

Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer

G. HOLZER¹, G. UNFER² & M. HINTERHOFER²

¹ Gewässerökologe, Kirchengasse 33/13, A-1070 Wien

² Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement;
Universität für Bodenkultur, Max-Emanuel-Straße 17, A-1180 Wien

Abstract

With the commencement of the EU-Water Framework Directive (EU-WFD) in December 2002, a new European legislative basis for water protection purposes came into existence. The Directive demands the "good status" of running waters in Europe, among different other recommendations. In case a river is still in good status, this status has to be preserved. In case of alterations the status has to be improved. From our point of view water protection in the way it is postulated by the EU-WFD and the reestablishment of river-type-specific fish stocks should be supported by ecologically orientated fisheries management. This management should go hand in hand with the efforts of habitat improvement, which is postulated by the EU-WFD. Fisheries management should concentrate on the integrative planning of stock management as well as water protection demands. The presented study tries to highlight and discuss ecologically orientated as well as sustainable fisheries management strategies.

Important steps when planning such management concepts are: Preliminary investigations of the current status of the river, which has to be managed; analysis of the different existing deficits; elaboration of the management concept, definition of the stocking aims and selection of the most suitable stocking method (common stocking, adapted stocking material, breeding boxes, brooks for upbringing). Spacious management concepts are suggested as the proper approach for future fisheries management strategies. A reformation of hatcheries which produce stocking material has to be postulated. Genetic aspects in fish breeding and possible negative effects of stocking domesticated fish as well as stocking of fish originating from foreign river-systems are discussed. Different methods of stocking and their advantages respectively disadvantages are shown.

1. Einleitung

Vielfältige anthropogene Eingriffe (Wasserverschmutzung, Flussbegradigungen, Kraftwerke mit Ausleitungen, Kontinuumsunterbrechungen, Geschieberückhalt, Sohleintiefung etc.) haben unsere Fließgewässer v. a. im letzten Jahrhundert nachhaltig verändert. Mittlerweile sind verschiedene Interessensgruppen damit beschäftigt, die entstandenen ökologischen Schäden zu mildern bzw. zu korrigieren. Zahlreiche Fachdisziplinen wie Wasserwirtschaft, Gewässerökologie oder Landschaftsplanung etc. beschäftigen sich eingehend mit Fragestellungen der Revitalisierung von Fließgewässern; Fortschritte auf diesem Gebiet werden an zahlreichen Projekten sichtbar (Jungwirth et al., 2003).

Mit Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) im Dezember 2000 gibt es für den Gewässerschutz europaweit neue gesetzliche Rahmenbedingungen. Die Richtlinie fordert von den EU-Mitgliedsstaaten die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines »Guten ökologischen Zustands« ihrer Oberflächengewässer und des Grundwassers. Befinden sich Fließgewässer hydromorphologisch noch in gutem Zustand, herrscht Verschlechterungsverbot, im Falle von Abweichungen gilt das Verbesserungsgebot.

Gewässergüteprobleme konnten in den letzten Jahrzehnten markant reduziert werden. Heute besitzen die österreichischen Fließgewässer fast durchgehend Gewässergüte 1 und 2 (Umweltbundesamt, 1995). Ebenso führten v. a. im letzten Jahrzehnt zahlreiche Revitalisierungsmaß-

nahmen zu Verbesserungen der Habitatqualität vieler Fließgewässer. Fischaufstiegshilfen wiederum sind mittlerweile Stand der Technik und wasserrechtlich bei jeder neuen Anlage eine Standardvorschreibung.

Oben genannte menschliche Eingriffe ins Wirkungsgefüge von Fließgewässer-Ökosystemen haben sich vielfach sehr nachteilig auf die heimischen Fischbestände ausgewirkt und größtenteils zu Bestandsrückgängen geführt. Fische sind wesentlicher Bestandteil von Gewässerökosystemen. Als wichtige Indikatorgruppe für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern sind sie Teil der gesamtökologischen Betrachtungsweise, wie sie die EU-WRRL vorsieht. Für die Bewertung der »Fischökologischen Funktionsfähigkeit« (FÖF; Schmutz et al., 2000) gelten unter anderem der Populationsaufbau und das Vorkommen der typspezifischen Arten als entscheidend. Diese Kenngrößen werden gleichrangig wie die Parameter Biomasse oder Fischdichte gewertet, die aus fischereiwirtschaftlicher Sicht oft als wesentlichste Parameter gesehen werden. Weichen die Fischbestände eines Gewässers von der gewässertypspezifischen Ausprägung ab, sind laut EU-WRRL die entsprechenden hydromorphologischen Defizite zu identifizieren und entsprechende Verbesserungsmaßnahmen umzusetzen.

Aus Sicht der Autoren sollten Schutz/Erhaltung bzw. Wiederherstellung gewässertypspezifischer Fischbestände neben den oben genannten seitens der WRRL geforderten Bestrebungen zur Lebensraumverbesserung, vor allem durch ökologisch orientierte fischereiliche Bewirtschaftung unterstützt werden.

Fischereiliches Management ist dabei zukünftig verstärkt darauf auszurichten, neben fischereiwirtschaftlichen Bedürfnissen gleichrangig auch die Anliegen des Gewässerschutzes zu berücksichtigen. Vorliegender Beitrag stellt verschiedene Möglichkeiten zur Planung bzw. Umsetzung von nachhaltigen, ökologisch orientierten fischereilichen Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Diskussion.

2. Status quo der fischereilichen Bewirtschaftung in Österreich

In der überwiegenden Anzahl österreichischer Fließgewässer wird alljährlich nach wie vor der laut Landesgesetz vorgeschriebene Pflichtbesatz durchgeführt. Besetzt werden hauptsächlich fangfähige, vielfach domestizierte Fische genetisch ungeeigneter Stämme oder Herkunft (Inzuchtmaterial/Besatzmaterial geringer genetischer Variabilität infolge niedriger Anzahl von Mutterfischen, z. B. Äschen und Bachforellen aus weit entfernten Flusssystemen oder aus dem Ausland) oder exotische (nicht heimische) Arten (z. B. Regenbogenforelle, Bachsaibling). Gerade die traditionelle Besatzwirtschaft könnte damit in manchen Fällen mitverantwortlich für negative Entwicklungen der Fischbestände sein. Diesbezüglich relevante Gesichtspunkte seien in weiterer Folge diskutiert.

Aspekt Genetik

Besonders heimische (autochthone) Bachforellienstämme, die über Generationen an die spezifischen Verhältnisse eines Gewässers angepasst waren, sind bereits in allen österreichischen Salmonidengewässern durch Besatzfische zu einem erheblichen Teil ersetzt oder mit ihnen durchmischt (Weiss et al., 2001). Genetische Unterschiede zwischen Populationen fanden bisher nicht (kaum) Beachtung, obwohl die Unterschiede zwischen dem Erbmaterial zweier Bachforellienstämme aus unterschiedlichen Einzugsgebieten meist größer sind, als sie zwischen Menschen je sein können (Allendorf, 2001). Daher werden beispielsweise Bachforellen, die an dänische Tieflandflüsse angepasst sind, kaum mit den hydrologischen Gegebenheiten eines gletscherbeeinflussten Alpenflusses zurecht kommen. Wie 14 internationale Studien belegen (vgl. Abb. 2.1), sind solche Besatzfische spätestens nach einem Jahr zu mehr als 90% tot oder abgewandert.

Teile dieser genetisch fremden Besatzfische überleben aber doch bis zur Laichzeit, nehmen am Laichgeschäft teil und verändern das Erbgut der autochthonen Stämme mit nicht abschbaren Folgewirkungen für die nächsten Generationen. Dies geschieht nach wie vor weit verbreitet, obwohl Genetiker seit längerer Zeit auf diese Problematik aufmerksam machen (Lar-

Drei von vier internationalen Expertisen, die aktuell zum RBF-Besatzverbot in der Schweiz Stellung nahmen, schlussfolgerten, dass, wenn genügend naturnaher Lebensraum zur Verfügung steht, Koexistenz der RBF mit heimischen Fischarten möglich ist. Vor allem in stark anthropogen beeinflussten Gewässern hingegen kann eine Zunahme der vergleichsweise anpassungsfähigen (opportunistischen) RBF auf Kosten heimischer Arten gehen. Besonders kritisch sind diesbezüglich große und damit schwer zu kontrollierende Flusssysteme mit eingebundenen Seen (z. B. Alpenrhein/Bodenseesystem), wo die RBF zur Ausbildung großwüchsiger »Seeforellenpopulationen« neigt, die in den Zubringern ein sehr aggressives Laichverhalten zeigen.

Aspekt domestizierte Besatzfische vs. Wildfische

Zunächst eine Definition der beiden Begriffe Wildfische und domestizierte Fische:

Wildfische stammen aus natürlichen Populationen. Sie wurden in einem Wildgewässer geboren und sind aus genetischer Sicht rein (autochthon) und von Besatz unbeeinflusst.

Aufgrund des massiven Besatzes und der Lebensraumzerstörung sind in Mitteleuropa kaum mehr reine Wildfischpopulationen vorhanden. Daher muss die Definition für Mitteleuropa erweitert werden:

Wildfische stammen aus reproduktionsfähigen Populationen und sind in einem natürlichen Gewässer geboren, unabhängig davon, ob sie aus genetischer Sicht rein oder durchmischt sind.

Bei *domestizierten Fischen* handelt es sich um solche, die über längere Zeit in Fischzuchten gehalten und/oder weiter vermehrt werden.

Neben der Durchmischung heimischer Lokalrassen mit fremden Stämmen kommt es auch durch den Besatz domestizierter Zuchtfische zu Veränderungen des Erbgutes und daraus resultierenden Schwächungen heimischer Populationen (Largiader & Hefti, 2002).

Längerer Aufenthalt in Zuchten führt zudem neben wesentlichen Veränderungen genetischer Eigenschaften auch zu solchen sozialer und verhaltensmäßiger Natur (z. B. Hackordnung, Hierarchie etc.). – Folgende Faktoren führen zu Domestizierung:

Zuchtselektion

Durch Selektion (Methode der »positiven Massenauslese«) werden in Fischzuchten Merkmale wie rasches Wachstum, hohe Eizahlen, Resistenz gegenüber Krankheiten (z. B. Furunkulose), früher Laichtermin, »schöne Färbung« etc. herausgezüchtet (Ehlinger, 1977; Gjedrem & Aulstad, 1974; Gjedrem, 1979; Herschberger et al., 1976; Iljasov, 1983; Kincaid et al., 1977; Kinghorn, 1983; Kirpicnikov, 1971; Merla, 1982; Steffens, 1974, 1981; Wolf, 1954; Klupp & Popp, 1994). Gleichzeitig führen stets »saubere« (sterile) Arbeitsweise, Einsatz von Chemikalien, Entfernung toter Eier sowie Nutzung optimaler Wassertemperaturen dazu, dass die Zuchtfische immer besser an die Verhältnisse in den Fischzuchten adaptiert sind und Haltung von großen Dichten (Massentierhaltung) möglich ist. Aus genannten Gründen bevorzugen heute Züchter meist domestizierte Zuchtstämme, die aufgrund langer Zuchtlinien über Generationen optimal an die Bedingungen in der Fischzucht angepasst sind.

Lebensbedingungen in der Fischzucht

Weitere negative Effekte resultieren aus den in den Fischzuchten herrschenden Lebensbedingungen. Werden Besatzfische in hohen Dichten in Aufzuchtbecken gehalten, führt dies zu erhöhter Aggressivität (Ellis et al., 2002). Fehlende Strukturen (z. B. Totholz, Steinblöcke) in den Aufzuchtbecken erlauben keine Differenzierung zwischen Ruhe- und Fressposition und verhindern dadurch den Aufbau eines sozialen Gefüges (Rangordnung). Die herkömmliche Fütterung mit Kunstfutter führt dazu, dass die Zuchtfische sehr oberflächenorientiert sind und z. T. Schwierigkeiten haben, Futter in der Wassersäule oder vom Boden aufzunehmen. Naturnahrung wird von diesen Fischen nicht als solche erkannt. Fehlende Adaptierung an natürliche Nahrungsressourcen führt unmittelbar nach Besatz im Wildgewässer zu starken Konditionsverlusten. Je nachdem wie lange die Umstellung von Kunstfutter auf Naturnahrung dauert, werden diese Konditionsverluste laut Literatur mit als wesentliche Ursache für die oft hohe Wintermortalität von Besatzfischen gesehen. Ein weiteres Problem in Fischzuchten entsteht durch das Fehlen von Feinden, das zum Verlust des natürlichen Fluchtverhaltens führt. Weitere Verhaltensänderungen ergeben sich durch Teichhaltung mit stehendem Wasser und vergleichsweise konstanten Temperaturverhältnissen.

Die Veränderung bestimmter sozialer Merkmale (z.B. bezüglich Fluchtverhalten, Aggressivität, soziales Gefüge) ist für Haltung und Aufkommen von Zuchtfischen innerhalb der Fischzucht positiv, hinsichtlich des Überlebens im natürlichen Lebensraum jedoch kontraproduktiv. Für die Speisefischzucht sind oben beschriebene Entwicklungen der Domestikation erwünscht. Für Fischzuchten, die Besatzfische produzieren, sind jedoch ganz andere Gesichtspunkte vorrangig. Sie sollten auf die Produktion von Fischen zielen, die mit den Verhältnissen in Wildgewässern (z.B. Naturnahrung, Feinde, Temperaturschwankungen, Hochwasser, Fließgeschwindigkeit) zurecht kommen.

Österreichweit berücksichtigen erst wenige Zuchtbetriebe oben genannte Gesichtspunkte. Daher erscheinen Reform und Neuorientierung von Besatzfischzuchten dringend notwendig. Speziell die strikte Trennung in Speisefisch- und spezialisierte Besatzfischzuchten ist eine wichtige Zielsetzung für die Zukunft.

3. Räumlich/zeitliche Wirksamkeit von Besatz

Fließgewässer sind grundsätzlich offene Systeme, in denen Fische aktiv wandern oder passiv verfrachtet werden – ein Umstand, der vielfach nicht bedacht oder bewusst ignoriert wird. Für einen Großteil der Bewirtschafter ist noch immer »das (sein) Revier« die maßgebliche räumliche Einheit. Es wird innerhalb von Reviergrenzen bewirtschaftet, dass Besatzfische in flussab bzw. flussauf liegende Reviere abwandern und sich auch auf dort vorhandene Bestände/Populationen auswirken wird zu wenig beachtet. Anstatt Besatzmaßnahmen für zusammenhängende, durchgängige Flussabschnitte abzustimmen, werden oft auf engem Raum bzw. je nach Revier unterschiedlichste Interessen bzw. Besatzziele verfolgt. Dabei kommt es meist zu Überlagerungen unterschiedlichster Bewirtschaftungsstrategien. Die Folge ist ein unstrukturiertes, unterschiedliche Ziele verfolgendes Mosaik verschiedener Besatzmaßnahmen.

In der bereits erwähnten EU-WRRL sind sinnvoller Weise große Flussgebietseinheiten bzw. Einzugsgebiete die relevanten räumlichen Einheiten der zukünftigen Gewässerbewirtschaftung. Aus Sicht der Autoren sollte auch in der Fischereiwirtschaft verstärkt versucht werden, großräumig abgestimmte Bewirtschaftungskonzepte zu entwickeln, die über Reviergrenzen hinaus wirksam werden.

Neben dem räumlichen ist auch der zeitliche Aspekt maßgeblich. So wie mancherorts die Bewirtschafter wechseln, ändern sich mit diesen auch die Bewirtschaftungsstrategien. Aufbau bzw. Stärkung von Fischpopulationen erfordern jedoch längerfristig wirkende, mehrjährige Konzepte. Durch einmaligen Besatz lässt sich keine Verbesserung einer Population erzielen. Bewirtschaftungskonzepte müssen daher mittel- bis langfristig und nicht von einer Angelsaison zur nächsten angelegt sein.

Idealerweise ist künftig anzustreben, alle Bewirtschafter eines Gewässers sowie regionale Fischzüchter zusammenzuführen, um einheitliche großräumige und mehrjährige Bewirtschaftungskonzepte zu entwickeln, die zudem durch eine Erfolgskontrolle (Monitoring) begleitet werden. Die Umsetzung dieser großräumigen und längerfristigen Ziele erfordert ein hohes Maß an Kommunikation und Zusammenarbeit. Dabei sollten neu entwickelte Konzepte von allen Fischereiberechtigten mitgetragen werden und nicht als Einmischung in einzelne Interessensphären, sondern als Hilfestellung betrachtet werden.

4. Schritte zur Reform – moderne fischereiliche Managementkonzepte

Vorliegende Arbeit soll Vorschläge für Planung bzw. Umsetzung einer nachhaltigen, ökologisch orientierten fischereilichen Bewirtschaftung liefern. Wesentliche Grundlage dafür ist ein sogenannter Entscheidungsbaum (Abb. 4.1). Die darin angeführten Einzelschritte seien im Folgenden erläutert und diskutiert.

4.1 Gewässeruntersuchung / Ist-Zustand

Um Bewirtschaftung bzw. Besatz optimal planen zu können, ist in einem ersten Schritt die Erhebung des Ist-Zustands des betreffenden Gewässers erforderlich. Parameter hierfür sind die Lebensraumqualität, der Fischbestand sowie die bisherige fischereiliche Bewirtschaftung.

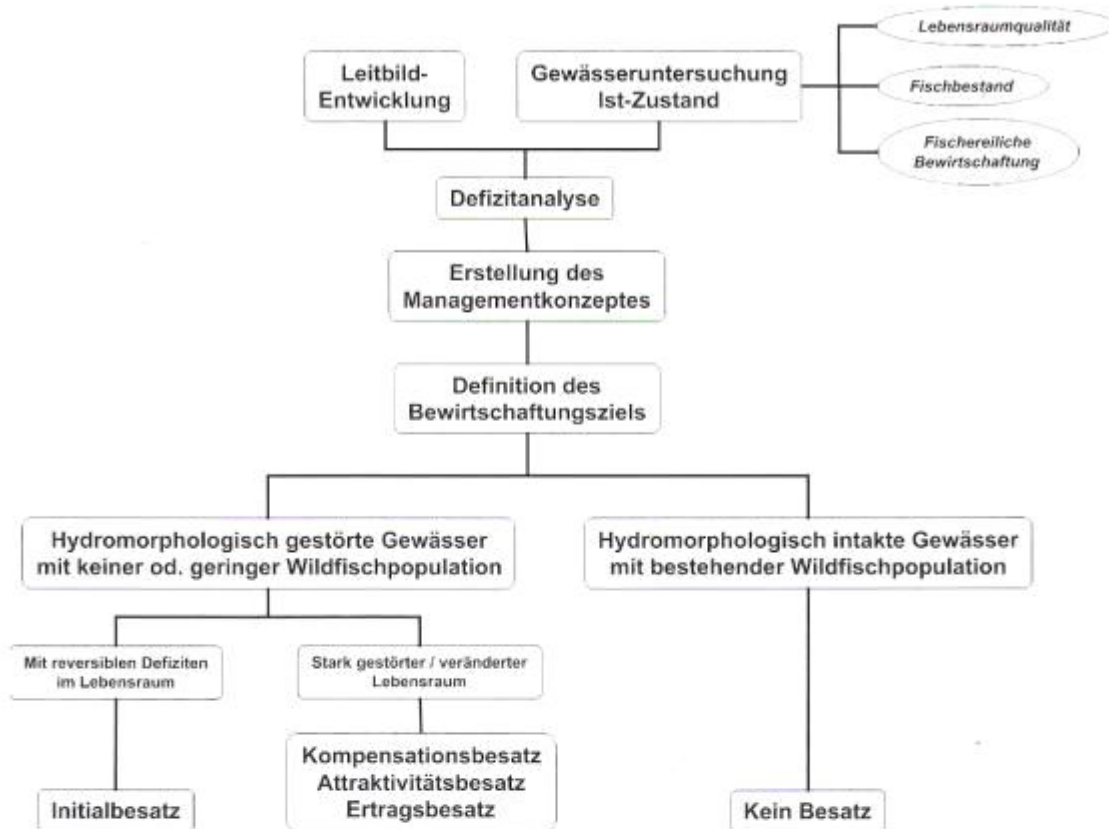


Abb. 4.1: Entscheidungsbaum: Wesentliche Schritte für ein modernes fischereiliches Managementkonzept

Lebensraumqualität

Wichtige Anhaltspunkte erhält der Bewirtschafter über die Aufnahme der chemischen und hydromorphologischen Parameter des Gewässers. Entscheidende abiotische Parameter sind Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, Lichtverhältnisse, Abflussregime sowie Geschiebehaushalt, Strukturausstattung, Strömungsverhältnisse und die daraus resultierenden Substratbedingungen. Wichtige Aussagen zur Lebensraumqualität erhält man über die Aufnahme habitatbezogener Parameter. Unterschiedliche Fischarten verfolgen verschiedene Lebensstrategien und besitzen daher artspezifische Habitatansprüche. Innerartlich benötigen wiederum die unterschiedlichen Altersstadien (Larven, Juvenile, Adulte, Laichfische) bestimmte Teillebensräume (Meso- und Mikrohabitate), die zusätzlich von der Jahreszeit (Sommerhabitat, Winterhabitat) abhängig sind.

Längerfristig kann eine sich selbst erhaltende Fischpopulation nur dann bestehen, wenn alle Habitatansprüche der Art erfüllt sind. Fehlen hingegen essentielle Habitattypen, wird Besatz oft zur permanenten »Lösung«.

Fischbestand

Um den Zustand von Fischbeständen beurteilen zu können, müssen Gilden- und Artenzusammensetzung sowie der Populationsaufbau der einzelnen Arten bekannt sein. Änderungen in der Fischartengemeinschaft werden über den Vergleich zur typespezifischen, natürlichen Ausprägungen analysiert. Zur Charakterisierung der ursprünglichen Fischfauna eines Gewässers sind Recherchen erforderlich, auf deren Basis ein fischökologisches Leitbild für das individuelle Gewässer entwickelt wird.

Der Zustand eines Bestandes wird anhand des Populationsaufbaus überprüft. Im Normalfall, bei funktionierender Reproduktion, besitzt eine intakte Population einen starken ersten Jahrgang (etwa 50% des Gesamtbestandes). Die einzelnen Jahrgänge sind klar voneinander getrennt und nehmen kontinuierlich, bis hin zu den größten Altersklassen, ab (vgl. Abb. 4.2).

Fischpopulationen werden nicht über Stückzahlen definiert. Vielmehr kann es einerseits kleine Populationen mit intaktem Populationsaufbau, andererseits aber auch individuenreiche Fischpopulationen mit gestörtem Altersaufbau geben. Fischpopulationen unterliegen natürlichen Schwankungen. Bestandsbestimmungen sind grundsätzlich Momentaufnahmen. Um die Entwicklung von Populationen verfolgen zu können, sind daher mehrjährige Untersuchungen notwendig.

Erfassen und Bewerten der fischereilichen Bewirtschaftung

Wichtige Informationen vor der Ausarbeitung eines fischereilichen Managementkonzeptes erhält man durch die Analyse vorangegangener Besatzaktivitäten im Rahmen der bisherigen Bewirtschaftung. Dabei müssen bisher durchge-

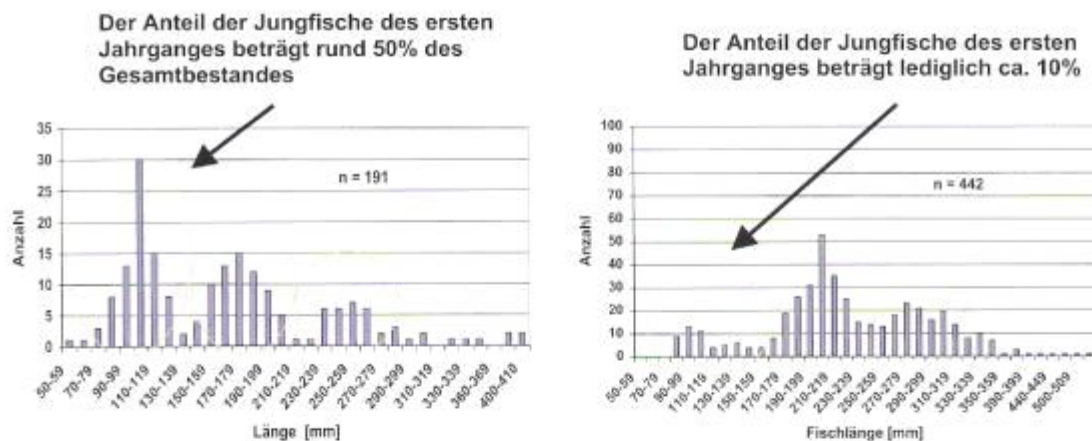


Abb. 4.2: Links: intakte Population, rechts: unnatürlicher Populationsaufbau

führte Besatzaktivitäten eruiert und ihre Auswirkung auf den Fischbestand analysiert werden. Wichtige Kenngrößen sind Herkunft (bezüglich Gewässersystem und Mutterfischhaltung) und Alter der Besatzfische, Zeitpunkt (Frühjahr/Herbst) und Art des Besatzes (punktuelle/verteilter Besatz), Handhabung der Besatzfische sowie Besatzmengen. Auch die Einschätzung der Bewirtschafter über Erfolg bzw. Misserfolg bisheriger Besatzaktivitäten können wichtige Anhaltspunkte liefern (Holzer et al., 2003).

Um zukünftig klarere Aussagen über Erfolg bzw. Misserfolg getätigter Besatzmaßnahmen treffen zu können, wird von den Autoren grundsätzlich eine Markierung aller Besatzfische vorgeschlagen. Diese Vorgehensweise ermöglicht später eine eindeutige Zuordnung ausgefangener Fische zu Besatz- bzw. Wildfischen. Die Führung von Ausfangstatistiken ist dabei jedenfalls unverzichtbar. Solche Aufzeichnungen sind wesentlicher Teil eines fundierten Monitorings. Auch aus den fischereilichen Regelungen der jeweiligen Reviere lassen sich Folgerungen ziehen. Parameter wie Lizenzzahlen, Brittelmaße, Schonzeiten oder Entnahmen pro Angeltag erlauben Rückschlüsse auf die Auswirkung der Angel-fischerei auf den Fischbestand. Oftmals sind schon alleine über eine Anpassung der fischereilichen Aktivität an die gewässerspezifischen Verhältnisse bereits Verbesserungen möglich.

4.2 Defizitanalyse und Erstellung des Managementkonzeptes

Ein wichtiger Schritt ist in weiterer Folge die Erstellung des Managementkonzeptes. Dabei werden alle Daten der Gewässeruntersuchung (Lebensraumqualität, Fischbestand, fischereiliche Bewirtschaftung) herangezogen und analysiert. Die Probleme des Gewässerlebensraumes und damit auch des Fischbestandes müssen im Rahmen der Defizitanalyse gesamtheitlich betrachtet werden (bezüglich Längskontinuum, Restwasser- und Schwallproblematik, Abtrennung von Nebengewässern, Kormoranproblematik etc). Anschließend werden die erkannten Defizite nach ihrer Bedeutung gewichtet und prioritäre Maßnahmen definiert. Über die Defizitanalyse erfolgt die Erstellung des Maßnahmenkataloges. Hierbei haben Maßnahmen, die zu einer Verbesserung der Lebensraumqualität führen (Restrukturierungsmaßnahmen, Bau von Fischpässen und Umgehungsgerinnen etc), grundsätzlich Priorität vor Fischbesatz. Besatz als einzige Maßnahme kann lediglich kurzfristig den Beitrag von Besatzfischen zum Fischfang erhöhen. Längerfristig ist aber mit Besatzmaßnahmen allein keine nachhaltige Verbesserung von Fischbeständen zu erzielen. Managementkonzepte berücksichtigen immer die individuellen Gegebenheiten einzelner Gewässer. Bevor Fischbesatz durchgeführt wird, sind daher zuerst alle erdenklichen Möglichkeiten zur Lebensraumverbesserung auszuschöpfen, da gesunde Fischbestände als Grundvoraussetzung intakte Lebensräume bedürfen.

4.3 Definition des Bewirtschaftungszieles

Die Wiederherstellung des Naturzustandes der Fließgewässer unserer Kulturlandschaft ist aufgrund der vielfältigen Nutzungsansprüche praktisch nicht realisierbar. Daher wird es in vielen Fällen nötig sein, den Fischbestand auch durch Besatz zu unterstützen. Dazu muss als wesentlicher Schritt das Besatzziel definiert werden. In dieser Phase des Managementkonzeptes ist eindeutig abzuklären, welche Form von Besatz (Initialbesatz, Ertragsbesatz, Attraktivitätsbesatz, Kompensationsbesatz, Manipulationsbesatz) verfolgt werden soll. Die Entscheidung hängt

dabei einerseits von ökologischen, andererseits aber sicherlich auch von fischereiwirtschaftlichen Gesichtspunkten ab.

Soll mit Besatzmaßnahmen z. B. nach der »Vergiftung« einer Flussstrecke ein selbsterhaltender Bestand wiederhergestellt werden, ist das Ziel Initialbesatz. In chemisch/physikalisch und hydromorphologisch intakten Gewässern müssen alle anderen Besatzziele aus ökologischer Sicht hinterfragt werden.

In Gewässern mit beeinträchtigter Lebensraumqualität, in denen eine grundlegende Verbesserung der Habitatsituation zurzeit nicht umsetzbar ist, müssen vielfach fischereiwirtschaftliche Ziele verfolgt werden. Meist ist hier der oft überhöhte Pachtpreis über den Verkauf von Lizenzen zu finanzieren. Lizenzverkauf hängt von der Anzahl fangfähiger Fische ab. In gestörten Gewässern ist ein attraktiver Fischbestand dabei oft nur über Attraktivitätsbesatz, Ertragsbesatz oder Kompensationsbesatz (siehe unten) möglich. Der Einsatz dieser Besatzformen ist aus wirtschaftlicher Sicht daher vielfach verständlich, sollte aber nicht als langfristig zu verfolgende bzw. endgültige Lösung verstanden werden.

Grundsätzlich sind folgende Besatzziele bzw. Definitionen möglich:

Kompensationsbesatz

Fischbesatz, um bestehende Defizite wie z. B. Flussregulierungen, Kraftwerksstau, Ausleitungen oder Schwellbetrieb zu kompensieren. Im Falle eines Kompensationsbesatzes wird auf hydromorphologische Probleme des Gewässers einzig mit Besatz reagiert. Fischbesatz wird quasi als Symptombekämpfung zur permanenten Lösung, da die zugrunde liegenden Probleme erhalten bleiben.

Ertragsbesatz

Dient der Erhöhung fischereilicher Erträge:

- Fischbesatz, um die Erträge der kommerziellen Fischerei zu steigern.
- Fischbesatz, um die Erträge der Angelfischerei zu steigern.

Der Großteil, der in der Vergangenheit durchgeführten Besatzprojekte fällt in diese Kategorie. Dabei werden natürliche Schwankungen von Fischbeständen nicht berücksichtigt, es zählt ausschließlich der Erfolg der Fischer. Vergleiche historischer Ausfangzahlen mit heutigen Fischbeständen führen oft zu unrealistisch hohen Erwartungen der Angler, ohne Habitatverluste, Nährstoffreduktion etc. zu berücksichtigen.

Wird dieser Besatz zur permanenten Lösung, kann er als »ranching« oder im Extremfall als »put and take«-Fischerei bezeichnet werden. Diese Strategie erfordert ständige Besatzkampagnen mit fangfähigen Fischen, um den Wünschen der Fischerei gerecht zu werden und ist aus ökologischer Sicht äußerst fragwürdig.

Attraktivitätsbesatz

Ähnlich dem Ertragsbesatz stehen beim Attraktivitätsbesatz fischereiwirtschaftliche Interessen im Vordergrund, die oft im Widerspruch zu ökologischen Zielen stehen:

- In Fließgewässern fällt dabei v. a. Fischbesatz in diese Kategorie, welcher der Fischerei neue Arten zugänglich macht (z. B. Regenbogenforelle, Bachsaibling).
- Besatz, um »leere Nischen« optimal zu nutzen, wie z. B. die weite Verbreitung des Karpfens und der Coregonen, wurde v. a. an Seen durchgeführt und hatte oft tiefgreifende Folgewirkungen.

Aufgrund zahlreicher, nicht vorhersehbarer Effekte (z. B. innerartliche und zwischenartliche Konkurrenz) sollte diese Form des Besatzes nur nach sorgfältiger Planung und Abwägung erfolgen.

Manipulationsbesatz

Fischbesatz, um aquatische Ökosysteme zu manipulieren (Schlagwort biologische Kontrolle):

- Besatz, um die Beute für andere Fischarten zu steigern (Besatz von Beutefischen).
- Besatz, um bestimmte Massenfischarten zu reduzieren (Besatz von Räubern).
- Besatz, um z. B. Makrophytenbestände zu bekämpfen (Besatz mit Amurkarpfen).

Auch hier sind die Auswirkungen der Maßnahmen im Einzelfall nur schwer vorhersehbar und bedürfen einer sehr sorgfältigen Planung und Vorgehensweise. Besatzaktivitäten (Manipulation) wie z. B. an den Great Lakes in Nordamerika (Crawford, 2001) oder der Besatz von Nilbarschen (*Lates niloticus*) im Viktoriasee (Okemwa & Ogari, 1994) zeigen die u. U. fatalen Auswirkungen solcher Maßnahmen. Ein Manipulationsbesatz ist aus fischökologischer Sicht stark zu hinterfragen und in den meisten Fällen abzulehnen.

Indirekter Besatz

Faunenverfälschung findet durch freigelassene Köderfische oder durch Freilassen von Exoten durch Aquarianer statt. Als Beispiel sei hier der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) erwähnt (Besatz durch Aquarianer und als Beifisch), der mittlerweile in zahlreichen Gewässern Mitteleuropas vorkommt (Pedroli et al., 1991; Maitland, 1977; Spindler, 1997).

Initialbesatz

- Fischbesatz nach durchgeführten Verbesserungen (Wasser- und/oder Habitatqualität betreffend)
- Fischbesatz nach einem Fischsterben

Solche Besatzprojekte werden zeitlich begrenzt durchgeführt. Ziel ist die Schaffung eines sich selbst erhaltenden Fischbestandes.

4.4 Unterscheidung zwischen »hydromorphologisch intakten Gewässern mit bestehender Wildfischpopulation« und »hydromorphologisch gestörten Gewässern mit keiner oder geringer Wildfischpopulation«

Aufbauend auf die oben beschriebenen möglichen Besatzziele, findet im Entscheidungsbaum (Abb. 4.1) eine Differenzierung nach »hydromorphologisch intakten Gewässern mit bestehender Wildfischpopulation« und »hydromorphologisch gestörten Gewässern mit keiner oder geringer Wildfischpopulation« statt. Dabei werden integrativ sowohl die Qualität des Lebensraumes betreffende, wie auch die Integrität des Fischbestandes beschreibende Parameter betrachtet. Die Grundlagen für diese Unterscheidung stehen bereits aus der Ist-Bestandsaufnahme zur Verfügung (vgl. Kap. 4.1).

4.4.1 Fischereiliche Bewirtschaftung von hydromorphologisch intakten Gewässern mit bestehender Wildfischpopulation

Bei intakten Gewässern stellt sich die grundsätzliche Frage, wozu Fischbesatz dienen soll, wenn alle Lebensstadien der natürlich vorkommenden Arten aufgrund des Habitatangebotes adäquaten Lebensraum vorfinden und zusätzlich genügend Laichhabitat vorliegt. In derartigen Gewässern passt sich die Bestandsgröße der Wildfische an die gegebenen Lebensraumverhältnisse so an, dass unter optimalen Umweltbedingungen (ohne hydrologische Extremereignisse) selbstständig die maximale Kapazität oder Tragfähigkeit (Carrying Capacity) genutzt wird. Natürliche Schwankungen von Dichte und Biomasse sind dabei Resultat wechselnder Umweltbedingungen, die sich entsprechend auf Mortalität bzw. Reproduktionserfolg auswirken und bei intakten Populationen in den Folgejahren selbstständig ausgeglichen werden. Ist Erhöhung von Dichte und Biomasse möglich, erfolgt diese selbstständig. Besatz verändert in solchen Gewässern lediglich das natürliche biologische Gleichgewicht und ist somit kontraproduktiv.

In Gewässerstrecken, die hydromorphologisch dem so genannten Referenzzustand entsprechen und die autochthone Bestände aufweisen, sollte aus Sicht der Autoren daher auf Besatz generell verzichtet werden. Diese Forderung gilt jedenfalls für die ca. 6% der als sehr gut ausgewiesenen Abschnitte der größeren österreichischen Flüsse (Muhar et al., 1998). Selbst in diesen Gewässern wäre freilich die Qualität des Fischbestandes zu überprüfen. Neben den letzten Referenzstrecken in größeren Flüssen sind v.a. in anthropogen unveränderten kleineren und für die Fischerei weniger attraktiven Bächen/Flüssen intakte Wildfischpopulationen zu vermuten. Diese Gewässer haben auch hinsichtlich der Chance zur Auffindbarkeit autochthoner Genpools höchste Bedeutung und sollten daher keinesfalls besetzt werden.

Auch in Gewässern mit intaktem Lebensraum ist aktuell von einer Beeinträchtigung autochthoner Fischbestände durch die bisher geübte Besatzpraxis auszugehen. So wurden beispielsweise in allen Gewässern mit intakt verbliebener Habitatausstattung genetisch ungeeignete Zuchtlinien der Bach- und Regenbogenforellen besetzt und die typspezifischen Fischartengemeinschaften dadurch verändert. Adäquate Managementstrategien zur Renaturierung österreichischer Fischbestände erscheinen somit auch für diese Strecken notwendig. Anzustreben sind v.a. entsprechende Maßnahmen zur Reduktion fremder Stämme oder nicht heimischer Arten sowie Maßnahmen hinsichtlich Wiederaufbau/Wiedereinbürgerung standorttypischer Populationen. Die Initiierung und Umsetzung von Forschungsprojekten zur Klärung v.a. genetischer Fragen und zur Beschreibung der tatsächlichen aktuellen Situation heimischer Fischbestände ist dringend erforderlich.

4.4.2 Fischereiliche Bewirtschaftung von hydromorphologisch gestörten Gewässern mit geringer bzw. ohne Wildfischpopulation

Der Großteil heimischer Gewässer wurde in der Vergangenheit durch anthropogene Eingriffe wesentlich verändert. Aufgrund mangelnder Lebensraumqualität existieren daher in der Mehrzahl unserer Fließgewässer keine oder nur noch kleine Populationen von Wildfischen. Da beeinträchtigte Gewässer(strecken) bezüglich der fischereilichen Bewirtschaftung differenziert zu betrachten sind, erfolgt nun im Entscheidungsbaum (Abb. 4.1) eine Aufspaltung; einerseits in

Gewässer, in denen Verbesserungen im Lebensraum möglich erscheinen, andererseits in Gewässern mit stark gestörten oder veränderten Lebensraumbedingungen, in denen wesentliche Verbesserungen zurzeit nicht absehbar/umsetzbar sind. Grundlage für diese Unterscheidung ist die EU-WRRL. Soll diese sinngemäß umgesetzt werden (Kap. 1), müssen an vielen Flüssen Österreichs weitreichende hydromorphologische Renaturierungsmaßnahmen hinsichtlich der Habitatqualität erfolgen.

• *Gewässer »mit reversiblen Defiziten im Lebensraum« (Lebensraumverbesserung möglich)*

In diese Kategorie fallen vor allem Flussabschnitte, die hinsichtlich Morphologie, Dynamik und/oder Umlandausprägung zwar Veränderungen gegenüber dem ursprünglichen Flusstyp aufweisen, aber noch dem ökomorphologisch »guten Zustand« (16%) zugeordnet werden (Muhar et al., 1998), sowie jene Fließgewässerstrecken, in denen aufgrund des Inkrafttretens der WRRL zukünftig der »Gute Zustand« wieder hergestellt werden muss (Jungwirth et al., 2003). Durch Lebensraumverbesserungen (z. B. Kontinuumsöffnung, Restrukturierung, adäquate Restwasserabgabe etc.) wird es an diesen Gewässern möglich sein, Lebensbedingungen zu schaffen, welche die (Neu-)Ausbildung funktionierender Fischbestände ermöglichen. In diesen Gewässern sollen unterstützende fischereiwirtschaftliche Maßnahmen gesetzt werden, die eine Renaturierung der Fischbestände unterstützen. Sind noch Restbestände von Wildfischen vorhanden, sollen diese genetisch untersucht werden und bei Eignung als Mutterfische für die Nachzucht verwendet werden. Auch Wildfische aus ober- bzw. unterhalb liegenden Gewässerabschnitten sowie aus Nebengewässern des entsprechenden Systems wären für die Nachzucht geeignet. Es sollte jedenfalls ausschließlich Initialbesatz mit Nachkommen von gewässereigenen Wildfischen erfolgen (vgl. Kap. 4.3).

• *Gewässer »mit stark gestörtem/verändertem Lebensraum« (Lebensraumverbesserung zur Zeit nicht möglich)*

In diese Kategorie fällt derzeit der Großteil unserer größeren heimischen Fließgewässer. Es handelt sich um jene Gewässer(strecken), die durch systematische flussbauliche oder energiewirtschaftliche Eingriffe in ihrem Gesamtcharakter stark verändert wurden und teilweise nicht mehr dem natürlichen Flusstyp entsprechen (78%) (Jungwirth et al., 2003). Viele dieser Eingriffe (z. B. Stauketten, Restwasserstrecken) erscheinen auch längerfristig nicht reversibel. Diese Gewässer bedürfen daher hinsichtlich der fischereilichen Bewirtschaftung einer gesonderten Betrachtung.

Folgende Richtlinien werden für den Besatz solcher Gewässer vorgeschlagen: Soll die Angel-fischerei aufrechterhalten werden, muss aufgrund der zurzeit nicht reversiblen Lebensraum-zerstörung auch Kompensationsbesatz durchgeführt werden. Es können durchaus rein fische-reiwirtschaftliche Ziele (Ertragsbesatz bzw. Attraktivitätsbesatz) verfolgt werden, da die Lebensgrundlage für funktionierende Wildfischbestände – nämlich ein intakter Lebensraum – nicht gegeben ist.

Wiederaufbau von Wildpopulationen kann nur in Kombination mit einer Verbesserung der Habitatvielfalt erfolgreich sein. Daher ist aus ökologischer Sicht in dieser Situation ein Besatz mit Nachkommen von Wildfischen nicht unbedingt erforderlich. Die sehr aufwändige Beschaffung von Nachkommen aus funktionierenden Wildpopulationen wäre hier nicht gerechtfertigt. Generelle Qualitätsansprüche an Besatzfische bleiben jedoch bestehen (siehe folgende Kapitel).

5. Auswahl der geeigneten Besatz-Bewirtschaftung

Als Basis für die Bewertung unterschiedlicher Besatz-Bewirtschaftungsmethoden sei zunächst auf die beiden Begriffe »Geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung« und »Offene Laichtier-Bewirtschaftung« eingegangen. Je nachdem aus welcher der beiden Laichtier-Bewirtschaftungsformen Besatzfische gewonnen werden, erwachsen wesentliche Unterschiede bezüglich der Qualität des Besatzmaterials. Qualitätsunterschiede können sowohl genetischen Ursprungs sein als auch aus Haltungs- und Aufzuchtbedingungen erwachsen.



Abb. 5.1: Entscheidungsbaum: Auswahl von Zucht- und Besatzbewirtschaftungs-Methode

Schwachpunkt beider Laichtier-Bewirtschaftungsformen ist jedenfalls die fehlende natürliche Partnerwahl¹. Die Auswirkungen von »Zwangsbefruchtungen« in der Zucht sind bis heute ungeklärt.

Beim späteren Besatz der nachgezüchteten Fische ist auch der Faktor Besatzmenge zu beachten. Ein »Überbesatz« mit Nachzucht kann sich negativ auf die genetische Variabilität der Wildfischpopulation auswirken und ist zu vermeiden (Holzer et al., 2003).

• Geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung

Die bislang in Österreich gängigste Form von Besatzfischzucht ist die geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung. Üblicherweise erfolgt die Haltung der Mutterfische in einem separaten Bereich der Zuchtanlage. Der Zuchtstamm wird mehr oder weniger regelmäßig mit besonders »schönen« Fischen aus der Nachzucht aufgestockt, um das Bestmögliche für die Qualität der Besatzfische zu tun. Regelmäßige Auffrischung oder gar jährlicher Fang neuer Mutterfische aus Wildgewässern wird nur in wenigen Ausnahmefällen getätigt.

Bei vielen dieser Zuchtlinien wurden schon beim Aufbau des Mutterfischstammes die bei der offenen Laichtierbewirtschaftung genannten Erfordernisse nicht berücksichtigt (siehe unten). Es resultieren daraus genetische Verarmung, Inzucht, Flaschenhalseffekte und genetische Zufallsdrift (Largiader & Hefti, 2002). Zusammen mit teilweise genetisch fixierten Domestizierungserscheinungen führt dies zu Besatzfischen schlechter Qualität und folglich in Wildgewässern zu sehr niedrigen Überlebensraten. Besatz wird auch aus rein wirtschaftlichen Überlegungen heraus dadurch zur puren Geldverschwendung (siehe Abb. 2.1).

Bei Besatzmaßnahmen mit Wildfischen aus fremden Gewässersystemen wird die genetische Vielfalt zwar grundsätzlich erhöht. Die sogenannte »Depression durch Auszucht« (»Outbreeding depression«) führt jedoch zu einer Reduktion der Fitness der Fische nachfolgender Generationen, indem genetische Merkmale, die für ein Überleben im entsprechenden Gewässer entscheidend sind und die autochthone Fische über viele Generationen ausgebildet haben (lokale Adaptationen), durch die Vermischung mit fremden Erbmateriale verloren gehen können (Lerner, 1954; Thornhill, 1993; Wu & Palopoli, 1994).

Aus oben angeführten Gründen ist Besatz von stark domestizierten Zuchtlinien und von Fischen aus fremden Gewässersystemen aus ökologischer und ökonomischer Sicht in allen Gewässern abzulehnen (Abb. 5.1). Besatzfische sollten ausschließlich mittels »Offener Laichtier-Bewirtschaftung« gewonnen werden, wobei unterschiedliche Strategien angewandt werden können (siehe unten).

1) In der Natur herrscht strikte Partnerwahl. Die Befruchtung der Eier erfolgt durch das Alpha-Männchen. Zusätzlich kommt es zu einer Befruchtung eines Teils der Eier durch anwesende »sneakers«; das sind meist jüngere und kleinere Männchen, die jede Unachtsamkeit des Alpha-Männchens ausnützen, um einen Teil der Eier zu befruchten.

- *Offene Laichtier-Bewirtschaftung*

Laichtiere werden jedes Jahr aus einer natürlichen Wildfischpopulation entnommen.

Aus einer Wildfischpopulation, deren Zustandserhebung im Zuge der Ist-Bestandsaufnahme erfolgt (Kap. 4.1), wird eine gewisse Anzahl laichfähiger Fische für die Nachzucht entnommen. Es soll »zufällig gezogen« werden. Dies bedeutet in diesem Zusammenhang v.a., dass keine Selektion nach Fischgröße oder äußerlichen (phänotypischen) Gesichtspunkten erfolgen darf. Ziel ist es, dass das gesamte Spektrum von laichfähigen Fischen einer Population in der Stichprobe enthalten ist.

Anschließend kann über die Anzahl der gefangenen Laichtiere die effektive Populationsgröße und daraus die genetische Variabilität berechnet werden. Die Stichprobengröße ist stark vom Geschlechterverhältnis abhängig. Mindestens sind jedoch 50 Individuen (25 Männchen und 25 Weibchen) zum Erreichen der minimalen effektiven Populationsgröße (Allendorf et al., 1987; Lande & Barrowclough, 1987) notwendig. Damit ist bei den Nachkommen eine genetische Variabilität von >99% gewährleistet. Genetische Verarmung und der eventuelle Verlust wesentlicher Erbinformationen lassen sich dadurch vermeiden. Der geringste Eingriff in die Wildpopulation wird bei einem Geschlechterverhältnis von 1:1 erreicht. Verschiebt sich das Geschlechterverhältnis, muss eine weitaus größere Anzahl von Laichtieren aus der Wildfischpopulation entnommen werden (vgl. Largiader & Hefti, 2002).

Der nächste entscheidende Schritt ist die künstliche Befruchtung. Hier ist darauf zu achten, dass alle 50 Individuen an der Vermehrung teilnehmen und es zu einer möglichst hohen Durchmischung der Geschlechtsprodukte kommt. (Vorschlag: Es werden immer 3 Weibchen mit den Samen von 3 Männchen befruchtet. Hierzu müssen die Samen der Männchen separat in einer Schüssel aufgefangen werden, erst anschließend erfolgt die Durchmischung mit den Eiern.)

Eine Zuchtpopulation wird jährlich mit Laichfischen aus einer Wildfischpopulation aufgefrischt.

Da der Fang von Laichtieren aufwändig ist, wird es in der Praxis oft nötig sein, den Laichtierbestand über mehrere Generationen in der Fischzucht zu halten. Dabei ist es jedoch unbedingt erforderlich, die Laichfische mit Wildfängen aufzufrischen. Werden dementsprechende Zuchtpopulationen aufgebaut, sind unbedingt die oben genannten Schritte der Weitervermehrung von Wildfischen einzuhalten (Abb. 5.1). Entscheidend bei dieser Form der Bewirtschaftung ist, dass auch in den Laichfischbestand aufgenommene Nachkommen ebenfalls regelmäßige Auffrischung erfahren.

Wird ein Laichfischstamm in der Zucht etabliert, ist auf die Vermeidung von Domestizierungserscheinungen größtes Augenmerk zu legen (vgl. Kap. 2).

6. Vergleich unterschiedlicher Besatzmethoden

Ist in einem Gewässer bzw. Revier Besatz tatsächlich notwendig, stellt sich die Frage nach der am besten geeigneten Besatzmethode. Dabei lassen sich im Wesentlichen drei Strategien unterscheiden. Zum einen ist das der konventionelle oder klassische Fischbesatz, bei dem Fische unterschiedlicher Altersstadien in einer Fischzucht gekauft und im Revier ausgesetzt werden. Die Frage, ob die Besatzfische eher verteilt oder punktuell eingesetzt werden sollen und zu welcher Jahreszeit der Besatz am besten durchgeführt wird, sei an dieser Stelle nicht näher behandelt. Wichtiger erscheint zunächst, die wesentlichen Nachteile dieser Besatzform zu erläutern. Neben Problemen genetischer Art, die bereits oben beschrieben sind, erwachsen wesentliche Nachteile der Besatzfische bereits vor dem Besatz aus der Haltung in den Fischzuchten quasi durch »Erziehungsfehler«.

Nachteile von Besatzfischen aus Zuchten umfassen:

- Probleme mit der Umstellung von Kunstfutter auf Naturnahrung
- Akklimatisierungsprobleme (unterschiedliche chemische, physikalische und habitatbezogene Parameter in der Fischzucht und im Besatzgewässer)
- fehlender Aufbau eines sozialen Gefüges; keine Differenzierung zwischen Ruheposition und Fressposition (fehlende Strukturen im Aufzuchtbecken)

- gestörtes Fluchtverhalten (infolge Fehlens von Prädatoren)
- erhöhte Aggressivität (durch hohe Fischdichten)
- keine Prägung (»Homing«) an Laichplatz und Gewässer

Bei Besatzmaßnahmen mit unangefütterter Brut treten diese Punkte noch nicht zu Tage. Mit längerer Aufenthaltszeit in der Zucht und dadurch zunehmender Größe bzw. Alter der Besatzfische werden die oben genannten Probleme freilich größer und die Fische immer ungeeigneter für ein Leben im Wildgewässer. Bei Besatz mit fangfähigen Fischen sind die beschriebenen Nachteile auch von wirtschaftlichen Gesichtspunkten aus beachtenswert. Es stellt sich die Frage, ob »verzogene« Fische ihr Geld tatsächlich wert sind. Um solchen Domestizierungserscheinungen entgegenzuwirken, können die Fische vor dem Besatz für das Leben im Wildgewässer u. U. »trainiert« werden. Voraussetzung dafür ist, dass wichtige Gesichtspunkte bereits in den Zuchtanstalten beachtet werden bzw. die Lebensbedingungen in den Hälterungen entsprechend gestaltet werden.

Folgendes Adaptionstraining der Besatzfische in der Fischzucht ist möglich:

- Die Fischdichten in den Aufzuchtbecken sind zu reduzieren, Massenhaltung, die zu verstärkter Aggressivität von Zuchtfischen führt (Bsp. Flossenschäden), zu vermeiden.
- Einbringen von Strukturen (Steinblöcke, Substrat, Holz, dunkler Hintergrund) in die Aufzuchtbecken ermöglicht den Fischen eine Differenzierung zwischen Ruheposition und Futterstelle. Strukturen in den Aufzuchtbecken steigern Wachstum und Überlebensrate von Besatzfischen (Leach, 1926; Leonard & Cooper, 1941; Ritter & MacCrimmon, 1973; Leon, 1975; Butler, 1981; Howell & Baynes, 1993; Wiley et al., 1993).
- Konstante Wassertemperaturen sollten vermieden werden.
- Die Aufzucht der Besatzfische erfolgt in der Strömung.
- Die Adaptierung an Räuber erfolgt durch:
 - a) Haltung von Räufern mit einer gewissen Anzahl von Beutetieren hinter einer Glasscheibe (Lernen durch Beobachten);
 - b) direkte Einbringung von Räufern in das Aufzuchtbecken (zeitlich limitiert);
 - c) Einbringung von Wildfischen, die ein natürliches Fluchtverhalten besitzen.
 Diese Maßnahmen führen zu natürlichem Fluchtverhalten und zu besserem Erkennen von Feinden (Olla & Davis, 1989; Magurran, 1990; Kieffer & Colgan, 1992; Jarvi & Uglem, 1993; Brown & Smith, 1998; Patten, 1977; Wiley et al., 1993; Brown & Laland, 2001).
- Nahrung: Kunstfutter muss auch unter Wasser in die Aufzuchtbecken eingespült werden (Zuchtfische sind aufgrund konventioneller Fütterungsmethoden sehr oberflächenorientiert und haben daher Schwierigkeiten, Futter in der Wassersäule oder am Boden aufzunehmen). Wenn möglich, ist Naturnahrung zu füttern (zumindest einige Wochen vor Besatz).
Durch das Einspülen von Nahrung unter Wasser konnten Berejikian et al. (2000) das Wachstum im Vergleich zu konventionell gefütterten Besatzfischen erhöhen.
- Aufzucht in Naturteichen: Maynard et al. (1996) & Naeslund (1992) zeigten, dass sich durch einen kurzen Aufenthalt in Naturteichen (1–2 Wochen vor dem Besatz) die Überlebensraten von Besatzfischen im Wildgewässer steigern lassen.

Ein weiteres und aus Sicht der Autoren besonders gravierendes Problem von Fischen aus Zuchten ist die fehlende Prägung des Fisches an Laichplatz bzw. Geburtsgewässer. Im Englischen ist diese Prägung unter dem Begriff »Homing« bekannt. Das Phänomen, dass Lachse nach ihrem Aufenthalt im Meer punktgenau an jenen Platz zurückkehren, an dem sie geboren wurden, ist seit langem bekannt (Hasler & Scholz, 1983). Aktuell mehren sich die Hinweise, dass auch unsere heimischen Flussfischarten eine derartige Prägung besitzen. Für Salmoniden, also alle Verwandten der Lachse, ist dies weniger überraschend als beispielsweise für Nase und Barbe. Doch konnte auch bei diesen durch Markierungsversuche und mit Hilfe von implantierten Sendern belegt werden, dass »Homing« eine wesentliche Rolle spielt. Die nach dem Abbläichen in der Pielach besenderten Fische leben das Jahr über in der Donau im Bereich der Wachau und kommen im darauf folgenden Jahr zielgerichtet wieder in die Pielach zurück, um hier erneut abzulaichen (Unfer et al., 2003). Es ist anzunehmen, dass alle in die Pielach laichenden Barben und Nasen auch dort geboren wurden und somit wie Lachse ausgeprägtes »Homing« zeigen. Diese Prägung der Fische an ihr Geburtsgewässer garantiert erfolgreiche Reproduktion. Kommen die Fische dorthin zum Laichen zurück, wo sie geboren wurden, finden auch die aus ihren Eiern geschlüpften Larven dort Lebensbedingungen vor, die ihren Ansprüchen genügen und den Fortbestand der Population sichern. »Homing« verhindert, dass Stellen belichtet werden, die das Überleben der Nachkommenschaft nicht garantieren. Bei Besatzfischen aus Fischzuchten fehlt diese Prägung. Ob Besatzfische ausreichend in der Lage

sind, geeignete Laichplätze zu wählen und folglich nachhaltig funktionierende Populationen aufzubauen, bleibt daher noch eine offene Frage.

Neben dem klassischen Fischbesatz mit Fischen unterschiedlicher Größe bis hin zu fangfähigen Fischen bieten alternative Besatzmöglichkeiten wie Brutboxen oder die Nutzung von Aufzuchtbächen interessante Möglichkeiten zur Bewirtschaftung speziell mit juvenilen Stadien bzw. Eiern oder unangefütterter Brut. In Aufzuchtbächen vorgestreckte Fische sind an die Lebensbedingungen im Wildgewässer adaptiert, wodurch sie bezüglich der Fähigkeit zu überleben bereits einen entscheidenden Vorteil gegenüber Zuchtfischen haben. Grundsätzlich lassen sich in Aufzuchtbächen verschiedene Strategien verfolgen. Zum einen können Bäche ausschließlich dazu genutzt werden, Fische bis zu fangfähiger Größe vorzustrecken, um später damit den Hauptfluss zu besetzen. Zum anderen kann es mit Hilfe von Aufzuchtbächen auch gelingen, sich selbst erhaltende Populationen zu etablieren – aus ökologischer Sicht die sicherlich nachhaltigere Variante. Dazu wird es jedoch nötig sein, einen Bach zur Verfügung zu haben, der später, wenn die Fische laichfähig sind, auch geeignetes Laichhabitat bietet, und den Fischen das oben beschriebene »Homing« ermöglicht. Eine Grundvoraussetzung dafür ist freilich, dass der Aufzuchtbach mit dem Hauptfluss frei verbunden und durchwanderbar ist, was nur noch für wenige Nebengewässer zutrifft. Auch bezüglich des Erstbesatzes gibt es mehrere Varianten, indem z. B. Wildfischbestände meist vor dem Brüttingsbesatz ausgefangen und entfernt werden. Die Herangehensweise bei der Bewirtschaftung von Aufzuchtbächen sollte individuell an die Möglichkeiten des jeweiligen Gewässersystems angepasst und optimiert werden. Fundierte Untersuchungen zu diesem Thema fehlen freilich bislang.

Das Einbringen befruchteter Eier in Brutboxen direkt in den Hauptfluss bzw. in geeignete Nebengewässer orientiert sich weitgehend an der natürlichen Reproduktion. Dem Schema des »Homings« folgend, können bei dieser Methode potentielle Laichplätze ausgesucht und die Boxen dort exponiert werden. Auf diese Weise lassen sich möglicherweise neue Laichplätze, zu denen später laichfähige Fische zurückkehren, initiieren. Dieser Ansatz erscheint v. a. in stark fragmentierten Gewässersystemen überlegenswert, wo durch Kontinuumsunterbrechungen historische Laichgründe oft nicht mehr erreichbar sind und neue Laichplätze initiiert und in weiterer Folge auch erhalten werden müssen.

Sind die wesentlichsten Grundvoraussetzungen für eigenständige Populationen gegeben, erscheinen Brutboxen und Aufzuchtbäche im Vergleich zu traditionellem Fischbesatz jedenfalls als Mittel der Wahl. Sie bieten ideale Möglichkeiten, mittel- bis langfristig sich selbst erhaltende Bestände zu initiieren und Besatz aus Fischzuchten als permanente Lösung verzichtbar zu machen.

Danksagung

Besonderer Dank gilt Herrn Univ.-Prof. Dr. Mathias Jungwirth für seine wertvollen Anmerkungen und Korrekturen. Weiters danken wir unseren zahlreichen Kollegen und Fischerfreunden, die uns in langen Diskussionen immer wieder neue Denkanstöße geliefert haben.

7. Literatur

- Allendorf, F., N. Ryman, F. Utter (1987): Genetics and Fishery Management: Past, Present and Future. In Population Genetics and Fishery Management: N. Ryman & F. Utter (eds.), University of Washington press, Seattle: 1–19.
- Allendorf, F. W., (1991): Ecological and genetic effects of fish introductions: synthesis and recommendations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48 (suppl.1): 178–181.
- Allendorf, F. W., (2001): Genetic Effects of Isolation and Reconnection of Riverine Fish Populations. Vortrag – The Second Nordic International Symposium on: Freshwater Fish Migration and Fish passage – Evaluation and Development – Organized by the Nordic group on fish passages. Reykjavik, Iceland. September 20–22, 2001.
- Antunes, A., Alexandrino, P., Ferrand, N., (1999): Genetic characterization of Portuguese brown trout (*Salmo trutta* L.) and comparison with other European populations. Ecology of Freshwater Fish 8: 194–200.
- Apostolidis, A., Karakousis, Y., Triantaphyllidis, C., (1996): Genetic and phylogenetic relationships among *Salmo trutta* L. (brown trout) populations from Greece and other European countries. Heredity 76: 551–560.
- Barandun, J. & R. Gmünder (1997): Innerrhoder Fischereikonzept IFIKO, Teilbericht Fließgewässer. Fischereiverwaltung des Kantons Appenzell Innerrhoden.
- Berejikian, B. A., E. P. Tezak, T. A. Flagg, A. L. LaRae, E. Kummerow & C. V. W. Mahnken (2000): Social dominance, growth, and habitat use of age-0 steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) grown in enriched and conventional hatchery rearing environments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 57: 628–636.

- Bernatchez, Guyomard, R. Bonhomme, F., (1992): DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta*.
- Brown, G. E. & R. J. E. Smith (1998): Acquired predator recognition in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): conditioning hatchery-reared fish to recognize chemical cues of a predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 611–617.
- Brown, C. & K. L. Laland (2001): Social learning and life skills training for hatchery reared fish. *Journal of Fish Biology* 59: 471–493.
- Butler, R. L. (1981): Relationships of trout behaviour and management: hatchery production and construction. In: *Proceedings of the Bio-Engineering Symposium of Fish Culture* (eds. L. J. Allen and E. C. Kinney). American Fisheries Society, Fish Culture Section, Bethesda, Maryland: pp. 97–103.
- Crawford, S. S. (2001): Salmonine Introductions to the Laurentian Great Lakes: An Historical Review and Evaluation of Ecological Effects. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 132.
- Ehlinger, N. F. (1977): Selective breeding of trout for resistance to furunculosis. *New York Fish Game. J.* 24 (1977) 1, 25–36.
- Ellis, T.; B. North; A. P. Scott; N. R. Bromage; M. Porter; D. Gadd (2002): The relationships between stocking density and welfare in farmed rainbow trout. *Journal of Fish Biology*, Volume 61, Issue 3, September 2002, Pages 493–531.
- Ferguson, M. S. (1983): Survival of brown trout produced in a streamside incubation box and stocked in Deer Creek. File Report. Ontario Ministry of Natural Resources: Simcoe, Ontario: 13 p.
- Flück, M. (1988): Besatzversuch in der Gürbe. Fischereiverwaltung des Kantons Bern.
- Frankenberger, L. (1969): Evaluation of brown trout fingerling stocking problems in the Lower Willow River and the economics there. Fisheries Management Report No. 24. Wisconsin Department of Natural Resources: Madison, Wisconsin: 16 p.
- Gjedrem, T. & D. Aulstad (1974): Selective experiments with salmon. Differences in resistance to vibrio disease of salmon parr. *Aquaculture* 3 (1974) 1, 51–59.
- Gjedrem, T. (1979): Selection for growth rate, and domestication in Atlantic salmon. *Z. Tierz. Züchtungsbiol.* 96 (1979) 1, 56–59.
- Hale, J. G. & L. L. Smith (1955): Results of planting catchable size brown trout (*Salmo trutta*) in a stream with poor natural reproduction. *Progressive Fish Culturist* 17(1): 14–19.
- Hasler, A. D. & A. T. Scholz (1983): Olfactory Imprinting and Homing in Salmon. Springer Verlag, 1983.
- Hayes, J. W. (1987): Competition for spawning space between Brown (*Salmo trutta*) and Rainbow Trout (*S. gairdneri*) in a Lake Inlet Tributary, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 44, 1987: 40–47.
- Herschberger, W. K.; E. L. Brannon, L. R. Donaldson, G. A. Yokoyama & S. E. Roley (1976): Salmonid aquaculture studies: selective breeding. *Ann. Rep. Coll. Fish. Univ. Washington* (1976) 444, 61.
- Holzer, G.; A. Peter; H. Renz; E. Staub (2003): Fischereiliche Bewirtschaftung heute – vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement. Fischnetz-Teilprojekt Nr. 00/15; EAWAG; März, 2003, 96 pp.
- Howell, B. R. & S. M. Baynes (1993): Are hatchery-reared sole equipped for life in the sea? ICESCM 1993/F33SESSR.
- Iljasov, J. I. (1983): Genetische Grundlagen der Züchtung von Fischen auf Widerstandsfähigkeit gegenüber Krankheiten. In: *Biologiceskie osnovy rybovodstva: Problemy genetiki i selekcii*. Nauka, Leningrad (1983), 121–129.
- Jarvi, T. & I. Uglem (1993): Predator training improves the anti-predator behaviour of hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 63–71.
- Johnson, M. (1983): An evaluation of stream trout stocking in Langlade, Lincoln and Marathon counties. Fisheries Management Report 114. Wisconsin Department of Natural Resources: Madison, Wisconsin: 7 p.
- Johnsen, B. O. & O. Ugedal (1988): Effects of different kinds of fin clipping on overwinter survival and growth of fingerling brown trout (*Salmo trutta*) stocked in small streams in Norway. *Aquaculture and Fisheries Management* 19: 305–311.
- Jungwirth, M. G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar, S. Schmutz (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB Facultas Verlags- und Buchhandels AG 2003.
- Kelly-Quinn, M. & J. J. Bracken (1989a): Survival of stocked hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 20(2): 211–226.
- Kiefer, J. D. & P. W. Colgan (1992): The role of learning in fish behaviour. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2: 125–143.
- Kincaid, H. L., W. R. Bridges & B. Limbach (1977): Three generations of selection for growth rate in fall-spawning rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106 (1977) 6, 621–628.
- Kinghorn, B. P. (1983): Genetic variation in food conversion efficiency and growth in rainbow trout. *Aquaculture* 32 (1983) 1–2, 141–155.
- Kirpichnikov, V. S. (1971): Methods of fish selection. I. Aims of selection and methods of artificial selection. II. Crossing, modern genetic methods of selection, selection techniques. In: *Rep. FAO/UNDP (TA), 2926 (Rome 1971b)* 202–216, 217–227.
- Klupp R. & M. Popp (1994): Farbvererbung bei Bachforellen. *Fischer und Teichwirt*, 45, 311–312.
- Lande, R. & G. Barrowclough (1987): Effective Population Size, Genetic Variation, and their Use in Population Management. In *Viable Populations for Conservation*: E. Soule, E. (ed.), Cambridge University Press: 87–123.
- Largiadier, C. R. & D. Hefti (2002): Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern: 2002.
- Leach, G. C. (1926): Discussion in symposium on fish culture. *Transactions of the American Fisheries Society* 56: 153–154.

- Leon, K. A. (1975): Improved growth and survival of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) hatched in drums with a labyrinthine plastic substrate. *Progressive Fish Culturist* 37: 158–163.
- Leonard, J. W. & E. L. Cooper (1941): Experimenters favour conditioning trout before planting. *Progressive Fish Culturist* 54: 38.
- Lerner, I. M. (1954): *Genetic Homeostasis*. Oliver & Boyd, London.
- Maitland, P. S. (1977): *Der Kosmos Fischführer: Die Süßwasserfische Europas in Farbe*. 1. Aufl. – Stuttgart: Franckh, 1977.
- Merla, G. (1982): Farbvarianten und ihre Vererbung bei Wirtschaftsfischen. *Z. Binnenfischerei DDR* 29 (1982) 5, 155–158.
- Magurran, A. E. (1990): The inheritance and development of minnow anti-predator behaviour. *Animal Behaviour* 39: 834–842.
- Maynard, D. J.; G. C. McDowell; E. P. Tezak; T. A. Flagg (1996): Effects of diets supplemented with live food on the foraging behaviour of cultured fall Chinook salmon. *Progressive Fish Culturist* 58: 187–191.
- Millard, T. J. (1971): An evaluation of planting hatchery-reared brown trout in the Sydenham River, Ontario M. Sc. Thesis, University of Guelph, Ontario: 68 p.
- Muhar, S.; M. Kainz; M. Schwarz (1998): Ausweisung flusstypisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich – Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet >500 km² ohne Bundesflüsse. *Wasserwirtschaftskataster*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, 177 pp.
- Naeslund, I. (1992): Survival and distribution of pond and hatchery-reared 0+ brown trout (*Salmo trutta* L.) released in a Swedish stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 23: 477–488.
- Naeslund, I. (1998): Survival and dispersal of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) released in small streams. p. 59–76. In: I. W. Cowx [ed.], *Stocking and Introduction of Fish*. Fishing News Books, Blackwell Science, Ltd. MPG Books, Ltd. Bodmin: Cornwall, Great Britain.
- Needham, P. R. & D. W. Slater (1944): Survival of hatchery-reared brown trout and rainbow trout as affected by wild trout populations. *Journal of Wildlife Management* 8(1): 22–36.
- Nicholls, A. G. (1958): The population of a trout stream and the survival of released fish. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 9: 319–350.
- Okemwa, E. & Ogari, J. (1994): Introductions and extinctions of fish in Lake Victoria. In: I.G. Cowx *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications: pp. 326–337.
- Olla, B. L. & M. W. Davis (1989): The role of learning and stress in predator avoidance of hatchery reared coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) juveniles. *Aquaculture* 76: 209–214.
- Patten, B. G. (1977): Body size and learned avoidance as factors affecting predation on coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), fry, by torrent sculpin (*Cottus rhithenus*). *Fisheries Bulletin US Department Commerce Natn. Oceanic Atmos. Adm.* 75: 457–495.
- Pedroli, J. C.; B. Zaugg & A. Kirchhofer (1991): *Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz*.
- Polli, B. (1995): *Esperimento con immissione di individui 1+ marcati di trota nel fiume Ticino in Valle Bedretto e in Alta Leventina*. Fischereiverwaltung des Kantons Tessin.
- Ritter, J. A. & H. R. MacCrimmon (1973): Influence of environmental experience on response of yearling rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to black and white substrate. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30: 1740–1742.
- Steffens, W. (1974): Methoden und Ergebnisse der Forellenzüchtung. *Z. Binnenfischerei DDR* 21 (1974a) 8, 224–232.
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B., Jungwirth, M. (2000): *Methodische Grundlagen und Beispiele für die Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer*. *Wasserwirtschaftskataster*, BMLF, 210 p.
- Scott, D. & Irvine, J. R. (2000): Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum), in lake tributaries, New Zealand. *Fisheries Management and Ecology*, 2000, 7: 225–237.
- Thornhill, N. W. (1993): *The natural History of Inbreeding and Outbreeding*. University of Chicago Press: Chicago IL.
- Spindler, T. (1997): *Fischfauna in Österreich; Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung*. BMUF, Wien.
- Umweltbundesamt/ Wasserwirtschaftskataster (1995): *Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 1994*. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Unfer, G., C. Frangez & S. Schmutz (2003): Seasonal Migration Patterns of Nase and Babel in the Danube and its Tributaries. *Proceedings – Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe*. Ustica, Italy, 9.–13. Juni 2003.
- Waples, R. S., (1991): Genetic interactions between hatchery and wild salmonids—lessons from the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (Suppl. 1): 124–133.
- Weiss, S. & S. Schmutz (1999a): Response of resident brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to the stocking of hatchery-reared brown trout. *Fisheries Management and Ecology* 6(5): 365–376.
- Weiss, S. & S. Schmutz (1999b): Performance of hatchery-reared brown trout and their effects on wild fish in two small Austrian streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 128(2): 302–316.
- Weiss, S.; C. Schlötterer, H. Waidbacher, M. Jungwirth (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*: Volume 10, Issue 5, Page 1241, May 2001
- Wiley, R. W.; Whaley, R. A.; Satake, J. B. & Fowden M. (1993): An evaluation of the potential for training trout in hatcheries to increase post-stocking survival in streams. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 171–177.

- Wolf, L. E. (1954): Development of disease-resistant strains of fish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 83 (1954) 2, 342–349.
- Wu, C. I. & Palopoli, M. F. (1994): Genetics of postmating reproductive isolation in animals. *Annu. Rev. Genet.* 28: 283–308.

Anschrift der Autoren

DI Georg Holzer, Kirchengasse 33/13, 1070 Wien; Mail: g.holzer@inode.at; Tel. 0 67 6 / 604 82 34

DI Günther Unfer, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Max-Emanuel-Straße 17, 1180 Wien; Mail: guenther.unfer@boku.ac.at; Tel. 0 67 6 / 320 64 16

DI Manuel Hinterhofer, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Max-Emanuel-Straße 17, 1180 Wien; Mail: manuel.hinterhofer@boku.ac.at; Tel. 0 69 9 / 19 46 10 06