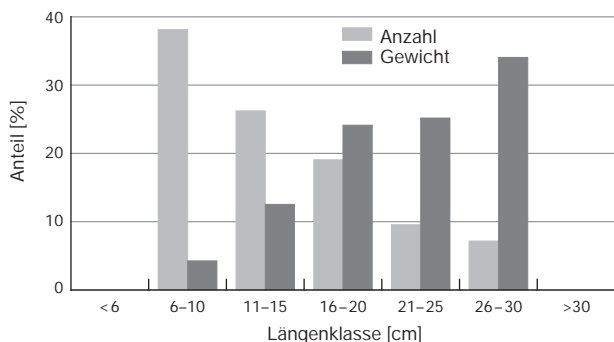


Abb. 5.10.7: Längenverteilung der 42 Forellen, die in Mägen von Gänsesägern festgestellt wurden und deren Länge gemessen werden konnte. Das Gewicht pro Längenklasse wurde aufgrund der Anzahl der Forellen pro Klasse und des Durchschnittsgewichtes eines Fisches aus der Klassenmitte berechnet. (Quelle: Sammlung der kantonalen Daten bei BUWAL, Sektion Fischerei).

(ZH), Sihl (ZH) und Thur (SG). Analog zu den obigen Daten bei den Kormoranmägen wurden 56% der insgesamt 130 identifizierbaren Fische als Forellen bestimmt, und in 70% der Gänsesägermägen waren Forellen vorhanden. Kleine Forellen mit Längen von 6–10 cm kamen am häufigsten vor (Abbildung 5.10.7); bezüglich der entnommenen Fischbiomasse wächst aber die Bedeutung mit zunehmender Fischgrösse und erreicht bei den Forellen von 26–30 cm das Maximum.

Geschätzte Entnahme durch Fisch fressende Wasservögel und Bedeutung der Prädation durch Vögel im Vergleich zum Angelfang

Die *Bedeutung der Kormoranprädation* wurde in verschiedenen Studien [6–9] detailliert untersucht. Diese Arbeiten weisen darauf hin, dass Äschenbestände durch Kormorane teilweise stark genutzt werden und dass Veränderungen bezüglich Altersstruktur und Fischdichte die Folge sind.

Die *Bedeutung der Gänsesägerprädation* für die Fischbestände und Möglichkeiten zur Vogelabwehr wurden im Kanton Waadt an Vallorbe, Orbe, Broye und Venoge untersucht [10, 11]; weiter laufen Untersuchungen an der Schüss (BE) [12] und an der Kleinen Saane (FR) [13]. Die bisherigen Untersuchungen waren bezüglich Umfang und Beobachtungsdauer aber nicht ausreichend, um die Bedeutung der Gänsesägerprädation für die Fischbestände zu quantifizieren. Nutzbar sind aber die Angaben zum Mageninhalt erlegter Vögel (siehe oben) und Informationen zum Verhalten der Gänsesäger. So wurde im Gebiet Bielersee-Schüss festgestellt, dass sich die Gänsesäger im Sommer vorwiegend am Bielersee aufhalten, zu Beginn des Winters an die untere Schüss einfliegen und im Laufe des Winters die Fressplätze zunehmend flussaufwärts verlegen, was als fortschreitende Abschöpfung der Nahrungsbasis interpretiert wird (C. Küng, mündliche Mitteilung).

In Ermangelung schweizerischer Ergebnisse muss bezüglich der Gänsesäger mehr auf Kenntnisse aus der Literatur zurückgegriffen werden. Diese zeigen:

- ▶ Eine Bevorzugung bestimmter Fischarten wird nicht festgestellt; ein hoher Anteil der Salmoniden ist jedoch auffällig und ergibt sich aufgrund der häufigen Futteraufnahme an Salmonidengewässern ([14] mit Übersicht zu Nahrungswahl und Beutefischgrößen).
- ▶ Die Fischentnahme aus den beiden englischen Gewässern River Hodder und Upper Wyne, die während der drei Brutjahre 1996–98 untersucht wurden [15], betrug für das erste Gewässer 18–20 kg Fische/ha bei einer Vogeldichte von 0,2 adulten und 0,7 jungen Gänsesägern/km und für das zweite Gewässer 8–33 kg Fische/ha bei einer Vogeldichte von 0,3–0,9 adulten und 0,5–1,6 jungen Gänsesägern/km.
- ▶ Neu an ein Gewässer einfliegende Gänsesäger bevorzugten Flussabschnitte, an denen bereits Vögel fischen [16], was zu hohem lokalem Frassdruck führt.

Parameter	Einheit	Kormoran, Winter		Kormoran, Sommer		Gänsesäger, Winter		Gänsesäger, Sommer	
		1980	2001	1980	2001	1980	2001	1980	2001
<i>Ausgangsdaten:</i>									
Vögel in der ganzen Schweiz	Stück	1 500	5 500	0	170	4 000	4 000	1 000	1 300
Vögel an Fließgewässern	Stück	0	1 100	0	30	200	600	150	200
Aufenthaltsdauer	Tage		150		180	150	150	100	100
Tagesfutterbedarf	kg		0,5		0,4	0,3	0,3	0,3	0,3
Anteil Mägen mit Forellen	%		22		22	70	70	70	70
Forellen pro Magen	Stück		1,6		1,6	1,3	1,3	1,3	1,3
<i>Berechnungen (gerundet):</i>									
entnommene Fischmenge ¹	kg	0	82 500	0	2 200	9 000	27 000	4 500	6 000
entnommene Forellenmenge ²	kg	0	4 300	0	140	2 000	6 100	1 000	1 300
entnommene Forellenzahl ³	Stück	0	58 100	0	1 900	27 300	81 900	13 700	18 200

¹ Produkt aus Vogelzahl, Aufenthaltsdauer und Tagesfutterbedarf

² Produkt aus entnommener Forellenzahl und mittlerem Stückgewicht von 74 g für Kormorane resp. 46 g für Gänsesäger

³ Produkt aus Vogelzahl, Aufenthaltsdauer, Anteil Mägen mit Forellen und Forellenzahl pro Magen

Tab. 5.10.1: Berechnung der von Kormoranen und Gänsesägern während des Sommer- und Winterhalbjahres aus Fließgewässern entnommenen Forellen (Bach-/Fluss-/See-/Regenbogenforellen) in den Jahren 1980 und 2001.

Parameter	Einheit	Angelfang		Kormorane		Gänsesäger		Verhältnis Vogelnutzung zu Angelnutzung	
		1980	2001	1980	2001	1980	2001	1980	2001
Total genutzte Forellen ¹	Stück	1 500 000	600 000	0	60 000	41 000	100 100		
genutzte Forellenbiomasse ²	kg	208 000	120 000	0	4 440	3 000	7 400		
Vogelfang/Angelfang	%							3	27
Vogelertrag/Angelertrag	%							1	10

¹ Zahlen gemäss Fangstatistik BUWAL, ergänzt mit 200 000 Stück für GR und andere nicht erfasste Gewässer

² bei Annahme von 200 g Stückgewicht pro Forelle im Anglerfang

Tab. 5.10.2: Vergleich der durch Angelfischerei, Kormorane und Gänsesäger um 1980 und 2001 entnommenen Forellen (Bach-/Fluss-/See-/Regenbogenforellen), Daten gemäss Tab. 5.10.1.

► Gewässer mit vielfältiger Lebensraumstruktur und entsprechend gutem Unterstandsangebot für Fische werden oft als weniger empfindlich gegenüber dem Einflug von Gänsesägern dargestellt, doch basieren solche Aussagen bloss auf intuitiven Annahmen und nicht auf Untersuchungsergebnissen [17].

Eine genaue *Quantifizierung der Prädation* durch Kormorane und Gänsesäger ist nicht möglich, da die Informationen über die Vogelpräsenz unvollständig sind, die Informationen zum Mageninhalt nicht aus systematisch erhobenen Stichproben stammen und weitere Unzulänglichkeiten bestehen. Trotzdem muss versucht werden, eine grobe Abschätzung der gesamten Prädation durch die Vögel durchzuführen. Dies wird in Tabelle 5.10.1 versucht, indem die gezeigten Zahlen zur Winter- und Sommerpräsenz sowie der tägliche Nahrungsbedarf und die Zusammensetzung des Futters miteinander kombiniert werden, je getrennt für den Winter und den Sommer. Es resultiert eine geschätzte, in Stück und Gewicht angegebene Forellentnahme durch die Vögel. Dabei ist die Stückzahl eher unterschätzt, da die verwendete Anzahl Forellen pro Magen (1,6 bei den Kormoranen und 1,3 bei den Gänsesägern) zwar den gefundenen Werten entspricht, aber der untersuchte Mageninhalt in der Regel nicht einer vollen Tagesration entspricht. Die berechnete Forellenpräda-tion durch Vögel lässt sich mit den Angelfängen vergleichen (Tabelle 5.10.2): Die Fischentnahme durch Vögel betrug im Jahr 1980 bezogen auf das Fischgewicht rund 1%, bis zum Jahr 2001 stieg dieser Anteil auf 10%. Dies ist einerseits auf den reduzierten Angelfang und andererseits auf die erhöhte Entnahme durch Vögel zurückzuführen. Die Reduktion bei den Anglern (minus 160 000 kg zwischen 1980 und 2000) ist wesentlich grösser als die angestiegene Fischentnahme durch die Vögel (plus 6000 kg). Wird der obige Vergleich zwischen einer Fischentnahme durch Angler und durch Vögel nicht mit dem Fischgewicht, sondern mit den Stückzahlen der Forellen durchgeführt, ergeben sich andere Werte, da die Vögel kleinere Fische erbeuten als die Angler: Die Vögel entnahmen im Jahr 1980 rund 3% Forellen im Vergleich zur Fangzahl der Angler, im Jahr 2001 waren es 27%. Inwiefern die kleineren, von den Vögeln konsumierten Fische bis zu jenem Alter überlebt hätten, in welchem sie für Angler inte-

ressant geworden wären, ist nicht bekannt. Relevant ist aber der Hinweis auf das Wahrscheinlichkeitsnetzwerk (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren»), wo aufgrund einer Literaturlauswertung davon ausgegangen wird, dass für die von den Vögeln entnommenen Fischgrössen keine kompensatorischen Mechanismen wirksam sind, das heisst, dass die von Vögeln entnommenen Fische nicht ohnehin wegen einer zu hohen Dichte hätten sterben müssen.

5.10.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Der gesamtschweizerische *Kormoranbestand* und auch der Anteil der Kormoranschlafplätze an Fliessgewässern erlebte seine quantitativ grössten Zunahmen in den 1980er Jahren, was mit dem Forellenfang- respektive Forellenbestandesrückgang zeitlich gut übereinstimmt. Insbesondere auf lokaler Ebene besteht bei verschiedenen Untersuchungsgebieten eine räumliche Übereinstimmung zwischen Spitzenwerten bei der Anzahl der einfliegenden Vögel und dem Fischfangrückgang [6–9]. Es muss aber festgehalten werden, dass für eine saubere Beweisführung eines ursächlichen Zusammenhanges auch eine Kontrollgruppe gehört (Abschnitt ohne Kormoraneinflug innerhalb des Bereichs mit Einflug) und dass dies bei den verschiedenen erwähnten Felduntersuchungen aus versuchstechnischen Gründen jeweils nicht möglich war.

Beim *Gänsesäger* fehlt eine zeitliche Übereinstimmung zwischen der Zunahme der gesamtschweizerischen Überwinterungszahlen in den 1970er Jahren und dem erst später auftretenden Fischfangrückgang. Auch bei dieser Vogelart werden vorhandene Daten aus ornithologischer und fischereilicher Sicht oft unterschiedlich beurteilt. Nach Phasen mit lokalen Konzentrationen von Gänsesägern beobachtet die Fischerei oft stark reduzierte Fischbestände und stellt einen monokausalen ursächlichen Zusammenhang zwischen Prädation und Fischdichte her (beispielsweise [18]). Ornithologische Publikationen weisen dagegen eher darauf hin, dass Gänsesäger bei einem Rückgang von Fischbeständen nur als zusätzlicher Faktor beteiligt sind (beispielsweise [19]).

Bezüglich der *Graureiher* wurde in der Schweiz bereits vor rund 20 Jahren von der Kontaktgruppe Graureiher [20] festgestellt, dass bis zu einer mittleren Vogeldichte von 0,4 Grau-

reihern pro Kilometer Gewässer keine Verbindung zwischen Fischbestand und Vogelpräsenz statistisch nachgewiesen werden kann. Ist die Vogeldichte allerdings derart hoch, dass die Verletzungsquote bei den 20 bis 30 Zentimeter langen Fischen auf über 10% ansteigt, gelten Wirkungen auf den Fischbestand als akzeptiert, und entsprechend sind Abschüsse gemäss den Empfehlungen der Kontaktgruppe Graureiher [20] möglich. Diese früheren Befunde in der Schweiz werden durch neuere Untersuchungen im Ausland bestätigt: Zum Beispiel stellten Klinger und Lubieniecki [21] bei drei untersuchten Forellengewässern mit Graureiherdichten von 0,02 bis 0,33 Vögeln pro Kilometer fest, dass kein Zusammenhang zwischen der Prädation durch Graureiher und der Bachforellendichte nachgewiesen werden kann.

5.10.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Innerhalb der verschiedenen potenziellen Ursachen für einen Fischfangrückgang zeichnen sich die Fisch fressenden Vögel dadurch aus, dass sie für AnglerInnen besonders gut wahrnehmbar sind und seit einigen Jahren an vielen Gewässern scheinbar oder tatsächlich häufiger vorkommen. Zusätzlich zum Kormoran ist besonders der Gänsesäger oft Diskussionsobjekt.

Detaillierte Angaben zu den vom *Kormoran* genutzten Gewässern gibt es nicht, aber als Problemgewässer werden vorwiegend grössere Fließgewässer genannt. Wenn aber der Vogeleinflug nicht auf alle Fließgewässer homogen verteilt ist, lässt sich einerseits ableiten, dass der Kormoran eher nicht als flächendeckender Faktor für den gesamtschweizerischen Forellenfangerückgang in Frage kommt. Andererseits zeigen aber die in Tabelle 5.10.2 zusammengestellten Forellenbiomassen und Forellenzahlen, dass die Entnahme durch Kormorane und Gänsesäger insgesamt auf ein Niveau angewachsen ist, dem eine lokale Bedeutung zugesprochen werden kann.

Der *Gänsesäger* kann sich als Brutvogel und auch als Überwinterer an Forellengewässern aufhalten und dort einen bedeutenden lokalen Faktor für den Fischbestand darstellen. An schmälere Gewässern (unter 4 m Breite) genügt ein einziger Gänsesäger pro Kilometer, um innerhalb von zwei Wochen einen Hektarertrag von 10 kg zu entnehmen. Die räumlich-zeitlichen Informationen zum Gänsesägervorkommen und die Nutzungsmengen lassen darauf schliessen, dass die Fischprädation des Gänsesägers als lokal bedeutender, jedoch nicht als flächendeckender Faktor für den Forellenfangerückgang in der Schweiz in Frage kommt.

Weder die zeitlich-räumliche Dynamik der *Graureiher*, noch die Futterzusammensetzung (viel andere Nahrung neben Fischen), noch die Anzahl überwinternder oder brütender Vögel lassen den Graureiher als zentrale Ursache für den weitgehend flächendeckenden Fischfang- respektive Fischbestandesrückgang in der Schweiz in Erscheinung treten.

5.10.5 Massnahmen

Managementmassnahmen für Fische und Fisch fressende Vögel

Empfehlungen für Abwehrmassnahmen gegen Fisch fressende Vögel haben sich in der Vergangenheit als schwierig erwiesen: Einerseits sind verschiedene Interessengruppen betroffen (Fischerei, Vogelschutz, Naturschutz) und andererseits wird die Anzahl Fisch fressender Vögel in der Schweiz zu einem Grossteil durch Populationsentwicklungen im Ausland vorgegeben. Da es sich bei den Fisch fressenden Vögeln um ein bekanntes, auch ausserhalb von Fischnetz in Bearbeitung stehendes Thema handelt, gibt es zum Management des Konflikts zwischen Kormoran und Fischern bereits verschiedene Vorschläge [22, 23]. Ergänzend kann Folgendes empfohlen werden:

► Die Abwehr von *Kormoranen* gemäss dem Massnahmenplan von 1995 sollte in Bezug auf den Winterbestand [22] konsequent angewendet werden. Gleiches gilt für den Massnahmenplan für den Sommer, der in einer vom BUWAL geleiteten Arbeitsgruppe ausgearbeitet und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden soll [23].

► Der *Gänsesäger* sollte weder durch Nisthilfen (Fässer) gefördert, noch sollte in Veröffentlichungen auf solche Bestandesstützungen hingewiesen werden (beispielsweise Zeichnung eines Fasses als «nichoïr pour harle bièvre» in [24]). Bezüglich der Abwehr der Gänsesäger konnten in der Schweiz bisher noch keine optimalen Lösungsansätze gefunden werden. Vergrämungsexperimente in Bayern waren aber erfolgreich und führten zu einem signifikanten Anstieg der Äschenbestandes in der Vergrämungsstrecke, während die Referenzstrecken ohne Vergrämung keinen solchen Anstieg zeigten [25].

Forschungsbedarf

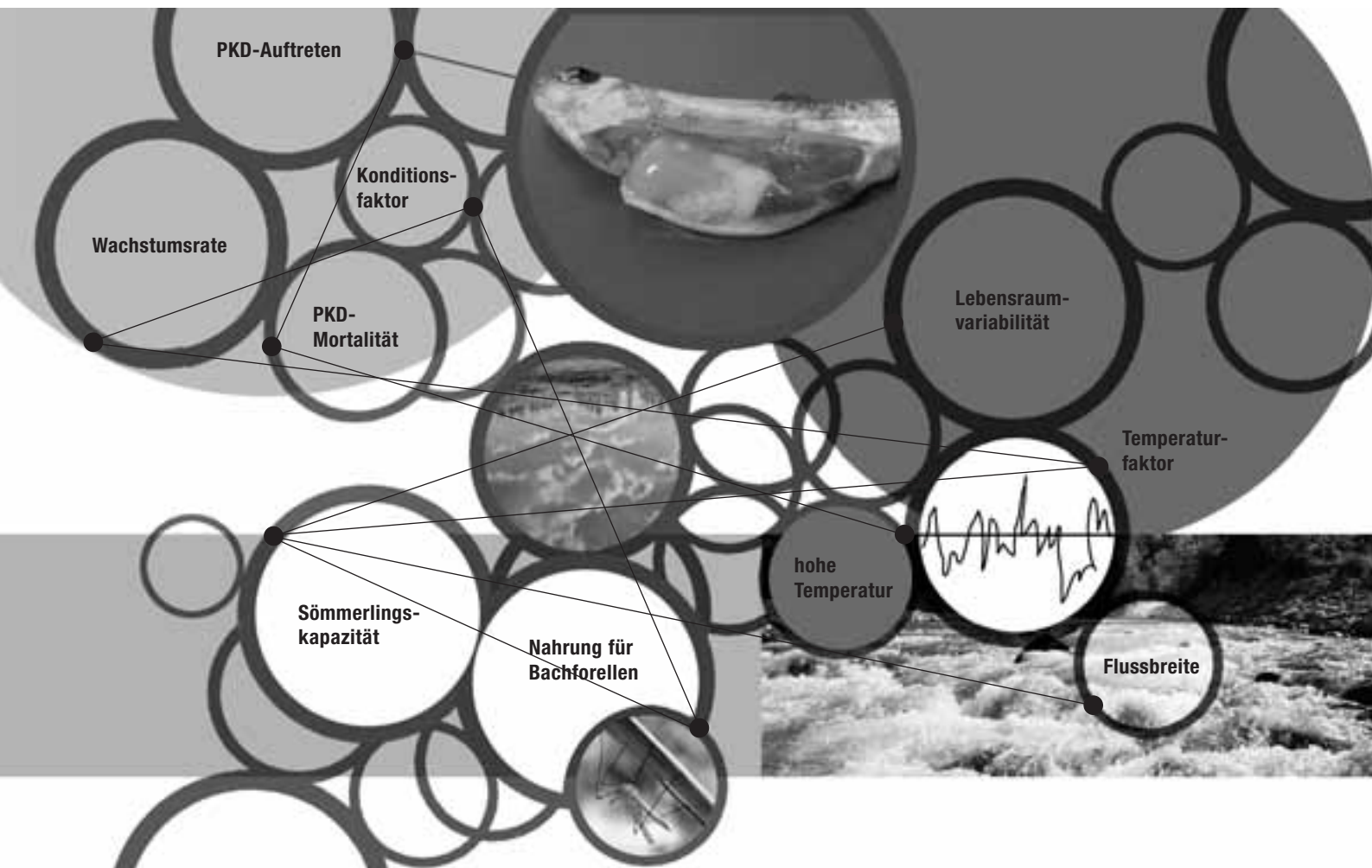
► Die Bedeutung der Fisch fressenden Vögel kann nur dann abgeschätzt werden, wenn auch an denjenigen Gewässerstrecken, die bisher von der Schweizerischen Vogelwarte Sempach nicht erfasst wurden, die Kormorane, Gänsesäger und Graureiher gezählt werden. Ob dies durch eine Ergänzung der Vogelwarte-Zählstrecken oder durch Zählungen in speziellen fischereilichen Monitoringstrecken erfolgen sollte, ist abzuklären.

► Da der *Gänsesäger* mehr Biomasse als der Kormoran aus den Gewässern entnimmt, sollte ihm künftig mehr Beachtung geschenkt werden und die Datenbasis (insbesondere bezüglich Nahrungswahl) verbessert werden.

5.10.6 Literaturnachweis

- [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, Ruhlé 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.



5.11 Hypothese: Veränderungen der Wassertemperatur haben zu einem Rückgang der Fischpopulation und des Fischfangertrages geführt

Zusammenfassung

Bachforellen bevorzugen kühle Fließgewässer und wachsen am besten bei etwa 13 °C. Wassertemperaturen über 25 °C ertragen die Forellen nur eine kurze Zeit. Eier benötigen für ihre Entwicklung eine Wärmemenge von 420 Gradtagen, was bei einer Wassertemperatur von knapp 5 °C etwa 90 Tagen entspricht. Eine Erwärmung um 1 °C verkürzt diese Entwicklungszeit um einen Fünftel. Die Wassertemperatur wirkt sich auf Fische aber auch indirekt über das Nahrungsangebot, Krankheitserreger und chemische Vorgänge aus. Kritisch können bereits Temperaturen über 15 °C sein, da sie zum Ausbruch der häufig tödlich verlaufenden proliferativen Nierenkrankheit («proliferative kidney disease», PKD) führen.

In den vergangenen 25 Jahren wurden die Fließgewässer als Folge des Klimawandels um 0,4 °C bis 1,6 °C erwärmt.

Abb. 5.11.1: Höhere Temperaturen beschleunigen die Entwicklung des Laichs und die Wachstumsrate der Fische. Fließgewässer mit höheren Temperaturen haben im Allgemeinen eine grössere Sömmerlingskapazität. Im Sommer kann eine längere Warmwasserperiode jedoch zu einer hohen Sterblichkeit bei mit der Nierenkrankheit PKD befallenen Fischen führen.

Die Lebensräume der Forellen verschoben sich dabei um 100–200 m in höhere Regionen. Die klimatisch verursachte Erwärmung betrifft vor allem die erste Jahreshälfte. Andere Veränderungen der Wassertemperatur, wie die Abkühlung von Flüssen und Bächen durch die Einleitung von kaltem Wasser aus Speicherseen, durch Wärmepumpen oder durch Stossbelastungen bei Schwallbetrieb, sind lokale, für ein bestimmtes Gewässer spezifische Phänomene.

Die Hypothese, dass Veränderungen der Wassertemperatur zu einem Rückgang der Fischpopulationen und -fänge geführt haben, hat sich bei warmen Mittellandflüssen mit mehrwöchigen Perioden über 15 °C bestätigt. Bei kühleren Fließgewässern muss diese Hypothese hingegen verworfen werden, da die positiven Effekte einer Erwärmung durchaus überwiegen können. Wichtigste, aber erst langfristig wirksame Massnahme zum Erhalt der Fischpopulationen ist die Bekämpfung der globalen Klimaerwärmung. Kurzfristige, nur die Symptome lindernde Massnahmen können das Erhalten und Schaffen kühlerer Bachabschnitte und – damit die Fische diese Stellen auch erreichen können – die Beseitigung von Wanderhindernissen in den Gewässern sein.

5.11.1 Einleitung und Fragestellung

Sollte es zutreffen, dass Veränderungen der Wassertemperatur zu einem Rückgang der Fischpopulation und des Fischfangertrages geführt haben, so müsste sich die Temperatur in den schweizerischen Fließgewässern in den vergangenen Jahrzehnten parallel zu den Fischpopulationen und den Fangerträgen verändert haben. Diese Veränderungen müssten zudem so gross sein, dass sie sichtbare Effekte auf der Ebene der Fischbestände zur Folge haben. Auf die Spur solcher Veränderungen kann man auch kommen, wenn man wichtige Ursachen wie beispielsweise den Klimawandel untersucht.

Die Temperatur in Fließgewässern unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen und variiert ausserdem von Jahr zu Jahr und von Gewässer zu Gewässer sehr stark. Im Jahresverlauf kann sie mehr als 25 °C und im Tagesverlauf um mehrere Grad schwanken, je nach klimatischen Bedingungen und Wetter. Für Fische sind neben den Tages- oder Jahresmittelwerten vor allem auch die Extremwerte an heissen Sommernachmittagen und Abweichungen von der Norm in kritischen Phasen der Entwicklung entscheidend. Fische reagieren artspezifisch und je nach Entwicklungsstadium, Alter und übrigen Umweltbedingungen unterschiedlich auf die Temperatur. Die Wassertemperaturen der mittleren und grösseren Schweizer Fließgewässer sind in den vergangenen Jahrzehnten signifikant gestiegen [1], während andere chemische und physikalische Fließgewässerparameter abgenommen haben oder mehr oder weniger unverändert geblieben sind [2] (siehe auch Hypothese «Chemikalien»). Insbesondere der Abfluss weist in diesem Zeitraum keinen signifikanten Trend auf. In unsere detaillierten Analysen der Temperaturverläufe bezogen wir neben den mittleren Jahrestemperaturen auch die Sommer- und Winterwerte sowie den

Zeitraum der Erwärmung im Frühjahr ein. Die mittlere Jahrestemperatur T_s , die Amplitude A und die Lage M des Temperaturmaximums im Kalenderjahr ermittelten wir durch die Anpassung einer Sinus-Kurve an die Messdaten [3].

$$T_t = T_s + A \sin \left\{ \frac{2\pi t}{P} + (M - \frac{P}{4}) \right\}$$

t = Zeit [d]
 T_t = Wassertemperatur zur Zeit t [°C]
 T_s = 12-Monatsmittelwert, mit der Sinus-Regressionskurve berechnet [°C]
 A = Amplitude der Sinuskurve [°C]
 P = Periodenlänge von P (12 Monate = 365,25 d)
 M = Zeitpunkt des Temperaturmaximums [d]
 $(M - \frac{P}{4})$ = Startpunkt der Sinuskurve, ϕ [d]

Zur Abklärung der Frage, ob Temperaturveränderungen zum Fischfangrückgang beigetragen haben, wurden folgende Teilfragen untersucht:

- ▶ Wie hat sich die Wassertemperatur der Fließgewässer in der Schweiz in den letzten 20 bis 30 Jahren entwickelt?
- ▶ Welche direkten und indirekten Wirkungen übt die Wassertemperatur auf die Fische und ihre Bestände aus?
- ▶ Gibt es Hinweise, dass eine veränderte Wassertemperatur zum Rückgang der Forellenbestände und des Fischfangertrags geführt haben könnte?

**5.11.2 Befunde in der Schweiz
Entwicklung der Temperatur in den vergangenen Jahrzehnten**

Die Fließgewässertemperatur ist eine Funktion von Zuflüssen (inklusive des Grundwassers), langweiliger Ein- und Ausstrahlung, kurzweiliger Solarstrahlung (Wasser und Sediment), Verdunstung und Kondensation, Konvektion (Wärmeaustausch mit der Luft), Niederschlag, Dissipation (Reibungswärme), Wärmeaustausch mit dem Sediment sowie chemischen und biologischen Prozessen [4]. Bei steilen Bergbächen kann die dissipative Energie den Hauptteil aus-

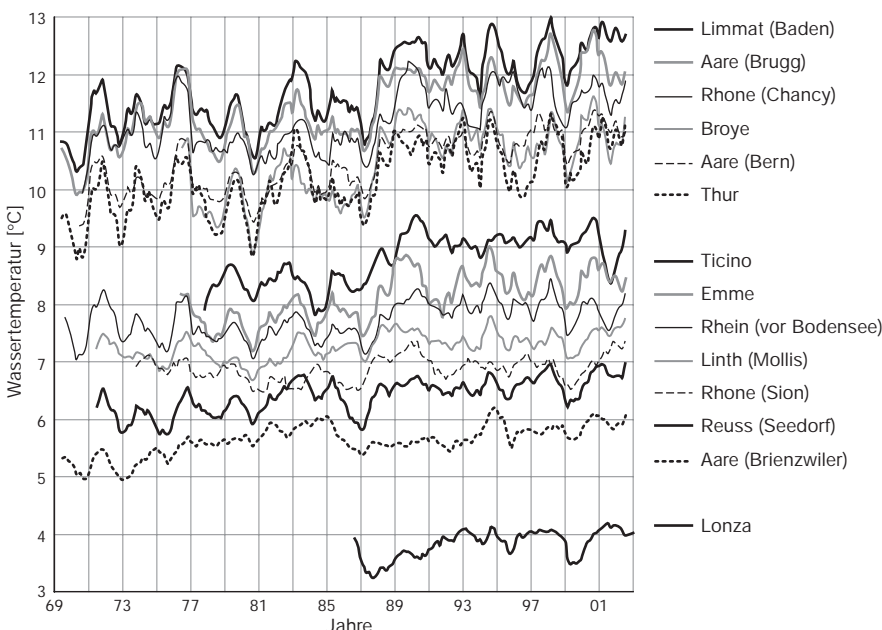


Abb. 5.11.2: Entwicklung der 12-Monatsmittelwerte der Wassertemperatur T_s einiger typischer Fließgewässer in der Schweiz (Daten des Bundesamts für Wasser und Geologie, Bern). Der Anstieg der Temperatur verläuft bei praktisch allen Flüssen gleich. 1987/88 steigt die Temperatur verstärkt an. Ausnahmen bilden die vom Betrieb hydraulischer Kraftwerke stark beeinflussten Gewässer, wie zum Beispiel die Lonza. Für die Wirkung auf die Fische ist entscheidend, von welchem Temperaturniveau ausgegangen wird. Eine Erwärmung der Aare bei Brienzwiler dürfte sich positiv auswirken, während es den Bachforellen in der Limmat zunehmend zu warm wird.

machen, während bei flachen Gewässern die Konvektion sowie die lang- und kurzweiligen Strahlungen die grössten Energieflüsse verursachen. Die in der Schweiz überdurchschnittliche Zunahme der Lufttemperaturen durch die Klima-veränderung [5] kann also eine wichtige Ursache für Tempe-raturveränderungen auch in Fließgewässern sein. Das Aus-mass des vermuteten Temperaturanstiegs wurde durch die Analyse von Messreihen der Landeshydrologie an 27 Flüssen überprüft. Zur Lage der Messstationen und weiteren Auswer-tungen siehe [1]. Für die langfristigen Verläufe wurden auf der Basis von Tagesmittelwerten mit Intervallen von zwei Mo-naten gleitende Sinusmittelwerte über jeweils zwölf Monate berechnet und dargestellt (Abbildung 5.11.2).

Die Temperaturverläufe der meisten untersuchten Fließ-gewässer zeigen einen Trend zu höheren Temperaturen. Dies gilt sowohl für die wärmeren Mittellandflüsse als auch für die kühleren Bäche in den Voralpen und Alpen. Ein Anstieg von bis zu 1 °C erfolgte sprunghaft in den Jahren 1987 und 1988, während die beiden Jahrzehnte vorher und nachher ohne signifikanten Trend verliefen. Dieser Temperatursprung könn-te mit der gleichzeitig beobachteten Änderung des NAO-Index (NAO = North Atlantic Oscillation, ein Mass für die bei uns auf das Klima einwirkenden Luftdruckverhältnisse im Nordatlantik) zusammenhängen [6]. Die Tatsachen, dass die

Temperaturerhöhung in der ganzen Schweiz zu beobachten ist, dass sich auch die Lufttemperatur analog verhält [7, 8] und dass keine vergleichbaren Trends bei den Abflüssen feststellbar sind (Abbildung 5.11.3), sind starke Indizien dafür, dass die beobachtete mittlere Erwärmung der Flüsse direkt auf die Erwärmung der Atmosphäre und die Verände-rung der Einstrahlung zurückzuführen ist und nicht durch Änderungen des Wasserregimes verursacht wurde. Dass der Abfluss ebenfalls einen Einfluss hat, zeigen die Perioden, in denen die Korrelation der Wasser- mit der Lufttemperatur schwach ist, wie beispielsweise Ende der 1970er und in den 1990er Jahren. Schlechtwetterperioden mit hohen Nieder-schlägen und Abflüssen wirken sich im Sommerhalbjahr ab-kühlend und in Trockenperioden erwärmend aus. Der nieder-schlagsarme Hitzesommer 2003 hat uns dies drastisch vor Augen geführt.

Der beobachtete Temperaturanstieg betrifft nicht gleich-mässig das ganze Jahr, sondern nur die Monate Januar bis August. Im Herbst erfolgte praktisch keine Veränderung. Der Jahres-Temperaturverlauf wurde also insgesamt gegenüber den 1970er und 1980er Jahren um 0,5–1,5 °C nach oben und um fünf bis zwölf Tage nach vorne verschoben (Abbildung 5.11.4). Diese Verschiebung beträgt im Frühjahr bis zu 14 Tage.

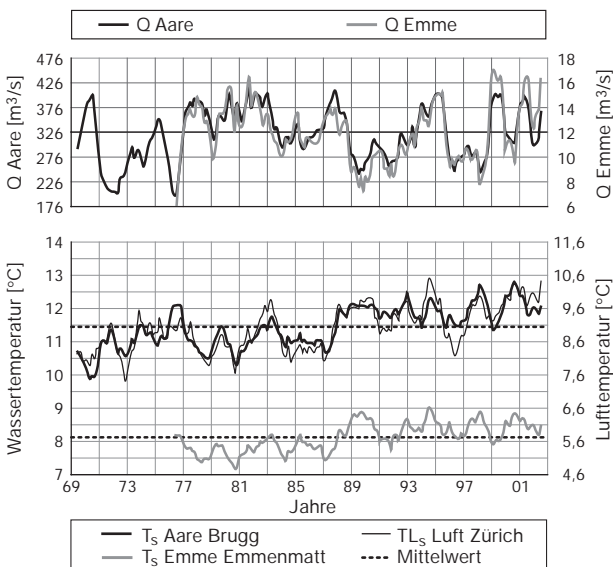


Abb. 5.11.3: Oben: Entwicklung der 12-Monatsmittelwerte des Abflusses Q der Aare bei Brugg und der Emme bei Emmenmatt. Unten: Entwicklung der Wassertemperatur T_s der Aare bei Brugg und der Emme bei Emmenmatt sowie der Lufttemperatur T_{L_s} der Station SMA Zürich. Die Skalen sind so angepasst, dass die Mittelwerte (eingezeichnete Linien) der Abflüsse und der Temperaturen von Aare und der Luft übereinander liegen. Während die Temperaturen vor 1987/88 meist unterhalb der Mittelwerte liegen, sind sie von 1989 an vorwiegend darüber. Die Abflüsse verlaufen trotz der sehr unterschiedlichen Grösse (Mittelwerte über 25 Jahre: Aare 334 m³/s, Emme 12 m³/s) parallel, aber nicht korreliert mit den Wassertemperaturen. Sie widerspiegeln Wetterverhältnisse, welche nicht mit dem grossen Trend des Klimawandels einhergehen.

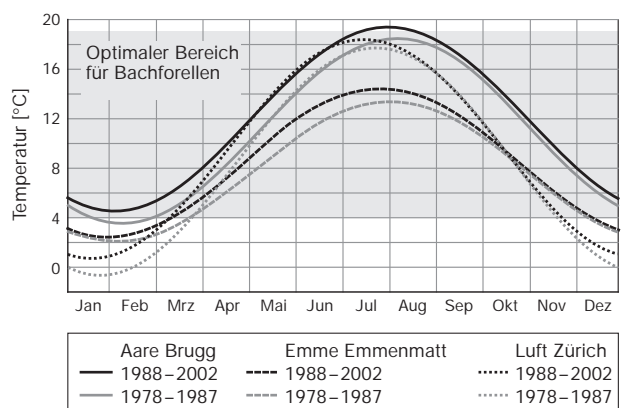


Abb. 5.11.4: Schematische Darstellung der Veränderung der Wasser- und der Lufttemperaturen anhand der Perioden 1978–1987 und 1988–2002. Die an die Tagesmitteltemperaturen angepassten Sinuskurven zeigen, dass sich die Temperaturkurven nach vorne (Sommermaxima fünf bis sechs Tage früher) und oben (Jahresmitteltemperaturen 0,7–1 °C höher) verschoben haben. T_s = 12-Monatsmittelwert, mit der Sinus-Regressionsfunktion berechnet [°C], A = Amplitude der Sinuskurve [°C], M = Zeitpunkt des Temperaturmaximums [Tag ab Jahresbeginn].

	1978–87	T_s = 11,0	A = 7,5	M = 218
Aare Brugg	1988–02	T_s = 12,0	A = 7,4	M = 213
	Differenz	T_s = 1,0	A = -0,1	M = -5
Emme Emmenmatt	1978–87	T_s = 7,7	A = 5,6	M = 21
	1988–02	T_s = 8,4	A = 6,0	M = 208
	Differenz	T_{sv} = 0,7	A = 0,4	M = -6
Luft Zürich	1978–87	T_s = 8,5	A = 9,2	M = 203
	1988–02	T_s = 9,6	A = 8,9	M = 198
	Differenz	T_s = 1,1	A = -0,3	M = -5

Wirkungen der Temperatur auf die Fische

Die Temperatur beeinflusst Fische im positiven Sinne direkt durch eine Förderung der Entwicklung und des Wachstums sowie negativ durch eine Beeinträchtigung der Gesundheit bis hin zu tödlichen Effekten. Indirekte Wirkungen erfolgen über die Nahrung (Wachstum der Futterorganismen), Krankheitserreger (Wachstum, Vermehrung), chemische Prozesse (Sauerstoffgehalt, Schadstoffe) und Interaktionen mit anderen Arten (Konkurrenzsituationen und Räuber-Beute-Beziehungen). Eine Vielzahl von Arbeiten befasst sich mit den vielfältigen Anforderungen der Bachforellen an ihre Lebensräume, insbesondere mit der Temperatur [9–12]. Eine quantitative Beziehung zwischen der Wassertemperatur und der Produktivität ganzer Fischbestände hat Vuille [13] in seiner Bonitiermethode für die Ermittlung des fischereilichen Ertragsvermögens eines Gewässers beschrieben (siehe Hypothese «Fischnahrung»). Diese Beziehung wird in den Modellrechnungen vom Wahrscheinlichkeitsnetzwerk verwendet (siehe Hypothese «verschiedene Faktoren»).

Wachstum und Entwicklung

Für Organismen gilt die Reaktionsgeschwindigkeits-Temperatur-Regel, eine Faustregel, die besagt, dass sich die Geschwindigkeit biochemischer Reaktionen bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C verdoppelt. Bei Fischen kann die Entwicklungsrate abhängig von Akklimatisierung und Genetik sogar um den Faktor 2,5 bis 5 beschleunigt werden, wenn die Temperatur um 10 °C ansteigt [14]. Verschiedene Autoren haben Modelle entworfen, um beispielsweise die

Entwicklungsdauer von Eiern anhand der Temperatur zu berechnen [15, 16]. Für die Bachforelle wird mit etwa 420 Tagesgraden bis zum Schlupf gerechnet. Gleiche Grössenordnungen wurden auch experimentell für Bachforelleneier in Schweizer Gewässern gefunden [17]. Die für die verschiedenen Lebensstadien optimalen und kritischen Temperaturbereiche sind in Tabelle 5.11.1 zusammengestellt.

Die meist experimentell ermittelten Werte gelten für spezifische Entwicklungsstadien, die in bestimmten Perioden im Jahr auftreten. Die Ergebnisse sind daher nur bedingt auf die saisonalen Temperaturverläufe in natürlichen Gewässern übertragbar. Es wurde deshalb anhand gemessener Temperaturen in Bachforellengewässern der Schweiz ein für Bachforellen optimaler Jahresverlauf der Temperatur (Mittelwert und Toleranzbereich) entworfen. Dabei sind die Unterschiede der Optima lokal angepasster Populationen nicht berücksichtigt. Dieser Temperaturbereich dient als Massstab zur Beurteilung von Temperaturveränderungen (Abbildung 5.11.5).

Bei Salmoniden sind die Eier besonders temperaturempfindlich und es wird angenommen, dass diese Empfindlichkeit für ihre eingeschränkte geografische Verbreitung ausschlaggebend ist [27, 28]. Die optimale Temperatur für die Entwicklung der befruchteten Bachforelleneier liegt bei etwa 5 °C. Unter 1 und über 9 °C wird eine erhöhte Mortalität beobachtet [15], Temperaturen über 12 °C gelten als tödlich [23]. Der Toleranzbereich für Embryonen (bis Schlupf) liegt bei etwa 4–13 °C [15, 23].

Temperaturkritische Prozesse wurden auch für den eigentlichen Fortpflanzungsakt (Laichen und Befruchten) identi-

Referenz	Laich	Eier		Embryonen	Sömmerlinge	Juvenile		Adulte		PKD
		optimal	letal			optimal	letal	optimal	letal	
Elliott [18–20]		0–13			optimal	optimal	letal	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 (mündliche Mitteilung)					2,5–13					
siehe Hypothese «Fischgesundheit»										>8, >15*

* PKD Infektion tritt bei Temperaturen über 8 °C auf und die Krankheit bricht aus, wenn die Wassertemperatur während zwei bis vier Wochen über 15 °C liegt.

Tab. 5.11.1: Optimale und kritische Temperaturbereiche für verschiedene Lebensstadien der Bachforellen (in °C). Die Werte in Klammern schränken die optimalen Bereiche enger ein.

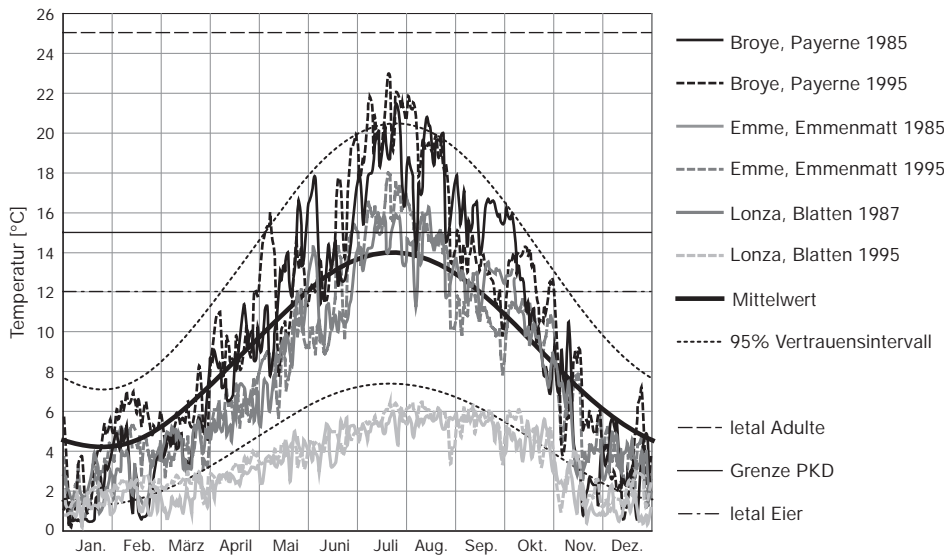


Abb. 5.11.5: Temperaturbereich eines typischen Bachforellengewässers der Schweiz im Jahresverlauf. Der Mittelwert und die Streubereiche (± 95 Prozent) wurden anhand der Tagesmitteltemperaturen von 28 Fließgewässern mit Bachforellen im Jahr 2002 ermittelt. Die 95%-Grenzen entsprechen der Streuung der einbezogenen Gewässer. Exemplarisch sind die Temperaturen der Broye, der Lonza und der Emme eingetragen. Bei der Broye sind eher negative Folgen der Erwärmung zu erwarten, bis hin zu letalen Effekten. In der Emme könnte PKD ausbrechen, aber bei der Lonza wird die Eientwicklung dank der wärmeren Winter beschleunigt.

fiziert. So liegt das Optimum der Reproduktion zwischen 1 und 10 °C [19], 0,5–13 °C werden als ideal für das Laichgeschäft angesehen [22, 24]. Ein Temperaturanstieg verkürzt demnach das für die Fortpflanzung optimale Temperaturfenster, was eine Verringerung der Reproduktionsrate zur Folge haben könnte.

Adulte Bachforellen bevorzugen einen Temperaturbereich zwischen 4 und 19 °C [16], die Nahrungsaufnahme und das Wachstum werden unterhalb [19], beziehungsweise oberhalb dieser Temperaturen praktisch eingestellt [28]. Maximale Wachstumsraten liegen zwischen 13 und 14 °C [18]. Ein verstärktes Wachstum ist insbesondere für die Fortpflanzung von Vorteil, da grössere Weibchen grössere und zahlreichere Eier produzieren [29].

Fischgesundheit

Die Temperatur beeinflusst auch alle Prozesse, die im Zusammenhang mit toxisch wirkenden Chemikalien stehen. Vitellogenin wird beispielsweise durch Estrogen zehnmal stärker und beträchtlich schneller induziert, wenn die Temperatur von 9 auf 15 °C steigt [30]. Die Nierenkrankheit PKD wird durch einen einzelligen Parasiten hervorgerufen (siehe Hypothese «Gesundheit»), der erst oberhalb von 8 °C den Fisch infizieren kann. Der klinische Krankheitsausbruch wurde für die Regenbogenforelle bei 15 °C nachgewiesen, wenn die Tiere während zwei bis vier Wochen dieser Temperatur ausgesetzt waren. Mit dem Temperaturanstieg liegen verschiedene voralpine Gewässer neuerdings im kritischen Bereich für PKD.

Ebenso ist bekannt, dass die Furunkulose, eine bakterielle Forellenkrankheit mit hoher Mortalitätsrate, erst oberhalb von 14 °C ausbricht. Diese Krankheit wird jedoch bei Freilandfischen nur selten beschrieben (siehe Hypothese «Gesundheit»). Darüber hinaus ist das Schwarzforellensyndrom zu erwähnen, welches vor allem in den Sommermonaten beobachtet werden kann. Diesem Syndrom ist in den ver-

gangenen Jahren der Tod zahlreicher Forellen sowohl in der Schweiz als auch im süddeutschen Raum zuzuschreiben [31, 32].

Verkleinerung der Lebensräume

Eine Temperaturerhöhung in den tieferen Regionen des Mittelandes mit wärmeren Flüssen führt zu vermehrtem Temperaturstress für die Bachforellen und damit zu Nachteilen gegenüber den Äschen. Damit verschiebt sich die Bachforellen-Region in höhere Lagen (Abbildung 5.11.6). Keleher und

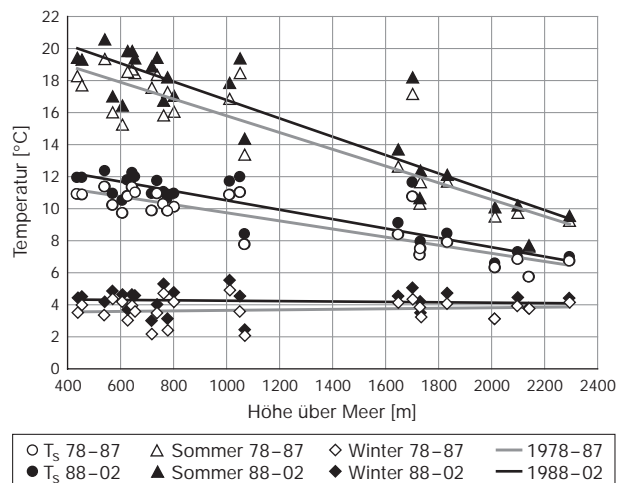


Abb. 5.11.6: Abhängigkeit der Wassertemperatur von der Höhe über dem Meeresspiegel. Für die Berechnungen wurden die mittleren Temperaturen (T_s) sowie die Sommer- und Winterwerte von 27 Flüssen in Beziehung zur mittleren Höhe ihres Einzugsgebietes (von der Messstation bis zur Quellregion oder bis zum nächsten See) gesetzt. Die Berechnungen erfolgten mit der Sinus-Regression pro Periode. Die Sommertemperaturen wurden als T_s+A und die Wintertemperaturen als T_s-A berechnet (A = Amplitude). Um in einem Gewässerabschnitt mit gleicher Temperatur (beispielsweise 18 °C im Sommer) verbleiben zu können, müsste eine Forelle rund 200 Meter flussaufwärts ziehen.

Rahel [33] haben geschätzt, dass ein Anstieg der mittleren Juli-Temperaturen von 19 °C um 1 °C in den Rocky Mountains die geografische Zone der Salmoniden-Habitate um 17 Prozent verkleinern würde. Der mittlere Temperaturanstieg von circa 1 °C in der Schweiz bedeutet, dass die Fischpopulationen gleiche Temperaturbedingungen in rund 100–200 m höheren Regionen der Fliessgewässer aufsuchen müssen. Eine solche Verschiebung wird jedoch durch natürliche und künstliche Wanderhindernisse erschwert oder gar unmöglich gemacht. Diese theoretisch begründeten Effekte sind bisher noch nicht konkret beobachtet worden; einerseits, weil langfristig keine entsprechenden Untersuchungen gemacht wurden, und andererseits, weil angesichts des vielerorts stattfindenden Besatzes auch die Fangzahlen nur bedingt solche Rückschlüsse zulassen.

5.11.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Die Daten über Forellenfänge sind von unterschiedlicher Qualität und beziehen sich auf Gewässerstrecken, die nur bedingt mit den Einzugsgebieten identisch sind, deren Temperaturveränderungen gemessen wurden. Es muss daher von Fall zu Fall geprüft werden, ob die Wassertemperaturen für die entsprechenden Fangstrecken überhaupt repräsentativ sind. Es wird angenommen, dass bei bisher kalten Bächen ein geringerer Rückgang oder sogar eine Zunahme festgestellt werden kann, während bei wärmeren Bächen tendenziell eher ein Rückgang erwartet wird. Die vorhandenen Daten (Tabelle 5.11.2) zeigen, dass in allen Gewässern die Temperatur zugenommen hat, während in den zugeordneten Fangstrecken für die Entwicklung des Fischfangertrages keine konsistenten Daten vorliegen.

Gewässer	Messstation	Einzugsgebiet	1978–1987			1988–2002			dM	9 °C	Mittlerer Abfluss 78–02	Mittlerer Fang 2000–2001	
	[m ü.M.]		[m ü.M.]	Ts	A	M	Ts	A				M	[d]
Aare 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
Aare 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
Aare Hagneck	437	1011	10,9	6,0	224	11,7	6,2	218	-6,3	-14	-	-	-
Aare Bern Schönau	502	803	10,1	6,0	225	10,9	6,1	219	-6,1	-14	126	18	4
Aare Thun	548	571	10,2	5,8	228	10,9	6,1	222	-6,1	-13	115	59	12
Aare Brienzwiler	570	2140	5,7	1,9	214	5,8	2,0	214	0,6	-	36	-	-
Birs Münchenstein	268	762	10,3	5,6	209	11,1	5,7	204	-4,9	-13	17	98	43
Rhein Rheinfelden	262	645	11,3	7,4	219	12,2	7,6	213	-6,1	-13	1089	8	1
Rhein 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
Rhein 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	-
Kleine 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 Riazзино	200	1649	8,4	4,2	210	9,1	4,6	208	-2,4	-12	68	269	61

Tab. 5.11.2: Temperaturveränderung ausgewählter Gewässer und Fischfangerträge. Ts = 12-Monats-Mittelwerte der Temperatur, A = Amplitude, M = Zeitpunkt des Temperaturmaximums (Tag 200 entspricht dem 19. Juli), dM = Differenz des Zeitpunkts des Temperaturmaximums, d = Tage, 9 °C = Verschiebung des Zeitpunkts des Erreichens von 9 °C, N = Zahl der gefangenen Forellen. Die grau hinterlegten Felder weisen auf Sommertemperaturen (Summe von Ts + A) hin, die ausserhalb des für Bachforellen optimalen Bereichs (also über 19 °C) liegen. Bei Aare, Rhein und Reuss ist dies zum Teil ab der Periode 1988–2002 der Fall.

Die genauere Analyse eines einzelnen Gewässers, der Emme, zeigt exemplarisch, dass die Fischfangerträge je nach Gewässerabschnitt stark unterschiedlich sind (Abbildung 5.11.7). Der Maximalertrag 2002 von 31 kg/ha wurde aus dem Abschnitt bei Burgdorf (535 bis 643 m über Meer, mittlere Jahrestemperatur 9 °C) gefischt. Sowohl oberhalb als auch unterhalb waren die Fangerträge geringer. Ob dies kausal mit der Temperatur verbunden ist und für die ganze Schweiz gilt, lässt sich aufgrund der vorliegenden Daten nicht nachweisen. Einerseits sind die Fangdaten nicht unbedingt repräsentativ für die Fischbestände und andererseits liegen zu wenig quantitative Angaben zur zeitlichen Entwicklung vor. Immerhin ist für die Fischereifachleute die Temperatur ein wichtiger Faktor für die Bestimmung des theoretischen Fangertrags eines Gewässers [13]. Dabei wird der Ertrag höher geschätzt, je höher die Temperatur innerhalb des optimalen Bereiches von 4–19 °C ist.

5.11.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Die beobachtete Erwärmung der Fliessgewässer bewirkt eine Verschiebung der Habitate mit vergleichbaren Temperaturen in höhere Lagen, beziehungsweise eine Verringerung der unteren Ausbreitungsmöglichkeiten für Bachforellen zugunsten der Äschen und Barben. Temperaturen über 12 °C sind für Eier, über 15 °C für die PKD-Entwicklung und über 25 °C für alle Bachforellen kritisch. In bereits relativ warmen Mittellandflüssen ist daher mit einer Abnahme des Forellenertrags und einer Zunahme von Fischkrankheiten zu rechnen, während in ehemals kühleren Bächen durchaus positive Effekte überwiegen können. Die generelle Erwärmung im Zusammenhang mit geringen Restwassermengen (nach Wasserentzug zur Bewässerung oder Stromproduktion) kann zusätzlich zu kritischen lokalen Situationen führen, die von

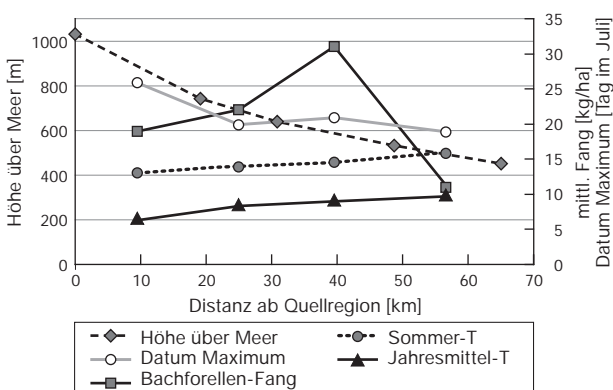


Abb. 5.11.7: Höhenprofil der Emme, Verlauf der Wassertemperatur (Jahresmittelwert und Zeitpunkt des Sommermaximums) und des Fischfangertrags 2002. Die Wassertemperatur nimmt von der Quelle (Bärselbach) zur Mündung (Kantonsgrenze SO) von 6,5 °C auf 9,8 °C zu, während das Sommermaximum an der wärmsten Stelle bereits am 19. Juli und zuoberst erst am 26. Juli auftritt. Die mittlere Sommertemperatur erreicht im untersten Bereich der Emme Werte über 15 °C.

Fall zu Fall untersucht werden müssen. Zudem kann ein noch unkritischer, aber bereits erhöhter Temperaturstress die Sensitivität der Fische gegenüber anderen Stressfaktoren erhöhen. Die beobachteten Fangzahlen sind allerdings zu wenig vollständig und werden durch andere Faktoren wie beispielsweise Besatz zu stark beeinflusst, um diese Befunde zu belegen.

Die Hypothese, dass Veränderungen der Wassertemperatur zu einem Rückgang der Fischpopulationen und -fänge geführt haben, scheint plausibel für Bäche, die bereits mittlere Jahrestemperaturen von über 9 °C hatten, sie trifft aber kaum für kältere Bäche in höheren Regionen (oberhalb von 600 Metern über dem Meeresspiegel) zu. Dort könnten sich in den vergangenen Jahrzehnten bessere Bedingungen für Bachforellen ergeben haben. Ob die Populationen diese auch tatsächlich nutzen können, ist angesichts der Wanderhindernisse in den Gewässern zu hinterfragen.

5.11.5. Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und Gewässerqualität

Massnahmen gegen die Erwärmung sind auf globaler Ebene bei der Bekämpfung der Ursachen der Klimaerwärmung zu treffen; diese wirken aber bestenfalls nur sehr langfristig. Kurzfristig und lokal können bereits durch die Erhaltung und Schaffung von kühleren Bachabschnitten, die Gewährleistung von genügend Restwasser und die Förderung der Durchgängigkeit der Gewässer die Symptome gemildert und merkliche Verbesserungen für Fische geschaffen werden.

Um den Erfolg solcher Massnahmen zu prüfen, sollte gezielt auf die Verbreitung der Fischarten in den Randbereichen der Forellenregionen geachtet und ein Besatz an diesen Stellen zumindest für eine gewisse Zeit unterlassen werden. Die Verbreitung der PKD sollte ebenfalls weiter beobachtet werden. Dabei muss selbstverständlich auch die Wassertemperatur erfasst werden.

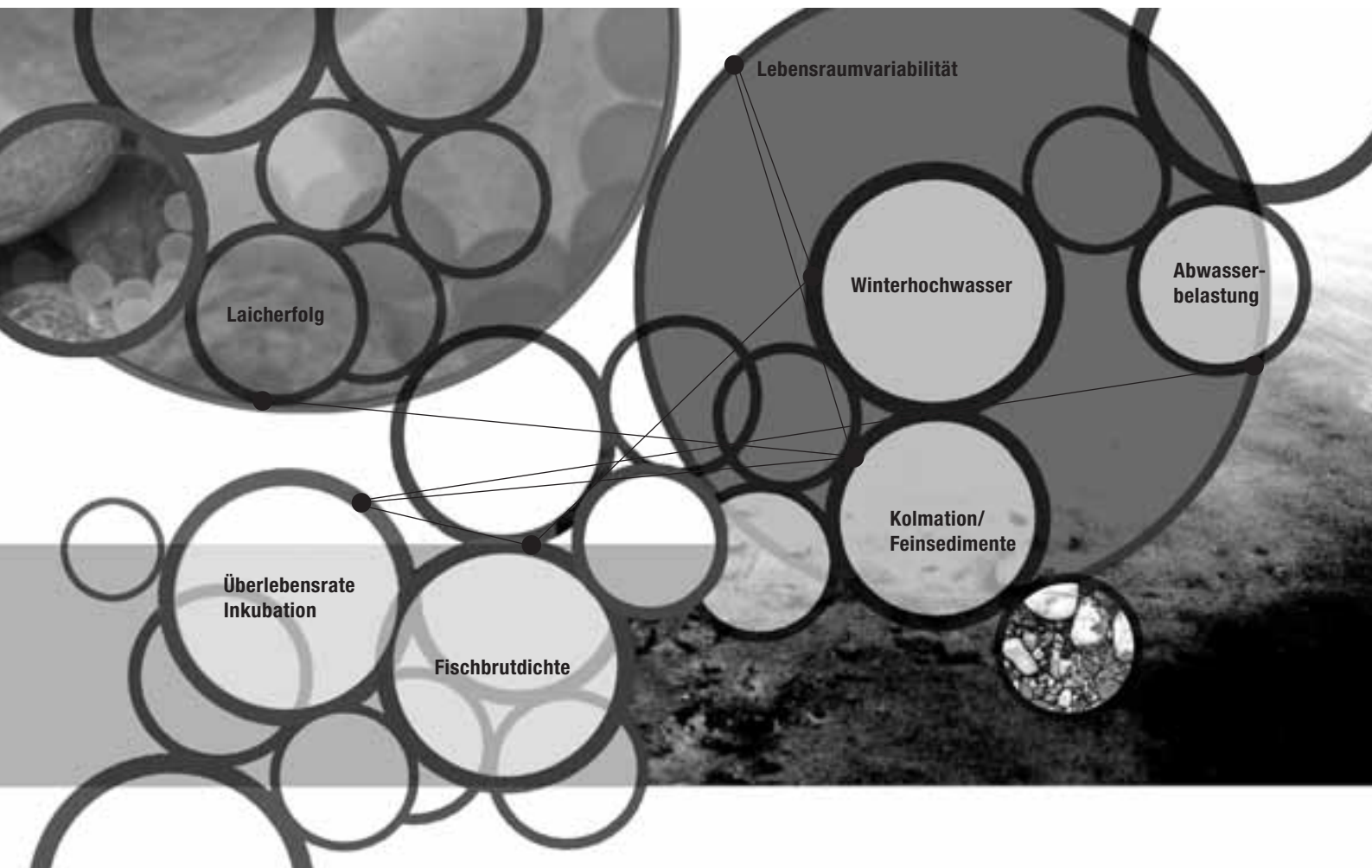
Forschungsbedarf

Das Verständnis der Beziehungen zwischen experimentell ermittelten physiologischen Wirkungen der Temperatur und deren Folgen für natürliche Fischpopulationen sollte gefördert werden. Feldbeobachtungen über die Randzonen der Ausbreitung einzelner Fischarten könnten wertvolle Hinweise auf limitierende Bedingungen für diese Arten liefern.

5.11.6 Literaturnachweis

- [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*. Fischereinspektorat 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 Hypothese: Der Fischfangrückgang ist das Resultat eines veränderten Abflussregimes und einer veränderten Geschiebeführung

Zusammenfassung

Diese Hypothese beschäftigt sich mit der Frage, ob die Winterhochwasser mit Geschiebeführung in den vergangenen Jahrzehnten zugenommen haben. Der Einfluss von Winterhochwasser auf die Bachforelle – insbesondere in Hinblick auf die Inkubationsstadien – wird diskutiert. 41 Einzugsgebiete von Gewässern in der Schweiz wurden in Bezug auf unterschiedliche Parameter zur Häufigkeit von Hochwasser und Veränderungen des Abflussregimes analysiert. Zunehmende Winterhochwasser (bedeutende Veränderung im Abflussverhalten) liessen sich in 35% der untersuchten mittelländischen-jurassischen Fliessgewässer für die Zeitspanne von 1961–2000 nachweisen. Durch diese Winterhochwasser werden inkubierte Bachforelleneier allerdings nicht wesentlich beeinträchtigt, da die Deckschicht des Flussbettes nicht aufgebrochen wird.

Abb. 5.12.1: Verknüpfung der für Winterhochwasser wichtigen Faktoren. Grössere Lebensraumvariabilität vermindert die negativen Auswirkungen von Winterhochwasser, die die Fischbruttdichte durch Auswaschen der inkubierten Eier reduzieren können, und zu erhöhten Feinsedimentkonzentrationen beitragen.

Für die Mehrheit der analysierten Einzugsgebiete ergibt sich kein genereller Zusammenhang zwischen Hydrologie und Bachforellenfischfang. Lokal (dort, wo die Häufigkeit der Winterhochwasser tatsächlich zugenommen hat) ist jedoch eine Beeinflussung der Fangzahlen durch zunehmende Winterhochwasser möglich. Für Fliessgewässerstrecken mit einem deutlichen Schwallregime sind nachteilige Auswirkungen auf die natürliche Fortpflanzung der Bachforelle zu erwarten.

Diese Hypothese kann in mittelländischen und jurassischen Einzugsgebieten eine Rolle spielen, daher ist sie nicht grundsätzlich zu verwerfen. Eine zentrale Bedeutung bezüglich Fangrückgang kommt dem zunehmenden Winterhochwasser allerdings nicht zu.

5.12.1 Einleitung und Fragestellung

Das Abflussregime wird entscheidend durch menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet beeinflusst. Der Bau eines Staudammes oder die Ausleitung von grösseren Wassermengen wirkt sich stets auch auf den Abfluss aus. Ganz besonders wichtig sind saisonale Veränderungen im Abflussregime beispielsweise unterhalb von grossen Stauseen. Kommen in

einem Einzugsgebiet solche hochgelegenen Speicherseen vor, ist mit massiven Veränderungen des Abflussregimes zu rechnen.

Neben den Eingriffen des Menschen in das Einzugsgebiet hängt das Abflussregime hauptsächlich von der Niederschlagsmenge ab. Klimaprognosen sagen generell eine Verschiebung der Hochwasser vom Sommer auf das Winterhalbjahr voraus. Besonders im Alpenvorland der Nordschweiz sind winterliche Hochwasser häufiger zu erwarten (Monate Dezember bis Februar) [1, 2]. Ausserdem ist mit einer bis zu zwei Wochen früheren Abschmelzung der Schneedecke zu rechnen. Für das Sommerhalbjahr hingegen sagen die Klimaprognosen niedrigere Abflüsse voraus.

Ein verändertes Abflussregime wirkt sich vielfältig aus. Bachbreiten, Wassertiefen, Substratzusammensetzung, Unterstandsangebot, Fliessgeschwindigkeit und Wassertemperaturen verändern sich. Ganz allgemein erhöhen zusätzliche Hochwasser den Stress auf die Individuen – beispielsweise durch das Auswaschen der Eier und das Verdriften grösserer Fische. Ein gut strukturierter Lebensraum kann diesen Stress verringern [3]. Ausgehend von den Klimaprognosen und den damit möglichen Veränderungen der Fliessgewässerhydrologie stehen im Zusammenhang mit Bachforellen drei Fragen im Vordergrund:

- ▶ Haben die Winterhochwasser in den letzten Jahren zugenommen?
- ▶ Hat sich der Reproduktionserfolg der Bachforelle dadurch verändert?
- ▶ Treten im Sommer vermehrt Niedrigwasser auf?

In engem Zusammenhang mit der ersten Frage steht die Geschiebeführung. Zunehmende Hochwasser können mit erhöhter Geschiebeführung verbunden sein. Es sind Auswirkungen auf das Interstitial und damit nachteilige Folgen für die Inkubationsphase der Bachforelle zu erwarten. Es stellt sich auch die Frage, inwiefern andere Stadien der Bachforelle durch Winterhochwasser betroffen sind. Die Problematik der Niedrigwasser im Sommer kann in dieser Hypothese nicht beantwortet werden, da in keinem Teilprojekt von Fischnetz entsprechende Analysen durchgeführt wurden.

Eine weitere interessante Frage ist, wie schnell die Abflusskurve nach einem Hochwasser wieder auf einen niedrigen Basisabfluss zurückgeht. Da diese Frage jedoch eng mit der Verbauung eines Gewässers zusammenhängt, wird sie in der Hypothese «Lebensraum» aufgenommen. Generell lässt sich sagen, dass grössere Veränderungen im Abflussverhalten (Drainagen, Flussverbauungen und Urbanisierungen) zu einer Verminderung der Aufenthaltszeit des Wassers im Einzugsgebiet führen [4]. Es kann davon ausgegangen werden, dass in einem stark verbauten Einzugsgebiet bei Regenereignissen die Abflussspitze rapide ansteigt und ebenso rasch wieder abfällt. In einem wenig verbauten Einzugsgebiet verhält sich das umgebende Land wie ein Schwamm,

und der Abfluss erreicht seine Spitze langsamer. Auch die Niedrigwassersituation stellt sich mit einer wesentlichen Zeitverzögerung ein.

Schwallbetrieb bewirkt in der Mehrzahl der untersuchten Gewässer eine Verminderung und eine veränderte Zusammensetzung des Makrozoobenthos- und Fischbestandes [5]. Da in der Schweiz circa 25 Prozent der mittleren und grösseren hydroelektrischen Kraftwerke schwallartige Abflussschwankungen erzeugen, ist mit wesentlichen Einflüssen auf das Inkubationsstadium der Bachforelle zu rechnen.

In der Schweiz liegen an mehreren Messstellen Abflussdaten über lange Zeitreihen vor. In den Jahren 2002 und 2003 wurden diese Daten im Rahmen einer Diplomarbeit am Geografischen Institut der Universität Bern analysiert [6].

Die Auswirkung von Winterhochwasser auf Bachforellen

Hochwasser im Winter können nachteilige Auswirkungen auf die folgenden Fischstadien haben (angeordnet nach abnehmender Priorität):

▶ *Auf die im Interstitial inkubierten Eier:* Die Bachforelle legt ihre Eier 7–25 cm tief in Clustern in den Kies ab [7]. Während der Inkubationszeit sind die Eier relativ gut gegen äussere Einflüsse geschützt. Geschiebeumlagerungen stellen jedoch eine wesentliche Gefahr für die Eier dar. In der Literatur werden allerdings unterschiedliche Überlebensraten bei Geschiebebewegungen genannt: Die Angaben schwanken zwischen 10 und 90%. Die Mortalität nimmt mit zunehmender Eingrabungstiefe ab. Crisp [8] zeigte, dass 15 cm tief eingegrabene Eier durch Hochwasser, wie sie jährlich mehrmals auftreten, nur unwesentlich ausgewaschen werden. Ein starkes, nur etwa alle 10–20 Jahre vorkommendes Hochwasser wäscht praktisch alle in einer Tiefe von 10 cm eingegrabenen Eier aus. Bei einer Eingrabungstiefe von 15 cm beträgt die Auswaschrates über 40%. Massa [9] wies nach, dass bereits relativ kleine Hochwasserführungen die Eier schädigen können. Lapointe et al. [10] gehen hingegen für ein häufig auftretendes Frühlingshochwasser lediglich von einer Mortalität von 5% aus.

▶ *Auf die bereits geschlüpften, aber sich immer noch im Interstitial befindenden Dottersackbrütlinge:* Geschlüpfte Brütlinge bleiben vorerst für weitere fünf bis sechs Wochen im Interstitial (weitere 408 Tagesgrade) [11]. Während dieser Zeit sind sie durch Hochwasser weniger gefährdet, weil sie nach dem Ausschlüpfen noch weiter ins Kiesbett eindringen. Nach Verlassen des Kieslückensystems ist die Gefahr einer Verdriftung bei Hochwasser wieder deutlich erhöht, da die Brütlinge hohen Fliessgeschwindigkeiten noch nicht widerstehen können. Diese ersten Wochen nach der Emergenz werden als die kritische Periode mit einer hohen Sterblichkeit der Brütlinge eingestuft [11].

▶ *Auf die juvenilen Fische,* die sich im Winter tagsüber ebenfalls im Kieslückensystem des Bachbettes aufhalten [12].

► Auf *laichreife Tiere*, die zu ihren Laichplätzen aufwandern (homing): Forellen wandern nachts bei niedrigen bis mittleren Abflüssen mit Geschwindigkeiten von bis zu 2 km/h [13] und werden durch Hochwasser verdriftet [14].

Grundsätzlich können sehr hohe Hochwasser auch grössere juvenile Bachforellen schädigen. In der Regel sind aber diese Altersstadien in der Lage, während des Hochwassers in geschützten Habitaten zu überleben. Jensen & Johnsen [15] stellten fest, dass die Mortalitätsraten älterer Fische (1+ und mehr) durch Hochwasser nicht signifikant beeinflusst wurden.

Hochwasserereignisse können die mittlere Breite, Tiefe, Substratzusammensetzung und Fliessgeschwindigkeit verändern. Diese Hypothese steht daher mit der Hypothese «Lebensraum» in enger Verbindung.

Kommt es bei Hochwasser zu Geschiebeführung, kann sich dies auf die Dichte und Biomasse der Benthosorganismen (Hypothese «Fischnahrung») auswirken.

Hochwasserführung mobilisiert Feinsedimente (Hypothese «Feinsedimente»). Eine Hochwasserzunahme im Vorfrühling kann sich negativ auf frühe Besätze von Brütlingen auswirken (Hypothese «fischereiliche Bewirtschaftung»).

5.12.2 Befunde in der Schweiz

In der Diplomarbeit von Santschi [6] galt es abzuklären, ob in den 41 untersuchten Einzugsgebieten in den vergangenen Jahren häufiger Winterhochwasser auftraten. Drei verschiedene Zeitspannen wurden berücksichtigt: kurzfristig von 1981–2000, mittelfristig von 1961–2000 sowie langfristig von 1941–2000. Es wurden zehn alpine Regimetypen, 24 mittelländische-jurassische sowie sieben südalpine Regimetypen untersucht. Neun Parameter zur Charakterisierung von Hochwasserereignissen wurden ausgewählt. Parameter 1–4: Häufigkeit von sehr hohen, hohen, mittleren und niedrigen Hochwassern, Parameter 5: Höhe der Hochwasser, Parameter 6: Stärke der Abflussschwankungen, Parameter 7: Domi-

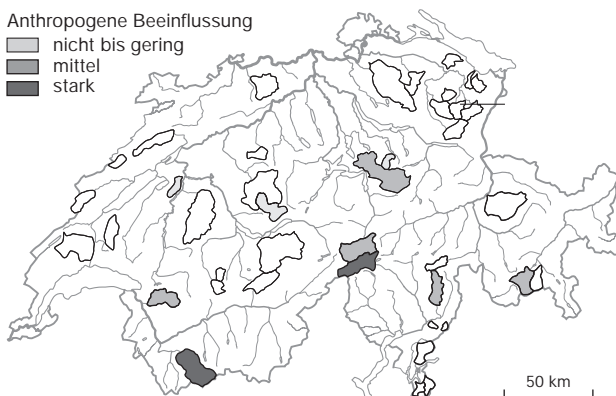


Abb. 5.12.2: Lage der untersuchten Einzugsgebiete. Die anthropogene Beeinflussung bezieht sich auf die Nutzung von Wasserkraft. Aus: Santschi [6]

nanz der Hochwasser (Verlagerung der Hochwasser in den Winter), Parameter 8: Veränderung der Dauerkurve, Parameter 9: Dominanz hoher Monatsmittel. Abbildung 5.12.2 gibt einen Überblick über die Lage der von Santschi untersuchten Einzugsgebiete.

Drei dieser 41 Einzugsgebiete wurden zusätzlich von Fischnetz untersucht: Necker, Emme und Venoge. In diesen Testgebieten wurde durch Berechnungen und direkte Beobachtungen festgestellt, bei welchen Abflüssen das Geschiebe in Bewegung kommt. Es wurden zwei unterschiedliche Abflüsse berücksichtigt, Q_0 (Abfluss, bei dem der Geschiebetransport einsetzen kann) und Q_D (Abfluss, bei dem die Deckschicht aufgerissen wird).

Alpine Einzugsgebiete

Folgende zehn alpine Einzugsgebiete wurden von Santschi [6] untersucht: Lonza (Blatten), Rosegbach (Pontresina), Drance de Bagne (Le Châble), Simme (Oberried), Hinterrhein (Hinterrhein), Lütschine (Gsteig), Inn (St. Moritz), Reuss (Andermatt), Allenbach (Adelboden), Plessur (Chur).

Nur eines (Drance de Bagne) der untersuchten Einzugsgebiete zeigt – bedingt durch den Bau eines Kraftwerkes – eine Änderung im Abflussverhalten.

Mittelländische und jurassische Einzugsgebiete

Folgende 24 mittelländische und jurassische Einzugsgebiete wurden von Santschi [6] untersucht: 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 (Wängi), Töss (Neftenbach), Ergolz (Liestal), Mentue (Yverdon), Areuse (St.-Sulpice), Bied de Locle (La Rançonnière), Suze (Sonceboz), Venoge (Ecublens).

17 Einzugsgebiete (der oben erwähnten 24 Gebiete) wurden für die Zeitperiode 1961–2000 analysiert, für sechs Einzugsgebiete (35% der Fälle) kann als Gesamturteil eine bedeutende Veränderung des Abflussverhaltens beobachtet werden (Zunahme der Winterhochwasser). Für die kurzfristige Zeitspanne (1981–2000) hat sich im Vergleich zu der Periode 1961–2000 das Abflussverhalten nicht verändert.

Vergleichend wird festgestellt, dass sich in Süddeutschland in den vergangenen 25 bis 40 Jahren der winterliche Abfluss ebenfalls veränderte. Caspary [16] wies in seinen Untersuchungen in Süddeutschland seit Mitte der 1970er Jahre regional eine Zunahme von Extremhochwasser in den Wintermonaten Dezember bis Februar nach.

Die Analysen zum Geschiebetransport in den Testgebieten von Necker, Emme und Venoge zeigten, dass der Abfluss Q_D (ein die Deckschicht aufreisendes Hochwasser) erst bei hohen Hochwasserführungen (Faktor 10–15 des mittleren Abflusses) und vermehrt im Sommerhalbjahr eintritt.

Südalpine Einzugsgebiete

Folgende sieben südalpinen Einzugsgebiete wurden von Santschi [6] untersucht: Calancasca (Buseno), Ticino (Piotta), Riale de Roggiasca (Roveredo), Traversagna (Arbedo), Breggia (Chiasso), Cassarate (Pregassona), Laveggio (Mendrisio).

Die südalpinen Einzugsgebiete weisen in den Perioden 1941–2000 (nur ein Einzugsgebiet analysiert) und 1961–2000 (zwei Einzugsgebiete analysiert) keinen Trend zu mehr Hochwasser auf. Kurzfristig (1981–2000) weisen drei von sieben untersuchten Einzugsgebieten für einen Parameter (Höhe der Hochwasser) Veränderungen auf. Zusammenfassend kann jedoch bei den südalpinen Regimetypen mit den zur Verfügung stehenden Daten nicht von einer wirklichen Zunahme des Winterhochwassers ausgegangen werden.

Zusammenfassende Bewertung

Bei den mittelländischen-jurassischen Fliessgewässern lassen sich in den vergangenen 60, vor allem aber in den zurückliegenden 40 Jahren Signale für eine Veränderung im winterlichen Abflussverhalten feststellen. Es besteht zudem eine Übereinstimmung mit Untersuchungen aus Süddeutschland. Eindeutige Ursachen lassen sich jedoch den Signalen nicht zuordnen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass in einigen mittelländischen-jurassischen Fliessgewässern vermehrt Winterhochwasser auftreten. Die sehr hohen (1800% des mittleren Abflusses als Schwelle) und hohen (1200%) Hochwasser haben jedoch in den vergangenen 40 Jahren kaum zugenommen [6]. Die mittleren (800%) und niedrigen Hochwasser (400%) sind jedoch in dieser Zeitperiode vermehrt zu beobachten. Allerdings vermögen diese mittleren und kleineren Hochwasser die Deckschicht des Flussbettes nicht aufzureissen und ihre Auswirkung auf die Inkubation ist somit von untergeordneter Bedeutung.

Die untersuchten Testgebiete

Von den untersuchten Testgebieten ergibt sich für die Emme (Emmenmatt) ein Trendsinal. Daraus lässt sich ableiten, dass die Höhe der Winterhochwasser und die Häufigkeit der mittleren und niedrigen Hochwasser zugenommen haben. Ein gewisser nachteiliger Effekt auf die Inkubationsphase der Bachforelle kann daher nicht ausgeschlossen werden. Eine entscheidende Bedeutung kommt dieser Zunahme von Hochwasserereignissen jedoch nicht zu, da mittlere und niedrige Hochwasser auf die Inkubationsphase keinen grossen Einfluss haben.

5.12.3 Zusammenhänge mit beobachteten Effekten

Aus Gründen der Datenverfügbarkeit mussten für den Vergleich zwischen Hydrologie und Fischfang hauptsächlich die hydrologischen Parameter der Zeitspanne 1961–2000 mit den Fangstatistiken der Jahre 1981–2000 verglichen wer-

den. Der Vergleich basiert somit auf ungleichen Zeitreihen. Bei den sieben untersuchten Einzugsgebieten des mittelländischen und jurassischen Regimes (Grande Eau, Sitter, Goldach, Steinach, Aach, Murg, Areuse) ergaben sich keine klaren Resultate. Vier der fünf Einzugsgebiete ohne Veränderungen der Abflusscharakteristik zeigen einen Fangrückgang. Die Steinach weist sowohl beim Abflussregime wie bei den Fischfängen keine Veränderungen auf. Zwei Einzugsgebiete (Murg und Areuse), deren Abflusscharakteristik sich so geändert hat, dass nachteilige Auswirkungen auf die Inkubationsphase möglich sind, weisen einen Fangrückgang auf.

Aus den Veränderungen der Fangkurve und des Abflussverhaltens lassen sich grundsätzlich keine klaren Schlüsse ziehen, da die Resultate widersprüchlich sind. Es dominiert der Fall abnehmende Fänge bei unveränderter Hydrologie. Zudem sind die beiden Zeitperioden nur schlecht vergleichbar, da Fangdaten für die Jahre 1961–1981 meistens fehlen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die veränderte Hydrologie in einzelnen Flussabschnitten zum Fangrückgang beiträgt, in anderen Strecken ist sie jedoch nicht massgeblich am Fangrückgang beteiligt. Zu den alpinen und südalpinen Flüssen sind keine Aussagen möglich.

Werden lediglich die hydrologischen Ergebnisse interpretiert, zeigt sich, dass in einigen mittelländischen-jurassischen Einzugsgebieten eine Veränderung im Abflussverhalten beobachtet wird. Höhere Hochwasser im Winterhalbjahr und häufigere mittlere und niedrige Hochwasser im Winter sind wahrscheinlich. Ob dies eine veränderte Geschiebeführung bewirkt, ist nicht erwiesen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich in einigen dieser Gewässer in den vergangenen Jahren die Abflusscharakteristik veränderte – somit kann für diese Fliessgewässer von einer veränderten Geschiebeführung ausgegangen werden.

5.12.4 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Das Abflussregime der mittelländischen-jurassischen Fliessgewässer hat sich in den vergangenen Jahren in einigen Gewässern und in einem geringen Ausmass verändert. Da einige Autoren den Einfluss mittlerer und niedriger Hochwasser nur als wenig schädlich für die Inkubationsphase einstufen [7, 10, 17], scheint das veränderte Abflussregime keine zentrale Bedeutung zu haben. Nur im Falle extremer Winterhochwasser ist ein deutliches Schädigungspotenzial vorhanden. Hohe und extrem hohe Hochwasser mit Aufreissen der Deckschicht treten jedoch im Winterhalbjahr weniger häufig auf als im Sommerhalbjahr. Es ist möglich, dass diese Hypothese regional für einzelne Einzugsgebiete zutrifft (beispielsweise Murg, Areuse oder Emme). Als Hauptgrund für den Fangrückgang kommt diese Hypothese jedoch in den mittelländischen-jurassischen Fliessgewässern nicht in Frage. Für alpine und südalpine Regimetypen sind keine zunehmenden Hochwasser registriert. Als problematisch wird die Situation für die natürliche Reproduktion in Strecken mit aus-

gesprochenem Schwallbetrieb eingeschätzt (beispielsweise Alpenrhein, Rhone etc.).

Ein positiver Einfluss der Hochwasser auf die natürliche Reproduktion darf vor allem im Spätherbst, bevor die Eier in den Kies inkubiert werden, nicht unbeachtet bleiben. Hochwasser mit Geschiebeführung reinigen das Bachbett und entfernen die problematischen Feinsedimente.

Schwall-Sunk

In der Schweiz erzeugen circa 25% der mittleren und grösseren hydroelektrischen Kraftwerke schwallartige Abflussschwankungen [5]. Die täglich auftretenden Abflussspitzen sind als eine unnatürliche Störung zu interpretieren. Ökologische Strukturen und Funktionen sind daher in vielen Schwallstrecken beeinträchtigt. Die von Baumann und Klaus [5] diskutierten Fallbeispiele verdeutlichen, dass die natürliche Entwicklung der Eier während der Inkubation durch die Auswirkungen des Schwalls stark beeinträchtigt ist. Das Abdriften der Bachforellenbrütlinge ist vor allem durch das Schwall-Sunk-Verhältnis beeinflusst. Ein Verhältnis von 10:1 wirkt sich wesentlich stärker aus als ein Verhältnis von 6:1. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Schwallbetrieb in den letzten 20 Jahren in einigen Gewässern zugenommen hat. In Schwallstrecken muss mit einer nachteiligen Auswirkung auf die Fangerträge gerechnet werden. Einen regionalen Bezug zum Fischfang herzustellen, ist jedoch mit den vorhandenen Statistiken in der Regel nicht möglich.

5.12.5 Massnahmen

Massnahmen zur Verbesserung der Fangerträge und der Gewässerqualität

► **Verbesserung des Lebensraumes:** In Fliessgewässern mit schlechter Habitatqualität werden Fische durch zusätzliche Stressoren (vermehrte Winterhochwasser) nachteilig beeinflusst. Ein vielfältiger Lebensraum mit gut strukturierten Habitaten und einer ausreichenden Vernetzung ermöglicht es Fischen, Schutzhabitate aufzusuchen. Dynamische Gewässerstrukturen werden durch Revitalisierungen erreicht. Fliessgewässer mit ungenügender Qualität des Lebensraumes und häufigem Auftreten von Winterhochwasser sollten bevorzugt revitalisiert werden.

► **Wasserrückhalt:** Einsatz von geeigneten Massnahmen im Einzugsgebiet (angepasste Landnutzung, Reduzierung von Bodenversiegelungen, Erhöhung des Schwammeffektes der Landschaft).

► **Schwalldämpfende Massnahmen** in Schwallstrecken: Dämpfung des Schwallbetriebes durch grossräumige Rückhaltungsmöglichkeiten, optimierte Steuerung, Verbesserung der Habitatqualität in Schwallstrecken.

Forschungsbedarf

► **Auswirkungen von Geschiebe führenden Hochwasserereignissen im Winter:** Es bestehen widersprüchliche Aus-

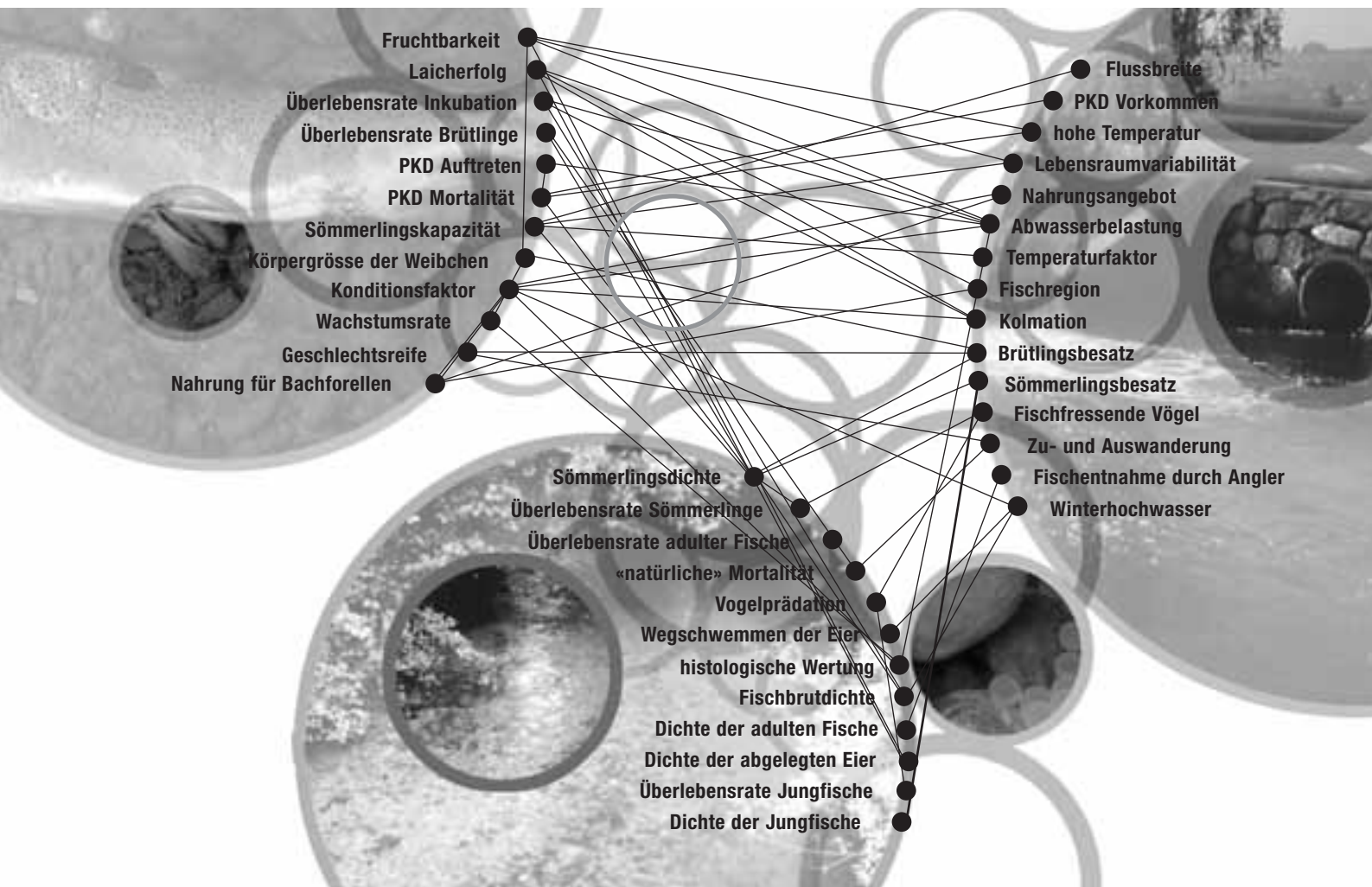
sagen über den Effekt Geschiebe führender Hochwasser auf die Inkubationsstadien der Bachforelle. In der Schweiz wurden bisher keine Forschungsarbeiten in diesem Zusammenhang durchgeführt. Besonders hilfreich wäre eine Untersuchung zur Beziehung zwischen der Mortalitätsrate und der Inkubationstiefe der Eier.

► **Vorkommen von Niedrigwasser im Sommer:** Bisher fehlen Analysen zu der Niedrigwassersituation im Sommer. Eine Dokumentation über die Dauer der Hochwasser sowie ihre Auswirkungen auf Temperatur und Fische wäre sehr hilfreich.

5.12.6 Literaturnachweis

- [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 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.
- [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 Hypothese: Verschiedene, regional unterschiedliche Faktoren sind Ursache für den Rückgang von Fischbeständen und Fischfang

Zusammenfassung

Das Beispiel der Testgebiete von Fischnetz zeigt, dass jeweils mehrere, in den verschiedenen Fliessgewässern unterschiedliche Faktoren für den Fischfangrückgang verantwortlich gemacht werden können. Mit Hilfe von zwei in ihrem Ansatz unterschiedlichen Methoden («weight of evidence»-Analyse und Wahrscheinlichkeitsnetzwerk) konnten unwahrscheinliche Faktoren für das jeweilige Testgewässer eliminiert beziehungsweise die verschiedenen Faktoren nach ihrer Bedeutung gewichtet werden. Die auf dem Wahrscheinlichkeitsnetzwerk beruhenden Auswertungen zeigen, dass neben der Befischungintensität schlechte Lebensraumbedingungen, PKD, eine Kolmation der Gewässersohle, ungenügende Nahrung und die Abwasserbelastung bedeutende Faktoren für die Fischbestandesdichte darstellen.

Die anlässlich zweier Expertenhearings befragten internationalen und nationalen Experten beurteilen Faktoren wie die Bewirtschaftung, die Befischungintensität, die Gewässer-

morphologie, die Krankheit PKD, die Temperaturerhöhung und die Belastung durch Chemikalien als hauptsächliche Ursachen für einen Forellenfangrückgang auf nationaler Ebene.

5.13.1 Einleitung

Die vorangegangenen Hypothesen betreffen einzelne Einflussfaktoren oder intermediäre Effekte (wie Gesundheit und Fortpflanzungsschwäche). Dabei zeigte sich, dass die einzelnen Hypothesen mehr oder weniger stark für die untersuchten Phänomene verantwortlich sind. In dieser abschliessenden Hypothese gilt es abzuklären, ob das Zusammenwirken mehrerer Faktoren mit möglicherweise regional unterschiedlichem Schwerpunkt für den Forellenfangrückgang verantwortlich gemacht werden kann. Zur Beantwortung dieser Frage wurden mehrere Ansätze verfolgt. Die Beurteilung und Gewichtung der verschiedenen Hypothesen wurde mit zwei in ihrem Ansatz unterschiedlichen Methoden («weight of evidence»-Analyse und Wahrscheinlichkeitsnetzwerk) vorgenommen.

Zur Ergänzung fanden am Ende von Fischnetz je eine nationale und internationale Expertenbefragung statt. Bei

Abb. 5.13.1: Zusammenwirken der von Fischnetz untersuchten Einflussfaktoren, denen Fischpopulationen unterworfen sind.

diesen Veranstaltungen waren die vorhandenen Resultate zu bewerten und die Bedeutung der verschiedenen Einflussfaktoren einzuschätzen. Im nationalen Expertenhearing wurden zusätzlich in Gruppenarbeiten Massnahmenvorschläge erarbeitet.

Das *internationale Expertenhearing* fand mit 16 internationalen Experten am 21./22. August 2003 an der EAWAG in Kastanienbaum statt (siehe Anhang «Aussagen der internationalen Experten»). Anhand der vorgelegten Ergebnisse sind für die Experten schweizweit Faktoren wie die Krankheit PKD, ungenügende Gewässermorphologie, unangepasste Bewirtschaftung und veränderte Befischungsintensität für einen Fischfangrückgang verantwortlich. Nach Meinung der Experten sind die verbleibenden Hypothesen zumindest regional oder lokal von Bedeutung. Den Faktoren Fortpflanzungsschwäche, Fischgesundheit, Chemikalien, Fischnahrung und Fisch fressende Vögel wurde eine lokale Bedeutung beigemessen.

Das *nationale Expertenhearing* wurde am 9. September 2003 in Olten mit TeilprojektleiterInnen und nationalen Experten durchgeführt. Für die befragten Experten waren auf der nationalen Ebene die ungenügenden Lebensräume, die angestiegene Wassertemperatur, die Krankheit PKD und die Belastung durch Chemikalien die wahrscheinlichsten Ursachen für den Forellenfangrückgang. Auf der regionalen Ebene wurden ausserdem die zu geringe Zahl nachwachsender Fische, die verschlechterte allgemeine Fischgesundheit, die Belastung durch Feinsedimente, die Bewirtschaftung (inklusive Besatz und Befischungsintensität), die Fisch fressenden Vögel und zunehmende Winterhochwasser als Faktoren angesehen, die sich nachteilig auf die Fangerträge ausgewirkt haben.

Die unterschiedliche Bewertung der Bedeutung einzelner Faktoren hängt sicherlich sowohl mit dem unterschiedlichen Kenntnisstand der beiden Expertengremien als auch mit spezifischen Meinungsbildungsprozessen in den jeweiligen

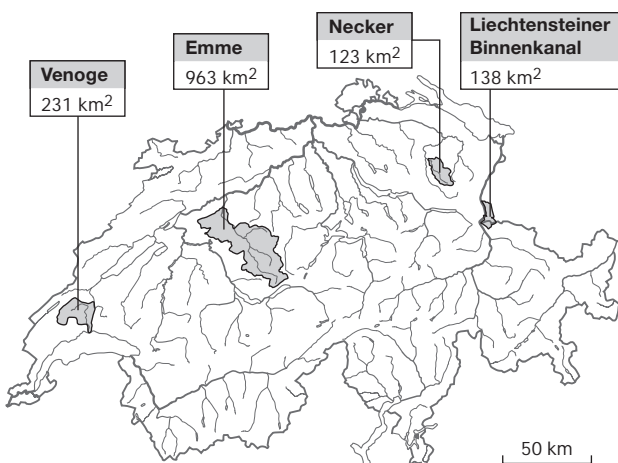


Abb. 5.13.2: Die vier ausgewählten Fließgewässer für das Teilprojekt «Testgebiete» mit der Angabe der Grösse ihrer Einzugsgebiete.

Diskussionsgruppen zusammen. Wichtig ist, dass in beiden Expertenhearings betont wurde, dass aus Sicht der Experten alle wesentlichen Faktoren im Projekt Fischnetz berücksichtigt worden sind. Weiterhin wurde die Projektdauer von fünf Jahren als zu kurz erachtet, da sorgfältige experimentelle und beobachtende Abklärungen in Feld und Labor einen längeren Zeitraum beanspruchen, um zu aussagekräftigen Resultaten zu führen.

5.13.2 Die Testgebiete

Eine Beurteilung und Gewichtung der verschiedenen Hypothesen wird erleichtert, wenn Studien vorliegen, in denen im gleichen Untersuchungszeitraum am selben Gewässer gezielt verschiedene Parameter zur Beantwortung unserer Forschungsfragen erhoben wurden. Im Rahmen von Fischnetz wurde deshalb das Teilprojekt «Testgebiete» durchgeführt, dessen Ergebnisse unter anderem für die Beantwortung dieser Hypothese herangezogen werden.

Ziel des Teilprojekts Testgebiete war, mit umfassenden Untersuchungen relevanter Parameter an vier ausgewählten Fließgewässern innerhalb eines Zeitraums von zwei Jahren die für einen Fangrückgang in Frage kommenden Faktoren einzugrenzen. Neben der Erfassung von Bestand, Gesundheit und Fortpflanzung der Bachforellen wurden ökomorphologische Erhebungen an den Gewässern durchgeführt und die Wasserqualität auf verschiedene chemisch-physikalische Parameter hin untersucht. Für die Auswahl der Testgewässer war die Dokumentation eines Fangrückgangs bei den Bachforellen ein wichtiges Kriterium. Zudem musste bei den betroffenen Fischereivereinen die Bereitschaft bestehen, im Untersuchungszeitraum auf einen Besatz zu verzichten, um Erkenntnisse über das natürliche Reproduktionspotential der Bachforellen zu erhalten. Für die Untersuchungen wurden aus einer Reihe von möglichen Fließgewässern die vier Testgewässer Emme (BE), Liechtensteiner Binnenkanal (Fürstentum Liechtenstein), Necker (SG) und die Venoge (VD) ausgewählt (Abbildung 5.13.2). Die Untersuchungen erfolgten in jeweils drei Teststrecken im Ober-, Mittel- und Unterlauf der Gewässer [1, 2].

Da dieses Teilprojekt noch nicht abgeschlossen ist, liegen die Resultate nicht vollständig vor. Einige Parameter konnten bislang noch nicht, einige weitere aufgrund der unwägbareren Bedingungen in Feldprojekten (beispielsweise durch hochwasserbedingte Ausfälle von Abfischungen) gar nicht erhoben werden. Eine statistische Auswertung der Resultate wurde noch nicht durchgeführt.

5.13.3 Beurteilung der Resultate der Testgebiete anhand der «weight of evidence»-Analyse

Für die Ursachenanalyse wurde in einem ersten Ansatz eine qualitative Beurteilung, die so genannte «weight of evidence»-Analyse (WOE) oder «retrospektive Risiko-Abschätzung», gewählt.

Die WOE-Analyse versucht, mit einer transparenten, systematischen und logischen Herangehensweise die verschiedenen Parameter in einem Untersuchungsgebiet möglichst objektiv zu beurteilen. Basierend auf epidemiologischen Zusammenhängen werden dabei anhand von sieben Fragen (modifiziert nach Forbes und Calow [3]) die verschiedenen Einflussfaktoren beurteilt:

1. Ist der angenommene Kausalzusammenhang logisch und wissenschaftlich korrekt?
2. Ist oder war die Fischpopulation dem zu beurteilenden Parameter ausgesetzt?
3. Gibt es eine zeitliche oder örtliche Korrelation zwischen dem Auftreten des Parameters und dem festgestellten Effekt in der Fischpopulation?
4. Überschreitet der erhobene Parameter einen bestimmten Schwellenwert oder ein Qualitätsziel?
5. Löst der gemessene Parameter einen spezifischen Effekt im Fisch oder in der Fischpopulation aus?
6. Zeigten Resultate aus kontrollierten Feld- und/oder Laborstudien ähnliche Effekte?
7. Konnte in Feldstudien bei der Entfernung des Parameters eine Verbesserung in der Fischpopulation festgestellt werden?

Die Fragen 2, 3, 4 und 5 beziehen sich auf die in einem spezifischen Fließgewässer untersuchte Fischpopulation. Für die Beantwortung der Fragen 1, 6 und 7 können Resultate aus anderen Studien oder aus der Literatur herbeigezogen werden. Ein Entscheidungsbaum hilft bei der Beurteilung der verschiedenen Parameter (Abbildung 5.13.3). In Abhängigkeit von den eigenen Untersuchungsergebnissen und den Erkenntnissen aus anderen Forschungsprojekten können die Faktoren als «sehr wahrscheinlich», «wahrscheinlich», «möglich», «unwahrscheinlich» oder «weiss nicht» klassiert werden. «Unwahrscheinliche» Faktoren können als Ursachen für eine bestimmte Beeinträchtigung verworfen werden. Liegen für einen bestimmten Parameter nicht genügend Informationen vor, wird er als «möglicher» Faktor beibehalten.

Resultate der WOE-Analyse in den Testgebieten

Innerhalb des Projektes Testgebiete sind insgesamt 17 Parameter als Primärursachen untersucht oder Ergebnisse dazu aus anderen Studien zusammengetragen worden (Tabelle 5.13.1). Ebenfalls erhobene Parameter zum Bestand der Sömmerlinge, zur Forellengesundheit und zur Fortpflanzung werden nicht der WOE-Analyse unterzogen, da sie Intermediäreffekte darstellen. Weil sie jedoch einen direkteren Bezug zu den ursächlichen Faktoren haben als Fang oder Populationsgrösse, werden sie in der Tabelle 5.13.1 mit einer allgemeinen Bewertung ebenfalls aufgeführt.

Wie die Zusammenstellung der Resultate der WOE-Analyse zeigt, können für die jeweiligen Teststrecken viele Parameter als unwahrscheinlich verworfen werden. Die verbleibenden Parameter wurden als nicht auszuschliessende,

wahrscheinliche oder sehr wahrscheinliche Ursachen von Intermediäreffekten oder eines geringen Fischbestandes bewertet. Diese Beurteilung kann aber nur eine Aussage zur Bedeutung des einzelnen Faktors treffen, aber nicht als Gewichtung der verschiedenen Parameter im Bezug auf den Effekt verstanden werden. Mit der WOE-Analyse werden additive Effekte nicht berücksichtigt, und es kann keine Aussage zu nicht untersuchten Parametern gemacht werden. Bei der Interpretation des Fischbestandes dürfen die natürlicherweise zu erwartenden Bachforellenbestände in einer bestimmten Fischregion sowie Konkurrenz zwischen verschiedenen Fischarten nicht ausser Acht gelassen werden.

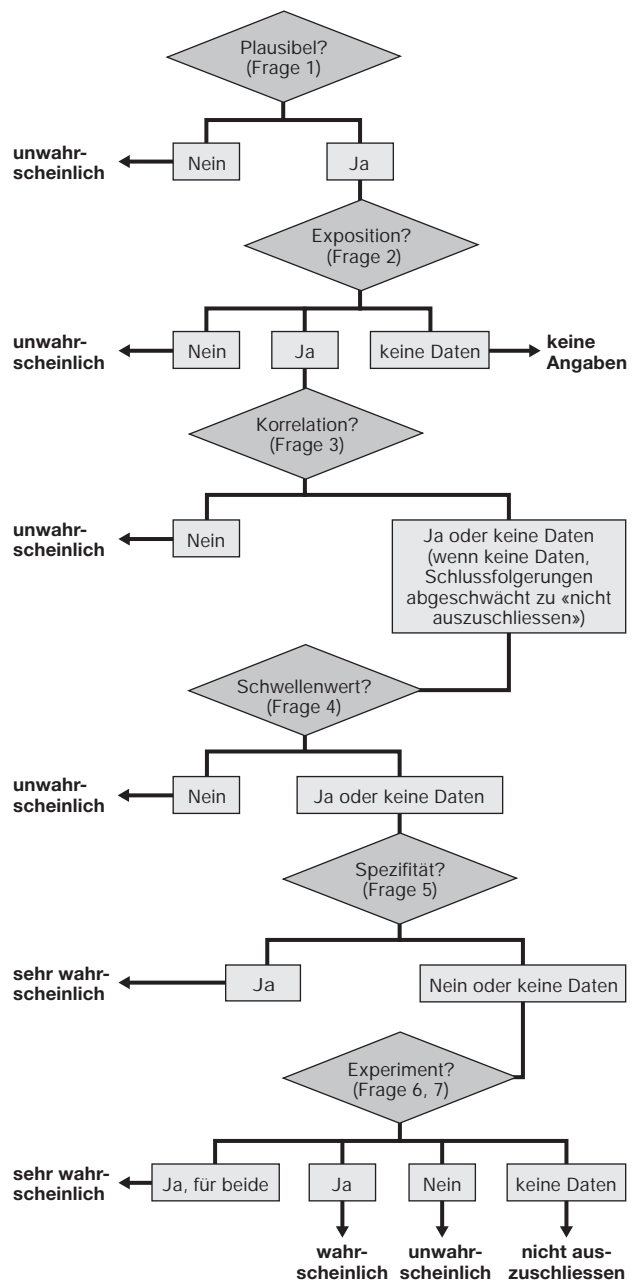


Abb. 5.13.3: Entscheidungsbaum als Fließdiagramm zur Einengung der möglichen verursachenden Faktoren im Fischnetz. 1-7 bezieht sich auf die im Text aufgeführten Fragen.

	Parameter	Primärer Effekt	Emme			LBK			Necker			Venoge			
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Effekte	Fortpflanzung		↘	→	—	—	—	—	↘	↘	↘	↘	↘	↘	
	Bestand 0+		↘	↘	→	↘	↘	↘	↘	→	↘	↘	↘	↘	
	Bestand		↘	↘	→	↘	→	→	↘	→	→	↘	↘	↘	
	Gesundheit		→	→	→	—	↘	→	↘	↘	→	→	→	→	
Primärsachen	PKD/Wassertemperatur	Fischbestand	●	●	×	○	○	○	×	×	×	●	●	●	
	} Chemikalien	NH ₄	Fischgesundheit	○	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×	×
		NO ₂	Fischgesundheit	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
		Pestizide	Fischgesundheit	×	—	—	×	—	—	×	—	—	○	—	—
		Flammenschutzmittel	Fischgesundheit	—	○	—	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	} Lebensraum	Estrogen-Äquivalente	Fortpflanzung	×	×	×	—	—	—	×	×	×	×	×	×
		% Abwasser	Fischgesundheit	○	×	×	×	×	×	×	×	×	○	×	×
		Morphologie	Fischbestand	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	×	×	×	×	⊙	×	×
		Konnektivität	Fischbestand	○	○	○	×	×	×	×	○	○	×	○	○
	Feinsediment	Fortpflanzung	×	×	×	⊙	⊙	×	×	×	×	⊙	⊙	×	
	Fischnahrung	Fischgesundheit	×	○	○	—	—	—	×	×	○	—	—	—	
	Besatz	Fischbestand	×	×	×	○	○	×	○	×	×	○	○	×	
	Befischungintensität	Fischbestand	○	○	○	○	×	×	○	○	○	○	○	○	
	Fisch fressende Vögel	Fischbestand	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	Wassertemperatur	Fortpflanzung	×	×	×	×	●	×	×	×	×	×	×	×	
	Winterhochwasser	Fortpflanzung	○	○	○	—	—	—	○	○	○	○	○	○	

Legende:

- keine Angaben
- ↘ schlecht
- mässig
- ↗ gut
- ×
-
- ⊙
-

× unwahrscheinlich
 ○ nicht auszuschliessen
 ⊙ wahrscheinlich
 ● sehr wahrscheinlich

Tab. 5.13.1: Zusammenfassung der anhand der WOE-Analyse erstellten Syntheseresultate für die Testgebiete, wobei nur die Primärsachen einer WOE-Analyse unterzogen wurden. Die aufgeführten Intermediäreffekte können durch die aufgeführten und untersuchten Primärsachen bedingt sein; zusätzliche Faktoren können jedoch nicht ausgeschlossen werden. Die Stelle 3 entspricht der oberen Teststrecke (Referenzstrecke) im jeweiligen Gewässer; Stelle 2 steht für die mittlere und 1 für die untere Teststrecke im Fließverlauf [2]. Die Bestandesangaben beziehen sich auf Bachforellen.

Der Intermediäreffekt *Fortpflanzung* wird in den Testgebietsuntersuchungen durch die Überlebensrate der Eier bei In-situ-Erbrütungsversuchen («early life stage»-Test (ELS)) beschrieben (siehe Hypothese «Fortpflanzung»). Eine Überlebensrate von > 80% wird dabei als sehr gut angesehen. Da sich die Eier an der relativ unbelasteten Referenzstelle sehr gut entwickelten, kann die Eiqualität als sehr gut angenommen werden. Die geringe Überlebensrate in einzelnen Teststrecken muss deshalb mit anderen Ursachen begründet werden. Eine geringe Wasserqualität als Ursache ist für den Necker wenig wahrscheinlich, in der Venoge kann dieser Faktor als Ursache für die schlechte Entwicklung nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund der unterschiedlichen Lage der Probenahmestellen der chemischen Parameter und der Fortpflanzung im Unterlauf der Emme können diese nicht direkt miteinander verglichen werden. Mögliche weitere Einflussfaktoren wie eine Kolmation der Gewässersohle oder mechanische Störungen durch Winterhochwasser können die Laichentwicklung stören, ihr Einfluss kann aber mit dem eingesetzten ELS-Test nicht gemessen werden. Die Ursache für die geringen Überlebensraten der Eier in den ELS-Tests in Emme und Necker bleibt deshalb unklar.

Die Untersuchungsergebnisse zur *Fischgesundheit* anhand von histologischen Leberindices zeigen an allen Teststrecken der vier Fließgewässer eine leichte Veränderung gegenüber dem Normalzustand. Diese leichten Veränderungen der Leber deuten auf eine Grundbelastung hin, die durch chemische Verschmutzung bedingt sein könnte (siehe Hypothese «Gesundheit»). Ausserdem wurde im Liechtensteiner

Binnenkanal und im Necker eine Verschlechterung im Fließverlauf festgestellt. Während sich die Verschlechterung der Fischgesundheit an der mittleren Stelle des Liechtensteiner Binnenkanals mit einer höheren chemischen Belastung begründen lässt, sind für die Verschlechterung im Fließverlauf des Neckers aus den vorliegenden Daten keine Gründe erkennbar.

An Stellen, wo die Krankheit PKD auftritt, konnte keine Verschlechterung der Fischgesundheit im Fließverlauf festgestellt werden, obwohl dies von der chemischen Belastung her zu erwarten wäre. Es ist denkbar, dass bereits geschwächte Tiere durch eine zusätzliche PKD-Infektion als erste sterben und deshalb keine Tiere mit leicht- bis mittelgradigen Veränderungen im Gewässer verbleiben. Bei den Untersuchungen zur PKD bestätigte sich auch der Einfluss erhöhter Temperaturen (>15 °C) auf den klinischen Ausbruch der PKD (siehe Hypothese «Fischgesundheit»). In den Teststrecken mit positiven PKD-Befunden, nämlich in der Emme (Mittel- und Unterlauf) und in der Venoge liegt die Temperatur mindestens zwei Wochen lang über dem kritischen Wert von 15 °C. Frühere Untersuchungen an den Fischen im Rheintal [4] wiesen die Präsenz des PKD-Erregers im LBK nach. Aufgrund der durchwegs tiefen Temperaturen im LBK konnten aber keine Forellen mit klinischen PKD-Symptomen gefunden werden. Der klinische Ausbruch der PKD gilt nach der WOE-Analyse als sehr wahrscheinlicher Faktor für die geringe Fischdichte in der Emme und in der Venoge.

Als wahrscheinliche Faktoren für den Forellenfangrückgang werden nach dem WOE-Ansatz auch die Kolmation (für

LBK und Venoge, jeweils im Mittel- und Unterlauf) und die schwach ausgeprägte Habitatsstruktur (Emme und LBK) klassiert. Daneben können die chemische Verschmutzung durch verschiedene Stoffe, die Bewirtschaftung wie Fang und Besatz, eine eingeschränkte Konnektivität, fehlende Nahrung sowie das hydrologische Regime als Ursachen nicht ausgeschlossen werden. Die Vogelpräda-tion darf trotz fehlender Daten als mögliche Ursache nicht ausser Acht gelassen werden. Verschiedene bekannte, aber auch viele unbekannte Faktoren können demnach Ursache der geringen Fisch- beziehungsweise Sömmerlingsbestände sein.

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der Fangrückgang in den einzelnen Fließgewässern durch mehrere Faktoren bedingt ist und die möglichen Ursachen für jedes Fließgewässer getrennt untersucht werden müssen. Speziell im Necker können die geringen Bachforellenbestände im Unterlauf mit den vorliegenden Untersuchungsergebnissen nicht zufrieden stellend beantwortet werden.

5.13.4 Beurteilung der Resultate aus den Testgebieten mit Hilfe des Wahrscheinlichkeitsnetzwerkes

Methode

Mit dem Ansatz des Wahrscheinlichkeitsnetzwerkes wurde versucht, die relative Bedeutung der verschiedenen möglichen Stressfaktoren abzuschätzen. Neben den komplexen Wechselbeziehungen zwischen biotischen und abiotischen Faktoren, die die Fischpopulationen kontrollieren, existieren auch dichteabhängige Regelmechanismen innerhalb der Population.

Der Kern des Wahrscheinlichkeitsnetzwerkes ist ein dynamisches Modell vom Lebenszyklus der Bachforellen, das auf dem Populationsmodell von Lee und Rieman basiert [5]. Dieses stellt die Übergänge von einem Lebensstadium zum nächsten dar (Abbildung 5.13.4): Die adulten Bachforellen legen ihre Eier ins Kiesbett ab. Aus den überlebenden Eiern

schlüpfen Brütlinge, die nach einer bestimmten Zeit aus dem Kiesbett emergieren. Die Brütlinge, die den ersten Sommer überleben, werden im Herbst als Sömmerlinge bezeichnet, die überlebenden Sömmerlinge werden im folgenden Frühling zu Jungfischen. Die Jungfische wachsen innerhalb von zwei bis drei Jahren zu adulten und geschlechtsreifen Fischen heran. Der Übergang von einem Lebensstadium zum nächsten wird durch eine spezifische Überlebensrate beschrieben. Der Übergang von den Brütlingen zu den Sömmerlingen hängt stark von der Populationsdichte der Brütlinge ab, die ihre Territorien festlegen und Nahrung benötigen [6].

Im Wahrscheinlichkeitsnetzwerk werden nun, um die zahlreichen Einflussfaktoren auf die Population zu berücksichtigen, die verschiedenen Lebensstadien einer Population zueinander und mit äusseren Indikatoren wie Lebensraumqualität und anthropogener Beeinflussung in Beziehung gesetzt. Diese Methode macht es möglich, den Einfluss verschiedener Faktoren auf eine einheitliche Art und Weise zu bewerten. Diese Beziehungen zwischen Populations- und Umweltfaktoren werden in zwei Schritten hergestellt:

Als erstes wurde ein qualitatives, ausdifferenziertes Interaktions-Diagramm (Abbildung 5.13.5) entworfen, das die Ursache-Wirkungs-Beziehungen grafisch darstellt. Diese Arbeit fand in enger Zusammenarbeit mit den WissenschaftlerInnen statt, die in den Fischnetz-Teilprojekten die massgeblichen Beziehungen untersuchten.

In einem zweiten Schritt wurden anhand von Resultaten aus den Fischnetz-Teilprojekten, anderen Studien oder Expertenbefragungen die qualitativen Beziehungen im Diagramm mathematisch beschrieben und durch Wahrscheinlichkeiten ausgedrückt. Das so geknüpfte Wahrscheinlichkeitsnetzwerk kann damit den Einfluss jedes einzelnen Faktors auf die Populationsparameter vermitteln. Fehlendes Wissen, unbekannte Prozesse oder natürliche Variabilitäten resultieren jedoch, wie bei allen Modellen, in wissenschaftlichen Unsicherheiten. Die im Wahrscheinlichkeitsnetzwerk

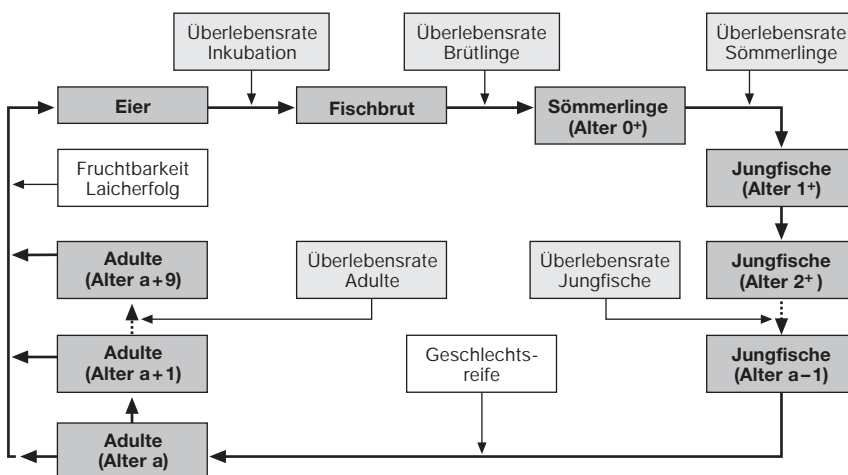


Abb. 5.13.4: Dynamisches Modell des Lebenszyklus der Bachforelle. Die Übergänge zwischen den Lebensstadien sind durch Überlebensraten beschrieben. Jungfische erreichen bei Geschlechtsreife das Alter a, und werden von da an zu den adulten Fischen gerechnet.

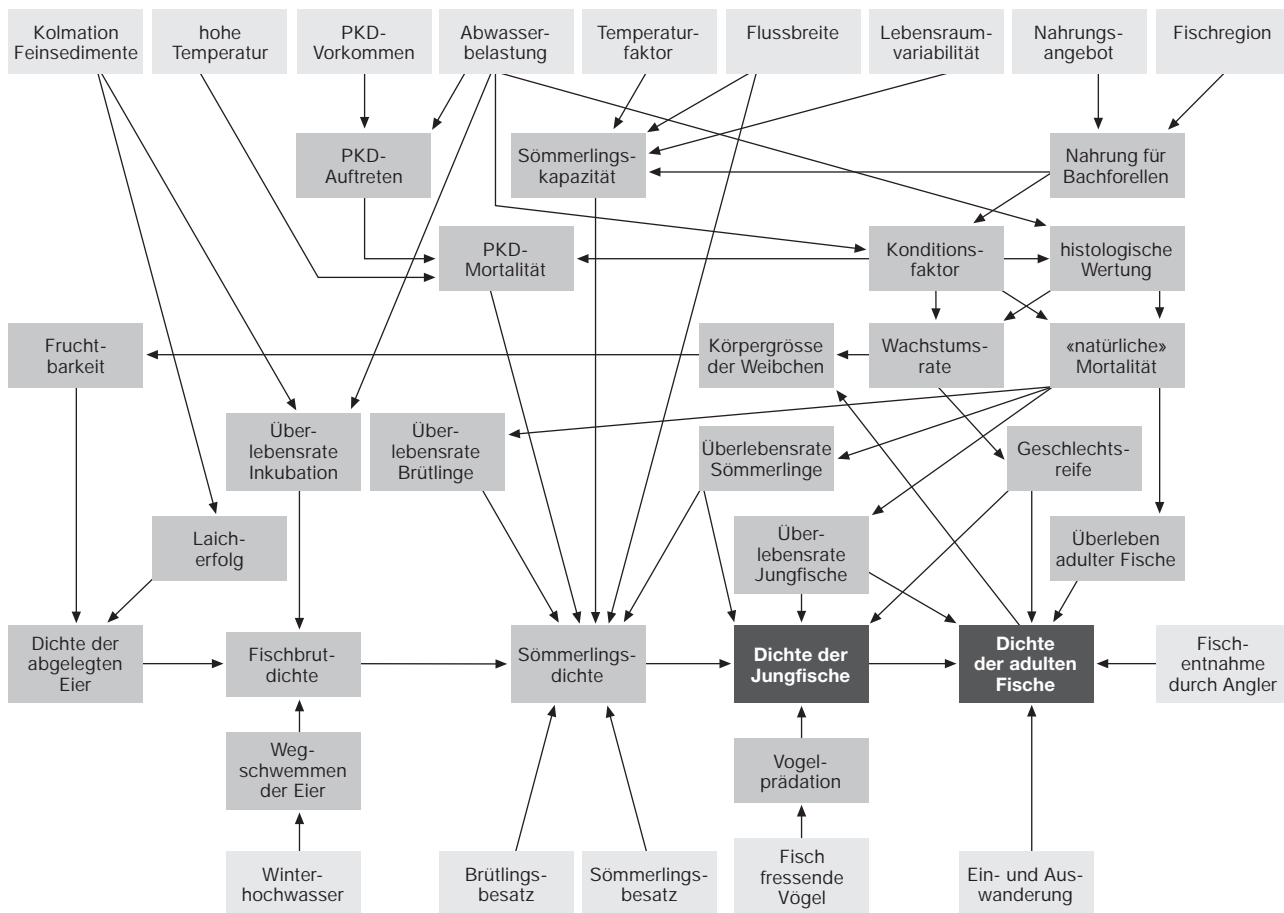


Abb. 5.13.5: Das Wahrscheinlichkeitsnetzwerk: mit Hilfe von Input-Parametern (als helle Rechtecke dargestellt) werden die verschiedenen Einflüsse (als graue Rechtecke dargestellt) auf die Bachforellenpopulation simuliert und die Dichten verschiedener Lebensstadien (Outputparameter; als dunkle Rechtecke dargestellt) an einem bestimmten Standort berechnet.

beschriebenen Beziehungen widerspiegeln daher den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand [7].

Das entwickelte Wahrscheinlichkeitsnetzwerk lässt Voraussagen über die Dichte der einzelnen Lebensstadien einer Bachforellenpopulation an einem bestimmten Ort zu. Die jeweils berechnete Dichte ist ein langjähriger Mittelwert und kann während eines bestimmten Jahres stark davon abweichen. Das Modell beinhaltet aber auch Voraussagen zur Variabilität über mehrere Jahre hinweg. So wird beispielsweise der Input-Parameter «Fischentnahme durch Angler» anhand von historischen Daten berechnet. Vorhersagen zu zukünftigen Fängen an verschiedenen Stellen sind nicht möglich, da die Beziehungen zwischen der Anzahl der Patente, dem totalen Angleraufwand, der Fischdichte und den Fangzahlen nicht bekannt sind (siehe Hypothese «Befischungintensität»).

Anwendung in den Testgebieten

Bevor das Modell zur Beurteilung von Ursachen oder Bewirtschaftungsmassnahmen herangezogen werden kann, müssen die Modellvorhersagen mit den gemessenen Daten verglichen werden. Dazu können zum Beispiel die Resultate

der Erhebungen in den Testgebieten [8] herangezogen werden. Bei den untersuchten Gewässern wurden die Bedingungen der einzelnen Teststrecken anhand von historischen Daten und aktuellen Lebensraumaufnahmen abgeschätzt. Anschliessend wurden Modellvorhersagen zu den Dichten juveniler und adulter Bachforellen gemacht und mit den beobachteten Mittelwerten von drei Abfischungen im Frühling, Sommer und Herbst 2002 verglichen.

Für *juvenile Bachforellen* zeigen die Resultate eine angemessene Übereinstimmung zwischen Vorhersage und Beobachtung (Abbildung 5.13.6a). Die Unsicherheit bei Modellvorhersagen kann vereinzelt recht gross sein und stellt eine Kombination der Variabilität der verschiedenen im Modell enthaltenen Beziehungen dar [7]. Die Vorhersagen für die Stellen im Mittel- (2) und Oberlauf (3) aller vier untersuchten Flüsse liegen nahe bei den beobachteten Werten. Im Oberlauf der Venoge besteht allerdings eine grosse Ungewissheit der Modellvorhersagen. Diese ist vor allem auf das Vorhandensein von PKD zurückzuführen (Tabelle 5.13.2) und darauf, dass die für PKD kritischen Wassertemperaturen von 15 °C nicht jedes Jahr zwei Wochen lang überschritten werden. Der beobachtete Wert von 1445 Individuen/ha liegt innerhalb der

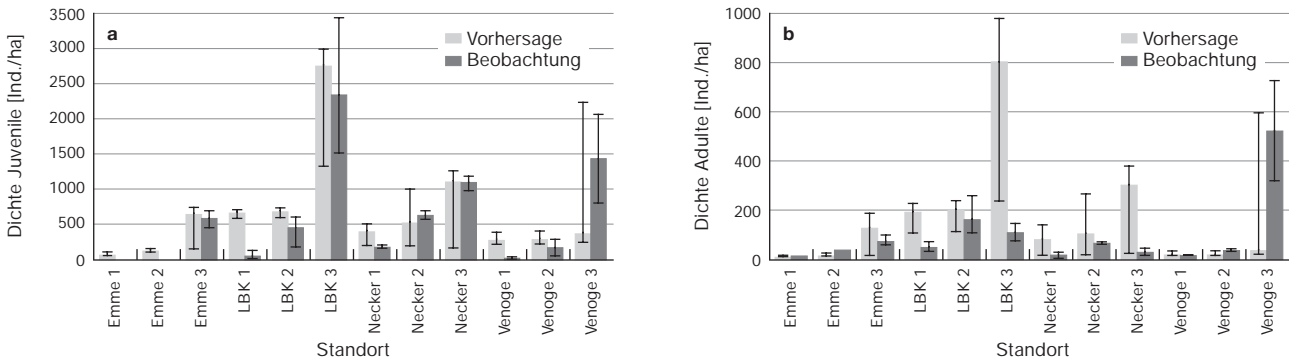


Abb. 5.13.6a und b: Vergleich von Modellvorhersagen und beobachtete Mittelwerte der Dichten für (a) juvenile und (b) adulte Bachforellen in den Testgebieten. Die senkrechten Linien stellen den 80%-Vertrauensbereich der Vorhersagen beziehungsweise den untersten und obersten Wert von drei Abfischungen im Jahr 2002 dar. Bei den zwei Stellen im Unterlauf der Emme sind keine Daten zur Dichte der juvenilen Bachforellen vorhanden. Die Zahlen hinter den Gewässernamen stehen für Ober- (1), Mittel- (2) und Unterlauf (3) der Teststrecken.

Modellunsicherheit. Die Modellvorhersagen für die Dichte der Jungfische überschritten jedoch die tatsächlich festgestellten Werte an den meisten Stellen im Unterlauf der Gewässer. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Unterläufe weniger gut für Bachforellen geeignet sind, als es

aufgrund der im Modell berücksichtigten Faktoren zu vermuten ist. Zwar wurden Faktoren wie Flussbreite, Abwasser-einlauf, Wassertemperatur, Lebensraumqualität und biologische Fischregionen ins Modell integriert. Es ist aber möglich, dass vernachlässigte Effekte (wie beispielsweise eine Ent-

Standort	Kolmation	%-Anteil Abwasser	PKD	Lebensraumindex	Fischregion	Winterhochwasser	Angelfang/ha (1996–2000)
Emme 1: Bätterkinden	gering	10–30	Ja	0,20	Äsche	0,22	38
Emme 2: Burgdorf	gering	<10	Ja	0,20	Bachforelle	0,22	55
Emme 3: Bumbach	gering	<10	Nein	0,60	Bachforelle	0,22	76
LBK 1: Schaan	stark	<10	k.D.	0,20	Bachforelle	0,18	5
LBK 2: Triesen	stark	<10	Nein	0,20	Bachforelle	0,18	0
LBK 3: Balzers	mittel	<10	Nein	0,90	Bachforelle	0,18	0
Necker 1: Letzi	mittel	<10	Nein	0,70	Äsche	0,18	28
Necker 2: Aachsäge	mittel	<10	Nein	0,80	Bachforelle	0,18	90
Necker 3: Hemberg	gering	<10	Nein	1,00	Bachforelle	0,18	9
Venoge 1: Ecublens	stark	10–30	Ja	0,60	Barben	0,27	150
Venoge 2: Bussigny	stark	10–30	Ja	0,80	Barben	0,27	150
Venoge 3: Montricher	mittel	<10	Ja	1,00	Bachforelle	0,27	170

Tab. 5.13.2: Werte von wichtigen im Modell verwendeten Stressfaktoren. Die Werte für Kolmation (Hypothese «Feinsedimente») und Abwasserbelastung (Hypothese «Chemikalien») sind in drei Stufen unterteilt. Das Auftreten der klinischen Form der PKD (Hypothese «Gesundheit») wird dokumentiert (k.D.: keine Daten). Der Lebensraumindex (Hypothese «Lebensraum») reicht von 0 (sehr schlechte Bedingungen) bis 1 (optimale, naturnahe Lebensraumverhältnisse). Die Fischregion beschreibt, welche Fische im jeweiligen Gewässer hauptsächlich vorkommen. Winterhochwasser (Hypothese «Winterhochwasser») gibt die jährliche Wahrscheinlichkeit an, dass die inkubierten Eier weggeschwemmt werden. Der Angelfang (Hypothese «Befischungintensität») bezieht sich auf die Anzahl der pro Jahr entnommenen Bachforellen. Grau unterlegte Felder zeigen limitierende Bedingungen für die Bachforellenbestände an.

nahme durch Vögel oder die Abwanderung von Fischen) im Unterlauf einen grösseren Einfluss haben als im Oberlauf oder dass noch unbekannte Wechselbeziehungen zwischen den Faktoren vorliegen.

Für *adulte Fische* gibt es nur geringe Übereinstimmungen zwischen Vorhersagen und Beobachtungen (Abbildung 5.13.6b). So wird beispielsweise der Oberlauf des Liechtensteiner Binnenkanals (LBK) in Bezug auf die adulten Fische überbewertet, was für juvenile Fische nicht der Fall war. Die Vermutung liegt nahe, dass ein Einflussfaktor, der den Verlust adulter Fische bewirkt, vernachlässigt wurde. Dies könnte die Entnahme durch Fisch fressende Vögel sein, übermässige Anglerfänge oder Emigration. Entsprechende Verluste könnten auch für die Überbewertung im Oberlauf des Neckers verantwortlich sein.

Da nur Daten aus dem Jahr 2002 zur Verfügung standen, ist es schwierig herauszufinden, ob die Unstimmigkeiten zwischen Vorhersagen und Beobachtungen auf Schwachstellen im Modell oder auf die natürliche Variabilität zurückzuführen sind. Das Modell wird mit den direkten Beziehungen zwischen den verschiedenen Einflussfaktoren auf die verschiedenen Lebensstadien gebildet und wird angewendet, um die adulte Bachforellendichte vorherzusagen. Um die mittlere Dichte genauer zu ermitteln, sind Daten über mehrere Jahren nötig. Das Modell scheint jedoch die Unterschiede in der Populationsdichte an den verschiedenen Stellen aufgrund der für die Teststrecken spezifischen Faktoren recht gut zu beschreiben. Als nächster Schritt wurde daher die relative Bedeutung der verschiedenen Faktoren ermittelt. Dies erfolgte wiederum anhand der Resultate der Testgebiete, um nachfolgend die Resultate auf andere Bachforellenspopulationen in der Schweiz anzuwenden.

Gewichtung von Faktoren

Die kausale Beurteilung der für den Populationsrückgang verantwortlichen Faktoren wurde beispielhaft an einem

Fließgewässerabschnitt (mittlere Teststrecke des Neckers) genauer untersucht. Diese Teststrecke wurde vom Modell am besten vorausgesagt (Abbildung 5.13.6a und b) und ist relativ naturnah (Tabelle 5.13.2). Es wurden Modellvorhersagen für verschiedene Situationen gemacht, in welchen die Population je einem Stressfaktor einzeln ausgesetzt war. Damit konnte beispielsweise der relative Einfluss auf die Dichte adulter Fische ermittelt werden (Abbildung 5.13.7a und b).

Unter der Voraussetzung, dass der durchschnittliche Anglerfang 90 Fische/(ha·Jahr) beträgt und die Population entweder hoher Kolmation, PKD, ungenügender Nahrung oder schlechten Lebensraumbedingungen ausgesetzt ist, würde ein ernst zu nehmender Rückgang erfolgen (Abbildung 5.13.7a). Eine Erhöhung des Abwassereinlaufes könnte ebenfalls zu einem markanten Rückgang führen. Wie jedoch die Abweichungen zeigen, ist die Unsicherheit dieser Voraussage sehr hoch, da der Einfluss der Abwasserbelastung auf die Population nicht bekannt ist. Eine Verdoppelung der Häufigkeit von Winterhochwasser würde geringe, jedoch nicht ernsthafte Fischrückgänge zur Folge haben, da der Lebensraum an dieser Stelle eine hohe Qualität aufweist. Geringe Temperaturerhöhungen hätten keinen signifikanten Einfluss auf die Dichte (nicht in Abbildung 5.13.7 gezeigt).

Falls der jährliche Anglerfang wie im Unterlauf auf 30 Fische/(ha·Jahr) reduziert würde, könnte die Population PKD-Infektionen und ein ungenügendes Nahrungsangebot aushalten (Abbildung 5.13.7b). Diese Stressfaktoren hätten weniger starke Rückgänge zur Folge als bei höherem Befischungsdruck. Andererseits könnten eine hohe Kolmation, ein erhöhter Abwassereinlauf und eine Verschlechterung der Lebensraumqualität immer noch zu markanten Rückgängen in der Individuenzahl führen.

Kausale Beurteilung

Um den relativen Einfluss eines jeden Stressfaktors für die einzelnen Teststrecken abschätzen zu können (kausale

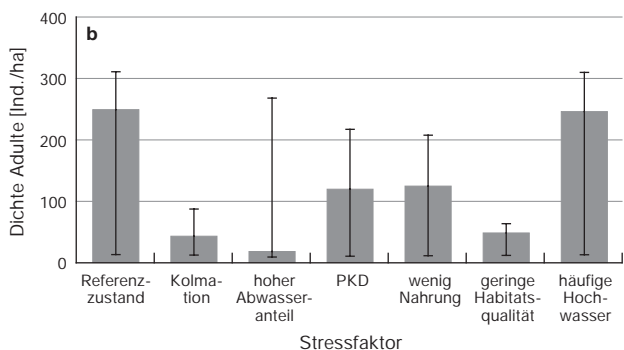
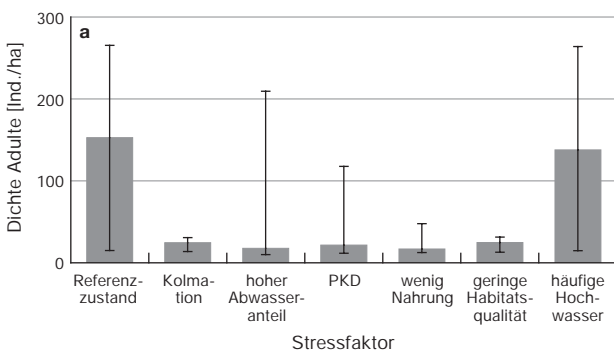


Abb. 5.13.7a und b: Vorhergesagte Wirkungen einzelner Stressfaktoren auf den Fischbestand in der mittleren Teststrecke im Necker. Dargestellt ist als Referenzzustand die Dichte der adulten Bachforellenspopulation unter den vorherrschenden Bedingungen (Tabelle 5.13.2) sowie unter erhöhtem Stress, der für jeden Stressfaktor im Modell wie folgt simuliert wurde: dritte (höchste) Stufe für Kolmation und Abwasserbelastung; PKD positiv; die Hälfte der verfügbaren Nahrung; Lebensraumindex von 0,2 und doppelt so viele Winterhochwasser wie normalerweise. Bei (a) höherer Befischungsintensität, 90 Fische/(ha und Jahr), wirken sich einzelne Stressfaktoren stärker aus als bei (b) geringerer Befischungsintensität, 30 Fische/(ha und Jahr). Die senkrechten Linien stellen den 80%-Vertrauensbereich der Vorhersagen dar.

Gewichtung), wurde er als prozentualer Anteil hinsichtlich seiner Bedeutung für den Bestandesrückgang ausgedrückt. Die kausale Gewichtung ergibt sich aus dem Verhältnis einer Bestandesreduktion durch einen bestimmten Stressfaktor (unter der Voraussetzung, dass alle anderen Stressfaktoren eliminiert sind) zu einer Bestandesreduktion durch alle am Standort vorhandenen Stressfaktoren. Die Grösse des Wertes ist abhängig von den an einem Standort vorherrschenden Parametern (Breite, Temperatur, Fischregion etc.), aus diesem Grund können die resultierenden Werte der verschiedenen Teststrecken nicht miteinander verglichen werden. Aufgrund fehlender Daten wurden die Fischnahrung, die Entnahme durch Vögel sowie Hochwasser nicht in die Auswertung einbezogen.

Die Resultate zeigen eine unterschiedliche relative Gewichtung der verschiedenen Faktoren in den einzelnen Teststrecken (Abbildung 5.13.8): Das Habitat ist bereits bei einer geringen Veränderung ein wichtiger kausaler Faktor. Kolmation und PKD sind, wenn sie auftreten, ebenfalls sehr bedeutende Faktoren. Allerdings scheinen die beiden Faktoren

Kolmation und PKD in der Venoge durch den Besatz abgeschwächt zu werden. Die Abwasserbelastung dürfte in drei Teststrecken ein wichtiger Stressfaktor sein. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass im Unterlauf der Emme die Probenahmestellen für Chemie und Bestand an unterschiedlichen Standorten waren und deshalb nicht miteinander verglichen werden können.

Wirkung von Massnahmen

Fast alle Populationen in den Testgebieten werden durch mindestens einen Stressfaktor beeinträchtigt (Tabelle 5.13.2). Um die Wirkung von Massnahmen abzuwägen, wurden Modellvoraussagen erstellt, die die Entfernung des bedeutendsten Stressors an jeder Untersuchungsstelle annehmen (Tabelle 5.13.3). Es muss jedoch angenommen werden, dass PKD nicht einfach eliminiert werden kann, wenn sie einmal in einer Population vorhanden ist. Daher wurde die Entfernung von PKD nicht als Option in die Modellvoraussagen einbezogen. Ausserdem wurde im Modell davon ausgegangen, dass die Wiederherstellung des Habitats nur zu

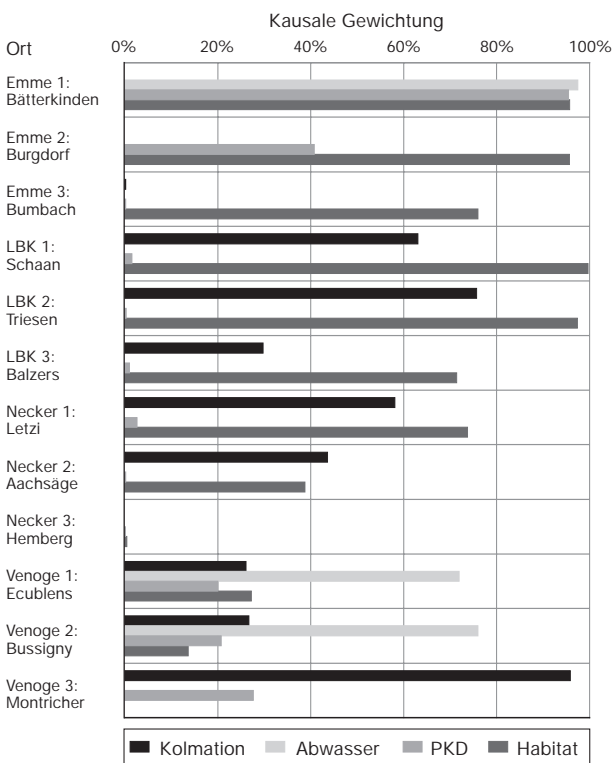


Abb. 5.13.8: Die geschätzte kausale Gewichtung der vier wichtigsten Stressfaktoren für Unter- (1), Mittel- (2) und Oberlauf (3) der jeweiligen Teststrecken. Die kausale Gewichtung ergibt sich aus dem Verhältnis einer Bestandesreduktion durch einen bestimmten Stressfaktor (unter der Voraussetzung, dass alle anderen Stressfaktoren eliminiert sind) zu einer Bestandesreduktion durch alle am Standort vorhandenen Stressfaktoren. Wird kein Balken in der Abbildung gezeigt, fehlt der entsprechende Faktor an diesem Ort. Die Unsicherheit wird in der Abbildung nicht gezeigt, kann aber gerade für Abwasser bedeutend sein, da dessen Wirkung auf die Fischpopulation nicht abzuschätzen ist.

Standort	Massnahmen	
Emme 1: Bätterkinden	Verringern des Abwasseranteils	Verbesserung des Habitats Lebensraumindex 0,8
Emme 2: Burgdorf	Verbesserung des Habitats Lebensraumindex 0,8	-
Emme 3: Bumbach	-	-
LBK 1: Schaan	Verringern der Kolmation	Verbesserung des Habitats Lebensraumindex 0,8
LBK 2: Triesen	Verringern der Kolmation	Verbesserung des Habitats Lebensraumindex 0,8
LBK 3: Balzers	Verringern der Kolmation	-
Necker 1: Letzi	Verringern der Kolmation	-
Necker 2: Aachsäge	Verringern der Kolmation	-
Necker 3: Hemberg	-	-
Venoge 1: Ecublens	Verringern der Kolmation	Verringern des Abwasseranteils
Venoge 2: Bussigny	Verringern der Kolmation	Verringern des Abwasseranteils
Venoge 3: Montricher	Verringern der Kolmation	-

Tab. 5.13.3: Vorschläge für Massnahmen an den einzelnen Testgebietsstandorten. Bemühungen, das Habitat zu verbessern führen selten zu naturnahen (Lebensraumindex 1,0), sondern eher zu wenig beeinträchtigten Zuständen (Lebensraumindex 0,8).

einer Verbesserung (Index 0,8), aber nicht zu naturnahen Zuständen führt (Index 1,0). Andere für den jeweiligen Ort typische Bedingungen wie Wassertemperatur, Flussbreite, Fischregion und Häufigkeit von Hochwasser wurden beibehalten. Die aktuellen Besatzzahlen und Anglerfänge wurden ebenfalls beibehalten.

Die Resultate zeigen, dass an einigen der untersuchten Stellen signifikante Verbesserungen erwartet werden können (Abbildung 5.13.9). Die Populationen im Mittel- und Unterlauf des LBK beispielsweise würden von einer Verbesserung des Lebensraums und einem Verringern der Kolmation sehr profitieren. Die Population im Mittellauf des Neckers würde bei einem Verringern der Kolmation ebenfalls profitieren. Die Dichte der adulten Fische von Populationen anderer Gewässer hingegen würde sich nicht substantiell erhöhen, auch wenn die entscheidenden Stressfaktoren entfernt würden. Die mittlere und die untere Stelle der Emme sind beispielsweise stark durch die Anwesenheit der PKD beeinträchtigt. Beim Unterlauf des Neckers und bei beiden Stellen im Unterlauf der Venoge können keine hohen Bachforellendichten erwartet werden, da diese Stellen als Äschen- und Barbenregionen klassifiziert sind. Die am höchsten gelegene Stelle im Oberlauf der Venoge zeigt unter den Bedingungen «geringe Kolmation» eine vorhergesagte Populationsdichte, die sehr nahe bei der aktuell beobachteten Dichte liegt (Abbildung 5.13.6b). Die Vermutung liegt nahe, dass die vorgefundenen Kolmationsbedingungen möglicherweise doch weniger gravierend sind als in Tabelle 5.13.2 für diese spezifischen Gewässer angenommen wurde, was die Unterschiede zwischen den Vorhersagen und den Beobachtungen im ursprünglichen Vergleich (Abbildung 5.13.6b) erklären würde. Die Anwesenheit von PKD an diesen Stellen limitiert die Population nicht ernsthaft, da die Wassertemperaturen nicht sehr hoch sind. Andere Stellen in Oberläufen haben beinahe optimale Bedingungen, so dass weitere Verbesserungen kaum möglich sind.

Schlussfolgerungen und Bedeutung für andere Standorte

Zahlreiche Populationen in den Testgebieten sind mehr als einem Stressfaktor ausgesetzt. Die kausale Beurteilung zeigte jedoch, dass in den meisten Fällen bei relativ hohen Fängen durch Angler bereits die Anwesenheit eines Stressfaktors die Populationsdichte ernsthaft reduzieren kann (Abbildung 5.13.7). Dies bedeutet, dass bei Anwesenheit von mehreren Faktoren alle entfernt werden müssen, damit eine signifikante Erholung der Population erreicht werden kann. Diese Annahme wird von der vorhergesagten Reaktion der Populationen auf erfolgte Massnahmen bestätigt (Abbildung 5.13.9); die Standorte mit PKD zeigten keine Verbesserung bei der geschätzten Populationsdichte.

Die beobachteten Bedingungen in den Testgebieten sind für das gesamte schweizerische Mittelland zutreffend. Kol-

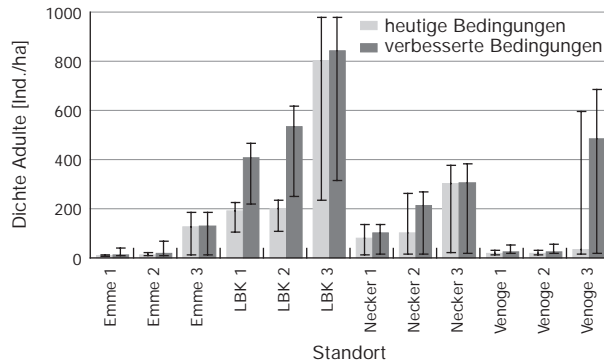


Abb. 5.13.9: Die vorhergesagte Wirkung von Massnahmen bei einer Elimination der hauptsächlich Stressfaktoren an jedem Standort (Tabelle 5.13.3). Die senkrechten Linien stellen den 90%-Vertrauensbereich der Dichte der adulten Bachforellenpopulation dar.

mation, Abwassereinlauf, PKD und schlechte Lebensräume sind weit verbreitete Probleme. Die Reaktion einer Population auf die Einführung oder Entfernung eines bestimmten Stressfaktors hängt jedoch weitgehend von den vorherrschenden Bedingungen ab, einschliesslich der Anwesenheit anderer Stressoren. Das in dieser Studie entwickelte Wahrscheinlichkeitsnetzwerkmodell kann dazu benutzt werden, die ortsspezifischen Einschätzungen zu ermitteln.

5.13.5 Literaturnachweis

- [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) *Gesundheitszustand 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 Synthese: Abschliessende Bewertung

Unter Berücksichtigung aller in den vorangegangenen Kapiteln aufgeführten Faktoren kommt Fischnetz zum Schluss:

► Der Fangrückgang bei den Bachforellen ist auf eine *geringere Befischung* (Befischungsaufwand, Fangmindestmasse), einen *veränderten Besatz* (Besatzmenge, Besatzalter, Zeitpunkt des Besatzes) und einen *Bestandesrückgang* zurückzuführen.

► Der Bestandesrückgang wird von Fischnetz in vielen Fällen auf die generell schlechte *Situation der Lebensräume* und auf die *Krankheit PKD* zurückgeführt. Sehr häufig sind die Lebensräume schlecht, weil sie entweder nicht genügend Habitate bieten (Laichgebiete, Ruhe- und Schutzzonen für die unterschiedlichen Lebensstadien) oder weil sie schlecht miteinander vernetzt sind. Schlechte Lebensraumqualität kann sowohl die *Morphologie* (beispielsweise fehlende Unterstände durch Verbauungen oder eine unzureichende Ufervegetation) als auch die *Wasserqualität* (chemische Verschmutzung) betreffen.

Bei der Ursachenanalyse hat sich gezeigt, dass keiner der untersuchten Einzelfaktoren für den Fischfangrückgang allein verantwortlich gemacht werden kann. Aufgrund der in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Resultate wurde eine Gewichtung der Faktoren gegeneinander vorgenommen. Die Faktoren wurden auch daraufhin untersucht, ob sie von regionaler (das gesamte Einzugsgebiet umfassender), lokaler (im Umkreis circa 10 km um ein Gewässer) und zeitlich begrenzter Bedeutung für den Bestandesrückgang sind.

Viele der heute beobachteten Veränderungen sind nicht erst in den vergangenen 20 Jahren entstanden, sondern sind langfristige Trends, die schon lange im System wirken, sich aber erst nach und nach sichtbar auf den Bestand und den Fang auswirken. Zu diesen Faktoren zählen beispielsweise die Gewässerverbauung und der damit verbundene Verlust an zusammenhängenden Lebensräumen sowie die langfristigen Veränderungen der Wasserqualität.

Die *zeitliche Korrelation* zwischen dem Fischfangrückgang und dem (verstärkten) Auftreten von Stressfaktoren in den vergangenen Jahrzehnten ist meist schwierig zu erfassen, da (a) die Fangdaten unterschiedlich weit zurückreichen, (b) die Erhebungsmethoden heterogen sind und (c) zu den meisten Stressoren keine guten, weit zurückreichenden Daten vorliegen. Die Datenmenge und -qualität zu den meisten Einflussfaktoren ist für eine statistische Auswertung ungenügend. Ausnahmen sind die Temperatur- und die Abflussdaten von NADUF und BWG.

Eine grosse Bedeutung für den Bestandesrückgang kommt der *kombinierten Wirkung von Einflussfaktoren* zu. Solche können über rein additive Effekte hinausgehen. Ein Beispiel dafür ist die Krankheit PKD. In Gewässern mit PKD-Erregern können Bachforellen unterhalb einer Wassertem-

peratur von 15 °C überleben. Steigt die Wassertemperatur jedoch zwei bis vier Wochen lang über den Wert von 15 °C, bewirkt dies eine hohe Mortalität bei den Forellen.

Die meisten der beobachteten Effekte sind *unspezifischer Natur*, und ihr Auftreten lässt meist keine direkte Schlussfolgerung auf die Ursache zu. Eine Ausnahme von dieser Regel ist (neben PKD), die Induktion des Eidotterproteins Vitellogenin in männlichen Fischen, das spezifischer Biomarker für die Exposition gegenüber estrogenaktiven Substanzen ist.

Regional betrachtet lässt sich die Bedeutung der untersuchten Einflussfaktoren konkreter beschreiben: Integrative Synthesen wurden mit dem WOE-Ansatz, dem Wahrscheinlichkeitsnetzwerk-Modell und der statistischen Datenanalyse vorgenommen. Dabei zeigte sich für die untersuchten Testgebiete (Emme, Venoge, Necker, Liechtensteiner Binnenkanal), dass die schlechte *Habitatstruktur* und die *Kolmation* wesentliche negative Einflussfaktoren sind. *PKD*, die fehlende oder unzureichende *Vernetzung* und die *chemische Verschmutzung* haben sich als weitere mögliche Ursachen herauskristallisiert. Besonders im Zusammenwirken mit einer intensiven Befischung können sie zu markanten Reduktionen bei den Beständen und Fängen führen.

Die analytisch-chemischen Studien sowie Untersuchungen zur Fischgesundheit, zur Reproduktion und zu den Fängen und Beständen ermöglichen bisher erst ansatzweise eine Abschätzung der Bedeutung von *Chemikalieneinträgen*. Unterhalb des Einlaufs bestimmter Kläranlagen, in Gebieten mit diffuser Verschmutzung (beispielsweise in grösseren Siedlungsflächen) oder in landwirtschaftlich stark genutzten Gebieten wurden Effekte bei den Fischen festgestellt. Da solche Effekte jedoch auch an Untersuchungsstellen ohne bekannte Belastungen auftraten (wenn auch in der Regel weniger häufig und/oder schwer) und zudem in vielen Studien gute Referenzstellen fehlten, kann eine Aussage bezüglich der Bedeutung chemischer Verschmutzungen nur mit Vorbehalt formuliert werden. Der Gewässerbelastung kommt lokal und regional eine Rolle als Mitverursacher für niedrige Fischbestände und gesundheitliche Beeinträchtigungen zu.

Aus der Bearbeitung der Hypothesen sind zudem grosse Unterschiede in der *fischereilichen Bewirtschaftung* und in der Bedeutung *Fisch fressender Vögel* (Kormoran, Gänseäger) im Hinblick auf ihre regionale und lokale Auswirkung deutlich geworden. Bei anderen möglichen Einflussfaktoren (beispielsweise der Kolmation) ist die Datenlage unzureichend, so dass eine Bewertung nur beschränkt möglich ist. Weitere Faktoren – wie beispielsweise die Geschiebe führenden Hochwasser – haben sich unserer Kenntnis nach nur in einzelnen Regionen oder an wenigen Stellen verändert, so dass damit nicht der Fischfangrückgang in den vielen verschiedenen Gewässern der gesamten Schweiz erklärt werden kann.

Saisonale Unterschiede bei den Einflussfaktoren sind bedeutsam und müssen für die Interpretation berücksichtigt

werden. So waren histologische Organveränderungen bei Forellen aus Mittellandflüssen in der Regel im Herbst ausgeprägter als im Frühjahr. Ausserdem treten beispielsweise Gänsesäger im Sommer vor allem am Bielersee, zu Beginn des Winters jedoch an der unteren Schüss als Prädatoren in Erscheinung.

6. Empfehlungen für Massnahmen

6.1 Massnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität und des Fischfangertrags

Neben den Massnahmen, die sich spezifisch für einzelne Faktoren ergeben, gibt es solche, die übergreifend zu einer Verbesserung der Fischbestände, Fangerträge und der Gewässerqualität führen. An dieser Stelle werden Massnahmen zusammengefasst, die generell zur Behebung oder Eindämmung der Wirkungen von Stressfaktoren führen und sich auf die prioritären Ursachen beziehen (ungenügende morphologische Qualität der Gewässer und des Wassers, Bewirtschaftung, PKD). Ausserdem soll dargestellt werden, wie sich diese Massnahmen nicht nur auf den ursprünglichen Stressfaktor, sondern auch positiv auf weitere Parameter im Ökosystem auswirken können. In einigen Fällen können keine Massnahmen empfohlen werden, weil entweder ein entsprechender Eingriff ins ökologische Gleichgewicht nicht gerechtfertigt erscheint (Fisch fressende Vögel) oder keine Lösung bekannt ist (PKD kann heute nicht therapiert werden), empfohlen werden vorbeugende Massnahmen.

Grundsätzlich sind nur wenige Massnahmen in allen Situationen vorbehaltlos zu empfehlen. In den meisten Fällen müssen die lokalen Gegebenheiten entscheidend für die vorzunehmenden Massnahmen sein. Wichtig ist also die Erarbeitung und Umsetzung lokal angepasster Strategien mit einer angemessenen Erfolgskontrolle.

Die aufgeführten Massnahmen sind unterschiedlich effizient und greifen auf verschiedenen Ebenen an. Massnahmen an der Quelle der Verursachung sind am wirkungsvollsten, aber auch besonders schwierig durchzusetzen. Häufig ist ein langwieriger Vorlauf notwendig – beispielsweise bei Gesetzesänderungen oder bei einem Verbot von Stoffen. Unterstützend wirken Massnahmen, die das Umweltbewusstsein der beteiligten Bevölkerungsgruppen stärken und so dazu führen, dass bestimmte Eingriffe oder Veränderungen auch unterstützt werden. Symptombekämpfungsmassnahmen oder so genannte «end of pipe»-Massnahmen bringen oft eine rasche Verbesserung der Situation, sind allerdings von begrenztem Erfolg, so lange die Ursachen für die Veränderungen nicht aufgedeckt und eliminiert sind. Sie können hilfreich zur Überbrückung sein, bis Massnahmen zur Ursachenbekämpfung in Kraft treten oder wirksam werden.

6.1.1 Verbesserung der Lebensräume

► **Vernetzung** über den Längsverlauf des Gewässers und mit den Seitengewässern: Dies ist die *prioritäre Massnahme* bei Fließgewässern mit gutem Potenzial (nach Modul-Stufen-Konzept Stufe F). Das sind Fließgewässer, die bezüglich der Zusammensetzung ihrer Fischarten als naturnah gelten

und bezüglich der Vernetzung Defizite aufweisen. Bei Fließgewässern mit bekanntermassen guter Fischartenzusammensetzung (beispielsweise Seeausläufe) kann in der Regel auf eine Erhebung der Fischartenzusammensetzung verzichtet werden. Ziel dieser Massnahme ist, die geografische Ausbreitung von Fischpopulationen zu unterstützen, die den Lebensräumen angemessen sind. Durch die Vernetzung werden Schutz-, Ruhe-, Laich- und/oder Rückzugshabitate eröffnet, die Durchwanderbarkeit gewährleistet und die genetische Vielfalt gefördert. Darüber hinaus wird auf diese Weise der Geschiebetransport sichergestellt und der Tiefenerosion entgegengewirkt. Adressaten: Kantone, Gemeinden, BUWAL, BWG.

► Als *zweite Massnahme* empfiehlt Fischnetz die Erhöhung der *strukturellen Vielfalt* bei Fließgewässern, die bereits vernetzt sind. Ziel ist es, mehr qualitativ hochwertige und vielfältige Lebensräume für die verschiedenen Arten und Lebensstadien der Fische mit ihren unterschiedlichen Ansprüchen zu schaffen. Anzustreben ist beispielsweise, ausgewogenere Wechsel zwischen langsam und schnell fließenden Abschnitten zu schaffen und Totholz sowie andere Unterstände im Gewässer zu belassen oder einzubringen. Adressaten: Kantone, Gemeinden, BUWAL, BWG.

► Als weitere Massnahme empfiehlt Fischnetz die Wiederherstellung des *Uferbereichs* als Strukturelement. Dadurch wird auch eine Verbesserung/Gewährleistung des Nahrungsangebotes erreicht. Ein gut strukturierter Uferbereich vermindert Einträge der Abschwemmungen von Feinsedimenten und insbesondere auch von Stoffen aus der Landwirtschaft (beispielsweise Pestizide, Gülle). Die durch Vegetation erzielte Beschattung des Gewässers und/oder seiner Randbereiche schützt vor einer zusätzlichen Erwärmung des Wassers durch die Sonneneinstrahlung. Adressaten: Kantone, Gemeinden, BUWAL, BWG, Landwirtschaft, Anrainer.

► Schliesslich ist in vielen Fließgewässern die Verbesserung des *Abflussregimes* zu empfehlen. Ziel dieser Massnahme ist, den Geschiebehalt und den Wasserrückhalt zu verbessern und die negativen Auswirkungen von Wasserkraftwerken (ungenügende Restwassermengen, Schwall-Sunk-Betrieb, Stauraumpülungen) abzufangen. Diese Ziele können durch eine optimierte Steuerung der Wasserentnahme und -rückgabe in Restwasserstrecken, angepasste Rückhaltungsmöglichkeiten, eine Reduzierung der Bodenversiegelung sowie durch die Revitalisierung von Strecken mit häufigen Winterhochwassern erreicht werden. Adressaten: Kantone, Gemeinden, Landwirtschaft, Kraftwerksbetreiber.

6.1.2 Verbesserung der Wasserqualität

Ziel ist, eine Qualität des Oberflächenwassers zu gewährleisten, die weder eine akute Bedrohung des Lebens der Fische

und anderer Organismen ist, noch mittel- oder langfristig eine negative Auswirkung auf ihre Fitness hat.

Verschiedene Massnahmen werden von Fischnetz dazu empfohlen:

► **Priorität** hat die Festlegung und Einhaltung von *Qualitätsstandards* für alle relevanten Stoffe, die das aquatische Ökosystem und die Fische beeinträchtigen können. Einträge von Stoffen in die Gewässer in schädlichen Konzentrationen müssen vermieden werden (Vorsorgeprinzip). Adressaten: Bundesbehörden der Schweiz.

► **Bessere Überwachung (Risikoabschätzung!)** und konsequenter Vollzug des Gewässerschutzgesetzes in landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit einem Ackerbauanteil von mehr als 10%. Ziel ist die Verringerung der *Belastungen mit Pestiziden und anderen Schadstoffen*. Eine Vergrösserung der Biolandbaufläche ist anzustreben. Die Überprüfung und gegebenenfalls die Optimierung landwirtschaftlicher Drainagesysteme und das Anlegen von Uferstrandstreifen helfen, Abschwemmungen und damit verbundene Immissionen zu reduzieren und Spitzen zu dämpfen, sowie einen optimalen Wasserrückhalt zu fördern. Optimale Drainagesysteme gewährleisten mehr Wasser im Fließgewässer in Trockenperioden. Die Einhaltung von Massnahmen guter landwirtschaftlicher Praxis (beispielsweise fachgerechte Entsorgung von Rückständen) ist ebenfalls zu überprüfen und auch umzusetzen. Adressaten: Bund, kantonale und lokale Behörden, Abwasserverbände, Landwirtschaftsverbände, landwirtschaftliche Schulen.

► **Ersatz von schwer abbaubaren Stoffen** durch biologisch vollständig abbaubare Substanzen, vor allem bei Masschemikalien, die in Haushaltsprodukten (Wasch- und Reinigungsmittel, Kosmetika etc.) verwendet werden. Adressaten: KonsumentInnen, Hersteller und Händler solcher Produkte.

► **Optimierung, gegebenenfalls Sanierung kritischer ARA** und Verringerung der Auswirkung von Regenentlastungen in die Vorfluter (Erhöhung des Schlammalters, Brechen von Konzentrationsspitzen, Verringerung der Konzentrationen toxischer N-Verbindungen). Adressaten: ARA-Betreiber, ARA-Verbände, Kantone.

6.1.3 Optimierung der Bewirtschaftung

► **PKD**: Es dürfen keine Fische aus PKD-positiven Gewässern in PKD-freie oder unbestimmte Gewässer eingesetzt werden. Dazu ist der Stand der PKD-Verbreitung regelmässig zu erfassen. Ziel ist es, einer weiteren Verbreitung der Krankheit entgegenzuwirken. Adressaten: Kantone und BVET.

► **Besatz** zur Stützung von Fischbeständen nur im Rahmen von Besatzkonzepten und mit Brutmaterial von Elterntieren aus dem gleichen Einzugsgebiet. Vor dem Besatz soll durch Beobachtung oder punktuelle Elektrobefischungen geklärt werden, ob naturverlaichte Jungfische im Gewässer vorkommen. Ziel ist es, die natürlich nachwachsenden Fisch-

bestände nicht durch Besatzfische unnötig zu stören. Adressaten: Kantone, Fischereiorganisationen.

► **Abstimmung der Befischung** auf die spezifische Produktivität eines Gewässers und auf die aktuellen Fischbestände im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung. Adressaten: Kantone, Fischereiorganisationen.

► **Umsetzung der neuen Bewirtschaftungsrichtlinien** des Schweizerischen Fischerei-Verbands zur Förderung der Fischbestände. Damit die vorhandenen Empfehlungen zur Anwendung gebracht werden, sind entsprechende Kurse in der Ausbildung der Angler erforderlich. Adressaten: Kantone, Fischereiorganisationen.

6.1.4 Verbesserte Überwachung

Empfohlen wird ein *Umweltmonitoring*, um die langfristige Entwicklung der Gewässerqualität zu verfolgen und notfalls rechtzeitig Massnahmen zur Verbesserung der Situation zu ergreifen.

► **Prioritär** sind Verbesserungen bei den *Erhebungen zum Fang und zur Befischungintensität* (erfassen aller Ausflüge, inklusive der erfolglosen, zur Beurteilung des Fangerfolges CPUE) und die Vereinheitlichung und Koordination der kantonalen Fangstatistiken. Adressaten: Kantone, BUWAL, Fischereiorganisationen.

► **Bestandserhebungen** der Fische (Alter, Grösse, Gewicht, Fischart, äussere Verletzungen, Deformationen, PKD). Mit dem Modul-Stufen-Konzept Fische kann eine erste Einschätzung getroffen werden, für quantitative Erhebungen müssen jedoch zusätzliche, methodisch verlässliche Befischungen durchgeführt werden. Es wird empfohlen, ein Langzeitmonitoring zur Beobachtung der Fischbestände an ausgewählten Referenzstrecken durchzuführen. Die geografische Verbreitung der Arten und deren Veränderung (besonders die Ausdehnung der Bachforellen-Regionen) sollte untersucht werden. Adressaten: Kantone, Bund.

► **Erhebung des ökomorphologischen Zustandes** der Fließgewässer (nach Stufe F des Modul-Stufen-Konzeptes) sowie der Kolmation. Priorisierung der zu erfolgenden Massnahmen. Adressaten: Kantone.

Fischnetz empfiehlt umfassende *Erfolgskontrollen*:

► **Erfolgskontrolle** bei allen durchgeführten Massnahmen durch Dokumentation der relevanten Parameter (beispielsweise Gewässerzustand, Wasserqualität, Fischbestände und -fänge etc.). Erforderlich dafür sind entsprechende Konzepte und geeignete Indikatoren. Derartige Indikatoren werden zur Zeit im Rhone-Thur-Projekt erarbeitet und stehen ab 2005 zur Verfügung (www.rhone-thur.eawag.ch). Adressaten: Kantone.

► **Dokumentation von Beispielen** für Lebensraumaufwertungen. Adressaten: Kantone, BUWAL, Forschung.

6.2 Forschungsbedarf

Notwendig sind weitere *wissenschaftliche Untersuchungen* zu grundlegenden Fragen der Fischbiologie, insbesondere der Gesundheit, der Genetik, der Reproduktion und der ökologischen Zusammenhänge. Dies ist in erster Linie Aufgabe der Forschungseinrichtungen. Fischnetz erachtet folgende Untersuchungen als besonders wichtig:

- ▶ Untersuchungen zu Wirkungen von gewässerrelevanten Chemikalien auf Fische (*Risikobeurteilung*): Die Beurteilung muss über die heute vorgeschriebene Praxis (OECD-Richtlinien, DIN-Normen) hinaus vor allem um Szenarien erweitert werden, die die Fischgesundheit, die Artenzusammensetzung und den Bestandaufbau langfristig und nachhaltig beeinträchtigen können. Dazu gehören zum Beispiel Wirkungen auf Hormon-, Immun- und Nervensystem, Belastungen auch durch niedrige Konzentrationen, Mischungseffekte und diskontinuierliche Belastungen sowie die Berücksichtigung der fehlenden Kenntnisse zur Extrapolierbarkeit zwischen den Arten und vom Individuum auf die Population und aufs Ökosystem (siehe dazu Hypothesen «Fortpflanzung», «Gesundheit», «Chemikalien» und «Fischnahrung»).
- ▶ Erweiterung der Wissensbasis zum Gesundheitsstatus der Fische sowie zu Ausmass, Verbreitung und zeitlicher Entwicklung von Fischkrankheiten. Im Speziellen sind weitergehende Untersuchungen zur PKD, insbesondere zu Fragen der Mortalität, der Resistenzbildung und der Auswirkung auf den Nachwuchserfolg von Bachforellenpopulationen in unterschiedlichen Gewässern erforderlich, um die Rolle der PKD im Fischrückgang besser zu verstehen und gegebenenfalls geeignete Vorbeugemassnahmen zu entwickeln (siehe Hypothese «Gesundheit»).
- ▶ Bessere Dokumentation und Erforschung des Themas Schwall-Sunk und deren Wirkung auf die Fische.

6.3 Aus- und Weiterbildung

Es ist zu betonen, dass die empfohlenen Massnahmen nur dann fachgerecht geplant und umgesetzt werden können, wenn genügend und gut ausgebildetes Personal für die Planung und den Vollzug in den zuständigen Behörden zur Verfügung steht.

Für die Aus- und Weiterbildung von Fachleuten sind in einem ersten Schritt die Bedürfnisse abzuklären und die bestehenden Aus- und Weiterbildungsangebote zu prüfen. Hier können die bereits etablierten Angebote von BUWAL, EAWAG und der Schweizerischen Vereinigung der Fischereiaufseher (SVFA) herangezogen werden. Zusätzlich sollten neue Kurse den Bedürfnissen entsprechend initiiert werden. Adressaten: Kantone, Bund, Fischereiorganisationen, Fischereiberatung.

Weiterbildungsthemen sind:

- ▶ Ausbildung in der Anwendung von Methoden (beispielsweise Messung der Kolmation, Erhebung der Fang- und Populationsdaten, Richtlinien Besatz, Modul-Stufen-Konzept, siehe auch «Methodenkatalog» im Anhang).
- ▶ Ausbildung bei der Umsetzung der Massnahmen (beispielsweise Umsetzung der rechtlichen Grundlagen).

6.4 Ausblick

Nach Abschluss des Projektes Fischnetz sind verschiedene Arbeiten zu beenden, Aktivitäten weiterzuführen, das aufgebaute Netzwerk ist zu verankern und die erarbeiteten Resultate sind weiterzugeben, ein Archiv ist zu betreuen und die Umsetzung der Massnahmen ist zu begleiten. Durch die Unterstützung aller am Fischnetz beteiligten Institutionen wurden neue Anlaufstellen geschaffen, in denen diese Aufgaben angesiedelt werden:

a) Projekt «Optimierung der Fischfangerträge und der Gewässerqualität»

Dieses dreijährige Projekt wird durch alle Kantone, Fürstentum Liechtenstein und die EAWAG finanziert. Seine Aufgabe ist, die nach 2003 zu Ende gehenden Forschungsarbeiten von Fischnetz (Teilprojekte 00/05, 00/06, 00/16, 00/21, 00/23, 00/24, 01/01, 01/02, 01/08, 01/19, 01/23, 01/30, 02/04, 02/06) zu koordinieren, die Kommunikation der Resultate national und international sicherzustellen und die Kantone bei der Umsetzung der vorgeschlagenen Massnahmen und bei den Erfolgskontrollen zu unterstützen.

b) Fischereiberatung

EAWAG, BUWAL und SFV haben beschlossen, eine Fischereiberatung (FIBER) zu institutionalisieren, um die während des Projektes Fischnetz vielfach geschätzte Informationsplattform für Anliegen in den Bereichen Fische und Gewässer weiterführen zu können.

Angel- und Berufsfischer/-innen, Interessierte und Fachpersonen in der Schweiz erhalten mit dieser neuen Dienstleistung die Möglichkeit, über wissenschaftliche Erkenntnisse in verständlich aufbereiteter Form informiert zu werden und Beratung bei praktischen Fragen der Bewirtschaftung und Gewässerökologie zu erhalten. Im Sinne einer Drehscheibenfunktion soll die FIBER die weitreichenden Netzwerke nutzen, um rasch Informationen und Meinungen aus benachbarten Fachgebieten beziehungsweise Organisationen und Institutionen einzuholen. Mit einer am Zielpublikum orientierten Informations- und Öffentlichkeitsarbeit soll die FIBER überdies eine wesentliche Komponente in der Umsetzung des Leistungsauftrages von EAWAG (Brückenbildung zwischen Wissenschaft und Praxis) und BUWAL (Information

der Öffentlichkeit über den Zustand der Fischgewässer) übernehmen.

Die strategische Lenkung der FIBER wurde einer Lenkungsgruppe übertragen, in welcher EAWAG, BUWAL, SFV und SFVA mit je einer Person vertreten sind. Finanziert wird die FIBER gemeinsam von EAWAG, BUWAL und SFV.

Die Aufgabenteilung und die Zuständigkeiten der genannten Stellen und der weiteren Institutionen im Bereich der Fisch- und Fischereibiologie sowie des Gewässerschutzes werden nach dem Abschluss von Fischnetz festgelegt.

7. Anhang

7.1 Abkürzungsverzeichnis, Glossar

7.1.1 Abkürzungsverzeichnis

0⁺-, 1⁺- etc. Ein 0⁺-Fisch ist ein Fisch in seinem ersten Lebensjahr, ein 1⁺-Fisch demzufolge ein Fisch in seinem zweiten Lebensjahr etc. Als Stichdatum für die Altersangabe wird jeweils der 1. Januar genommen.

AG	Kanton Aargau
Abb.	Abbildung
AI	Kanton Appenzell Innerrhoden
AR	Kanton Appenzell Ausserrhoden
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BE	Kanton Bern
BFS	Bundesamt für Statistik
BL	Kanton Basel-Land
BrE	Brütlingseinheit
BS	Kanton Basel-Stadt
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
BVET	Bundesamt für Veterinärwesen
BWG	Bundesamt für Wasser und Geologie
cm	Zentimeter
CPUE	Catch per unit effort
Cu	Kupfer
DEET	N,N-diethyl-m-toluamide
DEP	Deponien
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
dipl.	diplomiert
DUE	Diffuse Umwelteinträge
E1	Estron (Östron)
E2	Estradiol (Östradiol)
E3	Estriol (Östriol)
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
EC	Effektkonzentration
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EE2	synthetisches Ethinylestradiol
EGW	Einwohnergleichwerte
eidg.	eidgenössisch
ELISA	Enzyme-linked immunosorbent assay
ELS	Early life stage
EP	Einzelprobe
EQS	Environmental Quality Standard
EROD	Ethoxyresorufin-O-Deethylase
et al.	et alii (und andere)

etc.	et cetera
EU	Europäische Union
FFSP	Fédération fribourgeoise des sociétés de pêche
FI	Fischereiinspektorat
FIBER	Fischereiberatung
FIWI	Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern
FJV	Fischerei- und Jagdverwaltung
FL	Fürstentum Liechtenstein
FN	Fischnetz
FR	Kanton Freiburg
FS	Feinsedimente
franz.	französisch
g	Gramm
GE	Kanton Genf
GIS	Geografisches Informationssystem
GL	Kanton Glarus
GR	Kanton Graubünden
GSA	Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern
GSchV	Gewässerschutzverordnung
ha	Hektare
IHC	Immunhistochemie
Ind./ha	Individuen pro Hektare
JU	Kanton Jura
Kap.	Kapitel
kg	Kilogramm
km	Kilometer
Kt.	Kanton
KVA	Kehrichtverbrennungsanlage
LBK	Liechtensteiner Binnenkanal
LC	Letale Konzentration
LHG	Landeshydrologie und -geologie
LOEC	Lowest effect concentration
LU	Kanton Luzern
m	Meter
m ²	Quadratmeter
mg	Milligramm
mm	Millimeter
µg/kg	Mikrogramm pro Kilogramm
µg/l	Mikrogramm pro Liter

NADUF	Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer	UNEP	United nations environment programme
NAO	North atlantic oscillation	UR	Kanton Uri
NE	Kanton Neuenburg	UV	Ultraviolett
ng	Nanogramm	VD	Kanton Waadt
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff	VC	Variationskoeffizient
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	vgl.	vergleiche
NP	Nonylphenol	VHS	Virale hämorrhagische Septikämie (eine Viruserkrankung der Forellen)
NP1EO/NP2EO	Nonylphenolmono- und -diethoxylat	vPvB	very pesistent, very bioaccumulating (sehr langsam abbaubare und stark bioakkumulierende Stoffe)
NW	Kanton Nidwalden	VS	Kanton Wallis
O ₂ /l	Sauerstoffgehalt pro Liter	VTG	Vitellogenin
OECD	Organisation for economic co-operation and development	WOE-Analyse	«Weight of evidence»-Analyse
OW	Kanton Obwalden	ZG	Kanton Zug
PBT	Persistent, bioaccumulative, toxic (persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe)	ZH	Kanton Zürich
PCB	Polychlorierte Biphenyle		
PFOS	Perfluorooctylsulfonsäure		
pH-Wert	Mass für den Säuregehalt einer Lösung		
PKD	Proliferative kidney disease		
PNEC	Predicted no effect concentration		
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor		
Q ₁₈₂	Der Abfluss (Q) in einem Vorfluter, der an 182 Tagen im Jahr erreicht oder überschritten wird.		
Q ₃₄₇	Der Abfluss (Q) in einem Vorfluter, der an 347 Tagen im Jahr erreicht oder überschritten wird.		
SBN	Schweizerischer Bund für Naturschutz		
SBV	Schweizerischer Bauernverband		
schriftl.	schriftlich		
schweiz.	schweizerisch		
SFV	Schweizerischer Fischerei-Verband		
SG	Kanton St. Gallen		
SGCI	Schweizerische Gesellschaft für chemische Industrie		
SH	Kanton Schaffhausen		
SMA	Schweizerische Meteorologische Anstalt (heute MeteoSchweiz AG)		
SNF	Schweizerischer Nationalfonds		
SO	Kanton Solothurn		
SR	Systematische Sammlung des Bundesrechts		
SS	Schwebstoffe		
SVFA	Schweizerische Vereinigung der Fischereiaufseher		
SZ	Kanton Schwyz		
t	Tonnen		
Tab.	Tabelle		
TG	Kanton Thurgau		
TI	Kanton Tessin		
TP	Teilprojekt		

7.1.2 Glossar

A

Abundanzen Anzahl Individuen pro Flächeneinheit (Besiedlungsdichte).

Adaptationsfähigkeit (Physiologische oder genetische) Anpassungsfähigkeit des Fisches an variable Umweltbedingungen.

Adulter Fisch Fisch nach Erreichen der Geschlechtsreife.

Agrarchemikalien Sammelbezeichnung für Dünger, Herbizide, Fungizide und Insektizide.

Anflugnahrung Insekten, die nicht im Wasser leben oder im Wasser geboren sind und zufällig ins Gewässer gelangen.

Atlasquadrate des Vogelverbreitungsatlas Die Information zur geografischen Verbreitung der Vögel in der Schweiz im Vogelverbreitungsatlas: für jedes Quadrat mit 5 km Seitenlänge wird das Vorkommen oder Fehlen einer Vogelart dargestellt.

Aufweitung Eine flussbauliche Massnahme zur Verbesserung des Lebensraumes, indem ein kanalisiertes Gewässer über eine längere Strecke aufgeweitet wird. Eine Aufweitung kann einseitig oder an beiden Ufern durchgeführt werden.

Augenpunktstadium Stadium der Eientwicklung.

B

Benthische Makroinvertebraten Auf und im Flusssediment lebende grössere (von Auge sichtbare) wirbellose Tiere.

Biozide Wirkstoffe zur Bekämpfung unerwünschter Organismen. Ausgenommen sind jene Wirkstoffe, die in der Landwirtschaft oder Medizin eingesetzt werden.

Brutboxen beispielsweise «Vibertboxen»: Mit Kies gefüllte, perforierte Plastikboxen, mit denen befruchtete Eier in der Gewässer-sole exponiert werden können. Die Sterberate wird erfasst, die überlebenden Brütlinge können die Boxen durch die Schlitzte verlassen.

Brütlingseinheiten (BrE) Damit der Besatzwert von Brütlingen bis Jährlingen miteinander verglichen werden kann, wird die Zahl

der Besatzfische in Brütlingseinheiten (BrE) angegeben. Dabei wird die Sterblichkeit vom Brütling bis zum effektiven Besatzalter berücksichtigt: 1 Brütling = 1 BrE, 1 Vorsommerling = 5 BrE; 1 Sommerling = 10 BrE, ältere Fische = 20 BrE.

C

Cluster Haufen, Gruppe

Catch per unit effort (CPUE) CPUE ist der Angelfang, welcher auf einen bestimmten vergleichbaren Fangaufwand standardisiert wird, beispielsweise Fang pro Stunde Angelausflug oder pro erfolgreichem Angelausflug oder bezogen auf alle (erfolgreiche und erfolglose) Anglerausflüge. Der CPUE wird verwendet, um Informationen über die Fischbestandesdichte zu erhalten und dabei die Wirkung von grossen Veränderungen bei der Befischungintensität auszuschalten.

Cypriniden Familie der Cyprinidae (Karpfenfische).

D

Drehkrankheit Eine durch die Myxosporidienart *Myxosoma cerebralis* ausgelöste Krankheit bei Fischen.

E

Effektkonzentration EC₅₀ Der EC₅₀-Wert beschreibt diejenige Konzentration eines Stoffes, die in 50% der Fälle einen Effekt hervorruft.

Ei-Exposition Das künstliche Aussetzen von Eiern, meist in Brutboxen.

Eingedolt/ausgedolt Verrohrte/aus der Verrohrung herausgeholte Fließgewässerabschnitte.

Einwohnergleichwert (EGW) Der Einwohnergleichwert gibt die durchschnittliche Menge pro Einwohner an Schmutzstoffen und Abwasser an. Abwasserlasten von Betrieben werden auch auf Einwohnergleichwerte umgerechnet.

Elektrofischerei Das Fangen von Fischen mittels elektrischem Strom. In der Regel wird dazu Gleichstrom verwendet. Die Fische werden durch den Strom betäubt und erholen sich anschliessend wieder.

Emergenz Zeitraum, in dem die Brütlinge das Kiesbett verlassen.

Endokrine Disruptoren Substanzen natürlicher oder synthetischer Art, die in das Hormongeschehen eingreifen.

«Environmental quality standard»-Wert (EQS-Wert) Konzentration eines Stoffes in einem Gewässer, der bei einem guten chemischen Zustand des Gewässers unterschritten sein muss.

Estradiol = Östradiol (weibliches Geschlechtshormon).

Estrogen = Östrogen (weibliches Geschlechtshormon).

Exposition Belastung eines Organismus durch Stoffe. Wichtig sind Dauer, Intervalle und Konzentration der Belastung.

F

Feinsedimente Je nach Autor kleine Partikel mit einem Korndurchmesser von <0,75, 2 bzw. 5 mm.

Fekundität Individuelle Fruchtbarkeit, Zahl der Nachkommen pro Individuum.

Fertilisation Befruchtung.

Flussstau Durch ein Wasserkraftwerk und das zugehörige Wehr gestauter Flussabschnitt, der sehr träge fliesst und einen seeähnlichen Charakter aufweist.

Furunkulose Eine durch das Bakterium *Aeromonas salmonicida* ausgelöste Krankheit der Forellen.

G

Gameten Keimzellen.

Geografisches Informationssystem (GIS) Mit Hilfe dieses Systems lassen sich raumbezogene Daten in ihren komplexen Zusammenhängen analysieren und darstellen.

Grenzwert Die Konzentration eines Stoffes, die nicht überschritten werden darf.

H

Hauptkomponentenanalyse Statistische Analyse, um eine Vielzahl von Variablen auf einige wenige Komponenten zu reduzieren. Ziel ist, die Variablen zu finden, die am stärksten zur Varianz beitragen.

Hefetest Ein molekularbiologisches In-vitro-Testsystem, das mittels Farbreaktion eine estrogen Aktivität anzeigt.

Hintergrundlast Der durch natürliche Vorgänge verursachte Anteil eines Stoffes in der Umwelt.

Hypophyse Hirnanhangsdrüse.

Hypothalamus Unter dem Thalamus liegender Teil des Zwischenhirns, Bildung und Abgabe vieler Hormone.

I

Inkubation Entwicklung der im Kies abgelegten Eier.

Inkubationsversuch Experimentelles Inkubieren von Fischeiern in der Kiessohle.

Intersex Geschlechtsausprägung mit männlichen und weiblichen Merkmalen im selben Tier. Bei Fischen meist das Auftreten von Hoden, die auch Eizellen enthalten.

Interstitial Porenraum im Kies der Gewässersohle.

Introgression Gene (Erbinheiten), die in einer ersten Lokalpopulation vorkommen und dort ein bestimmtes Merkmal bewirken, gelangen in den Genpool einer anderen Lokalpopulation, in welcher dieses Merkmal vorher nicht vorhanden war.

J

Juveniler Fisch Jungfisch vor Erreichen der Geschlechtsreife.

K

Kohlenwaschwasser Bei der Aufbereitung von Kohle entstandenes Abwasser, das mit Kohlesuspensionen und gelösten Bestandteilen verunreinigt ist.

Kolmation Sohlenverdichtung durch abgelagerte Feinsedimente im Porenraum der Gewässersohle.

L

Laichfischfänge Laichreife Tiere werden gefangen, um durch Manipulation Eier und Spermien zu erhalten.

Längsvernetzung Oft auch als longitudinale Vernetzung bezeichnet. Vernetzung der Gewässer in der Längsrichtung, flussaufwärts wie -abwärts. Die Längsvernetzung beinhaltet den Transport von Geschiebe und Energie nach unten. Zudem ermöglicht eine gute Längsvernetzung die Ausbreitung von Tieren in Fließrichtung wie auch flussaufwärts. Zur Längsvernetzung gehört auch die Vernetzung zwischen dem Hauptfluss und den Seitengewässern.

Letale Konzentration LC₅₀ Der LC₅₀-Wert beschreibt diejenige Konzentration eines Stoffes, die für 50% der Organismen tödlich (letal) wirkt.

Lowest observed effect concentration (LOEC) Niedrigste Konzentration, bei der ein Effekt gemessen wurde.

M

Makrozoobenthos Tierwelt der Gewässersohle, die für das blosse Auge sichtbar ist.

Massfischbesatz Fische, die in der Fischzucht bis über die Grösse des Mindestfangmasses aufgezogen und dann eingesetzt werden.

Meliorationen Güterzusammenlegungen in ländlichen Gebieten.

Metapopulation Eine Population, die aus mehreren Subpopulationen besteht.

Meteorwasser Wasser aus Niederschlägen (Regen, Schnee, Hagel, Tau, Nebel, Reif). Es kann mehr oder weniger verschmutzt sein.

Mischproben Mischung von über mehrere Stunden, Tage oder Wochen gesammelten Wasserproben.

Mischverfahren Die Ableitung des Meteorwassers erfolgt gemeinsam mit dem Schmutzwasser im gleichen Kanal.

Modul-Stufen-Konzept Modularartiges Konzept für die Bewertung der Fliessgewässer in der Schweiz.

Monitoring, aktives und passives Überwachung durch regelmässige, methodisch genau festgelegte Untersuchungen. Aktives Monitoring: Organismen werden an den interessierenden Stellen künstlich ausgesetzt und später gemäss Untersuchungsschema dem Gewässer wieder entnommen und untersucht. Passives Monitoring: Organismen kommen an den interessierenden Stellen natürlicherweise vor und werden gemäss Untersuchungsschema dem Gewässer entnommen und untersucht.

Multivariate Analyse Statistische Analyse eines Parameters in Abhängigkeit mehrerer Variablen.

N

NADUF Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer. Ein 1972 gestartetes Projekt zur kontinuierlichen und lückenlosen Erfassung physikalischer und chemischer Parameter.

Naturverlaichung Jungfische, die von wilden, sich natürlich fortpflanzenden Elterntieren stammen und die ohne Fortpflanzungshilfen im Gewässer aufgewachsen sind.

Normalwert Wert, der in den meisten Individuen einer untersuchten Gruppe gemessen wird.

North atlantic oscillation (NAO) Mass für die bei uns auf das Klima einwirkenden Luftdruckverhältnisse im Nordatlantik.

O

Ortho-Phosphatkonzentrationen Als Nährstoff verfügbare wasserlösliche Form des Phosphors.

Overload-Effekte Toxische Effekte, die auf eine Überlastung des Organismus bei der Umsetzung oder Ausscheidung von Stoffen zurückzuführen sind.

Ovotestis Hoden, in denen auch Eizellen angelegt sind.

P

Patent- und Pachtsystem Einige Kantone vergeben die Fischereibewilligung in Form von Patenten, andere in Form von Pachten, wieder andere kennen beide Systeme. Beim Patentsystem kauft der Angler ein Patent und darf in allen Patentgewässern fischen (oft umfassen diese den ganzen Kanton). Beim Pachtsystem mietet eine Pächtergemeinschaft einen Abschnitt eines Fliessgewässers, das dann nur von diesen Pächtern befischt werden darf.

Perfluorooctylsulfonsäure (PFOS) Eine sowohl fett- als auch wasserabstossend wirkende Substanz, die z.B. als Textilschutz verwendet wird.

Proliferative Nierenerkrankung (PKD) Durch *Tetracapsuloides bryosalmonae* ausgelöste Nierenerkrankung der Salmoniden.

Predicted no effect concentration (PNEC) Dieser Wert berechnet sich aus der tiefsten bekannten Effektkonzentration, dividiert durch einen Sicherheitsfaktor. Der PNEC ist die höchste für die Umwelt vermutlich unschädliche Stoffkonzentration.

Poikilotherm Wechselwarm.

Polychlorierte Biphenyle (PCB) Toxische, hochgradig persistente und bioakkumulierende Stoffe, die bis circa 1970 in vielen Elektrogeräten eingesetzt wurden.

Prädatoren Hier: Raubfische und Fisch fressende Vögel.

Prävalenz Häufigkeit einer Krankheit/Zahl der Fälle in einer Population.

Punktquellen Gezielte Einleitung von Abwasser o.ä. mittels einzelner Einleitungsrohre.

Put and take-Fischerei Einsatz von Massfischen, die sofort nach dem Einsatz wieder gefangen werden können.

R

Regenentlastung Bei Mischsystemen kann bei Starkregen die Kläranlage manchmal nicht mehr die gesamte Abwassermenge aufnehmen. Ein Teil der Abwassermenge wird deshalb in Regenrückhaltebecken zurückbehalten oder über die Regenentlastungen direkt dem Vorfluter zugeführt.

Respiratorischer Stress Reaktion des Körpers und insbesondere der Atmungsorgane auf erhöhte Schadstoffeinwirkungen mit verminderter Sauerstoffaufnahme.

Restwasserdotationen Verbleibende Wasserführung nach einer Wasserausleitung.

Richtwert Anzustrebende Konzentration im Auslauf der ARA im langfristigen Mittel.

Riffles Flach überströmte Gewässerbereiche.

Rogner Laichreifer, weiblicher Fisch.

S

Salmoniden Familie der Salmonidae (Lachse).

Schwall-Sunk-Betrieb Rasche Veränderung von Abfluss und Wasserstand in einem Fliessgewässer, weil Wasserkraftwerke zu bestimmten Tageszeiten besonders viel Wasser aus Stauseen abarbeiten und während Tageszeiten mit geringer Energienachfrage und folglich tiefen Energieverkaufspreisen den Turbinenbetrieb wieder zurückfahren. Die hohe Wasserführung während des Turbinenbetriebs wird als «Schwall», die tiefe während der übrigen Zeit als «Sunk» bezeichnet.

Schwarzforellensyndrom Tödlich verlaufende Krankheit von Bachforellen, die sich durch schwarze Verfärbung und Lethargie der Tiere äussert. Vor rund zehn Jahren wurde diese Krankheit von Fischern und Flussbewirtschaftern erstmals in der Traun und später auch in anderen Flüssen des Salzkammergutes bemerkt. Inzwischen ist das rätselhafte Bachforellensterben auch in der Schweiz und in Deutschland (Bayern) aufgetreten. <http://www.fischerweb.ch/bachforellensterben.htm>

Schwebstoffe (SS) Kleine ungelöste Partikel (>0,45 µm), die bei einer bestimmten Strömungsgeschwindigkeit mit dem Wasser mitgetragen werden.

Sexsterioide Geschlechtshormone.

Sinustmittelwerte Durch statistische Anpassung einer Sinuskurve an sinusförmig verlaufende Messwerte berechneter Mittelwert.

Der Sinusmittelwert entspricht der Lage der Achse der Sinuskurve.

Sohlstufen Querbauwerke in einem Fließgewässer, beispielsweise Blockrampen oder quer eingebaute Holzbalken.

Sömmerling (0*) Ein Fisch, der einen Sommer alt ist (beispielsweise eine Forelle in ihrem ersten Lebensjahr im Monat September).

Surber-Proben Mit dem so genannten «Surber Sampler» auf einer Fläche von 0,05 m² gesammelte Lebewesen.

T

Tagesgrade Die Wärme, die ein Organismus für die Entwicklung benötigt. Die physiologische Zeit wird in Tagesgraden angegeben. Ein Bachforellenei benötigt von der Befruchtung bis zum Schlüpfen circa 420 Tagesgrade. Bei einer Temperatur von 5 °C sind dafür also 84 Tage nötig.

Tracer Modellverbindungen, die eingesetzt werden, um beispielsweise die Wasseraufenthaltszeit in einer Abwasserreinigungsanlage oder den Abwasseranteil in einem Vorfluter zu bestimmen.

Trennverfahren Meteorwasser und Schmutzwasser werden in getrennten Kanälen abgeleitet.

U

Univariate Analyse Statistische Analyse eines Parameters in Abhängigkeit einer einzigen Variablen.

V

VALIMAR-Studie Eine in Deutschland zwischen 1995 und 1999 durchgeführte Studie, die Biomarkerantworten in Bachforellen aus zwei unterschiedlich kontaminierten Fließgewässern untersuchte.

Variationskoeffizient (VC) Statistisches Mass für die Beurteilung der Variabilität eines Parameters. Bei Fließgewässern oft für die Breite und Tiefe verwendet, die anhand von Querprofilen aufgenommen werden.

Vergrämungsexperimente Durch menschliche Präsenz, Abschüsse von Einzelvögeln usw. wird auf einfliegende Fisch fressende Vögel Einfluss genommen, damit diese einen Gewässerabschnitt nicht mehr aufsuchen.

Vibertboxen Auch «Brutboxen».

Vitellogenin (VTG) Ein Dotterprotein, das eigentlich nur in weiblichen Fischen vorkommt. Sein Auftreten in männlichen Fischen wird als Hinweis für das Vorhandensein hormonaktiver Substanzen gewertet.

Vorfluter Gewässer, in das Abwasser eingeleitet wird.

Z

Zoobenthos Tiere, die im Bereich des See- oder Flussgrundes leben.

7.2 Grafische Darstellung der Forellenfänge und -bestände

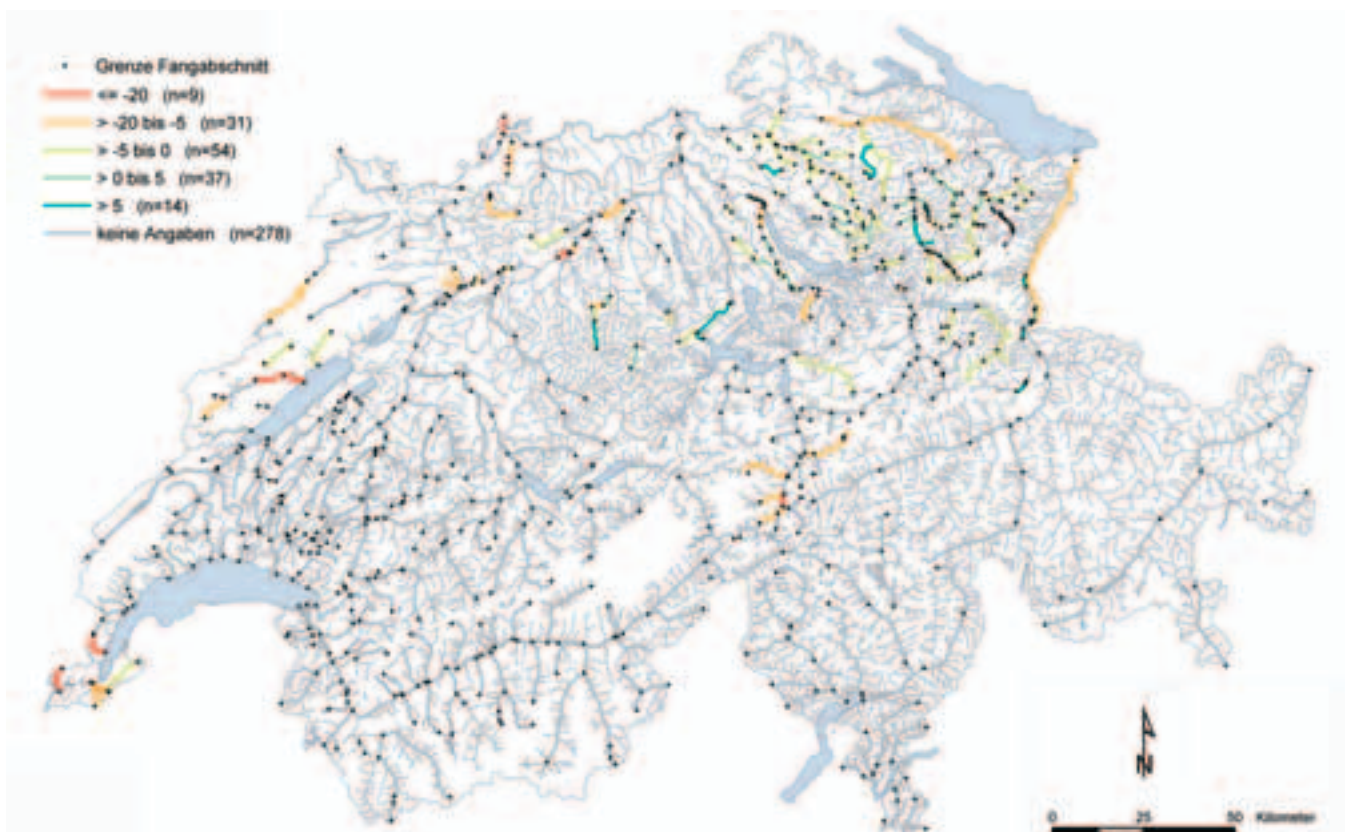
Kartendaten: Vektor200 © Bundesamt für Landestopographie (DV002233)



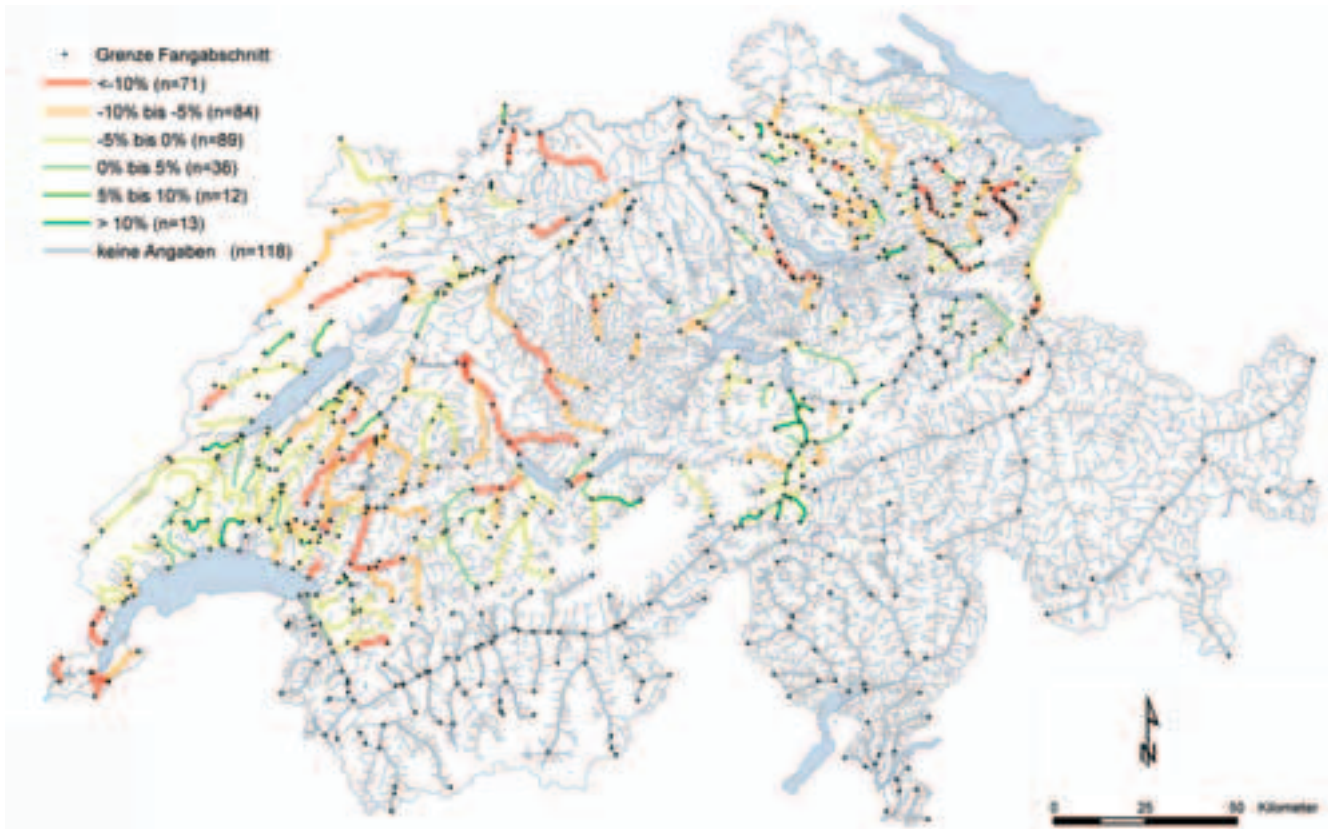
A1: Rezipienter Forellenfang der Angler in der Schweiz (n = 416 Fangstrecken) dargestellt als mittlerer längenspezifischer Fang [Forellen pro km und Jahr] **der Jahre 2000–01**; die Abgrenzungen der einzelnen Fangabschnitte werden mit schwarzen Punkten symbolisiert (Darstellung BUWAL).



A2: Veränderung des längenspezifischen Forellenfangs der Angler in der Schweiz in den Jahren 1990–1999 (n = 305 Fangstrecken). Dar- gestellt ist das Ausmass der Veränderung (Forellen pro km und Jahr) anhand der Steigung der linearen Regression für die Fänge zwischen 1990 und 1999. Die Veränderung ist in 5 Klassen eingeteilt, wobei die grünen Farbtöne auf eine positive Entwicklung hinweisen (Darstellung BUWAL).



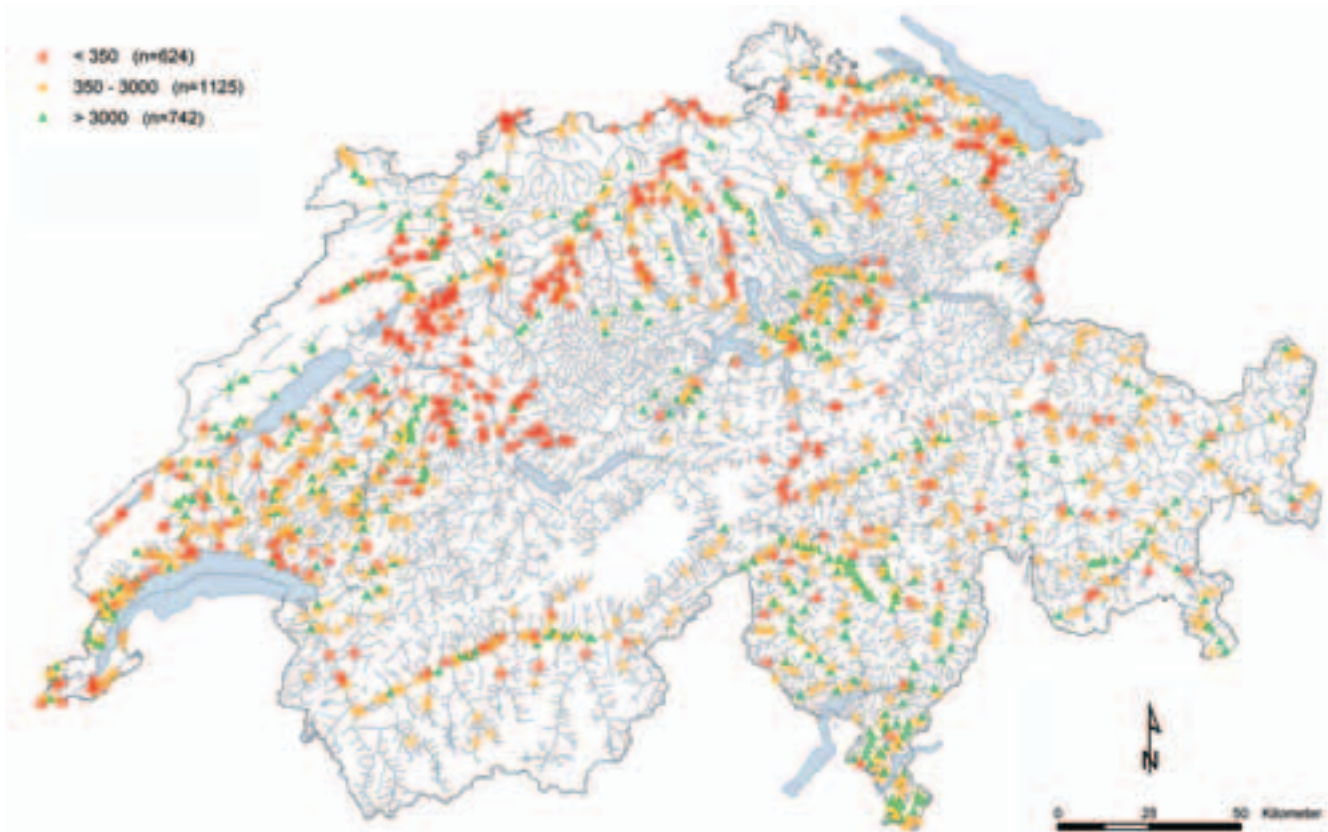
A3: Veränderung des längenspezifischen Forellenfangs der Angler in der Schweiz in den Jahren 1980–1989 (n = 145 Fangstrecken). Dar- gestellt ist das Ausmass der Veränderung [Forellen pro km und Jahr] anhand der Steigung der linearen Regression für die Fänge zwischen 1980 und 1989; die Veränderung ist in 5 Klassen eingeteilt, wobei die grünen Farbtöne auf eine positive Entwicklung hinweisen (Darstellung BUWAL).



A4: Jährliche prozentuale Veränderung des Forellenfangs der Angler in der Schweiz in den Jahren 1990–1999 im Vergleich zum Fangniveau der gleichen Dekade (n = 305 Fangstrecken) (als % pro Jahr). Die Veränderung ist in 6 Klassen eingeteilt, wobei die grünen Farbtöne auf eine positive Entwicklung hinweisen (Darstellung BUWAL).



A5: Jährliche prozentuale Veränderung des Forellenfangs der Angler in der Schweiz in den Jahren 1980–1989 im Vergleich zum Fangniveau der gleichen Dekade (n = 145 Fangstrecken) (als % pro Jahr). Die Veränderung ist in 6 Klassen eingeteilt, wobei die grünen Farbtöne auf eine positive Entwicklung hinweisen (Darstellung BUWAL).



A6: Bestandesdichte der Bachforelle aufgrund von Elektroabfischungen in den Jahren 1991–2001. Angabe als Anzahl Bachforellen pro Hektare (Total aller erfassten Längensklassen, n = 2491 Probenahmestellen; Quelle: Centre Suisse de Cartographie de la Faune sowie BUWAL, Sektion Fischerei).

7.3 Lebenszyklus der Bachforelle – ökologische Bedürfnisse der verschiedenen Entwicklungsstadien

Bachforellen stellen in ihrem Lebenszyklus unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum. Je nach Entwicklungsstadium halten sich die Fische in verschiedenen Kompartimenten ihres Habitats auf. Um ihren Lebenszyklus durchlaufen zu können, ist das Vorhandensein, die Zugänglichkeit und die Funktionsfähigkeit dieser verschiedenen Teil Lebensräume von besonderer Bedeutung. Damit Populationen natürlich gedeihen können, müssen die Habitatansprüche sämtlicher Altersstadien befriedigt werden.

Laichwanderung

Adulte Bachforellen wandern zur Laichzeit (Oktober bis Dezember) flussaufwärts, um in geeigneten Habitaten im Oberlauf der Hauptgewässer und vor allem in den Seitenbächen abzulaichen [2]. Der Beginn der Laichzeit wird bei den Salmoniden durch die Tageslänge gesteuert. Die Wanderungsaktivität wird ausserdem durch Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und Trübung beeinflusst.

Während natürliche Wanderhindernisse die natürliche Verbreitung einer Fischart prägen, stellen künstliche Barrieren oft einen wesentlichen Eingriff in die Biologie und Ökologie der Fischarten dar. Die fehlende Vernetzung im Hauptgewässer sowie zu den Seitenbächen kann auf längere Sicht ein massives Problem für den Fortbestand einer Population bedeuten.

Laichplatz

Ein geeigneter Laichplatz zeichnet sich durch bestimmte Schlüsselfaktoren wie Strukturvielfalt, Wasserqualität und Temperatur aus. Fischunterstände sind besonders zwischen dem Eintreffen an den Laichplätzen und dem Ablaichvorgang wichtig. Die Bedeutung der Diversität der hydrodynamischen Bedingungen ist bei Baran et al. [3]

dokumentiert. Die höchsten Laichplatzdichten wurden in Riffles und Glides festgestellt. Die Dichte der Fische in tieferen Bereichen war höher bei heterogenen hydraulischen Verhältnissen mit verschiedenen Mesohabitattypen und Riffleflächen im angrenzenden Gewässerbereich.

Bachforellenweibchen schlagen zur Eiablage eine Laichgrube in das Sohlsubstrat. Die Tiefe des Eingrabens ist eine Funktion der Körperlänge und wird in der Literatur mit durchschnittlich 15 cm angegeben [4]. Die bevorzugte Korngrösse des Substrats ist in verschiedenen Arbeiten mit Bereichen von 6 bis 76 mm [5] oder 8 bis 128 mm [6] angegeben.

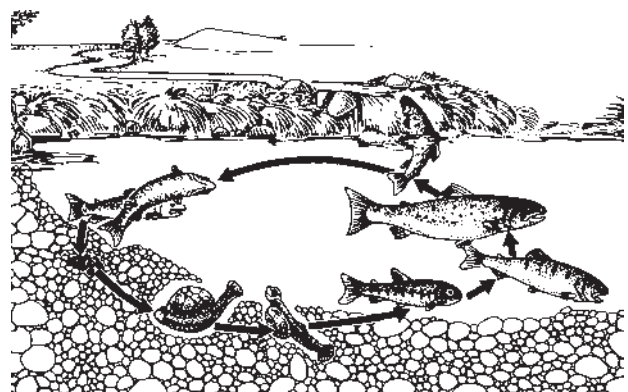


Abb. 7.3.1: Schematisierter Lebenszyklus der Bachforelle (abgeändert nach Bloesch [1]).

Die beobachteten Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten am Laichplatz liegen zwischen 6 und 82 cm/s bzw. rund 11 bis 80 cm/s [6]. Für das Abläichen wird für die Bachforelle ein optimaler Temperaturbereich zwischen 1–13 °C genannt [7, 8].

Inkubation und Emergenz

Die erfolgreiche Entwicklung der Embryonen im Kies steht in engem Zusammenhang mit bestimmten chemisch/physikalischen Parametern (Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, pH-Wert), mechanischen Einwirkungen auf das Laichsubstrat (Hochwasser) und der Sedimentation der Gewässersohle.

Feinsedimentakkumulationen vermindern die Durchströmung des interstitialen Porenraumes und somit die Sauerstoffzufuhr sowie den Abtransport von Stoffwechselprodukten. Die Embryonalentwicklung wird dadurch beeinträchtigt. Turnpenny [9] dokumentierte, dass der Schlüpfertag sowie die Larvengröße stark abhängig von der Substratdurchlässigkeit und dem Anteil des gelösten Sauerstoffs waren. Subletale Effekte wie verzögerte Schlupfzeit, kleinere Larven oder geringere Dottersackverwertungsraten sind auch bei Massa et al. [10] als Folgen von temporärerem bzw. kontinuierlichem Sauerstoffmangel angeführt.

Emergenz

Das Schlüpfen der Larven erfolgt je nach Temperatur im März oder April. Anfänglich halten sich die Larven bis zum fortgeschrittenen Abbau des Dottersacks im Kiesbett auf. Danach emergieren sie und beginnen mit der Nahrungsaufnahme. Feinsedimentablagerungen im Sohlsubstrat können durch Verstopfen des Porenraumes die Emergenz behindern.

Brütling

Ist die kritische Entwicklungszeit im Kies gut überstanden und die Emergenz gelungen, setzt mit der Nahrungsaufnahme auch das Territorialverhalten ein. Das Aggressionspotenzial sowie die Territoriumsgröße sind von verschiedenen Faktoren wie Lichtintensität, Strömungsgeschwindigkeit, Temperatur und der Verfügbarkeit von Futter beeinflusst. Heterogene Bachbettstrukturen erhöhen die visuelle Isolation und dämpfen das Aggressionsverhalten [11, 12]. Frisch emergierte Bachforellen benötigen Substrate mit Korngrößen zwischen Erbse und Baumnuss.

Juvenile, subadulte und adulte Bachforellen

Beim weiteren Heranwachsen der Fische vergrößert sich deren Territoriumsanspruch und die Unterstandsfläche wird zum limitierenden Faktor. Fische benötigen Unterstände als Ruhe- und Versteckplätze, sie gewähren erhöhte visuelle Isolation, Strömungsschutz sowie reduzierte Lichtverhältnisse [13].

Junge Bachforellen halten sich vor allem in schnell fließenden, gut strukturierten Fließgewässern auf, die auch im Sommer kühl bleiben. Die bevorzugten Fließgeschwindigkeiten liegen bei <20 cm/s [14].

Die Jungfische sind anfänglich eng mit dem Substrat verbunden, eine heterogene Kornzusammensetzung mit geringem Feinsedimentanteil ist als geeignet einzustufen. Baran et al. [3] fanden die jungen Bachforellen in Riffles und Glides, während die adulten Tiere die tiefen Stellen bevorzugten. Die räumliche Segregation wird als Strategie zur Konkurrenzvermeidung interpretiert [15].

Juvenile Bachforellen tolerieren einen weiten Temperaturbereich (0–27 °C), Werte >20 °C wirken sich jedoch nachteilig aus. Frost und Brown [16] stellten fest, dass die Nahrungsaufnahme unter- und oberhalb einem Bereich von 10–19 °C stark abnimmt. Das Wachstumsoptimum für juvenile Bachforellen wird mit 12 °C angegeben.

Die Wassertemperatur wirkt sich einerseits direkt auf die Wachstumsrate der Fische aus, andererseits bestimmt sie den Sauerstoffbedarf der Fische und auch die mögliche Sauerstoffsättigung des Wassers. Der optimale Temperaturbereich wird in der Literatur zwischen 4–19 °C angegeben [7]. Bei kälteren Temperaturen werden Nahrungsaufnahme und Wachstum gestoppt, bei wärmeren Temperaturen ist der Fisch zunehmend gestresst.

Das Einsetzen der Geschlechtsreife ist von populationsdynamischen Parametern gesteuert. Als Faustregel kann angenommen werden, dass die Männchen mit zwei Jahren, die Weibchen dagegen mit drei Jahren die Geschlechtsreife erreichen.

Literaturnachweis

- [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] Turnpenny 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, Drottingholm.
- [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 Methodenkatalog

Hypothese	Parameter	Methode	Referenz
Fortpflanzung	Vitellogenin (VTG)		[1, 2, 3]
Fortpflanzung	«early life stage»-Test (ELST)	<i>aktives Monitoring</i> Bolliger Laichboxen Veco-Siebschalen schwimmende Kanadierboxen Vibertboxen Oberflächliche Inkubatoren <i>passives Monitoring</i>	[4] [5] [6] [7] [8] [9] [10]
Fortpflanzung	Ovotestis		[11, 12]
nachwachsende Fische	Fischbestand 0 ⁺ -Fischdichte	elektrische Abfischungen	[13]
nachwachsende Fische	Populationsabschätzungen	Microfish	[14]
Gesundheit	PKD	Histopathologie	[15]
Gesundheit	EROD	Fluorometrischer Enzym-assay	[16]
Gesundheit	Histologie	Histologie	[17]
Gesundheit	Fultons Konditionsindex	Gewicht · 100 / Länge ³	[18]
Gesundheit	Organindices (GSI, HSI)	Organgewicht · 100 / Fischgewicht	[4]
Chemikalien	allg. Parameter	Modul-Stufen-Konzept Chemie	[19]
Chemikalien	Endokrin wirksame Substanzen	Hefetest (YES-Assay)	[20, 21]
Chemikalien	Ökotoxikologie	Modul-Stufen-Konzept	[22]
Lebensraum	Ökomorphologie	Modul-Stufen-Konzept Ökomorphologie, Stufe F	[23–27]
Feinsedimente	innere Kolmation	Beobachtung	[28]
Fischnahrung	Ertragsvermögen	Bonitierungsmethode	[29]
fischereiliche Bewirtschaftung	Besatz	Richtlinien SFV Besatzpapier Holzer	[30] [31]
Wassertemperatur	Temperatur	Fourier-Transformation	[32]

Literaturnachweis

- [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 Aerle 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) *Bachforellensömmerlinge 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*. Fischereiinspektorat 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 der Teil- und Kontaktprojekte

TP-Nr.	Teilprojekte	TeilprojektleiterIn	Institution	PL-Coach
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

TP-Nr.	Teilprojekte	TeilprojektleiterIn	Institution	PL-Coach
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 Sägesser	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 (HORSÄ)	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 Bachforellentrückgangs 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	Detailauswertung 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

TP-Nr.	Teilprojekte	TeilprojektleiterIn	Institution	PL-Coach
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 Geschiebehaushalt 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

TP-Nr.	Teilprojekte	TeilprojektleiterIn	Institution	PL-Coach
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

TP-Nr.	Kontaktprojekte	TeilprojektleiterIn	Institution	PL-Coach
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 Alpenrhein-zuflüssen und Bächen im Alpenrheintal 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

TP-Nr.	Kontaktprojekte	TeilprojektleiterIn	Institution	PL-Coach
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 Ruhlé	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 Pressespiegel 2000–2003

Themen	Datum	Zeitschrift	Auflage
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

Themen	Datum	Zeitschrift	Auflage
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

Themen	Datum	Zeitschrift	Auflage
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
Rätelhafte 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 Forellenrückgang	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

Themen	Datum	Zeitschrift	Auflage
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
Präsidialer «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

Themen	Datum	Zeitschrift	Auflage
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 Publikationen Fischnetz

Aufstellung von Publikationen aus den Fischnetz-Teilprojekten sowie von Literatur, die für das Projekt Fischnetz von Bedeutung ist.

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*. *Croatica 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 Östrogenität 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 Anthroposphäre 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.

Benguereel-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 1st 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.
- EI-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 sulderi* 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*)*. 10th 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*. 9th 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. Schöffel 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 I 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, Schmitten. 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 Sommerlingsstudie*. 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 EAFF/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*. 10th 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 Nierenkrankung 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 Schadstoffeinträge 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*. 3rd 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, Ruthishauser 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, Pedrolì 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 Vorträge 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, 33rd 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 KFBVL, 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, EAFF, 10th 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, 12th 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 Forellnrückgang 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 Munitionsaltlasten 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 Ausbildner.*

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 Bliental: 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 Raumplanungsamt 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: 4th 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 Umwelt-naturwissenschaften, 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: 4th Bioengineering Symposium, 132nd 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 Sömmerlingstudie.*

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: 133rd 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 Naturverlaichung.*

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: 11th 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 Verdankung

Das Projekt Fischnetz «Netzwerk Fischrückgang Schweiz» wurde von sehr vielen Personen und Institutionen ausserordentlich engagiert getragen und unterstützt. Sie haben in Teilprojekten, an Experten-Hearings, in Workshops, bei Feld-, Labor- und Büroarbeiten mitgewirkt, sie haben uns Daten und Dokumente zur Verfügung gestellt, uns mit ihrem Experten-Wissen unterstützt, sie haben uns durch ihr Interesse motiviert und uns finanziert. Ihnen allen gehört unser herzlichster Dank.

Beteiligte Personen

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, Dolnenmeier 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, Heggernes 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 Sophal, Knutti Andreas, Kreyenbühl Josef, Kilchör Pierre, Kindle Theodor, Kirchhofer 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, Lardi 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, Pilonel 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, Tauze Annick, Tavel Philippe, Ternes Thomas, Theodorou Cristian, Tixier Céline, Trollet Jean-Michel, Tschan Marcel, Uetz Daniel, Uhlig Yvonne, Uhlmann Viviane, Ulmann Peter, Veethak Dick, Vermeirssen Etienne, Vioget Philippe, Virdis 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 Johny, 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.

Beteiligte Institutionen

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, Wolferrmann-Nägeli-Stiftung, Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin Universität Bern.

7.10 Aussagen der internationalen Experten

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 1980s–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 Fishnet 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 pro-

gramme 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 Swiss 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.html>). 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 (≥ 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⁺ 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+ 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 liess 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+ 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 entsprechende Gewässer ausweichen können, sind sie in höher gelegenen Gewässern anzutreffen und auch dort zu fangen. Wenn die Ökomorphologie 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 Porträts

Lenkungsausschuss



Kaspar Eigenmann *1941

Studium und Doktorat in physikalischer Chemie an der ETH Zürich. Seit 1972 in der Ciba-Geigy. Seit 1990 Leiter des Konzernbereiches Gesundheit, Sicherheit und Umwelt (GSU) der Novartis Gruppe. Vertreter von Novartis in GSU Angelegenheiten bei der SGCI (Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie) und bei Cefic (European Chemical Industry Council). Liaison Delegate der Novartis zum World Business Council for Sustainable Development. Mitglied des Verwaltungsrates von ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) und des WEC (World Environment Center in New York).



Philippe Roch *1949

Doktorat in Biochemie an der Universität Bern. 1987–1991 Präsident des World Wide Fund for Nature (WWF) Schweiz. Seit 1992 Direktor des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Einsatz national und international in den Bereichen Biodiversität, Klima, Abfälle, Chemikalien und Wasser, sowie für die Einführung einer Haftpflicht für Schädigungen der Umwelt. Mitglied des Verwaltungsrates des Globalen Umweltfonds (GEF), des Instituts der Vereinten Nationen für Ausbildung und Forschung (UNITAR) und Mitglied des Stiftungsrates des Réseau universitaire international de Genève (RUIG).



Peter Schönenberger *1940

Studium der Wirtschafts- und Rechtswissenschaften an den Universitäten St. Gallen und Bern. 1971–1992 selbständiger Rechtsanwalt in St. Gallen. Seit 1992 Regierungsrat, Vorsteher des Finanzdepartements des Kantons St. Gallen. Landammann bzw. Regierungspräsident 1995/96 und 2002/2003. Mitglied der Christlichdemokratischen Volkspartei (CVP).



Werner Widmer *1944

Berufsschullehrer, 1981–2000 Politik in Legislative und Exekutive der Stadt Schaffhausen, seit 2001 Präsident des Schweizerischen Fischerei-Verbands mit 35 000 Mitgliedern.



Alexander Zehnder *1946

Studium der Naturwissenschaften und Doktorat an der ETH Zürich. Seit 1992 Direktor der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und Professor für Umweltbiotechnologie an der ETH Zürich. Entwicklung von naturwissenschaftlichen, technologischen und ökonomischen Konzepten für die nachhaltige Entwicklung, insbesondere in Bezug auf Wasser. Mitglied der Russischen, der Königlichen Niederländischen und Schweizerischen Akademie der Wissenschaften.



Elisabeth Zölch *1951

Staatsexamen als Fürsprecherin. 1987–1994 Nationalrätin, Gründerin und Präsidentin der Parlamentarischen Gruppe für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Seit 1994 Regierungsrätin und Volkswirtschaftsdirektorin des Kantons Bern. Regierungspräsidentin 1997/98 und 2002/2003. Mitglied der Schweizerischen Volkspartei (SVP).

Projektleitung

Peter Dollenmeier *1952

Studium der Biochemie und Doktorat in Zellbiologie an der ETH Zürich. Seit 1983 in Basel bei der Ciba als Toxikologe tätig. Arbeitsgebiete: Allgemeine Toxikologie, Ökotoxikologie und Risikoanalysen (Mensch/Umwelt). Im Projekt Fischnetz inhaltliche Arbeiten zu den chemischen Einflussfaktoren und zur Ökotoxikologie.

Heinz Renz *1932, † 2003

Studium der Chemie an der Fachhochschule Winterthur. Von 1957 bis zu seiner Pensionierung im Jahr 1996 als Chemiker und später als Direktor der Firma Cailler Broc und Dyna in Fribourg tätig. Präsident des Freiburgerischen Fischereiverbandes. Im schweizerischen Fischereiverband als Vizepräsident aktiv. Im Projekt Fischnetz inhaltliche Arbeit vor allem zur «fischereilichen Bewirtschaftung».

Walter Giger *1943

Studium der Chemie an der ETH Zürich. Titularprofessor für Umweltchemie an der ETH Zürich und Honorarprofessor an der Universität Karlsruhe. Forschungsschwerpunkte: Entwicklung und Anwendung chemischer Spurenanalytik. Auftreten und Verhalten von chemischen Substanzen in Abwasser und Gewässern. Umweltanalytische Untersuchungen von neu erkannten Verunreinigungen. Mitarbeit im Projekt Fischnetz zu Fragen der Gewässerbelastung durch Chemikalien.

Herbert Güttinger *1947

Studium der Biologie an der ETH Zürich, Doktorat an der ETH Zürich/EAWAG. Forschungsarbeiten in Fließgewässer-Ökologie, Modellierung und Ökotoxikologie. Seit 1987 Mitglied des Direktionsstabs der EAWAG, tätig in den Bereichen Planung und Wissenschaftsadministration: hauptverantwortlich für die Weiterbildung und das Umweltmanagement. Im Projekt Fischnetz verantwortlich für die Hypothesen «Fischnahrung» und «Wassertemperatur».

Patricia Holm *1959

Studium der Biologie und Sportwissenschaften und Doktorat an der Uni Heidelberg. Seit Oktober 2003 Professorin für Ökologie an der Uni Basel, tätig im Programm Mensch-Gesellschaft-Umwelt. Schwerpunkte: Auswirkung von Umwelteinflüssen (u.a. endokrine Disruptoren) auf Fische und andere aquatische Organismen, Bioindikatoren, nachhaltige Entwicklung, transdisziplinäre Forschung. Projektleiterin im Projekt Fischnetz, neben Koordination und Management inhaltliche Arbeit vor allem zur «Fortpflanzungsschwäche» und Synthese.

Ueli Ochsenbein *1950

Studium und Doktorat am Institut für anorganische und analytische Chemie der Uni Fribourg. Postdoktorat an der Freshwater Biological Association, Ambleside, England. Seit 1992 Leiter des Gewässer-



Von links nach rechts (hinten): Armin Peter, Marc Suter, Erich Staub

Vorne: Ueli Ochsenbein, Heinz Renz, Helmut Segner, Walter Giger, Patricia Holm, Karin Scheurer, Peter Dollenmeier, Herbert Güttinger

und Bodenschuttlabors des Kantons Bern. Schwerpunkte: Überwachung der Oberflächengewässer, Untersuchung von Schadstoffen, Biomonitoring in Fließgewässern, ganzheitlicher Gewässerschutz. Im Projekt Fischnetz inhaltliche Arbeit zur Wasserqualität und chemischen Inhaltsstoffen von Gewässern.

Armin Peter *1949

Studium der Biologie und Doktorat an der ETH Zürich. Postdoktorat an der University of British Columbia, Vancouver. Seit 1987 Leiter der Gruppe Fischökologie beim Prozess angewandte Gewässerökologie EAWAG. Arbeitsgebiete: Fischhabitate, Fischwanderungen, Fließgewässerrevitalisierungen. Im Projekt Fischnetz verantwortlich für Hypothesen «nachwachsende Fische», «Lebensraum» und «Winterhochwasser».

Karin Scheurer *1969

Studium der Biologie an der Universität Zürich. Projektarbeit in Gewässerökologie bei Beratungsgemeinschaft Ambio Zürich. 1998–2002 wiss. Mitarbeiterin in der Gruppe Umweltbiotechnologie der Hochschule Wädenswil. Projektarbeit und Unterricht in Abwasser- und Abfallbehandlung. Seit 2002 im Projekt Fischnetz an der EAWAG. Koordinations- und Synthesearbeiten und verantwortlich für die Hypothese «Feinsedimente».

Helmut Segner *1954

Studium der Biologie und Chemie und Doktorat an der Uni Heidelberg. Hochschulassistent am Institut für Tierphysiologie der Universität Karlsruhe. Leiter der Aquatischen Ökotoxikologie am Umweltforschungszentrum Leipzig. Seit 2002 Professur an der Uni Bern und Leiter des Zentrums für Fisch- und Wildtiermedizin mit den Schwerpunkten Fischkrankheiten, Fischpathologie, Fischtoxikologie. Im Projekt Fischnetz inhaltliche Arbeit vor allem zur «Fischgesundheit».

Erich Staub *1950

Studium der Naturwissenschaften an der ETH Zürich. Doktorat in Seenkunde EAWAG. Seit 1981 Mitarbeiter und später Leiter der Sektion Fischerei des BUWAL, zuständig für die fischereiliche Bewirtschaftung der Grenzgewässer, Artenschutzaspekte, gesamtschweizerische Datensätze, Weiterbildung der Fischereiaufsicht, Lebensraumverbesserungen und gesetzgeberische Entwicklung. Im Projekt Fischnetz: Fang- und Besatzdaten, GIS-Auswertung sowie die Hypothesen «Befischungsintensität», «Fisch fressende Vögel» und «fischereiliche Bewirtschaftung».

Marc Suter *1958

Studium der Chemie und Doktorat am Institut für organische Chemie an der Universität Bern. 1989–1991, Postdoktorat an der University of Texas Medical School in Houston, Analytical Chemistry Center, Texas USA. Seit 1991 als Leiter der Abteilung Aquatische Umweltanalytik an der EAWAG tätig. Hauptinteresse: effektorientierte Umweltanalytik. Im Projekt Fischnetz inhaltliche Arbeit vor allem zur Hypothese «Chemikalien».

Sekretariat

Monika Meili *1961

Studium der Biologie an der Universität Zürich (Systematische und allgemeine Botanik). Seit 2001 wissenschaftliche Mitarbeiterin im Projekt Fischnetz. Redaktion fischnetz-info, Betreuung der Fischnetz-Homepage, Organisation von internationalen Expertenmeetings, Mitarbeit bei der Redaktion des Schlussberichtes.

Eva Ruh *1959

Kaufmännische Ausbildung. Im Projekt Fischnetz verantwortlich für das Sekretariat, Finanzverwaltung, Protokollführung bei Sitzungen sowie Organisation von Fachseminaren und weiteren Anlässen.

7.12 Adressliste

Projektleitung

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. Bodenschuttlabor 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

Lenkungsausschuss

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, Volkswirtschaftsdirektion, Münsterplatz 3a, 3011 Bern, 031 633 4845, madeleine.clausen@vol.be.ch

Archive und Informationsstellen

Archive

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

Nachfolgeprojekt Fischnetz

Patricia Holm, Pro. Dr., Universität Basel, Socinstr. 59, Postfach, 4002 Basel, 061 273 60 05, patricia.holm@unibas.ch
 Ori Schipper, Dr., ori.schipper@unibas.ch

Fischereiberatung (FIBER)

N.N., EAWAG Kastanienbaum, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, 041 349 21 11, www.eawag.ch

Weiterbildung

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 Fischereiaufseher, 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