



fischnetz- publikation

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

**Fischereiliche Bewirtschaftung heute -
vom klassischen Fischbesatz zum
ökologischen Fischereimanagement**

Teilprojekt-Nr. 00/15
Holzer G., Peter, A., Renz H., Staub E.
EAWAG
März 2003

Inhaltsverzeichnis

	Zusammenfassung	3
1.	Vorwort	5
1.1	Fragestellung.....	5
1.2	Herangehensweise.....	5
2.	Einleitung	6
3.	Besatzaktivitäten	8
3.1	Aus weltweiter und europäischer Sicht.....	8
3.2	Schweiz.....	8
4.	Ziele bei der Durchführung eines Besatzes	12
4.1	Kompensationsbesatz.....	12
4.2	Ertragsbesatz.....	12
4.3	Initialbesatz.....	12
4.4	Attraktivitätsbesatz.....	13
4.5	Manipulationsbesatz.....	13
4.6	Indirekter Besatz.....	13
5.	Besatzkonzepte	13
6.	Überlebensraten von Besatzfischen	17
7.	Beitrag von Besatzfischen zum Fischfang	18
8.	Faktoren, die den Erfolg von Besatzprojekten beeinflussen	19
8.1	Habitat und Wasserqualität des zu besetzenden Gewässers.....	19
8.2	Alter, Grösse, Kondition und Wachstum von Besatzfischen.....	21
8.3	Zeitpunkt des Besatzes.....	23
8.4	Auswahl der Stellen für einen Besatz, „scatter“ contra „spot“ planting.....	23
8.5	Handhabung, Transport und Akklimatisierung der Besatzfische.....	25
8.6	Besatzmenge.....	26
8.7	Gesundheit von Besatzfischen.....	27
8.8	Wanderungen von Besatzfischen.....	28
8.9	Innerartliche Konkurrenz.....	31
8.10	Zwischenartliche Konkurrenz.....	37

9.	Besatzfische und Genetik	43
9.1	Auswirkungen von Besatzfischen aus genetischer Sicht.....	43
9.1.1	Unterschiedliche Zuchttypen	43
9.1.2	Gewinnung von Besatzfischen durch Abstreifen von Wildfischen („Supportive breeding“).....	44
9.1.3	Gewinnung von Besatzfischen durch Abstreifen von domestizierten Fischen	52
10.	Fischzuchten	54
10.1	Entwicklung von Fischzuchten	54
10.1.1	Historisch & Gegenwart.....	54
10.1.2	Beurteilung von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion.....	55
10.1.3	Gegenwärtige Aufgaben von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion	55
10.1.4	Zukunft von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion	56
10.2	Adaption der Besatzfische an die Wildgewässer	61
10.2.1	Verbesserungen der Aufzuchtbedingungen	61
10.2.2	Alternative Aufzuchtmöglichkeiten.....	62
11.	Schlussfolgerungen und Richtlinien	63
11.1	Gewässer mit bestehender guter Wildfischpopulation.....	64
11.2	Gewässer mit geringer oder ohne Wildfischpopulation.....	66
11.3	Ökosystematische Integration von Fischzuchten.....	66
12.	Literatur	68
13.	Anhang	84
13.1	Carrying capacity (Kapazität, Tragfähigkeit).....	84
13.2	„Outbreeding depression“ und „Inbreeding depression“	84
13.3	Verordnungen zum Bundesgesetz über die Fischerei	85
13.4	Überlebensraten und Beitrag von Besatzfischen zum Ausfang für die Angelfischerei.....	87
13.5	Mitgliedsstaaten der FAO.....	91
13.6	Aufbau von Fischpopulationen.....	94

Zusammenfassung

Ausgangspunkt dieser Arbeit ist die Fischnetz-Arbeitshypothese 9 mit folgender Annahme: „Der Fischrückgang wird durch eine zuwenig angepasste fischereiliche Bewirtschaftung verursacht“.

Diese Hypothese wurde anhand einer umfassenden internationalen Literaturstudie mit dem Schwerpunkt „Besatzfische und deren Einfluss auf Wildfischpopulationen“ untersucht.

Die Annäherung zu diesem Thema erfolgt aus ökologischer Sicht. Grundsätzlich muss jedes Gewässer vor einer Besatzmassnahme untersucht werden. Hier werden chemische, physikalische, habitatbezogene sowie fischökologische Parameter erhoben. Der nächste Schritt liegt in der Definition des Besatzzieles. In dieser Phase des Besatzprojektes muss ganz klar abgeklärt werden, welches allgemeine Ziel (Initialbesatz, Ertragsbesatz, Attraktivitätsbesatz, Kompensationsbesatz, Manipulationsbesatz) bei der Durchführung eines Besatzes angestrebt wird. Um eine nachhaltige Verbesserung durch einen Besatz zu erreichen, eignet sich einzig und alleine der Initialbesatz. Alle anderen Ziele müssen aus ökologischer Sicht hinterfragt werden (Kapitel 4).

Der nächste Schritt beinhaltet die Erstellung eines Besatzkonzeptes (Kapitel 5). Hier wird über die Gewässeruntersuchung eine Defizitanalyse erstellt. Die Defizite, die zu einem Rückgang von Fischbeständen führen, müssen erkannt und wenn möglich gelindert oder behoben werden. Ist keine Verbesserung am Gewässer möglich (Umgehungsgerinne, Revitalisierung, Reduzierung der Fischerei) kann ein Besatz durchgeführt werden.

Zahlreiche Faktoren (Habitat und Wasserqualität des zu besetzenden Gewässers; Alter, Grösse, Kondition und Wachstum von Besatzfischen; Zeitpunkt des Besatzes; Auswahl der Stellen für einen Besatz, „scatter“ contra „spot“ planting; Handhabung, Transport und Akklimatisierung der Besatzfische; Besatzmenge; Gesundheit von Besatzfischen; Wanderungen von Besatzfischen; Kap. 8.1-8.8) beeinflussen den Erfolg eines Besatzprojektes und führen unter Einhaltung der vorgeschlagenen Massnahmen zu einer Optimierung des Besatzprojektes.

Die möglichen negativen Auswirkungen von Besatzfischen auf Wildfische (innerartliche Konkurrenz, zwischenartliche Konkurrenz, genetische Durchmischung) werden ebenfalls dargestellt. Aus ökologischer Sicht führt dies zu folgenden Richtlinien:

Verzicht oder starke Zurückhaltung von Besatz in einem Gewässer mit bestehender guter Wildfischpopulation, mässiger bis starker Besatz in einem Gewässer mit geringer oder ohne Wildfischpopulation. Den bestehenden Beständen nicht angepasste Besätze können sich schädlich auswirken.

Weiter ist der Besatz von stark domestizierten Zuchtlinien abzulehnen. Der Besatz, mit Nachkommen von Wildfischen, ist nur unter Einhaltung aller Schritte der offenen Laichtier-Bewirtschaftung gerechtfertigt.

Ein neuer Schritt, um die Kluft zwischen Ökologie und der klassischen Fischzucht zu schliessen, ist die ökosystematische Integration von Fischzuchten.

Ziel ist es, Besatzfische zu züchten, die aufgrund ihrer genetischen Voraussetzungen und ihres Verhaltens den Wildfischen sehr nahe kommen. Um dies zu erreichen, müssen die wissenschaftlichen Erkenntnisse von Wildpopulationen auf die Zuchtpopulationen und Zuchtbedingungen übertragen werden (Reformierung von Fischzuchten, Kap. 10.1.4).

1. Vorwort

1.1 Fragestellung

Schwerpunkt dieser Arbeit ist die Fischnetz-Arbeitshypothese 9 mit folgender Annahme:

„Der Fischrückgang wird durch eine zuwenig angepasste fischereiliche Bewirtschaftung verursacht“

1.2 Herangehensweise

Diese Hypothese wurde anhand einer umfassenden internationalen Literaturstudie mit dem Schwerpunkt „Besatzfische und deren Einfluss auf Wildfischpopulationen“ untersucht.

Ausgangspunkt dieser Literatursuche war die Eingabe von Schlagwörtern zu diesem Thema im Literatursuchprogramm „Wispis“. Aufbauend auf diese erste Recherche wurden folgende Fachzeitschriften (Journals) nach Beiträgen elektronisch abgefragt: Aquaculture, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Ecology of Freshwater Fish, EIFAC Technical paper, Fisheries Management and Ecology, Genetics, Journal of Fish Biology, Journal of Fisheries research Board of Canada, Nordic Journal of Freshwater Research, North American Journal of Fisheries Management, Oikos, Progressive Fish Culturist, Regulated Rivers: Research & Management, Transactions of the American Fisheries Society.

Weiter wurden Fachbücher zu diesem Thema herangezogen und eine umfassende Recherche im Internet (graue Literatur) durchgeführt.

Insgesamt konnten somit ca. 230 Beiträge zu diesem Thema gefunden und in dieser Studie verarbeitet werden.

2. Einleitung

Zahlreiche anthropogene Eingriffe (siehe Abb. 2.1) haben v. a. im letzten Jahrhundert unsere Fließgewässer weltweit nachhaltig verändert. Dies führte vielfach auch zu einem starken Rückgang oder Verschwinden von Fischpopulationen.

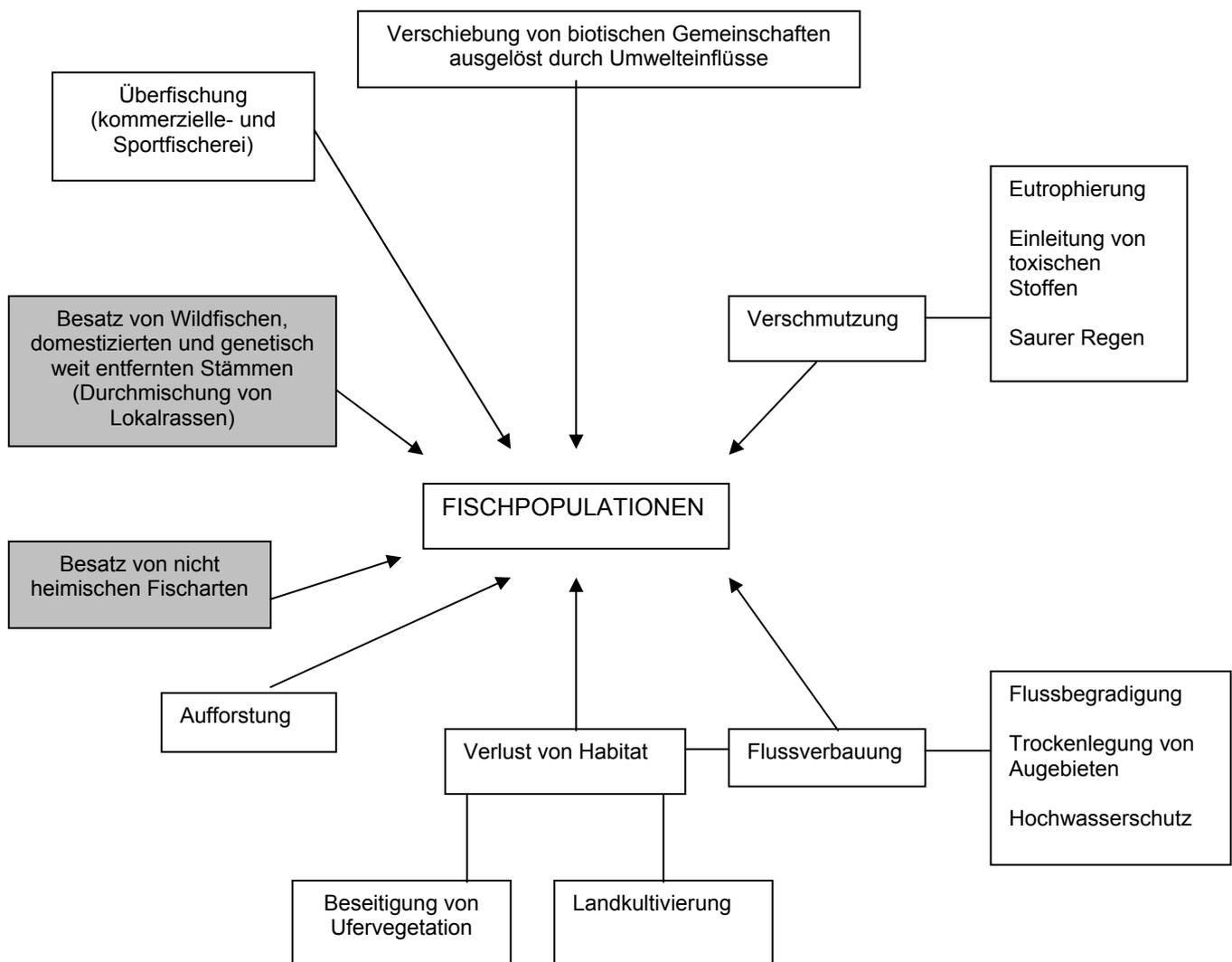


Abb. 2.1: Anthropogene Einflüsse die für den Rückgang und das Verschwinden von Fischpopulationen verantwortlich sind (verändert nach COWX, 1994)

Mittlerweile sind zahlreiche Interessensgruppen damit beschäftigt, die entstandenen Schäden zu mildern bzw. zu korrigieren. Die Gewässergüteprobleme konnten in vielen Ländern reduziert werden, und zahlreiche Revitalisierungsprojekte führten zu einer Verbesserung der Habitatqualität vieler Fließgewässer (MUHAR et al. 1998; ZAUNER & KUMMER 1999; ZAUNER et al. 2000; TOCKNER et al. 1999; SCHIEMER et al. 1999; DA COSTA et al. 1998; ERONEN & SHEMEIKKA 1985; HENDRY & CRAGG-HINE 1996; EBERSTALLER et al. 1997).

Fachgruppen wie Wasserwirtschaft, Fischökologie oder Landschaftsplanung beschäftigen sich mit fließgewässerökologischen Fragestellungen, und Fortschritte auf diesem Gebiet werden an zahlreichen Projekten sichtbar (MUHAR 2000; SCHMUTZ & JUNGWIRTH 1999; HABERSACK et al. 2000; KARR 1999; WARD et al. 1999, 2001; GRADY & DUFF 2000). Umgehungsgerinne und Fischaufstiegshilfen beispielsweise sind in Österreich mittlerweile Stand der Technik und wasserrechtlich verankert.

Die Bewirtschaftung unserer Gewässer mit Besatzfischen und die Folgen dieser Massnahmen wurden erst in den letzten Jahren durch die Einbeziehung der Genetik in der Fischökologie zum Thema von Bewirtschaftern und der Wissenschaft.

Dies obwohl Fischbesatz seit langer Zeit intensiv stattfindet und sich immer mehr als Hauptwerkzeug des Fischereimanagement etabliert hat.

3. Besatzaktivitäten

3.1 Aus weltweiter und europäischer Sicht

Im Jahr 1992 wurden der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) von ihren Mitgliedsstaaten (siehe Anhang 13.5) 9 Milliarden Besatzfische (Meeresfische und Süßwasserfische ohne Aquakultur) gemeldet. Darin sind die Mitgliedsländer wie China, Japan, Indien und Bangladesch nicht berücksichtigt, die jährlich ebenfalls einige Milliarden Fische besetzen.

PAVLOV & VILENKIN (1989) berichten, dass in der Volga 90 Millionen juvenile Störe (*Acipenseridae*) und 18 Millionen Inconnus (*Stenodus leuciscus*) besetzt wurden.

In Nordamerika wurden im Columbia River jährlich 400 Millionen Salmoniden und im gesamten nordwestlichen Pazifik 4 Milliarden Fische besetzt.

Von diesen 400 Millionen besetzten Salmoniden wurden jährlich nur 300.000 in den Flüssen des Columbia River-Systems wieder gefangen. Im gesamten Nordwestpazifik handelt es sich, aufgrund der hohen Besatzzahlen, bei 75% der gefangenen Fische um Besatzfische (EBEL et al. 1989).

Ebenso werden von den Japanern jährlich 2 Milliarden „Chum“ und „Pink“ Lachse sowie mehrere Millionen juvenile Flundern, „Red Sea bream“ und „Masu Trout“ besetzt. Dies führt dazu, dass 90% der gefangenen pazifischen Lachse Besatzfische sind (ISAKSSON 1988).

In Europa liegen ähnliche Verhältnisse vor. In Spanien wurden z.B. 20 Arten erfolgreich eingebürgert. Diese eingebürgerten Arten bilden 38% der gesamten Süßwasserfischarten Spaniens (ELVIRA 1997). In Frankreich wurden insgesamt 26 Arten besetzt. Mit dem Resultat, dass mehr als ein Drittel der gesamten Süßwasserfischfauna durch Besatz beeinflusst ist (KEITH & ALLARDI 1997). Auch in Norwegen geht man davon aus, dass der Grossteil der Bachforellenpopulationen auf Besatz zurückzuführen ist (AAS 1982). Gleiche Angaben machen WEISS et al. (2001) über die Bachforellen-Populationen in Österreich.

3.2 Schweiz

Die Fauna der Fische und Rundmäuler in schweizerischen Gewässern umfasst insgesamt 54 heimische Arten, wovon 9 Arten ausgestorben sind (Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei 2001). Zusätzlich sind in der Schweiz 16 nicht heimische (allochthone) Arten vertreten (BUWAL 2002, siehe Tab. 3.2.1).

Tab. 3.2.1: Nicht heimische (allochthone) Fischarten in der Schweiz

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Herkunft	Natürl. Fortpflanzung
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nordamerika	ja
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Nordamerika	ja
Kanadische Seeforelle	<i>Salvelinus namaycush</i>	Nordamerika	ja
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	Nordamerika	ja
Forellenbarsch	<i>Micropterus salmoides</i>	Nordamerika	ja
Brauner Katzenwels	<i>Ictalurus nebulosus</i>	Nordamerika	ja
Schwarzer Katzenwels	<i>Ameiurus melas</i>	Nordamerika	ja
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	Europa	ja
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	Europa	nein
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Europa	ja
Zander	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Europa	ja
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	Ostasien	nein
Goldfisch	<i>Carassius auratus</i>	Ostasien	ja
Weisser Amur	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Ostasien	nein
Silberner Tolstolob	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Ostasien	nein
Gefleckter Tolstolob	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Ostasien	nein

Hiervon stammen 7 Arten aus Nordamerika, 5 Arten aus Asien und 4 Arten aus Europa.

Die natürliche Fortpflanzung des Weissen Amurs, des Silbernen Tolstolobs und des Gefleckten Tolstolobs gilt wegen der hohen Temperaturansprüche als ausgeschlossen. Es ist wahrscheinlich, dass diese 3 Arten in den nächsten Jahren aus der Schweiz verschwinden werden.

Der Rapfen konnte nur im Hochrhein bei Basel nachgewiesen werden. Eine Ausbreitung rheinaufwärts sowie in die grösseren Zuflüsse ist anzunehmen.

Der Blaubandbärbling wurde in der Schweiz, im Gegensatz zu Deutschland und Österreich, nur an einzelnen Stellen nachgewiesen. Die Art scheint sich also nicht überall, wo sie auftritt, auch etablieren zu können.

Die restlichen 11 Arten (20% der gesamten schweizerischen Fischfauna) besitzen in der Schweiz zum Teil ein sehr grosses Verbreitungsgebiet (z.B. Regenbogenforelle) und basieren auf reproduktionsfähigen Populationen (pers. Mitteilung A. Peter).

Um hier entgegen zu wirken, wurde in der Schweiz der Besatz von nicht heimischen Arten gesetzlich geregelt. Hier werden klar „unerwünschte Fische“ und „Besatzfische

nur im erlaubten Einsatzbereich“ angeführt (siehe Anhang 13.3, Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei).

Aus fischereiwirtschaftlicher Sicht werden in der Schweiz folgende heimische Arten besetzt: Die häufigste Besatzfischart in den schweizerischen Fliessgewässern ist die Bachforelle. Um die Daten zu standardisieren, wird im Folgenden die Anzahl von Fischen pro Besatzalter in Brütlingseinheiten umgerechnet. Dazu werden für alle Fischarten folgende Multiplikatoren verwendet: [Brütling x1, angefügterter Brütling x2, Vorsömmerling x5, Sömmerling x10, Jährling (inkl. Ältere) x20]. In den Jahren 1970 bis 1982 kam es zu einer stetigen Zunahme des Bachforellenbesatzes von 60 Millionen auf 115 Millionen Brütlingseinheiten. Anschliessend ging die Anzahl der Brütlingseinheiten bis 2000 auf 78 Millionen zurück. Gegenläufig kam es jedoch ab 1993 zu einem Anstieg des Besatzes von Nichtforellen (siehe Abb. 3.2.1.)

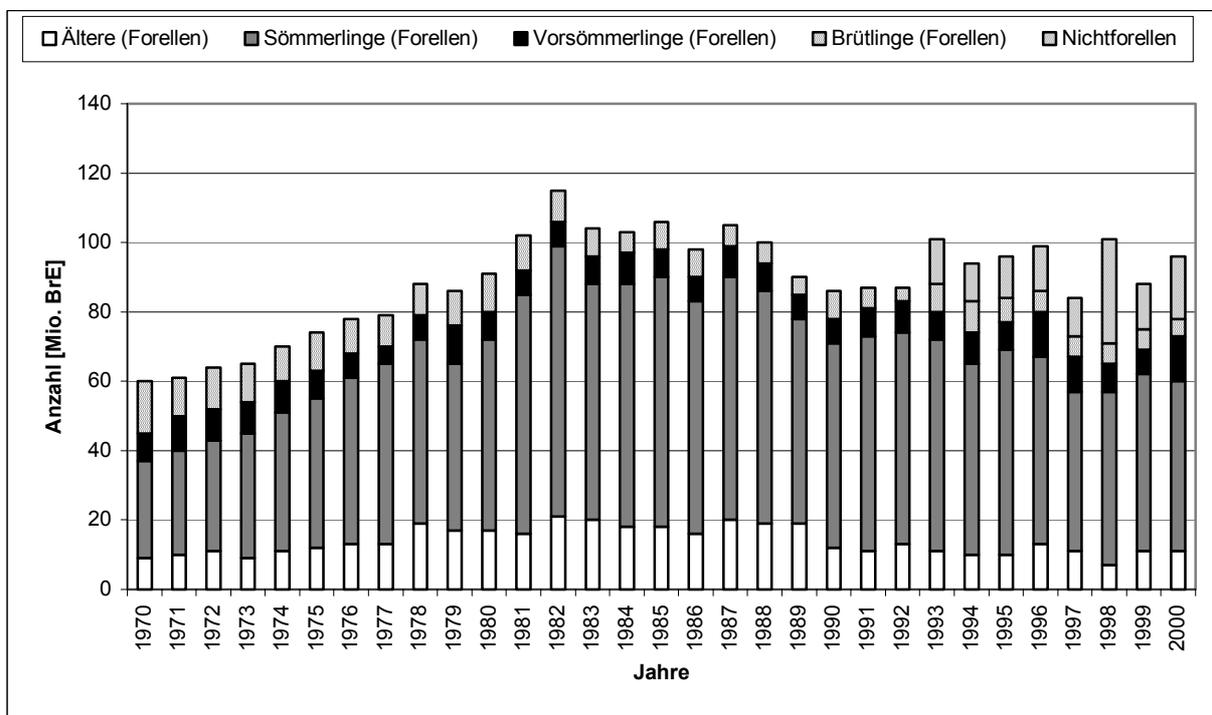


Abb. 3.2.1: Besatz von Forellen und Nichtforellen in der Schweiz 1970-2000 (verändert aus FRIEDEL 2002)

Jährlich wurden durchschnittlich 15 Millionen Brütlingseinheiten folgender Arten besetzt: 6.5 Millionen Äschen, 4.7 Millionen Hechte und 3.8 Millionen Karpfen, Felchen, Schleien, Nasen und Zander. In den 90er Jahren wurden somit in den Fliessgewässern der Schweiz ca. 107 Millionen Brütlingseinheiten pro Jahr (im Durchschnitt 92 Millionen Bachforellen und 15 Millionen Nichtforellen) besetzt (FRIEDEL 2002). Diese massive Besatzpolitik führte dazu, dass ein Grossteil der ursprünglichen Lokalpopulationen der Bachforelle von Zuchtfischen verdrängt worden sind (LARGIADER & HEFTI 2002).

Diese Angaben zeigen, wie massiv in vielen Ländern Fischbesatz durchgeführt wird. Neben dem Besatz mit nichtheimischen Fischarten und Besatz von Fischen ausserhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes („Introduction“) gibt es noch weitere Formen des Fischbesatzes (siehe Tab. 3.2.2).

Tab. 3.2.2: Definitionen für Fischbesatz (aus COWX 1994)

„**Introduction**“: Arten und Rassen die absichtlich oder unabsichtlich (Unfall) ausserhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes transportiert und freigelassen werden.

„**Transfers or Translocation**“: Individuen einer Art oder Population, die absichtlich oder unabsichtlich (Unfall) innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes transportiert und freigelassen werden.

„**Stocking**“: Ist der wiederholte Besatz von Fischen in ein Ökosystem, in dem eine Population dieser Art bereits existiert. Es kann sich hier um eine heimische oder exotische Fischart handeln, die aber besetzt wurde.

„**Naturalisation**“: Ist die Bildung von frei lebenden und selbst erhaltenden Populationen von Besatzfischen ohne weitere Eingriffe von Menschen.

„**Reintroduction**“: Ist der Besatz von Fischen in Gewässersystemen, in denen bestimmte heimische Arten früher vorkamen, deren Bestand aber durch anthropogene Beeinflussungen erloschen ist.

Welcomme (1992) berichtet weltweit von 1.673 Besatzaktionen mit Besatzfischen ausserhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes („Introductions“). Insgesamt wurden so 291 Arten in 148 Ländern besetzt und bis 1997 wurden weitere 1.000 Besatzaktionen gemeldet (WELCOMME1997).

4. Ziele bei der Durchführung eines Besatzes

Der erste Schritt bei der Durchführung eines Besatzes ist die genaue Definition des Besatzzieles. Folgende allgemeine Ziele werden bei der Durchführung eines Besatzes in der Literatur angegeben (WELCOMME 1997, LAIKRE 1999):

4.1 Kompensationsbesatz

Fischbesatz, um Eingriffe wie z.B. Kraftwerksbau, Flussregulierungen oder Verschmutzungen zu kompensieren.

Hier werden die tatsächlichen Probleme für den Fischrückgang umgangen. In dieser Situation wird der Fischbesatz zu einer permanenten Lösung und führt nicht zu einer selbst erhaltenden Population, da die grundlegenden Probleme (Kraftwerke, Regulierungen, Verlust von Habitat) erhalten bleiben.

4.2 Ertragsbesatz

Erhöhung der fischereilichen Erträge

- a. Fischbesatz, um die Erträge der kommerziellen Fischerei zu steigern
- b. Fischbesatz, um die Erträge der Angelfischerei zu steigern (hat ökonomische Hintergründe z.B. Tourismus)

Der Grossteil, der in der Vergangenheit durchgeführten Besatzprojekte fällt in diese Kategorie. Hier werden natürliche Schwankungen von Fischbeständen nicht berücksichtigt, es zählt ausschliesslich der Erfolg der Fischer. Ebenso führen Vergleiche der Fangzahlen von 1950 bis 1970 und heutigen Fischbeständen zu unrealistisch hohen Erwartungen der Fischer (Habitatverlust, Nährstoffverringerung).

Wird dieser Besatz zu einer permanenten Lösung, kann er als „ranching“ oder im Extremfall der Angelfischerei als „put and take“ Fischerei bezeichnet werden. Diese Strategie erfordert allerdings eine fortlaufende Anpassung, um den Wünschen der Fischerei gerecht zu werden.

4.3 Initialbesatz

- a. Fischbesatz nach durchgeführten Verbesserungen (Wasserqualität und/oder Habitatqualität)
- b. Fischbesatz nach einem akuten Fischsterben

Das Besatzprojekt ist zeitlich begrenzt und die Schaffung eines sich selbst erhaltenden aquatischen Ökosystems ist das zu erreichende Ziel.

4.4 Attraktivitätsbesatz

Fischbesatz um die Attraktivität der Fischerei zu erhöhen

- a. Besatz, um leere Nischen aufzufüllen (Nischenkonzept)
- b. Fischbesatz, um neue Arten der Fischerei zugänglich zu machen (z.B. Regenbogenforelle)

Aufgrund der zahlreichen nicht vorhersehbaren möglichen Effekte (z.B. innerartliche und zwischenartliche Konkurrenz), ist diese Form des Besatzes sehr vorsichtig und mit sorgsamer Planung durchzuführen.

4.5 Manipulationsbesatz

Fischbesatz um aquatische Ökosysteme zu manipulieren: biologische Kontrolle

- a. Besatz, um die Beute für andere Fischarten zu steigern (Besatz von Beutefischen)
- b. Besatz, um bestimmte Massenfischarten zu reduzieren (Besatz von Räubern)

Auch hier sind die Auswirkungen dieser Massnahmen 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. a. fatalen Auswirkungen solcher Massnahmen. Ein Manipulationsbesatz ist aus fischökologischer Sicht stark zu hinterfragen und in den meisten Fällen abzulehnen.

4.6 Indirekter Besatz

(Köderfische, Aquarianer)

Hier kommt es zu einer Faunenverfälschung durch freigelassene Köderfische oder durch Freilassen von Exoten durch Aquarianer. 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).

5. Besatzkonzepte

Richtlinien zur Durchführung eines Fischbesatzes gibt es in vielen Ländern. Die wichtigsten Schritte bzw. Fragestellungen wurden von COWX (1994) in den beiden Flussdiagrammen Abb. 5.1 und Abb. 5.2 zusammengefasst.

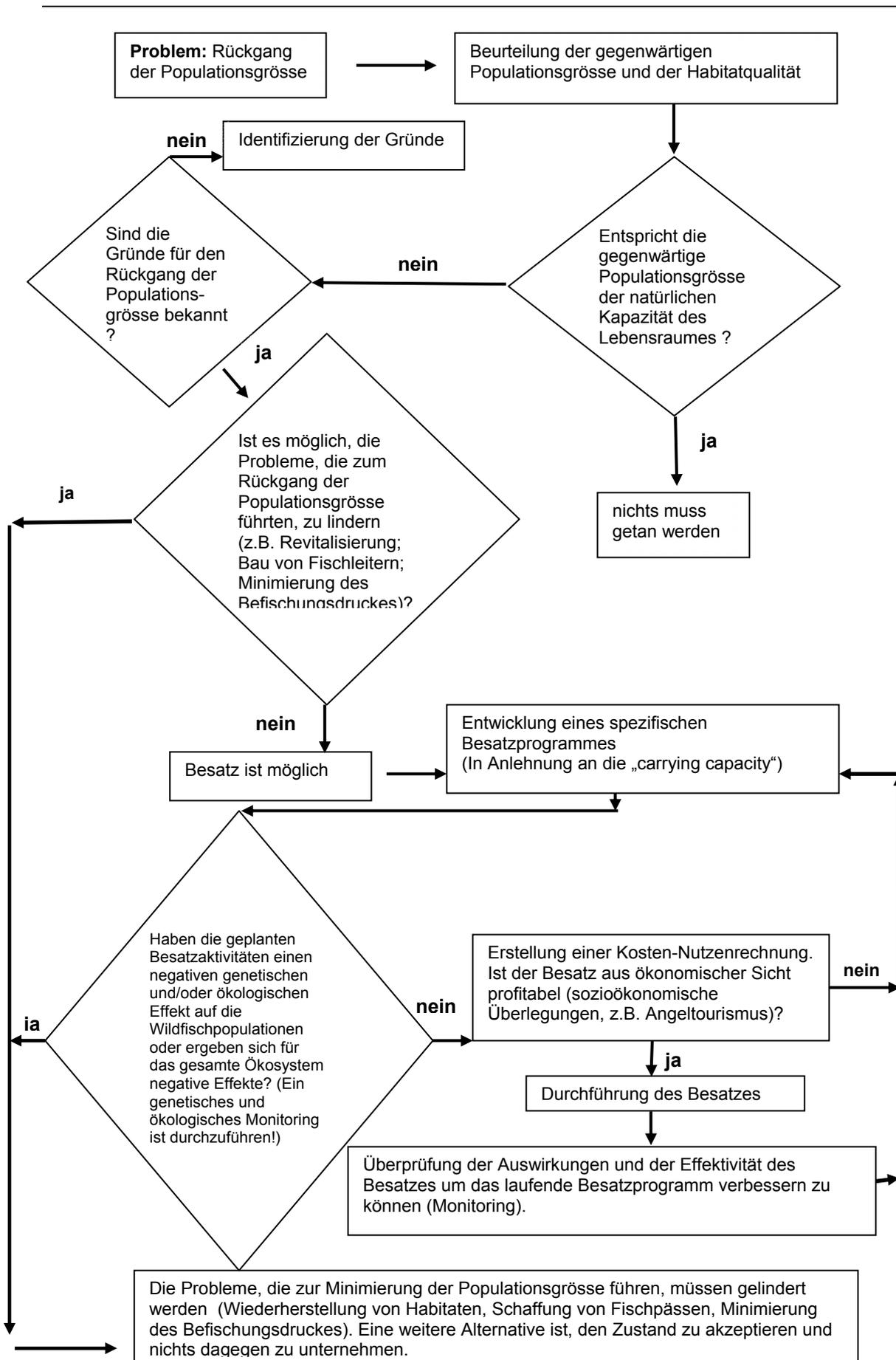


Abb. 5.1: Flussdiagramm zum Entscheidungsprozess vor dem Besatz (verändert aus LAIKRE et al. 1999)

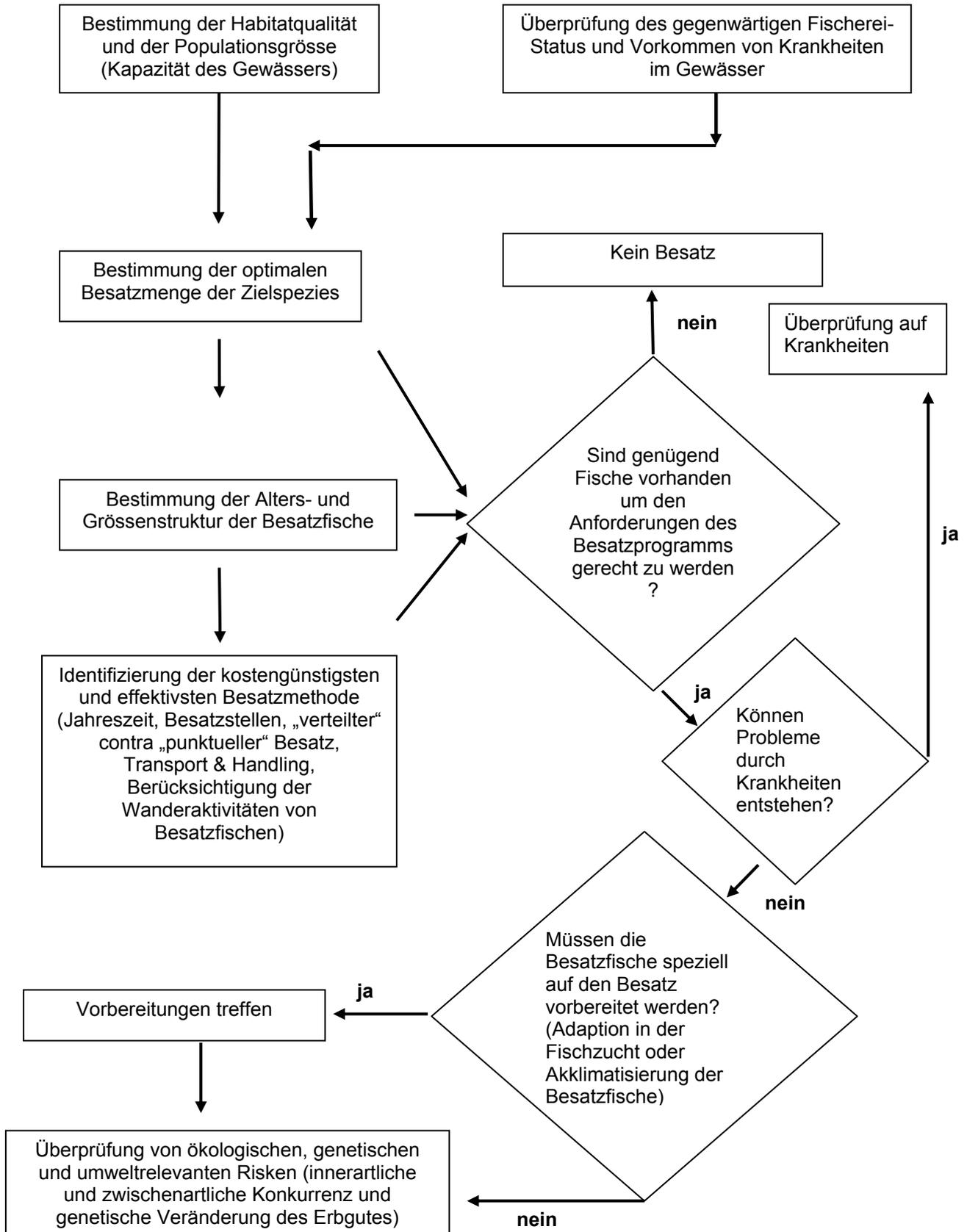


Abb. 5.2: Flussdiagramm zum Entscheidungsprozess bei der Durchführung eines Besatzes (verändert aus COWX 1994)

Abb. 5.1 zeigt, dass vor jeder Besatzmassnahme eine Gewässeruntersuchung notwendig ist. Einerseits müssen fischökologische Untersuchungen (Artenverteilung, Populationsaufbau) durchgeführt und andererseits Habitat-Parameter erhoben werden. Anschliessend erfolgt eine Defizitanalyse mit einer Gewichtung der durchzuführenden Massnahmen. Klar ersichtlich ist, dass Massnahmen, die zu einer Verbesserung am Gewässer führen (Revitalisierungsmassnahmen, Bau von Fischpässen und Umgehungsgerinnen, Anpassung der Fischereivorschriften) dem Fischbesatz vorzuziehen sind. Nur wenn keine dieser Verbesserungen am Gewässer möglich ist, ist ein Fischbesatz in Betracht zu ziehen.

In Abb. 5.2 werden jene Schritte angegeben, die während eines Besatzprojektes einzuhalten sind.

In den nachfolgenden Kapiteln, werden die hier aufgelisteten Punkte, nun einzeln dargestellt und diskutiert:

- Überlebensraten von Besatzfischen, Beitrag von Besatzfischen zum Fischfang (Rückfang)
- Habitat und Wasserqualität des zu besetzenden Gewässers
- Alter, Grösse, Kondition und Wachstum von Besatzfischen
- Zeitpunkt des Besatzes
- Auswahl der Stellen für einen Besatz, „scatter“ contra „spot“ planting
- Handhabung, Transport und Akklimatisierung von Besatzfischen
- Besatzmenge
- Gesundheit von Besatzfischen
- Wanderungen von Besatzfischen
- Innerartliche Konkurrenzphänomene
- Zwischenartliche Konkurrenzphänomene

6. Überlebensraten von Besatzfischen

Die Überlebensraten von Besatzfischen werden in der Literatur als Prozentanteile der ursprünglich eingesetzten Besatzfische über einen bestimmten Zeitraum angegeben. In Fließgewässern kann es aufgrund von Emigration zwischen dem Zeitpunkt des Besatzes und dem Zeitpunkt des Wiederfanges zu nicht exakten Aussagen kommen. **Die umsichtigste Vorgangsweise bei Besatzexperimenten berücksichtigt auch die im Gewässer vorkommende Wildpopulation.** Hierbei werden die Besatzfische als prozentueller Anteil an der gesamten Wildpopulation oder noch exakter als prozentuelle Anteile an den einzelnen Jahrgängen angegeben. Dadurch können Naturkatastrophen (z.B. Hochwasser), die auch Auswirkungen auf die Wildpopulation haben, aufgezeigt werden. Fehlt dieser Vergleich, kann es zu Fehlinterpretationen kommen.

Im Anhang (Tab. 13.4.1) sind die Überlebensraten aus 21 Besatzexperimenten zusammengefasst. Aus dieser Tabelle werden die Überlebensraten unterschiedlicher Altersstadien der Bachforelle entnommen und unter Berücksichtigung des zeitlichen Aspektes in Abb. 6.1 dargestellt.

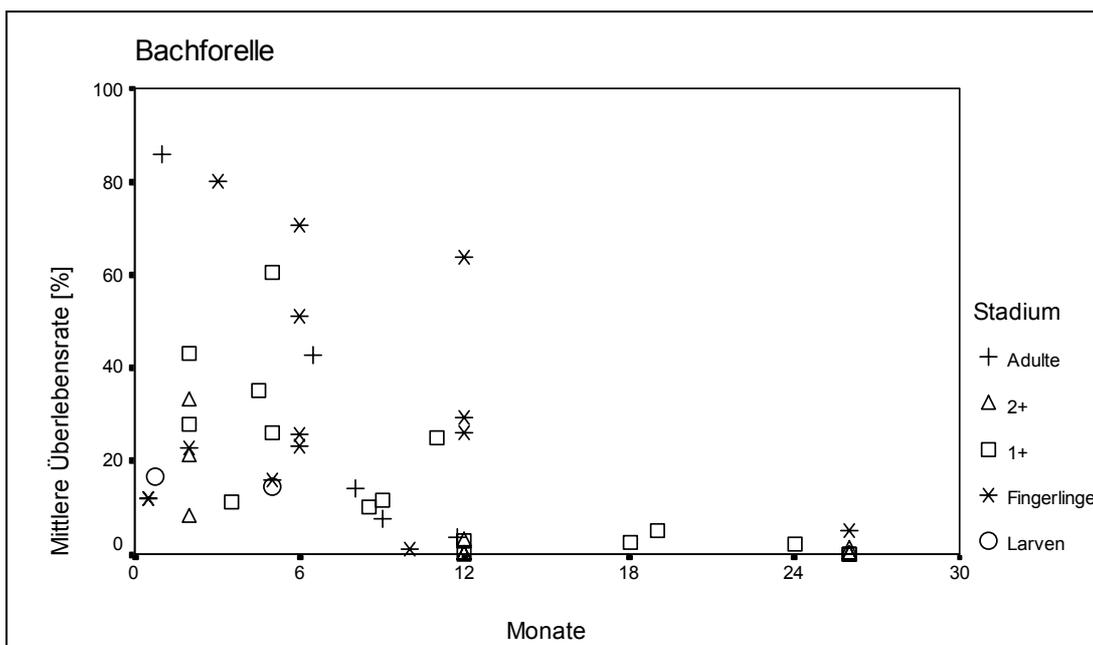


Abb. 6.1: Zeitlicher Aspekt der Überlebensraten bei Besatzexperimenten (Bachforelle)

Die Graphik zeigt, dass im ersten Jahr (bis zum ersten Winter) die Überlebensraten noch sehr unterschiedlich sind (1-86%) aber mit der Zeit bei allen Besatzexperimenten stark abnehmen (nach 1 Jahr zwischen 0% und 5%).

7. Beitrag von Besatzfischen zum Fischfang

Zum Thema „Beitrag von Besatzfischen zum Fischfang (Rückfang)“ gibt es ebenfalls zahlreiche Untersuchungen. **Hier wird die Anzahl der gefangenen Fische in einem bestimmten Zeitraum mit dem durchgeführten Besatz verglichen.** Da es sich hier um Untersuchungen für die Angelfischerei handelt, werden hier die Ausfangsraten von ausschliesslich grösseren und älteren Besatzfischen (Jährlinge, Adulte) untersucht.

Im Anhang (Tab. 13.4.2) sind die Ausfangraten von 15 Besatzexperimenten zusammengefasst.

Die einzig klar zu treffende Aussage über Ausfangraten von Besatzfischen ist, dass der grösste Anteil der Besatzfische in den ersten Wochen nach dem Besatztermin festgestellt wird (WILEY et al.1993, HALE & SMITH 1965, SHETTER 1944, SCHUMACHER 1958, TREMBLEY 1943, SKURDAL et al. 1989, MILLS & RYAN 1973). Danach gehen die Besatzfischanteile stark zurück und liegen im zweiten Jahr (nach dem ersten Winter) unter 5% (HOLOWAY & CHAMBERLAIN 1942).

Aufgrund der unterschiedlichen Versuchsanordnungen und den zahlreichen Faktoren (Habitat und Wasserqualität; Alter, Grösse, Kondition und Wachstum von Besatzfischen; Zeitpunkt des Besatzes; Auswahl der Stellen für einen Besatz, „scatter“ contra „spot“ planting; Handhabung, Transport und Akklimatisierung der Besatzfische; Besatzmenge; Gesundheit von Besatzfischen; Wanderungen von Besatzfischen; innerartliche Konkurrenz, zwischenartliche Konkurrenz), die ein erfolgreiches Besatzprojekt beeinflussen, müssen anschliessend diese Faktoren einzeln betrachtet werden. Nur unter Berücksichtigung all dieser Faktoren können die Ausfangraten sowie die Überlebensraten von Besatzfischen optimiert werden.

8. Faktoren, die den Erfolg von Besatzprojekten beeinflussen

8.1 Habitat und Wasserqualität des zu besetzenden Gewässers

Die Wasserqualität, sowie die Qualität und Quantität des Habitatangebotes, spielen eine entscheidende Rolle bei der Durchführung eines Fischbesatzes.

Die Besatzfische müssen in Gewässerabschnitten ausgebracht werden, in denen die chemischen und physikalischen Parameter sowie die habitatbezogenen Parameter innerhalb ihres Toleranzbereiches liegen.

Diverse Faktoren, wie z.B. niedriger Sauerstoffgehalt, starke Sedimentation, un stabile Wasserführung (Schwall, Sunk), sowie fehlendes Laichhabitat, haben einen negativen Einfluss auf den Besatzerfolg (BETTROSS 2000; GOUDREAU 1998; MARSHALL & JOHNSON 1971). Weiter zeigten BARLAUP & ATLAND (1994) und BARLAUB et al. (1996), dass es in sauren Gewässern zu einer starken Reduzierung des Wachstums der Bachforelle kommt.

Anschliessend werden hier die Präferenzen der Bachforelle bezüglich der Habitatqualität und Wasserqualität aufgezeigt.

Um allen Ansprüchen gerecht zu werden, müssen die Wasserqualität und die Habitatansprüche aller Altersstadien sowie der Unterschied im Sommer- und Winterhabitat berücksichtigt werden.

Ansprüche der Bachforelle an ihr Habitat und an die Wasserqualität

Temperatur

Elliott (1981) bezeichnet den Bereich von 4 bis 19°C als Optimumsbereich. Daran schliesst sich der untere (0-4°C) und obere kritische Bereich (19-30°C) an.

Der Temperaturbereich für das Wachstum liegt zwischen 4 und 19.5°C. Der Überlebensbereich befindet sich zwischen 0 und 25-30°C, je nach Akklimatisierungstemperatur (Abb. 8.1.1).

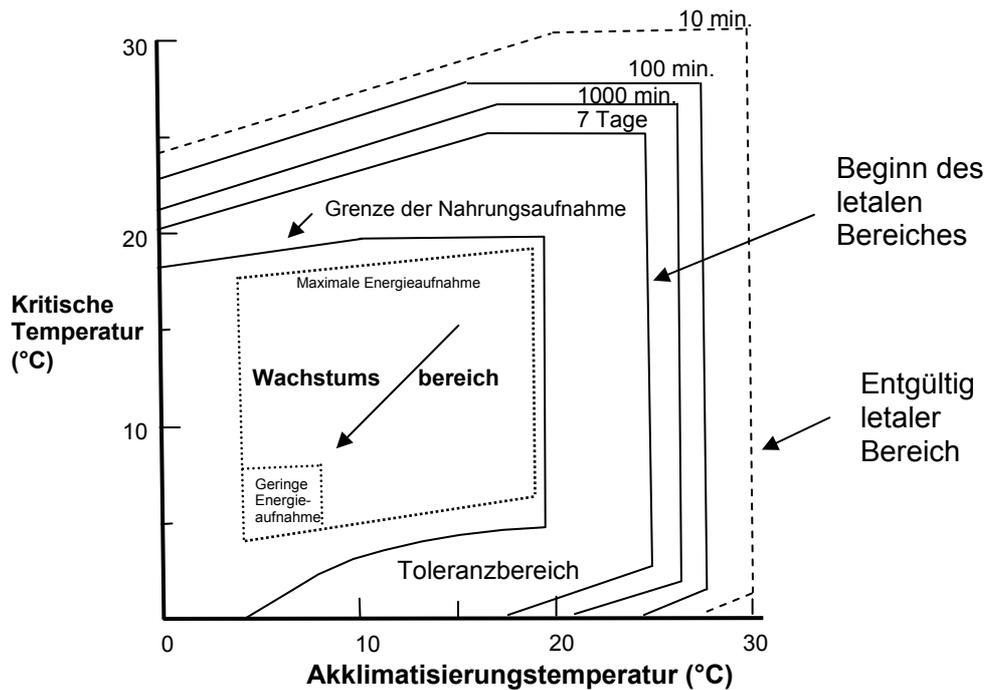


Abb. 8.1.1: Temperaturtoleranzpolygon für die Bachforelle (verändert aus ELLIOTT 1981)

Weitere Angaben aus der Literatur (alle Temperaturangaben cit. aus KÜTTEL et al. 2002):

GRANGE & ANDERSON (1991) geben für Bachforellen eine obere Letaltemperatur von 27.8°C an. BRETT (1952) nennt einen oberen Letalwert von 26.7°C.

Bachforellen-Brütlinge ertragen Temperaturen bis 23°C (VARLEY 1967). Das kritische Temperaturmaximum von 0+ Bachforellen liegt bei 28°C (GRANDE & ANDERSON 1991). Die Vorzugstemperatur für Setzlinge (Vorsömmerlinge und Sömmerlinge) liegt bei 6-14°C, jene für Brütlinge bei 8-13°C (SCHMEING-ENBERDING 1953). CARLINE & MACHUNG (2001) zeigen Unterschiede bei der kritischen Maximaltemperatur zwischen Wild- und Zuchtfischen (29°C, 27-28°C resp.) auf.

Kritische¹ Sauerstoffkonzentrationen (aus PETER & MUELLER 2000)

Forellen:	2.5 - 5 mg/l	(10°C)
	3 - 6 mg/l	(15°C)
	3.5 - 8 mg/l	(20°C)

Kritischer¹ pH-Wert (aus PETER & MUELLER 2000):

Im sauren Bereich	4.4 - 5.5
Im alkalischen Bereich	9.2 - 9.5

¹ Kritische Werte, sind Werte, welche ein Überleben während einer begrenzten Zeit noch ermöglichen.

Laichhabitat

(aus PETER & MUELLER 2000):

Wassertiefe: > 24 cm (> 9 cm, > 15 cm) je nach Autor (SHIRVELL & DUNGEY 1983, ELLIOT 1994, THOMPSON 1972, GROST et al. 1990)

Fliessgeschwindigkeit: 21-64 cm/s (THOMPSON 1972)

Substratgrösse: 6-76 mm (THOMPSON 1972)

Habitatansprüche von Bachforellenbrütlingen

(aus PETER & MUELLER 2000):

Sauberes Kiesbett entlang der Uferlinie mit genügend Sauerstoff und geringer Fliessgeschwindigkeit (Schutz gegen Verdriftung).

Habitatansprüche von juvenilen Bachforellen

(aus PETER & MUELLER 2000):

Mit zunehmender Totallänge (ca. 50 mm) segregieren die Bachforellen in „Riffles“. Hier entgehen sie der Konkurrenz durch grössere Fische. Unterstände als Ruhe- und Versteckplatz erhöhen die Juvenilabundanz.

Habitatansprüche von adulten Bachforellen

(JOHNSON et al. 1995, aus PETER & MUELLER 2000):

Tiefe strukturierte Bereiche und Kolke

Wassertiefe: von 20-130 cm

Mittlere Fliessgeschwindigkeit: von 5-100 cm/s

Substrat: Feinkies bis Grobkies (2 mm-20 cm)

8.2 Alter, Grösse, Kondition und Wachstum von Besatzfischen

Alter und Grösse von Besatzfischen

Das Alter sowie die Grösse der Besatzfische sind stark vom Ziel des Besatzprojektes (Kapitel 4), vom verfügbaren Habitat, von der Grösse der Wildfischpopulation und der Anzahl der Räuber sowie vom Befischungsdruck abhängig.

Aus fischökologischer Sicht ist der Besatz mit juvenilen Fischen zu bevorzugen, da sie langfristig gesehen in der Natur besser zurecht kommen (NAESLUND 1998). Dies führt laut Literatur vor allem in kleinen Zubringern mit reichlich Deckung (NEEDHAM 1969) und in Gewässern mit einer fehlenden bzw. geringen Wildfischpopulation (oder Räubern) zu guten Erfolgen (FITCH 1977; NEEDHAM & SLATER 1944; QUÉBEC MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE 1988a, 1988b). Frühe Lebensstadien, wie z.B. Fischlarven sollten nur in Gewässern besetzt werden, in denen genügend Larvenhabitat bzw. Nahrung vorhanden ist. Um Konkurrenz zu vermeiden, wird empfohlen, dass die Besatzfische dieselbe Grösse aufweisen wie Wildfische im selben Alter (Konkurrenz ist stark grössenbezogen).

Grössere Besatzfische werden vor allem in der „put and take“ Fischerei verwendet. Diese Bewirtschaftungsform verfolgt aber ausschliesslich Ziele der Fischerei, und längerfristig ist keine Verbesserung im Populationsaufbau zu erwarten.

In Gewässern, in denen eine grosse Wildfischpopulation oder viele Räuber vorkommen, wird laut Literatur ein Besatz mit grösseren Besatzfischen vorgeschlagen (QUÉBEC MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE 1988a, 1988b).

Aufgrund der Konkurrenzphänomene (innerartliche und zwischenartliche Konkurrenz) und der möglichen langzeitlichen negativen Auswirkungen (genetische Vermischung) sind laut Autor solche Besatzaktionen sehr stark zu hinterfragen und aus fischökologischer Sicht sogar abzulehnen.

TURNER (1971) fasst zusammen, dass grössere Forellen den unmittelbaren Ausfang erhöhen, hingegen kleinere Forellen der Fischerei länger zur Verfügung stehen.

Weiters zeigen WALTERS et al. (1997) und YULE et al. (2000) in ihren Untersuchungen, dass die Wiederfangrate mit zunehmender Besatzfischgrösse ansteigt.

Kondition und Wachstum von Besatzfischen

Besatzfische werden in Fischzuchten fast ausschliesslich mit Kunstfutter herangezogen und gelangen so gut genährt in das Wildgewässer. Dort haben allerdings alle Besatzfische Schwierigkeiten mit der Aufnahme von Naturfutter. Daher müssen alle Besatzfische sich erst auf die Aufnahme von Naturfutter gewöhnen und zeigen nach dem Besatz kein oder nur geringes Wachstums und/oder eine Verschlechterung der Kondition (BOLES & BORGENSON 1966, DEVERILL et al. 1999, DEVLIN & BETTOLI 1998, FJELLHEIM et al. 1995, HESTHAGEN et al. 1999, WEISS & SCHMUTZ 1999, CASEY 1965a, VINCENT 1960).

Untersuchungen zeigten, dass Besatzfische aufgrund der Fütterung in den Zuchten sehr oberflächenorientiert sind und daher Schwierigkeiten haben, am Boden lebende Benthosorganismen aufzunehmen (VINCENT 1960).

Weiter weisen Magenuntersuchungen darauf hin, dass Besatzfische in den ersten Wochen nach dem Besatz Pflanzenteile sowie kleine Steine fressen (JOHNSEN & UGEDAL 1986). Dieses Verhalten wurde auch bei Wildfischen beobachtet, doch die Aufnahme erfolgt in geringeren Mengen.

Die Adaption an das natürliche Fressverhalten wird in der Literatur von wenigen Wochen bis zu einem halben Jahr angegeben (CRESSWELL et al. 1982, JOHNSEN & UGEDAL 1986, KELLY-QUINN & BRACKEN 1989b, O'GRADY 1983).

Je nachdem, wie lange diese Adaption dauert, kommt es zu einem geringen bis zu einem sehr starken Verlust an Kondition. Dieser Konditionsverlust wird in der Literatur mit der hohen ersten Wintermortalität von Besatzfischen in Zusammenhang gebracht.

Eine positive Wachstumsrate zeigen Besatzfische in vielen Seen und Teichen (OWENS & BETTOLI 1998, ALEXANDER 1975a, 1975b, BERNARD & HOLMSTROM 1978, FALK & LOW 1981). Diese positive Wachstumsrate wird mit einer schnelleren Adaption der Besatzfische an das stehende Gewässer erklärt.

8.3 Zeitpunkt des Besatzes

Die Überlebensraten von Besatzfischen hängen stark vom Zeitpunkt des Besatzes ab. Viele Untersuchungen zeigen, dass ein Frühjahrsbesatz höhere Überlebensraten oder Ausfangsraten bringt als ein Herbstbesatz am Ende der Angelsaison (AASS 1984; BRYNILDSON et al. 1966; SHETTER 1944 & 1962; TEMPELTON 1971; NESBIT & KITSON 1937; CHAMBERLAIN 1943; CHRISTENSON et al. 1954; BARKER 1955; MULLAN & TOMKINS 1959; BOLES & BORGENSEN 1966; STRANGE & KENNEDY 1979; KENNEDY 1982; AHVONEN & IKONEN 1993). **Der ideale Zeitpunkt für einen Besatz, liegt aus ökologischer Sicht knapp nach den Frühjahrshochwässern.** Das reichliche Nahrungsangebot in diesem Zeitraum sowie das Fehlen von Anflugsnahrung im Herbst (Besatzfische sind oberflächenorientiert, siehe Kap. 8.2) werden als Hauptgründe für die besseren Überlebensraten eines Frühjahrsbesatzes angegeben.

Gewässer mit PKD (proliferative Nierenkrankheit)

Die PKD wird durch den einzelligen Parasiten *Tetracapsula bryosalmonae* hervorgerufen. Das Auftreten dieser Krankheit ist abhängig von der Wassertemperatur. Für einen Krankheitsausbruch ist (bei Regenbogenforellen) eine Mindesttemperatur von 15°C notwendig. Bei tieferen Temperaturen können die Fische infiziert sein, ohne dass es zu einem Ausbruch der Krankheit kommt. Forellen, welche die Krankheit überleben oder infiziert waren, können eine Immunität aufbauen.

Solange die gegenwärtig laufenden Untersuchungen keine besseren Empfehlungen zulassen, kann es vorteilhaft sein, einen Besatz im Spätsommer vorzunehmen (*Fischnetz Teilprojekt 01/04 BUWAL: Resistenz-Entwicklung von Bachforellen gegen die Krankheit PKD; Fischnetz Teilprojekt 01/22 FIWI: PKD-Nachweis mittels PCR; Fischnetz Teilprojekt 02/04 Aarg. Fischereiverband, Aqua-Sana: Lebenserwartung bei PKD-resistenten Bachforellen*).

Mit dieser Massnahme soll erreicht werden, dass die Besatzfische im neuen Gewässer zwar in Kontakt mit dem PKD-Erreger kommen und immun werden, aber nicht an der Krankheit sterben (Merkblatt zur PKD vom FIWI, Juni 2001).

8.4 Auswahl der Stellen für einen Besatz, „scatter“ contra „spot“ planting

Auswahl der Stellen für einen Besatz

In der Literatur gibt es nur wenige Hinweise in Bezug auf die Auswahl der richtigen Besatzstelle. FITCH (1977) zeigte in einer Untersuchung, dass die Überlebensrate von 0+ und 1+ Bachforellen in ungeeignetem Habitat 19.6% und im geeignetem Habitat 48% beträgt. Weiter fanden FJELLHEIM et al. (1995) heraus, dass nur sehr wenige Besatzfische von der Besatzstelle an das andere Ufer wechseln. SCHUCK et al. (1948) stellten fest, dass Bachforellen-Fingerlinge höhere Überlebensraten in schnell fliessenden Bereichen („riffle“) aufweisen als in langsam fliessenden Bereichen.

Trotz der wenigen Hinweise aus der Literatur ist die Auswahl der richtigen Besatzstelle ein entscheidendes Kriterium für die Optimierung eines Besatzprojektes. Die

jeweiligen Altersstadien von Besatzfischen bevorzugen unterschiedliche Habitate. Anhand von Habitatpräferenzen muss für die jeweilige Fischart und das jeweilige Altersstadium die Besatzstelle ausgewählt werden.

Nachfolgend wird anhand der Bachforelle ihre Habitatzugehörigkeit in den verschiedenen Altersklassen definiert (siehe auch Kapitel 8.1 Habitat und Wasserqualität):

Bachforellenlarven halten sich bevorzugt in den seichten, langsam strömenden Uferbereichen auf.

Juvenile Bachforellen (Fingerlinge, Sömmerlinge) bevorzugen „Riffle“-Bereiche mit Wassertiefen bis zu 40 cm und mittlerer Fließgeschwindigkeit (< 60 cm/s).

Adulte und subadulte Bachforellen bevorzugen tiefe, gut strukturierte und langsam fließende Bereiche sowie „pools“ (Kolke) (Kap. 4.2.1).

„Scatter“ contra „spot“ planting

Bei der Durchführung des punktuellen Besatzes („spot planting“) werden alle Besatzfische an einer Stelle ausgelassen. Im Gegensatz dazu werden beim verteilten Besatz („scatter planting“) die Besatzfische über das gesamte Gewässer verteilt.

In der Literatur gibt es hierzu sehr unterschiedliche Aussagen. Einige Untersuchungen zeigen, dass keine dieser zwei Methoden einen Vorteil gegenüber der anderen besitzt (SHETTER & HAZZARD 1940; SHETTER 1944; COOPER 1952; MARSHALL & MENZEL 1984).

CRESSWELL et al. (1982), CRESSWELL & WILLIAMS (1982) und HOFMAN (1989) geben höhere Wiederfangraten bei der punktuellen Besatzmethode an, hingegen erzielte KLEIN (1975) mit der verteilten Besatzmethode bessere Ergebnisse.

Hier sollte berücksichtigt werden, dass es sich bei CRESSWELL et al. (1982) und bei CRESSWELL & WILLIAMS (1982) um Untersuchungen zum Thema „Beitrag von Besatzfischen in der Fischerei“ handelt. Da Besatzfische relativ standorttreu sind (Kap. 8.8), werden sie in den ersten Wochen nach dem Besatz zu grossen Stückzahlen an den Besatzpunkten gefangen.

Zusätzlich unterstützt die punktuelle Methode das erzwungene Schwarmverhalten von zu dicht gehaltenen Zuchtfischen. Dieses Schwarmverhalten, in Kombination mit der helleren Färbung der Besatzfische (zurückzuführen auf die Beckenhaltung), kann zu starken Ausfällen durch Räuber führen.

Aus fischökologischer Sicht sollen die Besatzfische so gut wie möglich über das gesamte Gewässer verteilt werden um die Produktivität des Gewässers bestmöglich auszunutzen (LARSON 1972; RASMUSSEN & GEERTZ-HANSEN 1998). Durch diese Massnahme kann die zwischenartliche und innerartliche Konkurrenz (Futter, Habitat, soziale Hierarchie) verringert werden. Dies führt zu einer schnelleren Adaption der Besatzfische an das Gewässer (z.B. keine Konkurrenz um Nahrung). Diese ökonomisch teurere Variante (höherer Arbeitsaufwand) muss hier in Kauf genommen werden.

8.5 Handhabung, Transport und Akklimatisierung der Besatzfische

Der Fang, die Halterung, der Transport und das Einsetzen sind Massnahmen, die bei Besatzfischen zu Stresssituationen führen (BLACK & BARRETT 1957; BARTON 1982; BARTON & PETER 1982; LUTON 1985). Diese Stressreaktionen können anhand von steigenden Kortisol- und Glucose-Werten im Blutplasma gemessen werden (BARTON 2000; BARTON et al. 1980; BARTON & PETER 1982; GRESSWELL 1973; GRESSWELL & STALNAKER 1974).

BARTON et al. (1980) beschreiben, dass es zu einem schnellen Anstieg der Kortisol-Konzentrationen beim Anfang der Besatzfische aus ihren Zuchtbecken kommt. Diese hohen Werte bleiben über die gesamte Besatzaktion (Transport, Besatz) erhalten, und der Besatzfisch benötigt weitere 8 Tage (überprüft in Behältern im Besatzgewässer), um die Kortisol-Ausgangswerte wieder zu erreichen.

Weiter zeigten BARTON & PETER (1982), dass die Zugabe der Betäubungsmittel MS 222 (Tricaine Methanesulfonate) oder 2-Phenoxyethanol während des Transportes zu keinem Stressabbau führt, sondern im Gegenteil, dass dies zu noch höheren Stressreaktionen führt. Ebenso führen unterschiedliche Wassertemperaturen in der Fischzucht und im Transportwasser zu einer erhöhten Stressreaktion.

GRESSWELL (1973) wiederum zeigte, dass Stress, der durch die Handhabung, den Transport und den Besatz entsteht, zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber der Fischkrankheit Furunkulose führt.

JOHNSEN & HESTHAGEN (1990) zeigten, dass je näher die Fischzucht am zu besetzenden Gewässer liegt, die Ausfangraten umso höher sind.

Betreffend Akklimatisierung von Besatzfischen, zeigen GRESSWELL & WILLIAMS (1983), dass die 14-tägige Halterung von Bachforellen in Behältern am Besatzgewässer, im Vergleich zu sofort entlassenen Besatzfischen, zu einer höheren Wiederfangrate führt.

JONSSON et al. (1999) bestätigen in ihrer Untersuchung diese höheren Wiederfangraten und geben zusätzlich höhere Wachstumsraten der akklimatisierten Besatzfische an.

Zusammenfassend müssen folgende Punkte bei der Handhabung und Durchführung des Transportes von Besatzfischen berücksichtigt werden:

- Das „handling“ der Besatzfische soll auf ein Minimum reduziert werden
- Die Besatzfische werden einige Stunden vor dem Transport in den Transportbehälter verlegt (Gewöhnungsprozess, Stressreduzierung)
- Das Wasser in der Fischzucht und im Transportbehälter muss identisch sein (Wassertemperatur, Wasserchemie)
- Der Transport wird bei niedrigen bis mittleren Aussentemperaturen (am günstigsten im Frühjahr, nicht aber an einem heissen Sommertag) durchgeführt
- Keine Zugabe von Betäubungsmittel während des Transportes (zusätzlicher Stress)

-
- Die Besatzfische werden während des Transportes ausreichend mit Sauerstoff versorgt
 - Die Distanz zwischen Fischzucht und Gewässer soll möglichst kurz sein (gibt es Fischzuchten in der Nähe des zu besetzenden Gewässers, die den Ansprüchen der Besatzaktion gerecht werden?)
 - Besteht ein grosser Temperaturunterschied im Transportwasser und zu besetzendem Gewässer, muss durch eine langsame Zugabe von Wasser dieser Temperaturunterschied minimiert werden
 - Die Akklimatisierung der Besatzfische in Behältern am Gewässer (bis zu 2 Wochen) erhöht die Wiederfangraten (Adaptierung an Wasserchemie, Fließgeschwindigkeit und Nahrungsaufnahme ohne sofort abzuwandern)

8.6 Besatzmenge

In der Literatur gibt es keine einheitlichen Richtlinien über die Besatzmenge in unterschiedlichen Gewässertypen.

Dennoch werden in der Literatur folgende allgemeine Aussagen zu diesem Thema getroffen:

Die Besatzmengen werden in der Literatur oft in Zusammenhang mit dem Ausfang aus der Angelfischerei gebracht. BARTON (1979a) berichtet über einen Anstieg der Fangrate von 0.11 auf 0.94 bei einer Steigerung der Besatzmenge von 1.028 Fische/ha auf 2.475 Fische/ha. Ebenso zeigt BARTON (1979b), dass ein Anstieg der Besatzmenge von 1.237 Fische/ha auf 2.471 Fische/ha zu einer Verdoppelung der 1-jährigen Regenbogenforellen in der Rückfangrate führt.

Ist ein Gewässer an der Grenze seiner „carrying capacity“, führt eine Erhöhung der Besatzmenge zu keiner höheren Rückfangrate (KELLY-QUINN & BRACKEN 1989a). Besitzt ein Gewässer eine leere ökologische Nische, kann durch die Erhöhung der Besatzmenge auch die Überlebensrate sowie die Rückfangrate erhöht werden (BUTLER 1975; HESTHAGEN & JOHNSEN 1992; VEHANEN 1995).

Andererseits ist es auch möglich ein Gewässer zu stark zu besetzen. ALEXANDER (1975a) zeigt, dass die Mortalitätsrate von Regenbogenforellen mit steigender Besatzmenge zunimmt.

Der Vergleich von verschiedenen Besatzmengen zeigt, dass zwar der Rückfang von Besatzfischen bei den höchsten Besatzmengen am grössten ist, dass aber die Fischerei und somit die Befriedigung des Fischers unabhängig von der Grösse der Besatzmenge ist (MIKO et al. 1995; HAZZARD & SHETTER 1940). Die gleiche Aussage treffen BUTLER & BORGESON (1965) über Besatzmengen in Kalifornien. MORING (1979) zeigt in seiner Studie, dass, obwohl die Besatzmenge um 25-50% gesenkt wurde, die Rückfangrate gleich blieb.

Aufgrund der fehlenden Hinweise in der Literatur wird hier eine sehr vorsichtige Herangehensweise vorgeschlagen.

Grundsätzlich muss jedes zu besetzende Gewässer vor dem Besatz untersucht werden.

Gewässer mit bestehender guter Wildfischpopulation²

In Gewässern mit bestehender guter Wildfischpopulation ist die Besatzmenge an die Nachkommen der Wildfischpopulation anzupassen (vgl. Kap. 9.1.2).

Gewässer mit geringer oder ohne Wildfischpopulation²

Hier muss über die Habitatquantität und Habitatqualität die Besatzmenge bestimmt werden.

Um Besatzaktionen zu beurteilen, ist in beiden Fällen eine Erfolgskontrolle durchzuführen (Monitoring). Anhand dieser Nachuntersuchungen können die Besatzmengen für die folgenden Jahre optimiert werden.

8.7 Gesundheit von Besatzfischen

In freien Gewässern verlaufen die Auswirkungen von Krankheitserregern weniger dramatisch als in Fischzuchten. Viele Krankheitserreger kommen auch natürlich vor, werden aber in einem intakten Gewässer so verdünnt, dass die Krankheit in den meisten Fällen nur bei relativ wenigen Fischen akut ausbricht.

Dennoch gibt es aus der Literatur zahlreiche Hinweise über eingebrachte Fischkrankheiten durch Besatzfische (HAUNSCHMID & KOZAK 1997; HULBERT 1985; RAHKONEN & KOKSI 1997; REIMER 1964; DeWALD L. & M.A.WILZBACH 1992).

Besatzfische müssen, um in der für sie ungewohnten Natur zurecht zu kommen (Räuber, Umstellung auf Naturfutter, Adaption an die Wasserchemie, Konkurrenz), einen bestmöglichen Gesundheitszustand aufweisen. Einerseits, um selbst höhere Überlebenschancen zu haben und andererseits, um nicht Krankheiten in ein intaktes Gewässersystem einzuschleppen.

Um eine Einschleppung einer Krankheit in das zu besetzende Gewässer zu vermeiden, ist beim Einkauf von Besatzfischen auf folgendes zu achten:

² Fischpopulationen werden über den Populationsaufbau definiert. Im Idealfall besitzt eine intakte Population einen starken ersten Jahrgang (mindestens 50% vom Gesamtbestand, bei guter Reproduktion) und die folgenden Jahrgänge nehmen kontinuierlich bis hin zu den grössten Adulten ab (vgl. Anhang 13.6).

Fischpopulationen werden nicht über die Individuenanzahl definiert. Es gibt einerseits kleine Fischpopulationen mit sehr gutem Populationsaufbau, aber auch recht grosse Fischpopulationen mit gestörtem Populationsaufbau (hervorgerufen z.B. durch Besatz).

- **Möglichst Fische mit Gesundheitszertifikat kaufen**
Um eine Einschleppungen von VHS (Virale Hämorrhagische Septikämie), IHN (Infektiöse Hämato-poietische Nekrose) und PKD (proliferative Nierenkrankheit) in seuchenfreien Gewässern zu vermeiden
- **Um gute Ware zu erhalten, sollte die Bestellung rechtzeitig erfolgen**
- **Der Preis darf nicht entscheidend sein**
- **Fische unbedingt vor dem Kauf optisch überprüfen**
- **Nur klinisch gesunde Fische annehmen**
(keine mageren Fische mit Dunkelfärbung, hervortretenden Augen, Hauttrübungen, Flossenschäden, Apathie, Verletzungen, Geschwüren, verkürzten Kiemendeckeln)
- **Fische 14 Tage vor Zukauf untersuchen lassen**

8.8 Wanderungen von Besatzfischen

Gru nsätzlich weisen viele Sü sswasserfische folgendes Wanderungsverhalten auf (Abb.8.8.2):

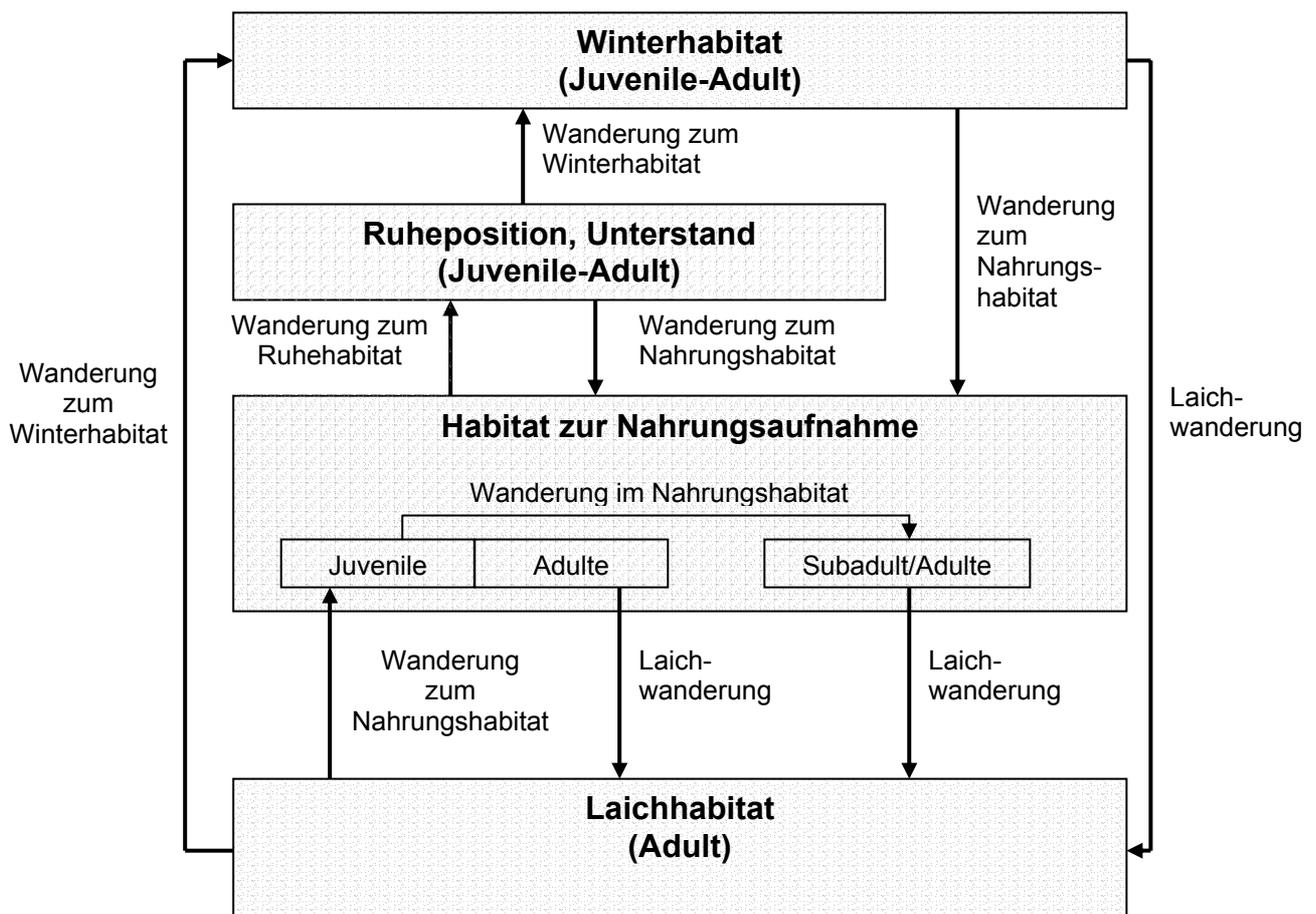


Abb. 8.8.2: Generelles Wanderungsmuster vieler Sü sswasserfische (verändert aus NORTHCOTE 1978)

In der Abb. 8.8.2 wird ersichtlich, dass das Wanderungsverhalten vom Alter der Fische (juvenil, adult) und von der Jahreszeit abhängig ist.

Ebenso gibt es Unterschiede im Wanderungsverhalten unterschiedlicher Fischrassen und Fischarten. Als Beispiel werden hier die vier Lebenszyklus-Strategien der Bachforelle dargestellt (ELLIOT 1994):

Residente Form der **Bachforelle**: Die Forellen bleiben ihr ganzes Leben lang im Geburtsgewässer.

Die zweite Version des Lebenszyklus ist ähnlich der residenten Form. Die parrs³ wandern im Alter von 1+ oder 2+ aus ihrem Geburtsgewässer ab und suchen das Gewässer ihrer Eltern auf. Als adulte Tiere (**Bachforelle oder Flussforelle**) kehren sie dann zum Ablaichen wieder in das Geburtsgewässer zurück.

In der dritten Version des Lebenszyklus wandern die „Smolts“ (die charakteristische Umwandlung vom Parr zum Smolt wird als Smoltifizierung bezeichnet) aus dem Geburtsgewässer ab und suchen einen See auf. Diese Abwanderungen erfolgen im Alter von 1+-3+. Diese Fische kehren später als geschlechtsreife **Seeforellen** wieder an ihren Geburtsort zurück.

Bei der vierten Version des Lebenszyklus wandern die Smolts ins Meer oder in ein Ästuar ab. Die **Meerforellen** bleiben bis zum Eintritt der Geschlechtsreife im Meer und kehren zur Fortpflanzung ebenfalls in ihr Geburtsgewässer zurück.

Über die Wanderungen bzw. die Abwanderungen von Besatzfischen sagt CRESSWELL (1981), dass ein Grossteil der besetzten Bachforellen keine weiten Wanderungen durchführt, sondern in der Nähe der Besatzstelle bleibt.

Die gleiche Aussage trifft PETER (1987) in seinen Besatzexperimenten an der Buechwigger (Abb. 8.8.1).

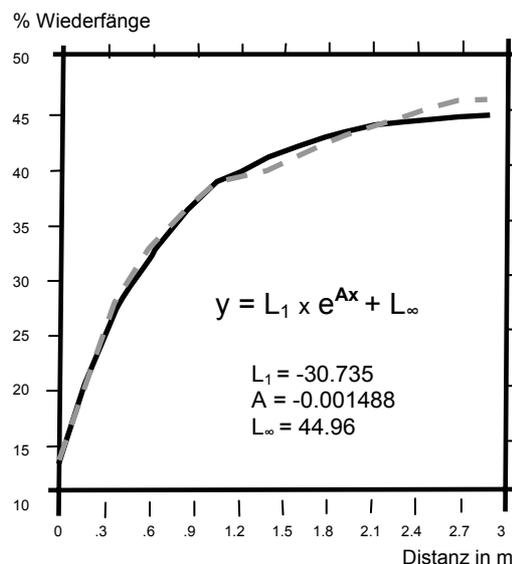


Abb. 8.8.1: Wiederfänge versus Abwanderungsdistanz und Überlebensrate (aus PETER 1987)

³ Verlässt die Bachforellenlarve die Areale nahe der Laichgruben werden sie zu „parrs“ (Parr-Streifen: 9-10 schwarze Streifen auf den Körperseiten).

Die graue Kurve stellt die effektiv beobachteten Wiederfänge dar. Die Resultate basieren auf der Seber-2-catch-Methode (SEBER 1982). Die schwarze Kurve entspricht der errechneten Kurvenanpassung mit den konstanten exponentiellen Überlebensraten. L^∞ (=45%) ist der Überlebensrate der Besatzfische gleichzusetzen. Aus dieser Graphik wird ersichtlich, dass jene besetzten Bachforellen, die überleben, unmittelbar in der Nähe der Besatzstelle wieder gefangen werden und die Abwanderungsdistanz nur einige Meter beträgt.

Viele Autoren bestätigen diese Aussage und stellten Wanderungen von Besatzfischen von weniger als einen Kilometer fest (COBB 1933; TREMBLEY 1943; BRYNILDSON 1967; CRESSWELL & WILLIAMS 1979, 1982, 1983, 1984; SKURDAL et al. 1989; MARCONATO et al. 1990; VEHANEN et al. 1998).

Im Gegensatz dazu wurden vereinzelt auch grosse Wanderungsdistanzen von Besatzfischen festgestellt. KENNEDY (1982) stellte Wanderungen von besetzten Bachforellen bis zu 100 km fest. Ebenso berichtet MORING (1993a) von Wanderungsaktivitäten von Regenbogenforellen bis zu 84 km innerhalb von 4 Tagen nach dem Besatz.

Ein Grossteil der Autoren gibt kurze Wanderungsdistanzen von Besatzfischen an. Daraus lässt sich ableiten, dass Besatzfische sehr standorttreu sind.

Dennoch können folgende Ereignisse zu einer erhöhten Abwanderungsdistanz führen:

- Erhöhter Abfluss durch ein Kraftwerk oder ein Hochwasser (HUSTON & VAUGHAN 1960; SMITH 1967; CORDONE 1968; KENDALL & HELFRICH 1982)
- Reduzierter Abfluss (MURPHY 1962)
- Hohe Besatzdichte (Überbesatz) (CLADY 1973)
- Starke Wassertemperaturschwankungen (CASEY 1965a; CRESSWELL 1981; KENDALL & HELFRICH 1982)
- Eisbildung (SIMPKINS et al. 2000)
- Wanderfreudiger Stamm (Genetik) (CORDONE & NICOLA 1970; MORING & BUCHANON 1978; MORING 1982)
- Gewässerverschmutzung (SCULLION & EDWARDS 1979)

In Gewässern, in denen Probleme mit physikalischen (Wassertemperatur) oder chemischen (Wasserverschmutzung) Parametern vorliegen, oder eine Störung im Abflussregime besteht (Kraftwerke), ist mit einer erhöhten Abwanderungstendenz der Besatzfische zu rechnen. Ebenso kann ein Hochwasser zu einer Verfrachtung frisch besetzter Fische führen.

Diese Möglichkeiten der Abwanderung müssen vor einem Besatz abgeklärt werden.

8.9 Innerartliche Konkurrenz

Definition: Innerartliche Konkurrenz beruht auf der Tatsache, dass jedes Individuum innerhalb einer Population andere Individuen derselben Population beeinflusst und selbst von ihnen beeinflusst wird (aus BEGON et al. 1997)

Innerartliche Konkurrenz ist durch bestimmte gemeinsame Merkmale gekennzeichnet:

- **Ultimater Effekt („ultimate effect“):** Ist der verringerte Beitrag der Individuen zur nächsten Generation gegenüber dem potentiellen Beitrag, den ein Individuum liefern würde, wenn es keine Konkurrenten gäbe (z.B. Konkurrenz der Weibchen bei der Auswahl des Laichplatzes und Konkurrenz der Männchen um die Weibchen).
- **Limitierte Ressource:** Das zweite gemeinsame Merkmal der innerartlichen Konkurrenz ist, dass die Ressource, um die Individuen konkurrieren, limitiert sein muss. (z.B. Nahrung, Habitat)
- **Dichteabhängigkeit:** Beschreibt, dass die Wirkung der Konkurrenz auf ein Individuum zunimmt, je grösser die Anzahl der Konkurrenten wird

Die zwei wesentlichen dichteabhängigen Faktoren sind die Sterberate und Geburtsrate (Abb. 8.9.1).

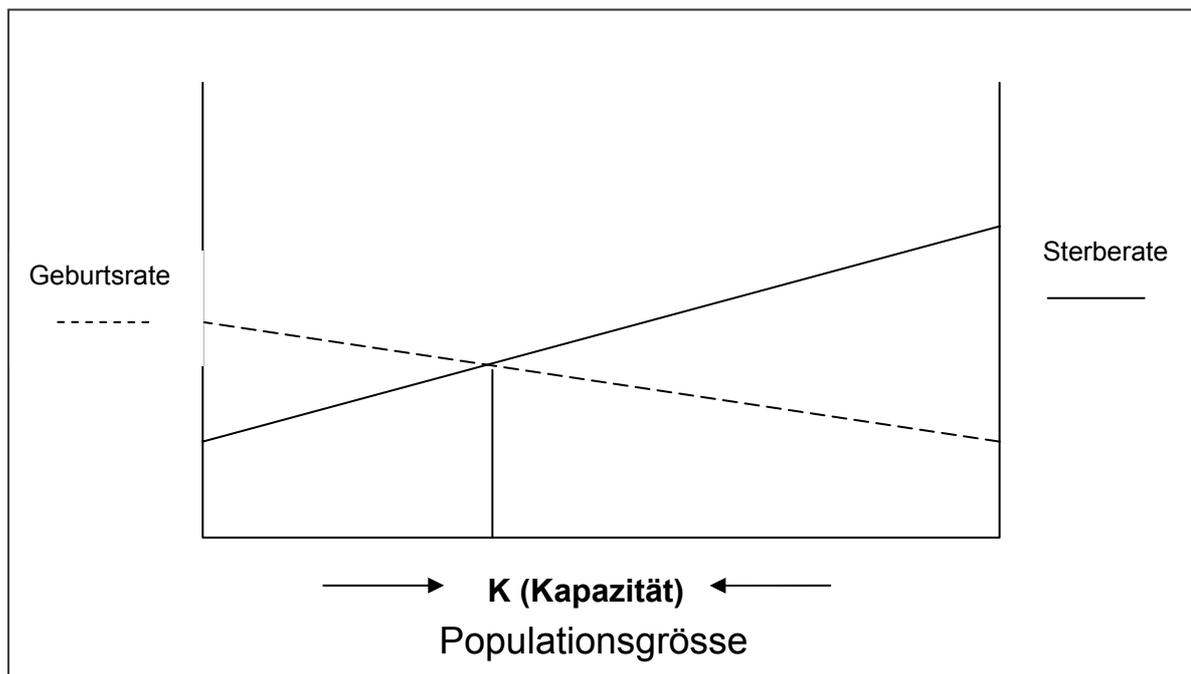


Abb. 8.9.1: Schematische Darstellung der dichteabhängigen Geburtenrate und der dichteabhängigen Sterberate im Bezug zur Populationsgrösse und der Kapazität („carrying capacity“) einer Population (aus BEGON et al. 1997)

Wären die Mortalitätsrate und die Geburtenrate in Bezug auf die Populationsgrösse dichteunabhängig, würden sie parallel zur x-Achse verlaufen (Populationsgrösse bleibt konstant).

Sind diese beiden Raten allerdings dichteabhängig, so sinkt die Geburtenrate mit zunehmender Populationsgrösse und die Sterberate steigt mit zunehmender Populationsgrösse.

Am Schnittpunkt dieser beiden Geraden liegt die Kapazität („carrying capacity“, siehe Anhang Kap. 13.1) der Population. Die Populationsgrösse unterhalb der Kapazität K nimmt zu, da die Geburtenrate höher als die Sterberate ist; und sie nimmt oberhalb von K ab, da die Sterberate höher als die Geburtenrate ist. K liegt deshalb bei einem stabilen Gleichgewicht (siehe Abb. 8.9.1).

Bezogen auf einen durchgeführten Besatz bedeutet dies:

Die Populationsdichte ist gering und die Kapazität ist noch nicht erreicht:

- Durch einen Besatz kann die Populationsgrösse bis zur „carrying capacity“ erhöht werden

Die Populationsdichte liegt an ihrer Kapazitätsgrenze:

- Durch einen Besatz kann die Populationsgrösse aufgrund der innerartlichen Konkurrenz (da die Geburtenrate mit zunehmender Populationsgrösse abnimmt) nicht längerfristig erhöht werden

Die Populationsdichte liegt über ihrer Kapazitätsgrenze:

- Wird durch einen Besatz die Kapazitätsgrenze überschritten, führt dies zu einer erhöhten innerartlichen Konkurrenz und folglich zu einer Abnahme der Populationsgrösse

Um Aussagen zu Konkurrenzphänomenen zwischen Besatzfischen und Wildfischen zu treffen, wird das Verhalten von Wildfischen allopatrisch (alleine vorkommend) und das von Wildfischen und Besatzfischen sympatrisch (zusammen vorkommend) dargestellt (BACHMAN 1984).

Beispiel aus der Bachman Studie (1984)

Wilde Bachforellen allopatrisch

- Sind sehr standorttreu.
- Jede Forelle besitzt innerhalb ihres „home ranges“ mehrere Futterstellen. Bevorzugte Stellen: eingetauchte Steinblöcke, entweder davor oder an der hinteren Oberkante (Fließgeschwindigkeit 8 cm/s).
- Zufluchtstellen bei Störungen (z.B. grosse Vögel): Flucht in tieferes Wasser oder unter einen Felsen oder unter überhängende Vegetation.
- Die Intensität der Futteraufnahme nimmt mit steigendem Alter ab (1+ Fische 20.2 Futteraufnahmen pro 15 Minuten und 6+ Fische 5.6 F./15 Minuten). Hierbei wird Nahrung von der Oberfläche und im Mittelwasser zu ca. gleichen Teilen aufgenommen. Die Nahrungsaufnahme direkt vom Boden ist geringer.

-
- Sind sehr effizient bei der Nahrungsaufnahme (1 Sekunde/Futteraufnahme im Mittelwasser und am Boden, Oberflächennahrungsaufnahme dauert länger).
 - Die soziale Hierarchie ist in Wildpopulationen gut ausgebildet (stark grössen- und altersabhängig). Daher kommt es zu wenigen Auseinandersetzungen.

Besatzfische sympatrisch mit Wildfischen

- Sind nicht so standorttreu (wandern mehr).
- Stehen oft an Stellen mit energetisch ungünstigen Verhältnissen. (gemessen anhand der Flossenschlagfrequenz).
- Fressen weniger und sind in der Nahrungsaufnahme ineffizient.
- Können sich in die soziale Hierarchie nur schlecht einfügen (gewinnen zwar Auseinandersetzungen (die Hälfte der beobachteten Aktionen) mit Wildfischen, behalten aber ihre Position nicht inne).
- Ihre Anzahl nimmt stetig ab, und nur sehr wenige überleben den ersten Winter.

Diese Untersuchung zeigt, dass Besatzfische grosse Schwierigkeiten haben, sich an die Verhältnisse in der Natur anzupassen und eine funktionierende soziale Struktur in Wildfischpopulationen aufzubauen.

Innerartliche Konkurrenzphänomene sind aufgrund von zahlreichen anderen Einwirkungen auf unsere Gewässer (Verlust von Habitaten durch Flussverbauung, Rhithralisierungseffekte, Längskontinuumsunterbrechungen, Gewässererwärmung, Gewässerverschmutzung) sehr schwer als eine der Hauptursachen für einen Fischrückgang nachzuweisen. Dies spiegelt sich auch in der Literatur wider, und zahlreiche Untersuchungen sprechen für Konkurrenzphänomene. Andere hingegen weisen keinen Einfluss von Besatzfischen auf Wildfischpopulationen nach.

Beispiel „Madison River“ (VINCENT 1987)

VINCENT (1987) untersuchte die Auswirkungen eines Regenbogenforellenbesatzes im Madison River auf die dort residente Rothalsforellen-Population (Cutthroat trout). In den Jahren 1955 bis 1969 wurden alljährlich fangfähige Regenbogenforellen (1.600 Fische/Meile) besetzt. Ebenso erfolgte ein Besatz 1972. In den Jahren 1970-1971 und 1973-1976 erfolgte kein Besatz.

In Abb. 3.13.1 sind die Auswirkungen des Besatzes auf die 2+ und älteren residenten Wildfische dargestellt.

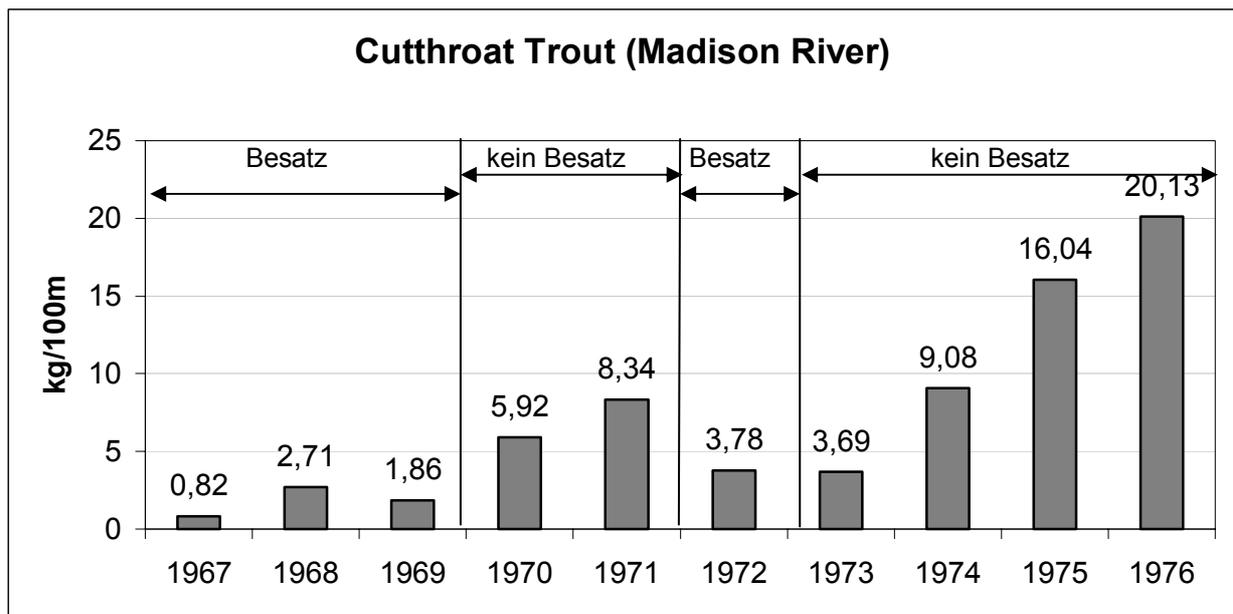


Abb. 8.9.2: Einfluss des Regenbogenforellenbesatzes auf die residente Wildfischpopulation (Cutthroat trout) im „Madison River“

Die sehr niedrigen Biomassen der Wildfische in den Jahren 1967-1969 sind auf den massiven Besatz von fangfähigen Regenbogenforellen seit 1955 zurückzuführen.

Es ist ein deutlicher Anstieg der Biomasse der Wildfischpopulation in den Jahren ohne Besatz zu erkennen. Im Jahre 1976 (nach 4 Jahren ohne Besatz) steigt die Biomasse auf das 11-fache, der durchschnittlichen Biomassen in den Jahren ohne Besatz.

Die geringen Biomassen in Jahren mit Besatz führt Vincent auf innerartliche Konkurrenzphänomene zurück.

Andere Untersuchungen zeigen ebenfalls eine Abnahme der Wildfischpopulation nach einem durchgeführten Besatz (BACHMAN 1984; THUEMBER 1975; SNOW 1974; McMULLIAN 1982).

St. Joe River und Big Springs Creek (PETROSKY & BJORN 1988)

Petrosky & Bjorn (1988) konnten in ihrer Untersuchung keine negativen Effekte von Besatzregenbogenforellen auf die Wildfischpopulation (Cutthroat trout) nachweisen. Ein Besatz von 50 oder 150 Regenbogenforellen (eine Verdoppelung oder Verdreifachung der Wildfischdichte) führte zu keiner Veränderung der Wildfischdichte im St. Joe River. Hier ist anzumerken, dass eine Woche nach dem Besatz, nur mehr ca. 1/3 der Besatzfische (hohe Mortalität) in den untersuchten Abschnitten aufgefunden wurden.

Einzige Ausnahme, ein Kolk mit 500 eingebrachten Besatzfischen (hohe Besatzdichte). Dies führte zu einer schwachen Abnahme der Wildfischpopulation im Vergleich zu unbesetzten Gewässerabschnitten.

Ebenso wurde im Big Spring Creek kein Einfluss der Besatzfische auf die Wildfischpopulation festgestellt. Die höchste Besatzdichte (ca. 10-fache Dichte der Wildfisch-

population), führte in diesen Abschnitten allerdings zu einer erhöhten Mortalität der Wildfische und der Besatzfische.

Diskussion

Auf der einen Seite existieren Untersuchungen, die zeigen, dass Besatzfische aufgrund ihrer fehlenden Adaption an die Verhältnisse in der Natur (Nahrungsaufnahme, Habitatwahl, Fehlen eines sozialen Gefüges) den Wildfischen unterlegen sind und im Laufe der Zeit von ihnen auskonkurriert werden (NEEDHAM & SLATER 1944; MILLER 1954, 1958; REIMERS 1957).

Auf der anderen Seite gibt es Autoren, die eine Konkurrenz bzw. Nischenüberlappung (Nahrung, Habitat, Verhalten) zwischen Wildfischen und Besatzfischen nachweisen:

- WEISS & SCHMUTZ (1999): Einfluss auf das Wachstum und das Wanderungsverhalten der Wildfische durch Besatzfische
- DEVERILL et al. (1999): Zuchtfische sind aggressiver als besetzte Wildfische
- O`GRADY (1983): 12 Monate nach dem Besatz fressen Besatzfische dieselbe Nahrung in gleichen Mengen wie Wildfische
- KAHILAINEN & LEHTONEN (2001): Besatzfische und Wildfische nutzen dieselben Habitate, und nach einigen Monaten fressen beide auch dieselbe Nahrung
- SWAIN & RIDDEL (1990): Die juvenilen Besatzfische sind aggressiver als die juvenilen Wildfische
- MESA (1991): Besatzfische sind aggressiver als Wildfische

Grundsätzlich muss laut Definition der innerartlichen Konkurrenz folgendes berücksichtigt werden:

- **Die Ressource, um die konkurriert wird, muss limitiert vorliegen**

Dies wird auch in der Graphik von MATTHEWS (1998) deutlich (Abb. 8.9.3). Konkurrenz („competition“) tritt nur dann auf, wenn die verfügbare Ressource knapp ist und eine grosse Nischenüberlappung vorliegt. Ist die Nischenüberlappung gering oder ist genügend Ressource vorhanden, kommt es zu keiner Konkurrenz.

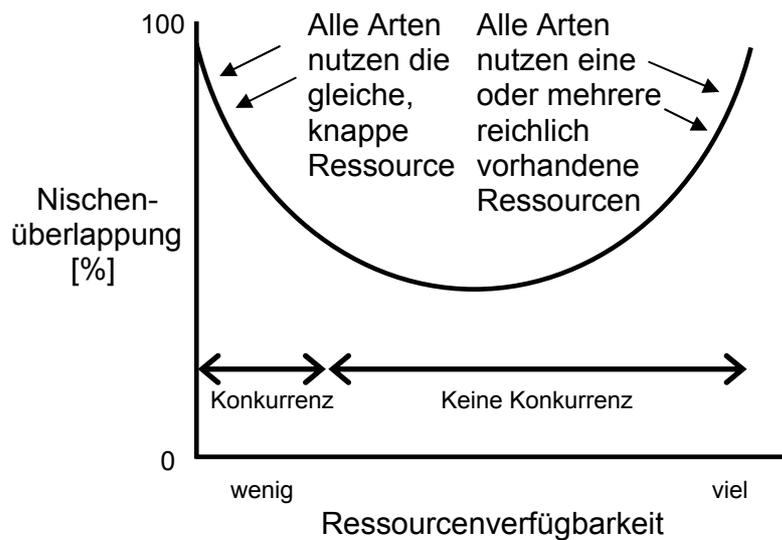


Abb. 8.9.3: Konkurrenz in Abhängigkeit von der verfügbaren Ressource (aus MATTHEWS 1998)

Daher wird in folgenden Situationen entweder Konkurrenz auftreten oder keine Konkurrenz stattfinden:

Hier wird innerartliche Konkurrenz durch Besatz auftreten

- Anthropogen beeinflusste Gewässer, die Mängel an einer Ressource (Habitat und/oder Nahrung) aufweisen
- Gewässer, deren Fischbestand an der Grenze oder oberhalb ihrer Kapazität („carrying capacity“) liegen d.h. die ökologische Nische ist komplett ausgefüllt

Hier wird keine innerartliche Konkurrenz durch Besatz auftreten

- Gewässer, deren Fischbestand unterhalb der Kapazität („carrying capacity“) liegt
- Gewässer, in denen genügend Habitat vorhanden ist

Aus oben angeführten Gründen ist mit innerartlicher Konkurrenz, vor allem in anthropogen beeinflussten Gewässern (mit Mangel an bestimmten Ressourcen) und in Gewässern, die an der Grenze bzw. oberhalb ihrer Kapazität liegen, zu rechnen.

Viele Untersuchungen zeigen, dass in Gewässern mit einer gesunden intakten Wildfischpopulation, Besatzfische hohe Mortalitäten aufweisen und mit der Zeit von den Wildfischen auskonkurrenziert werden (Konkurrenzvorteil liegt aufgrund der Adaptionsschwierigkeiten von Besatzfischen auf der Seite der Wildfische).

In anthropogen stark beeinflussten Gewässern, mit einer geschwächten Population, kann dieser Konkurrenzvorteil jedoch verloren gehen und sich aufgrund von regelmäßig durchgeführtem Fischbesatz (über Jahrzehnte) auf die Seite der Besatzfische verschieben. Aus fischökologischer Sicht sind bei Besatzmassnahmen Abkömmlinge von Wildfischen, domestizierten Zuchtlinien klar vorzuziehen. Dies bedeutet aber auch, dass bei Besatzmassnahmen in Gewässern mit einer bestehenden Wildfischpopulation die Konkurrenzphänomene zwischen Besatzfischen und

Wildfischen grösser werden. Ein widerstandsfähiger Besatzfisch ist ein potenzieller Konkurrent für einen Wildfisch.

Dass Besatzfische sich in der Natur durchsetzen können, ist anhand der Regenbogenforelle in Europa nachgewiesen (siehe zwischenartliche Konkurrenz). Ein weiteres Indiz ist der starke Rückgang der autochthonen Bachforellenpopulation in ganz Europa (WEISS et al. 2001, BERREBI et al. 2000, ALLMODOVAR et al. 2001). Auch hier kam es durch die massive Besatzpolitik zu einer Verdrängung der lokalen Bachforellenstämme (LARGIADER 1995, BAUMMANN 1999, WIRTHNER 2001, FRITZNER et al. 2001).

Solange es jedoch Hinweise für einen negativen Einfluss durch Besatzfische gibt, müssen diese Erkenntnisse bei Besatzprojekten berücksichtigt werden.

8.10 Zwischenartliche Konkurrenz

Definition zwischenartlicher Interaktionen

3 grundsätzliche Auswirkungen

- 1) Eine Art kann das Überleben, das Wachstum oder die Fruchtbarkeit einer anderen Art begünstigen,
- 2) sie kann für die Abnahme der anderen Art verantwortlich sein
- 3) oder sich überhaupt nicht auf sie auswirken.

Tab. 8.10.1: Die Auswirkungen von Art 1 auf die Fitness von Art 2 (aus BEGON et al.1997)

		Auswirkungen von Art 1 auf die Fitness von Art 2		
		vorteilhaft	neutral	nachteilig
Auswirkungen von Art 2 auf die Fitness von Art 1	vorteilhaft	(++) (Mutualismus)		
	neutral	(0+) (Kommensalismus)	(00)	
	nachteilig	(-+) (Räuber-Beute Beziehung)	(-0) (Amensalismus)	(- -) Interaktionstyp

(- -) Interaktionstyp (zwischenartliche Konkurrenz)

Definition

Zwischenartliche Konkurrenz entsteht, wenn beide Arten wechselseitig das Überleben, das Wachstum oder die Fertilität nachweisbar reduzieren (BEGON et al.1997)

Beispiele

Zwischen 1950 und 1960 wurden in den Viktoriasee Nilbarsche (*Lates niloticus*) und *Tilapias* eingesetzt. Dies führte dazu, dass heute *Oreochromis esculentus* (Graham) und 200 Arten von *Haplochromis spp.* verschwunden sind. Weiter sind die Arten

Protopterus aethiopicus (Heckel), *Bagrus docmac* (Forssakal), *Clarias gariepinus* (Burchell), *Schilbe mystus* (L.), *Synodontis victoriae* (Boulenger), *Synodontis atrofischeri* (Hilgendorf) und *Labeo victoriansus* (Boulenger) mittlerweile sehr selten und vom Aussterben bedroht (OKEMWA & OGARI 1994).

Viele weitere Autoren beschreiben ebenfalls die Auswirkungen von Exoten auf heimische Fischarten (KARASEV 1974; ALI 1997).

Anschliessend wird hier ausschliesslich auf die zwischenartliche Konkurrenz bei Salmoniden eingegangen.

Konkurrenz Bachsaibling und Regenbogenforelle

In den letzten 100 Jahren kam es in Amerika und Kanada zu einem starken Rückgang der autochthonen Bachsaiblings-Bestände (WATERS 1983). Früher kam der Bachsaibling nord-östlich der „Hudson Bay“, in den „Great Lakes“ über das Mississippi-Einzugsgebiet bis zum Appalacheengebirge in den Oberläufen sowie auch Unterläufen zahlreicher Gewässer vor. Heute sind die Bestände auf kleine Populationen in Oberläufen reduziert.

Um diese starken Rückgänge zu dokumentieren, wurden zahlreiche Untersuchungen durchgeführt. Als Hauptursache für den starken Rückgang werden anthropogene Beeinflussungen der Gewässer (Rodung, Flussverbauung, Unterbrechung des Längskontinuums, Wasserverschmutzung usw.) angeführt.

Einige Untersuchungen weisen darauf hin, dass der Besatz mit dort nichtheimischen Regenbogenforellen zu zwischenartlicher Konkurrenz führt.

FAUSCH (1989), LARSON et al. (1985), MAGOULIK (1994), MAGOULIK et al. (1998) untersuchten, ob der Rückzug der Bachsaiblingspopulationen in die Oberläufe mit Konkurrenzphänomenen in Verbindung zu bringen ist.

Kommen diese beiden Arten getrennt voneinander vor, erreichen sie in Gewässern mit ähnlichen physikalischen Parametern annähernd dieselben Fischdichten. Hingegen erfolgt bei sympatrischer Lebensweise ein klarer Rückzug des Bachsaiblings in die Oberläufe oder Seitengewässer (LARSON et al. 1985).

Um diese Konkurrenzen zu verdeutlichen, wurden zusätzlich Habitatuntersuchungen dieser beiden Arten durchgeführt. MAGOULIK (1994) und LOHR et al. (1992) untersuchten, ob die Entnahme der Regenbogenforelle (vorher sympatrische Lebensgemeinschaft mit dem Bachsaibling), zu einer Verschiebung im genutzten Habitat führt. Die Resultate bestätigen diese Annahme: die 0+ Bachsaiblinge aber auch die 1+ und älteren Bachsaiblinge wechselten in energetisch günstigere Habitate.

CUNJAK et al. (1984, 1986) führten mit diesen beiden Fischarten Laborversuche durch. In diesen Versuchen wurde das Verhalten (Habitatwahl, aggressives Verhalten, Aufbau von sozialen Hierarchien, Einfluss der Wassertemperatur) in allopatrischen und sympatrischen Systemen untersucht. Interessanterweise dominiert der Bachsaibling die Regenbogenforelle in langsam fliessenden Bereichen, in schnell fliessenden Bereichen gibt es keine klaren Ergebnisse. Dies widerspricht jedoch dem Rückzug des Bachsaiblings in die Flussoberläufe. Wird jedoch die Wassertemperatur berücksichtigt, zeigt sich, dass der Bachsaibling die Regenbogenforelle bei Wassertemperaturen von 8°C bis 13°C dominiert. Andererseits ist bei 19°C die Regenbogenforelle dem Bachsaibling überlegen.

Ein weiteres Konkurrenzphänomen dieser beiden Arten zeigt ROSE (1986) auf. Er konnte nachweisen, dass die Bachsaiblingslarven nach dem Schlüpfen von Regenbogenforellenlarven (erfolgt ca. 3 Wochen später) langsamer wachsen und weniger an Gewicht zunehmen (Konkurrenz um das Larvenhabitat). Dies untermauert der Autor durch Nahrungsuntersuchungen und folgert, dass die hohe Wintermortalität der Bachsaiblinge nach dem ersten Sommer auf dieses Konkurrenzphänomen zurückzuführen ist.

Konkurrenz Bachsaibling und Cutthroat Trout

CUMMINGS (1987) zeigte, dass juvenile „greenback cutthroat trout“ (*Oncorhynchus clarki stomias*) in gemischten Populationen mit Bachsaiblingen in Habitats mit höheren Fließgeschwindigkeiten verdrängt werden. Nach Entnahme der Bachsaiblinge suchen sie energetisch günstigere Habitats auf. NAKANO et al. (1998) konnte, ebenfalls im Bezug auf das Habitat, eine Konkurrenz zwischen Bachsaibling und „bull-charr“ (*Salvelinus confluentus*) nachweisen. Nach der Entnahme des Bachsaiblings kam es zu einer starken Immigration von „bull-charrs“ in das freigewordene Mesohabitat.

HILDEBRAND (1998) untersuchte das Wanderungsverhalten von „cutthroat-trouts“ und resümierte, dass Bachsaiblinge keine Konkurrenz auf residente „cutthroat-trouts“ in gleichen Dichten ausüben. Werden die „cutthroat-trouts“ allerdings entfernt und in Abschnitte mit vorhandenen Bachsaiblingen wieder entlassen, können sie nur in 20% der Fälle wieder ihre vorherigen Habitats einnehmen.

STRACH et al. (1989) führten Larvenbesatzexperimente (*Oncorhynchus clarki lewisi*) in Gewässern mit, respektive ohne, Bachsaiblingspopulation (im zweiten Fall Entnahme der Population durch E-Befischung) durch. Ihre Ergebnisse zeigen, dass es in Gewässern ohne Bachsaiblinge zu einem besseren Aufkommen der autochthonen Larven kommt.

THOMAS (1996) führte Fütterungsexperimente im Labor von sympatrisch lebenden Gemeinschaften von *Oncorhynchus clarki pleuriticus* und Bachsaiblingen durch. Die Aufnahme von Futter der cutthroat trout wurde in Anwesenheit des Bachsaiblings reduziert und der Fettgehalt reduzierte sich signifikant. DUNHAM (1999) konnte allerdings zwischen der „Lahontan cutthroat trout“ (*Oncorhynchus clarki henshawani*) und dem Bachsaibling keine Konkurrenz um Futter feststellen.

GRIFFITH (1972) zeigte im Labor, dass Bachsaiblinge aufgrund ihres Grössenvorteils (schlüpfen früher als die Larven der cutthroat-trout) die Cutthroat-Forellen den ganzen Sommer über auskonkurrenzieren. In der Natur kommt es allerdings zu keiner Konkurrenz, da sich beide Arten in verschiedenen Habitats aufhalten.

Konkurrenz Bachsaibling und Bachforelle

FAUSCH et al. (1981) untersuchten das Verhalten von Bachsaiblingen bevor und nach der Entnahme von Bachforellen aus einem natürlichen Flussabschnitt. Nach der Entnahme der Bachforellen suchten die Bachsaiblinge energetisch günstigere Habitats auf (niedrigere Fließgeschwindigkeit mit Beschattung). Die Autoren schliessen daraus, dass die Bachsaiblinge vor allem in ihren Ruhepositionen („resting position“) auskonkurrenziiert wurden. Laboruntersuchungen von DEWALD et al. (1992) ergänzen dieses Konkurrenzverhalten. Die Aggressivität sowie die Nah-

rungsaufnahme gingen in Anwesenheit der Bachforelle zurück und resultierten in einem Gewichtsverlust der Bachsaiblinge.

Ein weiterer interessanter Aspekt ist, dass 33% der Bachsaiblinge vom Pilz *Saprolegnia* sp. befallen wurden und daran zugrunde gingen. Die Bachforellen zeigten in diesem Versuch keine Infektion und auch die Bachsaiblinge in den allopatrischen Versuchen wurden nicht befallen.

KRUSE (1998) führt an, dass das Verschwinden der „Yellowstone cutthroat-trout“ (*Oncorhynchus clarki bouvieri*) aus 70% ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes einerseits auf die Hybridisierung mit der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) (genetische Untersuchungen) und andererseits auf Konkurrenzphänomene mit dem Bachsaibling und der Bachforelle zurückzuführen ist.

Konkurrenz Bachforelle und Regenbogenforelle

HAYES (1987) und SCOTT & IRVINE (2000) zeigen in ihren Untersuchungen deutliche Konkurrenzphänomene um das Laichhabitat zwischen Bachforelle und Regenbogenforelle. Bei SCOTT & IRVINE (2000) führt dies zum Verschwinden der Bachforellenpopulation, während bei HAYES (1987) die Konkurrenz zu einer sehr geringen Schlupf- und Überlebensrate der Bachforelle führt.

KOČIK & TAYLOR (1994) untersuchten in ihrer Studie juvenile Bachforellen und Regenbogenforellen. Es konnte kein Einfluss der Regenbogenforellen auf die Bachforellen in Bezug auf die Überlebensrate und die Abundanz festgestellt werden. Allerdings wurde eine Reduzierung im Wachstum der Bachforelle beobachtet.

Ebenso weist PETER (1997) auf eine Nischenüberlappung dieser beiden Fischarten im Einzugsgebiet des Bodensees hin. In den monotonen Binnenkanälen überschneiden sich die Lebensraumansprüche (Fressplätze, Ruhepositionen) dieser beiden Fischarten sehr stark. Diese Überlappung der Nischen ist umso stärker ausgeprägt, je monotoner das Gewässer durch anthropogene Eingriffe wird. In den stark veränderten und begradigten Binnenkanälen der Schweiz führt dies zu einer starken Nischenüberlappung dieser beiden Fischarten. Die Folge ist ein starker Rückgang der Bachforellenpopulationen zugunsten der Regenbogenforelle.

Diskussion

Zwischenartliche Konkurrenz wird vor allem zum Thema von Wissenschaft und Bewirtschaftern, wenn es sich um einen Besatz von Exoten (z.B. Regenbogenforelle) handelt. Im Wesentlichen treten die gleichen Phänomene wie bei der innerartlichen Konkurrenz auf. Das heisst, dass die Ressource um die konkurriert wird, limitiert sein muss. Konkurrenz tritt nur dann auf, wenn die verfügbare Ressource knapp ist und eine deutliche Nischenüberlappung vorliegt. Ist die Nischenüberlappung gering oder ist genügend Ressource vorhanden, kommt es zu keiner Konkurrenz, sondern Koexistenz ist möglich (MATTHEWS 1998, siehe auch Abb. 8.9.3).

Eine weitere Erklärung zwischenartlicher Konkurrenzphänomene bietet das Nischenkonzept. Die Definition einer ökologischen Nische im Bezug auf einen Besatz wird hier anschliessend dargestellt.

Die ökologische Nische

(aus BEGON et al. 1997)

Definition

1. Die ökologische Nische einer Art wurde aus Sicht der Art definiert.
2. Obwohl sowohl Nische als auch Habitat durch Umweltparameter definiert werden, charakterisiert der Begriff Nische eine Art, während der Begriff Habitat eine Umwelt charakterisiert, innerhalb derer viele Arten leben können.
3. Die Nische einer Art in Abwesenheit von Konkurrenten anderer Arten ist die fundamentale Nische, das heisst, die Nische, die sie potentiell besetzen könnte. Sind Konkurrenten vorhanden, wird die Art auf eine realistische Nische eingegrenzt (siehe Abb. 8.10.1).

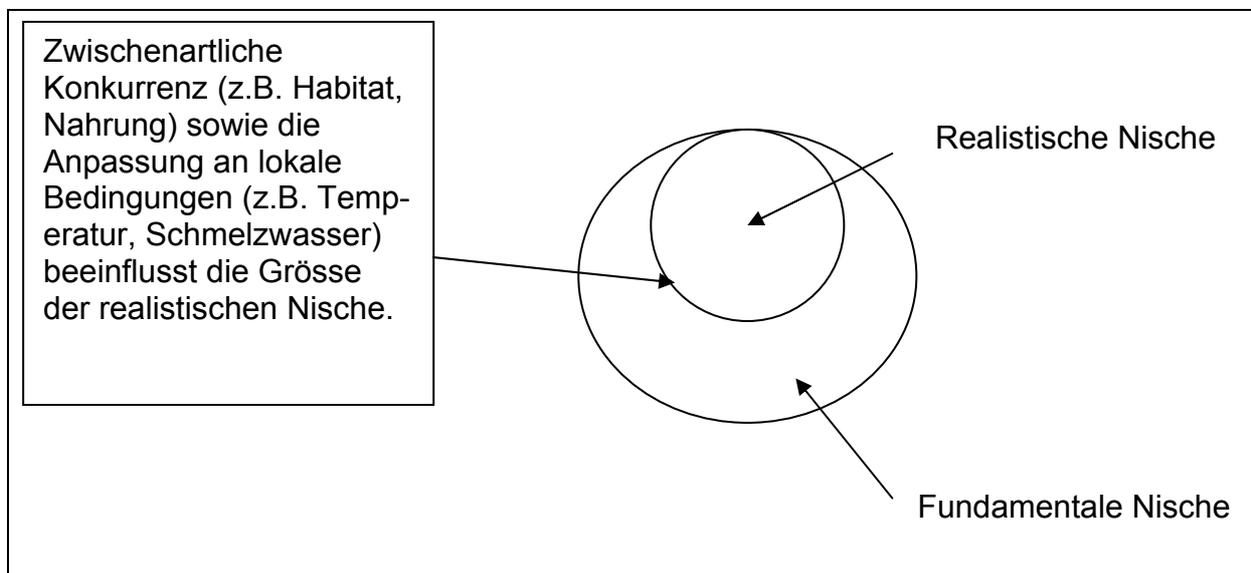


Abb. 8.10.1: Die ökologische Nische (HUTCHINSON 1958)

Bezug zum Besatz (Auffüllen von leeren Nischen)

Laut Definition ist eine leere Nische nicht auf die Umwelt, sondern auf die Art bezogen.

Wird eine Art durch anthropogene Beeinflussungen (z.B. Verschmutzung, Verbauung, Kontinuumsunterbrechungen) reduziert (oder verschwindet), geht auch die Nische dieser Art verloren.

Es ist zwar möglich, eine ausgestorbene oder reduzierte Fischart wieder neu anzusiedeln, dazu müssen aber neue Bereiche im Bezug auf die Abiotik und Biotik des veränderten Ökosystems geschaffen werden. Eine nicht heimische Fischart (z.B. Regenbogenforelle), die an Stelle einer ausgelöschten Fischart oder zusätzlich besetzt wird (Attraktivitätsbesatz, um Ziele der Fischerei zu verfolgen), kann laut Definition diese Nische nicht auffüllen, weil die Nische gar nicht mehr existiert und zusätzlich der Exote selbst hier keine eigene Nische besitzt.

Durch Besatz alleine kann keine neue Nische entstehen, sondern es wird nur der Druck auf die vorhandenen Nischen erhöht (Konkurrenzkampf). Dies kann zu einer weiteren Reduzierung einer Art oder zu einer Verschiebung der Artengemeinschaft führen.

9. Besatzfische und Genetik

9.1 Auswirkungen von Besatzfischen aus genetischer Sicht

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen von Besatzfischen aus genetischer Sicht betrachtet. Die Angaben aus der Literatur zu diesem Thema sind sehr unterschiedlich und reichen von einer starken Beeinflussung bis zu keiner Beeinflussung von Wildfischen durch Besatzfische. ALLMODOVAR et al. (2001) zeigen, dass 25% der untersuchten Bachforellenpopulationen im Douro-System (Spanien) eine Veränderung der Gene durch Besatzfische aufweisen. BERREBI et al. (2000) geben in Südfrankreich einen Vermischungsanteil von Besatzfischen bezüglich den Wildfischen zwischen 0 und 77% an. FRITZNER et al. (2001) geben wiederum einen Vermischungsanteil der untersuchten Bachforellenpopulationen (Funen Insel, Dänemark) von 8-42% an.

LARGIADER (1995), BAUMMANN (1999) und WIRTHNER (2001) untersuchten insgesamt 73 Bachforellenpopulationen in der Schweiz und folgern, dass ein Grossteil der ursprünglichen Lokalrassen (Bachforellen) durch Besatz mit Zuchtforellen verdrängt worden ist⁴. Ähnliche Aussagen treffen WEISS et al. (2001) über die Bachforellenpopulationen in Österreich.

Im Gegensatz dazu berichten MORAN et al. (1991) von gar keiner bis zu einer sehr geringen Durchmischung der Wildpopulationen durch Besatzfische in Asturia (Spanien).

Aufgrund dieser teilweise sehr bedenklichen Aussagen werden hier einerseits die genetischen Probleme bei der künstlichen Vermehrung von Wildfischen und domestizierten Fischen dargestellt und andererseits der genetische Einfluss dieser Besatzfische auf die Wildfische diskutiert.

9.1.1 Unterschiedliche Zuchttypen

Zur Weitervermehrung von Salmoniden werden in Fischzuchten entweder Wildfische oder domestizierte Fische verwendet.

Wildfische

Definition: Wildfische sind Populationen, die in einem Wildgewässer geboren wurden und aus genetischer Sicht rein (autochthon) und von Besatz unbeeinflusst sind.

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

⁴ In der Schweiz gibt es 4 Haupteinzugsgebiete: 1. Adriatisches Einzugsgebiet, 2. Donau-Einzugsgebiet, 3. Rhein-Einzugsgebiet und 4. Rhône-Einzugsgebiet. Zwischen den ursprünglichen Forellenpopulationen der vier Haupteinzugsgebiete besteht eine starke genetische Differenzierung. Die ursprüngliche genetische Populationsstruktur ist zwar noch nachweisbar, jedoch besitzen die meisten untersuchten Populationen eine genetische Zusammensetzung, die auf eine weitgehende Verdrängung der Lokalpopulationen durch Besatzfische (die von einer **atlantischen** Populationsgruppe abstammen) schliessen lässt.

Wildfische sind reproduktionsfähige Populationen, die in einem natürlichen Gewässer geboren wurden, unabhängig davon, ob sie aus genetischer Sicht rein oder durchmisch sind.

Domestizierte Fische

Definition: Domestizierte Fische sind Fische, die über einen langen Zeitraum in Fischzuchten weitervermehrt werden. Dies führt zu einer bedeutenden Veränderung der genetischen Eigenschaften der Zuchtfische. Folgende Faktoren führen zu einer Domestizierung:

1) durch die Fischzüchter selbst: bestimmte Merkmale (z.B. früher Laichterin, schnelles Wachstum, grosse Eizahlen, Färbung) werden über lange Zuchtlinien über die Selektion der positiven Massenauslese herausgezüchtet.

2) durch Umweltbedingungen in der Fischzucht: dies führt zu einer Selektion von bestimmten Merkmalen (Fluchtverhalten, Aggressivität, soziales Gefüge), die sich meist erheblich von denjenigen im natürlichen Lebensraum unterscheiden.

9.1.2 Gewinnung von Besatzfischen durch Abstreifen von Wildfischen („Supportive breeding“)

Bei der Gewinnung von Besatzfischen durch Abstreifen von Wildfischen gibt es folgende zwei Vorgehensweisen:

Geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung

Da der Fang von Laichtieren für einen unterstützenden Besatz in vielen Fällen sehr aufwändig ist, wird oft über mehrere Generationen der Laichtierbestand in der Fischzucht mit Nachkommen der gefangenen Elterntiere aufrechterhalten. In diesem Fall spricht man von einer „geschlossenen“ Bewirtschaftung eines Fischbestandes in Gefangenschaft, weil mehrere Generationen ohne genetischen Beitrag von aussen aus demselben Bestand hervorgehen.

Offene Laichtier-Bewirtschaftung

Bei der Verwendung von Laichtierbeständen in Gefangenschaft ist der Bestand gelegentlich mit Individuen der natürlichen Ausgangspopulation „aufzufrischen“ („offene Bewirtschaftung“). Im Idealfall werden jährlich neue weibliche und männliche Laichtiere aus der Wildpopulation entnommen und eingekreuzt. Mit dieser Massnahme kann der Zuchtfischstamm regeneriert, die genetische Ähnlichkeit mit der Wildpopulation erhalten und die Inzucht reduziert werden.

Auswirkungen auf den Zuchtstamm

Offene Laichtier-Bewirtschaftung

Folgende Schritte sollen bei der offenen Bewirtschaftungsform aus genetischer Sicht berücksichtigt werden (siehe Abb. 9.1.2.1):

Unterstützender Besatz mit der „offenen Laichtier-Bewirtschaftung“
 (Laichtiere werden jedes Jahr neu aus der natürlichen Laichpopulation entnommen oder die Zuchtpopulation wird jedes Jahr mit neuen Laichtieren aus der Wildpopulation aufgefrischt)

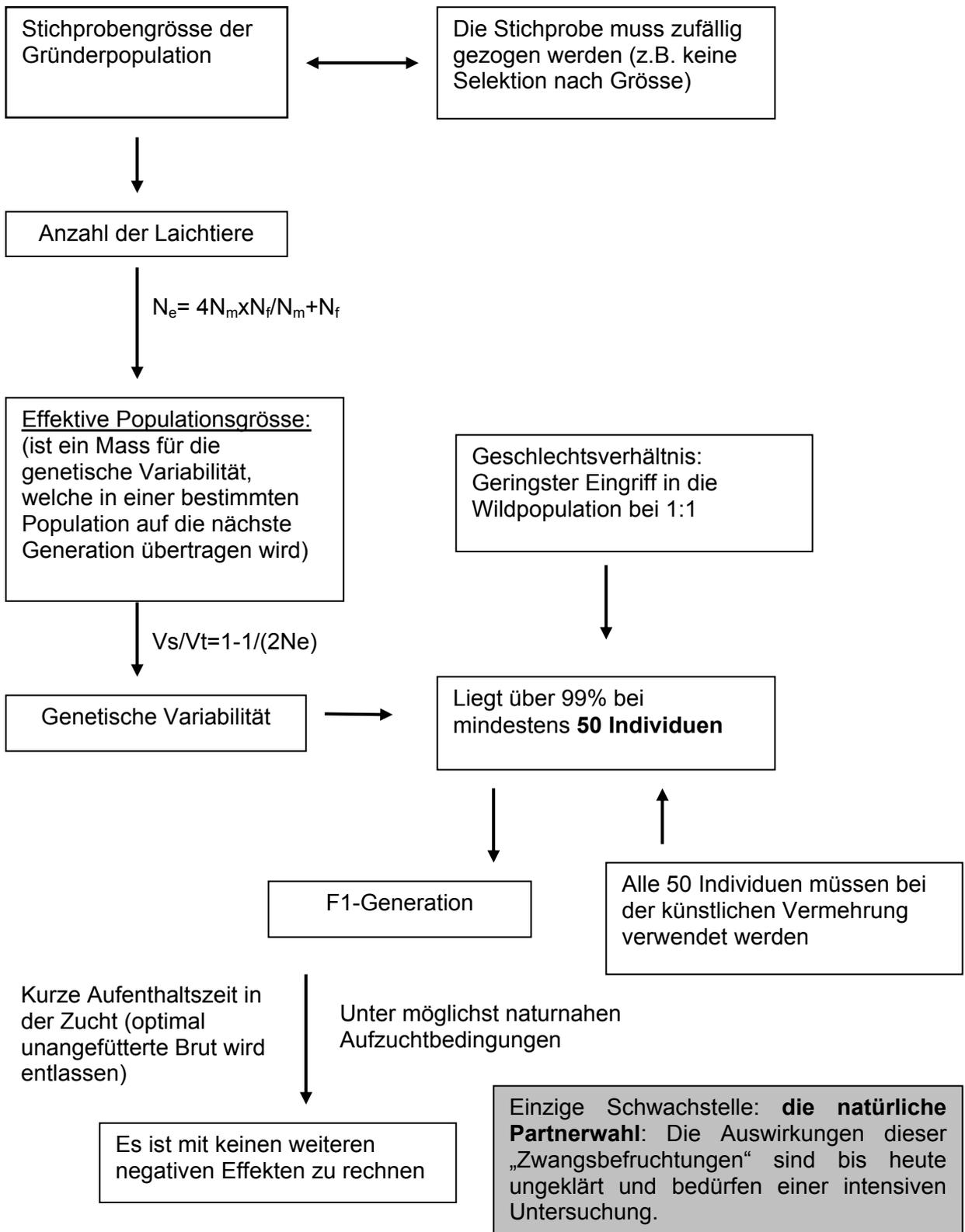


Abb. 9.1.2.1: Vorgehensweise bei der offenen Laichtier-Bewirtschaftung

Ausgangspunkt ist die **zufällig gezogene Stichprobengrösse** der entnommenen Laichtiere aus der Wildpopulation.

(„zufällig gezogen“ bedeutet: z.B. keine Selektion nach Fischgrösse. Ziel ist es, dass das gesamte Spektrum der Laichpopulation in der Stichprobe enthalten ist)

Anschliessend kann über die Anzahl der gefangenen Laichtiere die effektive Populationsgrösse mit folgender Formel geschätzt werden:

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

N_e = effektive Populationsgrösse

N_m = die Anzahl der männlichen Laichtiere

N_f = die Anzahl der weiblichen Laichtiere

Die effektive Populationsgrösse ist ein Mass für die genetische Variabilität, welche in einer bestimmten Population auf die nächste Generation übertragen wird (vgl. detaillierte Darlegung in LARGIADER & HEFTI 2002).

Die tatsächliche Berechnung der effektiven Populationsgrösse ist allerdings relativ komplex, weil dafür gewisse Parameter bekannt sein müssen (z.B. durchschnittliche Grösse und Varianz der Nachkommenschaft pro Elternpaar). Diese Parameter sind bei der künstlichen Befruchtung kaum zu ermitteln (falls wie üblich die Milch von mehreren Männchen mit den Eiern mehrerer Weibchen vermischt werden).

Über die geschätzte effektive Populationsgrösse kann anschliessend die genetische Variabilität der gezogenen Stichprobe berechnet werden:

$$V_s/V_t = 1 - \frac{1}{2N_e}$$

V_s/V_t = genetische Variabilität

N_e = effektive Populationsgrösse

In Tab. 9.1.2.1 und Tab. 9.1.2.2 ist die effektive Populationsgrösse (N_e) und die genetische Variabilität (V_s/V_t) einer Stichprobe in Abhängigkeit von der Anzahl gefangener Männchen und Weibchen dargestellt. Grau unterlegt sind alle Werte, welche mindestens 99% der genetischen Variabilität in der Ausgangspopulation entsprechen.

Tab. 9.1.2.1: N_e = effektive Populationsgrösse ($N_e = 4N_m \times N_f / N_m + N_f$)

	5 Männchen	10 Männchen	25 Männchen	50 Männchen	100 Männchen
5 Weibchen	10	13	17	18	19
10 Weibchen	13	20	29	33	36
25 Weibchen	17	29	50	67	80
50 Weibchen	18	33	67	100	133
100 Weibchen	19	36	80	133	200

(aus Largiader & Hefti 2002)

Tab. 9.1.2.2: $V_s/V_T =$ genetische Variabilität ($V_s/V_T = 1-1/2N_e$)

	5 Männchen	10 Männchen	25 Männchen	50 Männchen	100 Männchen
5 Weibchen	0.950	0.961	0.970	0.972	0.974
10 Weibchen	0.961	0.975	0.983	0.985	0.986
25 Weibchen	0.970	0.983	0.990	0.992	0.994
50 Weibchen	0.972	0.985	0.992	0.995	0.996
100 Weibchen	0.974	0.986	0.994	0.996	0.998

(aus Largiader & Hefti 2002)

Aus den Tabellen 9.1.2.1 und 9.1.2.2 wird ersichtlich, dass die Stichprobengrösse stark vom Geschlechterverhältnis abhängig ist. Der geringste Eingriff in die Wildpopulation wird bei einem Geschlechterverhältnis von 1:1 erreicht. Hier sind 50 Individuen (25 Männchen und 25 Weibchen) notwendig, um eine genetische Variabilität von über 99% zu erhalten. Verschiebt sich das Geschlechterverhältnis, ist eine weit aus grössere Anzahl von Laichtieren aus der Wildfischpopulation zu entnehmen, um die angestrebte genetische Variabilität von mindestens 99% zu erhalten.

Generell werden Stichprobenumfänge empfohlen, welche einer minimalen effektiven Populationsgrösse von 50 bis 500 Individuen entsprechen (ALLENDORF et al. 1987; LANDE & BARROWCLOUGH 1987).

Der nächste entscheidende Schritt findet bei der künstlichen Befruchtung statt. Hier ist darauf zu achten, dass alle 50 Individuen an der künstlichen 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 und erst anschliessend kommt es zur Vermischung mit den Eiern).

Kommt es zu einer möglichst kurzen Aufenthaltszeit der F1-Generation in der Zucht (optimal: die unangefütterte Brut wird ins Naturgewässer entlassen) unter möglichst naturnahen Bedingungen (siehe Kapitel 10), ist mit keinen weiteren negativen Effekten zu rechnen.

Der einzige Schwachpunkt dieser Bewirtschaftungsform liegt in der fehlenden natürlichen Partnerwahl⁵. Die Auswirkungen dieser „Zwangsbefruchtungen“ in der Zucht sind bis heute ungeklärt und bedürfen einer intensiven Untersuchung.

Geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung: (zusätzliche Effekte)

Die geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung wird ebenfalls von der Stichprobengrösse der Gründerpopulation, der Zufälligkeit der gezogenen Stichprobe, der effektiven Populationsgrösse und dem Geschlechterverhältnis beeinflusst (siehe offene Bewirtschaftungsform).

⁵ In der Natur herrscht strikte Partnerwahl. Die Befruchtung der Eier erfolgt durch das Alpha-Männchen. Zusätzlich kommt es zu einer Befruchtung der Eier durch anwesende „sneakers“. „Sneakers“ sind meist jüngere und kleinere Männchen, die jede Unachtsamkeit des Alpha-Männchens ausnützen, um einen Teil der Eier des Weibchens zu befruchten.

Zusätzlich kommt es aufgrund der geschlossenen Bewirtschaftungsform zu weiteren negativen genetischen Effekten (siehe Abb. 9.1.2.2):

Unterstützender Besatz mit der „geschlossenen Laichtier-Bewirtschaftung“
Da der Fang von Laichtieren für einen unterstützenden Besatz in vielen Fällen sehr aufwendig ist, wird oft über mehrere Generationen der Laichtierbestand in der Fischzucht mit Nachkommen der gefangenen Elterntiere aufrechterhalten.

Ausgangspunkt:
(siehe offene Laichtier-Bewirtschaftung)
Stichprobengröße, Zufälligkeit der Stichprobe
effektive Populationsgröße, Geschlechterverhältnis



Weitere negative genetische Effekte hervorgerufen durch die geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung

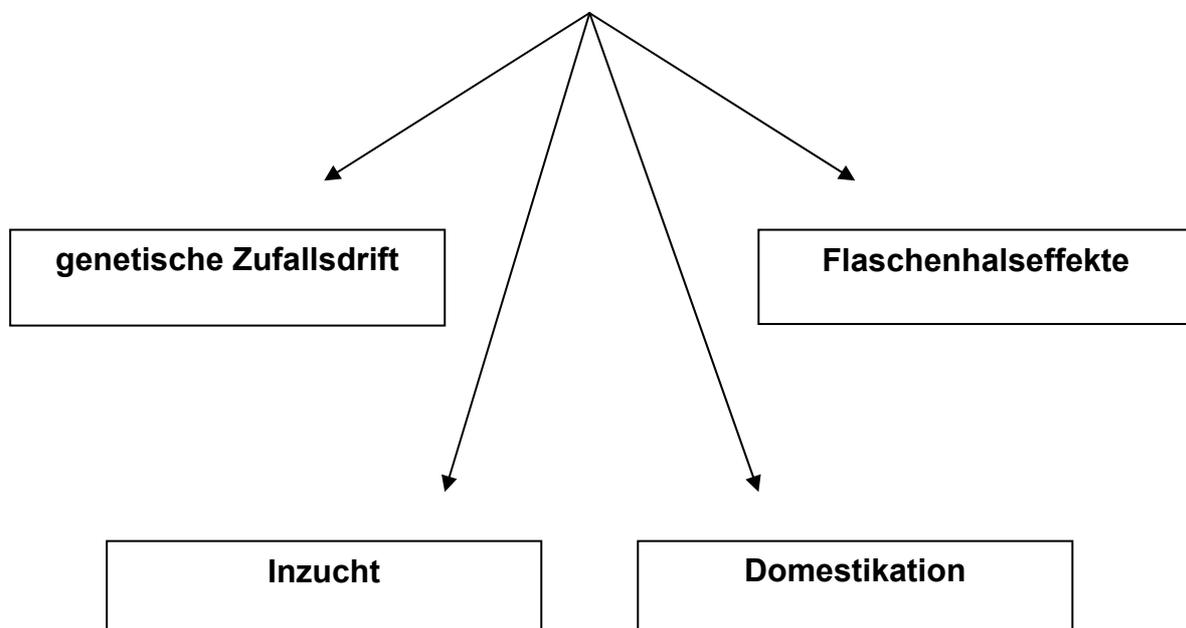


Abb. 9.1.2.2: Negative Effekte der geschlossenen Laichtier-Bewirtschaftung

-
- **genetische Zufallsdrift:** In jeder Generation geht ein Teil der ursprünglichen Variabilität durch genetische Zufallsdrift verloren (siehe LAGIARDER & HEFTI 2002). Die Abnahme der genetischen Variabilität über mehrere Generationen ist umso kleiner, je grösser die effektive Populationsgrösse der Gründerpopulation ist.
 - **Flaschenhalseffekte:** Entstehen, wenn die effektive Populationsgrösse der verwendeten Laichtiere in der Gründerpopulation nicht über mehrere Generationen aufrechterhalten wird. Gibt es starke Schwankungen in der effektiven Populationsgrösse über mehrere Generationen, kommt es zu einem starken Verlust der genetischen Variabilität. Dieser Effekt kann auch in der Natur durch eine Katastrophe (Vergiftung, Hochwasser) ausgelöst werden.
 - **Inzucht:** Entsteht durch eine fortgesetzte Paarung naher Verwandter. Dies führt nicht zu einer Beeinträchtigung der gesamten genetischen Variabilität, sondern es kommt zu einer Erhöhung des Homozygotiegrades (FRANKEL & SOULE 1981). Die negativen Folgen der Inzucht werden unter dem Begriff „Inzuchtdepression“ zusammengefasst und sind hauptsächlich eine Folge der Tatsache, dass nachteilige, rezessive Allele homozygot werden. Dadurch werden grundsätzlich Reproduktionsmerkmale (Fertilität, Alter bei Geschlechtsreife) sowie Wachstums- und Überlebensraten beeinflusst (ROBERTSON 1955, BOWMAN & FALCONER 1960, FALCONER 1981). Inzucht reduziert also die Vitalität und Fruchtbarkeit und somit die Fitness.
 - **Domestikation:** Durch Selektion der Fischzüchter und durch Umwelteinflüsse in der Fischzucht kommt es im Laufe der Zeit zu einer starken genetischen Veränderung der Zuchtfische.

Auswirkungen auf die Wildfischpopulation

Offene Laichtier-Bewirtschaftung

Werden die oben beschriebenen Schritte und Massnahmen der offenen Bewirtschaftungsform berücksichtigt, ist bei der Durchführung des Besatzes dennoch auf folgendes zu achten:

Es wird aus einer Wildfischpopulation eine gewisse Anzahl von Laichtieren zur Nachzucht entnommen. Es stellt sich nun die Frage: Wie viel Nachzucht (Besatzmenge) darf man in die Wildfischpopulation einbringen, um die genetische Variabilität der gesamten Wildfischpopulation möglichst hoch zu halten (siehe Abb. 9.1.2.3).

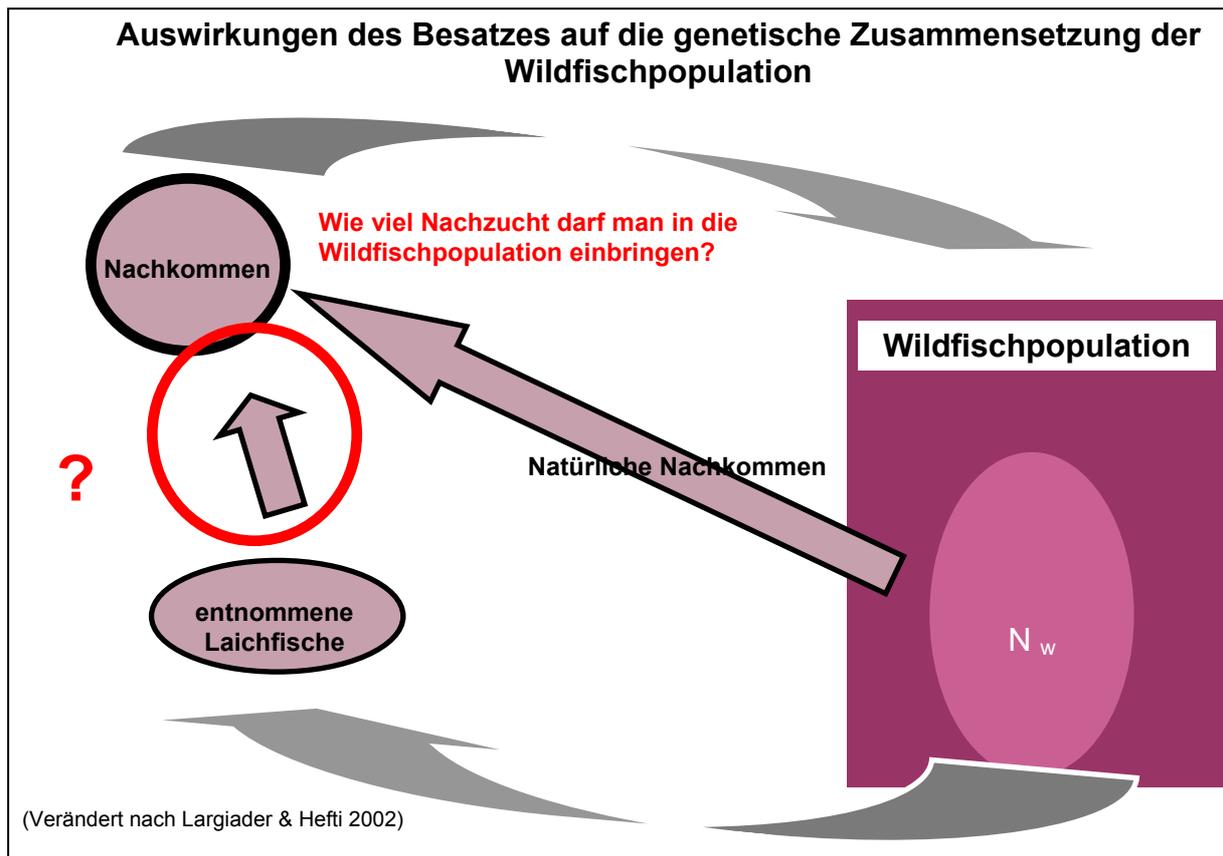


Abb. 9.1.2.3: Auswirkungen des Besatzes auf die genetische Zusammensetzung der Wildfischpopulation

Je nachdem, wie gross der Anteil der Besatzfische im Vergleich zu den Nachkommen der Wildpopulation ist, kann dies zu einer Erhöhung, aber auch zu einer Verringerung, der genetischen Variabilität der gesamten Population führen. Dies ist einerseits abhängig von der Anzahl der entnommenen Laichtiere und andererseits vom relativen Beitrag der Elterntiere in der Zucht an die gesamte Nachkommenschaft.

In Abb. 9.1.2.4 wird dies anhand eines Beispiels dargestellt. Ausgangspunkt ist eine Wildpopulation ($N_w=200$) aus der 50 Laichtiere zur künstlichen Weitervermehrung entnommen werden. Da die Nachkommen in diesem Falle als unterstützender Besatz wieder in das Wildgewässer zurückgesetzt werden, bleibt N_w konstant bei 200.

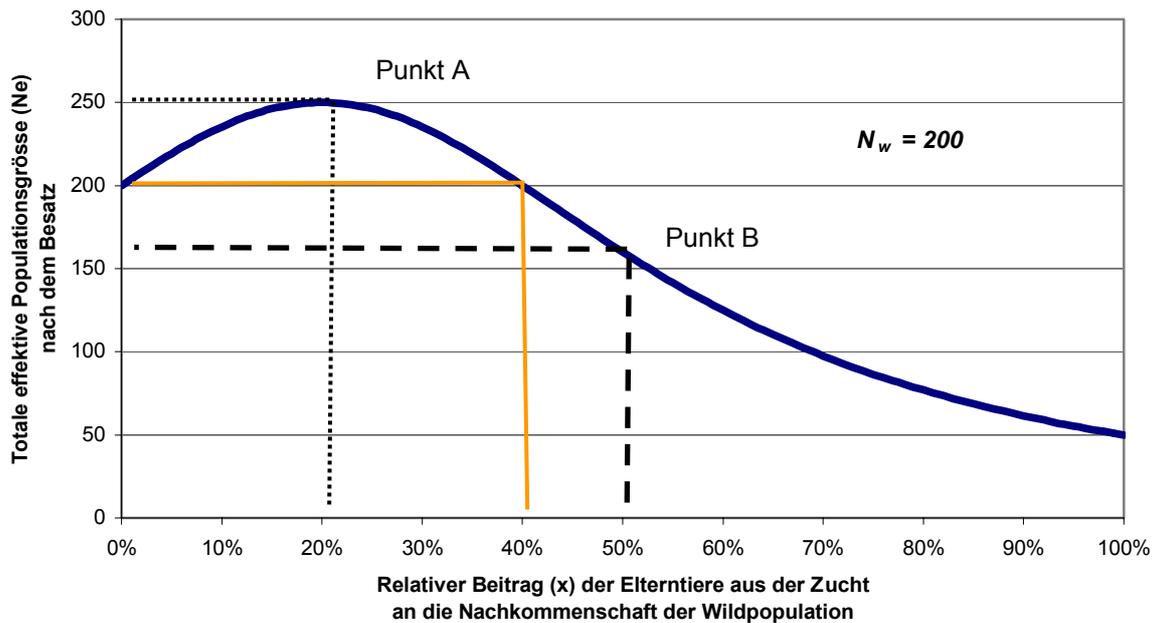


Abb. 9.1.2.4: Relativer Beitrag der Elterntiere in der Zucht an die Nachkommenschaft (verändert nach LARGIADER & HEFTI 2002)

Berechnungsbeispiel 1 zu Abb. 9.1.2.4: 20% der gesamten Nachkommenschaft stammen von den Elterntieren in der Zucht ab. Über die Formel von RYMAN & LAIKRE (1991) kann die totale effektive Populationsgrösse (N_e) der Wildpopulation berechnet werden:

$$N_e = \frac{1}{[x^2/N_c + (1-x)^2/N_w]} \quad (N_w = 200, N_c = 50, x = 0.2)$$

N_e = totale effektive Populationsgrösse

N_c = effektive Populationsgrösse in der Zucht

N_w = effektive Populationsgrösse in der Natur

x = relativer Beitrag der Elterngruppe aus der Zucht an die Nachkommenschaft

$(x-1)$ = relativer Beitrag der Elterngruppe aus der Natur an die Nachkommenschaft

$$N_e = 1/[0.2^2/50 + (1-0.2)^2/200] = \mathbf{250} \text{ (Punkt A in der Grafik)}$$

Berechnungsbeispiel 2 zu Abb. 9.1.2.4: 50% der gesamten Nachkommenschaft stammen von den Elterntieren in der Zucht ab.

$$N_e = 1/[0.5^2/50 + (1-0.5)^2/200] = \mathbf{160} \text{ (Punkt B in der Grafik)}$$

Aus diesen beiden Berechnungsbeispielen wird ersichtlich, dass es einmal zu einer Verringerung (Punkt B) und einmal zu einer Erhöhung (Punkt A) der totalen effektiven Populationsgrösse kommt. Die optimale Besatzmenge liegt in diesem Beispiel bei 20%, darf aber 40% nicht überschreiten um die genetische Variabilität der Wildfischpopulation zumindest zu erhalten (siehe Abb. 9.1.2.4).

Das heisst, auch ein „Überbesatz“ kann zu einer Verschlechterung der genetischen Variabilität der gesamten Wildfischpopulation führen. Um hier den genetischen Ansprüchen gerecht zu werden, muss man einerseits die wilde Laichpopulation sehr gut kennen (Anzahl der Laichtiere, Geschlechterverhältnis), und andererseits ist es notwendig den Reproduktionserfolg der Wildpopulation im Jahr des Besatzes zu untersuchen.

Eine vorsichtige Vorgehensweise wird besonders bei kleinen Wildfischpopulationen verlangt, aber auch bei grossen Wildpopulationen in einem Jahr mit einem schlechten Reproduktionserfolg (hervorgerufen z.B. durch ein Hochwasser).

Geschlossene Laichtier-Bewirtschaftung

Aufgrund der zahlreichen oben beschriebenen genetischen negativen Effekte auf den Zuchtfischbestand, ist bei einer Hybridisierung mit Wildfischen ebenfalls mit negativen Auswirkungen zu rechnen.

All diese Effekte werden umso stärker, je länger die geschlossene Bewirtschaftungsform durchgeführt wird und umso öfter ein Besatz mit diesen Fischen über einen längeren Zeitraum stattfindet.

9.1.3 Gewinnung von Besatzfischen durch Abstreifen von domestizierten Fischen

Eine weitere Form der Bewirtschaftung ist die Aufzucht von Besatzfischen aus stark domestizierten Zuchtlinien.

Auswirkungen auf den Zuchtstamm

Neben den oben besprochenen Problemen der geschlossenen Laichtier-Bewirtschaftung (genetische Zufallsdrift, Inzucht, Flaschenhalseffekte) kommt es durch die lange Aufenthaltszeit in der Zucht (viele Generationen) zu einer starken Domestizierung der Zuchtfische.

Einerseits werden Merkmale, wie schnelles Wachstum, früher Laichtermine oder grosse Eizahlen vom Züchter selbst forciert, auf der anderen Seite kommt es durch die Umweltbedingungen in der Zucht zu einer Veränderung im Verhalten (Aufbau des sozialen Gefüges, Fluchtverhalten, Aggressivität) der Zuchtfische.

Dies führt zu Zuchtlinien, die besonders gut an die Verhältnisse in der Fischzucht adaptiert sind und in grossen Mengen problemlos aufgezogen werden können. Gleichzeitig kommt es aber zu einer starken Differenzierung zwischen diesen Zuchtlinien und den Wildfischen.

Auswirkungen auf die Wildfischpopulation

Von einem Besatz mit Fischen, welche über mehrere Generationen in Gefangenschaft gezüchtet wurden (und welche daher stark domestiziert sind), ist entschieden abzuraten, weil diese Praxis grundsätzlich keine positiven Effekte für natürliche Populationen mit sich bringt. Diese eingesetzten Fische, welche schlecht an die natürlichen Umweltbedingungen angepasst sind, haben zwar eine verminderte Überlebenschance (REISENBICHLER & McINTYRE 1977), ihre Präsenz im natürlichen Habitat stellt jedoch einen zusätzlichen Stress (erhöhte intraspezifische Konkurrenz um Ressourcen) für die Tiere der natürlichen Population dar. Falls die eingesetzten Fische trotzdem bis zur Fortpflanzung überleben, besteht die Gefahr einer Hybridisierung mit Individuen der Wildpopulation. Ein andauernder Besatz kann dadurch zu einer Verdrängung der natürlichen und lokal besser adaptierten Population führen. GUYOMARD (1989) zeigte, dass die Verdrängung gewisser natürlicher Forellenpopulationen durch domestizierte Zuchtstämme allein in den Gewässern Frankreichs zu einer Abnahme der genetischen Variabilität von über 50% führte.

10. Fischzuchten

10.1 Entwicklung von Fischzuchten

10.1.1 Historisch & Gegenwart

Die künstliche Vermehrung von Forellen wurde erstmals 1765 von *Stephan Ludwig Jacobi* durchgeführt (SCHÄPERCLAUS 1997). Dies geriet danach aber zunächst wieder in Vergessenheit. Erst im Jahre 1842 wurde das Verfahren von den Elsässer Fischern *Remy* und *Gehin* neu entdeckt. Der Franzose *Coste* übernahm dieses Verfahren, und ab 1850 wurde es erfolgreich in Frankreich, Deutschland und anderen Ländern Europas eingesetzt.

In der Schweiz wurde die Forellenzucht zwischen 1840 und 1850 durch private Züchter eingeführt (KÖNIG 1994). Die erste grössere Brutanstalt entstand 1854 in Meilen gefolgt von der Anstalt in Genf (1862) und Vallorbes (1864).

Schon in der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts wurde der Fischrückgang in den Flüssen mit der Gewässerverschmutzung und der Überfischung in Zusammenhang gebracht. Dies führte dazu, dass in zahlreichen Fischzuchten Besatzfische produziert wurden. Die künstlichen Befruchtung und das Ausbrüten der Fischeier bekam man relativ schnell in den Griff, und die anfänglichen Schwierigkeiten der Fütterung (Nassfütterung) wurden mit der Entwicklung von Trockenfutter endgültig beseitigt.

Heute stellt die künstliche Vermehrung von Salmoniden kein Problem mehr dar und wird in allen Kontinenten in grossem Umfang praktiziert.

Durch Selektion (Methode der „positiven Massenauslese“) der Zuchtfische wurden Merkmale wie ein besseres Wachstum, grössere Eianzahl, höhere Lebensfähigkeit der Eier, die Produktion von grösseren Eiern, die Resistenz gegenüber Krankheiten (z.B. Furunkulose) sowie ein früherer Laichtermin herausgezüchtet. Gleichzeitig führte die immer „sauberere“ (sterile) Arbeitsweise, der Einsatz von Chemikalien, das Entfernen der toten Eier sowie die Nutzung der optimalen Wassertemperaturen dazu, dass die Zuchtfische immer besser in den Fischzuchten zurecht kommen und die Hälterung in grossen Dichten (Massentierhaltung) möglich ist.

Aus diesen Gründen werden heute gerne domestizierte Zuchtstämme verwendet, die aufgrund ihrer langen Zuchtlinie optimal an die Bedingungen in der Fischzucht adaptiert sind.

Für Fischzuchten, die Speisefische produzieren, ist diese Entwicklung vertretbar. Werden in Fischzuchten allerdings Besatzfische gezüchtet, muss ein weiterer wichtiger Aspekt berücksichtigt werden:

Einerseits müssen Fischzuchten Fische produzieren, die besonders gut mit den Verhältnissen in der Fischzucht zurechtkommen, und zur gleichen Zeit sollen sie Besatzfische heranziehen, die in Wildgewässern (Feinde, Konkurrenz, Hochwasser, Wassertemperatur- und Nahrungsschwankungen) überleben können.

Seit mehr als 100 Jahren konzentrieren sich Fischzüchter primär auf einen Teil ihres Aufgabenbereiches - Fische zu züchten, die in der Fischzucht gut zurechtkommen.

10.1.2 Beurteilung von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion

Diese Entwicklung führt dazu, dass Fischzuchten nur anhand ihrer Produktionsmenge an Besatzfischen beurteilt werden, während das Überleben der Besatzfische in der Natur oder deren Teilnahme an der Reproduktion nicht berücksichtigt werden. Diese Mängel werden auch den Lachszüchtern in den USA vorgeworfen. Auch dort werden die Fischzuchten nach der Besatzquantität beurteilt und nicht, wie es wünschenswert wäre, nach der Anzahl der zurückkehrenden Lachse. Von 51 überprüften Lachszuchten in Oregon gaben nur neun die Rückkehr der Lachse in ihre Laichflüsse als Bemessungsgrundlage ihres Erfolges an (ODFW 1999). Dies zeigt, dass auch bei der Lachszucht das Ziel der Fischzuchten nur zum Teil erfüllt wird. Ein weiteres Indiz für das fehlende Interesse der Fischzüchter am Besatzfisch ausserhalb ihrer Anlagen ist, dass kein oder nur ein sehr geringes Wissen über die Verhaltensweisen bzw. Überlebensraten von Besatzfischen in der Natur vorliegen und nur selten ein Monitoring zur Überprüfung des Besatzerfolges angestrebt wird.

10.1.3 Gegenwärtige Aufgaben von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion

Zurzeit werden folgende 5 Aufgaben erfüllt:

Zucht um anthropogene Massnahmen an Gewässern zu lindern („Mitigation“)

Diese Fischzuchten versuchen die natürliche Reproduktion, die durch Habitatverlust und Habitatzerstörung nicht mehr stattfindet, zu ersetzen.

Aus diesem Grund wurden viele Lachszuchten gebaut, und so entstanden die meisten Fischzuchten entlang des Columbia River (NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1996).

Zucht zur Ertragssteigerung

Die Produktion von Fischen zur Ertragssteigerung der kommerziellen Fischerei und der Angelfischerei ist eine der ältesten und häufigsten Formen der Zucht. Da hier grösstenteils auf Masse produziert wird, werden oft domestizierte Stämme verwendet, die in der Natur nur kurzzeitig zur Ertragssteigerung dienen. Der ständige Besatz kann jedoch zu innerartlichen und zwischenartlichen Konkurrenzphänomenen mit den Wildfischpopulationen führen und längerfristig betrachtet, kann es durch Hybridisierung zu einer genetischen Veränderung der Wildfische kommen.

Zucht zur Unterstützung von Wildfischpopulationen („Supplementation“)

Hier werden die natürlichen Fortpflanzungsprodukte von Wildfischen verwendet mit dem Ziel, die natürliche Reproduktion zu erhalten oder zu steigern. Dazu müssen die Zuchtfische bestmöglich an die Naturgewässer adaptiert (kurzer Aufenthalt in der Zucht, geringe Dichten) und genetische Effekte (Grösse der Stichprobe, effektive Populationsgrösse) berücksichtigt werden.

Zucht zur Wiederansiedelung

Hier ist das Zuchtziel die Wiederansiedelung von Fischarten in Gebieten, in denen sie früher vorkamen und durch anthropogene Massnahmen verschwunden sind.

Zucht zur Erhaltung gefährdeter Fischarten („Conservation“)

Die Zucht zur Erhaltung von gefährdeten Fischarten ist die neueste Form von Fischzuchten. Hierzu werden Wildfische aus natürlichen Systemen entnommen und ihr ganzes Leben lang in Fischzuchten gehalten und weiter gezogen. Diese Fischzuchten spielen eine entscheidende Rolle in der Erhaltung von bestimmten Wildfischstämmen und tragen dazu bei, bestimmte Lokalrassen vor dem Aussterben zu bewahren.

Diese gegenwärtigen Aufgaben und Ziele von Fischzuchten sind zum Teil mitverantwortlich für den Verlust von zahlreichen, an bestimmte Verhältnisse (Flusstyp, Abflussregime, Temperaturgang) angepasste Lokalrassen. Zusammen mit der Verbauung und Verschmutzung unserer Gewässer führt dies zu einem starken Rückgang unserer Fischpopulationen. Daher ist neben der Revitalisierung unserer Gewässer (Schaffung von Habitat, Verbesserung der Wasserqualität) auch dringend eine Reformierung der Fischzuchten notwendig.

10.1.4 Zukunft von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion

Reformierung von Fischzuchten (HATCHERY SCIENTIFIC REVIEW GROUP 2000)

Um eine Reformierung von Fischzuchten durchzuführen, ist eine enge Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, Fischerei und Fischzuchten notwendig. Die kleinste zu bearbeitende Raumeinheit sind ganze Einzugsgebiete, um den ökologischen und genetischen Ansprüchen von Populationen und Metapopulationsmodellen gerecht zu werden. Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die Untersuchung und Gewichtung von Lokalrassen mit dem Ziel, bestimmte Lokalrassen zu erhalten und in Fischzuchten weiter zu vermehren.

Folgende Grundlagen und Arbeitsschritte sind Voraussetzung um eine ökosystematische Integration von Fischzuchten durchzuführen (siehe Abb. 10.1.4.1):

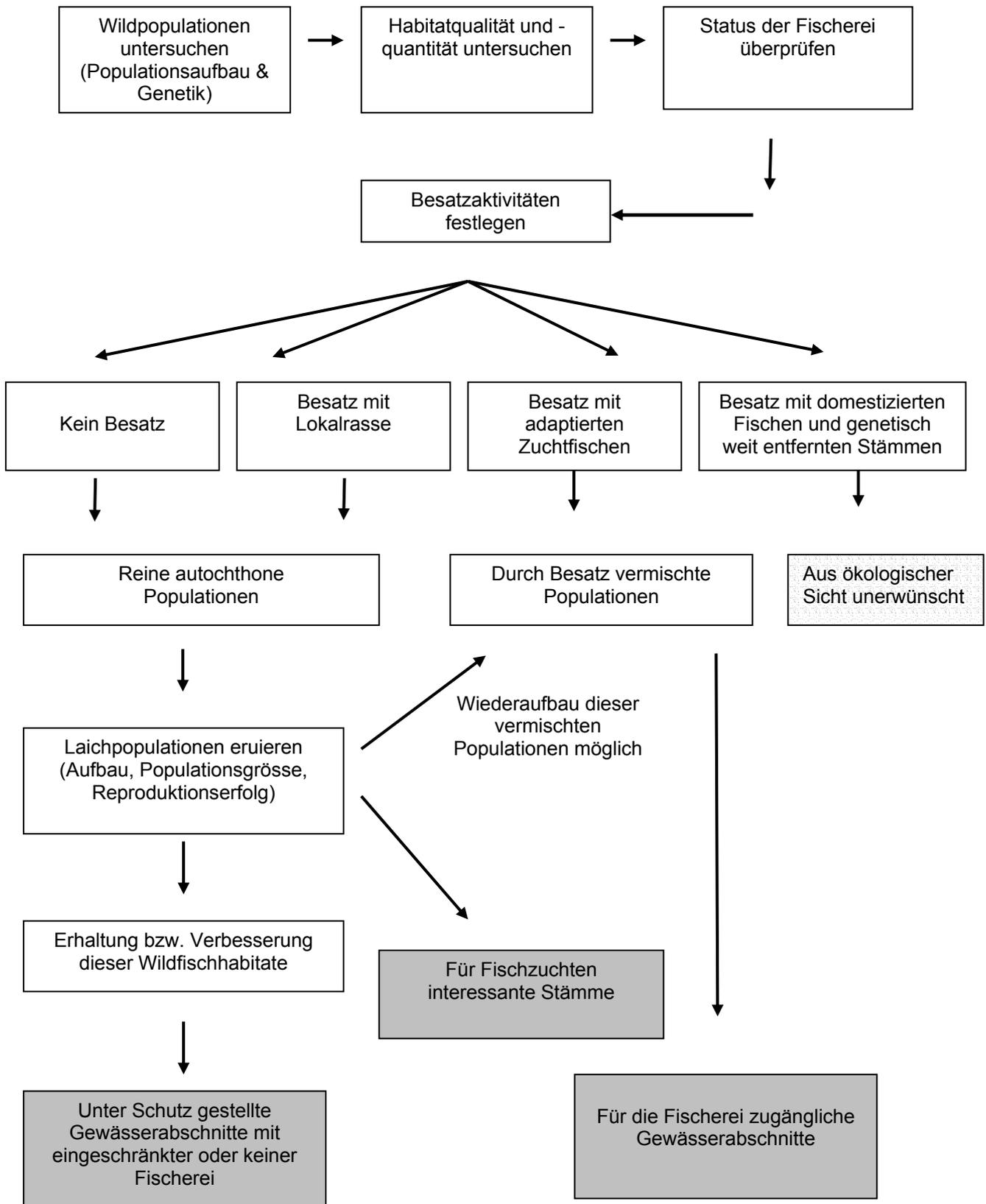


Abb. 10.1.4.1: Ökosystematische Integration von Fischzuchten

In Abb. 10.1.4.1 sind die wesentlichen Schritte, die zu einer Integration der Fischzuchten in das Ökosystem notwendig sind, dargestellt. Der erste Schritt beinhaltet die Untersuchung des gesamten Gewässersystems hinsichtlich der fischökologischen (Populationsaufbau & Genetik) und habitatbezogenen Parameter (Habitatqualität und Habitatquantität). Ebenso muss der Status der Fischerei und die damit verbundene Bewirtschaftung der Gewässer dargestellt werden. Über die Genetik werden die einzelnen Populationen klassifiziert und nach ihrer Reinheit oder ihrem Vermischungsgrad bewertet.

Sind reine autochthone Populationen vorhanden, erfolgt eine genaue Untersuchung dieser Laichfischpopulationen. Hier ist es notwendig, den Laichzeitpunkt, die Grösse der Laichpopulation sowie das Geschlechterverhältnis zu eruieren. Gleichzeitig ist das Laichhabitat zu schützen und/oder wenn möglich zu verbessern (Konservierung und Wiederherstellung von natürlichen Laichpopulationen).

Um in der Zucht den genetischen Ansprüchen der gesamten Laichpopulation gerecht zu werden, kann aufgrund dieser Information die genaue Anzahl der zu entnehmenden Mutterfische sowie die Besatzmenge bestimmt werden.

Dies führt, aus genetischer Sicht, einerseits zu optimalen Voraussetzungen in der Zucht und andererseits wird in die Wildfischpopulation aufgrund der richtigen Stichprobengrösse schonend eingegriffen.

In Gewässerabschnitten, die durch Besatz vermischte Populationen aufweisen, wird aus ökonomischer Sicht ein Besatz mit adaptierten Besatzfischen vorgeschlagen (vgl. Kap. 10.2). Diese Massnahme verfolgt, aufgrund der höheren Überlebensraten von adaptierten Zuchtfischen, die ebenfalls wichtigen Ziele der Fischerei.

Sind Wildfischpopulationen in benachbarten Gewässern (Gewässerabschnitten) vorhanden, kann in angrenzenden Bereichen nach durchgeführten Verbesserungen am Gewässer, ein Wiederaufbau mit Nachkommen von Wildfischen durchgeführt werden. Somit wäre in ausgewählten Gewässern (Gewässerabschnitten) eine Ausdehnung der Wildfischpopulation möglich. Da die lokalen Fischzuchten an der Produktion von Wildfischen (Lokalrassen) beteiligt sind, könnte der bestehende Interessenskonflikt (Ökologie und Fischzucht) auf ein Minimum reduziert werden. Damit verlieren, auch aus Sicht der Züchter, domestizierte und genetisch weit entfernte Stämme an Bedeutung (mögliche negative Effekte auf die Wildfischpopulation).

Neue Beurteilung von Fischzuchten mit Besatzfischproduktion

Diese Reformierung und Einbindung der Fischzuchten in das gesamte Ökosystem erfordern auch neue Beurteilungskriterien für Fischzuchten.

Fischzuchten müssen in Zukunft einerseits anhand der Erhaltung bzw. Vergrösserung bestimmter Lokalrassen bewertet werden und andererseits durch eine Anpassung der Zuchtbedingungen eine nachhaltige Fischerei garantieren.

Ziel ist es, in Fischzuchten künstliche „Biotope“ zu schaffen, in denen nach neustem Stand der Wissenschaft möglichst „wilde“ Zuchtfische, die den genetischen und ökologischen Ansprüchen gerecht werden, aufgezogen werden.

Um dies zu erreichen, sind folgende 4 Punkte für den Erfolg von Fischzuchten entscheidend:

- 1. Gesunde und lebensfähige Fischpopulationen in Fischzuchten**
- 2. Auswirkungen von Fischzuchtprogrammen auf die Wildpopulationen und ihre Umwelt**
- 3. Geeignete Beiträge zur Erhaltung und/oder Ertragssicherung von Fischpopulationen durch Fischzuchten aus Sicht der Fischerei**
- 4. Verantwortlichkeit der Fischzuchten für die Ausführung ihrer Massnahmen**

zu Punkt 1: Die fundamentalen wissenschaftlichen Prinzipien, die zur Erhaltung und Evaluierung von Wildfischpopulationen entwickelt wurden, müssen auch auf die Zuchtpopulationen angewandt werden. In diesem Zusammenhang ist es erforderlich, gesunde und lebensfähige Fischpopulationen zur Weitervermehrung in Fischzuchten zu verwenden. Die grundlegenden Massstäbe für eine gesunde Population sind die Parameter Produktivität, Fischdichte und Populationsaufbau.

Die Überlebensfähigkeit einer Population in der Fischzucht hängt von genetischen, biologischen und fischzüchterischen Bedingungen ab.

Genetische Bedingungen

Die Produktivität einer Zuchtpopulation ist einerseits abhängig von den genetischen und umweltrelevanten Bedingungen in der Zucht, andererseits aber auch von den Bedingungen in natürlich vorkommenden Laichpopulationen im Untersuchungsgebiet. Daher sind neben der Produktivität auch die Kriterien genetische Zusammensetzung, genetische Diversität sowie der genetische Populationsaufbau der Wildpopulationen und Zuchtpopulationen zu berücksichtigen und aufeinander abzustimmen.

Biologische Bedingungen

Das Überleben und der Reproduktionserfolg von Zuchtfischen hängen von ihren physiologischen, morphologischen und gesundheitlichen Eigenschaften sowie vom natürlichen Verhalten zum Zeitpunkt des Besatzes ab. Diese Eigenschaften werden durch die Umweltbedingungen in der Fischzucht sowie durch genetische Merkmale beeinflusst. Daher ist es notwendig, die biologischen Eigenschaften von lokalen Wildfischen zu untersuchen. Diese Erkenntnisse müssen anschliessend in die Zuchtbetriebe involviert werden, um bestmögliche Aufzuchtbedingungen zu gewährleisten.

Umweltrelevante Bedingungen in der Fischzucht und im Wildgewässer

Die Lebensfähigkeit von Zuchtpopulationen hängt einerseits stark von den Umweltbedingungen in der Fischzucht und andererseits von den Umweltbedingungen im Besatzgewässer ab. Daher sind die Zuchttechniken (offene Bewirtschaftung), die Zuchteinrichtungen (Beckenhalterung, Teichhalterung) sowie die Besatzmassnahmen (Transport, Auswahl der Besatzstellen) auf die jeweiligen Lokalrassen abzustimmen.

zu Punkt 2: Besatzprojekte beeinflussen Wildpopulationen und ihre Umwelt in folgender Weise:

Direkter Einfluss von Fischzuchten (gilt nur für Fischzuchten entlang des Gewässers)

Durch den Bau von Aufstiegshindernissen (Laichfischfang, hauptsächlich bei Lachs-zuchten relevant) wird das Längskontinuum auf Kosten der Wildfischpopulation unterbrochen. Weiter werden die Wildgewässer durch Wasserentnahme oberhalb der Fischzuchten und Wasserverschmutzung unterhalb der Fischzuchten stark beeinträchtigt. Eine weitere Gefahr sind Krankheitserreger, die aus der Fischzucht ausgeschwemmt werden, und ein Verlust von Besatzfischen durch technische Probleme in der Zucht.

Ökologische Auswirkungen

Nach dem Besatz werden die Besatzfische Bestandteil des gesamten Ökosystems und beeinflussen es auf mannigfaltige Weise. Daher müssen die ökologischen Effekte wie z.B. Prädation, Konkurrenz, Krankheitsübertragung sowie das Nischenkonzept vor dem Besatz berücksichtigt und in das Besatzprojekt integriert werden.

Genetische Auswirkungen

Zuchtfische besitzen einen direkten Einfluss auf die genetische Zusammensetzung von Wildfischpopulationen. Diese Genverschiebung ist einerseits abhängig von der Besatzquantität und andererseits vom Reproduktionserfolg der Besatzfische. Diese Effekte sind unvorhersehbar und hängen stark von der genetischen Zusammensetzung der Zuchtfische ab. Um eine Veränderung der Diversität in Populationen und Metapopulationen sowie eine Abnahme der Fitness einer Population zu verhindern, müssen die Besatzfische bestmöglich auf die genetischen Verhältnisse der Wildfischpopulation abgestimmt sein (Verwendung von Lokalrassen, Berücksichtigung der effektiven Populationsgrösse, genetische Auffrischung mit Wildfischen).

zu Punkt 3: Neben der Konservierung und Wiederherstellung von natürlichen Laichpopulationen ist die Unterstützung der kommerziellen Fischerei und der Angelfischerei zur Ertragserhaltung oder Ertragssteigerung ein weiterer wichtiger Schwerpunkt von Fischzuchten.

Um die Ertragsziele der Fischerei zu erfüllen, sind grosse Mengen von Besatzfischen, neben dem Erhalt und der Zucht von Lokalrassen notwendig. Um den hohen Mortalitätsraten von Besatzfischen entgegenzuwirken, müssen die alten domestizierten Zuchtstämme der Züchter bestmöglich an die Naturgewässer adaptiert werden (siehe Kapitel 10.2).

Um diesen beiden Zielen der Fischzüchter gerecht zu werden, ist ein Bewirtschaftungskonzept für das gesamte Untersuchungsgebiet (Flusssystem) zu erstellen.

Hierin müssen die Gewässerabschnitte für die Erhaltung von Lokalrassen klar definiert und über ein mehrjähriges Konzept erhalten bzw. vergrössert werden. Da auch die Fischzüchter am Erhalt der Lokalrassen beteiligt sind, kommt es zu keiner Überschneidung dieser beiden Ziele, und bei erfolgreicher Weitervermehrung der Wildfische ist ein langsamer Übergang von den domestizierten Fischen zu den Wildfischen möglich.

Diese Vorgehensweise ermöglicht den Zuchtbetrieben eine langsame Anpassung an die Reformierung und die damit verbundenen Schwierigkeiten in der Aufzucht von Wildfischen.

zu Punkt 4: Um die Qualität dieser Reformierung zu überprüfen, ist unbedingt ein Monitoring und Reporting aller Besatzaktivitäten im Untersuchungsgebiet notwendig. Dazu müssen alle Besatzfische in der Zucht markiert werden. Dies ermöglicht es der Fischerei klar zwischen Wildfischen und Besatzfischen zu unterscheiden und hinsichtlich der Erhaltung bzw. Förderung von bestimmten Lokalrassen fischereiliche Massnahmen festzulegen.

10.2 Adaption der Besatzfische an die Wildgewässer

Abschliessend werden hier Massnahmen zur besseren Adaption von Besatzfischen an das Wildgewässer vorgeschlagen.

10.2.1 Verbesserungen der Aufzuchtbedingungen

- Die Fischdichten in den Aufzuchtbecken müssen reduziert werden (keine Massenhaltung die zu einer verstärkten Aggressivität der Zuchtfische führt)
- Einbringen von Strukturen (Steinblöcke, Substrat, Holz, dunkler Hintergrund) in die Aufzuchtbecken - ermöglicht den Fischen eine Differenzierung zwischen Ruhepositionen und Futterstellen.

Durch die Schaffung von Strukturen in Aufzuchtbecken wird das Wachstum und die Überlebensrate von Besatzfischen gesteigert LEACH (1926), LEONARD & COOPER (1941), RITTER & MacCRIMMON (1973), LEON (1975), BUTLER (1981), HOWELL & BAYNES (1993) und WILEY et al. (1993).

- Keine konstanten Fliessgeschwindigkeiten und Wassertemperaturen
- Aufzucht der Besatzfische in der Strömung
- Einbringen von Räubern in die Aufzuchtbecken:
 - a) Hinter einer Glasscheibe mit einer gewissen Anzahl von Beutetieren (Lernen durch Beobachtung)
 - b) Direkt in das Aufzuchtbecken (zeitlich limitiert)
 - c) Einbringen von Wildfischen, die ein natürliches Fluchtverhalten besitzen

Diese Massnahmen führen zu einem natürlichen Fluchtverhalten und zu einem besseren 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 der bisherigen Fütterungsmethode sehr oberflächenorientiert und haben daher Schwierigkeiten Futter in der Wassersäule oder am Boden aufzunehmen). Wenn möglich Naturnahrung zufüttern.

Durch das Einspülen von Nahrung unter Wasser konnten BEREJIKIAN et al. (2000) das Wachstum, im Vergleich zu konventionell gefütterten Besatzfischen, erhöhen.

- Adaptierung der Besatzfische an die Verhältnisse in der Natur durch eine Aufzucht in Naturteichen.

MAYNARD et al. (1996) & NAESLUND (1992) zeigten, dass durch einen kurzen Aufenthalt in Naturteichen (1-2 Wochen vor dem Besatz), die Überlebensraten von Besatzfischen im Wildgewässer gesteigert werden können.

- Möglichst kurze Aufenthaltszeit der Zuchtfische in der Zucht.

10.2.2 Alternative Aufzuchtmöglichkeiten

Aufzuchtbäche: Hier wird im Idealfall unangefütterte Brut in natürliche Gewässerabschnitte ausgebracht. Gut geeignet sind hierfür kleine Seitenbäche und Zubringer bewirtschafteter Gewässer.

Vorteile:

- Die Fische sind von klein auf an die natürliche Nahrungsaufnahme gewöhnt und müssen sich nicht erst von Kunstfutter auf Naturnahrung umstellen
- Die Fische sind von klein auf an die physikalischen und chemischen sowie habitatbezogenen Parameter des Gewässers adaptiert (keine Akklimatisierungsprobleme)
- Das Fluchtverhalten wird durch Räuber (Fische, Vögel) aufrechterhalten

Nachteile:

- Innerhalb der Aufzuchtstrecke wird die natürlich vorhandene Fischpopulation entfernt. Aufzuchtbäche sind meist kleine Gewässer, die für die natürliche Reproduktion der Wildpopulation eine wichtige Rolle spielen.

Empfehlung: nur eine beschränkte Anzahl von Aufzuchtbächen nützen.

Brutboxen: Hier werden in natürlichen Gewässerabschnitten die befruchteten Eier in Brutboxen eingebracht. Um mit dieser Methode optimale Ergebnisse zu erzielen, müssen die Areale für die Brutkästen sorgfältig ausgewählt werden. Entscheidende Parameter sind hierfür die Wassertiefe, die Fließgeschwindigkeit und das Substrat. Weiters soll darauf geachtet werden, dass flussab der ausgewählten Areale genügend Larvenhabitat vorhanden ist (seichte strömungsarme Bereiche entlang des Ufers) (HOLZER 1999 & HOLZER et al. 2001).

Alle oben aufgezählten Vorteile (Aufzuchtbäche) kommen auch bei dieser Methode voll zum Tragen. **Ein weiterer wichtiger Vorteil dieser Methode liegt in der Unterstützung des „Homings“ von Fischen.** Unter „Homing“ versteht man die Prägung des Fisches an Laichplatz und Gewässer.

11. Schlussfolgerungen und Richtlinien

Aus dieser Literaturstudie lassen sich Schlussfolgerungen und Richtlinien für Fischbesätze ableiten.

Aufgrund der möglichen negativen Auswirkungen (siehe Kapitel 8.9, 8.10 und 9.) müssen aus ökologischer Sicht folgende Richtlinien erstellt werden:

Verzicht oder starke Zurückhaltung von Besatz in einem Gewässer mit bestehender guter Wildfischpopulation, mässiger bis starker Besatz in einem Gewässer mit geringer oder ohne Wildfischpopulation.

Die Studie zeigt, dass zahlreiche Faktoren den Erfolg eines Fischbesatzes beeinflussen und unter Einhaltung bestimmter Richtlinien ein Besatzprojekt optimiert werden kann. Anschliessend werden hier die wichtigsten Schritte bei der Durchführung eines Besatzes angeführt:

Um einen Besatz aus ökologischer Sicht optimal durchzuführen, ist auf jeden Fall eine **Untersuchung des zu besetzenden Gewässers** notwendig. Hierzu müssen fischökologische Untersuchungen (Arten, Populationsaufbau) sowie chemische, physikalische und Habitat bezogene Parameter erhoben werden.

Der nächste Schritt liegt in der **Definition des Besatzzieles**. In dieser Phase des Besatzprojektes muss ganz klar abgeklärt werden, welches allgemeine Ziel (Initialbesatz, Ertragsbesatz, Attraktivitätsbesatz, Kompensationsbesatz, Manipulationsbesatz) bei der Durchführung eines Besatzes angestrebt wird. Um mit Besatzmassnahmen einen selbsterhaltenden Bestand zu erreichen, eignet sich einzig und alleine der **Initialbesatz**. Alle anderen Ziele müssen aus ökologischer Sicht hinterfragt werden (vgl. Kapitel 4).

Der nächste Schritt liegt in der **Erstellung eines Besatzkonzeptes** (vgl. Kapitel 5). Hier wird über die Gewässeruntersuchung eine Defizitanalyse erstellt. Die Defizite, die zu einem Rückgang von Fischbeständen führen, müssen erkannt und wenn möglich gelindert oder behoben werden. Ist keine Verbesserung am Gewässer möglich (Umgehungsgerinne, Revitalisierung, Reduzierung der Fischerei), oder bis zu deren Realisierung, kann ein Besatz durchgeführt werden.

Nach Abklärung dieser Schritte, ist es ratsam folgende wesentliche Faktoren bei der Durchführung eines Besatzes zu berücksichtigen:

- 1) Die **chemischen und physikalischen sowie die Habitat bezogenen Parameter** sollen innerhalb des Toleranzbereiches der Zielspezies liegen.
- 2) Die **Handhabung der Besatzfische** soll auf ein Minimum reduziert werden.
- 3) Der **Transportweg der Besatzfische** soll möglichst kurz sein. Das **Transportwasser** und das Wasser in der Fischzucht sind im Idealfall identisch (Temperatur, Wasserchemie). **Keine Zugabe von MS 222 oder 2-Phenoxyethanol** während des Transportes. Die Fische sind während des Transportes ausreichend mit **Sauerstoff** zu versorgen.
- 4) Ein **Frühjahrsbesatz** ist allen anderen Besatzterminen vorzuziehen (Ausnahme Gewässer mit PKD).
- 5) Die **Besatzstellen** werden anhand von Habitatpräferenzen für die unterschiedlichen Altersstadien der Zielspezies ausgewählt.

-
- 6) **Die Besatzfische sind über das gesamte Gewässer zu verteilen** („scatter planting“) um die Produktivität des Gewässers bestmöglich auszunützen.
 - 7) Fast alle Besatzfische haben Schwierigkeiten mit der Umstellung von Kunstfutter auf Naturnahrung. Dies führt zu einem Verlust an Kondition und zu einer Reduzierung des Wachstums. Daher ist es notwendig, die Besatzfische schon in der Zucht **an die natürliche Nahrungsaufnahme zu adaptieren** oder die Besatzfische werden als **unangefütterte Brut** in das zu besetzende Gewässer entlassen.
 - 8) **Frühe Altersstadien** sind älteren Besatzfischen vorzuziehen.
 - 9) Die **Besatzmenge** wird an das jeweilige Gewässer angepasst. Ist eine Wildpopulation vorhanden, muss sich die Besatzmenge an der Anzahl der Nachkommen der Wildfische orientieren.
 - 10) **Die Besatzfische werden vor dem Besatz auf Seuchen und Krankheiten untersucht.**
 - 11) **Besatzfische sind sehr standorttreu.** In Gewässern, in denen Probleme mit physikalischen (Wassertemperatur) oder chemischen (Wasserverschmutzung) Parametern vorliegen, oder eine Störung im Abflussregime besteht (Kraftwerke), ist mit einer erhöhten Abwanderungstendenz der Besatzfische zu rechnen. Ebenso kann ein Hochwasser zu einer Verfrachtung frisch besetzter Fische führen. Diese Möglichkeiten der Abwanderung müssen vor einem Besatz abgeklärt werden.
 - 12) **Die Akklimatisierung von Besatzfischen** in Hälterungskästen (1 bis 2 Wochen) am Gewässer führt zu höheren Überlebensraten von Besatzfischen.
 - 13) **Es wird vorgeschlagen alle Besatzfische zu markieren (Monitoring wird möglich).** Die Markierung ermöglicht eine klare Differenzierung zwischen Wildfischen und Besatzfischen.

Unter Einhaltung der Punkte 1-12 ist bei der Durchführung eines Besatzes mit höheren Überlebensraten und Ausfangmengen von Besatzfischen zu rechnen.

Diese Erhöhung der Überlebensraten führt allerdings auch zu einer verstärkten innerartlichen bzw. zwischenartlichen Konkurrenz zwischen Besatzfischen und Wildfischen. Ein weiterer negativer Effekt ist aus genetischer Sicht zu erwarten. Je mehr Besatzfische überleben und an der Reproduktion teilnehmen, umso grösser wird die Gefahr einer genetischen Durchmischung der Wildpopulationen durch Besatzfische.

11.1 Gewässer mit bestehender guter Wildfischpopulation

Grundsätzlich stellt sich aus ökologischer Sicht die Frage: Wozu dient ein Fischbesatz in einem Gewässer mit bestehender guter Wildfischpopulation?

In einem Gewässer, in dem alle Lebensstadien einer Art aufgrund des Habitatangebotes erfolgreich sind und zusätzlich genügend Laichhabitat vorhanden ist, wird sich die Populationsgrösse der Wildfische an die gegebenen Verhältnisse des Gewässers anpassen.

Wäre eine Erhöhung der Dichte der Zielspezies möglich, würde dies aufgrund der hohen Eianzahlen von Fischen von Natur aus geschehen.

Daher ist hier mit einer Vergrößerung der Wildfischpopulation nur dann zu rechnen, wenn Verbesserungen (z.B. Revitalisierungen, Kontinuumsöffnungen, Wasserchemie, Befischungsdruck reduzieren) am Gewässer stattfinden.

Besatz mit domestizierten Fischen und Wildfischen aus anderen Gewässersystemen

Ein Besatz von stark domestizierten Fischen oder das Einbringen von Wildfischen aus anderen Gewässersystemen kann zu einer starken Veränderung des genetischen Erbgutes der Wildfischpopulation führen. Hierfür sind bei stark domestizierten Fischen die Auswirkungen (genetische Zufallsdrift, Flaschenhalseffekte, Inzucht und Domestikation) der geschlossenen Laichtier- Bewirtschaftung verantwortlich (vgl. Kap. 9.1.3). Bei Wildfischen aus anderen Gewässersystemen führt hingegen die Depression durch Auszucht („Outbreeding depression“) zu einer starken Reduktion der Fitness in der Nachkommenschaft

(vgl. Anhang 13.3).

Weiter können innerartliche und zwischenartliche Konkurrenzphänomene einen starken Druck auf die Wildfischpopulation ausüben. Diese Phänomene werden umso stärker, je öfter und je mehr Besatzfische in ein System eingebracht werden (vgl. Kap. 8.9 und 8.10). Mit einer sehr starken Konkurrenz ist bei Besatzfischen, die größer sind als Wildfische, zu rechnen.

Aus diesen oben angeführten Gründen ist von einem Besatz mit domestizierten Fischen und mit Fischen aus anderen Gewässersystemen abzuraten.

Besatz mit Nachkommen von gewässereigenen Wildfischen

Die einzige zulässige Methode, um in ein Gewässer mit bestehender Wildfischpopulation einzugreifen, bietet die offene Laichtier-Bewirtschaftung. Hierfür werden die Nachkommen von gewässereigenen Wildfischen verwendet (vgl. Kap. 9.1.2). Werden alle Schritte der offenen Bewirtschaftungsform eingehalten sind aus genetischer Sicht die Besatzfische vertretbar (besitzen über 99% der genetischen Variabilität der Wildfischpopulation). Wird zusätzlich die Besatzmenge an die Nachkommen der Wildfischpopulation angepasst (vgl. Kap. 9.1.2, Auswirkungen auf die Wildfischpopulation) und kommt es zu einer möglichst kurzen Aufenthaltszeit in der Zucht unter möglichst naturnahen Bedingungen ist mit keinen weiteren negativen Effekten zu rechnen. Ebenso werden durch die optimale Besatzmenge die Konkurrenzphänomene auf ein Minimum reduziert.

Die einzige Schwachstelle dieser Bewirtschaftungsform ist die fehlende natürliche Partnerwahl. Die Auswirkungen dieser Zwangsbefruchtungen sind bis heute ungeklärt und bedürfen daher einer dringenden Untersuchung.

Ein Besatz mit Nachkommen von gewässereigenen Wildfischen ist nur als Initialbesatz (zeitlich begrenzt) nach einer Katastrophe (z.B. Fischsterben) oder zur Stützung einer geschwächten Wildfischpopulation sinnvoll und erfordert aus ökologischer Sicht die Einhaltung möglichst aller in Kapitel 9.1.2 angeführten Schritte.

11.2 Gewässer mit geringer oder ohne Wildfischpopulation

Bei diesen Gewässern handelt es sich ausschliesslich um Gewässer, in denen durch massive anthropogene Eingriffe keine oder nur eine sehr geringe Anzahl von Wildfischen vorkommen. Folgende Richtlinien werden für einen Besatz vorgeschlagen. Primär sind Verbesserungen (z.B. Kontinuumsöffnung, Revitalisierung) am Gewässer durchzuführen. Sind die bestehenden Probleme nicht lösbar, oder bis zu deren Beseitigung, kann ein Besatz durchgeführt werden. Ein Wiederaufbau von Wildpopulationen kann nur in Kombination mit einer Verbesserung der Habitatvielfalt zielführend sein. Sind nicht alle Habitatansprüche der verschiedenen Altersstadien der Zielspezies vorhanden, ist mit keiner sich selbst erhaltenden Population zu rechnen. Daher ist aus ökologischer Sicht in dieser Situation ein Besatz mit Nachkommen von Wildfischen abzulehnen, da die Beschaffung von Nachkommen aus einer funktionierenden Wildpopulation hier nicht gerechtfertigt ist.

Da es aber in Fliessgewässern zu einer aktiven Wanderung (z.B. Laichwanderung, Winter- und Sommerhabitat, Larvendrift) oder einer passiven Verfrachtung (z.B. Hochwasser) kommt, muss hier ein möglichst gutes Besatzmaterial verwendet werden. Hier eignen sich Zuchtlinien, die schon in der Fischzucht möglichst gut an die Verhältnisse in der Natur angepasst werden. Um dieses Ziel zu erreichen, ist eine Reformierung in den Fischzuchten notwendig. Die Fischzüchter müssen sich an den Verhaltensmustern der Wildfische orientieren, um möglichst „wilde“ Besatzfische zu erhalten. Die zwei wichtigsten Kriterien sind hierfür die Adaptierung der Zuchtfische an die Aufnahme von Naturfutter und das Erkennen von Feinden (Fluchtverhalten) (vgl. Kap.10.2). BROWN & SMITH (1998) und BEREJIKIAN et al. (1999) zeigten in ihren Untersuchungen, dass diese beiden Verhaltensmuster von Zuchtfischen recht schnell erlernt werden und daher ein kurzes „Training“ der Fische kurz vor dem Besatz ausreicht. Ebenso können weitere Verhaltensmuster von Wildfischen (z.B. Aufbau eines sozialen Gefüges, Differenzierung zwischen Ruhepositionen und Fresspositionen) durch eine ökologisch angepasste Aufzucht forciert werden (siehe Kap. 10.2).

Diese „adaptierten“ Besatzfische sind aus ökonomischer Sicht den nicht adaptierten Besatzfischen vorzuziehen (höhere Überlebensraten). Aus ökologischer Sicht sind diese Fische allerdings aufgrund ihrer Domestizierung und ihres genetischen Erbgutes ebenfalls zu hinterfragen.

Ein Besatz von domestizierten Zuchtfischen ist aus ökologischer Sicht in abgeschlossenen Gewässern (Teiche, Seen, alpine Speicher) vertretbar.

11.3 Ökosystematische Integration von Fischzuchten

Ein sehr interessanter neuer Ansatz ist die ökosystematische Integration von Fischzuchten (HATCHERY SCIENTIFIC REVIEW GROUP 2000). Hier wird erstmalig versucht, die Fischzuchten an das natürliche Ökosystem heranzuführen und damit die Kluft zwischen Ökologie und der klassischen Fischzucht zu schliessen. Ein entscheidendes Kriterium hierfür ist die grossräumige Herangehensweise. Hierzu werden grossflächig ganze Gewässersysteme unter Berücksichtigung des gesamten Einzugsgebietes bewirtschaftet.

Ein Hauptproblem fischereilicher Bewirtschaftung liegt heute darin, dass unterschiedliche Ziele (vgl. Kap. 4) und Konzepte (vgl. Kap. 5) auf kleinstem Raum bei der Durchführung eines Besatzes verfolgt werden (unterschiedliche Bewirtschafter).

Daher ist es notwendig alle Bewirtschafter eines Gewässers sowie die regionalen Fischzüchter zusammen zu führen, um ein einheitliches, grossräumiges Konzept zu entwickeln.

Der zweite wesentliche Punkt ist die Neuorientierung von Fischzuchten (Kap. 10.1.4)

Ziel ist es, Besatzfische zu züchten, die aufgrund ihrer genetischen Voraussetzungen und ihres Verhaltens den Wildfischen sehr nahe kommen. Um dies zu erreichen, müssen die wissenschaftlichen Erkenntnisse von Wildpopulationen auf die Zuchtpopulationen und Zuchtbedingungen übertragen werden.

Diese grossräumige Bewirtschaftung und Reformierung von Fischzuchten ist aus ökologischer Sicht anzustreben und führt zu einer weiteren Annäherung von Fischzüchtern, Fischern und Wissenschaft.

12. Literatur

- AASS, P. (1982): Brown trout stocking in Norway. EIFAC Technical paper 42/Suppl. /1.
- AASS, P. (1984): Brown trout stocking in Norway. European Inland Fisheries Advisory Committee Technical Paper 42 (Supplement 1):123-128.
- ALEXANDER, G.R. (1975a): 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.
- ALEXANDER, G.R. (1975b): Growth, survival, production and diet of hatchery-reared rainbow trout stocked in Fuller Pond, Montmorency County, Michigan. Fisheries Research Report 1829: Michigan Department of Natural Resources. Ann Arbor, Michigan.
- 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.
- ALI, A.B. (1994): Impact of fish introductions on indigenous fish populations and fisheries in Malaysia. In: I.G. Cowx Rehabilitation of freshwater fisheries. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications: pp. 274-286.
- ALMODOVAR, A., SUAREZ, J., NICOLA, G.G., NUEVO, M. (2001): Genetic introgression between wild and stocked brown trout in the Douro River basin, Spain. Journal of Fish Biology (2001) 59 (Supplement A): 68-74.
- AHVONEN, A. & E. IKONEN (1993): The effects of stocking time, area, and site, and smolt size on the results of Finnish sea trout tagging experiments. International Council for the Exploration of the Sea Council Meeting Papers: Copenhagen, Denmark, 1993:15 p.
- BAATH, Ch. (1998): Tagungsbericht – Bewirtschaftung von Fischgewässern, ÖKF – Forum Mattsee, Jänner 1998.
- BARANDUN, J. & R. GMÜNDER (1997): Innerrhoder Fischereikonzept IFIKO, Teilbericht Fließgewässer. Fischereiverwaltung des Kantons Appenzell Innerrhoden.
- BARKER, R.E. (1955): The fate of hatchery trout in the wild. Proceedings of the Annual Conference of the Western Association of State Game and Fish Commissioners 35: 112-116.
- BARLAUP, B.T. & Å. ÅTLAND (1994): Stocking of brown trout (*Salmo trutta*) cohorts after liming – effects on survival and growth during five years of reacidification. Water, Air and Soil Pollution 72: 317-330.
- BARLAUP, B.T; A. HINDER; E. KLEIVEN & R. HOGBERGET (1996): Incomplete mixing of limed water and acidic runoff restricts recruitment of lake spawning brown trout (*Salmo trutta*) in Lake Hovvatn, southern Norway. Report. Institute of Zoology, Department of Animal Ecology: University of Bergen. Bergen, Norway: 39 p.
- BARTON, B.A. (2000): Salmonid fishes differ in their cortisol and glucose responses to handling and transport stress. North American Journal of Aquaculture 62: 12-18.

-
- BARTON, B.A. (1982): Stress and corticoid response from handling, transport and stocking in fish culture. Paper presented at Quality Improvement in Finfish Aquaculture Workshop, Boulder, Colorado, February 8-12, 1982.
- BARTON, B.A. & R.E. PETER (1982): Plasmal cortisol stress response in fingerling rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to various transport conditions, anaesthesia and cold shock. *Journal of Fish Biology* 20: 39-51.
- BARTON, B.A.; R.E. PETER & C.R. PAULENCU (1980): Plasmal cortisol levels of fingerling rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at rest and subjected to handling, confinement, transport and stocking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 805-811.
- BARTON, B.A. (1979a): Angler harvest of rainbow trout from two stocking rates in Paine Lake, Alberta. Fisheries Research Report No. 18, Alberta Department of Recreation, Parks and Wildlife. Edmonton, Alberta.
- BARTON, B.A. (1979b): Angler harvest of rainbow trout from two stocking rates in Beavermines Lake, Alberta. Fisheries Research Report No. 18, Alberta Department of Recreation, Parks and Wildlife. Edmonton, Alberta.
- BAUMANN, F. (1999): Entwicklung und Anwendung der Analyse von Konformationspolymorphismus als effiziente Methode zur Identifikation von mtDNA-Sequenzhaplotypen bei der Forelle. Diplomarbeit, Universität Bern.
- 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.
- BERNARD, D. & C. HOLMSTROM (1978): Growth and food habits of strains of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in winterkill lakes of Western Manitoba. *Canadian Fisheries and Marine Service Manuscript Report* 1477: iv + 20 p.
- 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* (2000) 56: 949-960.
- BETTROSS, E. (2000): Savanna River trout stocking evaluation. Presented at the 2000 Southern Division of American Fisheries Society midyear meeting held in Savannah: Georgia.
- BIAGI, J. & C.R. MARTIN (1992): Walton Experimental Station: The effect of three stocking rates on growth, survival and angler success and harvest of brown trout on a 27 km section of the Chattahoochee River. Federal Aid Project F-26-R-19, Study XVI, Final Report: Georgia Department of Natural Resources. Atlanta, Georgia: 30 p.
- BLACK, E.C. & I. BARRETT (1957): Increase in levels of lactic acid in the blood of cutthroat and steelhead trout following handling and live transportation. *Canadian Fish Culturist* 20: 13-24.
- BRETT, J.R. (1952): Temperature tolerance in young Pacific salmon, genus *Oncorhynchus*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 9: 265-323.
- BOLES, H.D. & D.P. BORGENSON (1966): Experimental brown trout management in Lower Sardine Lake, California. *California Fish and Game* 52(3): 166-172.

-
- BOWMAN, J.C. & D.S. FALCONER (1960): Inbreeding Depression and Heterosis of litter Sizes in Mice. *Genetical Research* 1: 262-274.
- 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.
- BRYNILDSON, O.M. (1967): Dispersal of stocked trout in five Wisconsin streams. Fisheries Research Report No.26. Wisconsin Conservation Department. Madison, Wisconsin: 9 p.
- BRYNILDSON, O.M.; P.E. DEGURSE & J.W. MASON (1966): Survival, growth, and yield of stocked domesticated brown and rainbow trout fingerlings in Black Earth Creek. Fisheries Research Report 18. Wisconsin Department of Natural Resources: Madison, Wisconsin: 15 p.
- BUTLER, D.W. (1975): Brown trout stocking study. Fisheries Report F-031-R-01. Texas Department of Parks and Wildlife: Austin, Texas: 16 p.
- 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.
- BUTLER, R. L. & D. P. BORGESON (1965): California catchable trout fisheries. *Bulletin* 127: California Department of Fish and Game. Sacramento, California.
- BUWAL (2002): Einwanderung von Fischarten in die Schweiz. *Mitteilungen zur Fischerei* Nr.72. BUWAL 2002.
- CHAMBERLAIN, T.K. (1943): Research in stream management in the Pisgah National Forest. *Transactions of the American Fisheries Society* 72:150-176.
- CAMPTON, D.E. (1995): Genetic effects of hatchery fish on wild fish populations of Pacific salmon and steelhead: What do we really know? *American Fisheries Society Symposium* 15: 337-353, Bethesda, MD.
- CARLINE, R.F. & J.F. MACHUNG (2001): Critical thermal maxima of wild and domestic strains of trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 1211-1216.
- CASEY, O.E. (1965a): Tests for increasing the returns of hatchery trout: American Falls reservoir, Blackfoot reservoir, and Snake River investigations. Idaho Fish and Game Department: Boise, Idaho: 6 p.
- CASEY, O.E. (1965b): The survival of planted trout to the creel as related to their time and place of planting. Research Project No. F-32-R-6, Job No. 3 a -1. Idaho Fish and Game Department: Boise, Idaho: 4 p.
- CHRISTENSON, L.; V. HACKER & O. BRYNILDSON (1954): Does fall trout stocking pay? Wisconsin studies give us some more facts about the angler's catch of spring- and fall-stocked trout. *Wisconsin Conservation Bulletin* 19: 15-17.
- CLADY, M.D. (1973): Catchable trout: A literature survey and recommendations for use. Federal Aid Progress Report F-94-R, Oregon State Wildlife Commission. Portland, Oregon: 26 p.

-
- COBB, E.W. (1933): Results of trout tagging to determine migrations and results from plants made. Transactions of the American Fisheries Society 63: 308-318.
- COOPER, E.L. (1952): Returns from plantings of legal sized brook, brown and rainbow trout in the Pigeon River, Ostego County, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 82: 265-280.
- CORDONE, A.J. (1968): Experimental fingerling management of Beardsley Reservoir in California. Proceedings of the Western Association of Game and Fish Commissioners 48: 442-460.
- CORDONE, A.J. & S.J. NICOLA. (1970): Harvest of four strains of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) from Beardsley Reservoir, California. California Fish and Game 56: 271-288.
- COWX, I.G. (1994): Strategic approach to fishery rehabilitation. Rehabilitation of freshwater Fisheries: Fishing News Books (1994).
- CRESSWELL, R.C. (1981): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters—a review. Journal of Fish Biology 18: 429-442.
- CRESSWELL, R.C., G.S. HARRIS & R. WILLIAMS (1982): Factors influencing the movements, recapture and survival of hatchery-reared trout released into flowing waters and their management implications. European Inland Fisheries Advisory Commission Technical Paper 42 (Supplement 1): 129-142.
- CRESSWELL, R.C. & R. WILLIAMS (1979): Studies on trout stocking in an industrial river and their management implications.p.285-295.*In* Proceedings of the 1 st British Freshwater Fisheries Conference, 10-12 April, 1979, University of Liverpool. Liverpool, England.
- CRESSWELL, R.C. & R. WILLIAMS (1982): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters: Effect of time and method of stocking. Fisheries Management 13 (3): 97-102.
- CRESSWELL, R.C. & R. WILLIAMS (1983.): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters: Effect of prior acclimation to flow. Journal of Fish Biology 23(13): 265-276.
- CRESSWELL, R.C. & R. WILLIAMS (1984): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters –Effect of a resident wild population. Fisheries Management 15 (1): 9-14.
- CUMMINGS, T.R. (1987): Brook trout competition with greenback cutthroat trout in Hidden Valley Creek, Colorado. M.S, Colorado State University: Fort Collins, 52 pp.
- CUNJAK, R.A. & J.M. GREEN (1984): Species dominance by brook trout [*Salvelinus fontinalis*] and rainbow trout [*Salmo gairdneri*] in a simulated stream environment. Transactions of the American Fisheries Society 113 (6): 737-743.
- CUNJAK, R.A. & G.J.M. (1986): Influence of water temperature on behavioral interactions between juvenile brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Canadian Journal of Zoology 64(6): 1288-1291.
- DA COSTA, J.R.; M.A. SANTOS & D.P. LOUCKS (1998): The restoration of degraded river basins: A review of the Ave River research project – In: LOUCKS D.P. (ed.): Restoration of degraded Rivers: Challenges, Issues and Experience. -39: 111-142. -Kluwer.

-
- DEVERILL, J.I., C.E. ADAMS & C.W. BEAN (1999): Prior residence, aggression and territory acquisition in hatchery-reared and wild brown trout. *Journal of Fish Biology* 55(4): 868-875.
- DEVLIN, G.J.N & P.W. BETTOLI (1998): Performance of stocked salmonids in the Caney Fork River, below Center Hill Dam, Tennessee. Presented at the 1998 Southern Division of the American Fisheries Society midyear meeting held in Lexington: Kentucky.
- DEWALD, L. & M. A. WILZBACH (1992): Interactions between native brook trout and hatchery brown trout: Effects on habitat use, feeding, and growth. *Transactions of the American Fisheries Society* 121(3): 287-296.
- DEXTER, J. L. (1991): Angler catch and densities of stocked and wild brown trout in August Creek, Michigan. Fisheries Technical Report No. 91-9. Michigan Department of Natural Resources: Lansing, Michigan: 17 p.
- DOBZHANSKY, T. (1970): Genetics of the evolutionary Process. Columbia Univ. Press: New York, NY.
- EBEL, W.J.; BECKER C.D.; MULLIGAN J.W. & RAYMOND H.L. (1989): The Columbia River-towards a holistic understanding. In: D.P. Doghe (ed.) Proceedings of the International Large Rivers Symposium. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences 106: 205-219.
- EBERSTALLER, J.; G. HAIDVOGEL; M. JUNGWIRTH (1997): Gewässer- & Fischökologisches Konzept Alpenrhein, Grundlagen zur Revitalisierung. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie.
- ELLIOT, J.M. (1981): Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. In *Stress and Fish* (A.D. Pickering, ed.), pp. 209-245. London: Academic Press.
- ELLIOT, J.M. (1994): Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press: 286p.
- ELVIRA, B. (1997): Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain; in *Stocking and Introduction of Fish: Blackwell Science 1997*.
- ERONEN, T.K. & SHEMEIKKA, P. (1985): The restoration of the River Vaikojoki, Finland. In: Alabaster J.S. (ed.): *Habitat Modification and Freshwater Fisheries*. - Proceeding of a symposium of the EIFAC. Butterworths.
- FALCONER, D.S. (1981): *Introduction to Quantitative Genetics*. Longmann, New York.
- FALK, M. R. & G. LOW (1981): Growth of stocked rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Polar Lake, Northwest Territories, 1977-1979. Canadian Manuscript Report, Fisheries and Aquatic Sciences 1578: iv + 20p.
- FAUSCH, K. D. (1989): Do gradient and temperature affect distributions of, and interaction between, brook charr (*Salvelinus fontinalis*) and other resident salmonids in streams? *Biology of charrs and masu salmon*. H. Kawanabe, F. Yamazaki and D. L. G. Noakes, *Physiological Ecology of Japan - Special Volume*. 1: 303-322.
- FAUSCH, K. D. & R. J. WHITE (1981): Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38(10): 1220-1227.

-
- 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.
- FITCH, L.A. (1977): Trout stocking in streams: A review. Alberta Department of Recreation, Parks, and Wildlife, Fish and Wildlife Division: Lethbridge, Alberta: 24 p.
- FJELLHEIM, A., G.G. RADDUM & B.T. BARLAUP (1995): Dispersal, growth and mortality of brown trout (*Salmo trutta*) stocked in a regulated west Norwegian River. Regulated Rivers: Research and Management 10 (2-4): 137-145.
- FLÜCK, M. (1988): Besitzversuch in der Gürbe. Fischereiverwaltung des Kantons Bern.
- FRANKEL, O.H. & M.E. SOULE (1981): Conservation and Evolution. Cambridge Univ. Press: New York, NY.
- 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.
- FRITZNER, N. G.; HANSEN, M.M.; MADSEN S.S.; KRISTIANSEN, K. (2001): Use of microsatellite for identification of indigenous brown trout in a geographical region heavily influenced by stocked domesticated trout. Journal of Fish Biology (2001) 58: 1197-1210.
- FRIEDL, C. (2002): Besitzpolitik für die schweizerischen Fließgewässer. BUWAL 2002.
- GMÜNDER, R.; H. MINDER & A. PETER (2000): Aargau: Besitzversuche mit Forellen und Hechten (ca. 30 cm). Fischereiverwaltung des Kantons Aargau.
- GOUDREAU, C.J. (1998): Creating a fishery in the Bridgewater Tailrace, North Carolina. Presented at the 1998 Southern Division of the American Fisheries Society mid-year meeting, Lexington, Kentucky.
- GRANDE, M. & ANDERSON, S. (1991): Critical thermal maxima for young salmonids. Journal of Freshwater Ecology 6: 275-279.
- GRESSWELL, R.E. (1973): An evaluation of stress induced mortality of stocked catchable-sized rainbow trout in Temple Fork of the Logan River. M. Sc. Thesis: Utah State University. Logan, Utah.
- GRESSWELL, R.E. & C.B. STALNAKER (1974): Post-stocking mortality of catchable-size rainbow trout in Temple Fork of the Logan River, Utah. Proceedings of the Utah Academy of Science and Letters 51 (1): 69-84.
- GRIFFITH, J.S. J. (1972): Comparative behaviour and habitat utilization of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and cutthroat trout (*Salmo clarki*) in small streams in northern Idaho. Journal of Fisheries Resources Board Canada 29: 265-273.
- GUYOMARD, R. (1989): Gestion genetique des populations naturelles: l'exemple de la truite commune. Bull. Fr. Peche Piscic. 314: 136-145.
- HABERSACK, H.; KOCH, M.; NACHTNEBEL, H.P. (2000): Flussaufweitung in Österreich – Entwicklung, Stand, Ausblick. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, 7/8: 143-153.

-
- HALE, J.G. (1952b): Results from plantings of marked yearling brown trout (*Salmo trutta*) in the Sucker River and the west branch of the Split River and marked yearling brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in Sucker River, Minnesota, 1951. Investigational Report 118: Fisheries Research Unit, Minnesota Department of Natural Resources. St.Paul, Minnesota: 11 p.
- 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.
- HATCHERY SCIENTIFIC REVIEW GROUP (2000): Hatchery reform in Puget Sound & Coastal Washington. A Scientific and Systematic Redesign of Hatcheries Programs to Help Recover Wild Salmon and Support Sustainable Fisheries. Internet: www.longlivethekings.org/hatcheryreform.html
- HAUNSCHMID, R. & D. KOZAK (1997): Post-stocking performance of catchable brown trout introduced to different types of streams in Upper Austria. Zeitschrift für Fischkunde 4(1-2): 49-71.
- 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.
- HAZZARD, A.S. & D.S. SHETTER (1940): Results from experimental plantings of legal-sized brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo irideus*). Transactions of the American Fisheries Society 68: 196-210.
- HENDRY, K. & CRAGG-HINE D. (1996): Restoration of Riverine Salmon Habitats – Fisheries Technical Manual, No.4. – Environment Agency, Bristol.
- HESTHAGEN, T. & B.O. JOHNSEN (1992): Effects of fish density and size on survival, growth and production of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) in lakes. Fisheries Research 15(1-2): 147-156.
- HESTHAGEN, T.; L. FLOYSTAD; O. HEGGE; M. STAURNES & J. SKURDAL (1999): Comparative life history characteristics of native and hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) in a sub-Alpine reservoir. Fisheries Management and Ecology 6(1): 47-61.
- HILDEBRAND, R.H. (1998): Movements and conservation of cutthroat trout. Ph.D.: Utah State University, Logan: 133 pp.
- HOFMAN, E.L. (1989): The effect of various stocking factors on survival of lake trout and brown trout: A selected review. Draft, Fish Culture Section, Ontario Ministry of Natural Resources: Toronto, Ontario: 28 p.+ appendices.
- HOLLOWAY, A.D. & T.K. CHAMBERLAIN (1942): Trout management and stocking results in the southern Appalachians.p.245-249. In Transactions of the 7 th North American Wildlife Conference, April 8-10, 1942, Toronto, Ontario.
- HOLZER G. (1999): Bau und Funktionsweise von Brutkästen für Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*), und Huchen (*Hucho hucho*); Landschaftspflege und Naturschutz Übungen, Inst. f. Freiraumgestaltung und Landschaftspflege.
- HOLZER G., C. GUMPINGER, M.HINTERHOFER & G. UNFER (2001): Brutboxen: Eine alternative und ökologische Form fischereilicher Bewirtschaftung. Im Auftrag der E-Werke Wels AG, 22p.

-
- HOWELL, B.R. & S.M. BAYNES (1993): Are hatchery-reared sole equipped for life in the sea? ICESCM1993/F33SESSR.
- HULBERT, P.J. (1985): Post-stocking performance of hatchery-reared yearling brown trout. *New York Fish and Game Journal* 32(1): 1-8.
- HUSTON, J. & T. VAUGHAN (1960): Temporal movement of rainbow trout in reservoirs. *Proceedings of the Western Association of Game and Fish Commissioners* 48: 428-441.
- HUTCHINSON, G.E. (1958): Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- ISAKSSON, A. (1988): Salmon ranching: a world review. *Aquaculture* 75: 1-33.
- 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 (1986): Feeding by hatchery-reared and wild brown trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 17: 281-287.
- 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.
- JOHNSEN, B.O. & T. HESTHAGEN (1990): Recapture of pond and hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) released in small streams. *Aquaculture and Fisheries Management* 21: 245-252.
- JONSSON, N.; B. JONSSON; P. AASS & L.P. HANSEN (1995): Brown trout (*Salmo trutta*) released to support recreational fishing in a Norwegian fjord. *Journal of Fish Biology* 46: 70-84.
- JONSSON, S.; E. BRØNNØS & H. LUNDQUIST (1999): Stocking of brown trout (*Salmo trutta*): Effects of acclimatization. *Fisheries Management and Ecology* 6(6): 459-473.
- KAHILAINEN, K. & H. LEHTONEN (2001): Resource use of native and stocked brown trout *Salmo trutta* L., in a subarctic lake. *Fisheries Management and Ecology*: [print] Feb., 2001; 8 (1): 83-94.
- KARASEV, G.L. (1974): Reconstruction of the fish fauna in trans-Baikalia. *Journal of Ichthyology* 14: 164-186.
- KARR J. R. (1999): Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* (1999) 41, 221-234.
- KEITH, P. & J. ALLARDI (1997): The introduced freshwater fish of France: status, impacts and management; in *Stocking and Introduction of Fish*. Blackwell Science 1997.
- KELLY-QUINN, M. & J.J. BRACKEN (1989b): A comparison of the diet of wild and stocked hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) fry. *Aquaculture and Fisheries Management* 20(3): 325-328.

-
- 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.
- KENDALL, W. T. & L. A. HELFRICH (1982): Dispersion patterns of hatchery-reared rainbow trout stocked in a Virginia mountain stream. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 34: 318-329.
- KENNEDY, G.J.A. (1982): Stocking with brown trout. Report of the Symposium on Stock Enhancement in the Management of Freshwater Fisheries: European Inland Fisheries Advisory Commission Technical Paper 42: 9-11.
- KIEFFER, J.D. & P.W. COLGAN (1992): The role of learning in fish behaviour. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2: 125-143.
- KLEIN, W.D. (1975): An evaluation of fingerling trout planting methods at Parvin Lake and West Lake, Colorado. Colorado division of wildlife: Denver, Colorado: 19 p.
- KOČIK, J.F. & W.W. TAYLOR (1995): Effect of juvenile steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) on age-0 and age-1 brown trout (*Salmo trutta*) survival and growth in a sympatric nursery stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 52, 1995: 105-114.
- KÖNIG, R. (1994): Entstehung und Wandel der Fischzucht in der Schweiz. Internet: [www.fischzuechter.ch/Geschichte der Fischzucht.htm](http://www.fischzuechter.ch/Geschichte%20der%20Fischzucht.htm).
- KRUSE, C G. (1998): Influence of non-native trout and geomorphology on distributions of indigenous trout in the Yellowstone River Drainage of Wyoming (*Oncorhynchus clarki*, *Salvelinus fontinalis*, *Salmo trutta*). Ph.D., University of Wyoming, Laramie: 190pp.
- KÜTTEL, S.; A. PETER & A. WÜEST (2002): Temperaturpräferenzen und – limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer.
- LAIKRE, L. (1999): Conservation Genetic Management of Brown trout (*Salmo trutta*) in Europa. ("Troutconcert", EU FAIR CT97-3882).
- 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.
- LARGIADER, C.R. & D. HEFTI (2002): Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten. Bundesamt für Umwelt. Wald und Landschaft, BUWAL, Bern: 2002.
- LARGIADER, C.R. (1995): Genetische Differenzierung der Forelle (*Salmo trutta* L.) in der Schweiz und der Einfluss von Besatz auf die Lokalpopulationen. Dissertation, Universität Bern.
- LARSON, G.L. & S.E. MOORE (1985): Encroachment of exotic rainbow trout [*Salmo gairdneri*] into stream populations of native brook trout [*Salvelinus fontinalis*] in the southern Appalachian Mountains [USA]. *Transactions of the American Fisheries Society* 114(2): 195-203.
- LARSON, K. (1972): New trends in planting trout in lowland streams: The result of some controlled Danish liberations. *Aquaculture* 1: 137-171.
- 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.
- LOHR, S.C. & J.L. WEST (1992): Microhabitat selection by brook and rainbow trout in a southern Appalachian stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 121(6): 729-736.
- LUTON, J.R. (1985): The first introductions of brown trout (*Salmo trutta*) in the United States. *Fisheries* 10(1): 10-13.
- MAGOULICK, D.D. (1994): Interspecific competition between native brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and introduced rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in streams. Ph.D., University of Pittsburgh: Pittsburgh: 96 pp.
- MAGOULICK, D.D. & M. A. WILZBACH (1998): Are native brook charr and introduced rainbow trout differentially adapted to upstream and downstream reaches? *Ecology of Freshwater Fish* 7(4): 167-175.
- MAGURRAN, A.E. (1990): The inheritance and development of minnow anti-predator behaviour. *Animal Behaviour* 39: 834-842.
- MAITLAND P.S. (1977): *Der Kosmos Fischführer: Die Süßwasserfische Europas in Farbe*. 1.Aufl.-Stuttgart: Franckh, 1977.
- MARCONATO, E.; S. SALVIATI & G. MAIO (1990): Population dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) in a nursery stream. *Rivista di Idrobiologia* 29 (1): 343-352.
- MARSHALL, T.L. & R.P. JOHNSON (1971): History and results of fish introductions in Saskatchewan, 1900 -1969. *Fisheries Report No.8*. Saskatchewan Department of Natural Resources. Regina, Saskatchewan: 27 p.
- MARSHALL, S.A. & B.W. MENZEL (1984): Recovery, growth and habitat utilization of spring-stocked fingerling brown trout (*Salmo trutta*) in six northeast Iowa streams. *In Proceedings of the 64 th Annual Conference of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies*, Victoria, British Columbia.
- MASON, J.W.; BRYNILDSON, O.M.; DEGURSE, P.E. (1967): Comparative survival of wild and domestic strains of brook trout in streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 96: 313-319.
- MATTHEWS, W.J. (1998): *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall (1998).
- 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.
- MESA, M.G. (1991): Variation in feeding, aggression, and position choice between hatchery and wild cutthroat trout in an artificial stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 723-727, 1991.
- MIKO, D.A.; H.L. SCHRAMM, Jr.; S.D. AREY; J.A. DENNIS & N.E. MATHEWS (1995): Determination of stocking densities for satisfactory put-and-take rainbow trout fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* 15(4): 823-829.

-
- 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.
- MILLER, R.B. (1953): Comparative survival of wild and hatchery reared cutthroat trout in a stream. Transaction of the American Fisheries Society 83:120-130.
- MILLS, D.H. & R.M. RYAN (1973): The movement and benefit to angling of hatchery-reared brown trout released into the River Tweed. Fisheries Management 4: 109-115.
- MORAN, P.; PENDAS, A.M.; GARCIA-VAZQUEZ, E. & IZQUIERDO, J. (1991): Failure of a stocking policy, of hatchery reared brown trout, *Salmo trutta* L., in Asturias, Spain, detected using LDH-5 as a genetic marker. Journal of Fish Biology (1991) 39 (Supplement A): 117-121.
- MORING, J.R. & D.V. BUCHANAN: (1978): Downstream movements and catches of two strains of stocked trout. Journal of Wildlife Management 42(2): 329-333.
- MORING, J.R. (1979): Changes in catch rates following reduction of trout stocking density in five Oregon streams. Oregon Department of Fish and Wildlife: Corvallis, Oregon: 9 p.
- MORING, J.R. (1982): An efficient hatchery strain of rainbow trout for stocking Oregon streams. North American Journal of Fisheries Management 2(3): 209-215.
- MORING, J.R. (1993a): Records of long range, downstream movements of stocked rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Fisheries Research 16(2): 195-199.
- MUHAR, S.; EGGER, G.; JUNGWIRTH, M.; MICHOR, K.; MORITZ, C.; PETUTSCHNIG, J.; UNTERLECHNER, U. (1998): Leitbilder und Zielsetzungen für die Flusslebensräume der Oberen Drau und deren Biozönosen. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, 50, 1-2: 49-56.
- MUHAR S., EGGER G., KUMMER H., ZAUNER G., SPOLWIND R., MICHOR K., SCHMUTZ S., PINKA P., UNFER G., SCHLUDERMANN Ch, WIESNER Ch., HOFFMANN A., PREIS S., JUNGWIRTH M. (2000): Beurteilung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen an Leitha und Drau in Hinblick auf die Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Bericht, im Auftrag des BMLFUW.
- MULLAN, J.W. & W.A. TOMPKINS (1959): Trout pond management in Massachusetts: Massachusetts Division of Fisheries and Game. Boston, Massachusetts: 132 p.
- MURPHY, G.I. (1962): Trout survival in Taylor Creek, a tributary of lake Tahoe, California. California Fish and Game. Sacramento, California.
- 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.
- NAKANO, S.; S. KITANO; K. NAKAI & K. D. FAUSCH (1998): Competitive interactions for foraging microhabitat among introduced brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and native bull charr, *S. confluentus*, and westslope cutthroat trout, *Oncorhynchus clarki lewisi*, in a Montana stream. Environmental Biology of Fishes 52(1-3): 345-355.

-
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1996): Upstream: Salmon and Society in the Pacific Northwest. Committee on Protection and Management of Pacific Northwest anadromous Salmonids: National Academy of Science, Washington, DC.
- 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.
- NEEDHAM, P. R. (1969): Propagation, stocking and protection. p. 154-179 *In Trout Streams: Conditions that Determine their Productivity and Suggestions for Stream and Lake Management*: Winchester Press, New York, New York.
- NESBIT, R.A. & J.A. KITSON (1937): Some results of trout tagging in Massachusetts. *Copeia* 3: 168-172.
- 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.
- O'GRADY, M.F. (1983): Observations on the dietary habits of wild and stocked brown trout (*Salmo trutta*) in Irish lakes. *Journal of Fish Biology* 22: 593-601.
- O'GRADY, M.F. & D. DUFF (2000): Rehabilitation ecology of rivers and lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 97-106 Stuttgart, 2000.
- 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.
- OREGON DEPARTMENT OF FISH AND WILDLIFE (ODFW) (1999): Fish hatchery purposes, goals and objectives. Portland, OR.
- OWENS, S.J. & P.W. BETTOLI (1998): Characteristics of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth in the South Fork of the Holston River, Tennessee. Presented at the 1998 Southern Division of the American Fisheries Society midyear meeting: Lexington, Kentucky.
- PATTEN, B.G. (1977): Body size and learned avoidance as factors affecting predation on coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), fry, by torrent sculpin (*Cottus rhitheus*). *Fisheries Bulletin US Department Commerce Natn Oceanic Atmos Adm* 75: 457-495.
- PAVLOV, D.S. & VILENKIN, B. Ya. (1989): Present state of the environment, biota and fisheries in the Volga River. In: D.P. Doghe (ed.) *Proceedings of the International Large Rivers Symposium*. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences 106: 504-514.
- PEDROLI, J.C.; B. ZAUGG & A. KIRCHHOFER (1991): *Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz*.
- PETER, A. (1987): Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik. Diss. ETH Nr.8307.
- PETER, A. (1997): Untersuchungen zur Konkurrenz zwischen Bachforelle und Regenbogenforelle im Einzugsgebiet des Bodensees. Studie im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigungskonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF).

-
- PETER, A. & MUELLER, R. (2000): Fische: Biologie, Ökologie, Ökonomie. Vorlesungsskriptum, ETH Zürich.
- PETROSKY, C.E., BJORN, T.C. (1988): Response of wild rainbow (*Salmo gairdneri*) and Cutthroat trout (*S. clarki*) to stocked rainbow trout in fertile and infertile streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 45: 1988.
- 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.
- QUÉBEC MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE (1988a): Critères et pratiques d'ensemencement: Résumé et recommandations. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction Générale de la Ressource Faunique. Québec City, Québec.
- QUÉBEC MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE (1988b): Stocking guidelines for fish species other than anadromous Atlantic salmon. Ministère du Loisir, de la Chasse, et de la Pêche: Québec City, Québec.
- RAHKONEN, R. & P. KOSKI (1997): Occurrence of cestode larvae in brown trout after stocking in a large regulated lake in northern Finland. Diseases of Aquatic Organisms 31(1): 55-63.
- RASMUSSEN, G. & P. GEERTZ-HANSEN (1998): Stocking of fish in Denmark. p.14-21. In I.W. Cowx [ed.]. Stocking and Introduction of Fish. Fishing News Books, Blackwell Science, Ltd. MPG Books, Ltd. Bodmin: Cornwall, Great Britain.
- REIMER, F. (1964): Die Regenbogenforelle in der Mur und ihre Wechselbeziehungen zum Huchen und zur Äsche. In: Österreichs Fischerei, Jg. 17: Nr. 11/12.
- REIMERS, N. (1963): Body condition, water temperature, and over-winter survival of hatchery-reared trout in convict creek, California. Transactions of the American Fisheries Society 92: 39-46.
- 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.
- ROSE, G.A. (1986): Growth decline in subyearling brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after emergence of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43(1): 187-193.
- RYMAN, N. & LAIKRE, L. (1991): Effects of supportive Breeding on the genetically effective Population Size. Conservation Biology 5: 325-329.
- SAURA, A., J. MIKKOLA & E. IKONEN (1990): Re-introduction of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) to the Vantaanjoki River, Finland. p.127-136. In W.L. T. van Densen, B. Steinmetz and R.H. Hughes [eds.]. Management of Freshwater Fisheries. Proceedings of a Symposium by European Inland Fisheries Advisory Commission: May 31-June 3, 1988, Göteborg, Sweden.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1997): Lehrbuch der Teichwirtschaft. Parey Buchverlag Berlin 1997.
- SCHIEMER, F.; Ch. BAUMGARTNER; K. TOCKNER (1999): Restoration of floodplain rivers: The Danube restoration project. Regulated Rivers: Research & Management 15: 231-244 (1999).

-
- SCHMEING-ENGBERDING, F. (1953): Die Vorzugstemperaturen einiger Knochenfische und ihre physiologische Bedeutung. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 2: 125-155.
- SCHMUTZ, S., JUNGWIRTH, M. (1999): Fish as indicators for large river connectivity: The Danube and its tributaries. Arch. Hydrobiol. Suppl. 115, 3: 329-348.
- SCHUCK, H.A. & O.R. KINGSBURY (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: 147-156.
- SCHUMACHER, R.E. (1954): Dusche Creek tagged trout study -1954. Investigational Report No.160.D vision of Game and Fish, Bureau of Fisheries, Minnesota Department of Conservation: St. Paul, Minnesota: 6 p. +appendices.
- SCHUMACHER, R.E. (1958): Dusche Creek creel census –Population study for 1954-1955. Fisheries Investigational Report No.176.Minnesota Fish and Game Investigations. St. Paul: Minnesota: 25 p.
- SCULLION, J. & R.W. EDWARDS: (1979): The movement of hatchery-reared rainbow and brown trout in a polluted river in the South Wales coalfield. Journal of Fish Biology 14(2): 173-178.
- 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.
- SEBER, G.A.F. (1982): The estimation of animal abundance and related parameters, 2nd ed. MacMillan, New York, USA.
- SHETTER, D.S. & A.S. HAZZARD (1940): Results from plantings of marked trout of legal size in streams and lakes of Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 70: 446-468.
- SHETTER, D.S. (1944): Further results from spring and fall plantings of legal, legal-sized, hatchery-reared trout in streams and lakes of Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 74: 35-58.
- SHETTER, D.S. (1962): Recoveries by anglers of legal sized trout stocked during different seasons of the year in Michigan streams. Transactions of the American Fisheries Society 91: 145-150.
- SIMPKINS, D.G.; W.A. HUBERT & T.A. WESCHE. (2000): Effects of fall-to-winter changes in habitat and frazil ice on the movements and habitat use of juvenile rainbow trout in a Wyoming tailwater. U.S Geological Survey, Wyoming Cooperative Fish and Wildlife Research Unit: University of Wyoming. Laramie, Wyoming.
- SKURDAL, J.; O. HEGGE & T. HESTHAGEN (1989): Exploitation rate, survival and movements of brown trout (*Salmo trutta*) stocked at takeable size in the regulated rivers Lågen and Otta, southern Norway. Regulated Rivers: Research and Management: 3: 247-253.
- SMITH L.L., Jr. & B.S. SMITH (1943): Survival of seven to ten inch planted trout in two Minnesota streams. Transactions of the American Fisheries Society 73: 108-116.
- SMITH, M.W. (1967): Movement of planted hatchery-reared trout from a natural lake. Canadian Fish Culturist 39: 35-40.

-
- SPINDLER, T. (1997): Fischfauna in Österreich; Ökologie-Gefährdung-Bioindikation-Fischerei-Gesetzgebung. BMUF, Wien.
- STRACH, R.M. & T.C. BJORN (1989): Brook trout removal, stocking cutthroat trout fry, and tributary closures as means for restoring cutthroat trout in Priest Lake tributaries. Idaho Fish and Game, Boise. Project F-71-R-12, Subproject 3, Job 1, 79: 11.
- STRANGE, C.D. & G.J.A. KENNEDY (1979): Yield to anglers of spring-and autumn-stocked hatchery-reared and wild brown trout. Fisheries Management 10(2): 45-52.
- SWAIN, D.P. & RIDDELL B.E. (1990): Variation in agonistic behaviour between newly emerged juveniles from hatchery and wild populations of Coho salmon: Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol.47: 1990.
- TEMPLETON, R.G. (1971): An investigation of the advantages of autumn and spring stocking with brown trout (*Salmo trutta*) in a Yorkshire reservoir. Journal of Fish Biology 3(3): 303-324.
- THOMAS, H.M. (1996): Competitive interactions between a native and exotic trout species in high mountain streams. M.S., Utah State University: Logan: 44 pp.
- THORNHILL, N.W. (1993): The natural History of Inbreeding and Outbreeding. University of Chicago Press: Chicago IL.
- TOCKNER, K.; F. SCHIEMER; C. BAUMGARTNER; G. KUM; E. WEIGAND; I. ZWEIMÜLLER; J.V. WARD (1999): The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the Floodplain system. Regulated Rivers: Research & Management 15: 245-258 (1999).
- TREMBLEY G.L. (1943): Results from plantings of tagged trout in Spring Creek, Pennsylvania. Transactions of the American Fisheries Society 73: 158-172.
- TURNER, S.E. (1971): A review of the literature on trout stocking. Project No. F-1-R-20, study No. I-11: Job No. 1. Missouri Department of Conservation: Jefferson City, Missouri.
- VARLEY, M.E. (1967): British Freshwater Fishes – Factors affecting their distribution. London: Fishing News (Books) Limited.
- VEHANEN, T. (1995): Factors influencing the yield of brown trout (*Salmo trutta lacustris*) in northern Finnish lakes. Fisheries Management and Ecology 2(2): 121-134.
- VEHANEN, T.; P. HYVARINEN & J. ASPI (1998): Dispersion of stocked brown trout (*Salmo trutta*) and landlocked salmon (*Salmo salar*) from stocking sites in Lake Oulujarvi, Finland. Fisheries Management and Ecology 5(3): 177-188.
- VINCENT, E.R. (1960): Some influences of domestication upon three stocks of brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill). Transactions of the American Fisheries Society 89: 35-52.
- WALTERS, J.P.; T.D. FRESQUES & S.D. BRYAN (1997): Comparison of creel returns from rainbow trout stocked at two sizes. North American Journal of Fisheries Management 17(2): 474-476.
- WARD, J.V.; K. TOCKNER; U. UEHLINGER; F. MALARD (2001): Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. Regulated Rivers: Research & Management 17: 311-323 (2001).

-
- WARD, J.V.; K. TOCKNER; P.J. EDWARDS; J. KOLLMANN; G. BRETSCCHKO; A.M. GURNELL; G.E. PETTS; B. ROSSARO (1999): A reference river system for the alps: The Fiume Tagliamento. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 63-75 (1999).
- 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
- WATERS, T.F. (1983): Replacement of brook trout by brown trout over 15 years in a Minnesota stream: production and abundance. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 137-146.
- WEISS, S. & S. SCHMUTZ (1999): 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 (1999): 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.
- WILEY, R.W.; WHALEY, R.A.; SATAKE, J.B. & FOWDEN M. (1993): Assessment of stocking hatchery trout: A Wyoming perspective. *North American Journal of Fisheries Management*: 1993; 13 (1): 160-170.
- 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.
- WIRTHNER, C. (2001): Variation der mitochondrialen DNA der Forellenpopulationen (*Salmo trutta* L.) aus dem Adria und Donau-Einzugsgebiet der Schweiz. Diplomarbeit, Universität Bern.
- WELCOMME, R.L. (1992): A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium* 194: 3-14.
- WELCOMME, R.L. (1997): Evaluation of stocking and introductions as management tools. In Cowx I. G. (1998): *Stocking and Introductions of fish*. Oxford. Fishing News books, Blackwell Science.
- WU, C.I. & PALOPOLI, M.F. (1994): Genetics of postmating reproductive isolation in animals. *Annu. Rev. Genet.* 28: 283-308.
- YULE, D.L; R.A. WHALEY; P.H. MAVRAKIS; D.D. MILLER & S.A. FLICKINGER (2000): Use of strain, season, stocking, and size at stocking to improve fisheries for rainbow trout reservoirs with walleyes. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 10-18.
- ZAUNER, G. & KUMMER H. (1999): Vorschläge zur Umgestaltung des Gießgang bzw. der linksufrigen Donauauen im Tullner Beckens auf Basis fischökologischer Erhebungen. 10 Jahre Gießgang Greifenstein, Schriftreihe der Forschung im Verbund, Band 51, 59-70, Hrsg.: Österr. Elektrizitätswirtschaft AG.
- ZAUNER, G.; PINKA P. & JUNGWIRTH M. (2000): Fischökologie. Wasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Grenzmur Phase I. Studie i. A. der Stmk. LR, Fachabt. III a. Projektträger: Ständige Österreichisch-Slowenische Kommission für die Mur.

13. Anhang

13.1 Carrying capacity (Kapazität, Tragfähigkeit)

Die „carrying capacity“ ist das Mass der Biomasse einer Population die von einem Ökosystem erhalten werden kann. Die „carrying capacity“ ändert sich mit der Zeit und mit der Abundanz von Räubern und Ressourcen (Nahrung, Habitat). Ressourcen sind eine Funktion der Produktivität von Beutepopulationen und Konkurrenz. Veränderungen in der physikalischen und biotischen Umwelt beeinflussen die Verteilung und Produktivität aller involvierten Populationen.

Im Zusammenhang mit den Auswirkungen der innerartlichen Konkurrenz besitzt eine ausgewogene Population ein Gleichgewicht. Dieses Gleichgewichtsniveau wird als „carrying capacity“ bezeichnet und wird durch eine ausgewogene Geburts- und Sterberate erreicht.

13.2 „Outbreeding depression“⁶ und „Inbreeding depression“⁷

Eine Reduktion („Depression“) der Fitness in der Nachkommenschaft kann sowohl bei „zu nahe“ verwandten Eltern (Inzucht) als auch bei „zu weit entfernt“ verwandten Eltern auftreten.

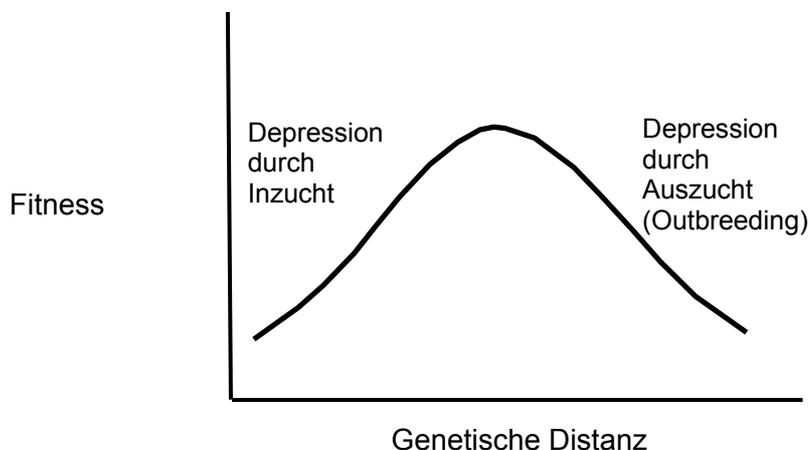


Abb.13.3.1: Outbreeding und Inbreeding Depression (aus Lagiarder & Hefti 2002)

Oft zeigt die F1-Generation eine erhöhte Fitness im Vergleich zu ihren Eltern (LERNER 1954; THORNHILL 1993), während dann allerdings eine dramatische Reduktion der Fitness in der zweiten Generation auftritt (WU & PALOPOLI 1994).

Diese Reduktion der Fitness kann mit der Theorie koadaptierter Genkomplexe (DOBZHANSKY 1970) erklärt werden auf die aber hier nicht näher eingegangen wird (siehe LARGIADER 2002, Topik 6).

⁶ Berechnung siehe LARGIADER & HEFTI 2002, Topik 3

⁷ Berechnung siehe LARGIADER & HEFTI 2002, Topik 4

13.3 Verordnungen zum Bundesgesetz über die Fischerei (Anhang 2 und 3)

Fische, für welche die Bewilligungspflicht für das Einsetzen innerhalb des erlaubten Einsatzbereichs entfällt

Name deutsch	Name lateinisch	erlaubter Einsatzbereich
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fischzucht- und Fischhälterungsanlagen; Bergseen und alpine Stauseen ohne freie Fischwanderung in den Ober- und Unterlauf; stehende Gewässer, die speziell für fischereiliche Zwecke angelegt wurden
Kanad. Seeforelle, Amerik. Seesaibling	<i>Salvelinus namaycush</i>	Fischzucht- und Fischhälterungsanlagen; Bergseen und alpine Stauseen
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Fischzucht- und Fischhälterungsanlagen; für Bachforellen ungeeignete Gewässer ohne Abwanderungsmöglichkeit
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	Fischzucht- und Fischhälterungsanlagen; Gewässer, in denen Zander bereits vorkommen und nicht zu unerwünschten Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenwelt führen
Spiegelkarpfen und ähnliche Zuchtformen	<i>Cyprinus carpio</i> (Zuchtform)	Fischzucht- und Fischhälterungsanlagen
Koi	<i>Cyprinus carpio</i> (Zuchtform)	Fischhälterungsanlagen und Gartenbiotop, allfälliger Abfluss in die Kanalisation
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	Fischhälterungsanlagen und Gartenbiotop, allfälliger Abfluss in die Kanalisation
Goldfisch, Silberkarassche	<i>Carassius auratus auratus</i>	Fischhälterungsanlagen und Gartenbiotop, allfälliger Abfluss in die Kanalisation
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Fischhälterungsanlagen und Gartenbiotop, allfälliger Abfluss in die Kanalisation
Goldorfe	<i>Leuciscus idus</i> (Zuchtform)	Fischhälterungsanlagen und Gartenbiotop, allfälliger Abfluss in die Kanalisation

Arten, Rassen und Varietäten von Fischen, deren Anwesenheit als unerwünschte Veränderung der Fauna gilt

Name deutsch	Name lateinisch
Hundsfische	<i>Umbra</i> spp.
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>
Weisser Amur, Graskarpfen	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>
Silberner Tolstolob	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
Gefleckter Tolstolob	<i>Aristichthys nobilis</i>
Katzenwels, Zwergwels	<i>Ameiurus</i> spp.
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>
Schwarzbarsch	<i>Micropterus dolomieu</i>
Forellenbarsch	<i>Micropterus salmoides</i>

13.4 Überlebensraten und Beitrag von Besatzfischen zum Ausfang für die Angelfischerei

Tab.13.4.1: Zusammenfassung der Überlebensraten von Besatzfischen

Wasserkörper Flüsse	Alter/ Grösse der Besatzfische	Zeitdauer der Besatzfische im Gewässer	Überlebensrate (%)	Referenz
Convict Creek (California)	Fingerlinge (Bachforelle)	1 Jahr	63.7%	Needham & Slater (1944)
	Fingerlinge	1 Jahr	44.2%	
	Regenbogenforelle	1 Jahr	46.6%	
	Adulte Regenbogenforellen		(5 Jahres-durchschnitt)	
Gorge Creek (Alberta)	3+ Cutthroat trout	6 Monate	65% & 33.8%	Miller (1953)
		1 Jahr	3.5% & 3.2%	
		2 Jahre	0%	
	2+ Cutthroat trout	6 Monate	15%	
		1 Jahr	0%	
		2 Jahre	0%	
Watson Creek (Minnesota)	117-317mm" (Bachforelle)	6.5 Monate	42.8%	Hale & Smith (1955)
		9 Monate	7.6%	
		11.75 Monate	3.6%	
North Esk River (Australien)	Jährlinge (Bachforelle)	8-9 Monate	10%	Nicholls (1958)
		18 Monate	<5%	
		2 Jahre	2%	
East Lake Outlet (New York)	60 mm (Bachsaibling)	73 Tage	20%	Vincent (1960)
Convict Creek (California)	Fangfähige Regenbogenforellen	100 Tage	70.3-97.1%	Reimers (1963)
Black Earth Creek (Wisconsin)	Fingerlinge (Bachforelle)	~6 Monate	51-90%	Brynildson et al. (1966)
	Fingerlinge Regenbogenforelle	~6 Monate	42-60%	
Big Roche-a-Cri Creek (Wisconsin)	Fingerlinge (Bachsaibling)	6 Monate	32.4%	Mason et al. (1967)
		12 Monate	0.6%	
		18 Monate	0%	
		24 Monate	0%	
Black Earth Creek (Wisconsin)	Fingerlinge (Bachsaibling)	6 Monate	40%	
		12 Monate	0.7%	

Campbell Creek (Wisconsin) Big Spring Creek (Wisconsin) Story Creek (Wisconsin)	Fingerlinge (Bachsaibling) Fingerlinge (Bachsaibling) Fingerlinge (Bachsaibling)	24 Monate	0%	
		6 Monate	49.8%	
		12 Monate	0%	
		6 Monate	33.6%	
		6 Monate	34.1%	
		12 Monate	1.5%	
		18 Monate	0.7%	
Lower Willow River (Wisconsin)	Fingerlinge (Bachforelle)	~6 Monate	20-26.3% bei hohen Dichten 11.6-40.1 % bei niedrigen Dichten (3 Jahresschnitt)	Frankenberger(1969)
Sydenham River (Ontario)	Jährlinge (Bachforelle)	5 Monate	26%	Millard (1971)
Deer Creek (Ontario)	Larven (Bachforelle)	~5 Monate	14.4%	Ferguson (1983)
13 Flüsse (Wisconsin)	Jährlinge (Bachforelle)	60-120 Tage	11.3 % (im Durchschnitt)	Johnson (1983)
	Jährlinge (Bachsaibling)	60-120 Tage	1.7% (im Durchschnitt)	
Fluss in Norwegen	Fingerlinge (Bachforelle)	1 Jahr	29.2 %	Johnsen & Ugedal (1988)
Gürbe (Schweiz)	Jährlinge (Bachforelle)	4.5 Monate	35%	Flück (1988)
		11 Monate	25%	
		19 Monate	5%	
St. Joe River (Idaho)	>15 cm (Regenbogenforelle)	3 Wochen	24% 17% 26%	Petrosky & Bjornn (1988)
Owendohr Stream (Irland)	Larven (Bachforelle)	3 Wochen	< 33%	Kelly-Quinn & Bra- cken (1989a)
Ticino (Schweiz)	1+ Bachforellen	5 Monate	21-100%	Polli (1995)
		9 Monate	0-23%	
Teigdal River (Norwegen)	Fingerlinge (Bachforelle)	10 Monate	1%	Fjellheim et al. (1995)
Wildbach	Sömmerlinge	13 Tage	12%	Barandun & Gmün- der

(Schweiz)	(Bachforelle)		12% 16%	(1997)
3 Flüsse in Schweden	2+ Bachforellen	2 Monate	8%	Näslund (1998)
		12 Monate	0%	
		26 Monate	0%	
	2+ Bachforellen	2 Monate	33%	
		12 Monate	3%	
		26 Monate	1%	
	2+ Bachforellen	2 Monate	21%	
		12 Monate	0%	
		26 Monate	0%	
	1+ Bachforellen	2 Monate	28%	
		12 Monate	0%	
		26 Monate	0%	
1+ Bachforellen	2 Monate	43%		
	12 Monate	3%		
	26 Monate	0%		
0+ Bachforellen	2 Monate	23%		
	12 Monate	26%		
	26 Monate	5%		
Traisen (Österreich)	Adulte (Bachforelle)	1 Monat 8 Monate	86% 14%	Weiss & Schmutz (1999)
Traisen und Kl. Kamp (Österreich)	Fingerlinge (>179-199 mm) (Bachforelle)	3 Monate	80 % (im Durchschnitt)	Weiss & Schmutz (1999)

Tab.13.4.2: Beitrag von Besatzfischen zum Ausfang für die Angelfischerei

Wasserkörper	Alter/Grösse der Besatzfische	Zeitdauer der Besatzfische im Gewässer	Ausfangrate (%)	Referenz
Little Manistee River (Michigan)	Fangfähige Bachforellen, Regenbogenforellen & Bachsaiblinge	Im 1 Jahr Herbstbesatz Frühjahrsbesatz	5.3% 4.9-61.9%	Shetter & Hazzard (1940)
Mill River (Michigan)	12.5-17.5 cm (Bachforelle)	Im 1 Jahr Im 2 Jahr Im 3 Jahr	10.6% 4.8% 1.1%	Holloway & Chamberlain (1942)
	17.5-22.5 cm (Bachforelle)	Im 1 Jahr Im 2 Jahr	14.4% 4.3%	
Dusche Creek (Minnesota)	Fangfähige Bachforellen	Im 1Jahr	21.7-28%	Smith & Smith (1943)
Spring Creek (Pennsylvania)	Fangfähige Bachforellen, Bachsaiblinge & Regenbogenforellen	Im 1 Jahr	50.8%	Trembley (1943)
Au Sable Creek, Baldwin Creek, Dowagiac Creek, Kinne Creek & Middle Branch (Michigan)	Fangfähige Bachforellen Fangfähige Regenbogenforellen Fangfähige Bachsaiblinge	Im 1 Jahr	6.3% 4.5-13.5% 2.5-5.4%	Shetter (1944) (Durchschnitt für alle Gewässern)
Dusche Creek (Minnesota)	Jährlinge (Bachforelle) Jährlinge (Regenbogenforelle)	Im 1 Jahr Frühjahrsbesatz	23.6% 21.6%	Schumacher (1954)
Dusche Creek (Minnesota)	Jährlinge (Bachforelle) Jährlinge (Regenbogenforelle)	Im 1 Jahr Herbstbesatz	51.4% 46.9%	Schumacher (1958)
Sydenham River (Ontario)	Jährlinge (Bachforelle)	Im 1 Jahr	8.1%	Millard (1971)
River Tweed (Schotland)	25 cm (Bachforelle)	Im 1 Jahr	41.2%	Mills & Ryan (1973)
Lagen & Otta	Fangfähige	Im 1 Jahr	22.8-	Skurdal et al.

rivers (Norwegen)	Bachforellen		58%	(1989)
August Creek (Michigan)	Jährlinge (Bachforelle)	Im 1 Jahr	3.3-13.2% & 2.8%-8.2%	Dexter (1991)
34 Flüsse (Wyoming)	>20.625 cm (Salmoniden) <20.625 cm (Salmoniden)	Im 1 Jahr	7.7-65.2% 0.6-23%	Wiley et al. (1993)
Akerselva River (Norwegen)	1 jährige & 2 jährige Bachforellen	Im 1 Jahr	20.3%	Jonsson et al. (1995)
Wölflinswilerbach Erzbach Wissen- bach Rhein (Schweiz)	Fangfähige Bachforellen	Im 1 Jahr	0% 1% 6% 14%	Gmünder et al. (2000)

13.5 Mitgliedsstaaten der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations):

I. AFRIKA

(Mitgliedsstaaten: 48)

- ALGERIA
- ANGOLA
- BENIN
- BOTSWANA
- BURKINA FASO
- BURUNDI
- CAMEROON
- CAPE VERDE
- CENTRAL AFRICAN
REPUBLIC
- CHAD
- COMOROS
- CONGO, DEM. REP. OF
- CONGO, REPUBLIC OF
- COTE D'IVOIRE
- EQUATORIAL GUINEA
- ERITREA
- ETHIOPIA
- GABON
- GAMBIA
- GHANA
- GUINEA
- GUINEA-
BISSAU
- KENYA
- LESOTHO
- LIBERIA
- MADAGASCAR
- MALAWI
- MALI
- MAURITANIA
- MAURITIUS
- MOROCCO
- MOZAMBIQUE
- NAMIBIA
- NIGER
- NIGERIA
- RWANDA
- SAO TOME AND PRINCIPE
- SENEGAL
- SEYCHELLES
- SIERRA LEONE
- SOUTH AFRICA
- SWAZILAND
- TANZANIA, UNITED
REPUBLIC OF
- TOGO
- TUNISIA
- UGANDA
- ZAMBIA
- ZIMBABWE

II. ASIEN

(Mitgliedsstaaten: 22)

- BANGLADESH
- BHUTAN
- CAMBODIA
- CHINA
- DEMOCRATIC PEOPLE'S
REPUBLIC OF KOREA
- INDIA
- INDONESIA
- JAPAN
- KAZAKHSTAN
- KOREA, REP. OF
- LAOS
- MALAYSIA
- MALDIVES
- MONGOLIA
- MYANMAR
- NEPAL
- PAKISTAN
- PHILIPPINES
- SRI LANKA
- THAILAND
- UZBEKISTAN
- VIET NAM

III. EUROPA

(Mitgliedsstaaten: 43)

- ALBANIA
- ARMENIA
- AUSTRIA
- AZERBAIJAN
- BELGIUM
- BOSNIA AND
HERZEGOVINA
- BULGARIA
- CROATIA
- CYPRUS
- CZECH REPUBLIC
- DENMARK
- ESTONIA
- FINLAND
- FRANCE
- GEORGIA
- GERMANY
- GREECE
- HUNGARY
- ICELAND
- IRELAND
- ISRAEL
- ITALY
- LATVIA
- LITHUANIA
- LUXEMBOURG
- MALTA
- MOLDOVA
- MONACO
- NETHERLANDS
- NORWAY
- POLAND
- PORTUGAL
- ROMANIA
- SAN MARINO
- SERBIA AND MONTENEGRO
- SLOVAKIA
- SLOVENIA
- SPAIN
- SWEDEN
- SWITZERLAND
- THE FORMER YUGOSLAV
REP. OF MACEDONIA
- TURKEY
- UNITED KINGDOM

IV. LATEINAMERIKA und die KARIBIK

(Mitgliedsstaaten: 33)

- ANTIGUA AND
BARBUDA
- ARGENTINA
- BAHAMAS
- BARBADOS
- BELIZE
- BOLIVIA
- BRAZIL
- CHILE
- COLOMBIA
- COSTA RICA
- CUBA
- DOMINICA
- DOMINICAN REP.
- ECUADOR
- EL SALVADOR
- GRENADA
- GUATEMALA
- GUYANA
- HAITI
- HONDURAS
- JAMAICA
- MEXICO
- NICARAGUA
- PANAMA
- PARAGUAY
- PERU
- SAINT KITTS AND NEVIS
- SAINT LUCIA
- SAINT VINCENT AND THE
GRENADINES
- SURINAME
- TRINIDAD AND TOBAGO
- URUGUAY
- VENEZUELA

V. NAHER OSTEN

(Mitgliedsstaaten: 21)

- AFGHANISTAN
- SAUDI ARABIA, KINGDOM OF
- KUWAIT
- KYRGYZSTAN
- LEBANON
- LIBYA
- OMAN
- QATAR
- SOMALIA
- SUDAN
- SYRIA
- TAJIKISTAN
- TURKMENISTAN
- UNITED ARAB EMIRATES
- YEMEN
- BAHRAIN
- DJIBOUTI
- EGYPT
- IRAN, ISLAMIC REPUBLIC OF
- IRAQ
- JORDAN

VI. NORDAMERIKA

(Mitgliedsstaaten: 2)

- CANADA
- UNITED STATES OF AMERICA

VII. SÜDWEST PARZIFIK

(Mitgliedsstaaten: 14)

- AUSTRALIA
- COOK ISLANDS
- FIJI
- KIRIBATI
- MARSHALL ISLANDS
- NAURU
- NEW ZEALAND
- NIUE
- PALAU
- PAPUA NEW GUINEA
- SAMOA
- SOLOMON ISLANDS
- TONGA
- VANUATU

13.6 Aufbau von Fischpopulationen

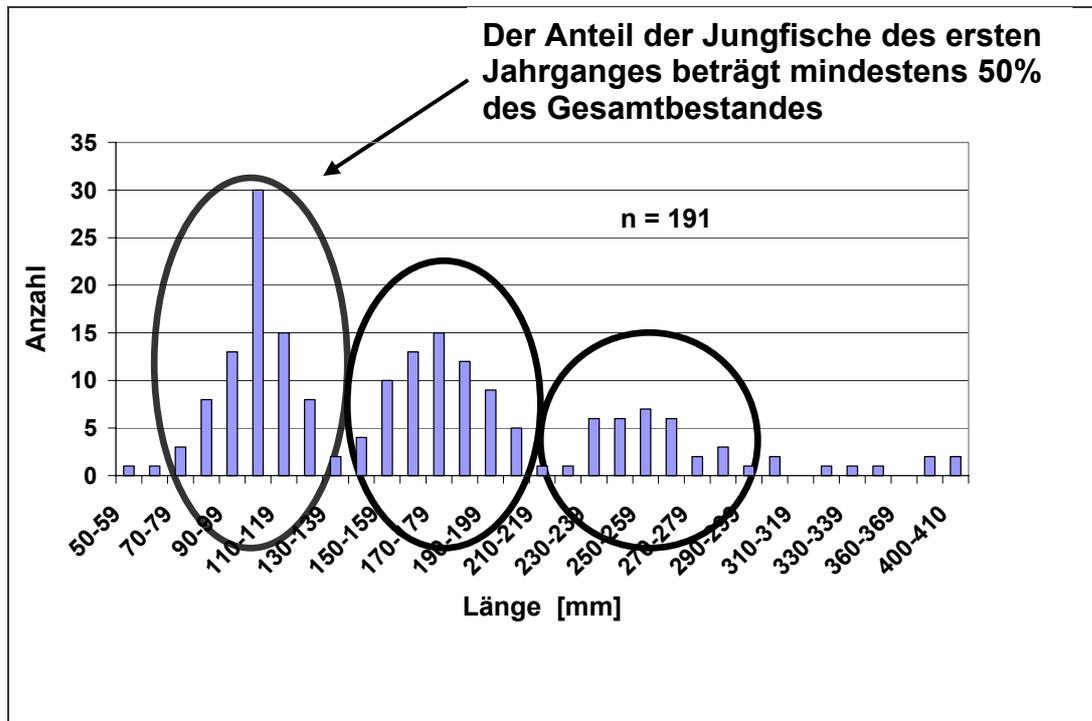


Abb 13.6.1: Aufbau einer intakten Bachforellenpopulation

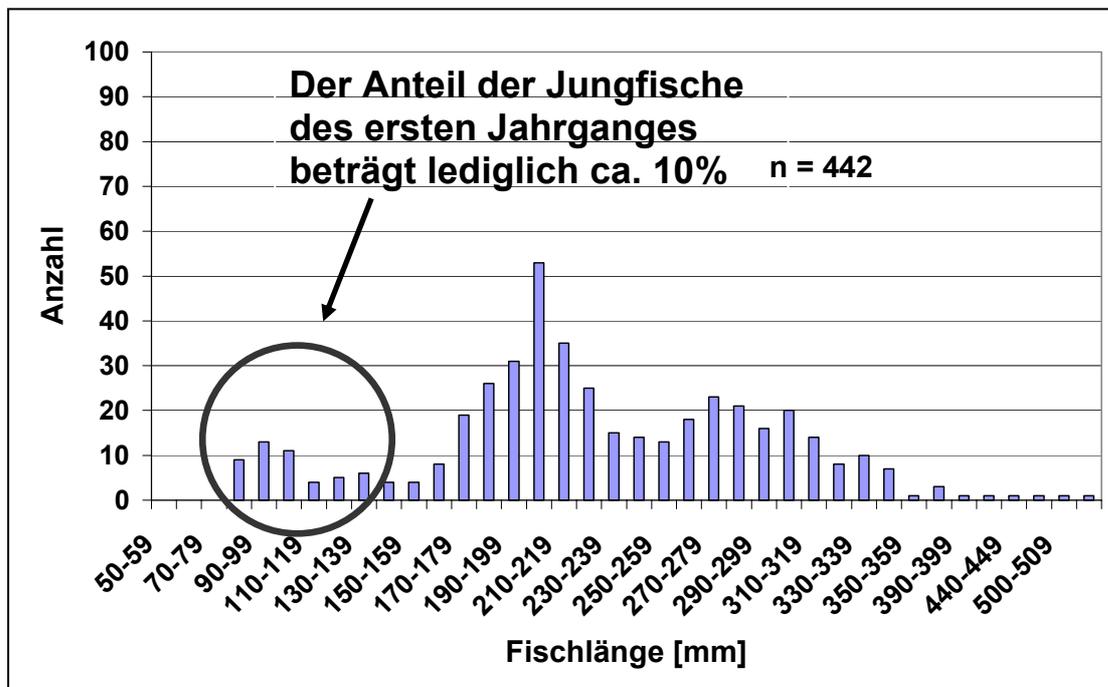


Abb. 13.6.2: Aufbau einer gestörten Bachforellenpopulation

zu Abb. 13.6.1:

Die einzelnen Jahrgänge (0+, 1+, 2+) sind klar und deutlich voneinander getrennt (schwarze Kreise). Der Anteil der Jungfische des ersten Jahrganges beträgt mindestens 50% des Gesamtbestandes (guter Reproduktionserfolg). Anschliessend erfolgt eine stetige Abnahme der einzelnen Jahrgänge bis hin zu den grössten Adulten.

zu Abb. 13.6.2:

Die einzelnen Jahrgänge sind nicht so klar voneinander getrennt. In diesem Fall beträgt der Anteil der Jungfische des ersten Jahrganges nur 10% des Gesamtbestandes (schwache Reproduktion). Die folgenden Jahrgänge zeigen ebenfalls eine gestörte Verteilung. Dies ist in diesem Beispiel auf einen Besatz von fangfähigen Forellen (200 mm- 350 mm) zurückzuführen.

Anschrift des Autors:

Georg Holzer, Kirchengasse 33/13, 1070 Wien

Tel: 0664/6048234

e-mail: Georg_Holzer@aon.at