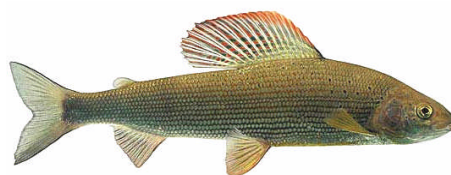
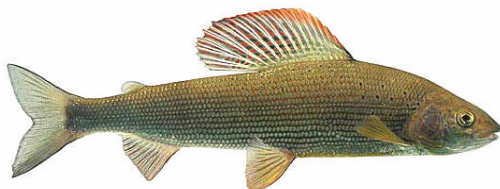
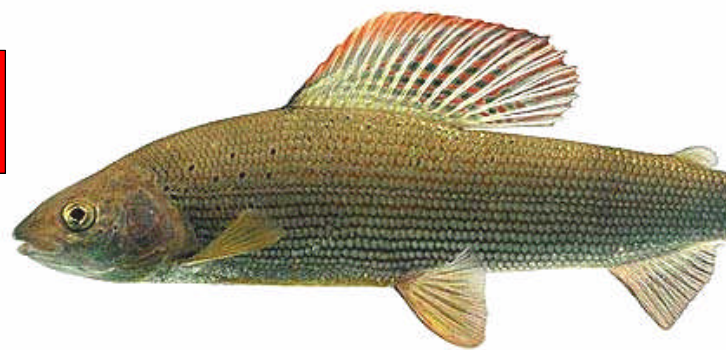
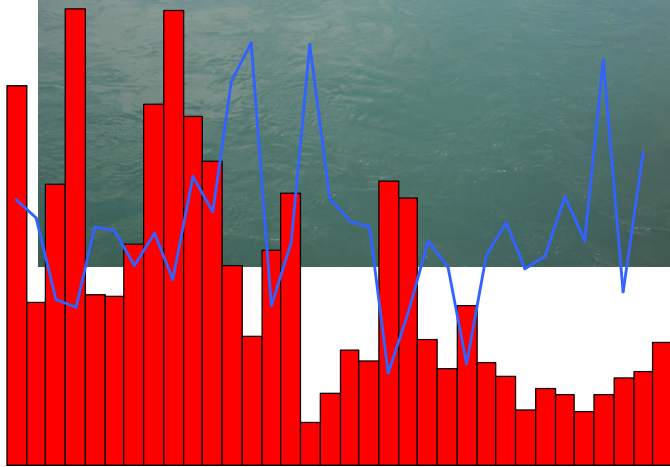


Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*) im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung der Äschenlarven

Andreas Hertig



**Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*)
im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der
Habitatnutzung der Äschenlarven**

Dissertation

zur

Erlangung der naturwissenschaftlichen Doktorwürde
(Dr. sc. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Universität Zürich

von

Andreas Hertig

von

Oberhofen BE

Begutachtet von

Prof. Dr. Paul Ward
Prof. Dr. Georg Ribi
Dr. Erich Staub

Zürich
2006

Die vorliegende Arbeit wurde von der Mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Zürich auf Antrag von Prof. Dr. Paul Ward und Prof. Dr. Lukas Keller als Dissertation angenommen.

*Wer von Ihnen verweilt nicht lieber bei der geistreichen
Unordnung einer natürlichen Flusslandschaft als bei der
geistlosen Regelmässigkeit eines begradigten Gerinnes?*

nach Friedrich Schiller (1793)

Verdankungen

Die vorliegende Arbeit entstand an der wissenschaftlichen Abteilung des Zoologischen Museums der Universität Zürich. Sie wurde durch das BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), die Universität Zürich und durch das Amt für Jagd & Fischerei St. Gallen finanziell respektive logistisch unterstützt.

Ich danke folgenden Personen, die das Entstehen dieser Arbeit wesentlich mit beeinflussten:

Prof. Dr. Vincent Ziswiler und Prof. Dr. Paul Ward, welche die Ausführung dieser Arbeit an ihrem Institut ermöglichten und Prof. Dr. Georg Ribi für die Betreuung der Arbeit.

Dr. Erich Staub, der das Manuskript kritisch begutachtete, die finanzielle Absicherung dieser Arbeit durch das BUWAL in die Wege leitete und auch zum Larvenzählen in die Stiefel stieg.

Dr. Christian Ruhlé, ehemaliger Leiter des Amtes für Jagd & Fischerei St. Gallen, brachte den Stein ins Rollen: Dank seinem Anstoss gibt es diese Arbeit überhaupt. Er unterstützte meine Eigeninitiative und liess mir Kraft seines Amtes manche logistische Hilfe zukommen.

Fischereiaufseher Hans Riget unterstützte mich mittels Elektrofängen, bei Fischmarkierungen und vielen anderen unschätzbaren Hilfeleistungen während zahlreicher Arbeitsstunden.

Andreas Knutti, der mich sowohl beim Larvenzählen und Fischmarkieren wie auch mittels wertvollen Anregungen stark unterstützte und zusätzlich einige Äschen zur Erhöhung der Datensätze angelte. Mit ihm verbrachte ich manche interessante, lustige und kurzweilige Stunde am Wasser.

Tanja Friedli, Michael Hock, Dr. Hubert Krättli, Stefan Matihuet, Lara Modolo, Markus Ruch, Andrea Schildknecht, Marcel Schulze und Damjan Sidjanski, die mir bei den ganztägigen Larvenkartierungen tatkräftig zur Hand gingen. Ohne ihre Hilfe wären die Larven-Bestandesschätzungen ein Ding der Unmöglichkeit gewesen.

Michael Kugler und Hansruedi Wasem vom Amt für Jagd- und Fischerei St. Gallen, ohne deren Wissen, Initiative und Einsatz die Durchführung und Auswertung des Alizarinrot-Markierexperiments nicht möglich gewesen wäre.

Paul Hardegger und Dr. Andreas Huber von der Hochschule Rapperswil, mit denen ich kurze Pilotstrecken mit Lebensraumverbesserungen für Äschenlarven entwarf. Aus verfahrenstechnischen Gründen konnten sie leider nicht bis zum Ende der Feldarbeit dieser Arbeit realisiert werden, so dass die vorgesehene Erfolgskontrolle ausfallen musste. Unsere Idee führte aber dazu, dass im Rahmen des Projekts Linth 2000 grösser dimensionierte Pilotstrecken mit Uferaufweitungen und Bühnen geplant wurden und nun vor der Realisierung stehen.

Der Linthkanal-Fischerin Nicole Schmuki sowie den folgenden Linthkanal-Fischern, die in besonderem Masse an den Angler-Äschenfängen für diese Arbeit beteiligt waren: Michael Fiechter, Peter Häusler, Herrmann Kühne, Otto Mathys, Georg Steiner, Rolf Stutz, Werner Wahrenberger und Geni Wettstein. Ohne ihre Kooperation sowie jene der weiteren Linth-Fischer, deren Fänge ich im Feld vermessen und beproben konnte, wären kaum ausreichend Daten für die Biometrie und die Markierungsexperimente zusammengekommen.

Den Mitarbeitern der Fischerei- & Jagdverwaltung Zürich, die den Versand meiner Info-Flyer für die Angelfischer mit den Patenten organisierten und für mich alte Tagesfangstatistiken im Archiv ausgruben und mir die Fangdaten der ordentlichen Statistiken zukommen liessen.

Heinz Maag für die Tauchgänge in der Weesener Bucht.

Dr. Joachim Guthruf, der mich in seine Kartiermethoden für Äschenlarven einführte und mich mit vielen Hinweisen und Anregungen an seinen profunden Äschenkenntnissen teilhaben liess.

Der Eidg. Linthverwaltung, namentlich Markus Jud und Edith Rusch, die mich mit Informationen zum Linthwerk versorgten und mir eine Fahrerlaubnis für die Linth-Dämme ausstellten.

Den Wirten und dem Personal der Restaurants „Sternen“ und „Grynau“, welche die biometrischen Daten von rückgemeldeten markierten Fischen aufnahmen und Schuppenproben samt Marken für mich aufbewahrten.

Dr. Peter Friedli, Fischereinspektor des Kantons Bern, der mir für die Schuppenanalyse einen Arbeitsplatz am Projektionsmikroskop des Inspektorats zur Verfügung stellte.

Marcel Droz für die Erstellung der Basis-Karten, welche den kartografischen Abbildungen zugrunde liegen.

Michel Roggo, der das Äschen-Bild auf der Titelseite zur Verfügung stellte.

Meiner Mutter und meinen Schwiegereltern Karin und Pietro Cecini, welche oft unsere Kinder betreuten und mir so während der Feldarbeit und der Schreibphase den Rücken freihielten.

Und last but not least meiner wundervollen Frau Ramona und meinen Kindern Ava und Yann, welche den Mann bzw. Papi tage- und wochenlang an den Computer und die Fische abtreten mussten und dafür auch noch Verständnis aufbrachten.

Ein Wort zur Publikationsform

Beim Verfassen meiner Dissertation stand ich vor der Wahl, die Arbeit entweder in mehrere Artikel aufgeteilt in wissenschaftlichen Zeitschriften, sogenannten „Journals“, in englischer Sprache zu publizieren oder aber eine Monografie in Buchform in deutscher Sprache zu schreiben. Ich habe mich nach reiflichem Überlegen zu einer Monographie in deutscher Sprache entschieden. Dies hat zwei Hauptgründe: Erstens ist es mir sehr wichtig, dass diese Arbeit für ein breites Publikum lesbar ist; insbesondere für jene zahlreichen Personen, die mir bei der Feldarbeit in irgendeiner Weise geholfen haben und die des Englischen nicht oder nur bedingt mächtig sind. Zudem finden die Resultate dieser Arbeit im Hinblick auf die Umsetzung des Projekts „Linth 2000“ mehr Beachtung, wenn sie in Deutsch vorliegen. Ich habe aus Verständnis-Gründen für die nicht-akademische Leserschaft auch versucht, die wissenschaftliche Sprache zurückhaltend einzusetzen. Aus dem selben Grund versuchte ich die grafischen Darstellungen der Resultate möglichst verständlich zu gestalten. Zweitens lässt eine Monografie mehr Raum für beschreibende Beobachtungen sowie für Bilder, welche Sachverhalte und Resultate zusätzlich illustrieren und welche in Journal-Publikationen nicht ausreichend hätten Platz finden können. Einzelne Teile dieser Arbeit sollen dem internationalen Fachpublikum zu einem späteren Zeitpunkt mittels Publikation in wissenschaftlichen Zeitschriften zugänglich gemacht werden. Für die fremdsprachige Leserschaft sind in der vorliegenden Arbeit alle Abbildungen in Englisch umschrieben, aus Verständnisgründen teilweise auch ausführlicher als die Legenden in Deutsch.

Zusammenfassung

Im 17 km langen Linthkanal, der die beiden Schweizer Voralpenseen Walensee und Zürich-Obersee verbindet, lebt die sechstgrösste Äschenpopulation der Schweiz. Die vorliegende Arbeit untersuchte die Dynamik dieser Population und legte ein Schwergewicht auf den Einfluss der künstlichen Gewässermorphologie auf die Lebensraumnutzung der Äschenlarven.

Die Resultate ergaben, dass die Äschenpopulation des Linthkanals zu den schnellstwüchsigsten Populationen gehört, die je untersucht wurden: Die Fische sind im Durchschnitt nach einem Jahr 19 cm, nach 2 Jahren 34 cm und nach 3 Jahren bereits 41 cm lang. Es wird vermutet, dass dieses schnelle Wachstum das Resultat der folgenden Faktoren ist: eine moderate Fischdichte, ein gutes Nahrungsangebot und für Äschen ideale Wassertemperaturen (im Winter kaum unter 5 °C und im Sommer selten über 18 °C), welche durch den grossen Wasserkörper des Walensees gedämpft sind. Aufgrund des schnellen Wachstums laichten 8 % der untersuchten Weibchen und 18 % der Männchen bereits mit 2 Jahren; die restlichen Tiere wurden mit 3 Jahren geschlechtsreif. Nach Erreichen der Geschlechtsreife laichen die Linthkanal-Äschen in jedem darauf folgenden Jahr. Es konnte der Nachweis erbracht werden, dass sich auf Äschenschuppen Laichmarken bilden, sofern ein Fisch im betreffenden Jahr laicht.

Ein Monitoring der Larvenbestände ergab, dass die Naturverlaichung im künstlichen Gewässer zwar funktioniert, dass jedoch das Lebensraumangebot für Äschenlarven stark durch die Gewässermorphologie und die Abflussverhältnisse während der Larvalphase limitiert wird. Die auf tiefe Fliessgeschwindigkeiten ($\leq 15 \text{ cm s}^{-1}$) angewiesenen Äschenlarven finden nur dann ausgedehnte Larvenhabitate vor, wenn das Wasser durch die Schneeschmelze weiträumig über das Kanalufer in das flache Dammvorland tritt und sich ausgedehnte Zonen ruhiger Strömung bilden. Ein Absinken des Pegels oder sein Verharren im Kanalbett limitiert die Verfügbarkeit von Larvenhabitaten drastisch, weil die Fliessgeschwindigkeiten entlang der Kanalufer für die Larven zu hoch sind. Der prozentuale Anteil an potentiell durch Larven nutzbare Uferstrecken (PNU, Uferstrecken mit geeigneten Strömungsbedingungen), reduziert sich von 83% bei $135 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ Abfluss über 33% bei $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bis auf 11 % bei $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ der gesamten Uferlinie. Es zeigte sich, dass mit einer Abnahme der PNU auf den verbleibenden Habitaten eine zunehmende Larvendichte festgestellt wurde, was zu einer verstärkten intraspezifischen Konkurrenz um Nahrung und Lebensraum führte. Larvenbestandesschätzungen ergaben, dass die Verfügbarkeit von Larvenlebensräumen den Larven-Gesamtbestand beeinflusst. Es muss deshalb davon ausgegangen werden, dass das Larvalstadium für diese spezielle Population einen Flaschenhals darstellt. Das Lebensraumangebot für Äschenlarven hat auf den Reproduktionserfolg der einzelnen Kohorten einen wesentlichen Einfluss.

So lange nicht ausgedehnte Revitalisierungen eine Verbesserung der Lebensraumsituation für Äschenlarven herbeiführen, scheint der Jungfischbesatz eine geeignete Massnahme, um den Bestand der Population zu stützen. Aufgrund der Lebensraumproblematik für das Larvalstadium macht nur ein Besatz mit juvenilen Fischen Sinn, um die heikle Larvalphase zu umgehen. Ein Besatsexperiment mit Alizarinrot-markierten Vorsömmerlingen belegt, dass der Fischbesatz die Kohortenstärke in einzelnen Jahren wesentlich beeinflussen kann:

Rund die Hälfte der untersuchten Tiere des Jahrgangs 1999 stammten aus dem Besatz. Die verwendete Massen-Markiermethode erwies sich als sehr effizient; die Alizarinrot-Marken war unter dem Fluoreszenzmikroskop auch bei bis zu 42 cm langen Fischen, fast 3 Jahre nach der Markierung, noch ohne Anschleifen der Otolithen, einwandfrei erkennbar. Dies war bei den bisherigen Alizarinrot-Markierstudien von Äschenbrut nicht der Fall; die lange Sichtbarkeit der Marken in der vorliegenden Studie war wegen des relativ spät gewählten Färbzeitpunkts (Fischalter rund 2 Monate) möglich.

Individuell markierte juvenile und adulte Fische legten eine hohe Mobilität an den Tag: Sie wurden bis zu 12 km vom Aussetzort entfernt wieder gefangen. Einer dieser Fische ging sogar einem Berufsfischer im Zürichsee-Obersee ins Netz. Eine Umfrage bei Anglern und Berufsfischern ergab, dass immer wieder einzelne Exemplare in den beiden Seen gefangen werden. Die hohe Mobilität der Äschen zeigt, dass eine bessere Vernetzung des Linthkanals mit den verbliebenen Zuflüssen anzustreben ist, damit sich die Population auf natürliche Weise neue Lebensräume erschliessen kann.

Obwohl das Gewässer von 1998-2003 durch 290-350 Jahreskarten-Angler befischt wurde, welche dem Gewässer im besagten Zeitraum 1000-2300 Äschen/Jahr entnahmen, scheint der Befischungsdruck moderat zu sein. Das impliziert jedenfalls die fischereibedingte Jahresmortalität von 27 % sowie die Längenverteilung der Anglerfänge, welche in den sechs aufeinander folgenden Jahren eine ausgewogene Alters- und Längenstruktur aufwies. Die anlässlich von Elektrofängen ermittelte Angelhaken-Verletzungsrate von 0-20 % stützt diese Aussage. Das Fangmindestmass von 32 cm scheint aus reproduktionsbiologischer Sicht viel zu tief angesetzt, da bis zu dieser Länge kein einziger Fisch zum Ablachen kommt. Um der Mehrheit der Äschen ein erstmaliges Ablachen zu ermöglichen, müsste das Schonmass auf mindestens 40 cm angehoben werden. Da aber einerseits die Populationsstruktur ausgewogen ist, der Befischungsdruck moderat erscheint und andererseits die Lebensraumproblematik für Äschenlarven unabhängig von der Anzahl Laichtiere weiterhin den limitierenden Faktor für den Erfolg der natürlichen Reproduktion darstellt, erscheint eine Erhöhung des Fangmindestmasses in diesem Umfang nicht zwingend. Zumindest so lange sich die Lebensraumsituation für Äschenlarven nicht verbessert.

Die vorliegende Untersuchung belegt klar die Notwendigkeit umfassender Revitalisierungsmassnahmen zur Verbesserung der Lebensraumsituation für Äschenlarven. Die Gestaltung von naturnahen Uferstrukturen mit Prall- und Flachufern, welche sowohl tiefe als auch seichte Bereiche bewirken, ist für die selbständige Erhaltung dieser Äschenpopulation von nationaler Bedeutung vital. Erst Flachufer erlauben ein „Mitrutschen“ der von Äschenlarven zwingend benötigten langsam fliessenden Flachwasserzonen bei wechselnden Abflussbedingungen.

Summary

River Linthkanal is 17 km long and connects Lake Walenstadt and Lake Zurich. The river is inhabited by Switzerland's sixth largest grayling population. The river is in fact an almost entirely artificial, during the 19th century channelized water course. The present work studied the dynamics of this grayling population with special emphasis on the influence of the artificial river morphology on the habitat use by grayling larvae.

The results show that River Linthkanal grayling are among the fastest growing ever recorded. After 1 year the fish reach a mean length of 19 cm, after 2 years 34 cm and at age 3 they reach a length of 41 cm. It is assumed that the exceptional growth is a result of a moderate fish density, of good food resources and of ideal water temperatures (almost never below 5 °C in winter and rarely over 18 °C during summer) which are buffered by the large water body of pre-alpine Lake Walenstadt. Due to the fast growth, 8 % of the females and 18 % of the males spawned already at age 2. All other fish reached maturity at age 3. Grayling of this population then spawn every subsequent year. There is proof for the presence of spawning marks on the scales of River Linthkanal grayling.

A monitoring of grayling larvae showed that successful natural reproduction is taking place in this artificial water course every year but the availability of larval habitat is strongly limited by the river morphology and altering water discharge conditions. The habitat conditions for larvae, which are bound to slow water velocities ($\leq 15 \text{ cm s}^{-1}$), are favorable only when the water level is leaving the canal bed during snow melt and is flooding the grass-covered land between canal and lateral levees over long river reaches. Thus creating vast zones of shallow and slow flowing water. A sinking of the water level into the canal bed is reducing the availability of larval habitat dramatically because water velocities along the hard and steep shoreline of the canal are far too high for grayling larvae. The percentage of potentially usable shore reaches for grayling larvae (PUR, reaches with acceptable water velocities) is 83 % of total shoreline length at a water discharge of $135 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, 33 % at $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and only 11 % at $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. It was observed that a reduction of PUR led to an increasing density of grayling larvae on the remaining habitats. This is expected to lead to an increasing intraspecific competition for food and habitat. Estimations of the larvae stocks showed that the availability of larval habitat is influencing the larval stock size. It is therefore concluded that the larval stage is the bottle neck for this special grayling population and that larval habitat availability is a main factor for natural recruitment.

As long as no extensive restorations of the shorelines are carried out, stocking of young grayling seems to be an adequate measure to support the population. Due to the morphology-derived habitat-problems for grayling larvae it is recommended to stock with juvenile fish only to avoid the difficult larval stage under river conditions. A stocking experiment with alizarin red S (ARS) marked parr (two months old) showed that stocking can have an important influence on the cohort size in specific years: Half of the later caught fish of the 1999-cohort turned out to be stocked fish. The mass-marking method used was very efficient as the ARS marks were visible without cutting the otoliths up to almost three years after marking, with fish lengths up to 42 cm.

Individually tagged juvenile and adult grayling revealed a high mobility: they were recaptured up to 12 km away from their release site. One of these fish was captured in a gill-net by a professional fisherman in Lake Zurich. An angler and net fisherman survey showed that now and then some grayling are caught in both adjacent lakes. The reasons for the migrations into the lakes remain partially unknown.

Even though 290-350 anglers/year caught 1'000-2'300 grayling/year during 1998 through 2003, fishing pressure seems to be moderate. This implies the length distribution of the anglers' catches which showed a well balanced length distribution and age structure in the 6 mentioned years. The hook injury rate of 0.00-0.20 censused at electrofishing is supporting this statement. From the reproduction point of view the minimum legal size of 32 cm is set far too low because not a single fish has reached maturity at this length. If most of the fish should have the possibility to spawn at least once, the minimal size should be set above 40 cm. Because the population structure seems to be well balanced, fishing pressure seems moderate (27 % fishing mortality yr^{-1}) and regardless of the number of spawners the population's bottleneck is the availability of larval habitat, an increase of the minimal size does not seem really to be a necessity as long as critical larval habitat conditions remain at the present level and fishing pressure is not increasing.

The present work is proofing the necessity for large river restorations to enhance habitat quality for grayling and other organisms. Construction of more natural river shores are vital for the survival of this grayling population of national importance.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	4
1.1 Die Biologie der Äsche – Zusammenfassung	6
1.1.1 Systematik und Verbreitung	6
1.1.2 Lebensraumsansprüche	7
1.1.3 Nahrung	7
1.1.4 Lebenszyklus	8
1.1.4.1 Fortpflanzung	8
1.1.4.2 Embryonale und larvale Phase	8
1.1.4.3 Juvenile und adulte Phase	9
1.1.5 Wachstum und Langlebigkeit	10
1.1.6 Wanderungen und Ortsveränderungen	10
1.1.7 Genetik	11
1.1.8 Fischereiliche Bewirtschaftung	11
1.1.9 Prädatoren	12
1.2 Wissensdefizite	13
1.3 Fragestellungen	14
2. Allgemeine Methoden	15
2.1 Fang der Äschen	15
2.1.1 Elektrofang	15
2.1.2 Angelfang	16
2.1.3 Larvenfang	17
2.2 Anästhesie	17
2.3 Biometrie	17
2.4 Geschlechtsbestimmung	17
2.5 Markierung zu Wachstums- und Migrationsüberprüfung	18
2.5.1 Visible Implant Tags	18
2.5.2 Information der Angelfischer	18
2.5.3 Markenverluste	18
3. Der Linthkanal	20
3.1 Allgemeines	20
3.2 Entstehungsgeschichte	20
3.3 Ökomorphologie	21
3.4 Vernetzung	23
3.5 Hydrologie	24
3.5.1 Abflussregime	24
3.5.2 Temperaturregime	25
3.6 Fischfauna	25
3.7 Fischerei	27
3.7.1 Äschenfischerei	28
3.7.2 Fischbesatz	29
4. Die Äschenpopulation des Linthkanals	30
4.1 Wachstum	30
4.1.1 Material und Methoden	30
4.1.1.1 Altersbestimmung	30
4.1.1.2 Längen-Rückberechnung	31
4.1.1.3 Wachstumsberechnung	31
4.1.1.4 Längen-Gewichtsbeziehung und Konditionsfaktor	32

4.1.2 Resultate	33
4.1.2.1 Altersbestimmung	33
4.1.2.2 Längen-Rückberechnung	34
4.1.2.3 Längenwachstum	37
4.1.2.4 Längen-Gewichtsbeziehung und Konditionsfaktor	40
4.1.3 Diskussion	43
4.2 Reproduktion	45
4.2.1 Methoden	45
4.2.1.1 Ermittlung der Laichzeit	45
4.2.1.2 Erfassung von Laicharealen	45
4.2.1.3 Alter bei erstmaliger Laichablage	45
4.2.1.4 Fekundität	46
4.2.2 Resultate	47
4.2.2.1 Laichzeit	47
4.2.2.2 Laichareale	48
4.2.2.3 Laichfischfang: Alters- und Längenstruktur	49
4.2.2.4 Gibt es Laichmarken auf den Schuppen der Linth-Äschen?	50
4.2.2.5 Eintritt in die Geschlechtsreife	52
4.2.2.5 Fekundität	53
4.2.3 Diskussion	55
4.2.3.1 Laichzeit	55
4.2.3.2 Laichareale	55
4.2.3.3 Längen- und Alterszusammensetzung der Laichfische	56
4.2.3.4 Auftreten von Laichmarken und Laichhäufigkeit	58
4.3 Die Larvalphase	59
4.3.1 Material und Methoden	59
4.3.1.1 Zeitliche Ausdehnung der Larvalphase	59
4.3.1.2 Wachstum der Larven	59
4.3.1.3 Habitatnutzung	59
4.3.1.4 Bestandesschätzung	62
4.3.1.5 Nahrung der Äschenlarven	63
4.3.1.6 Zeitliche Ausführung der Feldarbeiten	63
4.3.2 Resultate	64
4.3.2.1 Zeitliche Ausdehnung der Larvalphase	64
4.3.2.2 Wachstum der Larven	64
4.3.2.3 Kleinräumige Lebensraumnutzung	66
4.3.2.4 Einfluss der Abflusswerte auf die Habitat-Verfügbarkeit	72
4.3.2.5 Breitenveränderung von PNU	77
4.3.2.6 Haaben als Larvenrefugien	79
4.3.2.7 Larven-Besandesschätzung	81
4.3.2.7 Die Nahrung der Äschenlarven	84
4.3.3 Diskussion	85
4.3.3.1 Zeitpunkt der Emergenz	85
4.3.3.2 Larvalzeit und Larvenwachstum	85
4.3.3.3 Kleinräumige Habitatnutzung	86
4.3.3.4 Einfluss der Wasserführung auf das Lebensraumangebot	86
4.3.3.5 Bestandesschätzung	89
4.3.3.6 Massnahmen zur Verbesserung der Lebensraumsituation	91
4.3.3.7 Nahrung der Äschenlarven	93
4.4 Populationsaufbau, Bestandesdynamik und Mortalitäten	95
4.4.1 Methoden	95
4.4.1.1 Längen- und Altersstruktur	95
4.4.1.2 Mortalitäten	96
4.4.2 Resultate	99
4.4.2.1 Längen und Alter der im Feld erfassten Anglerfänge	99
4.4.2.2 Äschenlängen aus den Tagesfangstatistiken (TFS)	100
4.4.2.3 Mortalitäten	104

4.4.3 Diskussion	107
4.4.3.1 Längen- und Altersstruktur	107
4.4.3.2 Mortalitäten	108
4.4.3.3 Folgerungen und Empfehlungen für die Bewirtschaftung	109
4.5 Besatzexperiment	111
4.6.1 Material und Methoden	111
4.5.1.1 Alizarinrot-Markierung	111
4.5.1.2 Mortalitäten und Wachstum	112
4.5.1.3 Kontrolle der Markierung	113
4.6.2 Resultate Feldversuch	115
4.6.3 Diskussion	118
4.6.3.1 Methode	118
4.6.3.1 Resultate	118
4.6 Wanderungen und Ortsverschiebungen	122
4.6.1 Material und Methoden	122
4.6.1.1 Individuelle Markierungen	122
4.6.1.2 Berufsfischerumfrage	122
4.6.1.3 Anglerfänge im Walensee	122
4.6.2 Resultate	123
4.6.2.1 Individuell markierte Äschen	123
4.6.2.2 Äschenfänge in Ober- und Walensee: Umfrage	125
4.6.3 Diskussion	126
5. Schlussdiskussion	129
5.1 Auswirkungen der Linthkorrektur und der Gewässerstruktur	129
5.1.1 Reproduktion	129
5.1.2 Larvalstadium	130
5.1.3 Juvenile und adulte Phase	130
5.1.4 Wachstum	131
5.1.5 Mobilität der Äschen	131
5.1.6 Auswirkungen auf die Fischereiausübung	131
5.2 Fischereiliche Bewirtschaftung	132
5.3 Relevanz der Resultate	132
5.4 Mögliche Ursachen für den Bestandesrückgang	133
6. Schlussfolgerungen	136
7. Literaturverzeichnis	138

1. Einleitung

Die Äsche (*Thymallus thymallus*) ist nach der Fischfaunen-Gewässerzonierung von HUET (1949) Leitfischart einer ganzen Fliessgewässerregion - ein Hinweis auf ihre einstige Häufigkeit und Bedeutung. Besonders in Mitteleuropa sind im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte viele Populationen unter Druck geraten, stark geschrumpft oder sogar ausgestorben (GUTHRUF 1996; PERSAT 1996; DUJMIC 1997; PERSAT 1996; PERSAT & EPPE 1997; MALLET *et al.* 2000; BAARS *et al.* 2000; UIBLEIN *et al.* 2001, 2002; HANFLAND 2002), so dass teilweise Artenhilfsprogramme gestartet wurden (STEIN & BORN 1999; VOSER 2002). In der Schweiz ist die Mehrzahl der Populationen von einem Bestandesrückgang betroffen (KIRCHHOFER *et al.* 2002). Die Äsche gilt auch deshalb in der Schweiz nach der Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei als gefährdet (Verordnung vom 24. November 1993 zum Bundesgesetz über die Fischerei; SR 923.01, www.admin.ch/ch/d/sr/c923_01.html).

Die Gründe für Bestandesbeeinträchtigungen sind vielfältig; verantwortlich gemacht werden Flussregulierungen, die Errichtung von Staustufen, der damit verbundene Schwallbetrieb und die Unterbindung von Laichwanderungen (PERSAT 1996; PERSAT & EPPE 1997), hohe Wassertemperaturen (EGLOFF 2003; BUWAL *et al.* 2004), fehlender Geschiebetrieb und Kolmatierung (ZEH 1993; ZEH & DÖNNI 1994) sowie die Zerstörung von Laichplätzen. Auch chemische Beeinträchtigungen der Embryonen (ZEH 1993; HÜBNER 2003) und Parasiten bei juvenilen und adulten Fischen kommen aufgrund vorgefundener Organveränderungen als mögliche Ursachen in Frage (BUCKE *et al.* 1991; MEIER & WAHLI 1998; WAHLI *et al.* 2002; ESCHER 2003). In gewissen Gewässern war sodann eine starke Kormoranprädatoren mitverantwortlich für Bestandeseinbrüche (STAUB *et al.* 1987, 1992, 1998; PEDROLI & ZAUGG 1995; SCHWEVERS & ADAM 1998; BAARS *et al.* 2000; UIBLEIN *et al.* 2001; HERTIG 2002a,b; HANFLAND 2002; LUSK *et al.* 2003; HUBER & VOSER 2005). Auch die Fischerei beeinflusst die Bestände; insbesondere bei wenig untersuchten Populationen kann ein ungeeignetes Fischereimanagement durch ungenügende oder ungeeignete Schonvorschriften zu Bestandesbeeinträchtigungen führen (LINLØKKEN 1995; GUTHRUF 1996; KIRCHHOFER *et al.* 2002; NORDWALL *et al.* 2002). Die Ursachen für die Bestandesrückgänge bestehen somit aus verschiedensten Faktoren, welche gewässerspezifisch ganz unterschiedlich wirken, wie dies auch für den Bachforellenrückgang in der Schweiz beobachtet werden konnte (FRIEDL 1999; BURKHARDT-HOLM *et al.* 2002; FISCHNETZ 2004). Sie müssen deshalb für jedes Gewässer aufs Neue ermittelt werden.

Die Äschenpopulation des Linthkanals ist ebenfalls von einem Bestandesrückgang betroffen (HERTIG 2002a; KIRCHHOFER *et al.* 2002). Als Grundlage für eine mögliche Ursachenfindung ist in jedem Fall zuerst die Kenntnis der Biologie und Ökologie dieser speziellen Population notwendig. Die besondere Morphologie des gänzlich künstlichen Gewässers führt gemäss den Erkenntnissen aus der bisherigen Äschenforschung insbesondere für das Brütlingsstadium zu denkbar schlechten Lebensraum-Verhältnissen (SEMPEŠKI & GAUDIN 1995 a-d; GUTHRUF 1996; SEMPEŠKI *et al.* 1998). Dass der Linthkanal nach KIRCHHOFER *et al.* (2002) trotzdem die sechstgrösste Äschenpopulation der Schweiz beherbergt, macht dieses Gewässer für die Äschenforschung besonders interessant.

Die vorliegende Arbeit legt ihren Schwerpunkt bei der Habitatnutzung während des Larvalstadiums. Im Lebenszyklus der Äsche stellt diese Lebensphase von der Emergenz aus dem Kies bis zur Metamorphose zum Juvenilfisch ein besonders sensibler Lebensabschnitt dar (SEMPESKI & GAUDIN 1995 a-d; GUTHRUF 1996; SEMPEski *et al.* 1998). Weiter beleuchtet die vorliegende Arbeit die Biologie und Ökologie einer Äschenpopulation, die einen sehr speziellen Lebensraum bewohnt, und sie versucht aufzuzeigen, wie dieser Lebensraum auf den Lebenszyklus und die Dynamik dieses Äschenbestandes und im Besonderen auf dessen Larvenbestand einwirkt.

1.1 Die Biologie der Europäischen Äsche – eine Zusammenfassung des aktuellen Wissensstandes

1.1.1 Systematik und Verbreitung

Die Äsche gehört nach KOTTELAT (1997) zur Familie der *Salmonidae*. Diese ist in drei Unterfamilien aufgeteilt (KENDALL & BEHNKE 1983; KOCHER 1997): Die *Salmoninae* mit Lachsen, Huchen, Forellen und Saiblingen; die *Coregoninae*, die Felchen, und die *Thymallinae*, die Äschen. Gemäss KOTTELAT (1997) bilden die Felchen eine eigene Familie. In verschiedenen Publikationen (BAARS *et al.* 2001) werden die Äschen als eigene Familie (*Thymallidae*) geführt, wobei die zugrunde liegenden Referenzen fehlen. Die Unterfamilie *Thymallinae* umfasst nur die Gattung *Thymallus*. Je nach taxonomischer Klassierung besteht die Gattung aus 4 oder 5 Arten mit 6 respektive 4 Unterarten (PIVNICKA & HENSEL 1978; ARMSTRONG *et al.* 1986), wobei die Taxonomie nach ARMSTRONG *et al.* (1986) mit 4 Arten hier Anwendung findet:

<i>Thymallus thymallus</i> , <i>Thymallus arcticus</i> ,	Europäische Äsche, kommt bis zum Ural vor. Arktische Äsche, östlich des Urals bis Sibirien. und von Alaska bis zur Hudson Bay (Kanada).
<i>Thymallus brevirostris</i> , <i>Thymallus nigrescens</i> ,	Mongolische Äsche, Nordost-Mongolei. Kosogol-Äsche, nur im Kosogol-See (Mongolei).

Die Ursprüngliche Verbreitung der Europäischen Äsche erstreckt sich von der Atlantikküste bis zum Ural, von Skandinavien bis an den Südrand der Alpen und den Nordrand der Pyrenäen. In Teilen Schottlands, Spaniens und Finnlands wurde die Äsche eingebürgert (PERSAT *et al.* 1978; NORTHCOTE 1995). In der Schweiz kommt die Äsche in Flüssen aller vier grossen Einzugsgebiete (Rhein, Rhône, Donau und Po) bis in eine Höhe von 1803 m ü.M. vor (ZAUGG *et al.* 2003; Abb. 1.1).

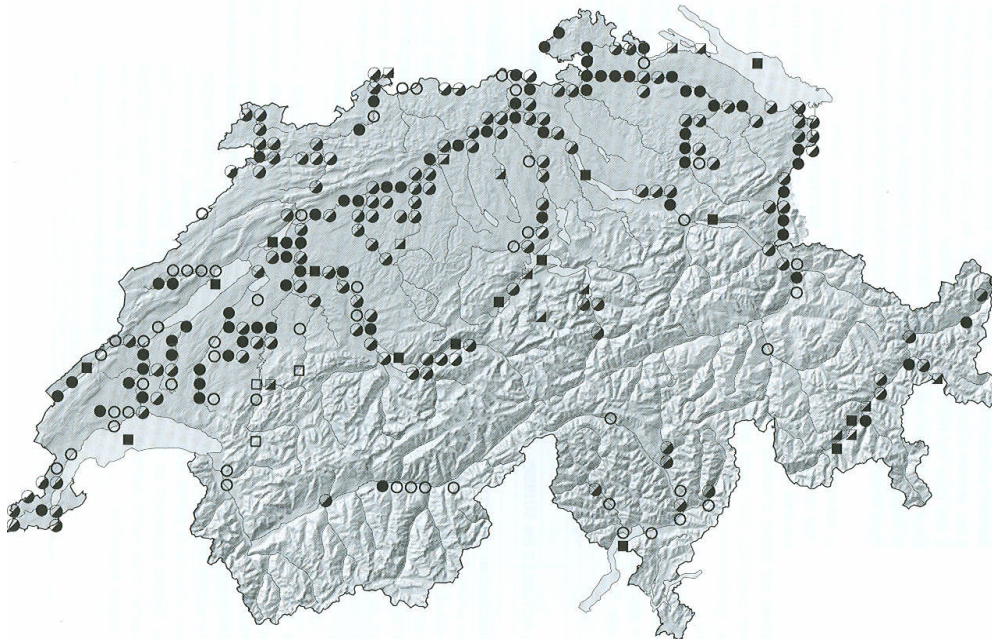


Abb.1.1: Verbreitung der Äsche in der Schweiz (aus ZAUGG *et al.* 2003). Runde Symbole bedeuten Nachweise in Fliessgewässern, eckige in Seen. Leere Symbole sind Nachweise vor, schwarze seit 1993. Geteilte Symbole bezeichnen Nachweise in beiden Zeiträumen.

Fig. 1.1: Occurrence of grayling in Switzerland (from ZAUGG *et al.* 2003).

1.1.2 Lebensraumansprüche

In Zentraleuropa leben Äschen hauptsächlich in Flüssen mit schneller Strömung und einem Gefälle von ungefähr 1.5-7 ‰ (HUET 1949; DUJMIC 1997). Dieser Lebensraum entspricht dem Hyporithron. In Skandinavien kommen auch Seepopulationen verbreitet vor (HAUGEN & RYGG 1994; KRISTIANSEN & DØVING 1996; KOSKINEN 2002). In Mitteleuropa sind eigentliche Seepopulationen dagegen selten; in der Schweiz sind beispielsweise nur solche im Thunersee und im Lac de Joux nachgewiesen (GUTHRUF *et al.* 1996; PAQUET 2002). Obwohl der neue Fischatlas (ZAUGG *et al.* 2003) für 36 stehende Gewässer in der Schweiz ein Vorkommen von Äschen belegt, bedeutet dies nicht, dass in all diesen Gewässern tatsächlich ganze Äschenpopulationen leben. Denn bei Populationen, die in Zu- oder Abflüssen von Seen leben, kommen Wanderungen einzelner oder mehrerer Exemplare in die angrenzenden Seen auch in Mitteleuropa regelmässig vor. Eine Abgrenzung von „richtigen“ Seepopulationen und Seen, welche regelmässig „Streuner“ beherbergen, ist unscharf. Selbst im Brackwasser der Ostsee konnten stellenweise Äschen festgestellt werden (MÜLLER 1961; MÜLLER & KARLSSON 1986; ABEL & JOHNSON 1978). Äschen stellen hohe Ansprüche an die Wasserqualität und den Sauerstoffgehalt (ALABASTER & LLOYD 1980). Die Wassertemperatur sollte 20-25 °C nicht überschreiten (VARLEY 1967; ELLIOTT 1981). Die Optimaltemperaturen für Adultfische liegen gemäss ELLIOTT (1981) zwischen 4 und 18 °C. SCHMITZ & SCHUMANN (1982) fanden Äschen nur in Gewässern vor, deren mittlere Sommertemperatur nicht über 17 °C steigt. PERSAT (1988) stellte eine temperaturbedingte Mortalität ab 23 °C fest. KRAIEM & PATTEE (1980) konstatierten im Labor 26.2 °C über 24 Stunden als absolute Lethaltemperatur. Tatsächlich wurde das grosse Äschensterben vom Sommer 2003 im Hochrhein zwischen Bodensee-Untersee und Eglisau, bei welchem über 50'000 Äschen starben, ab Temperaturen von 26 °C festgestellt (EGLOFF 2003; BUWAL *et al.* 2004). Dabei waren vor allem Fische ab dem Alter 1⁺ betroffen, junge Äschen (v.a. 0⁺) scheinen demnach etwas höhere Temperaturen zu tolerieren.

1.1.3 Nahrung

Äschenbrütlinge ernähren sich von Driftnahrung, die aus winzigen Larven oder z.T. Puppen von Ephemeropteren, Dipteren, Trichopteren und Chironomiden sowie aus Daphnien besteht (SCOTT 1985; GUTHRUF 1996; SEMPEski & GAUDIN 1996; WALDMEIER 1996). Nach BAARS *et al.* (2001) scheinen dabei Kriebelmückenlarven und -puppen mit grossem Abstand die wichtigste Nahrungsquelle zu sein. Einzig in See-Abflüssen kommt Daphnien eine ähnlich wichtige Bedeutung für Äschenlarven zu (GUTHRUF 1996). Mit zunehmender Grösse der Jungfische erweitert sich das Nahrungsspektrum und dehnt sich auch auf benthische Invertebraten-Nahrung wie Flohkrebse und Simulidenlarven aus. Die Nahrung hängt im Wesentlichen vom Futterangebot ab und variiert dementsprechend von Gewässer zu Gewässer. In den meisten Gewässern ist Benthos- und Driftnahrung dominierend. Anflugnahrung macht einen kleinen bis wenig bedeutenden Teil aus. Trotz deutlicher Präferenzen für Köcherfliegen-, Eintagsfliegen und Steinfliegenlarven sowie Gammarus, ist die Speisekarte breit gestreut und reicht von Wandermuscheln über Käferlarven und Fischeier bis hin zu vereinzelt Jungfischen, obwohl Äschen nicht den Raubfischen zuzuordnen sind (HELLAWELL 1971; REY 1992; SEMPEski & GAUDIN 1996; WALDMEIER 1996). Die Nahrung der Linthkanal-Äschen wurde durch WALDMEIER (1996) ab Ende

des Larvalstadiums eingehend untersucht; für die frühen und mittleren Larvalstadien liegen jedoch keine Daten vor.

1.1.4 Lebenszyklus

1.1.4.1 Fortpflanzung

Äschen sind Frühjahrslaicher. Die Laichzeit fällt in die Monate März bis Juni; der Zeitpunkt ist von der geographischen Lage und der Höhenlage des Gewässers abhängig, welche die Wassertemperatur beeinflusst (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955; NORTHCOTE 1995; DUJMIC 1997). In der Schweiz findet die Laichzeit in der Regel in den Monaten März und April statt (ENSMENGER 1987; GUTHRUF 1996; GUTHRUF *et al.* 1996; PAQUET 2002). Im hochgelegenen Inn im Engadin (1000-1800 m ü.M.) ist die Laichzeit aber verzögert und kommt in den Monat Mai zu liegen (BERNET & HOLM 2000). Die Äsche laicht gemäss der Literaturrecherche von KÜTTEL *et al.* (2002) im Temperaturbereich zwischen 4 und 15 °C. Äschen sind obligatorische Kieslaicher; im Gegensatz zu den Forellen oder Lachsen graben die Äschenweibchen jedoch keine Laichgruben sondern drücken den Hinterkörper unter Zittern ins Substrat und pressen die Eier ins oberflächliche Interstitial in bis zu 7 cm Tiefe (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955; MÜLLER 1961; KRATT & SMITH 1977; GÖNCZI 1989). Das Laichsubstrat besteht nach DARCHAMBEAU & PONCIN (1997) aus feinem Kies (\varnothing 1-2 cm), grösseren Kieselsteinen (\varnothing 5-10 cm) und Steinen (\varnothing 15-25 cm). FABRICIUS & GUSTAFSON (1955) beobachteten Laichakte auf Substrat von 1-3 cm Durchmesser; bei GUTHRUF (1996) wie auch bei PAQUET (2002) lag die bevorzugte Korngrösse bei 8-32 mm. GUTHRUF (1996) stellte fest, dass rund 1/3 seiner untersuchten Laichmulden auf alten Bachforellen-Laichgruben angelegt wurden. HÜBNER (2003) fand eine Kiesfraktion von 50 bis 90 %, wobei die dominierenden Korngrössen 6 bis >63 mm umfassten. Die Fortpflanzung findet entweder im Hauptgewässer statt oder in Zuflüssen (ENSMENGER 1987; SEMPEski & GAUDIN 1995c; GUTHRUF 1996 & 1998; DUJMIC 1997; MEYER 2001; UIBLEIN *et al.* 2001; PAQUET 2002). Seepopulationen laichen in der Regel in Zu- oder Abflüssen dieser Gewässer (GUTHRUF *et al.* 1996; KRISTIANSEN & DØVING 1996; HAUGEN 2000a; PAQUET 2002). Ein Teil der Äschenmännchen verhält sich während der Laichzeit territorial (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955; ENSMENGER 1987; DARCHAMBEAU & PONCIN 1997; HÜBNER 2003), was dazu führt, dass auf den Laichplätzen das Geschlechtsverhältnis zu Gunsten der Männchen verschoben ist (GUTHRUF *et al.* 1996; HERTIG 2002b).

1.1.4.2 Embryonale und larvale Phase

Die Optimaltemperaturen zur Eientwicklung liegen zwischen 6 und 14 °C (ALABASTER & LLOYD 1980; JUNGWIRTH & WINKLER 1984; KÜTTEL *et al.* 2002). Die Embryonalentwicklung dauert gemäss JUNGWIRTH & WINKLER (1984) 186-248 Tagesgrade (bei Temperaturen von 14 °C bis 6 °C), 175-206 Tagesgrade nach GUTHRUF (1996; ohne Temperaturangabe) bzw. 156 Tagesgrade bei durchschnittlich 9 °C nach HÜBNER (2003). Die Dottersackbrütlinge weisen beim Schlüpfen eine Grösse von 8.6 -12 mm (DUJMIC 1997) bzw. 12-13 mm (BAARS *et al.* 2001) auf. Sie verbringen die ersten 4-13 Tage nach dem Schlüpfen im Interstitial und brauchen bis zur Emergenz aus dem Kiesbett den Grossteil des Dottersackes auf (D' HULSTERE & PHILIPPART 1982; BARDONNET 1989; DUJMIC 1997; HÜBNER 2003). Mit dem Verlust des Dottersacks bzw. der Umstellung von endogener auf exogene Nahrungsaufnahme beginnt die Larvalphase (BALON 1975, 1999). Die exogene Ernährung veranlasst die Larven, das Kiesbett zu verlassen. Mit einer Körperlänge von 14 bis 19 mm emergieren die

Brütlinge aus dem Kiesbett. Die Emergenz findet in den ersten Morgenstunden mit Tageslicht statt, die Larven bleiben aber bis zur Abenddämmerung am Ort der Emergenz und lassen sich erst nach Einbruch der Dunkelheit mit der Strömung verdriften (BARDONNET & GAUDIN 1990; BARDONNET *et al.* 1993). Für die Emergenz scheinen sowohl die Wassertemperatur (morgens kühler) als auch das Licht eine induzierende Rolle zu spielen (BARDONNET & GAUDIN 1991).

Die bevorzugten Brütlingshabitate der Europäischen Äschen (*Thymallus thymallus*) decken sich mit jenen der Arktischen Äschen (*Thymallus arcticus*) und sind durch langsam fliessende (<20 cm/s) und seichte Uferzonen (<40 cm) charakterisiert. Sie finden sich entlang ausgedehnter Kies- und Schotterbänken, in ruhigen Kehrwassern, in Alt- und Seitenarmen des Hauptflusses sowie in Zuflüssen (SCOTT 1985; BARDONNET *et al.* 1991; SEMPEŠKI & GAUDIN 1995a,b,d; GUTHRUF 1996; SEMPEŠKI *et al.* 1998; SEMPEŠKI & GAUDIN 2001). GUTHRUF (1996) konnte eine deutliche Präferenz der Larven für den Strömungsbereich von 5-10 cm/s und für eine Schwimmtiefe von 5-10 cm feststellen. Die Larven sind aufgrund der Körpermorphologie an diese Habitate gebunden, wie SEMPEŠKI & GAUDIN (1995b-d) und SAGNES *et al.* (1997, 2000) nachwiesen. Die anfänglich nadelförmigen Larven besitzen einen durchgehenden Flossensaum, der sich im Verlaufe der Larvalphase zu einzelnen Flossen ausdifferenziert. Mit zunehmender Metamorphose in Richtung Juvenilfisch verändert sich die allgemeine Körperform, was eine Steigerung des hydrodynamischen Potenzials der Larven bewirkt. Dies äussert sich darin, dass die Larven bzw. Juvenilfische zunehmend tieferes und stärker strömendes Wasser aufsuchen und sich dort zu halten vermögen (SCOTT 1985; SEMPEŠKI & GAUDIN 1995a,b,d,e; GUTHRUF 1996; SEMPEŠKI & GAUDIN 2001, NYKÄNEN & HUUSKO 2004a). Es wurde festgestellt, dass die Äschenlarven am Tag und in der Nacht unterschiedliche Habitate benützen, indem sie sich tagsüber in oberflächennahen Zonen leichter Strömung aufhalten (siehe oben) und die Nacht am Grund von fast stehendem Wasser verbringen (SEMPEŠKI & GAUDIN 1995b; SEMPEŠKI *et al.* 1998). NYKÄNEN & HUUSKO (2004b) kommen zum Schluss, dass die Fliessgeschwindigkeit der dominierende Faktor für die Habitatwahl von Äschenlarven darstellt. Äschenlarven sind im Gegensatz zu Bachforellenbrütlingen nicht von Sichtschutz gebenden Strukturen abhängig (JUNGWIRTH *et al.* 2003). Der Übergang von der Larval- zur Juvenilphase vollzieht sich nach rund drei Wochen bzw. bei einer Länge von 24-30 mm (GUTHRUF 1996; SAGNES *et al.* 1997). Beim Übergang vom Larval- zum Juvenilstadium wechselt das ausgeprägte Schwarmverhalten der Larven zu einer territorialen, agonistischen Lebensweise (GUTHRUF 1996).

1.1.4.3 Juvenile und adulte Phase

Der Eintritt in die Juvenilphase wird neben der Ausdifferenzierung der Flossen auch durch sogenannte „Parr-Marken“ - grosse, dunkle Flecken auf den Flanken - markiert. Gleichzeitig bilden sich die ersten Schuppen (BLACHUTA *et al.* 1986). Die juvenilen Fische halten sich ab einer Länge von 35-40 mm wie die adulten Fische gegen das Hauptgerinne hin in Grundnähe auf (SEMPEŠKI & GAUDIN 1995b,d; GUTHRUF 1996). Nach MALLET *et al.* (2000) bevorzugen alle Stadien ab 7 cm Länge mittlere Fliessgeschwindigkeiten von 80-90 cm/s. Die bevorzugten Wassertiefen scheinen nach GREENBERG *et al.* (1994) jedoch markant altersspezifisch: 0⁺-Fische halten sich vor allem in Wassertiefen von 50-60 cm auf; 1⁺-Äschen in 80-120 cm Tiefe und ab einem Alter von 2⁺ in Tiefen von 100 cm und mehr. Die adulte Phase beginnt mit dem Erreichen der Geschlechtsreife. Das Alter des Erreichens der Geschlechtsreife variiert unter den untersuchten Populationen beträchtlich. In einigen

Populationen Mitteleuropas wird die Geschlechtsreife bereits mit 2 Jahren erreicht (PERSAT 1978; STAUB 1992; GUTHRUF 1996), während sich in verschiedenen Populationen Skandinaviens der grössere Teil der Äschen im Alter von 4 bis 6 Jahren erstmals fortpflanzt (SØMME 1935, zit. in NORTHCOTE 1995; ELORANTA 1985; KRISTIANSEN & DØVING 1996). In verschiedenen Gewässern werden die Männchen ein Jahr früher geschlechtsreif als die Weibchen (GUTHRUF 1996; PAQUET 2002). Adulte Äschen kommen in Schulen vor und sind praktisch nicht auf Verstecke (sichtschutzgebende Strukturen) angewiesen wie Forellen (GREENBERG *et al.* 1994).

1.1.5 Wachstum und Langlebigkeit

Das Wachstum ist wie das Erreichen der Geschlechtsreife sehr populationspezifisch. Die Äschen der Berner Aare, des Hochrheins und des Linthkanals gehören gemäss einer Zusammenstellung von GUTHRUF (1996) zu den schnellwüchsigsten überhaupt: Sie erreichen bereits nach zwei Jahren mittlere Längen von 32-35 cm, demgegenüber gibt es skandinavische Populationen, die im selben Alter lediglich 8-19 cm erreichen (HAUGEN & RYGG 1994). Auch in gewissen bayerischen Flüssen werden solche Längen erst nach 3-7 Jahren erreicht (BAARS *et al.* 2001). Neben dem Futterangebot scheint die Wassertemperatur ein sehr entscheidender Wachstumsfaktor zu sein (MALLET *et al.* 1999). Dies würde erklären, weshalb die Wachstumsrate der Äschen nach ARMSTRONG (1986) mit zunehmender geographischer Breite abnimmt. Nach PERSAT & PATTEE (1981) scheint auch die Grösse eines Gewässers eine Rolle zu spielen und PERSAT (1996) konnte ein dichteabhängiges Wachstum nachweisen. In einigen Populationen Mitteleuropas können Äschen über 50 cm, teilweise sogar über 60 cm lang werden (GUTHRUF *et al.* 1996; BAARS *et al.* 2000; UIBLEIN *et al.* 2001; PAQUET 2002). In Nordeuropa scheinen solche Längen trotz langsameren Wachstums ebenfalls erreichbar zu sein (MÜLLER 1961; NORDWALL *et al.* 2002). ELORANTA (1985) beschreibt gar den Fang einer riesigen Äsche von 6.7 kg Gewicht aus einem finnischen Gewässer. Solche nördliche Populationen machen die verminderte Wachstumsrate offenbar mit Langlebigkeit wett: Denn während die Wachstumsgeschwindigkeit mit zunehmender geographischer Breite abnimmt, scheint es sich mit dem maximal erreichbaren Alter genau umgekehrt zu verhalten. In Mitteleuropa liegen die beobachteten Altersmaxima bei 6-10 Jahren (GUTHRUF *et al.* 1996; BAARS *et al.* 2000; HERTIG 2002b; PAQUET 2002); in Skandinavien erreichen die Maxima 6-27 Jahre (SØMME 1935 zit. in NORTHCOTE 1995; MÜLLER 1961; HAUGEN 2000a,b).

1.1.6 Wanderungen und Ortsveränderungen

Nach NORTHCOTE (1978) ist die Migration bei Fischen als regelmässige, periodische Verschiebung zwischen verschiedenen Habitaten definiert. NORTHCOTE (1995) zählt für die Arktische Äsche (*Thymallus arcticus*) drei Haupt-Habitattypen auf: Das Nahrungshabitat, das Reproduktionshabitat und das Überwinterungshabitat. Zwischen diesen drei Habitaten verschieben sich Äschen aller Altersklassen. Solche Wanderungen konnten auch für die Europäische Äsche (*Thymallus thymallus*) nachgewiesen werden. Im Besonderen Laichwanderungen, die durch eine Erhöhung der Wassertemperatur ausgelöst werden (GUTSAFSON 1949; WITKOWSKI & KOWALEWSKI 1988; KRISTIANSEN & DØVING 1996; PARKINSON *et al.* 1999; KNUTTI 2001; MEYER 2001). Einfache Ortsverschiebungen als einmalige Ereignisse im selben

Habitat gelten nach NORTHCOTE (1995) nicht als Wanderungen. Der Aktionsradius der Europäischen Äschen ist beträchtlich sofern nicht Migrationshindernisse die Wanderung stoppen: KNUTTI (2001) stellte mittels Telemetrie fest, dass sich Linthkanal-Äschen bis zu 17 km vom Aussetzort entfernten. Bei LINLØKKEN (1993), GUTHRUF (1996), KRISTIANSEN & DØVING (1996), PARKINSON *et al.* (1999) und MEYER (2001) betragen die beobachteten Maximaldistanzen 5-100 km.

1.1.7 Genetik

In den letzten Jahren sind verschiedene populationsgenetische Arbeiten über Äschen veröffentlicht worden. Diese zeigen, dass sich Äschenpopulationen nicht nur über grosse geographische Distanzen und Wasserscheiden hinweg genetisch sowie morphologisch unterscheiden (PERSAT & EPPE 1999; UIBLEIN *et al.* 2001), sondern dass selbst innerhalb gewisser Seen unterschiedliche Populationen festgestellt werden können, deren Individuen aufgrund ihrer genetischen Markern zu 100% der jeweiligen Population zuzuordnen sind (KOSKINEN *et al.* 2001). Gleichzeitig konnten PERSAT & EPPE (1999) und KOSKINEN *et al.* (2001) den Einfluss von Besatzaktivitäten mit Zucht-Fischen nachweisen und empfehlen, für Bewirtschaftungsmassnahmen ausschliesslich Besatzmaterial lokaler genetischer Herkunft zu verwenden. KOSKINEN *et al.* (2002) belegten, dass sich aus einer sehr kleinen Gründerpopulation aus einem norwegischen See, deren Nachkommen in Äschen-freie Gewässer ausgesetzt wurden, innerhalb von nur 11-22 Generationen genetisch klar unterscheidbare Populationen entwickelten. Die Autoren konnten nachweisen, dass diese Unterschiede vorwiegend durch natürliche Selektion entstanden sein müssen. EPPE & PERSAT (1999) untersuchten die genetische Differenzierung der Äschen unterschiedlicher Einzugsgebiete in der Schweiz - darunter auch jene des Linthkanals - und konnten ebenfalls eine deutliche genetische Differenzierung zwischen den einzelnen Einzugsgebieten feststellen

1.1.8 Fischereiliche Bewirtschaftung (Befischung und Besatz)

Auswirkungen von Angel- und Netzfischerei sind in mehreren Arbeiten dokumentiert (GUTHRUF 1996; LINLØKKEN 1995; HAUGEN 2000a,b; NORDWALL *et al.* 2002; PAQUET 2002). Die so genannte „catch & release“-Fischerei, bei welcher alle gehakten Fische schonend wieder in Freiheit entlassen werden, soll gemäss der Studie von TURUNEN & SUURONEN (1996) keine negativen Auswirkungen auf das Überleben der freigelassenen Fische haben. Nach NORDWALL *et al.* (2000, 2002) wirkt sich die Einführung von „catch & release“ sogar sehr positiv auf die Abundanz von alten und grossen Fischen aus. Dagegen sind bei der klassischen Fischerei mit Entnahme vielfältige Auswirkungen festgestellt worden; diese variieren je nach Stärke des fischereilichen Drucks. In jedem Fall führen sie zu einem vermehrten Entfernen grosser Tiere aus einer Population, was zu einer Veränderung der Populationsstruktur führt (PERSAT 1976; GUTHRUF 1996; KIRCHHOFER *et al.* 2002; NORDWALL *et al.* 2002; PAQUET 2002). Bei sehr starker Befischung und entsprechender Fischentnahme kann die Abundanz der befischten Grössenklassen und somit der gesamten Population deutlich gesenkt werden (PERSAT 1978; GUTHRUF 1996; PAQUET 2002). GUTHRUF (1996) fand in der stark befischten Population der Berner Aare bei 27-33 % der Äschen ab Alter 1⁺ Angelhakenverletzungen. HAUGEN

(2000b) fand deutliche Hinweise für Bestandesveränderungen durch Netzfischerei in einem norwegischen See.

In bisher untersuchten Gewässern war der Besatzerfolg mit Äschen sehr unterschiedlich; mehrheitlich wird der Besatzerfolg bzw. der Anteil der Besatzfische am Bestand eine gewissen Zeit nach dem Besatz als gering beurteilt. Bei GUTHRUF (1996) machte in der Aare der Besatz nach einem halben Jahr 6-10 % eines Jahrgangs aus; VICENTINI (2000) stellte im Hochrhein zwischen Schaffhausen und Rheinfallbecken 2 Monate nach dem Besatz einen Besatzfischanteil des gesamten Jahrgangs von 2% im Büsingerwasser, von 22% um Flurlingerwasser und von 44% im Rheinfallbecken fest. Dieser Anstieg des Besatzfischanteils verhielt sich reziprok zur Qualität der Larvenhabitats. GUTHRUF & GUTHRUF-SEILER (1999) fanden in der Luzerner Reuss ein Jahr nach Besatz noch einen Anteil von 7% Besatzfischen. Bei 9 untersuchten Flüssen in Bayern konstatierten HANFLAND (2002) und HANFLAND *et al.* (2003) nur für zwei „einen nachhaltigen Besatzerfolg“. BAER (2004) stellte in zwei Fließgewässern Baden-Württembergs einige Monate nach dem Besatz je nach Gewässerabschnitt einen Besatzfischanteil zwischen 0 und 18 % fest und sieht im Äschenbesatz für die betreffenden Gewässer keinen positiven fischereilichen Nutzen.

1.1.9 Prädatoren

Neben dem Menschen können andere Prädatoren, insbesondere Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) aber auch Gänsesäger (*Mergus merganser*), die Dichte und die Populationsstruktur von Äschenpopulationen stark negativ beeinflussen, wenn sie in hoher Zahl über einen längeren Zeitraum an einem Gewässer vorkommen (STAUB *et al.* 1987, 1992, 1995, 1998; SUTER 1995; SCHWEVERS & ADAM 1998; BORN *et al.* 2001; UIBLEIN *et al.* 2001; HERTIG 2002a,b).

1.2 Wissensdefizite

Seit Beginn der 90er-Jahre des vergangenen Jahrhunderts ist die Zahl der Forschungsarbeiten über Äschen sprunghaft angestiegen; das Wissen über die Biologie und Ökologie der Gattung *Thymallus* wurde enorm erweitert (NORTHCOTE 2000). Aus der vorangehenden Zusammenfassung geht hervor, dass der Linthkanal als vollständig künstliches und kanalisiertes Gewässer mit seinem Trapezprofil und ohne Vernetzung mit Seitengewässern an sich ein denkbar ungünstiger Lebensraum für Äschen und speziell für Äschenlarven darstellen muss. Trotz dieses Flaschenhalses im Lebenszyklus kann sich eine Population in diesem Gewässer halten, was nach einer Klärung ruft. Obwohl das Larvalstadium mittlerweile gut untersucht ist, liegen bisher keine Arbeiten vor, welche sich mit der Dynamik des Larvenbestandes eines ganzen Gewässers auseinandersetzen. Der Einfluss der Ufermorphologie auf die Larvendichten und -bestände ist bisher nur kleinräumig untersucht worden, nicht aber auf ein gesamtes Gewässer bezogen (GUTHRUF 1996, 1998; EAWAG 2002; HUBER & VOSER 2005). Und die Auswirkungen unterschiedlicher Abflusswerte auf die Verfügbarkeit und Nutzung von Larvalhabitaten in freien Gewässern sind in der Fachliteratur nicht zu finden; VALENTIN *et al.* (1994) untersuchten diesen Aspekt lediglich in einem Laborexperiment mit 2-monatigen, also juvenilen Äschen. Bisher liegt ebenfalls keine Arbeit vor, welche das Verhältnis eines Larvenbestands zur Stärke der daraus entstehenden Kohorte von Adultfischen untersucht.

Spezifisch bezogen auf die Äschenpopulation des Linthkanals liegen neben den beschriebenen offenen Fragen zum Larvalstadium viele Aspekte zur Ökologie und Biologie im Dunkeln. Einzig Ernährung, Kondition (WALDMEIER 1996) und kurzfristiges Wanderverhalten (KNUTTI 2001) sowie der Einfluss der Kormoranprädation (RIPPMANN 1987b; STAUB *et al.* 1987; HERTIG 2002a) sind in diesem Gewässer näher untersucht worden. Das Wachstum der Linth-Äschen wurde von RIPPMANN (1987) im Rahmen einer Kormoranprädations-Studie nur anhand von 52 Exemplaren ermittelt. Die meisten Aspekte von Reproduktion, Larvalstadium, Populationsdynamik, gegenwärtigem Wachstum sowie der Einfluss von Befischung und Bewirtschaftung sind jedoch weitgehend unbekannt. Dieses Wissen ist aber entscheidend, um den Schutz und die Förderung dieser speziellen wie auch anderer Populationen effizient zu gestalten (KIRCHHOFER *et al.* 2002; UIBLEIN *et al.* 2001).

1.3 Fragestellungen

- Findet im Linthkanal trotz seiner Strukturarmut eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Äschen statt?
- Sind genügend Laichtiere vorhanden, um eine ausreichende natürliche Reproduktion, einen nachhaltigen Bestand zu garantieren?
- Wie wirkt sich der Befischungsdruck auf die Population aus; garantieren die Bewirtschaftungsmassnahmen (Schonmass, Schonzeit & Fangzahl) eine nachhaltige Fischerei bzw. eine nachhaltige Bestandesentwicklung?
- Ist der Altersaufbau der Population ausgewogen?
- Decken sich die Habitatansprüche der Äschenbrütlinge mit jenen von anderen untersuchten Populationen oder haben sie sich an die speziellen Verhältnisse des Linthkanals angepasst?
- Wo halten sich die Äschenlarven auf:
 - welche Mikrohabitate benutzen sie?
 - wie verteilen sie sich grossräumig im Längsverlauf des Kanals?
- Wie wirken sich unterschiedliche Abflusswerte auf die Dichteverteilung der Larven aus?
- Welchen Einfluss übt die monotone Morphologie des Linthkanals auf den Lebensraum der Äschenlarven aus, sind die Larvalhabitate in jedem Jahr an den selben Orten zu finden?
- Könnten Wasserbauliche Massnahmen die Lebensraumsituation für Äschenlarven verbessern? – Wenn ja, welche?
- Wie erfolgreich ist der Fischbesatz, welche Rolle spielt er zum Erhalt der Population?
- Welche Ursachen kommen für den beobachteten Bestandesrückgang in Frage?

2. Allgemeine Methoden

2.1 Fang der Äschen

2.1.1 Elektrofischfang

Anlässlich der Äschen- und Forellenlaichfischfänge (März/April, resp. November/Dezember 1999 bis 2002) wurde mittels eines Elektrofischfangboots (Alu-Weidling mit 45 PS-Honda-Aussenbordmotor) vom Walensee-Auslauf bis zum Bahnhof Ziegelbrücke gefischt. Dieser Abschnitt wird in der Folge mit „Laichfangstrecke“ bezeichnet. Das verwendete, auf dem Boot fest installierte Elektrofischfanggerät ist ein Grassl EL65II, dessen am Bug befestigte Anode aus 8 vertikal ins Wasser hängenden Stahlkabeln (\varnothing 6mm) von 1.2 m Länge besteht (Abb. 2.1).



Abb. 2.1: Elektrofischfangboot des Amts für Jagd & Fischerei St. Gallen. Im Vordergrund rechts die aus 8 Stahlkabeln bestehende Anode.

Fig. 2.1: The electrofishing boat used for this grayling study in River Linthkanal.

Die Fischerei fand stets nach Einbruch der Dunkelheit statt. Fangversuche bei Tageslicht sind nach der Erfahrung von Fischereiaufseher H. Riget aussichtslos; die Fische flüchten vor dem Bootsschatten, bevor sie ins Stromfeld der Anode gelangen. In einer Versuchs-Fangfahrt bei Tageslicht während dieser Studie wurde diese Aussage überprüft: es konnte kein einziger Fisch (alle Arten) gefangen werden. THORFVE (2000) stellte bei Äschen einen signifikanten Anstieg der Fangeffizienz der Elektrofischerei bei Dunkelheit fest. Nach WITT & CAMPELL (1959), FRANKENBERGER (1960) sowie LATTA & MEYERS (1961) ist auf grösseren Gewässern die nächtliche Elektrofischerei auch bei anderen Arten deutlich erfolgreicher als am Tag. Pro Abend wurde nur eine Fangfahrt unternommen, da nach der Erfahrung von Fischereiaufseher H. Riget eine zweite Fahrt kaum Fische bringt. Bei wiederholten Fangdurchgängen innerhalb eines kurzen Zeitraums reagieren die Fische offenbar aufgrund eines Lerneffekts bereits auf weit geringere Stromdichten als beim ersten Durchgang und flüchten am Rand des elektrischen Felds (MENG 1978; PERSAT 1991; PETERSON 2004). Aus diesem Grund wurde zwischen den Fangfahrten immer

mindestens ein Tag Pause eingelegt. Aus technischen Gründen konnte auf den Linthkanal-Abschnitten unterhalb der Sohlschwelle in Ziegelbrücke nicht gefischt werden: die Überquerung der Sohlschwelle bei Nacht ist zu risikoreich und die Substratverschiebungen durch das Hochwasser 1999 verursachte zwischen Schänis und Grynau stellenweise sehr seichtes Wasser, was eine Gefahr für die Bootsschraube darstellte.

Der Elektrofang vom Ufer aus bringt am Linthkanal auf Äschen keinen Erfolg, da die Äschenhabitate der subadulten und adulten Äschen an einem Gewässer von der Art des Linthkanals weitgehend ausserhalb der Reichweite eines Ufer-gebundenen Elektrofangeräts liegen. So konnte im Linthkanal während der Feldarbeiten für die Forellen-Untersuchungen von HERTIG (1997) und SCHNEIDER (1999) anlässlich zahlreicher Uferbefischungen nur ein einziger Äschen-Sömmerling gefangen werden. Dieser Befund deckt sich mit Angaben von ERNST & NIELSEN (1981) und THORFVE (2000), wonach in zahlreichen skandinavischen Äschen-Flüssen mit konventioneller Elektrofischerei (vom Ufer oder watend) nur wenige oder überhaupt keine Äschen zu fangen waren. Die Effizienz der Elektrofischerei hängt in grossem Masse von der Breite eines Gewässers ab (KENNEDY & STRANGE 1981). PERSAT (1976) fing in der Ance (F) trotz gutem Bestand nur wenige Äschen; der Fang von Forellen im selben Gewässer war jedoch problemlos. Er schloss aus seinen Erfahrungen, dass Äschen besonders bei schwach leitenden Gewässern deutlich schwieriger zu fangen sind als beispielsweise Forellen.

2.1.2 Angelfang

Da der Elektrofang nur auf der Laichfangstrecke erfolgen konnte und er sehr stark von äusseren Faktoren wie der Wasserführung (Befahrbarkeit) und der Trübung (Sicht) abhängig war - 2001 fiel er gänzlich aus - , musste zur Beschaffung von Biometrie-Daten auf die Mithilfe von Angelfischern zurückgegriffen werden. Während der Hauptfangsaison der Äschen (Oktober bis Dezember 2000 bis 2002) wurden an mehreren Wochenenden Kontrollfahrten am Kanal gemacht, wobei die Fänge von Angelfischern kontrolliert und Biometriedaten gemäss Kapitel 2.3 erhoben wurden. Mittels Spezialbewilligung wurden während der Schonzeit (Januar bis April) durch drei Angler Fische zu Biometrie- und Markierungszwecken gefangen (auch für die Arbeit von KNUTTI [2001]). Mehrere instruierte Angler erfassten ab der Saison 2001 ausserhalb von Kontroll-Wochenenden eigene Fänge nach Kap. 2.3 mit Ausnahme des Gewichts. Die Daten und die Schuppen der entsprechenden Fänge wurden jeweils zu Jahresende abgeholt. Da die Angler nur Fische ab einer Länge von 32 cm entnehmend dürfen, ist diese Erhebungsmethode stark längenselektiv. Es wurde deshalb beschlossen, Spezialbewilligungen für den Fang untermassiger Fische abzugeben. In der Praxis zeigte sich aber, dass die Mehrheit der angefragten Fischer das Töten von untermassigen Fischen ablehnte. Die Längenhäufigkeitsverteilung der Anglerfänge für die Altersklasse 1⁺, die nur teilweise über das Schonmass hinauswächst, repräsentiert deshalb nicht die vollständige Längenstruktur der 1⁺-Jahrgänge sondern nur jene der schnell wachsenden Individuen. Für Wachstumsberechnungen wurden deshalb 1⁺ - Anglerfänge nicht berücksichtigt. Biometrische Daten von 0⁺-Fischen sind in dieser Arbeit ebenfalls sehr marginal vorhanden, weil es die Angler ablehnten, solche zu töten, obwohl sie regelmässig an die Angel gehen. Und der Elektrofang ergab nur wenige Tiere, was wohl darauf zurückzuführen ist, dass die Fangeffizienz von Elektrofangeräten bei kleinen Fischen deutlich reduziert ist (ERNST & NIELSEN 1981; ZALEWSKI 1986; SNYDER 2003).

2.1.3 Larven-Fang

Äschenbrütlinge wurden mittels Aquariumkescher (10 X 20 cm, Maschenweite 1 mm) gefangen.

2.2 Anästhesie

Fische aus dem Elektrofang (Herbst- und Laichfischfang) sowie solche aus dem Spezial-Angelfang während der Schonzeit (Sonderbewilligung) wurden nicht getötet, da sie zur künstlichen Reproduktion und/oder zu Markierungszwecken weiter verwendet wurden. Zur Aufnahme der Biometriedaten und zur Markierung mit V.I.-Marken wurden diese Fische mittels Narkose ruhiggestellt. Es kamen zwei Anästhetika zur Anwendung (vgl. GMÜNDER 2002):

- 2-Penox-Ethanol, purum. Dosierung: 2.7 ml pro 10 l Wasser
- Nelkenöl (Euglenol), purum, Fa. Hänseler, CH-Herisau. Dosierung: 1.5 ml Nelkenöl zusammen mit 20 ml Ethanol purum pro 30 l Wasser.

2.3 Biometrie

Die Länge der Fische wurde nach LAGLER (1978) gemessen: Totallänge von der Schnauzenspitze bis zum längsten Strahl der normal ausgebreiteten Schwanzflosse auf den nächsten mm genau. Das Gewicht der Elektrofänge wurde in der Fischzucht Weesen mittels einer Elektronikwaage (Mettler PM34-K Delta Range, Fa. Mettler-Toledo AG, Greifensee CH. Genauigkeit ± 0.1 g), im Feld (Anglerfänge) mit einer Pesola-Präzisions-Federwaage (Pesola AG, Baar CH) ermittelt (Genauigkeit ± 2 g). Bei biometrischen Erhebungen durch instruierte Angler wurde nur die Länge weiterverwendet; allfällig notierte Gewichtsangaben wurden aus Gründen der Messunsicherheit nicht berücksichtigt.

2.4 Geschlechtsbestimmung

Bei Fischen, die nicht getötet wurden (Markierungsexperimente, Laichfischfänge): Bei adulten, geschlechtsreifen Tieren wurde das Geschlecht anhand des typischen Geschlechtsdimorphismus der Rückenflosse, deren letzte Strahlen bei Männchen deutlich länger sind (DUJMIC 1996; GUTHRUF 1996; BAARS *et al.* 2001), bestimmt. Zusätzlich wurde bei Fängen während der Laichzeit die Form der Geschlechtspapille, allfällig austretende Geschlechtsprodukte zur Geschlechtsbestimmung miteinbezogen. Nicht bestimmbare Tiere wurden konsequent als juvenil/nicht bestimmbar eingestuft. Bei Anglerfängen, die in der Regel getötet wurden, wurde das Geschlecht aufgrund der Gonaden bestimmt. Deren Entwicklung war in den Erhebungsmonaten Oktober bis Dezember bereits weit fortgeschritten und liess eine problemlose Geschlechtsbestimmung zu.

2.5 Markierungen zur Wachstums- und Migrationsüberprüfung

2.5.1 Visible Implant Tags

Zur Überprüfung der Altersbestimmung und des Wachstums mittels Scalimetrie sowie zur Ermittlung von Ortsverschiebungen wurden Äschen ab einer Länge von 17 cm mit sogenannten Visible Implant Tags (V.I.-Marken) der Firma Northwest Marine Technologies Inc., Shaw Island (USA), individuell markiert. Dabei handelt es sich um ca. 2.5 X 1.0 X 0.13 mm kleine Kunststoff-Marken, welche mit einer individuellen Buchstaben-Zahlenkombination versehen sind. Die leuchtgelben V.I.-Marken wurden den narkotisierten Fischen neben dem Auge mittels des mit den Marken gelieferten Injectors unter die durchsichtige Epidermis appliziert (Abb. 2.2). Die Methode hat den Vorteil, dass sie nur minimal invasiv ist und wenig negativen Einfluss auf Verhalten, Wachstum oder Mortalität der Fische hat (GMÜNDER 2002). Diese Markiermethode ist weit verbreitet und auch bei Äschen etabliert (HAW *et al.* 1990; NIVA 1995; GUTHRUF 1996; McMAHON *et al.* 1996; PAQUET 2002).

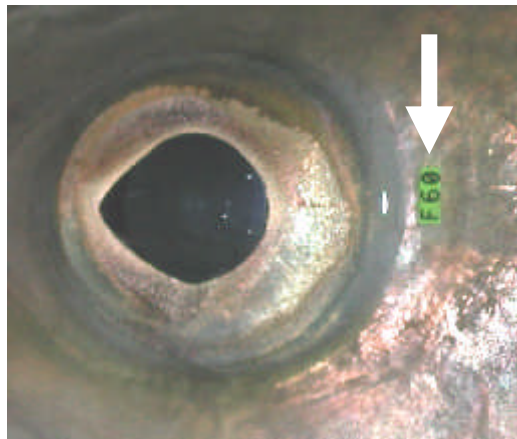


Abb. 2.2: Auch 734 Tage nach der Markierung der Äsche Nr. F60 war die V.I.-Marke (Pfeil) noch hervorragend sichtbar (Bild: H. Riget).

Fig. 2.2: This V.I- tag was still perfectly visible 734 days after tagging.

2.5.2 Information der Angelfischer

Da die Marken nur bei gutem Hinsehen erkennbar sind, wurden die Angelfischer bei der Patentausgabe mittels beigelegtem Informationsblatt, durch zwei Artikel in der Fischereizeitschrift „Petri Heil“ sowie im persönlichen Gespräch am Wasser auf die Marken aufmerksam gemacht. Als Anreiz zur Fangrückmeldung waren zwei Gratis-Patente zu gewinnen (eines für die meisten rückgemeldeten Fische und eines wurde aus den restlichen Rückmeldungen ausgelost). Markierte Fische konnten in den Restaurants „Sternen“ (Benken) und „Grynau“ (Grynau) sowie bei Fischereiaufseher Hans Riget (Weesen) vorgezeigt werden, wo Marke und Biometriedaten der Fische sowie eine Schuppenprobe aufgenommen wurde.

2.5.3 Markenverluste

Innerhalb von maximal 24 Stunden (maximale Zeit zwischen Markierung und Aussetzen) konnten keine Markenverluste festgestellt werden (n = 24 untersuchte Äschen). Aus folgenden Gründen wurde auf eine Kontrollgruppe zur Ermittlung von längerfristigen Markenverlusten verzichtet:

- In verschiedenen Studien wurden mit der verwendeten Markiermethode bei Äschen von über 20 cm Länge nur 0 bis maximal 3 % Markenverluste

festgestellt (GUTHRUF 1996; MCMAHON *et al.* 1996; PAQUET 2002), so dass von der Zuverlässigkeit der Methode ausgegangen werden kann.

- Die Hälterung von wildgefangenen Äschen in der Fischzuchtanlage über längere Zeit führt zum Abgang eines Grossteils der Fische, der nicht markierbedingt ist. Bereits innerhalb einer Woche können Verpilzungen auftreten, wie dies regelmässig anhand von länger gehälterten Laichtieren beobachtet werden kann (H. Riget, pers. Mitt.). Dies, obwohl die Fische in Seewasser gehalten werden. Die Beobachtung, dass wildgefangene Fische in länger dauernder Gefangenschaft eingehen, ist ein bekanntes Phänomen.
- Eine langfristige Hälterung in Linthwasser unter kontrollierten Bedingungen war nicht möglich und hätte trotzdem zum „Gefangenschaftseffekt“ geführt.
- Aus technischen Gründen ist es am Linthkanal schwierig, zu Wild-Äschen in ausreichender Zahl zu kommen (Kap. 2.1.1. und 2.1.2); es wurde deshalb jeder Fisch für den Feldversuch benötigt.

3. Das Untersuchungsgebiet: Der Linthkanal

3.1 Allgemeines

Der Linthkanal ist mit einem mittleren Jahresabfluss von $55 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ der Haupt-Zufluss des Zürichsee-Obersees und bildet die Verbindung zwischen Walensee (419 m ü. M.) und Zürichsee (406 m ü. M.). Sein Einzugsgebiet umfasst 1061 km^2 , 2.5 % davon sind vergletschert. Es erstreckt sich auf Teile der Kantone Glarus, St. Gallen, Uri und Schwyz und weist eine mittlere Höhe von 1580 m ü.M. auf (Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie). Das 17 km lange künstliche Gewässer ist das Produkt der ersten grossen Gewässerkorrektion der Schweiz.

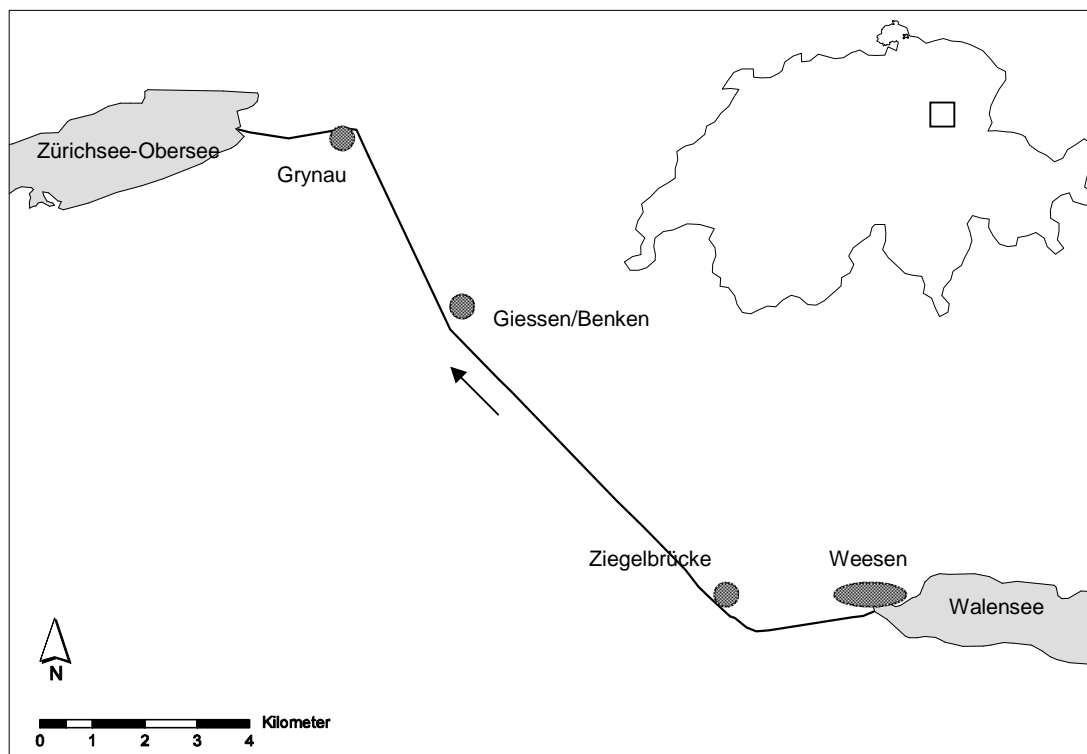


Abb. 3.1: Der Linthkanal und seine Lage in der Schweiz.

Fig. 3.1: Map of River Linthkanal and its location within Switzerland.

3.2 Entstehungsgeschichte

SPEICH (2001, 2002) dokumentiert die Entstehungsgeschichte des Linthkanals und die Entwicklung der Linthebene detailliert: Bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts floss die Linth in Mäandern ungehindert vom Glarnerland durch die Linthebene in den Zürichsee-Obersee (Abb. 3.2). Das freie, intakte Geschieberegime der Linth brachte immer wieder Probleme mit sich, da Geschiebeablagerungen im Bereich von Ziegelbrücke den Walenseeabfluss Maag immer wieder derart stauten, dass der steigende Seepiegel die Städtchen Weesen und Walenstadt regelmässig überflutete. Die Linthebene war von der frei mäandrierenden Linth, vielen Altwassern und zahllosen Sümpfen durchzogen und wurde regelmässig überflutet. Von Zeit zu Zeit suchten sich die Linth-Arme ein neues Bett. Die Lage der historischen Siedlungen

zeugt noch heute von dieser Situation: sie sind alle leicht erhöht am Rand der Ebene zu finden.

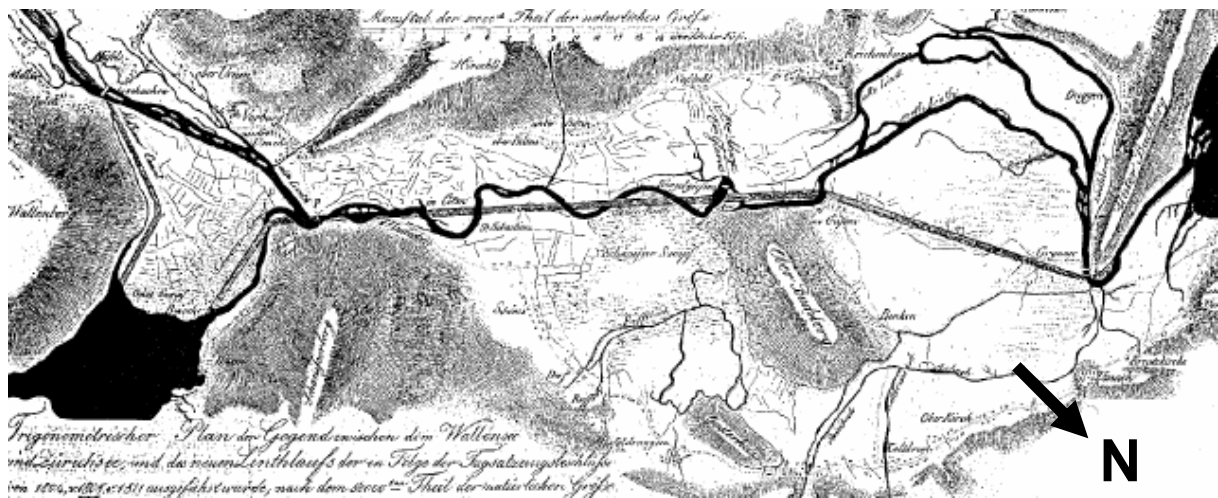


Abb. 3.2: Ursprünglicher Linthlauf vor der Linthkorrektur um 1800, überlagert mit der späteren gestreckten, kanalisierten Flussführung. Links der Walensee und rechts der Zürichsee-Obersee (aus LINTHRAT 2000).

Fig. 3.2: Original situation of the River Linth around 1800. The later channelized situation is indicated as well. Lake Walenstadt is situated to the left and Lake Zurich to the right.

Der Linthkanal ist Teil des Linthwerks, dessen Bau die Eidgenössische Tagsatzung am 28. Juli 1804 beschloss, um die Hochwassersituationen am Walensee zu entschärfen und die Linthebene urbar zu machen. Das Linthwerk umfasst die Umleitung der Glarner Linth in den Walensee durch den Bau des Escherkanals, die Tieferlegung des Walensee-Spiegels durch die Abtiefung des Walensee-Ausflusses sowie die Sicherung und Urbarmachung der Linthebene zwischen Weesen und dem Zürichsee-Obersee durch die Korrektur der Linth und ihrer Zuflüsse. Das Linthwerk wurde in mehreren Etappen von 1807-1823 erbaut und später mehrmals ausgebaut und saniert. Das Gesicht des jungen Linthkanals unterschied sich wesentlich vom heutigen; die Ufer des ursprünglichen Linthkanals waren über weite Strecken von Bühnen besetzt gewesen. Diese hatten neben der Ufersicherung die Funktion, durch Verengung des Gerinnes eine Selbstabtiefung des Kanals zu bewirken.

3.3 Ökomorphologie

Die Linth zwischen Walen- und Zürichsee-Obersee ist heute ein vollständig künstliches, kanalartiges Gewässer mit einer mittleren Breite der Niederwasserrinne von 25-35 m und einem durchschnittlichen Gefälle von ca. 1 ‰ (SCHLEGEL 2002). Bei mittlerem Wasserstand weist der Kanal eine Fläche von rund 39 ha auf (Bundesamt für Wasser und Geologie).



Abb. 3.3: Typischer Linthkanal-Abschnitt bei mittlerem Wasserstand bei Giessen (Fließkilometer 11) mit Blick flussabwärts. Im Vordergrund eine sogenannte Haabe, eine der 22 künstlichen Einbuchtungen.

Fig. 3.3: Typical view of the River Linthkanal at medium water discharge (km 11). One of the 22 artificial backwaters can be seen in the foreground. In older days they were used to tie boats while changing horses that pulled the boats upstream or to give the animals a break.



Abb. 3.4: Der einzige kurze Uferabschnitt des Linthkanals mit naturnahem Charakter unterhalb der „Biäsche“ bei Fließkilometer 1.4.

Fig. 3.4: The only reach of River Linthkanal with a seminatural character at km 1.4.

Bei mittlerem Abfluss weisen nur 2.5 % des Ufers direkt an der Wasserlinie einen naturnahen Charakter auf; die restlichen 97.5 % sind direkt an der Wasserlinie mit Blockwurf, Blocksatz oder Mauerwerk verbaut (Abb. 3.3 und 3.4).

3.4 Vernetzung

Longitudinal ist das Flusskontinuum zwischen dem Walen- und dem Zürichsee-Obersee ohne Unterbruch; der Walensee ist einer der letzten Alpenrandseen der Schweiz, dessen Abfluss nicht reguliert wird. Die Sohlrampe bei Ziegelbrücke hat einen natürlichen Charakter. Sie scheint durch grössere Fische problemlos überwindbar, wie der Aufstieg markierter Forellen (SCHNEIDER 1999) sowie die Äschen-Telemetry von KNUTTI (2001) beweist. Vermutlich können auch kleinere Fische wie Groppen das Hindernis zumindest bei höherem Wasserstand im Uferbereich bergwärts passieren.

Der Kanal ist mit der Ausnahme von vier grösseren Seitenbächen (ohne Entwässerungsgräben) von ursprünglich rund 35 Zuflüssen der ehemaligen Linth völlig abgeschnitten (SCHLEGEL 2002). Die Mehrzahl der ehemaligen Zuflüsse wird in den beiden „Seitengräben“ gesammelt und parallel zum Linthkanal direkt in den Zürichsee-Obersee geleitet. Die Vernetzung mit den verbliebenen Zuflüssen bzw. der Fischaufstieg in diese ist nach SCHLEGEL (2002) und persönlichen Kenntnissen äusserst mangelhaft.

- | | |
|--------------|---|
| Maag | Bei mittlerem Wasserstand der Linth stürzt der Bach über den Blocksatz des Trapezprofils ins Hauptgerinne des Kanals. Erst ab einer Wasserführung von ca. $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ist der Einstieg fischgängig. |
| Rauti | Kurz vor der Mündung dieses grössten Seitengewässers befindet sich ein Kleinkraftwerk, welches einen Fischaufstieg verunmöglicht. Unterhalb desselben finden sich jedoch praktisch alle Linth-Fischarten, insbesondere auch Äschen (eigene Beobachtungen; JAGD- & FISCHEREIVERWALTUNG GLARUS 2002, 2005). |
| Biltnerbach | Der Biltnerbach wird auf seiner untersten Strecke als Wassergraben einer Panzersperre geführt, der eine harte Sohlverbauung (Betonplatten) aufweist. Er überquert den untersten Abschnitt des Wiesengrabens und fällt über 5 Betonschwellen in den Linthkanal. Diese Schwellen sind nur für grosse Salmoniden bei hohen Abflusswerten überwindbar; da jedoch oberhalb eine flache Betonrinne anschliesst, ist ein weiterer Fischaufstieg kaum wahrscheinlich. |
| Wiesengraben | Auf den letzten 500 Metern vor der Mündung in den Linthkanal weist der kanalisierte Wiesengraben eine total verbaute Sohle (Betonplatten) auf. Bei mittlerem Wasserstand schießt er über eine Betonrampe in den Linthkanal. Diese kann von aufsteigenden Fischen nur bei hoher Wasserführung der Linth passiert werden. Dann wird der Wiesengraben zurückgestaut, und es können im untersten Abschnitt gelegentlich Alet oder Haselschwärme sowie der eine oder andere Hecht beobachtet werden (pers. Beobachtungen). Sonst ist der Wiesengraben von einer eher kleinen Bachforellen-Population besiedelt. Ein Aufstieg von Äschen ist bisher nicht nachgewiesen. |

3.5 Hydrologie

3.5.1 Abflussregime

Eine Messstelle des Bundesamts für Wasser und Geologie zeichnet seit 1935 bei Weesen Abflusswerte und Temperatur auf. Das hydrologische Regime des Linthkanals weist eine Abflussspitze im Juni und ein Jahresminimum im Winter auf (Abb. 3.5). Hochwasserspitzen im Einzugsgebiet werden durch den Walensee gedämpft; das Wasser steigt deshalb im Linthkanal selbst nach sehr intensiven Niederschlägen nie von einer Stunde auf die andere sprunghaft an. Während der ersten Feldsaison, im Mai 1999, ereignete sich ein sogenanntes „Jahrhundert“-Hochwasser mit einem Spitzenabfluss von $290 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Abb. 3.5 und 3.6).

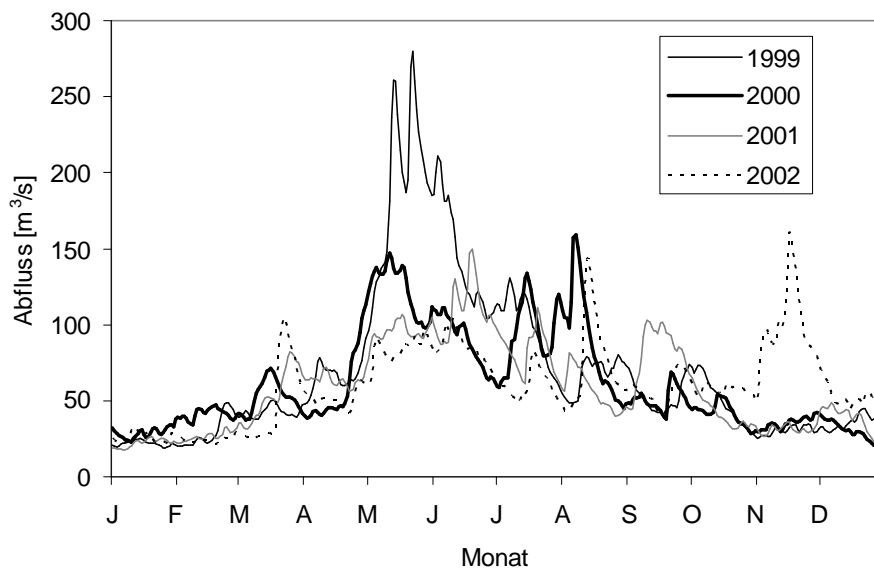


Abb. 3.5: Verlauf der mittleren Tagesabflusswerte von 1999 bis 2002 im Linthkanal bei Weesen. Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie.

Fig. 3.5: Mean daily water discharge in the years 1999 through 2002 in River Linthkanal at Weesen.



Abb. 3.6: Das „Jahrhundert“-Hochwasser vom Mai/Juni 1999 fiel in die Larvalphase der Äschen.

Fig. 3.6: A centenary flood during May-June 1999 occurred during the larval period of grayling.

3.5.2. Temperaturregime

Die Wassertemperaturen des Linthkanals (Abb. 3.7) werden durch den Walensee stark beeinflusst. Das Volumen von 2.52 km³ des 24.1 km² grossen und 145 m tiefen Sees sorgt dafür, dass auch im Winter die Tagesmittelwerte selten unter 5°C fallen. Die absoluten Minimal- und Maximalwerte seit 1970 liegen bei 3.6 °C resp. 24.7 °C. Die mittlere Wassertemperatur im Februar beträgt 5.2 °C, die mittlere Augusttemperatur liegt bei 16.7 °C (Zeitreihe von 1970-2002. Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie). Das Temperaturregime des Linthkanals liegt damit im Optimalbereich für Äschen (DYK 1956; ELLIOTT 1981; SCHMITZ & SCHUMANN 1982; MALLET *et al.* 1999; KÜTTEL *et al.* 2002).

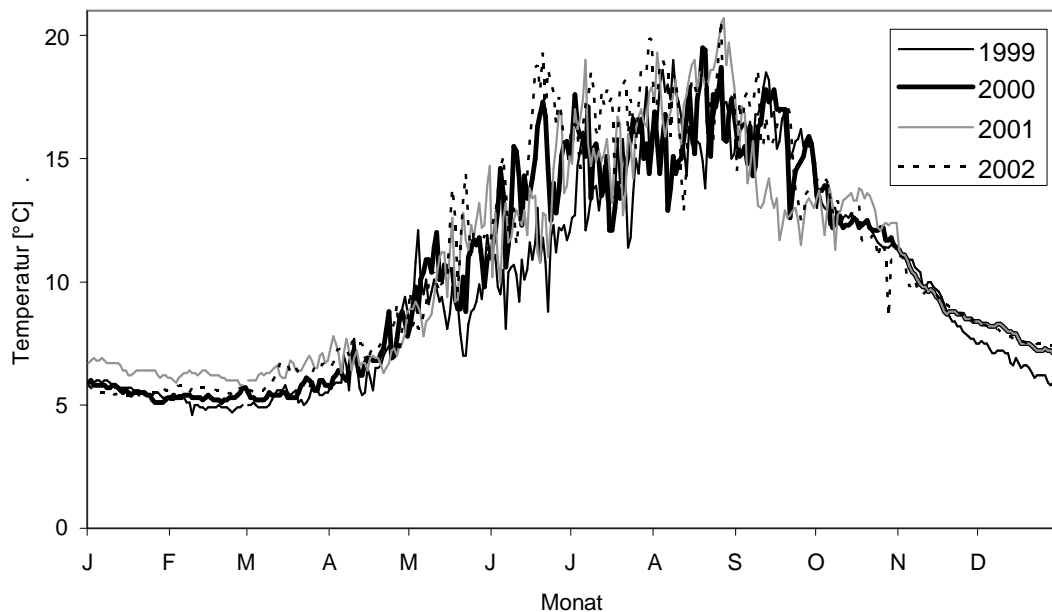


Abb. 3.7: Wassertemperaturkurven der mittleren Tageswerte von 1999 bis 2002 (Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie).

Fig. 3.7: Mean daily water temperatures during the years 1999 through 2002.

3.6 Fischfauna

Der Linthkanal weist auf den ersten Blick eine erstaunliche Artenvielfalt auf; im Zeitraum von 1990 bis 2002 wurden 25 Fischarten festgestellt (Tab. 3.1). Davon weisen jedoch nur 6 vorwiegend rheophile Arten eine mittlere oder grosse ganzjährige Abundanz auf. Viele der anderen festgestellten Arten wurden nur in Einzelexemplaren oder minimalen Beständen vorgefunden. Bei vier Arten, die RIPPmann (1993) vorfand, ist das aktuelle Vorkommen unklar. Die Nachbarschaft der beiden angrenzenden Seen führt dazu, dass gewisse See-Fischarten saisonal in grösserer Zahl in den Linthkanal ziehen und das Artenspektrum beeinflussen. Solche See-Effekte können oft beobachtet werden (DEGERMAN & SERS 1994). Dazu gehören Felchen und adulte Seeforellen, die den Kanal im Winter zum Laichen aufsuchen sowie Hasel, Laube und Barsch, die den Kanal im Sommerhalbjahr in grösserer Zahl bevölkern. Die Zuordnung des Linthkanals zu einer Fischregion nach HUET (1949) ist aufgrund der Kanalisierung nicht klar möglich. Das Gefälle des Linthkanals ordnet das Gewässer in der oberen Barbenregion ein, die Vorkommenshäufigkeiten der Fischarten weisen ihn aber eher der mittleren und unteren Äschenregion zu.

Tab. 3.1: Im Linthkanal von 1990-2003 festgestellte Fischarten. Datengrundlage bilden die Fischfangstatistiken der Fischereikommission für den Zürichsee, Walensee und Linthkanal von 1990-2003, die Studie von RIPP MANN (1993) sowie unpublizierte Daten von eigenen Elektrofischungen und Beobachtungen. Die Häufigkeiten „saisonal gross“ oder „saisonal mittel“ beruhen darauf, dass einige Fischarten nur zu gewissen Jahreszeiten in grösserer Zahl aus den Seen in den Kanal ziehen.
Tab. 3.1: Fish species found in River Linthkanal and their relative abundance.

Art	wissenschaftl. Name	Fischfang -statistik 1990-2003	eigener Uferelek-trofang 1996	eigene Direkt-beobach-tungen 1996-2002	RIPP MANN (1993)	Häufigkeit nach RIPP MANN (1993)	Eigene Häufig-keits-schätzung 2002	Gefährd-ungs-kategorie nach VBGF*
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	x	x	x	x	klein	gross	3
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	x	x	x	x	gross	mittel	4
Felchen	<i>Coregonus</i> sp.	x		x	x	klein	saisonal gross	4
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	x	x	x	x	klein	klein	Neuling
Seeforelle	<i>Salmo trutta f. lacustris</i>	x	x	x	x	mittel	mittel	2
Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus</i>	x			x	klein	?	4
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	x					klein	Neuling
Alet (Döbel)	<i>Leuciscus cephalus</i>	x		x	x	mittel	mittel	n.g.
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	x		x	x	klein	klein	3
Brachsen	<i>Abramis brama</i>	x		x	x	klein	klein	n.g.
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		x		x	klein	klein	4
Gründling	<i>Gobio gobio</i>				x	klein	?	4
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	(x)		x			saisonal mittel	n.g.
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	x			x	klein	?	4
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	(x)		x			saisonal gross	4
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	x		x	x	mittel	klein	n.g.
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalm.</i>	x			x	klein	klein	n.g.
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	x			x	klein	klein	n.g.
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>				x	mittel	?	3
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	x			x	mittel	klein	4
Bartgrundel	<i>Barbatula barbatula</i>			x	x	klein	klein	n.g.
Egli	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	klein	saisonal mittel	n.g.
Groppe	<i>Cottus gobio</i>		x	x	x	gross	gross	4
Hecht	<i>Esox lucius</i>	x		x	x	klein	klein	n.g.
Trüsche	<i>Lota lota</i>	x	x	x	x	mittel	mittel	n.g.

x = kommt vor; (x) = In den Tagesfangstatistiken separat aufgeführt, jedoch in der offiziellen Statistik unter „andere“ zusammengefasst.

? = Es ist fraglich, ob die betreffende Art aktuell noch im Kanal vorkommt.

* Gefährdungsgrade nach der Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF):

0 = ausgestorben; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet ; 3 = gefährdet ; 4 = potentiell gefährdet; n.g. = nicht gefährdet; Neuling = zoogeografischer Neuling.

3.7 Fischerei

Der Linthkanal ist ein interkantonales Patentgewässer, für welches alle eine Angelfischereibewilligung lösen können. Es sind Jahres- und Monatsbewilligungen erhältlich; gekauft werden jedoch fast ausschliesslich Jahreskarten. Das Grenzgewässer wird durch die Fischereikommission Zürichsee-Walensee-Linthkanal (Konkordat der Kantone SG, GL, SZ, ZH) bewirtschaftet. Von 1970 bis 2003 übten jährlich 291 bis 1079 Berechtigte die Angelfischerei aus. Gemäss den Fangstatistiken stellten Äschen und Forellen den Hauptteil der Fänge (Abb. 3.8); in gewissen Jahren bildeten auch Felchen, welche zum Laichen aus dem Zürich-Obersee in den Kanal einsteigen, einen bedeutenden Fanganteil. Daneben wurden verschiedene weitere Arten in kleineren Mengen erbeutet. Forellen und Äschen werden besonders gezielt und intensiv befischt. HERTIG (2002a) konnte nachweisen, dass die Fangentwicklung dieser beiden Arten die relativen Schwankungen ihrer Bestände im Gewässer wiedergibt, und zeigte gleichzeitig, dass die Qualität der Fischerei – also der Bestand an fangbaren Fischen – die Anzahl der gelösten Angelbewilligungen stark beeinflusst: Gute Fänge steigern die Nachfrage, während bei nachlassendem Fangerfolg weniger Patente gelöst werden. Besonders auffällig an der Entwicklung der Fischfänge im Linthkanal ist die Fangentwicklung der Forellen, welche bis zu Beginn der 1980er Jahre aus jeweils mehreren tausend Stück pro Jahr bestanden, dann aber regelrecht zusammenbrachen und seit Mitte der 1990er Jahre nur noch Jahresfänge von wenigen hundert Stück ausmachen. Diese Entwicklung deckt sich mit dem beobachteten Rückgang der Forellenfänge in vielen Fliessgewässern der Schweiz im selben Zeitraum (FRIEDL 1999; BURKHARDT-HOLM *et al.* 2002; FISCHNETZ 2004).

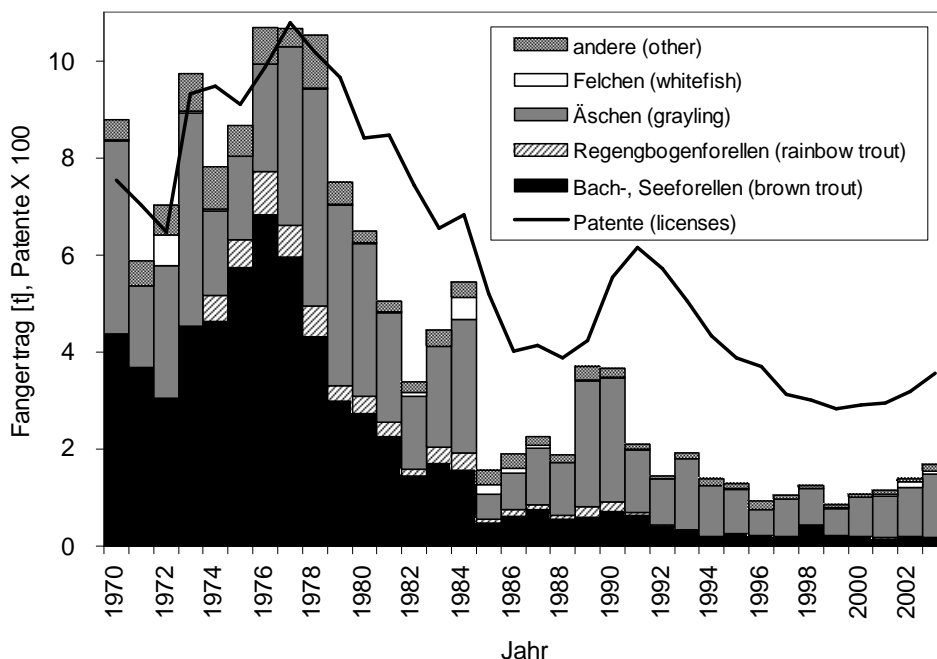


Abb. 3.8: Entwicklung der Fischfangerträge [t] und der Anzahl Jahres-Fischereibewilligungen im Linthkanal von 1970 bis 2003. Daten: Amt für Jagd & Fischerei St. Gallen und Fischereikommission Zürichsee-Linthkanal-Walensee.

Fig. 3.8: Fish catches [metric tons] in River Linthkanal and number of angling licenses (x 100).

3.7.1 Äschenfischerei

Die Äschenfänge zeigen ausgeprägte Schwankungen und weisen von Mitte der 1980er bis Mitte der 1990er Jahre eine abnehmende Tendenz auf; seither bewegen sie sich auf einem relativ tiefem Niveau (Abb. 3.9). Während von 1970-1979 im Mittel 5609 (± 2151 SD) Äschen/Jahr gefangen wurden, reduzierte sich der mittlere Jahresfang in den 1980er-Jahren auf 3244 (± 1746 SD) Äschen und sank in den 1990ern auf 2048 (± 1193 SD) Stück ab. In denselben Zeiträumen verringerte sich der durchschnittliche Jahresfang pro Patent um rund 25% von 6.3 über 5.6 auf 4.7 Äschen. In den Jahren 2000-2003 lag der mittlere Jahresfang nur noch bei 1749 (± 413 SD) Äschen/Jahr, stieg jedoch gleichzeitig auf 5.5 Äschen/Patent an. Die Fangbaisse Mitte der 1980er-Jahre wird auf den starken Einfluss von Kormoranen zurückgeführt (STAUB *et al.* 1987, 1992, 1998; BUWAL 1995; HERTIG 2002a). Die tiefen Fänge ab Mitte der 1990er-Jahre sind infolge einer effizienten Kormoranabwehr jedoch nicht mehr der Kormoran-Prädation anzulasten (HERTIG 2002a).

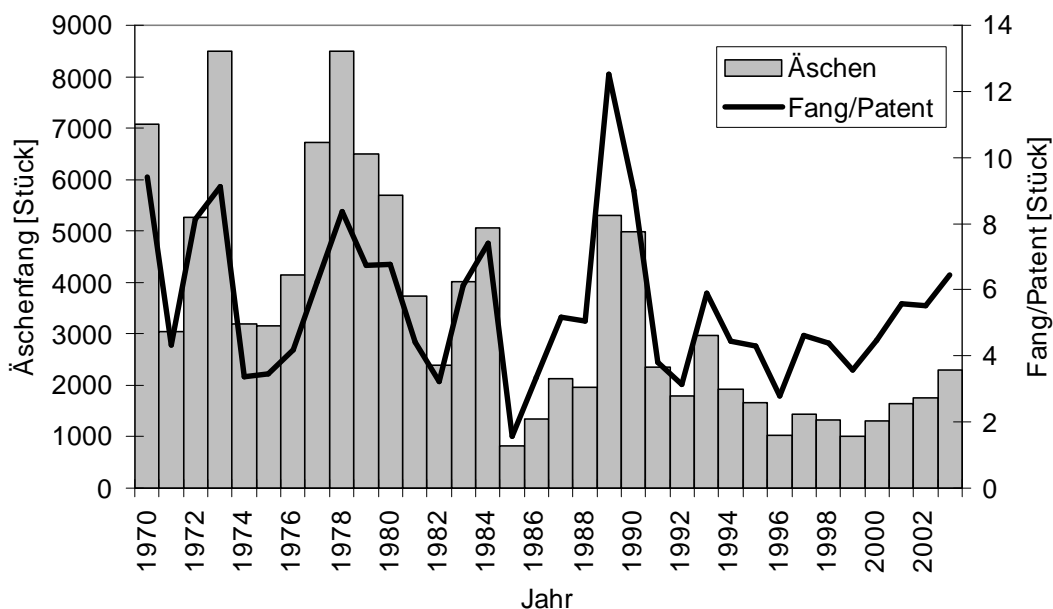


Abb. 3.9: Äschenfang im Linthkanal von 1970 bis 2003: Jährliche Totalfänge sowie mittlere Jahresfänge pro gelöstes Jahrespatent. Daten: Fischereikommission Zürichsee-Walensee-Linthkanal.

Fig. 3.9: Annual grayling catches [number of fish] during the years 1970-2003 and mean annual grayling catch per fisherman [fish/license]. Almost only annual licenses are sold (monthly licenses also available).

Das Fangmindestmass für Äschen liegt seit 1985 bei 32 cm, zuvor betrug es 30 cm. Die Schonzeit dauert vom 1. Januar bis zum 30. April. Die maximal erlaubte Tagesfangzahl beträgt 6 Äschen, wobei sie nur selten erreicht wird. Die Maximalfangzahl pro Angler/in und Jahr ist seit 1991 bei 100 Äschen festgelegt. Sie wurde jedoch seit 1993 nie mehr erreicht; im Jahr 2003 vermochte der erfolgreichste Äschenangler 89 Stück zu behändigen (Quelle: Datenbank Fischereikommission Zürichsee-Walensee-Linthkanal). Obwohl die Äsche bereits ab Mai zum Fang frei ist, gelten unter den meisten Fischereiberechtigten die Monate September bis Dezember als eigentliche Äschensaison. Dies äussert sich in der saisonalen Fangverteilung deutlich: Im Mittel der Jahre 1996-2003 wurden 79% der Äschen-Jahresfänge in diesen Monaten gemacht (Abb. 3.10).

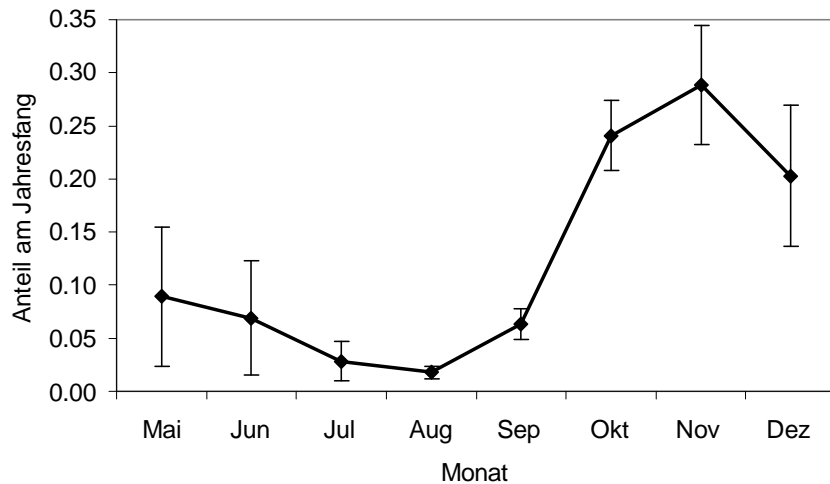


Abb. 3.10: Verteilung der Äschenfänge im Jahresverlauf. Mittelwerte (\pm SD) der Jahre 1996 bis 2003 (Rohdaten: Fischereikommission Zürichsee-Walensee-Linthkanal).

Fig. 3.10: Distribution of grayling catches during the grayling fishing season from May until December. Mean (\pm SD) of the years 1996 through 2003.

3.7.2 Fischbesatz

Die Bestände von Forellen und Äschen werden durch regelmässige Jungfischeinsätze gestützt. Das Besatzfischmaterial stammt mit wenigen Ausnahmen von wilden Elterntieren aus dem Linthkanal ab. Die Anzahl der eingesetzten Äschen ist im Zeitraum von 1968 bis 2003 deutlich zurückgegangen (Abb. 3.11), weil der Fang von Laichäschen abnahm.

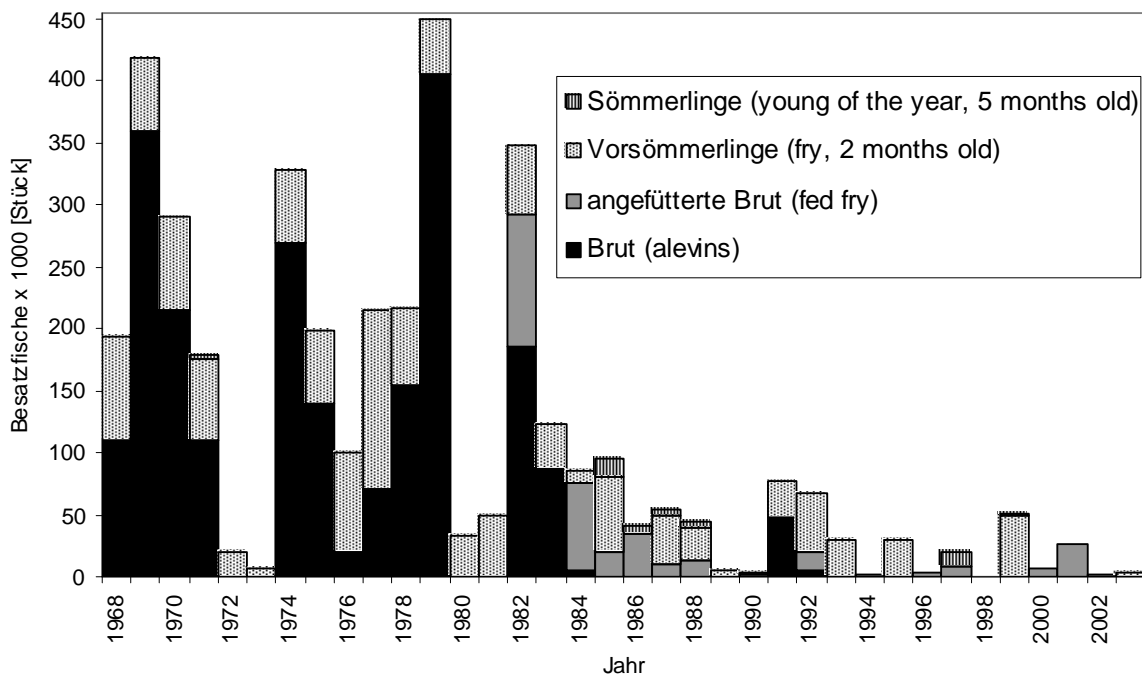


Abb. 3.11: Äschenbesätze im Linthkanal von 1968 bis 2003 (Daten: Fischereikommission Zürichsee-Walensee-Linthkanal).

Fig. 3.11: Number and age of stocked grayling in River Linthkanal during the years 1968 through 2003.

4. Die Äschenpopulation des Linthkanals

4.1 Alter und Wachstum

Die Kenntnis des Wachstums ist einer der zentralsten Faktoren zur Beurteilung des Status' einer Fischpopulation. Ohne Wachstumskenntnisse sind sinnvolle Aussagen zum Populationsaufbau, zur Länge bei Eintritt der Geschlechtsreife sowie zur Effizienz von Bewirtschaftungsmaßnahmen und zum Einfluss der Fischerei nicht möglich. Das folgende Kapitel umfasst die Analyse des Wachstums der Linth-Äschen und legt damit die Basis für weitere Kapitel (Reproduktion, Populationsaufbau und Besatz/Bewirtschaftung), die auf diesen Resultaten aufbauen.

4.1.1 Material und Methoden

4.1.1.1 Altersbestimmung

Das Alter der Äschen wurde anhand der Annuli auf den Schuppen bestimmt (Abb. 4.1.1). Dazu wurden 3-5 Schuppen oberhalb der Seitenlinie zwischen Rückenflosse und Fettflosse entnommen. In diesem Bereich bilden sich bei den Äschen nach PENAZ (1975) und BLACHUTA *et al.* (1986) die ersten Schuppen. Bei Äschen aus dem Anglerfang, welche im Gegensatz zu den Elektrofängen getötet wurden, wurden auch mehr Schuppen genommen. Die Schuppen wurden gereinigt und zwischen zwei Objektträgern fixiert. Die Altersbestimmung erfolgte mit einem Projektionsmikroskop (Fa. Reichert). Aufgrund der Anzahl Annuli wurde das aktuelle Alter der Fische nach BAGENAL (1978) und RICKER (1968) bestimmt. Die Überprüfung der Altersbestimmungen erfolgte anhand eines Schuppen- und Wachstumsvergleichs von markierten und wieder gefangenen Fischen.

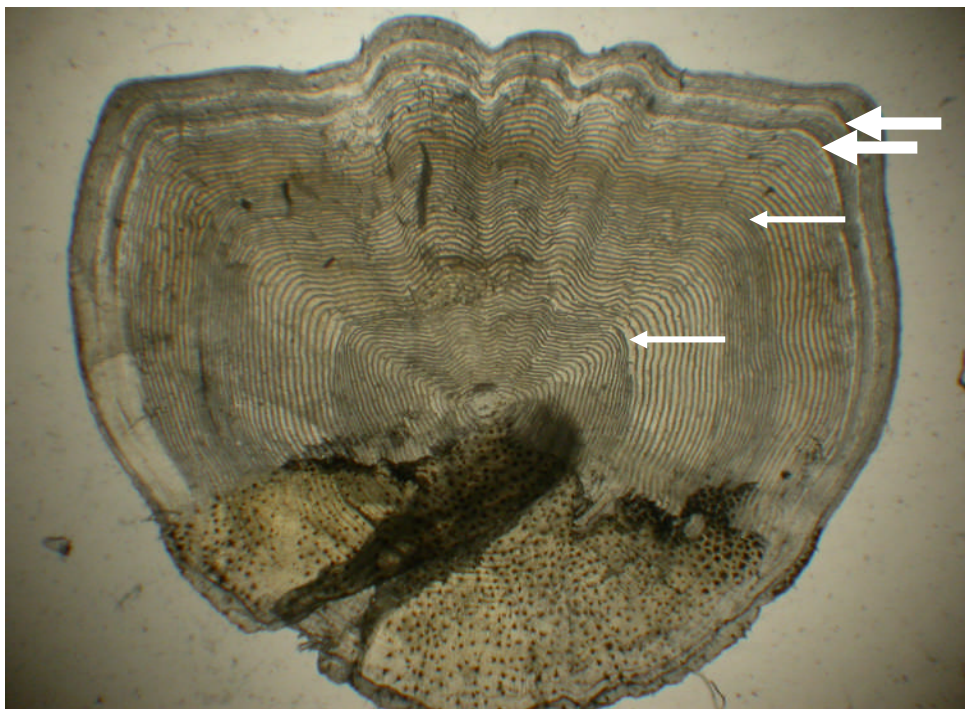


Abb. 4.1.1: Schuppe einer Äsche im 5. Lebensjahr (4⁺) mit zwei Laichmarken beim 3. und 4. Annulus (dicke Pfeile). Die dünnen Pfeile bezeichnen die ersten beiden Annuli. Fangdatum: 29.12.2000.

Fig. 4.1.1: Scale of a 4⁺ grayling with two spawning marks at the 3rd and 4th annulus (thick arrows). The thin arrows indicate the earlier annuli. Date of catch: 29 Dec. 2000.

Die vorliegende Arbeit legt das Alter der Fische nach HILE (1950) fest. Das bedeutet, dass die Fische das Alter mit dem Jahreswechsel ändern. Eine 0⁺-Äsche wird somit bereits am 1. Januar des folgenden Jahres zu einem 1⁺-Fisch obwohl sie das 1. Lebensjahr rechnerisch erst im nachfolgenden Frühjahr vollendet. Aus Verständnisgründen oder zum besseren Vergleich wurde in jeweils speziell erwähnten Einzelfällen von dieser Regel abgewichen; dann wurde der „Geburtstag“ auf den 1. Mai verlegt, weil die Äschenbrütlinge gegen Ende April schlüpfen.

4.1.1.2 Längen-Rückberechnung

Um die Datenmenge der einzelnen Altersklassen zu erhöhen und insbesondere die Längen der fast vollständig im Datensatz fehlenden 1-jährigen Fische zu ermitteln, wurde die Länge der Fische zum Zeitpunkt der Bildung der Schuppen-Annuli rückberechnet. Dazu wurde der Radius der Schuppen sowie die Distanz zwischen dem Zentrum der Schuppen (Fokus) und jedem einzelnen Annulus gemessen, um die Beziehung zwischen dem mittleren Radius der Schuppen eines Fisches und der Länge desselben zu berechnen. Pro Fisch wurden 3 Schuppen vermessen. In einigen Fällen konnte diese Zahl wegen Regeneraten (Ersatzschuppen) nicht erreicht werden. Zur Längenrückberechnung wurde jeweils der Durchschnitt aller drei Schuppen verwendet. Es wurde ein lineares Modell und ein log-log Modell (kurvilinear) verglichen (Abb. 4.1.4; für Details siehe PAQUET 2002). Die Längen der Fische zum Zeitpunkt jeder Annulusbildung wurde nach der Methode von Lee (CARLANDER 1981) berechnet:

$$L_i = L_x \cdot (R_i - b) / (R_y - b) \quad (1)$$

- L_i = Länge des Fisches, als der Annulus i geformt wurde
- L_x = Länge des Fisches, als die Schuppe gesammelt wurde (Fangzeitpunkt)
- R_i = Distanz Fokus-Annulus des Alters i
- R_y = totaler Schuppenradius zum Fangzeitpunkt
- b = Ordinate am Ursprung der Regressionsgleichung

Das Verhältnis von Schuppen- und Körperwachstum ist zwar linear, jedoch nicht direkt proportional, weil das Schuppenwachstum nicht sofort nach dem Schlüpfen beginnt. Die Steigungsgerade von Schuppen- und Körperwachstum schneidet deshalb nicht im Nullpunkt beider Achsen sondern die Altersachse (Ordinate). Deshalb muss die Längendifferenz b zwischen Schlüpfen und Beginn des Schuppenwachstums in der Gleichung (1) berücksichtigt werden damit die rückberechnete Länge der Fische nicht zu kurz ausfällt.

4.1.1.3 Wachstumsberechnung

Das Wachstum wird mit dem Modell nach VON BERTALANFFY (1938) beschrieben (Gleichung 2).

$$L_t = L_\infty \cdot (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (2)$$

- L_t = Länge des Fisches bei Alter t
- L_∞ = maximale theoretisch erreichbare Fischlänge
- k = Wachstumskoeffizient
- t_0 = theoretisches Alter, bei welchem die Länge der Fische 0 war, wenn sie immer gemäss der Wachstumsgleichung gewachsen wären.

Für die Berechnung der Wachstumskurve wurde das Software-Programm FISAT II der FAO verwendet (download: <http://www.fao.org/fi/statist/fisoft/fisat/index.htm>).

4.1.1.3 Längen-Gewichtsbeziehung und Konditionsfaktor

Die Längen-Gewichtsbeziehung wurde an 317 Äschen ermittelt. Die Regressionskurve folgt der Beziehung in Gleichung 3.

$$G = a \cdot L^b \quad (3)$$

G = Gewicht [g]
L = Länge [mm]
a, b = Konstanten

Der Wert von $b = 3$ zeigt an, dass die Fische symmetrisch wachsen, das heisst, dass Länge und Gewicht gleichmässig zunehmen. Werte, die von 3 abweichen zeigen ein allometrisches Wachstum an: wenn $b > 3$, legen die Fische mehr Gewicht als Länge zu, werden also korpulenter (RICKER 1971).

Der Konditions- oder Korpulenzfaktor K von FULTON (1911; zit. in RICKER 1971) gilt als Mass für die physische Kondition eines Fisches (Gleichung 4). Er wurde im saisonalen Verlauf betrachtet, sofern Daten für die entsprechenden Monate vorlagen. Der Konditionsfaktor wurde für 317 Äschen berechnet.

$$K = G \cdot 100/L^3 \quad (4)$$

K = Konditionsfaktor
G = Gewicht [g]
L = Länge [cm]

4.1.2 Resultate

4.1.2.1 Altersbestimmung

Der Zeitpunkt der Annulusbildung findet gemäss der Schuppenanalyse der Altersklassen 1⁺ und 2⁺ von Februar bis April statt. Dies legt der Zuwachs der Schuppen von der Bildung des letzten Annulus bis zum Schuppenrand nahe (in % bezogen auf den totalen Schuppenradius). Denn nur in den Monaten Februar bis April sind neben Fischen mit einem grossen Schuppen-Zuwachs (Annulus noch nicht gebildet) solche mit einem kleinen Schuppen-Zuwachs (Annulus kürzlich gebildet) zu finden (Abb. 4.1.2), was nur durch die Neubildung eines Annulus erklärbar ist. Der Zeitpunkt der Annulusbildung stimmt mit jenem von anderen untersuchten schweizerischen Äschenpopulationen in Reuss, Aare und Orbe überein (ENSMENGER 1987; GUTHRUF 1996; PAQUET 2002).

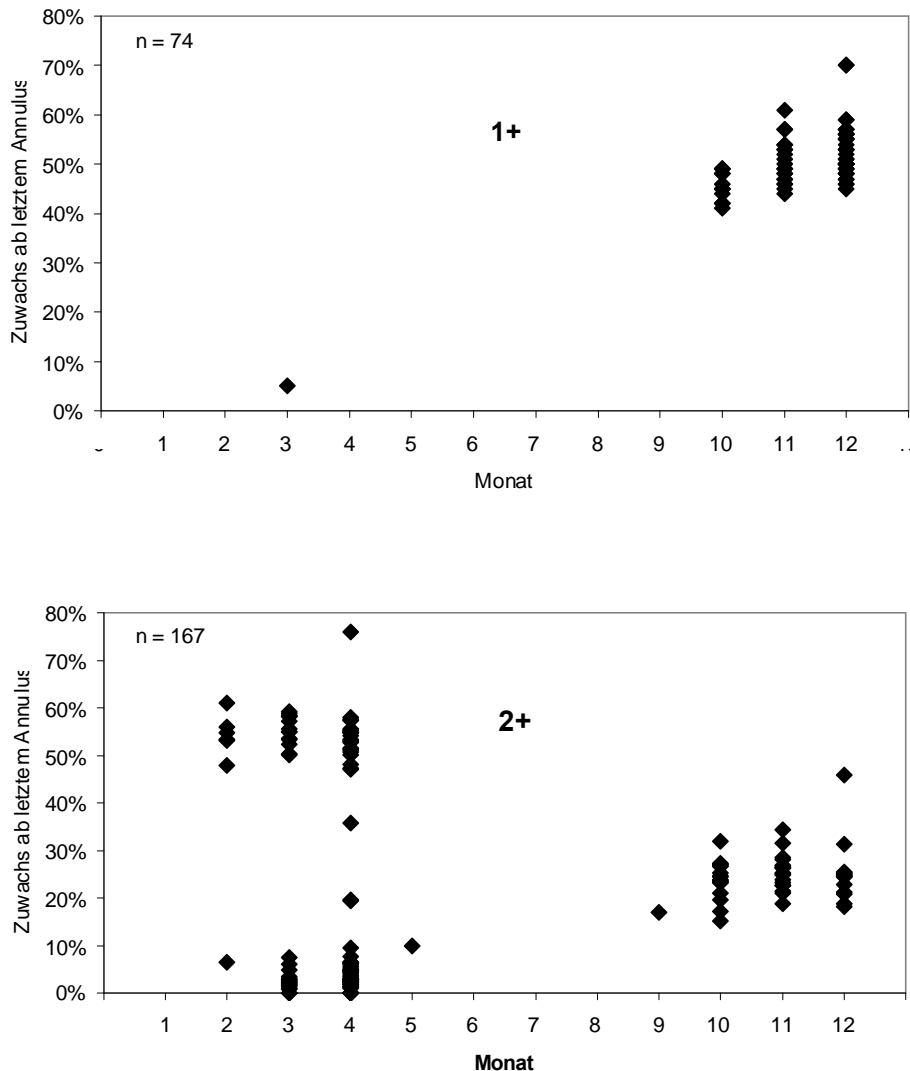


Abb. 4.1.2: Schuppenzuwachs bei den 1⁺- und 2⁺-Äschen ausserhalb des äussersten sichtbaren Annulus in % des totalen Schuppenradius'.

Fig. 4.1.2: Scale increment of 1⁺ and 2⁺ grayling from the last visible annulus to the edge of the scale (in % of total scale radius).

Der Vergleich der mittleren Schuppen-Zuwachsraten von Oktober bis April belegt, dass das Längenwachstum der Äschen im 2. Lebensjahr von Dezember bis April stark verlangsamt ist. Die Zuwachsraten der Schuppen mit einem grossen Zuwachs (>36% des totalen Schuppenradius' = neuer Annulus noch nicht gebildet) vom äussersten sichtbaren Annulus bis zum Schuppenrand zeigen keine signifikante Differenz zwischen den Monaten Dezember, Februar, März und April (ANOVA; $p = 0.405$; Abb. 4.1.2 und 4.1.3). Das Längenwachstum findet im 2. Lebensjahr somit zur Hauptsache in den Monaten Mai bis Dezember statt. Es ist anzunehmen, dass dies auch für das Wachstum in den nachfolgenden Lebensjahren gilt. Für eine klare Aussage über das Wachstum im ersten Winter fehlt in der vorliegenden Arbeit eine hinreichende Datenbasis.

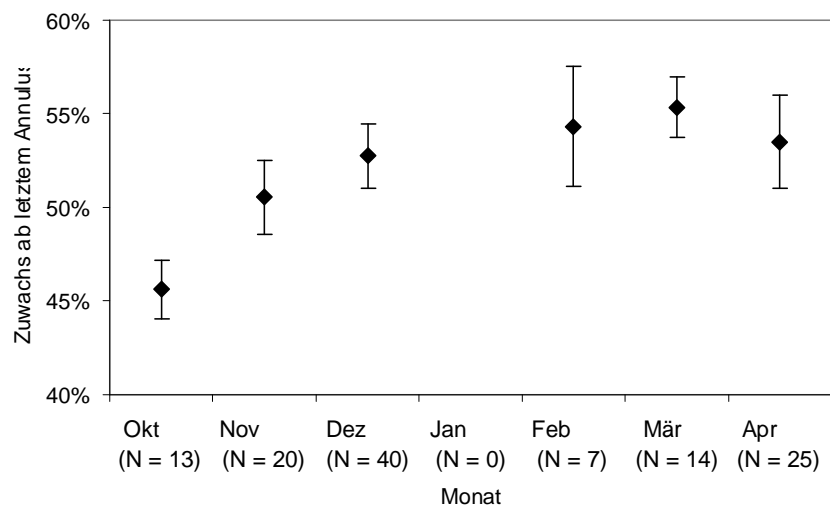


Abb. 4.1.3: Mittlere Zuwachsraten der Schuppen mit einem grossen Zuwachs (>36% des totalen Schuppenradius') vom letzten sichtbaren Annulus bis zum Schuppenrand im Zeitraum Oktober-April bei den Äschen im 2. Lebensjahr (mit 95%-Vertrauensintervall).

Fig. 4.1.3: Average scale increments from the edge of the scale to the last annulus from scales with large increments (>36 % of total scale radius) from grayling in their second year of life (with 95 % CL).

4.1.2.2 Längen-Rückberechnung

Die Beziehung zwischen Schuppenradius und Fischlänge ist wie erwartet auch bei den Linthkanal-Äschen linear. Die für die Längenrückberechnung benötigte Steigung der Gleichungsgeraden ist beim log-log-Modell (Abb. 4.1.4 oben) genauer als beim linearen Modell (Abb. 4.1.4 unten). Deshalb kam für die Längen-rückberechnung die Gleichung des log-log-Modells zur Anwendung, welches rund 91 % der Streuung erklären kann ($R^2 = 0.914$). Die rückberechneten Werte entsprechen den Totalen Fischlängen zum Zeitpunkt der jeweiligen Annulusbildung, die von Februar bis April stattfindet. Sie sollten bei folglich im Bereich der tatsächlich gemessenen Längen der Laichfische zu liegen kommen, welche in den Monaten März und April gefangen werden. Die rückberechneten Längen von Herbst- und von Frühjahrsfängen unterscheiden sich bei keiner Altersklasse, so dass diese Daten als gleichwertig gepoolt wurden (Tab. 4.1.1).

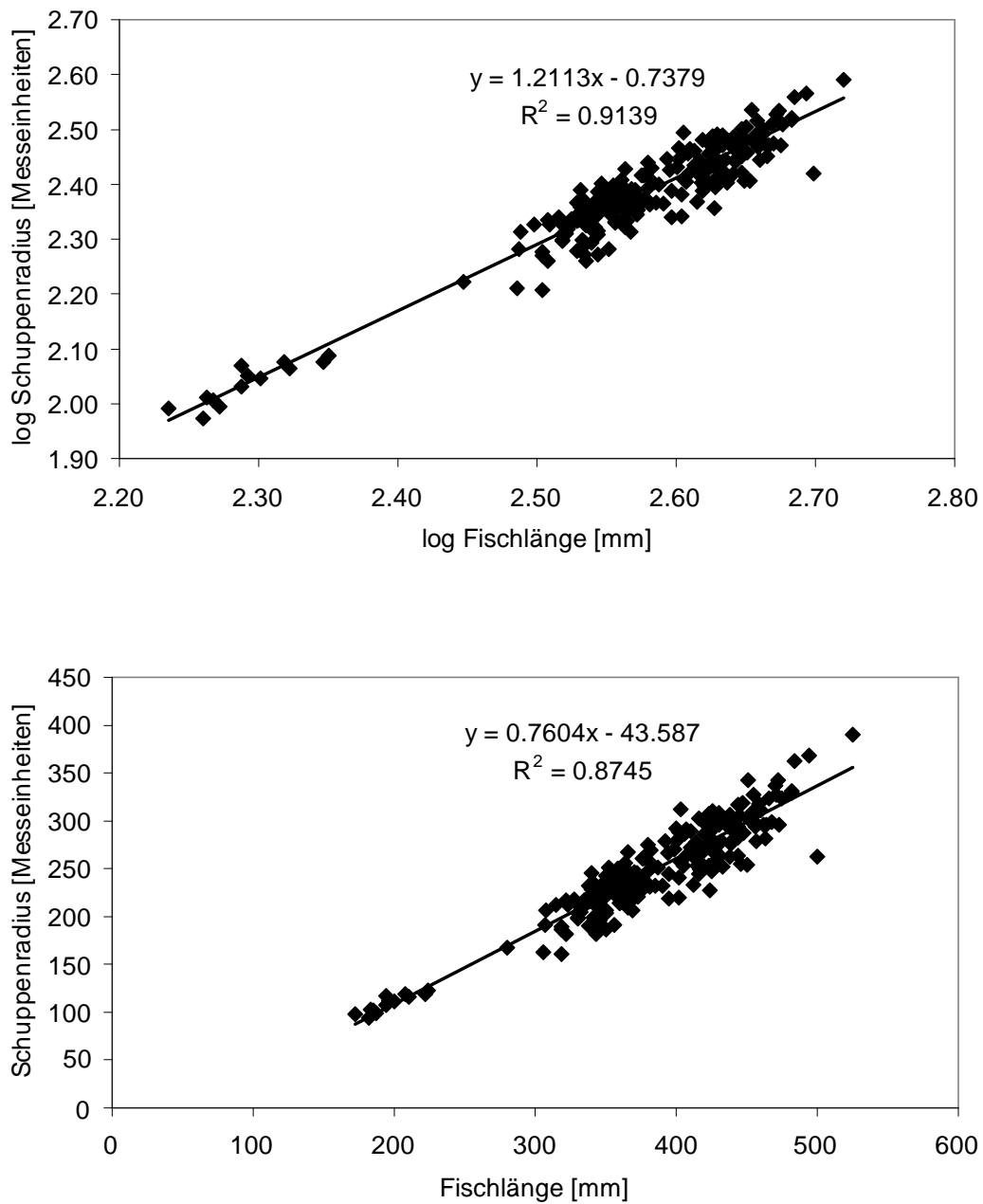


Abb. 4.1.4: Beziehung zwischen Schuppenradius und totaler Körperlänge von 360 Linthkanal-Äschen. Doppelt logarithmisch (oben) und linear (unten).

Fig. 4.1.4: Relation between scale radius and total length of 360 grayling. Logarithmic (upper figure) and linear (lower figure).

Tab. 4.1.1: Gegenüberstellung der rückberechneten mittleren Vorjahresendlängen von herbstlichen Angelfängen und Frühjahrs-Elektrofängen zur Laichzeit. L1, L2 usw. bezeichnen die Länge im Alter 1, 2 usw. in cm und mit 95%-Vertrauensbereich. Die Stichprobenzahl-Differenz von Weibchen und Männchen zu „alle“ kommt dadurch zustande, dass unter „alle“ zusätzlich nicht geschlechtsbestimmte Fische enthalten sind.

Tab. 4.1.1: Comparison of back-calculated mean fish lengths (with 95 % CL) from autumn (angler's) and spring (electrofishing) catches. L1 is length at age 1 and so on.

		n	L 1	n	L 2	n	L 3	n	L 4	n	L 5
Herbstfang	alle	180	19.08 ± 0.27	107	33.73 ± 0.49	35	40.93 ± 0.73	19	44.41 ± 0.94	6	46.78 ± 1.91
	♂	97	19.03 ± 0.41	44	33.91 ± 0.89	15	41.55 ± 1.27	9	45.66 ± 1.00	4	48.18 ± 1.24
	♀	54	19.15 ± 0.48	41	33.33 ± 0.76	20	40.46 ± 0.83	10	43.29 ± 1.18	2	43.98
Laichfang	alle	180	18.88 ± 0.23	140	33.62 ± 0.37	37	41.15 ± 0.68	15	44.01 ± 1.11	6	44.94 ± 1.31
	♂	83	18.91 ± 0.38	71	33.88 ± 0.56	27	41.74 ± 0.67	9	44.95 ± 1.13	2	45.98
	♀	54	18.97 ± 0.34	39	33.27 ± 0.60	7	40.07 ± 1.65	4	43.45 ± 1.67	2	44.97
Differenz	alle		0.264		0.719		0.668		0.59		0.083
P (Mann - Whitney)	♂		0.677		0.953		0.775		0.37		
	♀		0.537		0.904		0.657		0.881		
Alle	alle	360	18.99 ± 0.16	246	33.67 ± 0.30	72	41.26 ± 0.49	34	44.23 ± 0.71	12	45.86 ± 1.23
	♂	180	19.01 ± 0.29	114	33.89 ± 0.48	42	41.81 ± 0.61	18	45.30 ± 0.75	6	47.45 ± 1.33
	♀	108	19.05 ± 0.30	80	33.30 ± 0.48	27	40.43 ± 0.69	14	43.36 ± 0.94	4	44.46 ± 0.74

Der Vergleich zwischen rückberechneten Längen und tatsächlichen Längen der Laichfangfische offenbart jedoch einen deutlichen Unterschied (Tab. 4.1.2): Während die 1-jährigen Fische nicht verglichen werden konnten, weil nur ein einziger Fisch im Laichfischfang gefangen wurde, sind die rückberechneten 2-jährigen Fische bei beiden Geschlechtern signifikant kleiner als die tatsächlich gemessenen. Bei den älteren Tieren gibt es unabhängig vom Geschlecht keine signifikanten Unterschiede zwischen den gemessenen und rückberechneten Längen.

Tab. 4.1.2: Vergleich der rückberechneten (alle Daten gepoolt) mit den gemessenen Längen der Laichfischfänge (± 95 % Vertrauensintervall) sowie die Signifikanzen der Längendifferenzen (Mann-Whitney-Test). ** bedeutet hoch signifikant.

Tab. 4.1.2: Comparison of back-calculated vs. really measured fish lengths (± 95 % CL).

		n	L 1	n	L 2	n	L 3	n	L 4	n	L 5
rückber. Längen	alle	360	18.99 ± 0.16	246	33.67 ± 0.30	72	41.26 ± 0.49	34	44.23 ± 0.71	12	45.86 ± 1.23
	♂	180	19.01 ± 0.29	114	33.89 ± 0.48	42	41.81 ± 0.61	18	45.30 ± 0.75	6	47.45 ± 1.33
	♀	108	19.05 ± 0.30	80	33.30 ± 0.48	27	40.43 ± 0.69	14	43.36 ± 0.94	4	44.46 ± 0.74
Laichfänge gemessen	alle	1	19.00	104	35.47 ± 0.41	55	41.82 ± 0.39	25	44.91 ± 0.58	14	46.31 ± 0.80
	♂			33	36.84 ± 0.68	34	42.41 ± 0.46	17	45.01 ± 0.64	10	46.62 ± 0.90
	♀			33	35.42 ± 0.66	20	41.28 ± 0.57	7	44.84 ± 1.40	4	45.53 ± 1.57
Differenz	alle	p			< 0.001**		0.072		0.155		0.542
Rückber.-	♂	p			< 0.001**		0.117		0.571		0.311
Laichfänge	♀	p			< 0.001**		0.086		0.096		0.274

Der signifikante und auffällige Längenunterschied bei den 2-jährigen Fischen kann ein Effekt sein, der öfter bei Längenrückberechnungen festgestellt wird und der als das „Rosa-Lee-Phänomen“ bekannt ist (RICKER 1971): Rückberechnete Längen haben die Tendenz kleiner als erwartet zu sein; dies in zunehmendem Masse je älter die Fische sind, von welchen die Rückberechnungen abstammen. Gründe dafür können eine unkorrekte Rückberechnungsprozedur, eine nicht-repräsentative

Probensammlung, eine selektive natürliche Mortalität oder eine selektive Befischungsmortalität sein (RICKER 1971). Eine weitere Möglichkeit wäre eine nicht-repräsentative Probensammlung, beispielsweise ein längenselektiver Laichfischfang oder ein längenselektiver Angelfang. Gründe für einen längenselektiven Laichfischfang sind aber aufgrund der Elektrofischerei nicht vorhanden. Als dritte Möglichkeit ist ein effektiver Unterschied zwischen den 2⁺-Laichtieren und den gleichaltrigen geangelten Fischen in Betracht zu ziehen: Von den 2-jährigen Fischen ist gemäss Kapitel 4.2 nur ein kleiner Teil laichreif. Diese laichreifen Tiere gehören tendenziell zu den grösseren Tieren ihrer Altersklasse. Folglich ist zu erwarten, dass die auf den Laichplätzen präsenten 2⁺-Fische eher zu den grösseren Tieren ihrer Altersklasse gehören und dass somit die im Laichfischfang gefangenen 2-jährigen Fische von der Längenverteilung ihrer Altersklasse abweichen. Das Mittel der rückberechneten Längen dürfte deshalb dem Mittelwert für die ganze Altersklasse der 2-Jährigen Fische näher kommen als der Mittelwert der gemessenen Laichfischlängen. Für die Berechnung der Wachstumskurve wurden aufgrund obiger Resultate mit Ausnahme der gemessenen Längen der 2+-Fische die Daten der gemessenen Laichfänge sowie alle rückberechneten gepoolt.

4.1.2.3 Längenwachstum

Die Wachstumskurve und das Streudiagramm in Abb. 4.1.5 zeigen, dass die Linthkanal-Äschen in den ersten beiden Lebensjahren extrem schnell wachsen. Sie erreichen mit 2 Jahren bereits Längen von 27 bis 42 cm. Ab dem 3. Altersjahr verlangsamt sich das Wachstum deutlich, und die Steigung der Wachstumskurve flacht danach sehr schnell ab. Der Längenzuwachs von markierten und wiedergefangenen Äschen bestätigt das mittels Scalimetrie berechnete schnelle Wachstum (Abb. 4.1.6 und 4.1.7). Das extrem rasche Wachstum macht die Linthkanal-Population zusammen mit jener der Berner Aare (GUTHRUF 1996) zur schnellwüchsigsten, die überhaupt je beschrieben wurde.

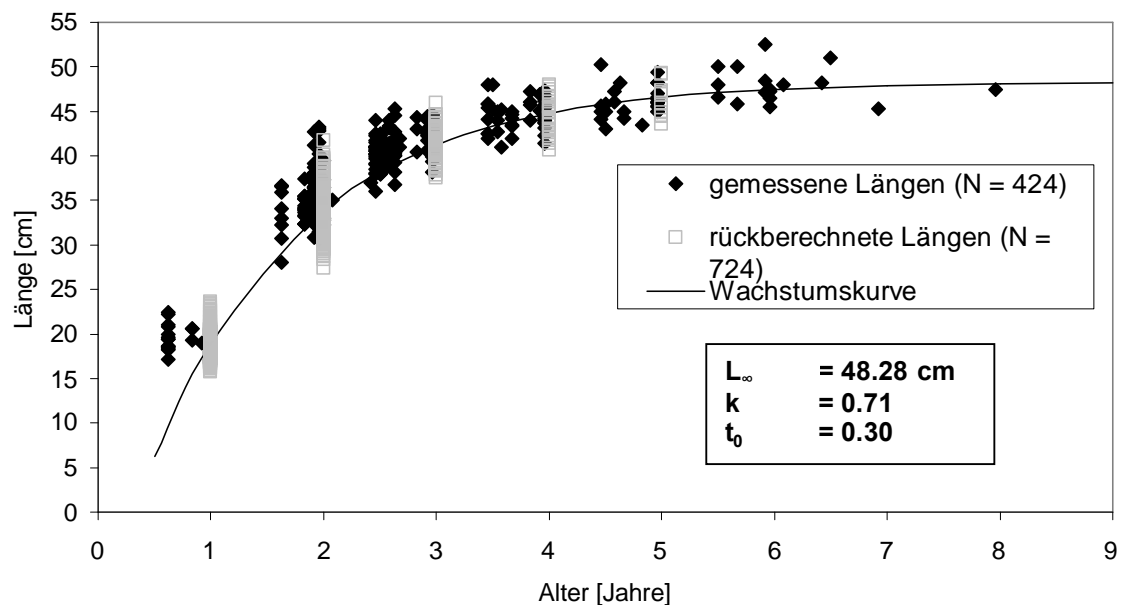


Abb. 4.1.5: Längenwachstum der Linthkanal-Äschen. Die Wachstumskurve wurde nach VON BERTALANFFY (1938) berechnet. Datengrundlage für die Wachstumskurve bilden Elektrofänge zur Laichzeit sowie rückberechnete Längen von Angler- und Elektrofängen von 1998 bis 2002.

Fig. 4.1.5: Length-at-age scatterplot and Von Bertalanffy growth curve of River Linthkanal grayling. Measured (♦) and back-calculated (□) lengths.

Die berechnete mittlere Endlänge nach Von Bertalanffy (L_{∞}) von 48.28 cm liegt im Bereich der Werte von Aare (GUTHRUF 1996) und Orbe (PAQUET 2002). Da es sich bei dieser Zahl um einen Mittelwert handelt, ist nicht weiter erstaunlich, dass im Rahmen der vorliegenden Arbeit zahlreiche längere Fische erfasst wurden. Das längste biometrisch erfasste Exemplar war 52.5 cm lang. Die Auswertung der Angler-Tagesfangstatistiken belegt, dass durch die Angelnden jedes Jahr Äschen von über 50 cm Länge gefangen werden (vgl. Abb. 4.4.3). Die längste verbürgte Äsche während der Untersuchungsperiode, die jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht biometrisch erfasst wurde, war ein 54 cm langes Exemplar, das im Oktober 2001 bei Schänis geangelt wurde (PETRI HEIL 2002). Gemäss den Tagesfangstatistiken wurden zudem im Juli 1999 und im Juni 2000 je ein Exemplar von 56 cm gefangen. Die absolut längste Linth-Äsche, von der ich Kenntnis habe, mass 57 cm und war in den 1960er Jahren gefangen worden (P. Häusler, mündl. Mitt.).

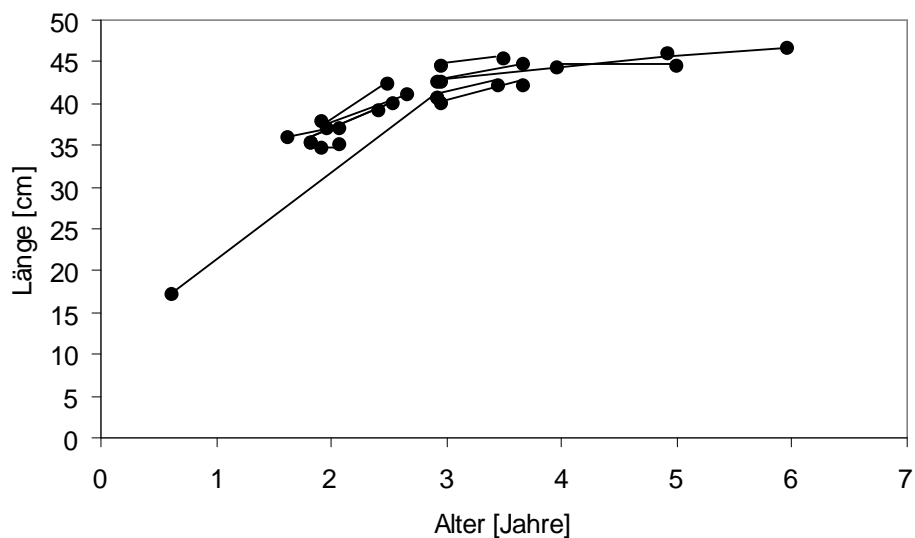


Abb. 4.1.6: Überprüfung von Altersbestimmung und Wachstumskurve: Längen von 14 mit Visible Implant Tags individuell markierten Fischen bei Markierzeitpunkt und Wiederfang.

Fig. 4.1.6: Validation of age determination and growth: Length of 14 V.I.-tagged and individually reported fish at marking and recapture.

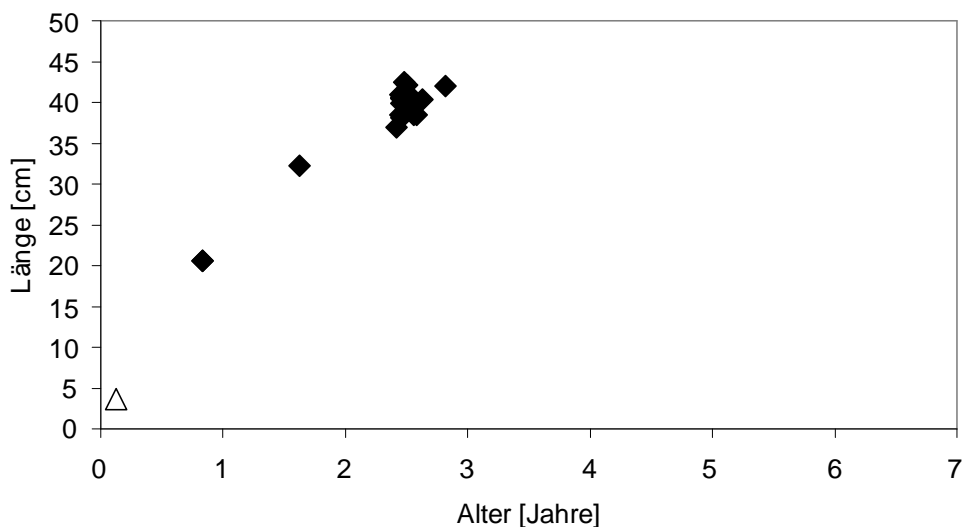


Abb. 4.1.7: Überprüfung von Altersbestimmung und Wachstum: Längen von 21 Alizarinrot-markierten Fischen der Kohorte 1999 bei Markier-/Besatzzeitpunkt (△) und Wiederfang (◆).

Fig. 4.1.7: Validation of age determination and growth: Length of 21 ARS-marked grayling of the cohort 1999 at marking (△) and recapture (◆).

Das Längenwachstum ist zwischen den Geschlechtern markant unterschiedlich (Abb. 4.1.8); ab dem Alter von 2 Jahren ist der Längenunterschied signifikant (Tab. 4.1.3). Interessanterweise war bei den 4- und 5-jährigen Laichfischen kein signifikanter Längenunterschied zwischen den Geschlechtern nachzuweisen, während die rückberechneten Längen für dieses Alter hochsignifikante Unterschiede ergaben. Eine mögliche Erklärung könnte die geringe Anzahl Weibchen in den Stichproben sein (n=7 für L 4, n=4 für L 5), welche zudem breiter streuten als bei den gleichaltrigen Männchen. Jedenfalls erreichen die Männchen im Linthkanal deutlich höhere Endlängen als die Weibchen (Abb. 4.1.8). Die längsten untersuchten Weibchen waren 48 cm lang; bei allen längeren geschlechts-bestimmten Fischen, insbesondere bei jenen über 50 cm, handelte es sich um Männchen.

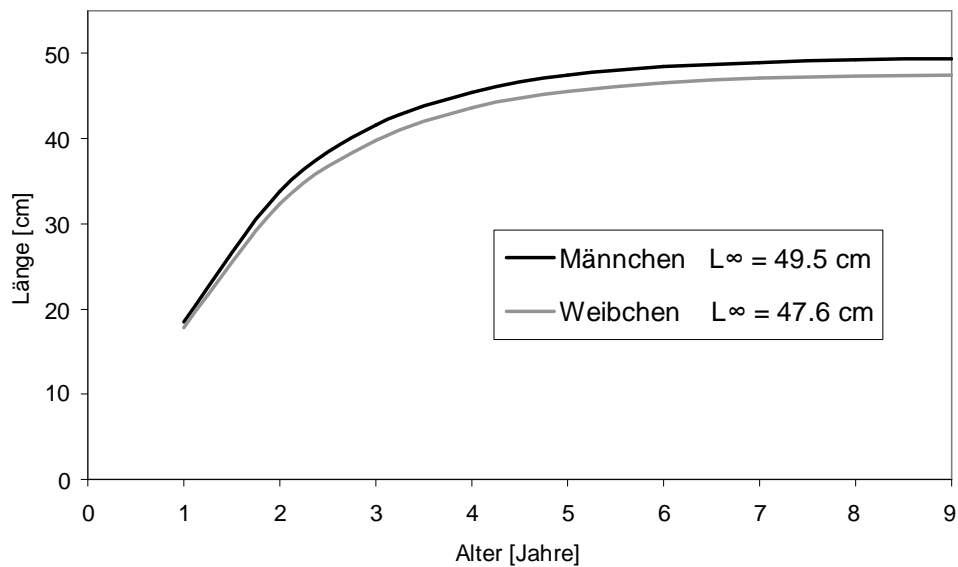


Abb. 4.1.8: Von Bertalanffy-Wachstumskurven von männlichen und weiblichen Linthkanal-Äschen. Datengrundlage bilden rückberechnete Längen sowie gemessene Längen der Laichfischfänge gemäss Text.

Fig. 4.1.8: Von Bertalanffy growth curves of male and female Linthkanal grayling.

Tab. 4.1.3: Wachstumsvergleich zwischen Männchen und Weibchen ($\pm 95\%$ CL). Singifikante Unterschiede (Mann-Whitney-Test) sind mit * bezeichnet.

Tab. 4.1.3: Comparison of growth between males and females: back-calculated length at age (top two rows; $\pm 95\%$ CL) and measured length of spawners (lower two rows). Significant differences in growth are indicated by *.

		n	L 1	n	L 2	n	L 3	n	L 4	n	L 5
rückber.	♂	180	19.01 \pm 0.29	114	33.89 \pm 0.48	42	41.81 \pm 0.61	18	45.30 \pm 0.75	6	47.45 \pm 1.33
Längen	♀	108	19.05 \pm 0.30	80	33.30 \pm 0.48	27	40.43 \pm 0.69	14	43.36 \pm 0.94	4	44.46 \pm 0.74
	p		0.876		0.082		0.003*		0.001*		0.006*
Laichfänge	♂			33	36.84 \pm 0.68	34	42.41 \pm 0.46	17	45.01 \pm 0.64	10	46.62 \pm 0.90
gemessen	♀			33	35.42 \pm 0.66	20	41.28 \pm 0.57	7	44.84 \pm 1.40	4	45.53 \pm 1.57
	p				0.005*		0.005*		0.804		0.240

4.1.2.4 Längen-Gewichtsbeziehung und Konditionsfaktor

Die funktionale Regression der Längen-Gewichtsbeziehung nach RICKER (1971) ist bei den Linth-Äschen leicht allometrisch, denn der Exponent b der Länge in der Regressionsgleichung ist wenig grösser als 3 ($b = 3.17$). Dies bedeutet, dass die Linthkanal-Äschen mit zunehmender Körperlänge etwas korpulenter (dicker) werden (Abb. 4.1.9). Mit diesem Wert liegt der Linthkanal im Bereich der Orbe- (PAQUET 2002) und Aare-Äschen (GUTHRUF 1996), deren b -Werte bei 3.09 respektive 3.22 liegen. Mit 3.33 ist der Regressionskoeffizient b bei den Äschen des Talent (Kanton Waadt) wesentlich höher (PAQUET 2002). Demgegenüber war bei den Äschen der Ourthe (B) der Koeffizient $b = 2.50$ deutlich tiefer als 3, was bedeutet, dass sie mit zunehmender Länge schlanker werden (MICHÁ 1971).

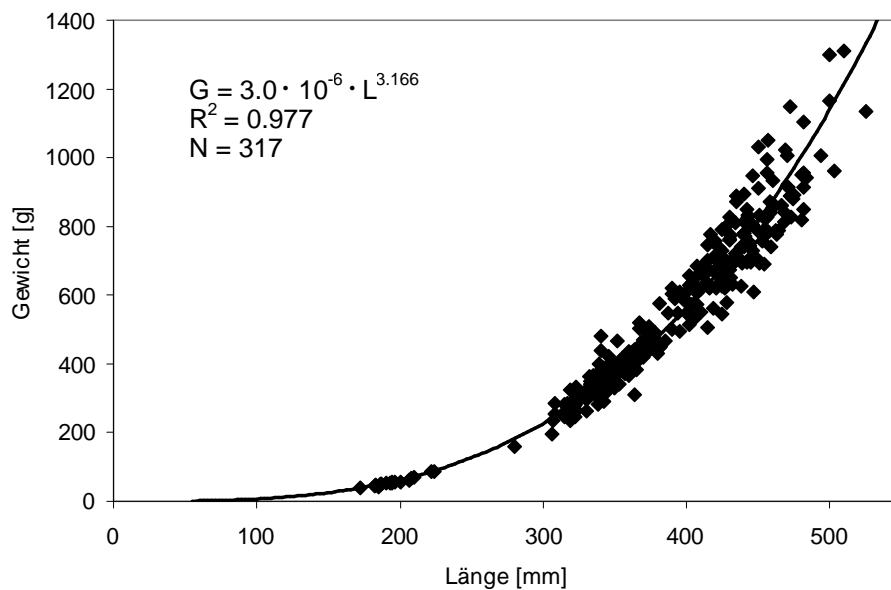


Abb. 4.1.9: Länge-Gewichtsbeziehung der Linthkanal-Äschen.
Fig. 4.1.9: Length-weight relation of River Linthkanal grayling.

Die mittleren Monatswerte aller Daten zeigen relativ geringe saisonale Unterschiede des Konditions- oder Korpulenzfaktors nach FULTON (1911; zit. in BAGENAL 1978. Abb. 4.1.10). Aufgrund der Datenlage lassen sich über den K-Faktor nur für die Monate Oktober bis April detailliertere Aussagen machen. Mit Ausnahme des 1. Lebensjahrs, in welchem die Fische deutlich schlanker sind als im späteren Alter, bewegte sich der K-Faktor für alle Altersklassen in etwa im Bereich von 0.8 bis 1.0 (Abb. 4.1.11). Die geschlechtsspezifischen Unterschiede sind gering; nur zu Beginn der Laichzeit im Monat März waren die 3-jährigen Weibchen signifikant korpulenter, was wohl eine Folge des Gewichts der reifenden Gonaden ist (t-Test; $p < 0.001$; Abb. 4.1.12). Der K-Faktor der Linth-Äschen damit liegt im Bereich jenes der Berner Aare (GUTHRUF 1996), ist jedoch deutlich höher als jener der Populationen von Orbe und Talent (PAQUET 2002).

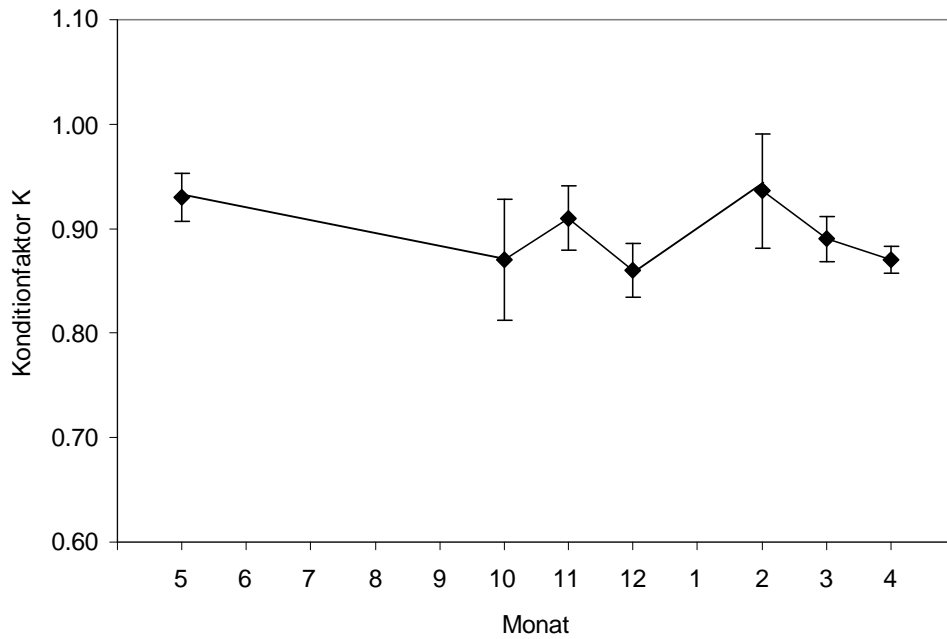


Abb. 4.1.10: Entwicklung des mittleren Konditionsfaktors im Jahresverlauf (\pm 95% Vertrauensintervall). Alle Daten gepoolt (N =317).
Fig. 4.1.10: Seasonal variation of Fulton's K-factor (95% CL). All data pooled (N = 317).

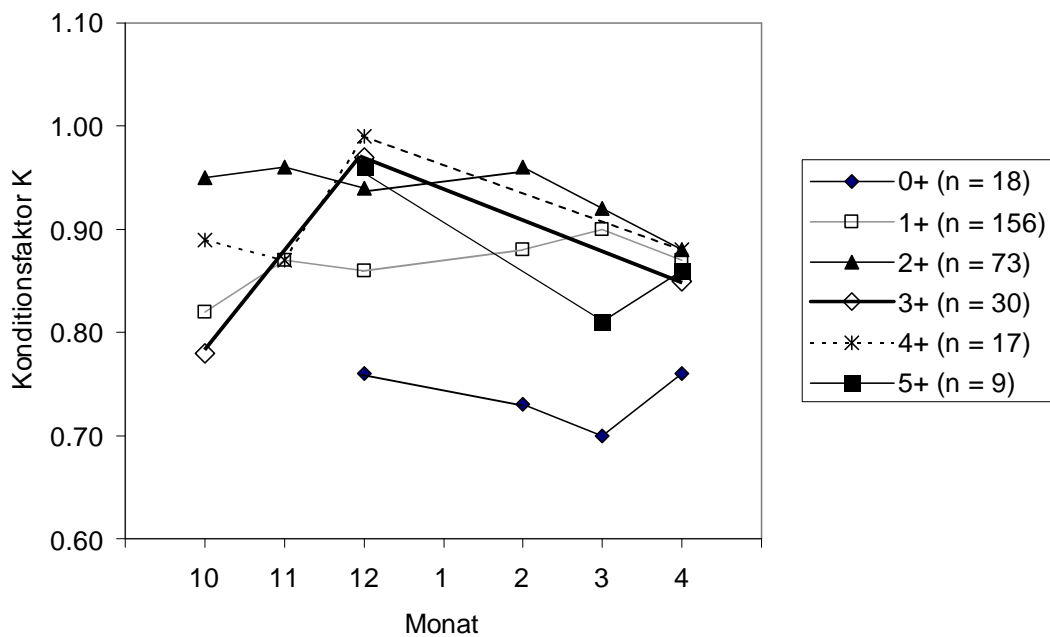


Abb. 4.1.11: Variation des mittleren Konditionsfaktors K von Oktober bis April nach Altersklassen getrennt. Für eine Altersklasse wurde nur ein Wert in die Grafik eingesetzt, wenn im betreffenden Monat mindestens 2 Fische vorhanden waren (N = 303).
Fig. 4.1.11: Variation of the mean K-factor from October until April for different age classes (N = 303).

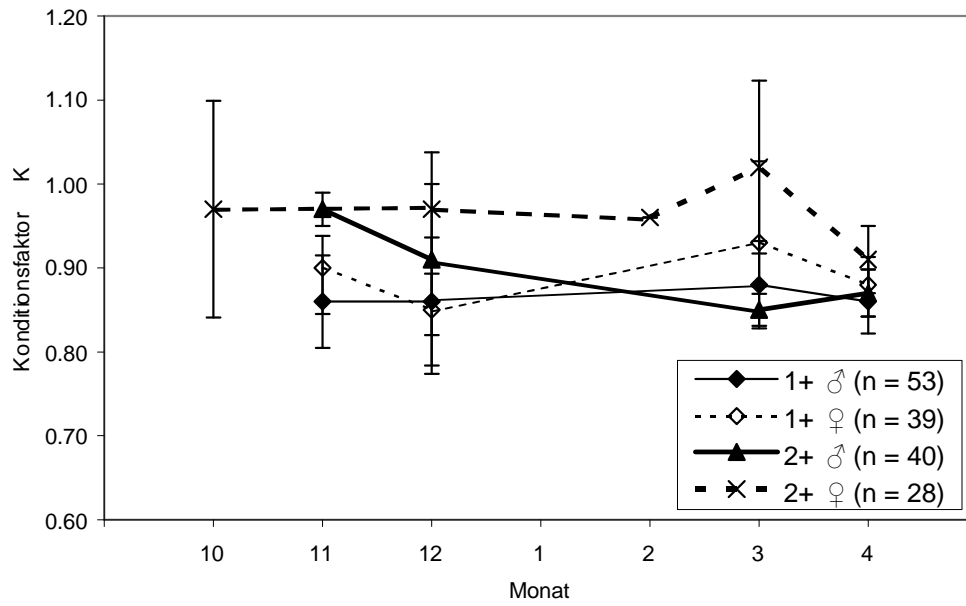


Abb. 4.1.12: Variation des K-Faktors von Männchen und Weibchen in der zweiten Hälfte des 2. und 3. Lebensjahrs (\pm 95% Vertrauensintervall).

Fig. 4.1.12: Variation of Fulton's K-factor of males and females in the second half of their second and third year of life (\pm 95% CL).

4.1.3 Diskussion

Der Vergleich mit anderen Populationen zeigt, dass die Äschen des Linthkanals zusammen mit jenen der Berner Aare (GUTHRUF 1996) die schnellstwüchsigsten sind, die je untersucht wurden (Abb. 4.1.13). Annähernde Werte erreicht nur noch die Hochrhein-Population zwischen Bodensee-Untersee und Schaffhausen (STAUB *et al.* 1992; HERTIG 2002b).

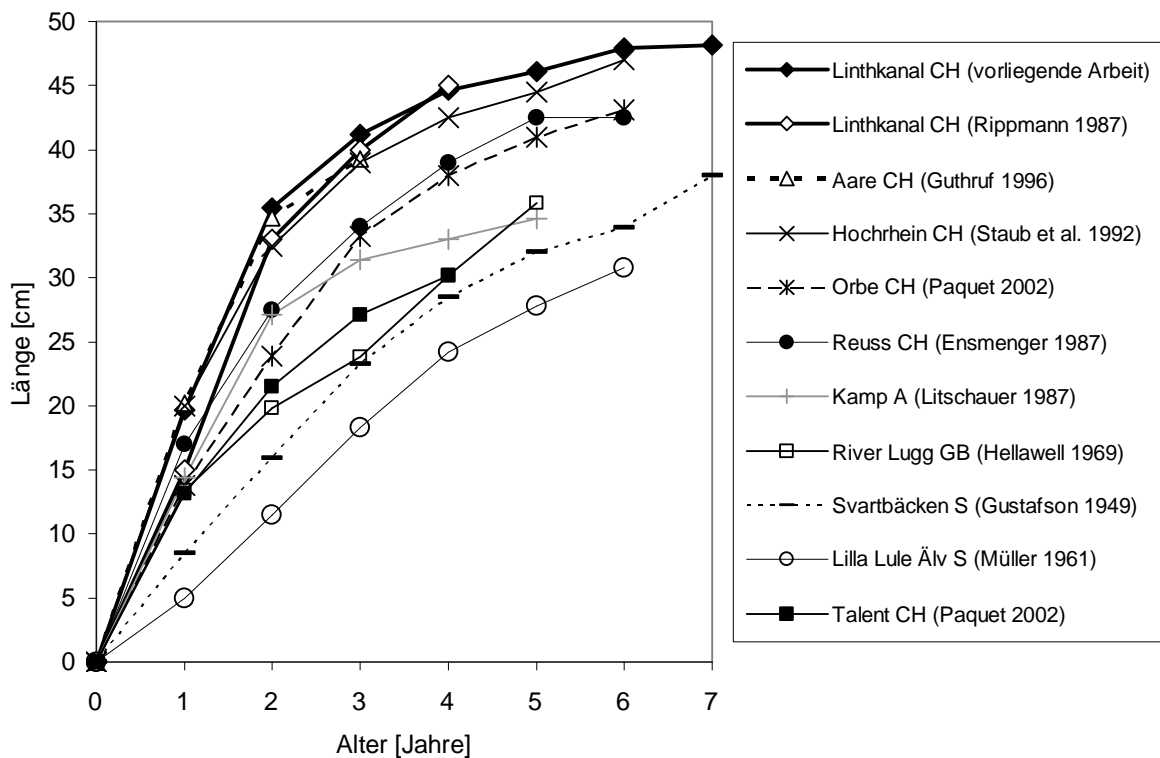


Abb. 4.1.13: Wachstumsvergleich verschiedener Äschenpopulationen. Die Angaben von HELLAWELL (1969) waren original in Gabellänge (FL) und sind umgerechnet auf Totallänge aus GUTHRUF (1996) entnommen.

Fig. 4.1.13: Comparison of growth of different grayling populations throughout Europe. The original data from HELLAWELL (1969) were measured in FL but are given here as TL, transformed by GUTHRUF (1996).

Die Wassertemperatur, das Nahrungsangebot, die Gewässergrösse und die Fischdichte sind jene Faktoren, welche das Wachstum von Äschen im Wesentlichen beeinflussen (PERSAT & PATTEE 1981; PERSAT 1996; MALLET *et al.* 1999), wobei der Wassertemperatur die stärkste Rolle zuzukommen scheint, wenn das Nahrungsangebot nicht limitierend ist (GUTHRUF 1996; DEEGAN *et al.* 1999; MALLET *et al.* 1999; DION & HUGHES 2004). Den drei schnellwüchsigen Populationen von Linthkanal, Berner Aare und dem Hochrhein ist gemeinsam, dass sie alle grosse Seeausflüsse von tiefen Alpenrandseen sind, welche das Temperaturregime puffern: Im Winter sinken die Temperaturen kaum unter 5 °C, und im Sommer wird zumindest der Linthkanal nur selten über 20 °C warm. Damit bieten diese Gewässer nach MALLET *et al.* (1999) ein Temperaturfenster für ein optimales Wachstum. HARALDSTAD *et al.* (1987) konnten bei Forellen in Fliessgewässern ebenfalls einen „See-Effekt“

feststellen: Sowohl das Wachstum als auch die Fischdichte waren in See-Ausflüssen bedeutend höher als in See-Zuflüssen. Das Nahrungsangebot an Makroinvertebraten ist gemäss WALDMEIER (1996) und HERTIG (1997) im Linthkanal sehr gut; im Vergleich zu früheren Jahren ist die Fischdichte, geschätzt aufgrund der Angelfänge (vgl. Abb. 3.9), heute deutlich geringer, was das individuelle Wachstum zusätzlich begünstigt (PERSAT 1996). Die Kombination dieser Faktoren dürfte für das aussergewöhnlich rasche Wachstum verantwortlich sein. Nach GUTHRUF (1996) könnte für das schnelle Wachstum der Aare-Äschen auch der dort starke Befischungsdruck in Frage kommen, welcher auf ein schnelles Wachstum selektionieren könnte. Für den Linthkanal fällt dieses Argument aufgrund der Resultate in Kapitel 4.4 jedoch ausser Betracht.

Interessant ist, dass schnellwüchsige Populationen nicht notwendigerweise auch höhere Endlängen erreichen als langsam wachsende. Im Vergleich zum Linthkanal langsam wachsende skandinavische Populationen können ebenfalls Fische von 50 bis 60 cm Länge hervorbringen (NORDWALL *et al.* 2000). Solche Populationen weisen teilweise eine fast lineare Wachstumskurve auf; sie machen das langsamere Wachstum, das in erster Linie von den tieferen Jahrestemperaturen bestimmt wird, mit einer bedeutend höheren Langlebigkeit wett (JONSSON *et al.* 1991).

Der bei den Linthkanal-Äschen festgestellte Wachstumsunterschied zwischen Männchen und Weibchen wurde auch in zahlreichen anderen Populationen beobachtet (GUSTAFSON 1949; LUSK 1975; PERSAT 1976; LITSCHAUER 1987; GUTHRUF 1996; PAQUET 2002). Allgemein wird angenommen, dass die energetischen Kosten zur Bildung und Reifung der Gonaden bei Weibchen deutlich höher sind als bei Männchen. Die Mehrenergie, die zur Bildung der weiblichen Gonaden verbraucht wird, geht offensichtlich dem Längenwachstum verloren.

4.2 Reproduktion

Das folgende Kapitel befasst sich mit der Laichzeit, den Laicharealen und den am Laichgeschäft beteiligten Tieren. Diese Aspekte sind zur Erforschung der Dynamik und der „life-history“ dieser Äschenpopulation von zentraler Bedeutung sowie von besonderem Interesse, wenn es um die Beurteilung und Festlegung von Schon- und Schutzmassnahmen geht.

4.2.1 Methoden

4.2.1.1 Ermittlung der Laichzeit

Zur approximativen Ermittlung der Ausdehnung der Laichzeit wurde unter den geschlechtsreifen Fischen der Anteil der noch nicht reifen, der reifen und der bereits verlaichten Weibchen im Verlauf der Laichfischfänge verglichen. Um die beschränkte Stichprobenanzahl adulter Weibchen der Feldarbeit von 1999-2002 zu ergänzen, wurden die Laichfischfänge der Jahre 1998 und 2003 zugezogen (Daten: Laichfischfangprotokolle von H. Riget). Aufgrund des Trapezprofils und der Tiefe des Linthkanals (> 1m) sowie einer zeitweisen Trübung waren und sind regelmässige gezielte Direktbeobachtungen von Laichaktivitäten als Zusatz-Informationen bei der Erfassung der Laichzeit nur in Ausnahmefällen möglich.

4.2.1.2 Erfassung von Laicharealen

Da die Äschen im Linthkanal aus bereits erwähnten Gründen (vgl. 4.2.1.1) nur in Ausnahmefällen beim Laichen beobachtet werden können, wurden folgende indirekte Methoden zur approximativen Ortung von Laicharealen verwendet:

- Fangorte von laichbereiten Tieren während des Laichfischfangs
- Fangorte von adulten Tieren (>40 cm), insbesondere Männchen*, mit der Angel von Mitte März bis Mitte April (als Beifang bei der Forellenfischerei)
- Eigene Direktbeobachtungen von Einzelindividuen und Ansammlungen grosser Äschen (>40 cm) von Mitte März bis Mitte April
- Aufenthaltsgebiete von telemetrierten adulten Äschen in der Zeit von Mitte März bis Mitte April aus der Arbeit von KNUTTI (2001)
- Mündliche Umfrage bei Anglern nach Beobachtungen laichender Äschen

Als Laichareale gelten nachfolgend solche Flussabschnitte, auf welche die obigen Kriterien zutreffen.

*Da geschlechtsreife Äschenmännchen ein territoriales Verhalten zeigen (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955; ENSMENGER 1987), ist ihre Beobachtung und ihr Fang während der Laichzeit ein starker Hinweis darauf, dass sich in den entsprechenden Flussbereichen Laichareale befinden.

4.2.1.3 Alter bei erstmaliger Laichablage (Eintritt in die Geschlechtsreife)

Die Altersbestimmung der geschlechtsreifen Tiere aus dem Laichfischfang erlaubt es, ein Mindestalter bei Eintritt in die Geschlechtsreife festzulegen. Es ist damit jedoch nicht möglich den Anteil von Erstlaichern in den entsprechenden Jahrgängen verlässlich zu ermitteln, weil nicht sicher ist, ob das Verhältnis der auf den Laichplätzen gefangenen Erstlaichern gegenüber den gefangenen juvenilen Tieren desselben Jahrgangs die tatsächliche Relation widerspiegelt. Juvenile Tiere könnten unterrepräsentiert sein, da sich die Milchneer auf den Laichplätzen territorial und

aggressiv verhalten und mit Ausnahme von paarungswilligen Rognern andere Äschen verscheuchen (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955; ENSMENGER 1987). Es ist deshalb zu erwarten, dass junge Tiere unterproportional auf den Laicharealen vertreten sind, obwohl abtreibende Eier aus dem Laichgeschäft als Nahrung eine Attraktion darstellen können (WALDMEIER 1996). Zudem ist das Geschlecht der juvenilen Fische phänotypisch nicht bestimmbar, was die Ermittlung der geschlechtsspezifischen Anteile von Erstlaichern verunmöglicht.

Auf den Schuppen von Äschen scheinen sich wie bei anderen Salmoniden (PROTOPOPOV 1980; MAISSE & BAGLINIÈRE 1983; BAGLINIÈRE & LOUARN 1987; MAISSE *et al.* 1987; RICHARD & BAGLINIÈRE 1990) bei der Bildung der Annuli sogenannte Laichmarken bilden zu können (die Laichzeit der Linth-Äschen fällt in die Zeit der Annulusbildung, vgl. Kapitel 4.1.2.1), sofern ein Fisch im entsprechenden Zeitraum laicht (HUTTON 1928 und GERRISH 1938, beide zit. in HELLAWELL 1969). Es handelt sich dabei um Annuli, die aus scheinbar verschmolzenen Zuwachsringen bestehen, welche als auffällige, helle Bänder unter dem Projektionsmikroskop sichtbar sind (Abb. 4.1.1 und 4.2.5). Ob es sich bei diesen auffälligen Marken, die bei den Linthkanal-Äschen nie vor dem dem 2. Annulus vorkommen, tatsächlich um Laichmarken handelt, sollte mit den vorliegenden Daten geklärt werden. Falls sich die Laichmarken-Hypothese als richtig erweist, kann aufgrund des ersten Laichmarken-Annulus bei älteren Fischen individuell der Eintritt in die Geschlechtsreife rückwirkend bestimmt werden. Mit dieser Methode wurden bei den Elektro- und Angelfängen aus den Monaten Oktober-April nach Geschlecht und Kohorte getrennt das Jahr des ersten Ablachens sowie weitere Laichjahre untersucht. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde für diese Untersuchung der Standard-Alterswechsel („Geburtstag“) nach HILE (1950) vom 1. Januar auf den 1. Mai zurückverlegt.

4.2.1.4 Fekundität

Zur Ermittlung der Fekundität wurde zuerst das abgetropfte Gewicht von weiblichen Gonaden gewogen und anschliessend pro Weibchen das Gewicht von drei Proben zu je 200 Eiern ermittelt (Mettler PM34-K Delta Range, Fa. Mettler-Toledo AG, Greifensee CH; Genauigkeit ± 0.1 g). Mittels Dreisatz wurde jede der drei Proben auf das Gesamtgewicht der Gonaden des Weibchens hochgerechnet und schliesslich der Durchschnitt der drei ermittelten Eizahlen als Gesamt-Eizahl des betreffenden Weibchens festgelegt.

4.2.2 Resultate

4.2.2.1 Laichzeit

Die Auswertung des Laichstatus der Weibchen aus den Laichfischfängen zeigt, dass sich die Haupt-Laichzeit der Linthkanal-Äschen etwa von Ende März bis Mitte April erstreckt (Abb. 4.2.1). Es ist aufgrund der beschränkten Datenbasis (zeitlich und örtlich beschränkte Laichfischerei) jedoch nicht auszuschliessen, dass einige Tiere bereits früher beziehungsweise später ablaichen. Der Reifestatus von Äschen, die für die Arbeit von KNUTTI (2001) Ende Februar im untersten Bereich des Linthkanals mit der Angel gefangen wurden legt nahe, dass einige Tiere deutlich früher laichen als die mit der Laichfischerei im obersten Linthkanal-Abschnitt erfassten Äschen.

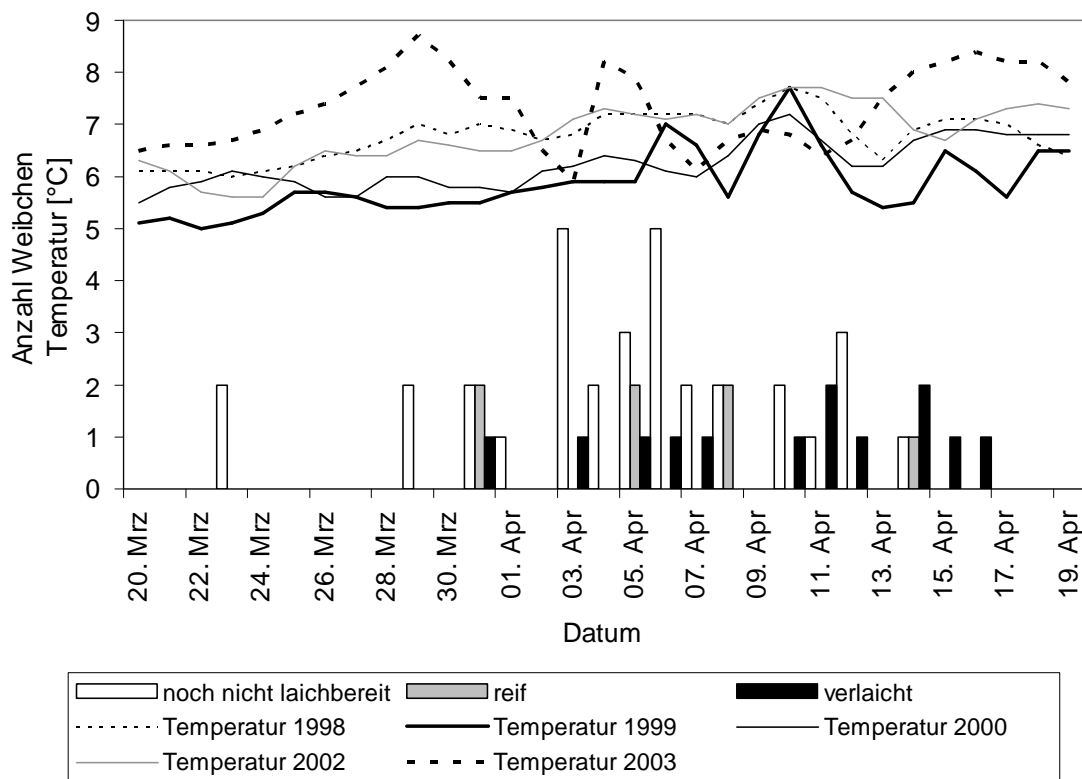


Abb. 4.2.1: Laichreifstatus der adulten Äschenweibchen (n = 53) aus den Laichfischfängen von 1998 bis 2003 in Bezug auf das Fangdatum (alle Jahre gepoolt) sowie die Wassertemperaturkurven der Tagesmittelwerte (ohne 2001, da kein Laichfischfang möglich). „Reif“ bedeutet, dass die Fische beim Fangzeitpunkt zum Ablichten bereit waren, während die „nicht laichbereiten“ am Fangtag noch nicht reif waren (Eier traten bei sanftem Druck auf den Bauch noch nicht aus). „Verlaichte“ Tiere hatten bereits gelaicht.

Fig. 4.2.1: Reproductive status of adult grayling females (n = 53) from spawner catches from 1998 through 2003: Not yet ready to spawn (white), ready to spawn (grey), already spawned (black).

Die mittleren Temperatur-Tageswerte bewegten sich während der Laichzeit in allen fünf Jahren in einem vergleichsweise engen Bereich von 5 bis 8 °C, wobei die Temperaturen im Frühjahr 2003 deutlich höher lagen als in den Vorjahren (Abb. 4.2.1).

4.2.2.2 Laichareale

Obwohl aufgrund der schwierigen Sichtverhältnisse am Linthkanal nur zwei Direktbeobachtungen von laichenden Äschen vorliegen, legt die Zusammenstellung der Resultate aller Erfassungsmethoden zur Laichareal-Bestimmung nahe, dass die Äschen an verschiedenen Stellen entlang des gesamten Linthkanals laichen (Abb. 4.2.2). Auch wenn einzelne Laichgruben nicht direkt lokalisiert werden konnten, kann aufgrund der Gewässermorphologie gesagt werden, dass die Linthkanal-Äschen im Allgemeinen in deutlich grösseren Wassertiefen (> 1 m) laichen als dies bei den meisten anderen untersuchten Populationen der Fall ist (FABRICIUS & GUSTAFSON 1952; GÖNCZI 1989; PAQUET 2002; HÜBNER 2003). Die Situation ist am ehesten mit der stark verbauten Aare bei Thun vergleichbar, wo Äschenlaichplätze bis in eine Tiefe von 2.8 m vorgefunden wurden (EAWAG 2002).

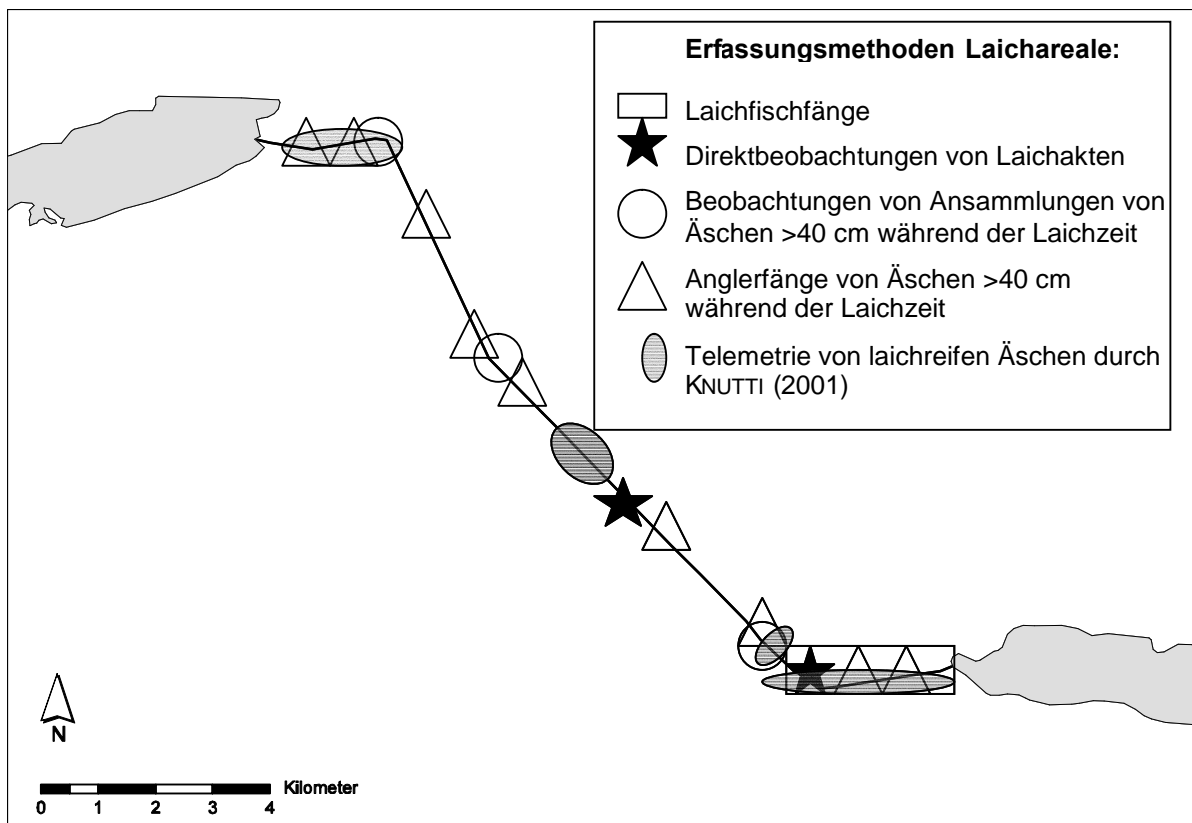


Abb. 4.2.2: Lage von Äschen-Laicharealen mit Angabe der Erfassungsmethoden. Die Angelfänge von Äschen > 40 cm sind nur teilweise dargestellt; ein Symbol kann mehrere Fänge anzeigen.

Fig. 4.2.2: Spawning areas of grayling and the methods used to locate them. Rectangle: Spawner catches by electrofishing. Stars: Direct observations of spawning acts. Circles: Observations of schools of grayling > 40 cm during spawning season. Triangles: Angling catches of grayling > 40 cm during spawning season (bycatch at trout fishing). Hatched ellipses: Telemetry of spawners by KNUTTI (2001).

Weil im Weesener Walenseebecken zur Laichzeit in der Vergangenheit immer wieder adulte Äschen durch einen Berufsfischer mit dem Kiemennetz gefangen und der künstlichen Vermehrung in der Fischbrutanlage Weesen zugeführt wurden (STRAUB 1980; H. Riget, mündl. Mitteilung), beurteilte man dieses als Äschen-Laichgebiet (PLANUNGSAMT KANTON ST. GALLEN 1999). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden Anfang April 2000 im Weesener Seebecken Tauchgänge gemacht. Dabei wurden im Bereich der Netz-Auslegeorte weder Äschen noch geeignetes Laichsubstrat (Seeboden; vorwiegend schlickig-sandig) vorgefunden. Vermutlich

handelt es sich bei den erwähnten Netzfängen um Tiere, welche für das Laichgeschäft aus dem See zum Kanal gelangen wollten.

4.2.2.3 Laichfischfang: Alters- und Längenstruktur

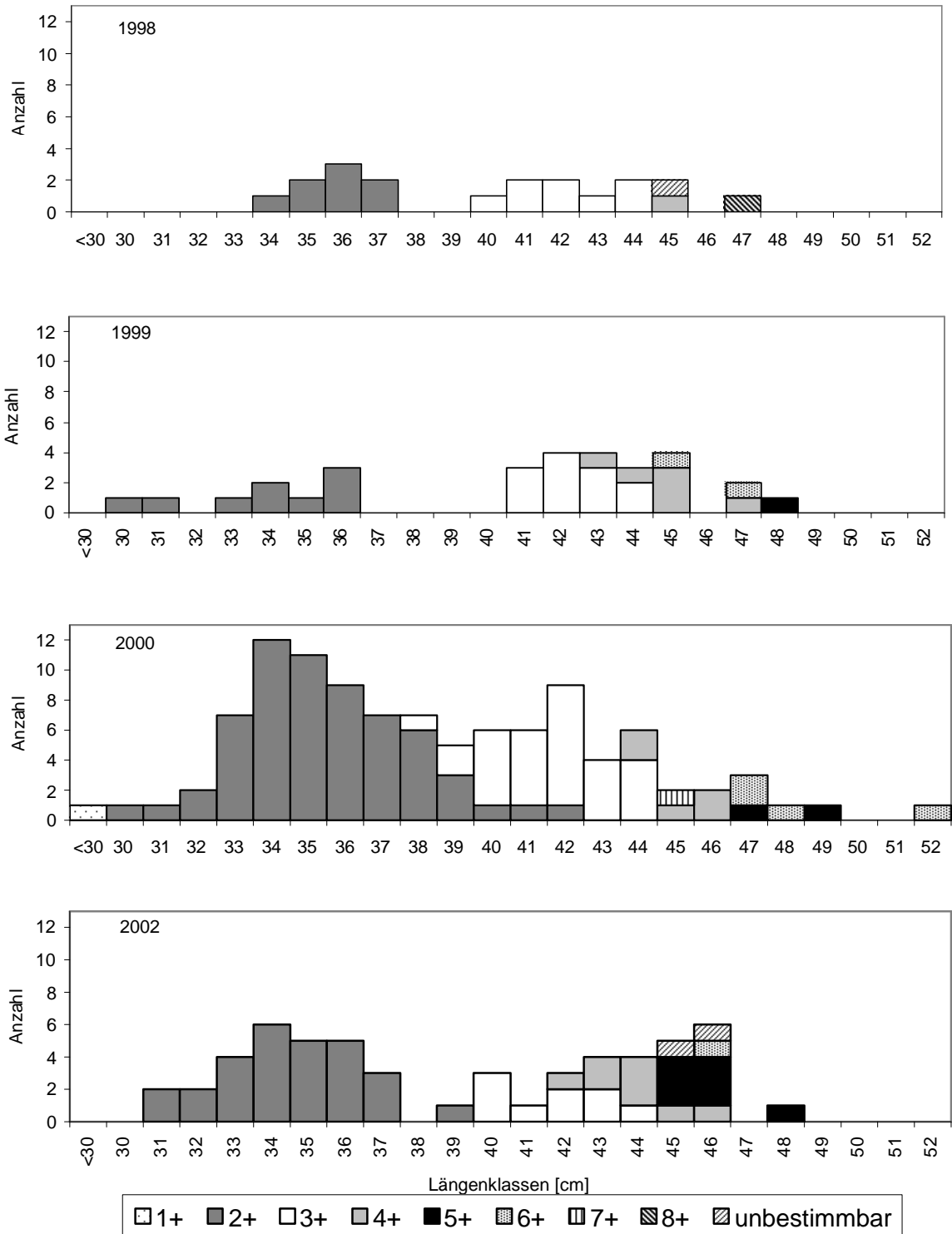


Abb. 4.2.3: Altersstruktur und Längenhistogramme der Laichfischfänge von 1998 bis 2002 (der Laichfang 2001 fiel aus). Die Längenklasse 30 cm umfasst Fische von 30.0-30.9 cm (n = 208).
Fig. 4.2.3: Age composition and length histograms of spawner catches (electrofishing) from 1998 through 2002 (no fishing possible in spring 2001).

Während der Laichfischfänge 1998-2002 (2001 fiel aus) wurden 208 Äschen mit Längen von 19-52 cm Länge im Alter von 1⁺-8⁺ gefangen (Abb 4.2.3). Die jüngsten geschlechtsreifen Männchen und Weibchen waren 2 Jahre alt und 33-42 cm lang, wobei die Mehrheit der 2-jährigen Fische noch juvenil war (Abb. 4.2.4). Pro Jahr waren 4-6 adulte Jahrgänge in den Laichfischfängen vertreten.

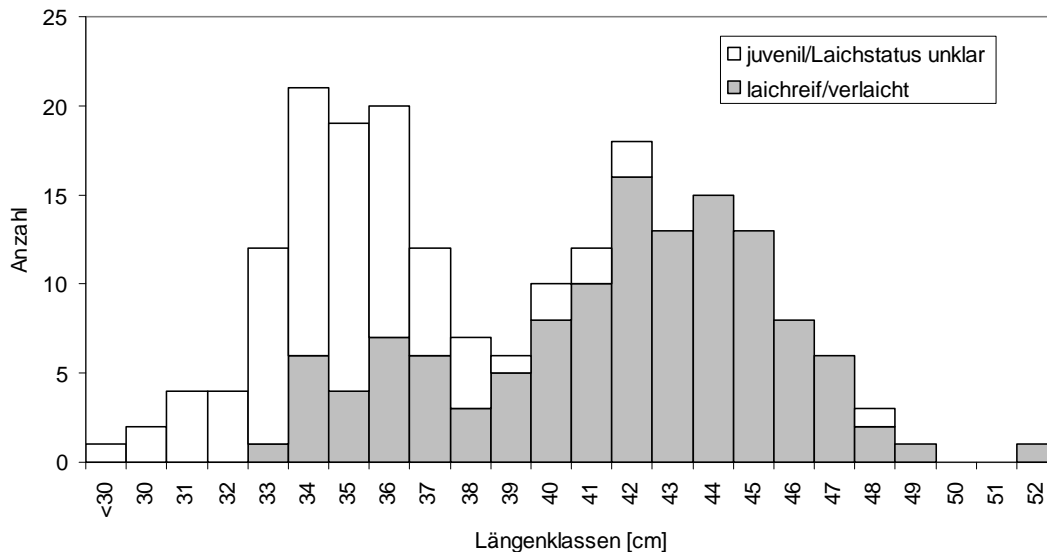


Abb. 4.2.4: Längen und Reifestatus der Laichfischfänge von 1998-2002 (alle Jahre gepoolt; n = 208).
Fig. 4.2.4: Length histogram and reproductive status (bright columns: juvenile/not determinable; dark columns: ready to spawn/already spawned) of the spawner catches 1998-2002.

4.2.2.4 Gibt es tatsächlich Laichmarken auf den Schuppen der Linth-Äschen?

Die kleinsten geschlechtsreifen Äschen waren mehr als 32 cm lang und mindestens 2 Jahre alt bzw. sie standen am Ende des fast vollendeten 2. Lebensjahres (1⁺) (Abb. 4.2.4). Aus diesem Grund dürfte der 1. Annulus nie wie eine sogenannte „Laichmarke“ aussehen, falls es sich wirklich um eine solche handelt. Tatsächlich wurde bei keiner der untersuchten 1⁺-Äschen ein Annulus vom „Laichmarken“-Typ gefunden. Die Laichfischfänge zeigen auch, dass nur ein kleiner Teil der Fische im Alter von 2 Jahren laicht, dass aber mehr oder weniger alle Fische mit 3 Jahren geschlechtsreif sind (Abb. 4.2.4). Folglich sollten bei einigen Fischen die ersten „Laichmarken“ beim 2. und bei der Mehrheit der Fische beim 3. Annulus zu finden sein. Deshalb müssten eigentlich alle Fische, die in der zweiten Hälfte des 4. Lebensjahrs stehen, mindestens eine „Laichmarke“ auf ihren Schuppen aufweisen. Tatsächlich findet sich bei 95 % aller geschlechtsbestimmten Fische ab Alter 3⁺ mindestens eine „Laichmarke“ (Tab. 4.2.2). Die restlichen 5 % könnten später laichen oder aber sterile Fische sein. Die 48 cm lange Äsche in Abb. 4.2.4 war beispielsweise so ein Fisch: sein Geschlecht war trotz seiner Länge äusserlich nicht klar festzustellen - er wurde markiert und wieder freigelassen -, was bei Äschen dieser Grösse wegen des Geschlechtsdimorphismus sonst selbst ausserhalb der Laichzeit sehr einfach ist; auch aufgrund der Form der Geschlechtspapille liess sich keine Geschlechtszuordnung machen, der Fisch war offensichtlich nicht laichreif. Die obigen Befunde sind starke Indizien dafür, dass die „Laichmarken“ tatsächlich als solche anzusehen sind; sie reichen jedoch noch nicht aus, um einen Zusammenhang schlüssig zu beweisen.

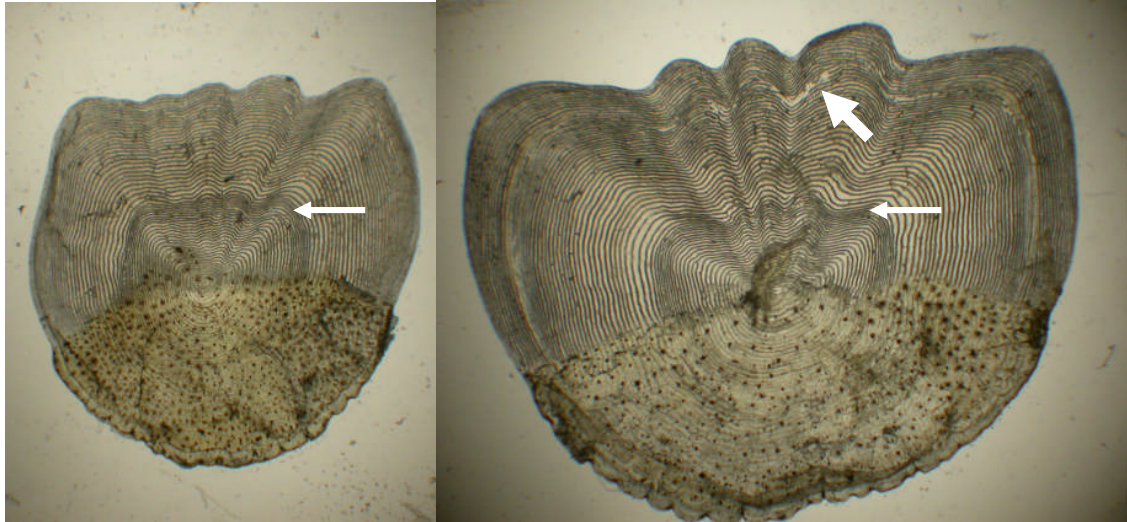


Abb. 4.2.5: Schuppen der zweijährigen laichreifen weiblichen Äsche F 57 (vgl. Tab 4.2.1), gefangen während des Laichfischfangs im April 2000 (links) und 7 Monate später (rechts). Die Annuli sind mit Pfeilen bezeichnet. Der Fisch war im Frühjahr 2000 laichreif und bildete den 2. Annulus als Laichmarke aus (dicker Pfeil, rechtes Bild).

Fig. 4.2.5: Scales of the 2 year old female F 57 (see Tab. 4.2.1), caught during spawning season in april 2000 (left) and 7 months later (right). The annuli are indicated with arrows. The fish was ready to spawn in spring 2000 and the 2nd annulus was formed as "spawning mark" as could be seen 7 months later (thick arrow, right figure).

Da die Bildung der Annuli zeitlich mit der Laichzeit zusammen fällt (vgl. Abb. 4.1.3), wäre ein sicherer Beweis für die Existenz von Laichmarken, wenn bei individuell bekannten Äschen aus dem Laichfischfang der neu entstehende Annulus bei juvenilen Tieren normal ausfiel (analog dem 1. Annulus) und bei laichreifen ein Annulus vom „Laichmarken“-Typ entstünde. Tatsächlich legt die Analyse der Schuppen von markierten und später wiedergefangenen Fischen aus dem Laichfang nahe, dass die vermuteten „Laichmarken“ tatsächlich solche sein müssen, bzw. dass es kaum eine näher liegende Erklärung für die Bildung dieser besonderen Annuli geben kann als die Teilnahme am Laichgeschäft (Tab. 4.2.1): Von den beiden im Laichfischfang gefangenen juvenilen 1⁺-Fischen F 50 und F 78 wies später keiner eine Laichmarke beim 2. Annulus auf, während das geschlechtsreife 1⁺-Weibchen F 57 rund 7 Monate später eine Laichmarke als 2. Annulus aufwies (Abb. 4.2.5). Die übrigen 7 Rückfänge können die Laichmarken-Hypothese selbständig nicht beweisen, weil sie erstmals Ende des 3. Lebensjahrs gefangen wurden und keine Direktbeobachtung über den Laichstatus im Alter von 2 Jahren vorliegt. Doch die Ausprägung ihrer Annuli (der 3. Annulus war vom Laichmarken-Typ) passt exakt ins Schema der Laichmarken-Hypothese. Trotz der kleinen Datenmenge scheint damit erstmals festzustehen, dass bei Äschen tatsächlich Laichmarken gebildet werden können. Ob dies nur spezifisch auf die untersuchte Population zutrifft oder auch auf andere, bleibt offen. Bei älteren Fischen (>3+), die am Laichgeschäft teilnehmen, scheint sich die Bildung des Annulus bzw. der Laichmarke bis in den Mai hinzuziehen, da zu diesem Zeitpunkt weder ein neuer normaler Annulus noch eine neue Laichmarke vorhanden ist (Fisch F 87, Tab. 4.2.1).

Tab. 4.2.1: Während des Laichfischfangs individuell markierte und später wiedergefangene Äschen: Anzahl der „Laichmarken“ auf den Schuppen beim Laichfischfang sowie beim späteren Wiederaufang. Der Fisch mit der Nr. F 60 wurde zweimal wieder gefangen. Zum besseren Verständnis wurde der Alterswechsel („Geburtstag“) vom 1. Januar auf den 1. Mai verschoben.

Tab. 4.2.1: During reproductive catches marked and later recaptured grayling showing the number of spawning marks („Laichmarke“) on their scales at first capture and at recapture. The formal change of age according to HILE (1950) was shifted from January 1st to May 1st for better understanding.

Marken Nr.	Alter	Sex	Fangdatum	geschlechts-reif?	Annulus-Nr. mit "Laichmarke"	Wiederaufang-datum	Alter	Annulus-Nr. mit "Laichmarke"
F 52	2+	m	04.04.2000	ja	2	21.10.2000	3+	2,3
F 50	1+	w	04.04.2000	nein	-	26.05.2001	3+	3
F 75	2+	w	11.04.2000	ja	-	30.10.2000	3+	3
F 57	1+	w	04.04.2000	ja	-	31.10.2000	2+	2
F 77	2+	w	11.04.2000	ja	-	31.12.2000	3+	3
F 78	1+	w	11.04.2000	nein	-	29.12.2000	2+	-
F 86	2+	w	11.04.2000	ja	-	29.12.2000	3+	3
F 87	3+	m	11.04.2000	ja	3	09.05.2001	4+	3
F 60	2+	m	04.04.2000	ja	-	09.04.2002	4+	3,4
F 60	2+	m	04.04.2000	ja	-	11.04.2003	5+	3,4,5

4.2.2.5 Eintritt in die Geschlechtsreife

Unter Vorbehalt der beschränkten Datenbasis zum Vorhandensein von Laichmarken lässt sich anhand ihres Vorkommens auf den Schuppen der Eintritt in die Geschlechtsreife für jeden einzelnen Fisch bestimmen. Zwar ist der Anteil an 2-jährigen Erstlaichern zwischen den Geschlechtern unterschiedlich, jedoch nicht signifikant (χ^2 -Test; $p = 0.114$): Nur bei 8 % der Weibchen, jedoch bei 18 % der untersuchten Männchen ist der 2. Annulus als Laichmarke ausgebildet. Schliesst man auch die Schuppenanalyse der nicht geschlechtsbestimmten Tiere mit ein, reproduzierten sich nur 14 % aller untersuchten Tiere erstmals mit 2 Jahren. Die übrigen Fische scheinen mit 3 Jahren geschlechtsreif zu werden, da (mit 3 Ausnahmen) auf den Schuppen aller Fische, die im 4. Lebensjahr stehen, mindestens eine Laichmarke vorhanden ist (Tab. 4.2.2). Der Anteil an zweijährigen Erstlaichern dürfte jedoch von Jahr zu Jahr variieren; aufgrund der beschränkten Datenmenge wurden die Daten aller Jahre gepoolt; jährliche Schwankungen des Anteils von zweijährigen Laichtieren sind so nicht festzustellen. Diese können jedoch erheblich sein: HERTIG (2002b) beschreibt für den Hochrhein je nach Laichsaison zwischen 0-90 % laichreife 2-jährige Äschenweibchen. Mit Ausnahme eines einzigen Fisches fanden sich bei allen Mehrfachlaichern neben der ersten Laichmarke auch bei allen darauffolgenden Annuli Laichmarken. Daraus ist zu folgern, dass die Linthkanal-Äschen nach Erreichen der Geschlechtsreife in jedem weiteren Jahr laichen und somit iteropar sind. Dieser Befund aufgrund der Schuppenanalyse wird durch Angaben von Anglern und durch eigene Beobachtungen gestützt: Bei Äschen ab 40 cm Länge, die während der herbstlichen Angelfischerei gefangen werden, sind bei beiden Geschlechtern stets reife Gonaden (Entwicklungsgrade 3-5 nach MAIER zit. in RIPPmann 1987a) vorhanden.

Tab. 4.2.2: Vorhandensein („ja“) oder Absenz („nein“) von Laichmarken auf den Schuppen von Linthkanal-Äschen getrennt nach Fangalter (1⁺, 2⁺, 3⁺, ...) und Geschlecht. Für diese Auswertung wurde der „Standard-Geburtstag“ der Fische vom 1. Januar auf den 1. Mai zurückverlegt, um die Vergleichbarkeit zwischen den herbstlichen Angel- und Laichfischfängen im folgenden Frühjahr zu erleichtern.

Tab. 4.2.2: Presence („ja“ = yes) or absence („nein“ = no) of spawning marks on the scales of River Linthkanal grayling sorted according to age at sampling and sex. For better understanding and comparability between fall and spring catches the formal “birthday” was shifted from January 1st to May 1st (Laichfang = spawner catches; Herbstfang = fall catches).

Fangalter/Age mind. 1 Laichmarke vorhanden	1 +		2 +		3 +		4 +		5 +		6 +		Summe
	ja	nein	ja	nein	ja	nein	ja	nein	ja	nein	ja	nein	
♀♀ Herbstfang	0	8	3	31	13		6	1	1				63
♀♀ Laichfang	0	33	1	16	3		3		2				58
Summe	0	41	4	47	16		9	1	3				121
Anteil Fische mit Laichmarken	0.00		0.08		1.00		0.90		1.00				
♂♂ Herbstfang	0	9	6	30	9	2	7		2		3		68
♂♂ Laichfang	0	33	6	25	16	1	10		5				96
Summe	0	42	12	55	25	3	17		7		3		164
Anteil Fische mit Laichmarken	0.00		0.18		0.89		1.00		1.00		1.00		
Sex unbekannt Herbstfang	0	85	1	1									87
Sex unbekannt Laichfang	0	47		2	1				1		1		52
Summe	0	132	1	3	1				1		1		139
Anteil Fische mit Laichmarken	0		0.3		1.00				1.00		1.00		
Alle Fische	0	215	17	105	42	3	26	1	11	0	4	0	424
Anteil Fische mit Laichmarken	0.00		0.14		0.93		0.96		1.00		1.00		

4.2.2.6 Fekundität

Die Fekundität wurde an 27 Weibchen aus dem Angelfang untersucht. Aus Abb. 4.2.5 ist ersichtlich, dass die absolute Fekundität (Eizahl pro Weibchen) mit zunehmender Körperlänge ansteigt.

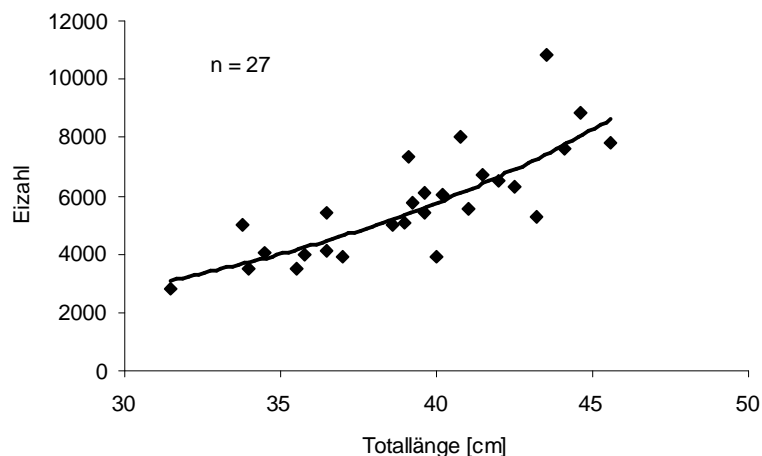


Abb. 4.2.5: Beziehung von Eianzahl und totaler Körperlänge von Äschenweibchen. Die Linie bezeichnet die exponentielle Regressionskurve.

Fig. 4.2.5: Relation of egg number vs. total length of females and the exponential regression.

Demgegenüber streut die relative Eizahl (Eier pro kg Körpergewicht) stark zwischen den einzelnen Fischen (Abb. 4.2.6). Die tendenzielle Abnahme der relativen Fekundität mit zunehmender Körperlänge ist nicht signifikant (ANOVA; $p = 0.406$).

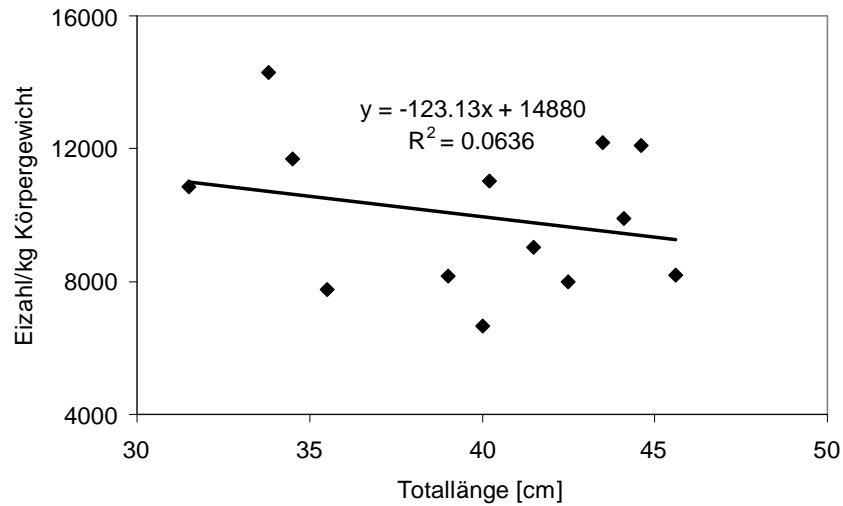


Abb. 4.2.6: Beziehung von relativer Fekundität (Eianzahl/kg Körpergewicht) und der totalen Körperlänge. Die Linie bezeichnet die lineare Regressionsgerade. Die Datenmenge ($n = 13$) ist kleiner als in Abb. 4.2.5 weil das Totalgewicht für einige Weibchen nicht verfügbar war (Fische bereits ausgenommen, nur noch Gonaden vorhanden bzw. keine verlässliche Gewichtsangabe durch abgebenden Angler).

Fig. 4.2.6: Relation of the relative fecundity vs. the total length of 13 females.

4.2.3 Diskussion

4.2.3.1 Laichzeit

Trotz beschränkter Datenmenge zur Dauer der Laichperiode zeigt sich, dass das Laichgeschehen am oberen Linthkanal relativ konstant von Ende März bis Mitte April stattfindet. Im Gegensatz zu Orbe oder Lahn (D), wo PAQUET (2002) und HÜBNER (2003) zur Laichzeit Wassertemperaturschwankungen von bis zu ± 6 °C vorfanden, sind die entsprechenden Temperaturamplituden am Linthkanal mit maximal 3°C deutlich geringer. Die Temperaturverhältnisse sind durch die puffernde Wirkung des Walensees, welcher kaum je unter 5°C abkühlt, so konstant, dass die Laichzeit offenbar jedes Jahr in denselben Zeitraum fällt. Interessanterweise stellten PAQUET (2002) und HÜBNER (2003) erst ab 7 resp. 8 °C den Beginn von Laichaktivitäten fest. Während FABRICIUS & GUSTAFSON (1955) bei schwedischen Äschen Laichaktivität ab einer Temperatur von 6 °C mit einem Peak bei 11 °C beobachteten, gibt DUJMIC (1997) in seiner Literaturübersicht 4-7 °C als initialer Temperaturbereich für Laichaktivitäten an, was jenem des Linthkanals weitgehend entspricht. Denn im Linthkanal erreicht die Wassertemperatur während der Laichzeit in gewissen Jahren kaum oder nur knapp Werte von 7-8 °C; die initiale Temperatur für das Ablachen – sofern bei den Linthkanal-Äschen die Temperatur der Auslöser für den Laichvorgang ist – liegt bei der hier untersuchten Population aufgrund der Temperaturkurve (Abb. 4.2.1) deutlich tiefer als die oben beschriebenen, auch wenn sie mit den vorliegenden Daten nicht exakt ermittelt werden kann. Der Kantonale Fischereiaufseher des Kantons Schaffhausen beobachtet am Hochrhein ein Laichgeschehen, das sich jedes Jahr ebenfalls mehr oder weniger in denselben Wochen abspielt (J. Walter, mündl. Mitteilung). Der den Bodensee-Untersee verlassende Hochrhein hat wie der Linthkanal ein See-gedämpftes Temperaturregime, das zur Laichzeit ebenfalls keine grossen Temperaturschwankungen aufweist.

Aus reproduktionsbiologischer Sicht ist die Äschen-Schonzeit vom 1. Januar bis zum 30. April zeitlich gut bemessen. HERTIG (2002a) weist darauf hin, dass eine Verlängerung der Fangsaison bis zum 31. Januar zum Schutze der Äschen vor Kormoran-Prädation Sinn machen könnte: Die Präsenz von Angelfischern am Wasser wirkt gegen Kormoraneinflüge abschreckend; zugleich würden stärkere Einflüge besser registriert und könnten an die Fischerei-/Jagdaufsicht weiter gemeldet werden. Der Linthkanal war besonders Mitte der 1980er-Jahre von starken Kormoraneinflügen betroffen, was sich in einem zwischenzeitlichen Bestandes- und Fangeinbruch niederschlug (STAUB *et al.* 1992, 1998; HERTIG 2002a; vgl. Abb. 3.9). Das Gewässer ist gemäss dem Kormoran-Synthesebericht ein so genanntes Kormoran-Eingriffsgebiet, in welchem Kormorane zum Schutze der Fischbestände geschossen werden dürfen (BUWAL 1995). Die vorgeschlagene Verkürzung der Äschen-Schonzeit um den Monat Januar wäre aufgrund der vorliegenden Resultate vertretbar.

4.2.3.2 Laichareale

Die Resultate belegen Laichaktivitäten entlang des gesamten Kanals. Obwohl der Geschiebetrieb im Linthkanal weitgehend unterbunden ist, scheint demnach stellenweise entlang des gesamten Gewässers geeignetes Laichsubstrat vorhanden zu sein. Eine mögliche Erklärung dafür könnte der nachgewiesene Grundwasseraufstoss an Stellen sein, wo das ehemalige Linthbett den heutigen

Kanal unterquert (P. Hardegger und H. Keller, mündl. Mitteilung). Die an solchen Stellen gut mit sauerstoffreichem Frischwasser durchflutete Sohle scheint eine erfolgreiche Embryonalentwicklung trotz fehlender regelmässiger Geschiebeumlagerung zu erlauben. Auch das grosse Äschenlaichgebiet in der Aare beim Thunersee-Ausfluss hat keinen Geschiebetrieb und trotzdem funktioniert die Naturverlaichung gut (EAWAG 2002). Diese Gewässer sind als Ausnahmen anzusehen, da ein funktionierender Geschiebetrieb mit einer regelmässigen Substratumlagerung an sich für eine erfolgreiche Äschen-Naturverlaichung vital ist (GÖNCZI 1989; GUTHRUF 1996; HÜBNER 2003).

Weil aus dem Kies emergierende Äschenlarven auf langsam fliessende und seichte Uferzonen angewiesen sind (BARDONNET *et al.* 1991; SEMPEski & GAUDIN 1995a,b,d; GUTHRUF 1996; SAGNES *et al.* 1997, 2000; SEMPEski *et al.* 1998; GAUDIN & SEMPEski 2001), wäre es wichtig, dass nahe der Laichplätze, also entlang des gesamten Kanals, entsprechende Habitate vorhanden sind. Finden die Larven keine solchen vor, werden sie weit verdriftet und gelangen möglicherweise in den Obersee. Dort herrschen suboptimale Lebensbedingungen, denn selbst bei den in Zuflüssen laichenden See-Populationen wandern die Larven erst nach Ende der Larvalzeit in die Seen ab (KRISTIANSEN & DØVING 1996; HAUGEN 2000a). In Kapitel 4.3 wird die Notwendigkeit grossräumiger Uferrevitalisierungen ausführlich diskutiert. Die für die Linthkanal-Äschenpopulation in KIRCHHOFER *et al.* (2002) als Kernzone beschriebene Strecke von Weesen bis Ziegelbrücke kann aufgrund der vorliegenden Resultate allenfalls bezüglich der dort etwas variablen Gewässermorphologie als Kernzone bezeichnet werden, nicht jedoch bezüglich der Laichareale. Bisher wusste man sehr wenig über die örtliche Reproduktionsaktivität der Äschen im Linthkanal, weshalb sich die Kenntnisse auf die Laichfangstrecke beschränkten. Auch die nun vorliegenden Laichareal-Daten sind aufgrund der methodischen Probleme noch sehr lückenhaft, sie ergeben jedoch trotzdem wichtige neue Erkenntnisse.

4.2.3.3 Längen- und Alterszusammensetzung der Laichfische

Dass ein Teil der Linthkanal-Äschen bereits mit 2 Jahren laicht und damit vergleichsweise jung geschlechtsreif wird, hat vermutlich mit dem schnellen Längenwachstum der Population zu tun. Bei HAUGEN & RYGG (1994, 1996) war sowohl für die Äschen als auch für die Forellen des Aursjøen-Sees (N) die Länge gefolgt vom Alter der bestimmende Faktor für die erstmalige Geschlechtsreife. RIPPmann (1987a) und JONSSON (1985) stellten bei Forellen (*Salmo trutta*) fest, dass ein beschleunigtes Wachstum zu einer früheren Geschlechtsreife führt. Auch ein Vergleich von verschiedenen Äschenpopulationen legt nahe, dass die erste Reife unabhängig vom Alter um Längen von 30 cm (Bereich 27-35 cm) einzutreten scheint (Tab. 4.2.3), wie dies auch NIKOLSKII (1969) postulierte. Dies gilt vermutlich nicht für extrem langsam wachsende Populationen wie beispielsweise jene polnischen, die WITKOWSKI & KOWALEWSKI (1988) untersuchten, bei welchen die kleinsten Erstlaicher nur 22-24 cm lang waren (Tab 4.2.3). Für solche Populationen kommt möglicherweise als auslösender Mechanismus das Erreichen eines gewissen Schwellenwerts des Konditionsfaktors in Frage (ROWE & THORPE 1990; BOHLIN *et al.* 1994). Obwohl das Längenwachstum in Linthkanal und Berner Aare fast identisch ist, konnten im Linthkanal keine erstlaichenden Äschen unter 33 cm festgestellt werden; wogegen GUTHRUF (1996) in der Aare zahlreiche reifende Fische beider Geschlechter zwischen 27 und 33 cm vorfand. Eine Erklärung für den Unterschied könnte einerseits das zeitliche Sampling sein: Er analysierte Sportfischerfänge im

Herbst/Winter, wogegen die verglichenen Linthkanal-Daten aus der Laichzeit (Frühjahr) stammen. Ein Teil der untersuchten 1⁺-Fische Guthrufs wäre bis in ihre erste Laichzeit mit grosser Wahrscheinlichkeit noch in den Bereich von 30 cm und mehr gewachsen, womit der Unterschied zwischen den Populationen effektiv bedeutend geringer sein dürfte. Andererseits könnte der starke Befischungsdruck in der Aare auch einen Selektionsdruck ausüben, welcher eine Reifung bei geringerer Körperlänge (unterhalb des Schonmasses) fördert.

Tab. 4.2.3: Vergleich verschiedener europäischer Äschenpopulationen bezüglich des Minimalalters der Geschlechtsreife, der Minimallänge bei Erreichen der Geschlechtsreife und dem Anteil an Erstlaichern in ihrer Kohorte.

Tab. 4.2.3: Comparison of minimum age at maturity, minimum length at maturity and percentage of spawners of minimum age at maturity in their cohort in different grayling populations.

Arbeit	Gewässer	Minimalalter der Erstlaicher	Erstlaicher mit Minimalalter [%]	kleinste Erstlaicher [cm]
Vorliegende Arbeit	Linthkanal (CH)	2	18*/8**	33
GUTHRUF (1996)	Aare (CH)	2	10-60	27
HERTIG (2002b)	Hochrhein (CH)	2	0-90**	30
PERSAT (1976)	Ain (F)	2	(60*/25**)	30
KRISTIANSEN & DOVING (1996)	Lake Mjøsa-Zuflüsse (N)	2*/3**	10*/36** ¹⁾	
PAQUET (2002)	Orbe (CH)	3		
GUTHRUF (1996)	Belper Giesse (CH)	3		28
LITSCHAUER (1987)	Kamp (A)	3	100	
HAUGEN & RYGG (1994,1996)	Lake Aursjøen (N)	5*/6**		29*/31** ²⁾
WITKOWSKI & KOWALEWSKI (1988)	Dunajec-Zuflüsse (PL)	2*/2**		22-24

* Männchen

** Weibchen

¹⁾ Aus Grafik entnommen

²⁾ Originaldaten in FL, umgerechnet in TL nach GUTHRUF (1996).

In den untersuchten Laichsaisons (1998-2002) nahmen mindestens 4-6 Jahrgänge mit Längen von 33-52 cm am Laichgeschäft teil. „Mindestens“ deshalb, weil der Datenumfang (n = 208) beschränkt ist und der Laichfischfang nur auf den obersten 3 km stattfand. Eine höhere Anzahl Jahrgänge und Längensklassen ist unter Einbezug der nicht erfassten Laichtiere in den restlichen Kanalabschnitten wahrscheinlich. Die in den Laichfischfängen vorgefundene Längen- und Altersverteilung sind ein starker Hinweis darauf, dass der Befischungsdruck durch die Angelfischerei moderat ist. Denn eine sehr starke Befischung würde keinen so hohen Anteil an Laichtieren von $\geq 3^+$ erlauben, wie er im Linthkanal vorgefunden wird, obwohl ein Teil der Tiere bereits mit 1⁺ und alle übrigen mit 2⁺ das Fangmindestmass von 32 cm überschreiten (PERSAT 1976; GUTHRUF 1996). Dieses ist aus reproduktionsbiologischer Sicht viel zu tief angesetzt, da keine Linthkanal-Äsche vor Erreichen dieser Länge geschlechtsreif wird; der kleinste laichreife Fisch mass 33 cm. Um alle Erstlaicher (2- und 3-jährige) zu schützen, müsste das Fangmindestmass bei wenigstens 40 cm festgelegt werden. Die Festlegung von Schonvorschriften werden in Kapitel 4.4.3.3 ausführlich diskutiert.

4.2.3.4 Auftreten von Laichmarken und Laichhäufigkeit

Die Interpretation der auf Äschenschuppen nie vor dem 2. oder 3. Annulus zu beobachtenden besonderen Annuli mit „verschmolzenen“ Zuwachsringen gab in verschiedenen Arbeiten zu Spekulationen und Hypothesen Anlass. HUTTON (1923, zit. in HELLAWELL 1969) fand solche „abgenutzten“ Annuli und hielt sie für Laichmarken, war jedoch nicht sicher, ob sie es tatsächlich waren. GERRISH (1938, zit. in HELLAWELL 1969) war offenbar überzeugt, Laichmarken nachgewiesen zu haben. LITSCHAUER (1987) wiederum fand auf den Schuppen der Kamp-Äschen gut sichtbare „Laichbänder“, ohne jedoch näher darauf einzugehen. Die wenigen Bilder seiner Schuppen zeigen, dass die Laichmarken ab dem 3. Jahr auftreten, also genau zum Zeitpunkt der ersten Reife der Kamp-Äschen. Das Problem dieser Autoren war, dass sie von individuellen Fischen keine Schuppenproben vor und nach der ersten Reife besaßen, welche die Frage hätten eindeutig beantworten können. Für die Äschenpopulation des Linthkanals ist die entsprechende Probenzahl zugegebenermassen sehr beschränkt. Doch die Indizienlage scheint ziemlich eindeutig und kann eigentlich als Beweis für die Existenz von Laichmarken bei den Linth-Äschen gelten. Die damit mögliche retrospektive Analyse der „life history“ von einzelnen Fischen, die Feststellung der individuellen Geschlechtsreife ist neu. Ohne diese Laichmarken wären die Anteile von 2-jährigen Erstlaichern nicht eruiert gewesen.

Abgesehen vom Nachweis mittels Laichmarken steht aufgrund der im Herbst bei allen Äschen ab 40 cm Länge vorhandenen reifenden Gonaden sowie der Reife aller Laichfische ab Alter 3⁺ ausser Zweifel, dass die Linth-Äschen nach Erreichen der Geschlechtsreife in jedem nachfolgenden Jahr laichen. Obwohl DUJMIC (1997) für seine Literaturstudie keine Angaben zur Laichhäufigkeit fand, gibt es in mehreren Arbeiten Hinweise darauf, dass Äschen auch in anderen Gewässern nach dem Erreichen der Geschlechtsreife in jedem folgenden Jahr laichen: Nach SØMME (1935, zit. in NORTHCOTE 1995) nahmen in einer norwegischen Äschenpopulation fast alle Tiere nach Erreichen der Geschlechtsreife jedes Jahr am Laichgeschäft teil und gemäss BALON (1962) laichten die Äschen im slowakischen Fluss Hnilec in bis zu vier aufeinander folgenden Jahren. KRISTIANSEN & DØVING (1996) fanden im Mjøsa-See (N) ab dem Alter 4⁺ keine juvenilen Fische mehr und schlossen daraus, dass die dortigen Äschen repetitiv in jedem folgenden Jahr laichen. Vermutlich fördern gute Umweltbedingungen (Nahrung, Temperatur) ein ununterbrochenes Laichen in aufeinander folgenden Jahren; ein Aussetzen/Überspringen von Laichsaisons wäre vor allem dann vorstellbar, wenn sehr harsche Umweltbedingungen herrschen. Solche als „Überspringer“-Phänomen bekannte Mechanismen wurden bei gewissen Forellen- (*Salmo trutta*) und Saiblingpopulationen (*Salvelinus* sp.) festgestellt, die nicht in jedem aufeinander folgenden Jahr laichten (HUTCHINGS 1994; FRIEDL 1996; DUTIL 1997) oder bei denen nur ein kleiner Teil der Population überhaupt mehrmals ablaicht (BÜTTIKER 1986; BOUILLE 2003). Dies scheint zumindest bei den Linthkanal-Äschen nicht die Regel zu sein. Falls solche Überspringer-Mechanismen bei Europäischen Äschen überhaupt vorkommen, wären sie allenfalls bei nordskandinavischen Populationen zu suchen, welche unter besonders harten Umweltbedingungen leben und aufgrund knapper Energieressourcen nicht jedes Jahr Laichprodukte anlegen können.

4.3 Larvalphase

4.3.1 Material und Methoden

4.3.1.1 Zeitliche Ausdehnung der Larvalzeit

Die Larvalphase beginnt nach BALON (1975) mit dem Übergang von der endogenen Ernährung aus dem Dottersack zur exogenen Futteraufnahme, welche in den ruhig strömenden Flachwasserzonen stattfindet. Der Beginn der Larvalphase fällt somit mit der Emergenz aus dem Kiesbett und dem Auftauchen der Larven in den Flachwasserzonen der Ufer zusammen. Der Beginn der Larvalphase am Linthkanal wurde anlässlich von Uferbegehungen während vier Feldsaisons (1999-2002) durch Beobachtung des erstmaligen Auftretens von Larven in den seichten Uferzonen bestimmt. Nach Möglichkeit wurde der Kanal ab dem 20. April bis zum Auffinden der ersten Larven an verschiedenen Stellen des gesamten Kanals täglich begangen. Durch die Beobachtung des Verschwindens von Larven mit Dottersackresten wurde versucht, die Emergenz der letzten Larven approximativ zu bestimmen. Das Ende der Larvalzeit fällt mit dem Ende der Larvalphase der letztgeschlüpften Brütlinge zusammen. Während der Beginn der Larvalzeit recht exakt bestimmt werden kann, ist deren Ende im freien Gewässer nur sehr ungenau zu ermitteln.

4.3.1.2 Wachstum der Larven

Drei Mal im Verlaufe der Larvalzeit der Jahre 1999 bis 2001 wurde anhand der Längenverteilung von gefangenen Äschenlarven das Längenwachstum dokumentiert: Ende April, Mitte und Ende Mai. Die Fischchen wurden mittels eines Aquarienschers (Maschenweite 1 mm) gefangen, mit Penoxyethanol euthanasiert und sofort auf den nächsten Millimeter genau gemessen.

4.3.1.3 Habitatnutzung

• Angebot und Nutzung

Beim Standort LC 18 linksufrig (flussaufwärts der Brücke Schänis-Bilten, Abb. 4.3.1) wurden Angebot und Nutzung kleinräumig kartiert. Es handelt sich dabei um einen typischen Linthkanalabschnitt mit einem Trapezprofil; der Kanalfuss ist mit einer Steinpackung gesichert, die Kanalwand besteht aus einem Blocksatz, dessen Krone aber sehr locker und aufgebrochen ist. Das anschliessende Dammvorland ist grasbewachsen; es wachsen einzelne Schilfhalme entlang des Blocksatzes. An dieser Stelle finden sich nur dann ausgedehnte Larvenhabitats, wenn das Wasser den Blocksatz überflutet und ins Dammvorland tritt, wie im Verlaufe der Feldarbeiten festgestellt wurde. Auf dieser Linthkanal-typischen Uferstrecke wurde ein Messnetz von 10 m Länge nach GUTHRUF (1996) installiert, dessen Breite mit der Ausdehnung der Flachwasserzone resp. mit der Überflutung des Dammvorlandes zwischen 6 und 1 m schwankte. Die Grundlinie (Mess-Schnur) des Messnetzes wurde den Wasserstandsschwankungen ebenfalls angepasst (Abb. 4.3.2)



Abb. 4.3.1: Typischer Linthkanal-Uferabschnitt bei LC 18 linksufrig; hier erfolgte ein Teil der Kartierungen von Angebot und Benützung des Lebensraums durch Äschenlarven (im Bild ein Abfluss von ca. $110 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Optimale Larvenhabitate sind nur vorhanden, wenn das Wasser über die Ufer ins Dammvorland tritt. Rechts die Grundlinie des Messnetzes zur Erfassung von Angebot und Benützung.
Fig. 4.3.1: Typical River Linthkanal reach at a water discharge of ca. $110 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ where the small-scale habitat use by grayling larvae was measured. At the right the baseline of the virtual measuring net can be seen (see also below). Optimum habitat conditions for larvae only exist when the water level is leaving the channel bed and flooding the grass as can be seen in this picture.

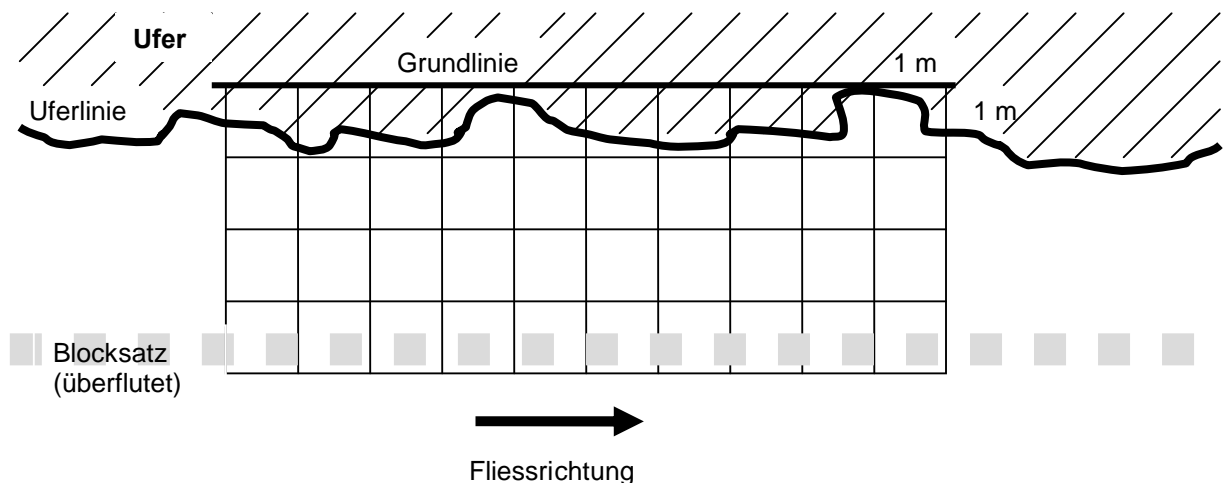


Abb. 4.3.2: Virtuelles Messnetz nach GUTHRUF (1996) zur Erhebung von Angebot und Nutzung des Lebensraums durch Äschenlarven. Das Angebot wurde in den Knoten des Messnetzes erhoben.
Fig. 4.3.2: Virtual net according GUTHRUF (1996) for measuring the habitat use by grayling larvae along the shoreline.

Die Habitatbenutzung wurde folgendermassen erfasst: An allen Stellen, an welchen Äschenlarven im Messnetz vorkamen, wurden die folgenden Parameter gemessen:

- Grösse des Larvenschwarms
- Schwimmtiefe der Larven
- Wassertiefe
- Uferabstand
- Fliessgeschwindigkeit in Schwimmtiefe der Larven
- Fliessgeschwindigkeit über Grund (tiefstmögliche Position des Messkopfs)
- Fliessgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche

Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit erfolgte mit einem MiniWater[®]5 Strömungsmessgerät der Fa. Schiltknecht, Gossau/ZH (CH). Das Angebot wurde an den Knoten des Messnetzes in derselben Weise erhoben.

Methodisch ergaben sich insofern Probleme, als in der 2. Maihälfte 1999 ein Hochwasser jegliche Datenaufnahme verunmöglichte und gegen Ende Mai 2000 auf der Probestrecke LC 18 das Wasser so stark zurückging, dass wegen Fehlen von Larven keine durchgehende Datenaufnahme bis Ende der Larvalzeit möglich war. Im Jahr 2001 verstärkten sich diese Probleme durch noch geringere Abflusswerte und führten dazu, dass das Datenaufnahme-Konzept geändert werden musste: Da unklar war, wo das Wasser während der Larvalphase wie weit absinken und Larvenhabitate zum Verschwinden bringen würde, erfolgte die Datenaufnahme ab 2001 nur noch stichprobenweise an verschiedenen Stellen zwischen Benken und Grynau. Dabei wurde nur noch die Schwarmgrösse, die Wassertiefe sowie die Fliessgeschwindigkeit in Schwimmtiefe und an der Oberfläche erhoben, weil die Uferabstände infolge wechselnder Probestellen (Verschwinden von Habitaten durch sinkendes Wasser) nicht mehr vergleichbar waren.

Die Präferenzen von Äschenlarven für bestimmte Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertiefen wurden mit dem Elektivitätsindex (E) nach IVLEV (1961) berechnet und dargestellt:

$$E = (r-p) / (r+p)$$

r = Anteil einer Ressource, der genutzt wird

p = Anteil dieser Ressource, der in der Umwelt verfügbar ist (Angebot)

• Länge von potentiell nutzbaren Uferstrecken für Äschenlarven

Um aufzuzeigen, wie Kanalmorphologie und Abflussverhältnisse auf das Angebot an Larvenlebensräumen bezüglich der gesamten Uferlänge wirken, wurden „potentiell nutzbaren Uferstrecken“ (PNU) definiert als wenigstens 2 Meter lange Uferstrecken, entlang welcher das Wasser mindestens 20 cm breit höchstens mit einer mittleren Oberflächen-Strömungsgeschwindigkeit von 15 cm s^{-1} fliesst (gemäss Resultaten aus Kapitel 4.3.2.3). Diese sehr einfache, nur drei Messparameter umfassende Definition lässt ein Vorkommen von Larven zu, ist jedoch fern jeglicher optimaler Habitatbedingungen. Sie lässt sich in der Praxis aber vergleichsweise einfach prüfen. Im Feld wurde die gesamte Uferlänge (34 km) bei unterschiedlichen Abflussmengen durch dieselbe Person begangen (Minimierung des Bias). Damit unterschiedlichste Wasserstände kartiert werden konnten, erfolgte die Datenaufnahme teilweise auch

ausserhalb der Larvalzeit. Die PNU wurden dabei mit Ausnahme der 13 Breitenmessungen mehrheitlich von Auge bestimmt. Durch die zahlreichen Strömungsmessungen für Angebots- und Benutzungskartierungen war das Auge für die geeigneten Fliessgeschwindigkeiten geschult. Nur in Zweifelsfällen wurde das Strömungsmessgerät oder das Massband eingesetzt. Eine stetige Messung mit dem Strömungsmessgerät wäre bei der enormen Uferlänge aufwandmässig nicht realisierbar gewesen.

• **Breite von Uferzonen bis 15 cm s^{-1} an 13 ausgewählten Stellen**

An 13 zufällig ausgewählten Stellen entlang des Kanals wurde bei unterschiedlichen Abflusswerten die Breite der ufernahen Strömungszone mit maximal 15 cm s^{-1} Oberflächen-Fliessgeschwindigkeit exakt ermittelt, um die Breitenveränderung der PNU dieser Stellen bei unterschiedlichen Abflusswerten zu dokumentieren. Als Mess-Standorte wurden mit einer Ausnahme sogenannte „LC-Tafeln“ der Linthverwaltung (alte Linth-„Kilometrierung“: ca. alle 300 m eine LC-Tafel) ausgewählt, welche ein genaues Wiederfinden der Mess-Standorte erlaubten.

4.3.1.4 Bestandesschätzung

In allen vier Feldsaisons von 1999 bis 2002 wurde in der ersten Maihälfte der Larvenbestand durch Stichproben entlang des gesamten Kanals semiquantitativ mittels optischer Zählung der Larven erfasst, um einen Anhaltspunkt über den relativen Erfolg der Naturverlaichung in den verschiedenen Jahren zu erhalten. Die Biologie der pelagisch lebenden Äschenlarven erlaubt eine optische Erfassung und somit eine Zählung der Fischchen, da sie sich vor allem in der ersten Hälfte dieses Stadiums schwarmweise in sehr flachem Wasser oder über tieferem Wasser nahe der Oberfläche aufhalten (SCOTT 1985; BARDONNET *et al.* 1991; SEMPESKI & GAUDIN 1995a,b,d,e; GUTHRUF 1996). Die Bestandesschätzungen erfolgten bei sonniger Witterung, damit die Sicht ins Wasser optimal war und die Larven einen Schattenwurf verursachten, was deren Erkennung stark vereinfachte. Es beteiligten sich bis zu 9 einheitlich instruierte Personen an den einzelnen Larvenzählungen; diese waren mit Polarisationsbrillen und Schirmmützen ausgerüstet. Es wurde folgendermassen vorgegangen: Zusammenhängende Abschnitte des gleichen Ufertyps (beispielsweise „naturnahes, flaches Kiesufer“, „Blocksatz“ oder „flaches, überflutetes Dammvorland“) wurden je nach Länge und Larvenhäufigkeit mit einer bis mehreren Zählstrecken zu 20 m Länge beprobt. Um die örtliche Festlegung der Zählstrecken entlang eines Ufertyps nicht willentlich zu beeinflussen, wurde das 20 m-Massband immer auf Höhe einer LC-Tafel, die am zu beprobenden Kanalabschnitt stand, flussaufwärts ausgelegt. Die 20 Meter wurden anschliessend langsam von unten nach oben abgeschritten, wobei für jeden Laufmeter alle gezählten Larven notiert wurden. Für die spätere Hochrechnung wurde die Länge des jeweiligen Ufertyps gemessen und notiert. Je nach Wasserführung und Jahr ergab dies auf den ganzen Kanal zwischen 27 und 40 Zählstrecken zu je 20 m Länge. Zusätzlich wurden die Larven in den maximal 22 Bootshaaben (vgl. Abb. 3.3) gezählt oder geschätzt; eine Schätzung war bei grösseren Schwärmen (ca. >30 Larven) nötig. Bei höherem Wasserstand wurde ein Teil der Haaben überflutet und erhielt Fliesstrecken-Charakter.

Für jeden zusammenhängenden Abschnitt des gleichen Ufertyps wurde anschliessend die durchschnittliche Larvenzahl der Zählstrecken ermittelt und der Larvenbestand der Länge des ganzen Uferabschnitts entsprechend hochgerechnet.

Die Summe der Ergebnisse aller Uferabschnitte und die Addition der Summe der in den Haaben gezählten Larven ergab den geschätzten Larven-Gesamtbestand.

Da bei verschiedenen Zählpersonen individuelle Unterschiede bei der Erfassung zu erwarten sind, wurden in Kontrollversuchen die Abweichungen der gezählten/geschätzten Larvenzahlen zwischen den Zählpersonen ermittelt. Dazu wurden 6 Teststrecken zu 20 m sowie 3 Haaben durch je 2 Zählpersonen (total 6 verschiedene Personen) abgeschritten, welche den Larvenbestand erhoben. Die Abweichungen auf den 20 m-Strecken lagen maximal 3 % und bei den Haaben maximal 5% vom Mittel der jeweils gezählten/geschätzten Larvenanzahl entfernt. Diese Varianz wird als vertretbar angesehen.

4.3.1.5 Nahrung der Äschenlarven

Im Jahr 2000 wurde die Nahrung von 30 Äschenlarven untersucht. Die Beuteorganismen wurden nach Möglichkeit auf Familienniveau bestimmt und nach der Häufigkeit des Auftretens in den Mägen mit Mageninhalt (Frequency of occurrence, FOO) und nach dem prozentualen Anteil an vorgefundenen Beuteindividuen (Percent composition by number, PCN) ausgewertet. Die Trockengewichtsanteile der Beuteorganismen wurden mittels der Trockengewichts-Referenzwerte von WALDMEIER (1996) und HERTIG (1997) bestimmt.

4.3.1.6 Zeitliche Ausführung der Feldarbeiten

Das Larvenwachstum wurde in den Jahren 1999 bis 2001 dokumentiert, die kleinräumige Habitatnutzung (Angebot und Benutzung von Wassertiefen, Strömungen und Uferabständen) ebenfalls von 1999 bis 2001. Die Schätzung der Larvenbestände erfolgte in den vier Feldsaisons von 1999 bis 2002, ebenso die Kartierung der potenziell nutzbaren Uferstrecken PNU (Tab. 4.3.1).

Tab. 4.3.1: Übersicht über die zeitliche Verteilung der Feldarbeiten.

Tab. 4.3.1: Temporal distribution of the field work for the larval stage (from top down: larval growth, small scale habitat use, large scale habitat use, estimation of larval stock size).

Jahr	1999	2000	2001	2002
Larvenwachstum	X	X	X	
kleinräumige Habitatnutzung	X	X	X	
Habitatkartierung (PNU)	X	X	X	X
Schätzung Larvenbestand	X	X	X	X

4.3.2 Resultate

4.3.2.1 Zeitliche Ausdehnung der Larvalphase

Das Auftreten der ersten Larven fand im Vergleich der vier Untersuchungsjahre in einem sehr engen Zeitrahmen statt; die ersten Larven konnten zwischen dem 21. und 26. April beobachtet werden (Tab. 4.3.2). Es kann bei einer gesamten Uferlänge von 34 km allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne früher emergierte Larven zuvor übersehen wurden. Die Emergenz der letzten Larven scheint gegen Ende der dritten Maiwoche abgeschlossen zu sein; die letzten Larven mit Dottersackresten wurden in diesem Zeitraum beobachtet respektive gefangen. Es lässt sich jedoch besonders bei dieser Beobachtung nicht ausschliessen, dass auch später noch Larven mit Dottersackresten vorhanden waren.

Tab. 4.3.2: Erste Larven-Sichtung (Beginn Larvalphase) und letzte Beobachtung/letzter Fang von Larven mit Dottersackresten.

Tab. 4.3.2: First and last observation of larvae from 1999 through 2002.

Jahr	Sichtung erster Larven	letzte Dottersacklarven
1999	26. April	*
2000	24. April	19. Mai
2001	24. April	13. Mai
2002	21. April	17. Mai

* Infolge Hochwassers war dieser Termin nicht bestimmbar

4.3.2.2 Wachstum der Larven

Die Längen-Häufigkeitsverteilung von Brütlingen aus den Larvalzeiten 1999 bis 2001 lassen ein deutliches Wachstum von Ende April bis Ende Mai erkennen (Abb. 4.3.4 bis 4.3.6). In allen drei Jahren sind die Larven Ende April nicht länger als 19 mm; die Längenverteilung ist eingipflig; was auf eine gehäufte Emergenz innerhalb von fünf Tagen nach der Erstbeobachtung von Larven hinweist. Mitte Mai ist die Längenverteilung und der Entwicklungsstand der Larven deutlich breiter (Abb. 4.3.3).



Abb. 4.3.3: Mitte Mai waren mehrere Larven-Entwicklungsstadien gleichzeitig vorhanden: Oben eine Larve wenige Tage nach der Emergenz; unten ein Fisch am Übergang zum Juvenilstadium mit fast fertig ausgebildeten Flossen. Die äschentypische Rückenflosse ist bereits gut zu erkennen.

Fig. 4.3.3: Around mid-May several larval stages are present in the canal, indicating that up to this time emergence is taking place.

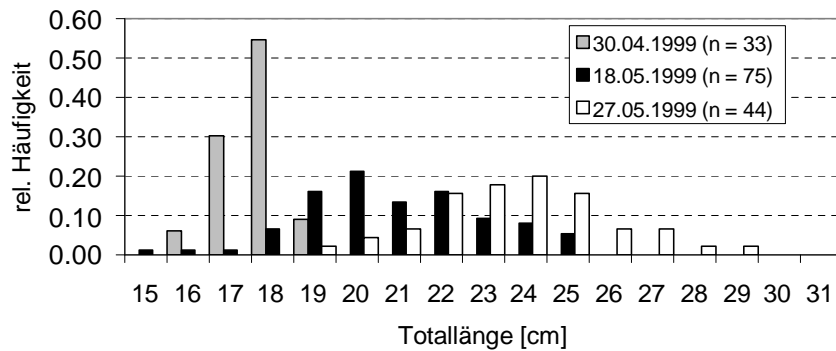


Abb. 4.3.4: Relative Längen-Häufigkeitsverteilung der Äschenlarven 1999.
Fig. 4.3.4: Length distribution of grayling larvae at different dates during season 1999.

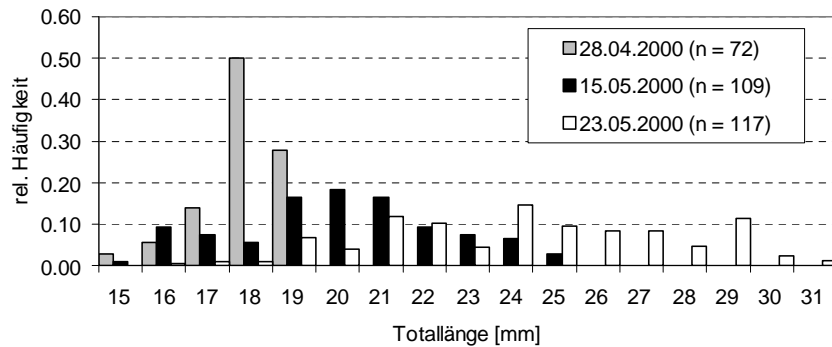


Abb. 4.3.5: Relative Längen-Häufigkeitsverteilung der 0⁺-Äschen in der Larvalzeit 2000. Exemplare von >26 mm waren bereits juvenile Tiere mit typischen Juvenilflecken auf den Flanken.
Fig. 4.3.5: Length distribution of 0⁺ grayling at different dates during season 2000. Fish >26 mm were already in the juvenile stage indicated by the presence of parr marks on their sides.

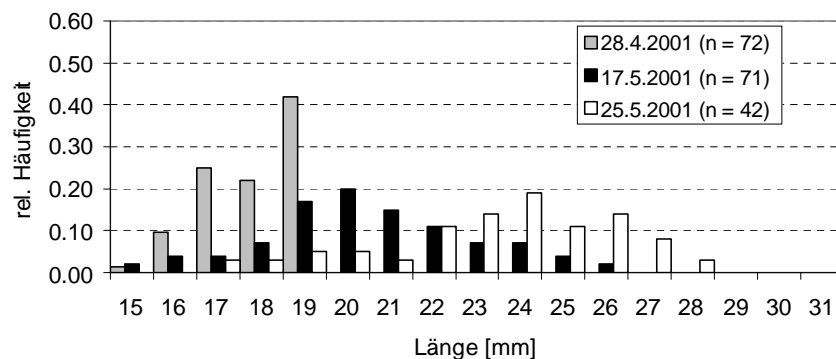


Abb. 4.3.6: Relative Längen-Häufigkeitsverteilung der Äschenlarven im Jahr 2001.
Fig. 4.3.6: Length distribution of grayling larvae at different dates during season 2001.

Sehr kleine Larven (15-19 mm), von denen einzelne noch Dottersackresten besaßen, weisen darauf hin, dass bis zu diesem Zeitpunkt noch eine Emergenz stattgefunden hat. Andererseits standen zu diesem Zeitpunkt die ersten Jungäschen mit 25 mm Länge und vollständig ausdifferenzierten Flossen und Anzeichen von Juvenilflecken auf den Flanken bereits an der Schwelle zum Juvenilstadium. Am 23. Mai 2000 fand sich ein im Vergleich zu den anderen beiden Jahren breites Längenspektrum (Abb. 4.3.5). Dies liegt daran, dass 2001 gelang, auch vermehrt juvenile Äschen zu fangen, die sich mehrheitlich in tieferem Wasser aufhielten. Fischchen ab 27 mm Länge besaßen ausnahmslos das Juvenilkleid mit den typischen dunklen Juvenilflecken auf den Flanken. Aufgrund des Längenwachstums und der Entwicklung ist festzustellen, dass die Larvalphase auch am Linthkanal rund 3 Wochen dauert. Es fällt auf, dass die erste Emergenz von Larven sowie der Verlauf des Larvenwachstums und der Larvalentwicklung im Vergleich aller untersuchten Jahre stets im selben engen zeitlichen Rahmen stattfand (Tab. 4.3.2; Abb. 4.3.4 bis 4.3.6).

4.3.2.3 Kleinräumige Lebensraumnutzung

Die Äschenlarven hielten sich tagsüber in Strömungen auf, die im Bereich von 0 bis 18 cm s^{-1} lagen, wobei Strömungsspitzen von bis zu 25 cm s^{-1} toleriert wurden. Bis Ende Mai besetzten sie dabei nur Habitate, deren mittlere Strömung 15 cm s^{-1} nicht überschritt (Abb. 4.3.7). Weil sich die frühen Larvalstadien nahe der Oberfläche aufhalten (Abb. 4.3.8), sind die Oberflächen-Fliessgeschwindigkeiten relevant. Diese bewegten sich in der ersten Maihälfte im Bereich von 0 bis 20 cm s^{-1} ; der Median lag bei 6 cm s^{-1} , mit klaren Präferenzen für Strömungen unter 16 cm s^{-1} (Abb. 4.3.9 und 4.3.10). Die Larven hielten sich auf der Teststrecke bei LC 18 in bis zu 44 cm tiefem Wasser auf; sie bevorzugten Tiefen zwischen 20 und 30 cm (Abb. 4.3.11 und 4.3.12). In den Haaben konnten Larven aber auch über deutlich tieferem Wasser festgestellt werden, sofern die Strömungsverhältnisse stimmten. Die geschätzten entsprechenden Maximaltiefen lagen bei 1.2 bis 1.5 m. Die Ergebnisse zu den Strömungs- und Tiefenpräferenzen liegen in etwa im Bereich der Resultate von SCOTT (1985), GUTHRUF (1996) und SEMPEŠKI & GAUDIN (1995b,d). Bezüglich der Präferenzen für Oberflächen-Fliessgeschwindigkeiten liegen die Werte vom Linthkanal sogar unter jenen von GUTHRUF (1996), dessen Daten jedoch auch die 2. Hälfte des Larvalstadiums umfassen. Die Larven fanden sich auf der Teststrecke bei LC 18 bis in eine Entfernung von 2.3 Meter vom Ufer (Abb. 4.3.13). An weiteren Stellen konnten jedoch Larven auch bis in 6 Meter Uferentfernung festgestellt werden, an anderen wiederum maximal 20 cm von der Uferlinie weg. Entscheidend für die Maximaldistanzen waren die Strömungsverhältnisse. Wie SCOTT (1985) im River Frome, GUTHRUF (1996) in der Aare und SEMPEŠKI & GAUDIN (1995e) im Pollon (F) feststellen konnten, verändert sich im Verlauf der Larvalzeit das Schwarmverhalten der Äschenbrütlinge. Dies konnte auch im Linthkanal nachgewiesen werden; die mittlere Schwarmgrösse sank von Anfang bis Ende Mai konstant um fast zwei Drittel. Demgegenüber blieb der Anteil der einzel schwimmenden Larven bis Mitte Mai konstant bei rund 15 %, stieg dann aber bis Anfang Juni stark an, als drei Viertel aller Tiere allein schwammen und sich folglich territorial verhielten (Abb. 4.3.14). Zu diesem Zeitpunkt standen die meisten Jungäschen bereits im Juvenilstadium. Der starke Anstieg von Einzelschwimmern nach Mitte Mai ist ein starker Hinweis darauf, dass ab diesem Zeitpunkt die Emergenz von Larven beendet war.

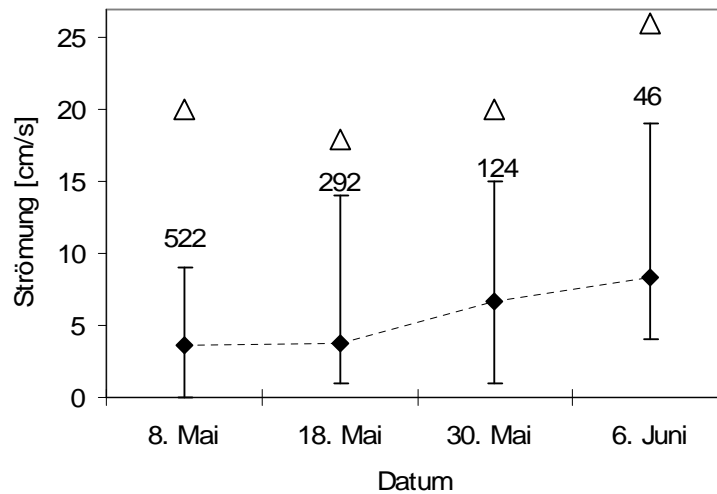


Abb. 4.3.7: Entwicklung der durch Äschenlarven benutzten mittleren Fließgeschwindigkeiten (♦, Mittel gemessen über 20 sek.) im Frühjahr 2001. Die Balken zeigen die Spannweite der benutzten durchschnittlichen Fließgeschwindigkeiten an. Die Δ bezeichnen die maximal gemessenen Strömungsspitzen in Schwimmtiefe am entsprechenden Probenahmetag. Die Zahlwerte bezeichnen die Anzahl der erfassten Larven. Am 6. Juni stand die Mehrzahl der erfassten Fischchen bereits im Juvenilstadium.

Fig. 4.3.7: Use of mean flow speed (♦, measured over 20 seconds) by grayling larvae in spring 2001. The deviations show the maximum amplitudes of used mean flow speed. The maximum observed instantaneous flow speed is given as Δ . The numbers indicate the numbers of larvae. On June 6 most of the fish had already reached the juvenile stage.

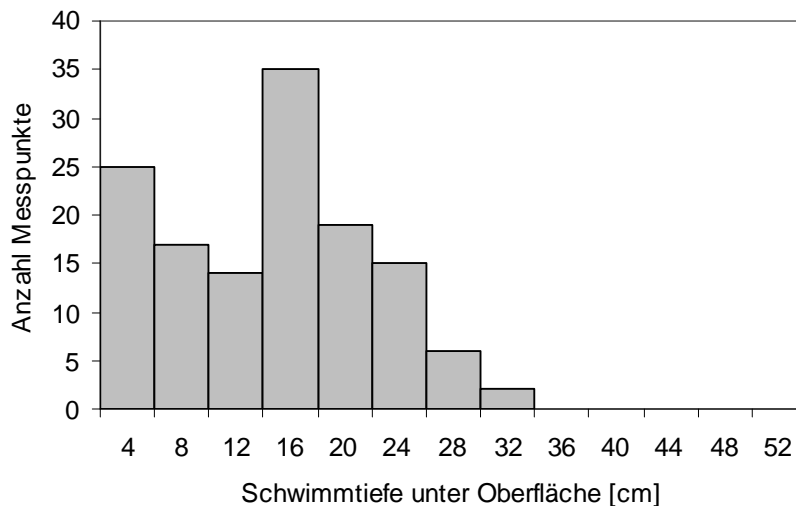


Abb. 4.3.8: Schwimmtiefe von Äschenlarven unter der Oberfläche in der 1. Maihälfte (1999 und 2000 waren in der 2. Maihälfte wegen Hochwassers bzw. zu tiefem Wasserstand keine Angebots- und Nutzungsmessungen auf der Teststrecke bei LC 18 möglich). Die Tiefenklassen reichen von 0-4 cm, 5-8 cm usw.

Fig. 4.3.8: Swimming depth of grayling larvae during 1st half of May (1999 and 2000 data pooled).

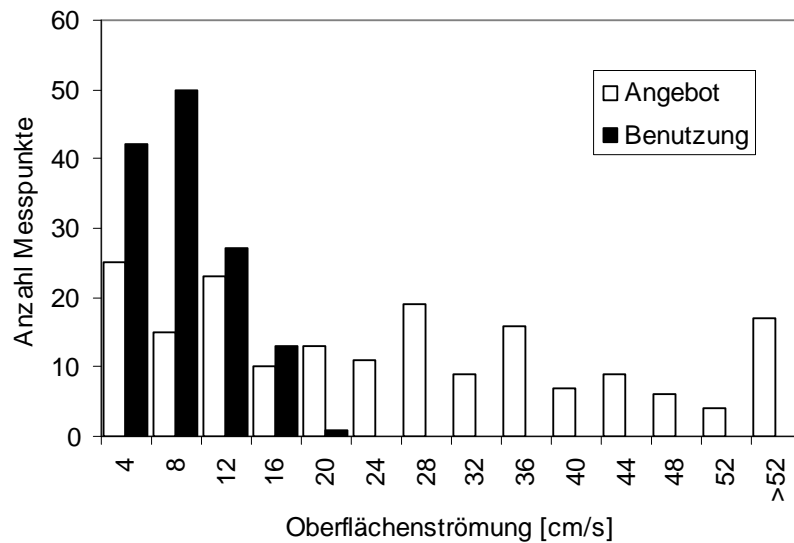


Abb. 4.3.9: Angebot und Benutzung von Oberflächenströmung durch Larven in der 1. Maihälfte (Mittel über 20 sek. gemessen). Die Strömungseinteilung reicht von 0-4 cm s⁻¹, 5-8 cm s⁻¹ usw. (Daten 1999 und 2000 gepoolt).

Fig. 4.3.9: Range of flow speed at the surface (white bars) and surface flow speed used (black bars) by grayling larvae during 1st half of May (1999 and 2000 data pooled). Mean values measured over 20 sec.

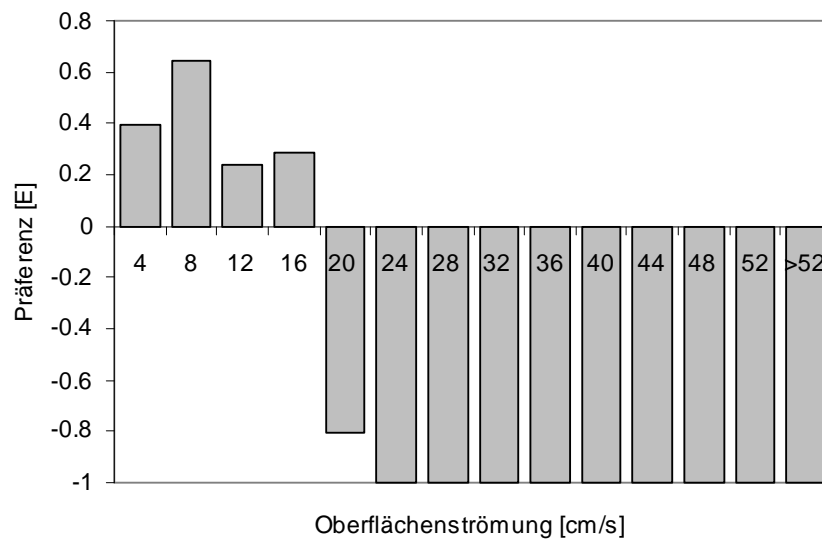


Abb. 4.3.10: Präferenzen der Larven für Oberflächenströmungen in der ersten Maihälfte (Daten 1999 und 2000 gepoolt).

Fig. 4.3.10: Preference (Ivlev's electivity index) of surface flow speed by grayling larvae during 1st half of May (1999 and 2000 data pooled).

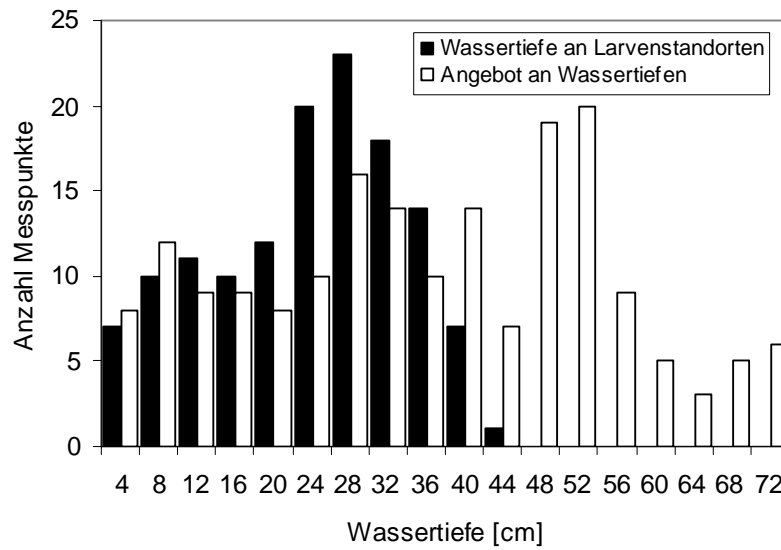


Abb. 4.3.11: Angebot und Benutzung von Wassertiefen durch Äschenlarven in der 1. Maihälfte bei LC 18 (Daten 1999 und 2000 gepoolt).

Fig. 4.3.11: Range of water depths (white bars) and water depths used (black bars) by grayling larvae during 1st half of May (1999 and 2000 data pooled).

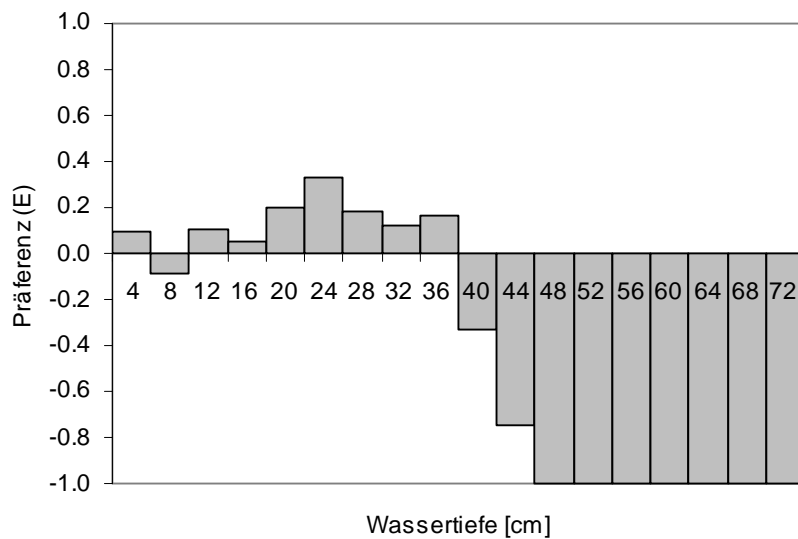


Abb. 4.3.12: Präferenzen der Larven für Wassertiefen in der ersten Maihälfte bei LC 18 (Daten 1999 und 2000 gepoolt).

Fig. 4.3.12: Preference (Ivlev's electivity index) of water depths by grayling larvae during 1st half of May at LC 18 river reach (1999 and 2000 data pooled).

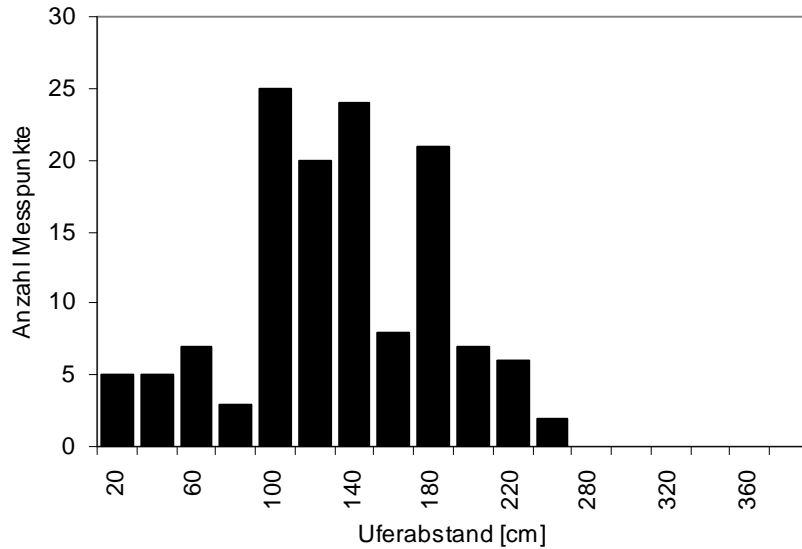


Abb. 4.3.13: Durch Larven benutzte Uferabstände in der 1. Maihälfte bei LC 18 bei Abflusswerten von $127-134 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Daten von 1999 und 2000 gepoolt).

Fig. 4.3.13: Distance to shore of larvae during 1st half of May at the LC 18 river reach. Water discharges ranged from $127-134 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (1999 and 2000 data pooled).

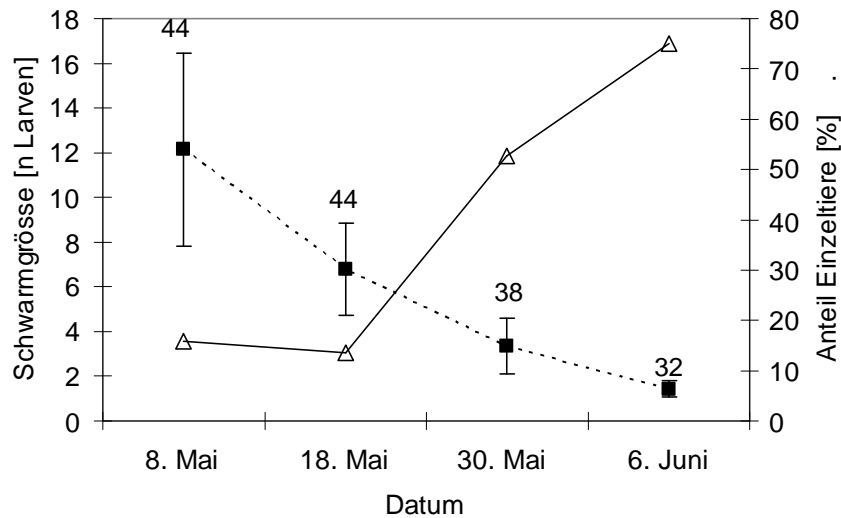


Abb. 4.3.14: Entwicklung der mittleren Schwarmgröße (■, mit 95%-Vertrauensintervall) und Anteil an einzel schwimmenden Tieren (Δ) im Frühjahr 2001. Am 6. Juni stand die Mehrzahl der erfassten Fischchen bereits im Juvenilstadium. Die Zahlwerte bezeichnen die Anzahl der erfassten Schwärme.

Fig. 4.3.14: Mean size of larvae shoals (■, with 95% CL) and percentage of single swimming larvae (Δ) in spring 2001. On June, 6 most of the fish had already reached the juvenile stage. The number of censused shoals are given above the CL.

Die relative Bedeutung von Ufertypen als Lebensraum für Äschenlarven lässt sich bestimmen, indem die Larvendichte entlang verschiedener Uferstrukturen verglichen wird. Die am Linthkanal bei mittlerem Abfluss ($55 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) am häufigsten vorkommenden Uferstrukturen „Blocksatz“ und „Mauer“, die bei mittlerem Abfluss zusammen auf rund 95 % der Uferlinie vorherrschen, bieten den Äschenlarven erwartungsgemäss keinen Lebensraum; entlang von Mauern konnten mit Ausnahme der Haaben keine Larven festgestellt werden und entlang von Blocksatzufern nur dann, wenn sich in kleinsten Einbuchtungen einzelne Larven halten konnten. Die höchsten Larvendichten wurden auf überflutetem und flachem Dammvorland (Abb. 4.3.16), auf naturnahen Uferstrecken (unterhalb Biäsche) sowie im Schilfsaum kurz vor der Mündung in den Obersee festgestellt (Abb. 4.3.15). Das sind alles Ufertypen, welche flach auslaufen und/oder strukturiert sind. Die höchsten Dichten wurden in den Jahren 2001 und 2002 festgestellt. Sie scheinen die Folge eines im Vergleich zu den Vorjahren reduzierten Lebensraumangebots gewesen zu sein, welches unter Kapitel 4.3.2.3 beschrieben wird.

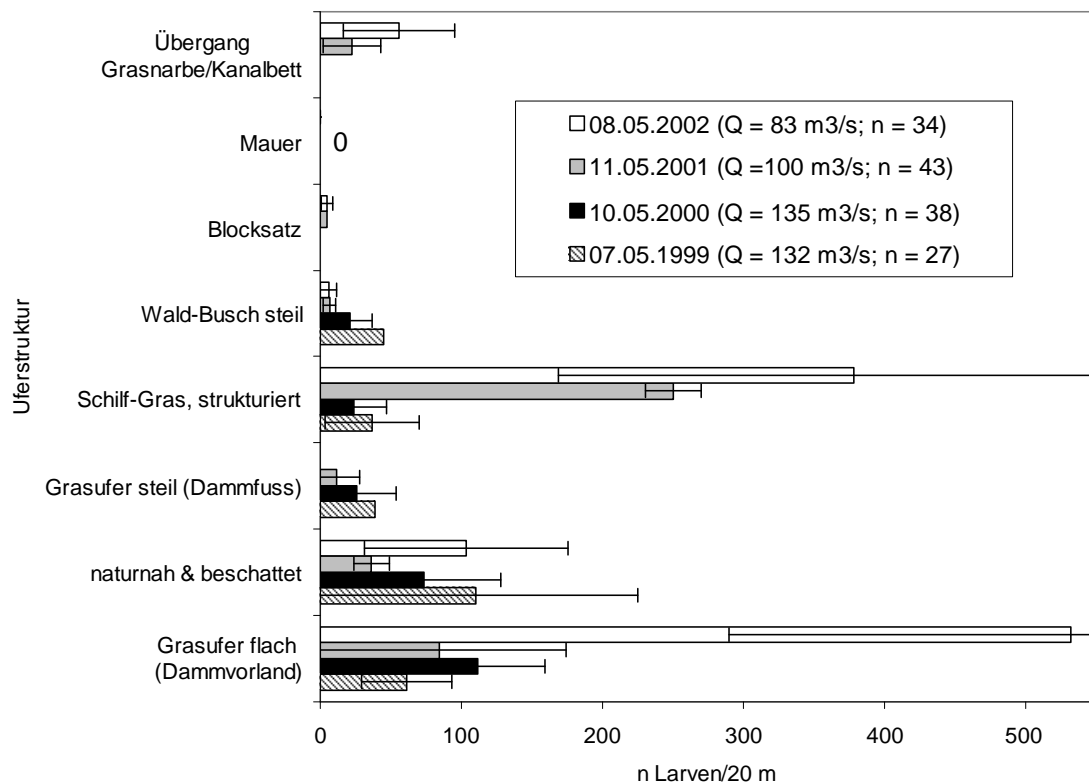


Abb. 4.3.15: Vergleich der mittleren Dichte (\pm SD) von Äschenlarven in Abhängigkeit von der Uferstruktur bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen in der ersten Maihälfte der Jahre 1999-2002. n bezeichnet die totale Anzahl der 20 m-Zählstrecken.

Fig. 4.3.15: Mean density of larvae (\pm SD) along different shoreline structures in the 1st half of May during 1999-2002. Shoreline structures from top down: Edge of the channel bed; concrete wall structures; riff-raff; bushy and steep; reed-grass structured; steep grass; natural and shaded; flat grass (in front of the lateral levees). N indicates the number of censused 20-m shore stretches.



Abb. 4.3.16: Linthkanal-Äschenlarven finden ausgedehnte Habitate mit flachem Wasser und langsamen Fliessgeschwindigkeiten fast nur im Gras des überfluteten Dammvorlands.

Fig. 4.3.16: Only over flooded grass banks River Linthkanal grayling larvae can find vast shallow habitats with the required low water velocities.

4.3.2.4 Einfluss der Abflusswerte auf die Verfügbarkeit von Larvalhabitaten

Uferkartierungen bei unterschiedlichsten Abflussmengen ergaben, dass die totale Länge von Uferstrecken, die wenigstens minimalsten Lebensraumanforderungen der Äschenlarven entsprechen (= PNU), stark von der vorherrschenden Abflussmenge bestimmt wird. Bei einem Abfluss von $135 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ entsprachen 28.21 km (83 % der gesamten Uferstrecke) minimalsten Lebensraumanforderungen von Äschenlarven, bei $95 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ Abfluss waren es noch 11.36 km (33 %) und bei einem Abfluss von $80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ waren es lediglich 3.74 km (11 %). Die PNU nahm besonders zwischen den Abflusswerten von 95 und $90 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ sprunghaft ab und sank von 11.36 auf 5.54 km (Abb. 4.3.17). Der Grund für die u-förmige Beziehung zwischen Abflussmenge und Länge der PNU mit der beschriebenen sprunghaften Veränderung der PNU ist das Trapezprofil des Kanals. Bei wenig Abfluss bricht an vielen Stellen die am Kanalfuss liegende Steinpackung die Strömung und lässt so schmale PNU entstehen. Bei mittlerem Abfluss hingegen fliesst das Wasser über weite Strecken entlang von Blocksatz- oder Betonufer, was die PNU auf ein Minimum beschränkt. Erst wenn das Wasser grossräumig über das eigentliche Kanalufer ins Dammvorland zu steigen beginnt, nimmt die PNU-Länge stark zu (Abb. 4.3.17). Während der Larvalzeiten von 1999 bis 2002 herrschten sehr unterschiedliche Abflussbedingungen (Abb. 4.3.18). Verglichen mit dem Abfluss-Schwellenwert von $95 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, bei welchem 33% der Kanalufer PNU darstellten, bot nur die Larvalzeit 2000 über längere Zeit verhältnismässig gute Lebensraumbedingungen: Der Abfluss stieg bereits Ende April, kurz nach Beginn der Larvalzeit, auf über $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ und sank während mehr als drei Wochen nie unter diesen Wert. Auch 1999 lagen die Abflusswerte ab Anfang Mai stets deutlich über $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; während der Hochwassersituation konnten ab Mitte Mai aus Sicherheitsgründen (Dammbruchgefahr) keine Kartierungen mehr

durchgeführt werden. Wegen der hohen Strömungsgeschwindigkeiten entlang der Dammkronen dürfte die PNU während des Hochwassers aber vermutlich wesentlich kürzer gewesen sein. Zudem erschwerten die sehr hohen Trübstoff-Frachten (vgl. Abb. 3.6) vermutlich die Nahrungsaufnahme für Äschenlarven deutlich.

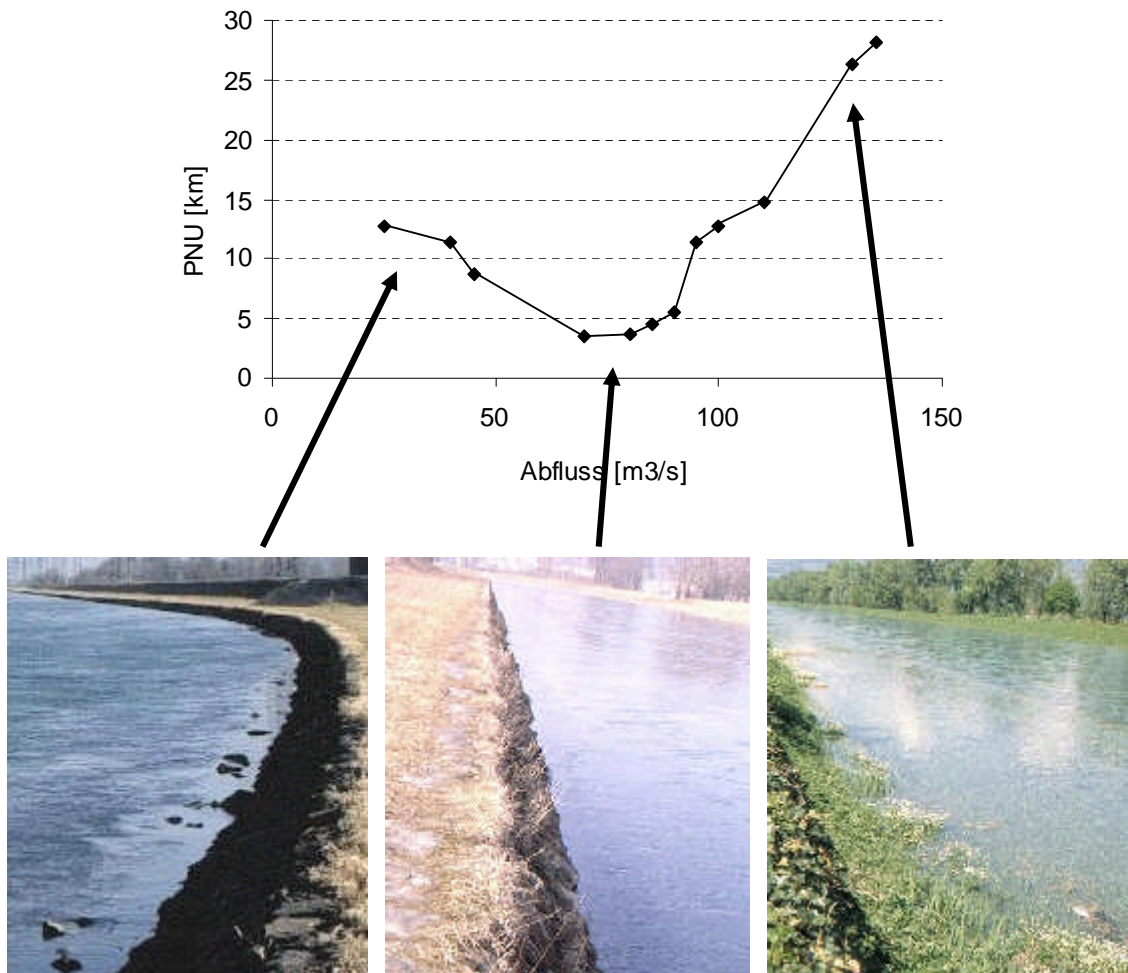


Abb. 4.3.17: U-förmige Beziehung zwischen Abflussmenge und totaler Länge der Uferstrecken, die minimalsten Lebensraumanforderungen der Äschenlarven entsprechen (=potentiell nutzbare Uferstrecken, PNU). Die drei Bilder illustrieren vorherrschende Uferstrukturen bei tiefen, mittleren und hohen Abflüssen.

Fig. 4.3.17: Relation of water discharge vs. total length of potentially usable shoreline for grayling larvae (= PNU) at different flow conditions.

Während der Larvalzeit 2001 wurde der Abfluss-Schwellenwert von 95 m³s⁻¹ nur noch an 21 Tagen erreicht, 2002 gar nur an 2 Tagen. Die Abfluss-Unterschiede spiegeln sich in den maximal erreichten PNU: Während 1999 und 2000 bis zu 83% der Uferstrecken minimalen Lebensraumanforderungen der Äschenlarven genügten, waren 2001 und 2002 nur maximal 43% respektive 34% der Ufer als PNU geeignet (Tab. 4.3.2).

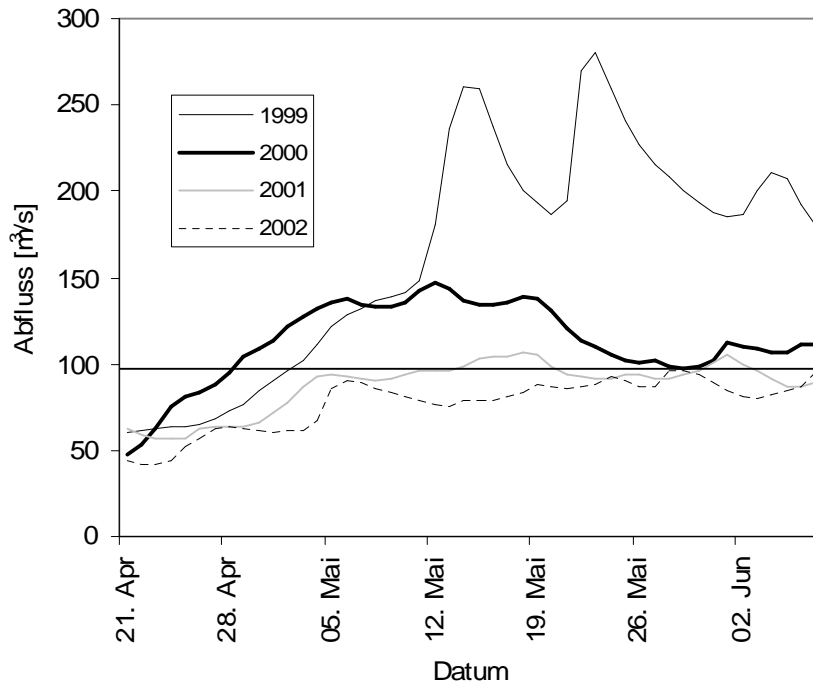


Abb. 4.3.18: Linthkanal-Tagesmittel-Abflusskurven während der Larvalphasen der Jahre 1999-2002. Die horizontale Linie markiert den Abflusswert von $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, bei welchem 33% der Ufer minimalen Lebensraumsansprüchen von Äschenlarven genügen (Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie).

Fig 4.3.18: Water discharge conditions during larval phases of the years 1999-2002. The horizontal line marks the value of $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ at which 33 % of the shoreline represent minimal suitable habitat conditions for grayling larvae.

Tab. 4.3.2: Maximal erreichte relative PNU, Anzahl Tage mit einem mittleren Abfluss von mindestens $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (entspricht 33% PNU) und maximale Anzahl aufeinanderfolgende Tage mit einem Abfluss von mindestens $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in der Zeit vom 23. April bis zum 31. Mai von 1999 bis 2002.

Tab. 4.3.2: Maximum relative PNU [%], number of days with mean water discharge of at least $95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (refers to 33 % PNU) and number of consecutive days with a water discharge of $\geq 95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ from April 23 until May 31 in the years 1999 through 2002.

Jahr	max. erreichte PNU in % der Gesamtuferlänge	n Tage mit Abfluss von $\geq 95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	Max. aufeinanderfolgende Tage mit Abfluss von $\geq 95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
1999	83 *	30	30
2000	83	33	33
2001	43	21	14
2002	34	2	2

* während des Hochwassers ab 12.5.99 keine Datenaufnahme bezüglich nutzbarer Uferlänge

Besonders wichtig wäre für ein gutes Überleben der Äschenlarven eine Abflusssituation, die möglichst lange konstant hohe PNU bei Abflusswerten zwischen 95 und $\text{ca. } 150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ermöglichen würde. Steigen die Abflusswerte höher, werden die PNU wieder sehr schmal (Abb. 4.3.22). Ein zwischenzeitliches Absinken des Pegels ins Kanalbett kann die PNU und die Anzahl der verfügbaren Habitate drastisch vermindern, was zu erhöhten Konkurrenzsituationen auf den verbliebenen Habitaten führen kann. 1999 und 2000 lagen die Abflusswerte fast während der ganzen

Larvalzeit ununterbrochen über dem Referenzwert von $95 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, wobei jedoch für 1999 die extreme Hochwassersituation wieder als stark negativ zu bewerten ist. Neben den negativen Einflüssen durch hohe Schwebstofffrachten (LLOYD *et al.* 1987) stellte ARMSTRONG (1986) fest, dass die Habitatverknappung durch Hochwasserereignisse bei arktischen Äschen, deren Habitatansprüche mit jenen der Europäischen Äschen identisch sind, zu hohen Mortalitäten führen kann.

Welchen Effekt ein Absinken des Wasserpegels bewirken kann, konnte gegen Ende der Larvalzeit 2000 exemplarisch dokumentiert werden (Abb. 4.3.19): Am 23. Mai 2000 war das Dammvorland bei LC 39 rechtsufrig noch bis zum Dammfuss überflutet und bildete eine Uferzone, in welcher Larven bis rund 6 Meter vom Ufer entfernt beobachtet werden konnten. Am Folgetag waren nur noch Teile des Dammvorlandes ganz knapp überspült; Äschenlarven fanden sich nur noch in einer mehreren Quadratmeter grossen Mulde sowie direkt entlang der Grasnarbe zum offenen Kanal hin. Am 25. Mai waren die Larven in der Mulde vom Hauptgerinne völlig abgeschnitten. In den Folgetagen sank der Pegel weiter, und die zahlreichen Larven entlang des Übergangs Grasnarbe/Kanalbett verschwanden, da sich die Wasserlinie auf die Höhe der betonierte Kanalwand senkte. Dort floss das Wasser entlang des Mauerwerks mit $>40 \text{ cm s}^{-1}$, was ein Vorkommen von Larven unmöglich machte. Die zuvor präsenten Larven müssen somit aktiv oder passiv weiter flussabwärts verdriftet worden sein. Die am 25.5.2000 im Tümpel auf Abb. 4.3.20 zurückgebliebenen Larven waren bei einer mittleren Länge von $23.55 (\pm 1.32) \text{ mm}$ signifikant kleiner als jene, die sich zur gleichen Zeit an der Grasnarbe zum offenen Kanal hin aufhielten und $27.24 (\pm 0.79) \text{ mm}$ Länge aufwiesen ($\pm 95 \text{ \% -CL}$; t-Test, $p < 0.001$; Abb. 4.3.20). Dies bestätigt die Befunde von SEMPEŠKI & GAUDIN (1995b,d) und GUTHRUF (1996) wonach sich die Äschenlarven mit zunehmender Grösse in Richtung Flussmitte und in stärkere Strömung verschieben und andererseits legt die Beobachtung nahe, dass beim Trockenfallen von Flachufern vor allem die jüngeren Larvenstadien zurückbleiben. Das Zurückbleiben von Larven in isolierten Tümpeln konnte an verschiedenen Stellen beobachtet werden. Meist an Orten, wo nach Instandsetzungsarbeiten infolge des Hochwassers 1999 grasfreie Stellen einen ungetrübten Blick auf die in Mulden isolierten Larven boten. Es ist zu vermuten, dass in kleinen Vertiefungen im trockenfallenden Gras viele zusätzliche, unentdeckte Larven zurückblieben. Das Zurückbleiben von Larven im Dammvorland bei sinkendem Wasser ist ein Phänomen, das von Hinweisen der Linthkanal-Angler und des Fischerei-Aufsehers schon lange bekannt ist. Es zeigt sich vor allem an Stellen, wo das Dammvorland kaum eine Neigung in Richtung Niederwasser-Rinne aufweist oder sogar leicht tiefer als deren Oberkante liegt.



Abb. 4.3.19: Beispiel für den Verlust von Äschenlarven-Lebensraum durch sinkenden Wasserpegel. Situation vom 23.-25. Mai 2000 bei LC 39 rechtsufrig. Oben (23. Mai; $Q_{\text{mittl.}} = 110 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$): Es fanden sich Larven vom Dammfuss bis zu 6 m gegen die Flussmitte hin. Mitte (24. Mai; $Q_{\text{mittl.}} = 105 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$): Im noch mit dem Hauptgerinne verbundenen Tümpel fanden sich etwa 100 Larven (dünner Pfeil). Mehrere 100 Larven hielten sich an der Graskante direkt auf der betonierten aber überströmten Mauerkrone auf (dicker Pfeil). Unten (25. Mai; $Q_{\text{mittl.}} = 102 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$): Im isolierten Tümpel (Pfeil) blieben rund 70 Larven zurück. Er trocknete in den Folgetagen aus. Das Wasser sank weiter bis ins betonierte Kanalbett ab, so dass sich infolge der hohen Stömungsgeschwindigkeiten ($> 40 \text{ cm s}^{-1}$) direkt am betonierten Ufer keine Larven mehr auf dieser Strecke halten konnten.

Fig. 4.3.19: Illustration of larval habitat loss due to a sinking water level from May 23 to May 25, 2000.

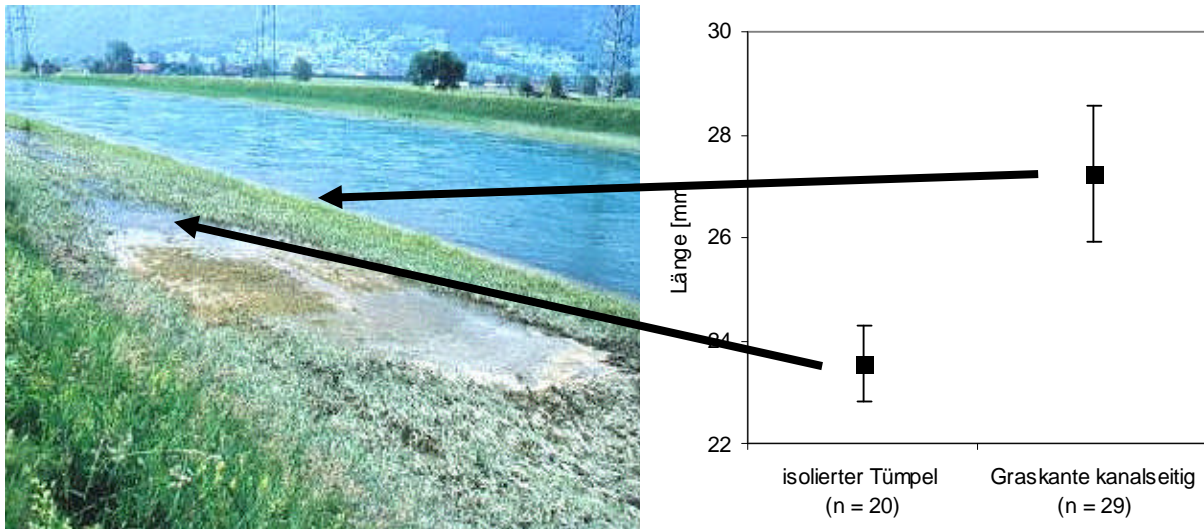


Abb. 4.3.20: Mittlere Länge ($\pm 95\%$ CL) der Äschenlarven, die im trockenfallenden Tümpel zurückblieben und jener, die sich an der Graskante zum offenen Kanal aufhielten (t-Test; $p < 0.001$).

Fig. 4.3.20: Mean length ($\pm 95\%$ CL) of grayling larvae remaining in the isolated pool and of those caught along the grass-edge towards the open river channel (t-test; $p < 0.001$).

4.3.2.5 Breitenveränderung von PNU in Abhängigkeit der Abflusswerte

Mit der Definition der PNU sind die Ufer nur longitudinal zu kartieren; über die Bedeutung des Abflusses auf die Breite von nutzbaren Uferzonen sagt sie nichts aus. Die Messung der maximal nutzbaren Breite von PNU (Distanz zwischen Uferlinie und dem Bereich mit Oberflächenströmungen von $>15 \text{ cm s}^{-1}$) bei unterschiedlichen Abflusswerten an 15 zufällig festgelegten Stellen zeigt eine signifikante Verbreiterung der nutzbaren Uferzone bei steigenden Abflüssen zwischen 80 und $140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (ANOVA; $p < 0.001$. Abb. 4.3.21)

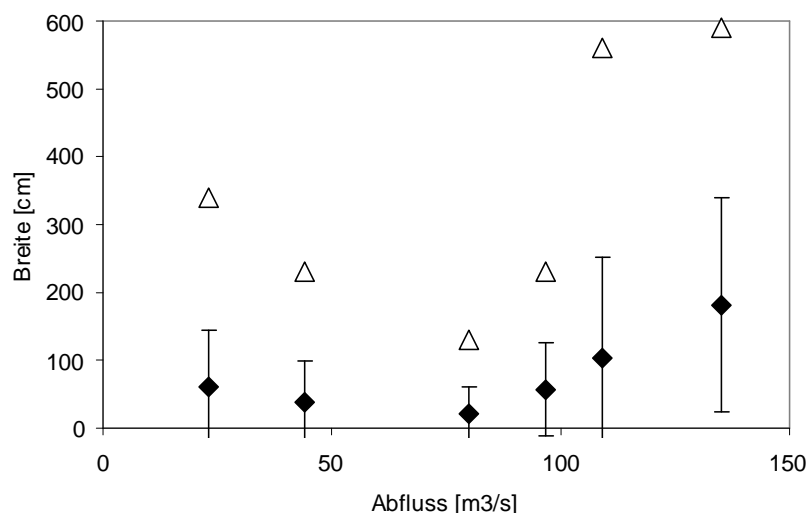


Abb. 4.3.21: Entwicklung der mittleren (◆) und maximalen Breite (Δ) von PNU (mit Oberflächenströmungsgeschwindigkeiten $\leq 15 \text{ cm s}^{-1}$) bei unterschiedlichen Abflussmengen an 15 ausgewählten Standorten entlang des Linthkanals (\pm SD).

Fig. 4.3.21: Mean (◆) and maximum width (Δ) of potentially usable shore habitats by grayling larvae ($v_{\text{mean surface}} \leq 15 \text{ cm s}^{-1}$) of 15 stations at different flow conditions (\pm SD).

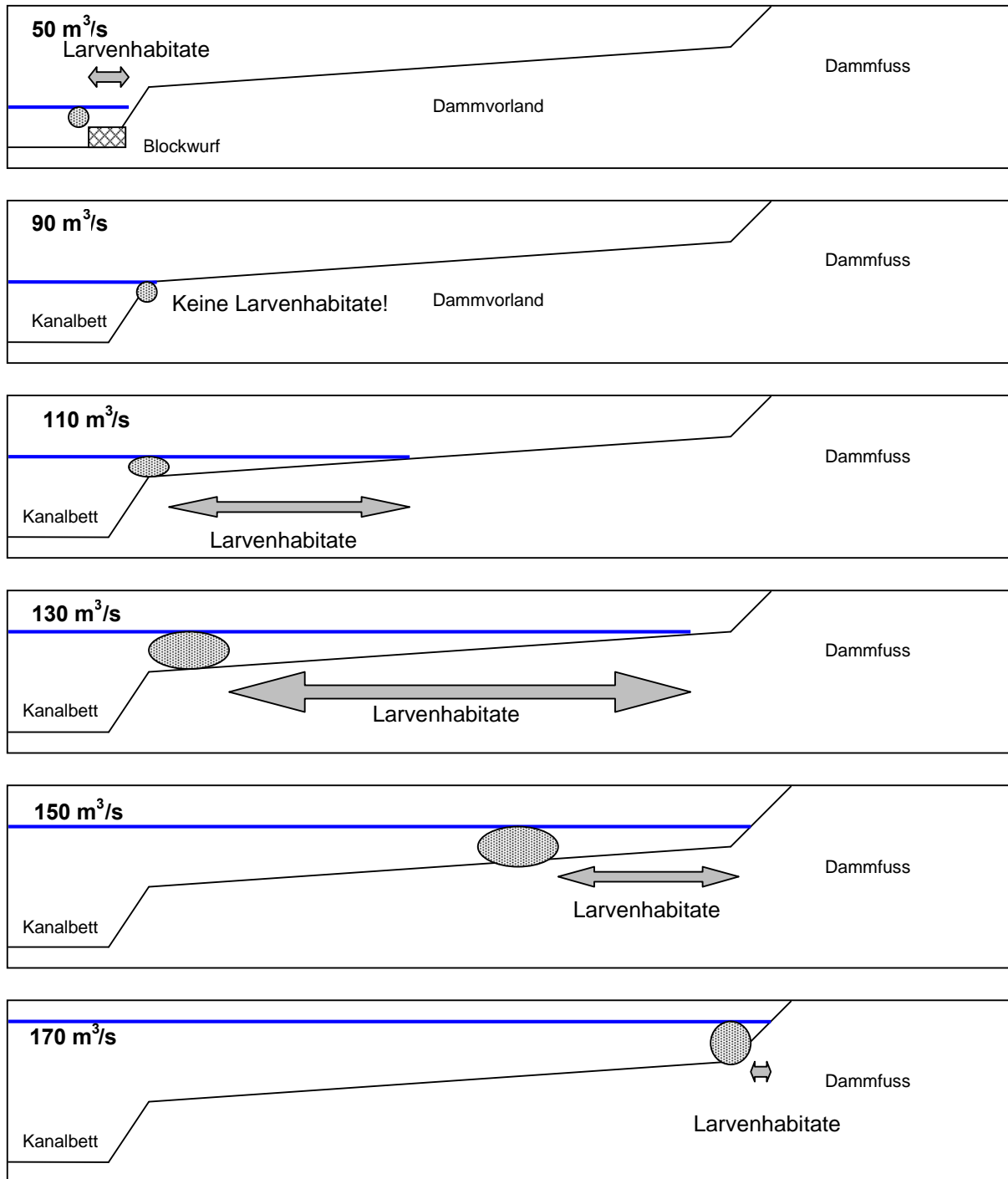


Abb. 4.3.22: Schematische Darstellung der Breiten-Veränderung von potentiell durch Äschenlarven nutzbare Uferbeiche bei unterschiedlichen Abflusswerten. Bei den angegebenen Abflusswerten entspricht die Situation beispielsweise dem Kanalabschnitt im Bereich von LC 35 linksufrig. Die schraffierten elliptischen Flächen bezeichnen den Transitionsbereich, dem Übergang von der langsamen zur schnellen Strömung. Die Doppelpfeile markieren die Ausdehnung des durch Larven nutzbaren Lebensraums. Die Verhältnisse bei Abflüssen von 150 und 170 m³s⁻¹ sind geschätzt.

Fig. 4.3.22: Schematic situation of the width of larval habitats at various flow conditions. The situations at flows of 150 and 170 m³s⁻¹ are an estimation.

Der Grund für diese Verbreiterung liegt darin, dass die sogenannte Transitionszone, die Zone des Übergangs vom langsamen zum schnell fließenden Wasser, sich mehrheitlich im Bereich der Kanalkante befindet und sich erst ab Abflüssen von $100\text{--}110\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ auf weiten Strecken über das Dammvorland in Richtung Dammfuss zu schieben beginnt (Abb. 4.3.22). Das Gras auf dem Dammvorland wirkt dabei als Strömungsbremse; die Larven profitierten von dieser strömungsberuhigenden Wirkung der Grashalme und hielten sich oft in deren Strömungsschatten auf (vgl. Abb. 4.3.16). Die Grasvegetation bewirkt vermutlich auch, dass sich die Transitionszone weiter weg vom Ufer befindet, als wenn das Dammvorland nur aus nacktem Erd- oder Sandboden bestehen würde, welche die Strömung deutlich weniger bremsen.

4.3.2.6 Haaben als Larvenrefugien

Die entlang des ganzen Kanals verteilten sogenannten Haaben (vgl. Abb. 3.3) werden besonders bei mittleren und tiefen Abflusswerten von Äschenlarven als suboptimalen Lebensraum benutzt, weil sie dann auf gewissen Kanal-Abschnitten die einzigen Orte sind, welche geeignete Strömungsverhältnisse (PNU) bieten. Bei Abflüssen von über $105\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ wird eine zunehmende Anzahl von Haaben überflutet und erhält Fließstreckencharakter. Es liess sich kein Einfluss der unterschiedlichen Haabengrößen (Flächen) auf die Anzahl Larven, die sich darin aufhielten, feststellen (Abb. 4.3.23). Der Grund dafür liegt vermutlich darin, dass die von Äschenlarven benötigten langsamen Strömungszonen ($\leq 15\text{ cms}^{-1}$) vorwiegend in den strömungsberuhigten Eckbereichen der Haaben liegen und deshalb von deren Gesamtflächen unbeeinflusst sind (Abb. 4.3.25). Das führt dazu, dass die unstrukturierten, geometrischen Formen der Haaben als Lebensraum für Äschenlarven nur suboptimal genutzt werden können. In den Haaben waren Larven auch über deutlich tieferem Wasser zu beobachten als beispielsweise auf dem Dammvorland, was sich mit dem Befund von NYKÄNEN & HUUSKO (2004b) deckt, die feststellten, dass unabhängig von den anderen Faktoren die Fließgeschwindigkeit der entscheidende Faktor für die Habitatwahl ist.

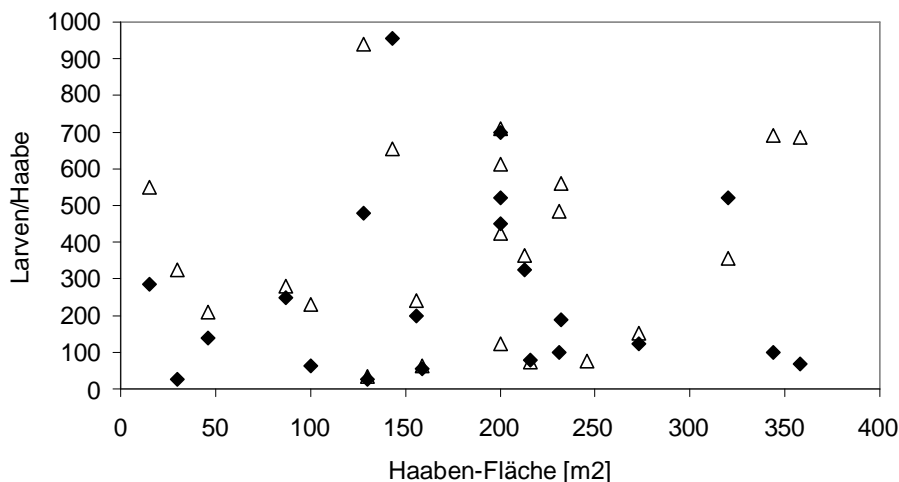


Abb. 4.3.23: Beziehung zwischen Anzahl Larven in Haaben und der Haabenfläche [m^2] am 11. Mai 2001 (Δ) und 8. Mai 2002 (\blacklozenge).

Fig. 4.3.23: Number of larvae in the backwaters (see Fig. 3.3) vs. size [m^2] of the backwaters on May 11 (Δ), 2001 and May 8, 2002 (\blacklozenge).

Demgegenüber zeigt sich eine Beeinflussung der Anzahl Larven pro Haabe durch die Lage der Haaben in Fließrichtung: Die Anzahl Larven pro Haabe nahm in Fließrichtung signifikant zu (Regressionsanalyse, $p = 0.025$ für den 11. Mai 2001 und $p = 0.011$ für den 8. Mai 2002; Abb. 4.3.24). Offensichtlich hat dies mit dem verstärkten aktiven oder passiven Verdriften der Larven zu tun; je weiter unten die Haaben liegen, desto mehr lebensraum-suchende Larven sammelten sich darin.

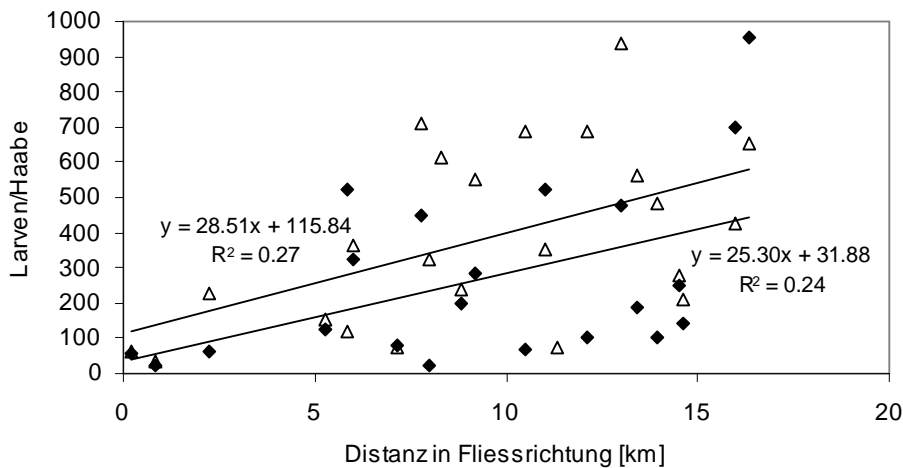


Abb. 4.3.24. Beziehung zwischen der Lage der Haaben in Fließrichtung und der Anzahl der Larven, die sich darin aufhalten am 11. Mai 2001 (Δ) und 8. Mai 2002 (\blacklozenge). Regressionsanalyse, $p = 0.025$ resp. $p = 0.011$.

Fig. 4.3.24: Number of larvae per backwater vs. location of the backwater in the flow direction on May 11 (Δ), 2001 and May 8, 2002 (\blacklozenge). Regression analysis, $p = 0.025$ and $p = 0.011$ respectively.

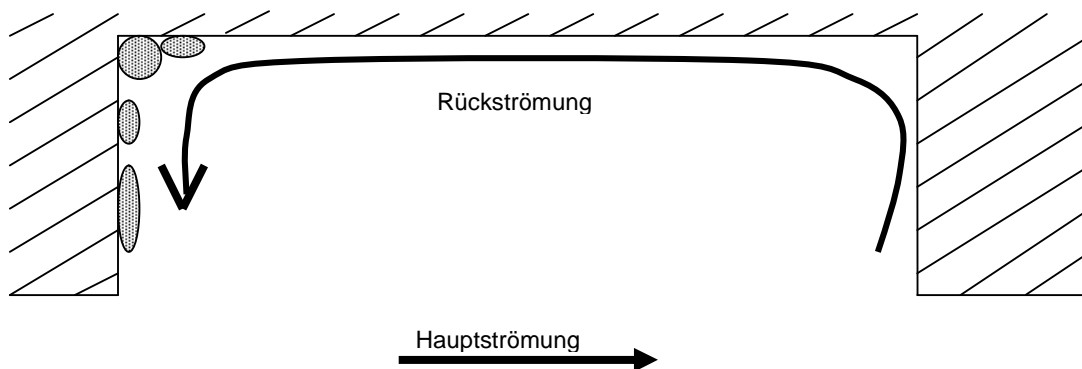


Abb. 4.3.25: Larvenstandorte (graue Ellipsen) in der Haabe bei der ARA Bilten (linksufrig) am 28. April 1999. Die Situation ist exemplarisch für die Larven-Aufenthaltsbereiche in den Haaben von Ende April bis Mitte Mai. Gelegentlich fanden sich auch Larven in der anderen Ecke.

Fig. 4.3.25: Locations of larvae (hatched ellipses) in the artificial backwater close to the WWTP Bilten on April 28, 1999. This situation is typical for the artificial backwaters from end of April until mid-May in case the backwaters are not over-flooded at high water levels. Sometimes larvae were also found in the opposite corner.

Beim Vergleich der Daten aller vier Larvalsaisons konnte eine deutliche negative Beziehung zwischen dem Larvenanteil des Gesamtbestands, der sich in Haaben aufhält und der PNU-Länge, welche durch die Abflussmenge bestimmt ist, festgestellt werden (lineare Regression, $p = 0.014$; Abb. 4.3.26): Je tiefer die Abflusswerte,

desto höher der Anteil Larven in den Haaben. Dieser Befund ist darauf zurückzuführen, dass bei tiefen Abflüssen die PNU tief und damit die Verfügbarkeit von Larvenhabitaten knapp war und die Larven über weite Strecken nur in den Haaben kleinräumige Habitate vorfanden. Bei höheren Abflusswerten, insbesondere zwischen $100-140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, stieg die Verfügbarkeit von Larvenhabitaten stark an, und zudem verschwanden einige Haaben durch Überflutung, was deren Bedeutung marginal werden liess (vgl. auch Abb. 4.3.29).

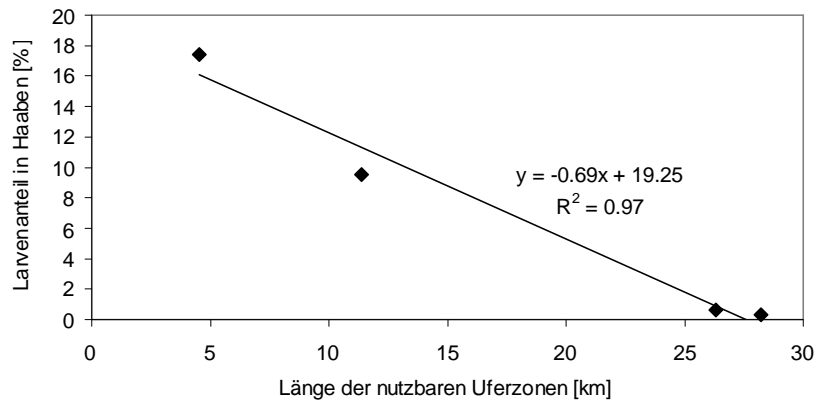


Abb. 4.3.26: Beziehung zwischen dem Anteil Larven des geschätzten Larvenbestandes, die sich in Haaben aufhalten und der Länge der PNU, Untersuchungsjahre 1999 bis 2002.

Fig. 4.3.26: Proportion of grayling larvae found in artificial backwaters vs. length of the potentially usable shore reaches (PUR). First half of May in the years 1999 through 2002.

4.3.2.7 Larven-Bestandesschätzung

Infolge meteorologischer und organisatorischer Umstände konnte eine über alle vier Jahre reichende Bestandesschätzungs-Reihe nur für die erste Maihälfte erfolgen. Das Hochwasser im 1999 sowie die Schwierigkeit, genügend Zähl-Personal an Tagen mit idealen Kartierungsbedingungen (Sonnenschein, wenig Wind) zu organisieren, liess nur eine einzige vergleichende Bestandesschätzungen pro Larvalzeit zu. Der Larvenbestand im Mai 2000 war mit geschätzten 105'000 Larven deutlich grösser als in den drei anderen Jahren, als die Schätzungen 71'000, 58'000 und 51'000 Larven ergaben (Abb. 4.3.27). Die vergleichsweise tiefen Zahlen sind vermutlich auf das beschränkte Habitatangebot zurückzuführen (siehe weiter unten).

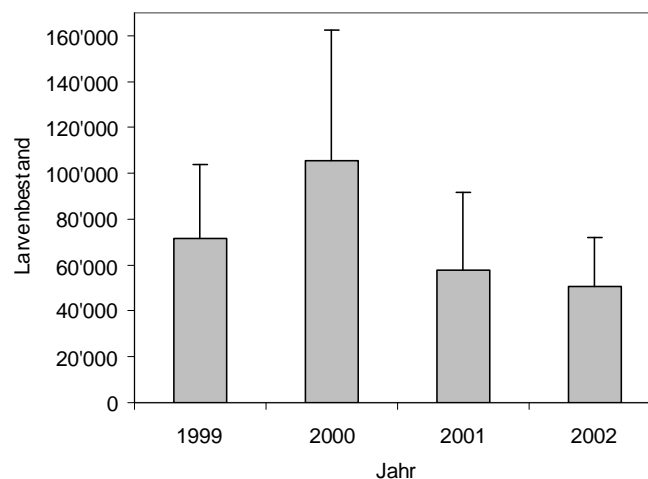


Abb. 4.3.27: Grösse der geschätzten Larvenbestände (\pm SD) der ersten Maihälfte von 1999 bis 2002.

Fig. 4.3.27: Size of the estimated larvae stocks (\pm SD) of the first half of May 1999-2002.

Die Verteilung des Larvenbestands auf die gesamte Kanallänge war in der ersten Maihälfte in jedem der untersuchten Jahre heterogen (Abb. 4.3.29). Dies hat vor allem mit der Verfügbarkeit und der Qualität der PNU zu tun. Auffällig ist, dass sich der Larvenbestand bei idealen Abflussverhältnissen um $130 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Jahre 1999 und 2000) mehr oder weniger auf die gesamte Länge des Kanals verteilte, während der Bestand bzw. die Habitate bei Abflusswerten von 100 (Jahr 2001) resp. $83 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Jahr 2002) zerstückelt und auf wenige, isolierte Uferabstrecken beschränkt waren (Abb. 4.3.29). Anfang Mai 2002 war die Verfügbarkeit von Larvenhabitaten derart reduziert (die PNU war rund sechsmal kleiner als in den vergleichbaren Perioden der Jahre 1999 und 2000), dass sich 57 % des gesamten Larvenbestandes innerhalb von nur 2 Fließkilometern (Fkm 13 und 17) aufhielten. Die von Larven tatsächlich benutzte Uferlänge innerhalb dieser beiden Fließkilometer betrug sogar nur 1250 m, was auch der dortigen PNU entsprach. Auf diesen Habitaten wurden die absolut höchsten Einzelwerte der gesamten Untersuchung von bis zu 130 Larven pro Laufmeter festgestellt (Abb. 4.3.28). Es ist zu vermuten, dass dort die hohen Larvendichten zu einer erhöhten Konkurrenz zwischen den Larven um Lebensraum und Nahrung führten. Weil die beiden Strecken in der unteren Kanalhälfte lagen, sammelten sich dort wie in den Haaben abdriftende, Habitat-suchende Larven in grosser Zahl. Das führte dazu, dass sich das Angebot an PNU und die festgestellten Larvendichten reziprok verhalten (Abb. 4.3.28).

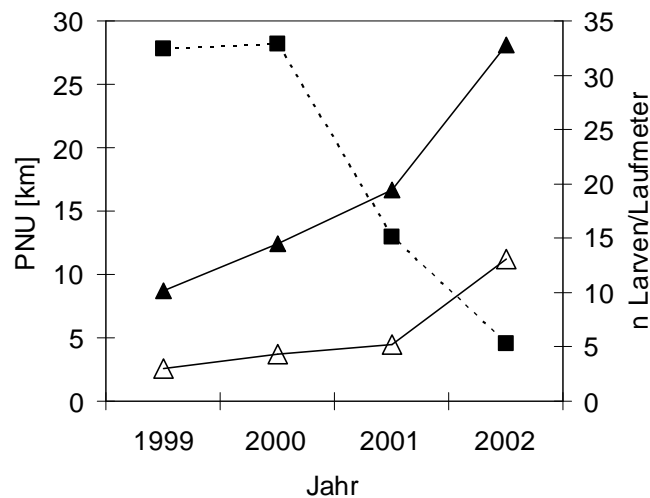


Abb. 4.3.28: Länge der PNU (■) anlässlich der Larvenbestandesschätzungen und die darauf basierenden mittleren Larvenzahlen pro PNU-Laufmeter (Δ) in der ersten Maihälfte von 1999-2002. Die höchsten Mittelwerte der im Feld ermittelten Larvendichten auf den 20 m-Fließstrecken sind mit ▲ bezeichnet.

Fig. 4.3.28: Length (km) of potentially usable river reaches (PNU; ■) for grayling larvae at the time of larvae stock censuses/estimations and the resulting theoretical mean larvae number per meter PNU (Δ) during first half of May, 1999-2002. The highest means of larvae numbers in the 20 m stretches are indicated by ▲.

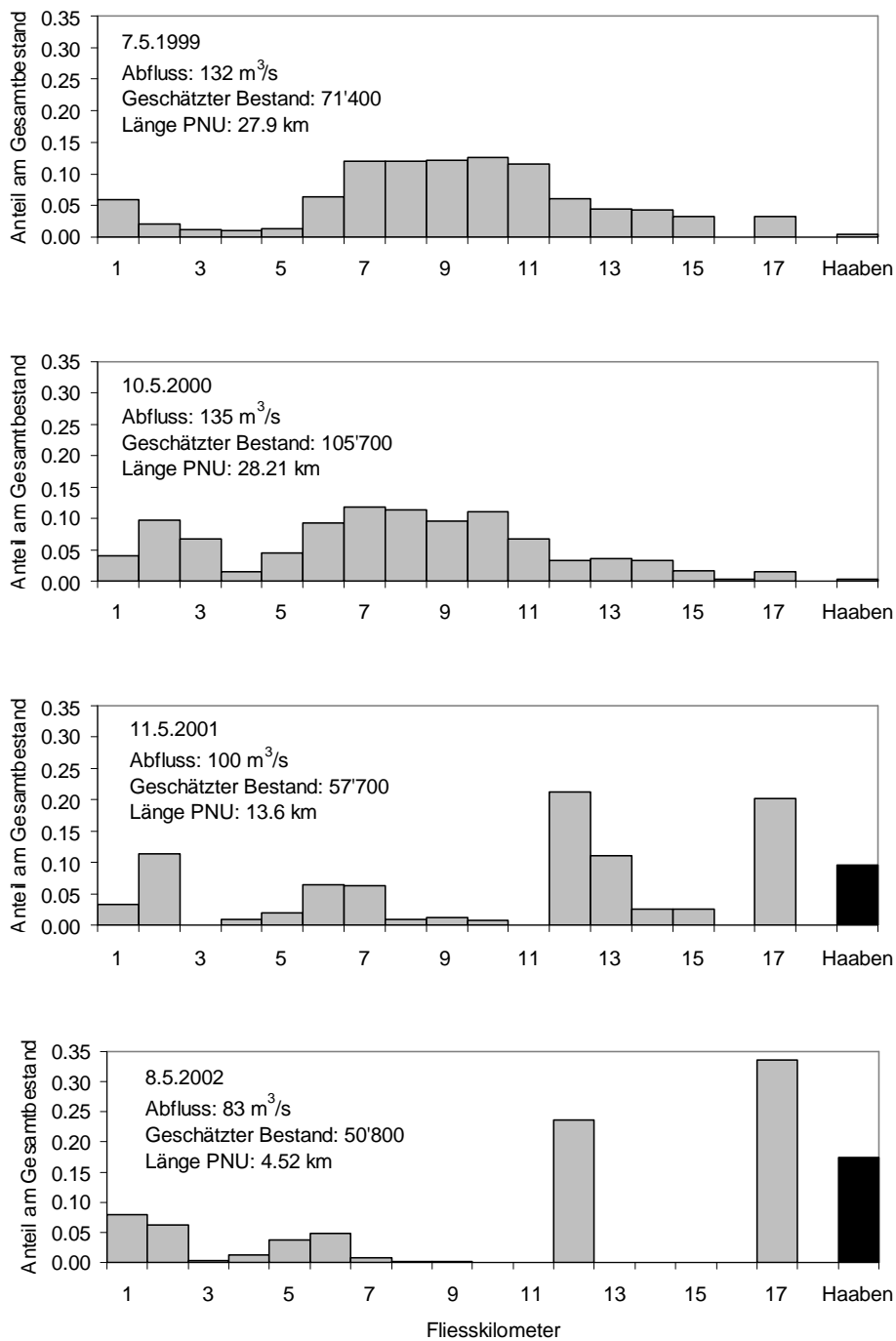


Abb. 4.3.29: Anteilmässige Verteilung des geschätzten Larvenbestands auf die Flusskilometer in der ersten Maihälfte der Jahre 1999-2002. Die Daten der beiden Ufer sind gepoolt (ohne Haaben). Der Anteil der Larven, die sich in Haaben aufhalten, ist in der dunklen Säule ganz rechts („Haaben“) dargestellt. Zum Vergleich sind die Längen der PNU angegeben.

Fig. 4.3.29: Proportional distribution of the estimated larvae stocks on the river km during first half of May 1999-2002. Data of both shorelines are pooled. The proportion of larvae found in the artificial backwaters is given to the right (dark column “Haaben”).

4.3.2.8 Die Nahrung der Äschenlarven

Die Mageninhaltsanalysen der 30 untersuchten Äschenlarven (kein Magen war leer) ergaben ein ähnliches Bild wie bei jenen 6 Linthkanal-Äschenlarven, die WALDMEIER (1996) untersuchte. Die Nahrung bestand im Linthkanal im Wesentlichen aus Chironomidenlarven und Daphnien, welche in der Häufigkeit des Auftretens als auch in absoluten Zahlen deutlich dominierten (Tab. 4.3.3). Allerdings sind Daphnien sehr klein, so dass ihre Bedeutung im Gewichtsanteil (12 %) deutlich geringer war und die Chironomiden mit total 52 % Gewichtsanteil (Larven, Puppen und Imagines zusammen) klar dominierten. Weiter spielten Simulium-Larven und Ephemeropterenlarven mit 9 respektive 10 % Gewichtsanteil ebenfalls eine bedeutende Rolle.

Tab. 4.3.3: Nahrung von Linthkanal-Äschenlarven (n = 30) Anfang Mai 2000 getrennt nach dem Vorhandensein eines Beuteorganismus in den untersuchten Mägen (FOO) und dem prozentualen Anteil an allen Beutetieren (PCN) sowie dem Gewichtsanteil (PCW). Insgesamt 254 festgestellte Beutetiere.

Tab. 4.3.3: Frequency of occurrence, percent composition by numbers (n = 254) and percent composition by weight of prey taxa consumed by grayling larvae (n = 30) at the beginning of may, 2000.

Beute-Organismus	FOO [%]	PCN [%]	PCW [%]
Daphnia sp.	86.7	37.4	12.3
Cyclops sp.	6.7	0.8	0.3
Gammarus	16.7	2.8	4.5
Chironomidae Larven	83.3	31.5	41.9
Chironomidae Puppen	36.7	6.3	9.5
Chironomidae Imagines	3.3	0.8	1.2
Simuliidae Larven	20.0	4.3	9.2
Trichoptera Larven	26.7	4.3	4.6
Ephemeroptera Larven	36.7	5.9	10.1
nicht identifizierbare	40.0	5.9	

4.3.3 Diskussion

4.3.3.1 Zeitpunkt der Emergenz

Im Vergleich zu anderen Gewässern fand die erste Emergenz recht früh statt (Tab. 4.3.4) und ist mit jener des Pollon (F) und des River Frome (GB) vergleichbar (SCOTT 1986; SEMPEŠKI & GAUDIN 1995). GUTHRUF (1996) stellte in der Aare zwischen Thun und Bern eine Emergenz erst ab Anfang Mai fest. In den Zuflüssen des Mjøsa-Sees in Norwegen emergieren die Larven jedoch erst im Juni (KRISTIANSEN & DØVING 1996).

Tab. 4.3.4: Vergleich des Zeitpunkts der ersten Emergenz verschiedener Gewässer.

Tab. 4.3.4: Comparison of the date of larval emergence from different grayling populations.

Gewässer	erste Emergenz	Quelle
Pollon (F)	15. Apr	SEMPEŠKI & GAUDIN (1995)
River Frome (GB)	19. Apr	SCOTT (1985)
Linthkanal (CH)	21-26. April	vorliegende Arbeit
Hochrhein (CH)	02. Mai	GUTHRUF (1998)
Aare (CH)	03. Mai	GUTHRUF (1996)
Lake Mjøsa-Zuflüsse (N)	Juni	KRISTIANSEN & DØVING (1996)

Besonders interessant ist für den Linthkanal, dass die erste Emergenz in den vier untersuchten Jahren zeitlich sehr nahe beieinander lag (21. bis 26. April). Auch die Längenverteilung der Larven zu vergleichbaren Zeitpunkten (vgl. Abb. 4.3.4 bis 4.3.6) deutet zwischen den verschiedenen Jahren auf einen nahezu konstanten Laich-, Schlüpf- und Emergenzzeitpunkt. Die wahrscheinlichste Erklärung ist die relativ gleichmässige Frühjahrs-Temperaturentwicklung in den untersuchten Jahren, welche durch das Walenseewasser bestimmt wird, das infolge des grossen Wasserkörpers zu dieser Jahreszeit sehr geringen interannuellen Temperaturschwankungen unterliegt (vgl. Abb. 3.7).

4.3.3.2 Larvalzeit und Larvenwachstum

Aufgrund des Vergleichs zwischen dem Auftreten erster Larven und dem Fund von ersten Juvenilfischchen kann geschlossen werden, dass die Larvalphase auch im Linthkanal für den einzelnen Fisch rund 3 Wochen dauert. Die erstaunliche Konstanz des Auftretens der Larven in den verschiedenen Jahren und das anschliessende, in den verschiedenen Jahren ähnlich verlaufende Längenwachstum sind vermutlich ebenfalls eine Folge der bereits erwähnten geringen interannuellen Temperaturamplitude des Wassers, das den Ablichzeitpunkt, die Inkubationsdauer sowie das Larvenwachstum mitbestimmt. Da bis Mitte Mai noch Fische aus dem Kies emergieren, dauert die Emergenzphase rund drei Wochen. Zusammen mit der 3-wöchigen Larvalphase für den einzelnen Fisch ergibt das eine gesamte Larvalzeit von sechs Wochen, die sich von Ende April bis Anfang Juni hinzieht. Die Metamorphose von der Larve zum Juvenilfisch findet im Linthkanal bei einer Länge um 26 mm statt, was gut mit den von GUTHRUF (1996) und SAGNES *et al.* (1997) beobachteten Werten von 24-30 mm übereinstimmt.

4.3.3.3 Kleinräumige Habitatnutzung

Die Äschenlarven des Linthkanals benutzen dieselben Fließgeschwindigkeiten wie jene in anderen Gewässern (Scott 1985; Guthruf 1996; MALLET *et al.* 2000; NYKÄNEN & HUUSKO 2004a); eine Adaption an die speziellen Linthkanal-Verhältnisse (Anpassung an höhere Fließgeschwindigkeiten) wurde mit den verwendeten Methoden nicht festgestellt. Sie ist aber durchaus vorstellbar (STOCKWELL *et al.* 2003), wie Untersuchungen von HAUGEN (2000) bezüglich der Selektion anderer Parameter bei Äschen belegen. Detaillierte Untersuchungen, ob bei den Linthkanal-Äschenlarven eine Selektion der Schwimmleistung aufgrund der Umweltbedingungen stattgefunden hat, wären mittels vergleichenden Laborexperimenten mit Larven verschiedener Herkunft jedenfalls ein spannendes Thema. NYKÄNEN & HUUSKO (2004b) kamen aufgrund von Vergleichen verschiedener Arbeiten zum Schluss, dass die Strömungsbedingungen der alles entscheidende Faktor über Vorkommen oder Absenz von Äschenlarven an einer bestimmten Stelle sind. Dieser Befund kann für den Linthkanal bestätigt werden, denn Larven finden sich überall dort, wo geeignete Fließgeschwindigkeiten vorkommen. Ganz unabhängig davon, ob die Stellen beschattet sind, welches Substrat vorherrscht oder ob das Ufer steil oder das Wasser tief ist. Aus diesem Grund scheint auch die Methode zur Erfassung der PNU, welche die Fließgeschwindigkeit als einzigen physikalischen Faktor verwendet, geeignet, um das potenzielle Lebensraum-Angebot für Äschenlarven grossräumig zu kartieren. Die unterschiedlichen Dichten entlang von verschiedenen Ufertypen sind deshalb nicht direkt Ausdruck der Präferenzen der Larven für einzelne Ufertypen sondern primär eine Folge der dort herrschenden Strömungsbedingungen. Und die Strömungsverhältnisse sind natürlich ihrerseits durch den Ufertyp beeinflusst. JONES & TONN (2004) identifizierten auch bei Arktischen Äschen die Fließgeschwindigkeit als entscheidendsten Faktor für die Habitatwahl von Äschenlarven, gefolgt von der Wassertiefe. Der für Äschenlarven kritische Strömungsbereich von 15-20 cm s⁻¹ scheint auch bei der Brut anderer Salmoniden (Forelle, Atlant. Lachs, Namaycush und Bachsaibling) die kritische Schwelle darzustellen (HEGGENES & TRAAEN 1988).

Auch bezüglich der benutzten Wasser- und Schwimmtiefen auf den Fließstrecken (bei LC 18) sind die Linth-Äschenlarven vergleichbar mit denen anderer Gewässer. Einzig gewisse Larvenstandorte in einzelnen Haaben befinden sich teilweise über totalen Wassertiefen von mehr als einem Meter, also über deutlich grösseren Tiefen als jenen von vergleichbaren Arbeiten (SEMPESKI & GAUDIN 1995d; GUTHRUF 1996). Die von Äschenlarven bevorzugten Flachwasser-Habitate bewirken einen besseren Schutz der Larven vor Prädatoren (SEMPESKI & GAUDIN 1995e); der Aufenthalt über tiefem Wasser macht die Larven in den Linthkanal-Haaben somit für Räuber wie beispielsweise die Forelle zu einer leichteren Beute, was belegt, dass Haaben bereits aus diesem Grund suboptimale Lebensräume sind. Zudem suchen Larven über Nacht seichte Totwasserzonen auf; welche in den Haaben oft gänzlich fehlen. Dieses Verhalten wird als Minimierung des Energieverbrauchs und des Prädations-Risikos interpretiert (SEMPESKI & GAUDIN 1995e).

4.3.3.4 Der Einfluss der Wasserführung auf das Lebensraumangebot

Die Kartierung der PNU entlang des gesamten Kanals, aber auch die kleinräumige Untersuchung bei LC 18 belegen, dass das Lebensraumangebot für Äschenlarven im Linthkanal durch das Zusammenspiel des Trapezprofils und der unterschiedlichen Abflusswerte bestimmt wird. Die Verfügbarkeit von Larvenhabitaten steht und fällt mit der Intensität und dem Zeitpunkt der Schneeschmelze beziehungsweise mit der Menge und dem Zeitpunkt des Schneewasser-Zuflusses in den Walensee. Tritt eine intensive Schneeschmelze im Monat Mai auf; so bilden sich durch die Überflutung der Dammvorländer grossräumig ideale Larvenhabitate. Ist die Schneeschmelze schwach oder kommt sie erst in den Juni zu liegen, so reduziert sich das Angebot an Larvenhabitaten. Auch starke Abfluss-Schwankungen während der Larvalphase sind nicht ideal, weil dadurch die Habitatverfügbarkeit stark schwankt und viele Larven neue Habitate suchen müssen. Beim Absinken des Pegels in das Kanalbett werden zwangsläufig viele Habitat-suchende Larven verdriftet. OSWALD (2002) konnte belegen, dass ein Verdriften das natürliche Schwarmverhalten von juvenilen Äschen auflöst und später das Vorniveau der Schwarmgrösse nicht wieder erreicht wird. Die Bedeutung dieses Resultats ist jedoch noch unklar. Die Konzentration des Larvenbestandes bei tiefen Abflüssen auf den verbliebenen PNU im untersten Kanalabschnitt auf kurzen Strecken weist klar auf ein starkes Verdriften der Larven hin (vgl. Abb. 4.3.29). Es ist zu vermuten, dass sich ein langes oder wiederholtes Abdriften, das durch äussere Umstände erzwungen wird, bei Äschenlarven negativ auswirkt: Die Suche nach neuen Habitaten dürfte mit einem erhöhten Energieaufwand und einer verminderten Nahrungsaufnahme verbunden sein. Die bei tiefen Abflüssen festgestellten hohen Larvendichten auf den verbliebenen PNU lassen zudem eine intraspezifische Konkurrenz um die Mikrohabitate und die Nahrungsressourcen vermuten, welche das Überleben der Larven negativ beeinflusst. Flachwasserhabitate wie jene der Äschenlarven sind nach GRANT & KRAMER (1990) besonders limitierend für die Fischdichte und wirken sich bei beschränktem Angebot direkt auf die Kohortengrösse aus. Hohe Dichten auf engem Raum machen den Bestand zudem anfälliger für Prädatoren, welche die auf kleinerer Fläche konzentrierten Larven viel einfacher und in grösseren Zahlen erbeuten können. Die Abflussverhältnisse sind im Linthkanal folglich zentral für die natürliche Rekrutierung eines Äschen-Jahrgangs. LOBÒN-CERVÌA (2004) konnte in einem spanischen Flusseinzugsgebiet ebenfalls nachweisen, dass die Kohorten-Rekrutierung von der Wasserführung während und nach der Emergenz von Bachforellen-Brütlingen bestimmt wird. Wie am Linthkanal sind dort höhere, jedoch nicht zu hohe Abflusswerte entscheidend für das Überleben der Brütlinge.

Neben einer erhöhten Mortalität durch Verdriftung, Lebensraumsuche und intraspezifischer Konkurrenz führt das Trockenfallen der teilweise fast ebenen Dammvorländer bei sinkendem Wasser (vgl. Abb. 4.3.19) zu einer weiteren Mortalität, welcher vor allem kleine Larven zum Opfer fallen. Sie ist nicht zu beziffern, da zurückbleibende Larven im Gras fast unauffindbar sind. SALTVEIT *et al.* (2001) stellten bei Experimenten zum Einfluss von Schwall und Sunk auf Brut von Atlantischen Lachsen und Forellen fest, dass die Anzahl der auffindbaren Fische nach dem Rückgang des Wassers jene der tatsächlich im Substrat zurückgebliebenen Fische stark unterschätzte. Die auf den „kahlen“ Flächen des Dammvorlands gefundenen zurückgebliebenen Linthkanal-Äschenlarven lassen deshalb erahnen, dass bei einem Absinken des Wassers jeweils mehrere Tausend Larven im Gras verenden. Diese Mortalität ist ganz klar auf das ungünstige Profil des Linthkanals zurückzuführen, welches als „Fischfalle“ (SCHNELL 2004) wirkt. Würden

die Dammvorländer auslaufend und mit leicht mehr Gefälle in das Niederwassergerinne abtauchen, könnte diese Mortalität massiv gesenkt werden. Dass vor allem kleine und somit jüngere Larven im Gras zurückbleiben, ist darauf zurückzuführen, dass deren Habitatsprüche fast stehendes bis sehr langsam fließendes Wasser umfasst und auch sehr seichte Uferzonen benutzt werden (vgl. Abb. 4.3.9 und 4.3.11). Weil ihre Lebensraumsprüche bis zuletzt erfüllt sind, weichen sie bei absinkendem Pegel nicht aus, bis es zu spät ist. Demgegenüber weisen ältere, grössere Larven eine Präferenz für steigende Fließgeschwindigkeiten und tieferes Wasser auf und verschieben sich in Richtung Flussmitte, sobald ihre Lebensraumsprüche nicht mehr erfüllt sind (SCOTT 1985; SEMPEski & GAUDIN 1995a,b,d,e; GUTHRUF 1996; SEMPEski & GAUDIN 2001, NYKÄNEN & HUUSKO 2004a). Sowohl diese Gewässermorphologie-bedingten Mortalitäten als auch die durch das Trapezprofil des Linthkanals verursachten Störungen des Habitat-Angebots bedürfen dringender Behebung mittels Revitalisierungsmassnahmen, da natürliche oder naturnahe Uferstrukturen ein besseres Mitrutschen der Larvenhabitate erlauben.

Da sich die Morphologie des Linthkanals in den letzten 30 Jahren nicht wesentlich veränderte, stellt sich bei einer Ursachensuche für den beobachteten Äschen-Bestandesrückgang die Frage, ob seither eventuell veränderte Abflussbedingungen das Lebensraumangebot für Larven negativ beeinflusst haben und somit als Ursachenfaktor in Frage kommen könnten. Zu Beginn der vorliegenden Arbeit deuteten hydrologische Analysen darauf hin, dass sich die Mai-Abflussverhältnisse im Zeitraum von 1968-1998 verändert hatten (HERTIG 2002c). Die zwischenzeitliche Verlängerung der Zeitreihe bis zum Jahr 2003 lässt jedoch keine Veränderung mehr erkennen; weder was den mittleren Maiabfluss anbelangt noch bezüglich der Anzahl der Tage mit ununterbrochenem Abfluss zwischen 95 und $140 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Abb. 4.3.30 und 4.3.31), welche besonders entscheidend für ein gutes Überleben einer Larven-Kohorte scheinen. Daraus ist zu schliessen, dass das hydrologische Regime nicht für den beobachteten Bestandesrückgang von 1970 bis 2003 (Abb. 3.9.) in Frage kommt.

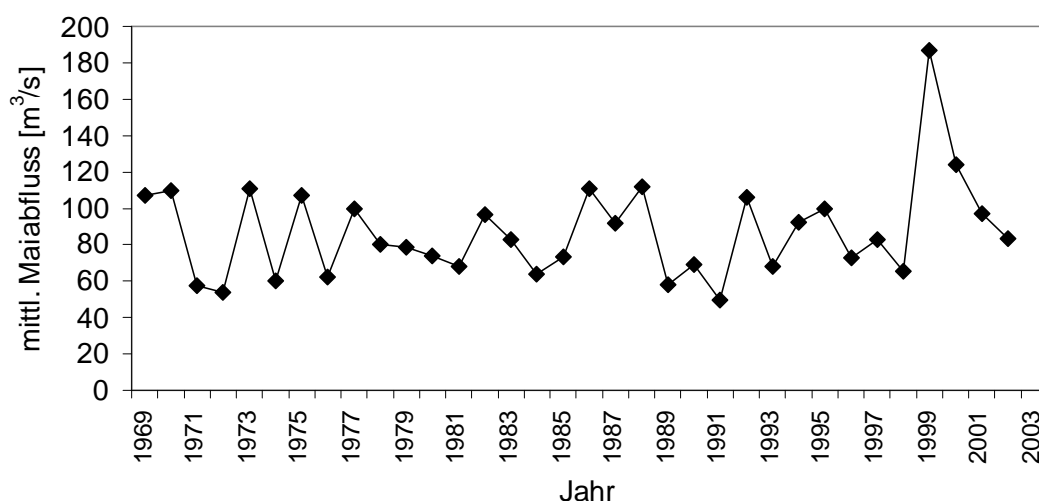


Abb. 4.3.30: Mittlerer Mai-Abfluss im Linthkanal von 1969 bis 2003. Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie.

Fig. 4.3.30: Q_{mean} in May during the years 1969 through 2003 show no changes in the hydrological regime.

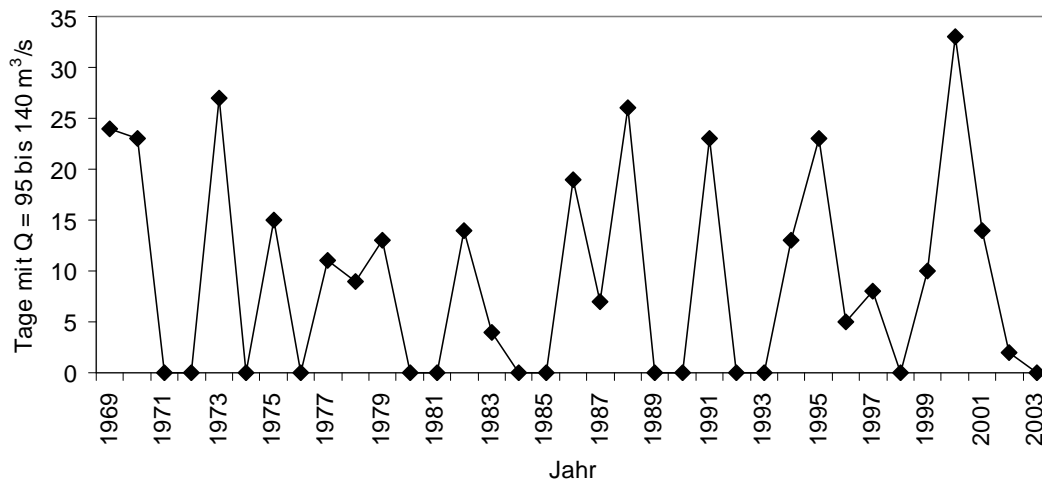


Abb. 4.3.31: Anzahl aufeinanderfolgende Tage vom 26. April bis 31. Mai mit ununterbrochenem Abfluss von $95\text{-}140\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ in den Jahren 1969 bis 2003. Rohdaten: Bundesamt für Wasser und Geologie.

Fig. 4.3.31: Number of consecutive days with $Q = 95$ to $160\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ from April 26 through May 31 during the years 1969-2003 in River Linthkanal show no long-term changes in the hydrological regime.

4.3.3.5 Bestandesschätzung

Bestandesabschätzungen oder lokale Zählungen von Äschenlarven sind in der Schweiz mittlerweile eine recht verbreitete Methode zur Abschätzung und Beurteilung der Naturverlaidung und der Güte von Larvenlebensräumen (GUTHRUF 1998; KIRCHHOFFER 1998; GUTHRUF & GUTHRUF-SEILER 1999; EAWAG 2002; HUBER & VOSER 2005). Bei den Bestandeschätzungen handelt es sich wie im vorliegenden Fall um semi-quantitative Aufnahmen, da voll-quantitative erstens auf grossen Gewässerstrecken aufwandmässig schlicht nicht machbar sind und zweitens in den meisten Zählabschnitten nie alle Larven gesichtet werden. Besonders wenn die Abschnitte morphologisch heterogen sind. Zudem ist bei einer einzigen Zählung/Schätzung mit einzubeziehen, dass der Larvenbestand im Laufe der Larvalzeit dynamisch ist: Zu Beginn sind erst wenige Larven emergiert, in der Mitte beginnen die ersten metamorphosierten Fischchen bereits ins tiefere Wasser zu verschwinden während gleichzeitig noch letzte Larven emergieren und am Ende sind nur noch einzelne Larven im flachen oder oberflächennahen Wasser vorzufinden. Deshalb geben Larven-Bestandeschätzungen, selbst wenn sie dreimal während derselben Larvalzeit durchgeführt werden, nie den Gesamtbestand wieder. Sie unterschätzen ihn in jedem Fall mit einem unbekanntem, wahrscheinlich recht hohen Faktor. Diese Bestandeschätzungen erhalten erst einen Wert, wenn sie in anderen Jahren - bezogen auf die Larvalzeit - im zeitlich selben Rahmen wiederholt werden. Dann kann man die grob geschätzten Zahlen vergleichen, im Bewusstsein dass man nur relative Bestände, nicht jedoch absolute Bestandeszahlen miteinander vergleicht.

Larven-Bestandeschätzungen gestalten sich umso schwieriger, je natürlicher der Zustand eines Gewässers, je heterogener seine Struktur ist. Es ist deshalb nicht erstaunlich, dass SCHUBERT (2001) vor der Aufgabe kapitulierte, die Äschen-Larvenbestände von 8 bayerischen Gewässern abzuschätzen, die viel weniger verbaut sind als der Linthkanal. Die Gesamtschätzung am Linthkanal ist bisher einmalig und sie war nur möglich, weil das Gewässer wegen seiner monotonen Gewässermorphologie sozusagen Labor-ähnliche Bedingungen aufweist: Die

parallelen Dammwege ermöglichten überall eine einfache Anfahrt, und nur an wenigen Stellen erschwerte Vegetation den Zugang ans und die Sicht ins Wasser. Die Erhebung war trotzdem jedes Mal eine Riesen-Übung. SCHUBERT (2001) beschränkte sich dann auf Erhebungen an lokalen Standorten, wo Larvenvorkommen aufgrund der Uferstrukturen angenommen werden konnten. Er schloss in Unkenntnis der Gesamtlarvenbestände, dass die angetroffene Individuenzahl pro Schwarm ein verlässliches Mass zur Quantifizierung des Brutaufkommens sei. Dieser Schluss ist aufgrund der vorliegenden Linthkanal-Resultate sehr fragwürdig, da diese konträr zeigen, dass die höchsten Larvendichten – die zwar nicht jedes Jahr in einzelnen Schwarmgrössen erhoben wurden – dann vorgefunden wurden, wenn der Larvenbestand infolge Verknappung des Lebensraums am kleinsten war. SCHUBERTS (2001) lokal erhobene Dichten können jedoch mit jenen des Linthkanals verglichen werden. Da er nur an solchen Stellen suchte, wo er Larven vermutete, kommen für einen Vergleich nur die Linthkanal-Ufertypen „Grasufer flach“, „naturnah & beschattet“ sowie „Schilf-Gras“ in Frage. In den Bayerischen Flüssen wurden 0.05-3.54 Larven pro Laufmeter festgestellt; im Linthkanal lagen die Werte bei den Uferstrecken, an welchen à priori Larven zu erwarten sind, bei 0.20 bis 32.75 Larven pro Laufmeter Teststrecke. Womit der Linthkanal im Vergleich zu den deutlich natürlicheren bayerischen Gewässern gut da steht, auch wenn solche Vergleiche mit Vorsicht zu geniessen sind. Im Hochrhein zwischen Bodensee-Untersee und Schaffhausen, wo gemessen an den Fängen von bis zu 45'000 Stück/Jahr die grösste Äschenpopulation der Schweiz und vermutlich auch Mitteleuropas lebt (HERTIG 2002b; KIRCHHOFER *et al.* 2002), fand GUTHRUF (1998) entlang von ausgedehnten Kiesbänken maximale Dichten von bis zu 250 Larven pro Laufmeter. HUBER & VOSER (2005) berichten von 0.85-30 Larven pro Laufmeter im Aargauer Hochrhein und von durchschnittlich 8 Larven pro Laufmeter in der Aargauer Reuss.

Die deutlichen Unterschiede der relativen Larvenbestandesgrössen, insbesondere zwischen der Larvalsaison 2000 und den drei anderen Saisons, werfen die Frage nach der Ursache für die Differenzen auf. Die Anzahl an Larven ist als erstes von der Anzahl abgelaichter Eier, also der Anzahl und Grösse der laichenden Weibchen abhängig; sodann können Befruchtungs- und Schlüpferfolg von Jahr zu Jahr variieren und mitbestimmende Faktoren sein. Stark limitierend wirkt auch das Angebot an Lebensraum für Äschenlarven. Betrachtet man die Populationsstruktur von Kapitel 4.4 und insbesondere Abbildung 4.4.3, so wird erkennbar, dass aufgrund der Herbstfänge 1999 im nachfolgenden Frühjahr ein vergleichsweise geringer Bestand an potentiellen Laichfischen (Anzahl Fische ≥ 38 cm) vorhanden gewesen sein musste. Trotzdem entsprang aus der Laichsaison 2000 der grösste Larvenbestand aller vier Jahre. Demgegenüber fielen die Larvenbestände 2001 und 2002 klein aus obwohl aufgrund der Herbstfänge 2000 und 2001 deutlich mehr potentielle Laichfische (≥ 3 -Jährige, Anzahl Fische ≥ 38 cm) vorhanden gewesen sein mussten. Daraus lässt sich ableiten, dass im Linthkanal in den untersuchten Jahren die Anzahl an Laichfischen nicht der limitierende Faktor für die Larvenbestände sein konnte. Ob die Embryonalphase in den einzelnen Jahren unterschiedlich beeinflusst war, lässt sich nicht sagen, da keine entsprechenden Resultate vorliegen. Möglich wäre allenfalls ein positiver Effekt durch die Substratumlagerung des Jahrhundert-Hochwassers von 1999 auf die Embryonalentwicklung im Frühjahr 2000. Die Resultate der vorliegenden Arbeit deuten jedoch auf einen starken, limitierenden Einfluss des Lebensraum-Angebots für Äschenlarven, das in den untersuchten Jahren deutlich unterschiedlich ausfiel und die beobachteten Unterschiede in den Larven-Kohortenstärken plausibel zu

erklären vermag. Damit würden die vorliegenden Resultate die Aussage von SEMPEŠKI & GAUDIN (1995d) bestätigen, wonach das Angebot an Äschenlarven-Habitaten für die „carrying capacity“ bzw. das „early life survival“ bestimmend und durch Abflussveränderungen (natürlich oder Schwall-Sunk-bedingt) sowie durch Uferverbauungen beeinflussbar ist.

4.3.3.6 Wie könnte man die Lebensraumsituation für Äschenlarven verbessern?

Strömung und die damit in Verbindung stehenden Fließkräfte sind die in Fließgewässern entscheidenden Lebensraumgrößen schlechthin (JUNGWIRTH *et al.* 2003). Dies trifft auf Äschenlarven ganz besonders zu (NYKÄNEN & HUUSKO 2004b). Es ist offensichtlich, dass im Linthkanal ein grosses Defizit an jederzeit - bei unterschiedlichsten Abflüssen - verfügbaren Larvenlebensräumen, welche durch die Strömung bestimmt werden, besteht. Das Defizit kommt, ganz abgesehen von der fehlenden Dynamik dieses gänzlich künstlichen Gewässers, hauptsächlich durch das Trapezprofils des Kanals zu Stande, welches bewirkt, dass bei mittleren und tiefen Wasserständen langsam fließende Flachwasserzonen nur an wenigen Stellen vorhanden sind (vgl. Abb. 4.3.17). Flach auslaufende Ufer, vergleichbar mit natürlichen Kiesufern und Kiesbänken, welche das Wasser mit zunehmender Nähe zur Uferlinie bremsen, sind praktisch keine vorhanden. Solche Habitate sind jedoch für Äschenlarven zentral (SCOTT 1985; BARDONNET *et al.* 1991; SEMPEŠKI & GAUDIN 1995a-d; GUTHRUF 1996; SEMPEŠKI *et al.* 1998; SAGNES *et al.* 1997, 2000; GAUDIN & SEMPEŠKI 2001; JUNGWIRTH *et al.* 2003; NYKÄNEN & HUUSKO 2004b).

Die Komplexität des Linthkanals mit seiner Hauptfunktion des Hochwasserschutzes und der Tatsache, dass er über weite Strecken höher liegt als das Umland sowie unterschiedlichste, teilweise diametrale Interessen verschiedenster Interessengruppen (Hochwassersicherheit, Landwirtschaft, Anwohner, Tourismus, Fischerei, Naturschutz, usw.) und nicht zuletzt die beschränkten finanziellen Mittel verunmöglichen die idealste aller Lebensraumverbesserungen in Form einer kompletten Revitalisierung, der Wiederherstellung eines frei fließenden Flusses, *à priori* (RUHLÉ 2001a). Eine solche am Linthkanal leider illusorische Massnahme würde grossflächige seichte Flachwasserzonen entlang von Kiesufern und Kiesbänken sowie Altarme schaffen und den von Äschenlarven so dringend benötigten Lebensraum wiederherstellen. Die Situation am Linthkanal zwingt zu anderen Lösungen. Dazu gehören Revitalisierungsmassnahmen am eigentlichen Gerinne und im Dammvorland. Diese können ohne Konflikt mit dem über allem stehenden Sicherheitsaspekt realisiert werden. Zentral erscheint für solche Massnahmen aus Sicht der Fischfauna, dass neben Prallufern ausgedehnte Flachwasserzonen geschaffen werden, indem die Oberkante des Trapezprofils gebrochen wird und das Dammvorland sanft in den Kanal abtaucht, um die Verzahnung zwischen Land und Wasser wieder herzustellen. Oder indem bei Aufweitungen zusätzlich flache Inseln geschaffen werden, entlang derer ebenfalls Flachwasserzonen entstehen. An solcherart umgestalteten Stellen können die neu entstehenden seichten Lebensräume für Äschenlarven mit den unterschiedlichsten Abflusspegeln auf dem Ufer auf- und abgleiten, ohne dass sie wie heute bei Erreichen eines bestimmten Pegelstands (Kanalkante) abrupt verschwinden. Aufgrund erster Resultate der vorliegenden Arbeit zur Habitatnutzung von Äschenlarven hatte HUBER (2001) für den Kanalabschnitt bei LC 39 Vorschläge gemacht, wie man die Situation für Äschenlarven mit teilweise einfachen Mitteln verbessern könnte (Abb. 4.3.32). Seine Vorschläge sind nicht eben naturnaher Art,

doch sie bringen zwei zentrale Massnahmen für Lebensraumverbesserungen für Äschen auf den Punkt: Er bricht die Uferkante, lässt das Dammvorland sanft in den Kanal abtauchen und fügt Ufer-Strukturierungen ein. Diese Punkte nehmen die wichtigsten Erkenntnisse aus dem aktuellen Kapitel auf (vgl. Abb. 4.3.16, 4.3.19 und 4.3.22), wonach flache, langsam fliessende und strukturierte Ufer die höchsten Larvendichten generieren. Können diese Punkte im Rahmen von Kanalbeziehungsweise Niederwasserrinnen-Aufweitungen in naturnaher Form umgesetzt werden, dann werden sich an solchen Stellen die Lebensraumbedingungen für Äschenlarven wie auch für die anderen Organismen des Gewässers massiv verbessern. Mit solchen Massnahmen konnte in begradigten und verbauten finnischen Flüssen das Lebensraumpotenzial für Äschenlarven sowie für die älteren Stadien erfolgreich verbessert werden (MÄKI-PETÄYS *et al.* 2000; VEHANEN *et al.* 2002; YRJÄNÄ 2003). JUNGWIRTH *et al.* (2003) belegen, dass Massnahmen im unmittelbaren Gewässerbett und Uferbereich mittels Restrukturierung der Uferzonen durch Einbau von Bühnen, Holzstrukturen und Gestaltung von Buchten sowie der Dynamisierung von Uferzonen durch die Öffnung von Ufersicherungen und Gewässeraufweitungen lokal sehr grosse Effekte auf die Abundanz von Äschen haben können: Die beidseitige Aufweitung und Strukturierung eines einen Kilometer langen Drauabschnitts bei Greifenburg (A) bewirkte, dass der Äschenbestand auf der besagten Strecke nach der Restrukturierung fast siebenmal höher war als davor. Wobei vor allem der Bestand an Jungfischen massiv zunahm. Obwohl hier stets von der Äsche gesprochen wird, gilt selbstredend, dass Revitalisierungsmassnahmen allen Fischen und Lebewesen nützen; die Äschen sind jedoch das Thema dieser Arbeit und sie halten zudem hervorragend als „flagship-species“ und Indikatorart her. Auch die vorgeschlagene Anbindung von Altarmen wie dem Hänggelgiessen (SCHLEGEL 2002; EIDG. LINTHVERWALTUNG 2003) ist sehr zu begrüßen, denn solche Altarme können als Kinderstuben für Äschen sowie als Lebensraum für stillwasserangepasste Arten eine sehr wichtige Rolle einnehmen (VEHANEN *et al.* 2002; JUNGWIRTH *et al.* 2003)

Da bereits jetzt klar ist, dass vorerst leider nur beschränkte Gewässerstrecken revitalisiert und aufgeweitet werden, könnten auf den übrigen Strecken auch kleinräumige unkonventionelle Massnahmen eine Erhöhung der Lebensraumkapazität für Äschenlarven herbeiführen, wenn während der Larvalphase ungünstig tiefe Abflusswerte herrschen. Haaben stellen bei solchen Bedingungen letzte Refugien für die Larven dar, doch sie sind schlecht genutzt, weil es nur in den Eckbereichen nutzbare Strömungszonen gibt. Durch Einbringen von sogenannten Raubäumen, mittels Stahlseilen befestigten Tannen, und durch Aufbrechen der Uferpflasterungen könnte mehr Haabenfläche strömungsberuhigt werden, was die Habitatfläche für Larven erhöhen würde. Auch Entlang von harten Kanalufern, wo üblicherweise überhaupt keine Larven zu finden sind, würde das stellenweise Aufbrechen des Blocksatzes und das Einbringen von Raubbäumen und Totholz kleinräumig lokale Larvenhabitate generieren (Abb. 4.3.32). RUFF (2001) und GUTHRUF & GUTHRUF-SEILER (2005) konnten in Isar (D) bzw. in der Aare bei Thun nachweisen, dass sich im Strömungsschatten solcher lokalen Strukturen ein Grossteil der Äschenlarven eines Flussabschnitts konzentrierten. Diese „Heftpflaster“-Methoden bringen jedoch ganz klar nur einen kleinen Bruchteil dessen, was dringend notwendige grossräumige Revitalisierungsmassnahmen bewirken. Und sie sind wirklich die ultimativsten aller „Disney-World“-Massnahmen, worunter eigentlich alle künstlichen Revitalisierungsmassnahmen fallen, welche nicht darauf zielen, ein Gewässer sich selbst zu überlassen. Aus ökologischer Sicht sind deshalb möglichst

viele der zahlreichen Revitalisierungsmassnahmen anzustreben, welche SCHLEGEL (2002) vorgeschlagen hat.

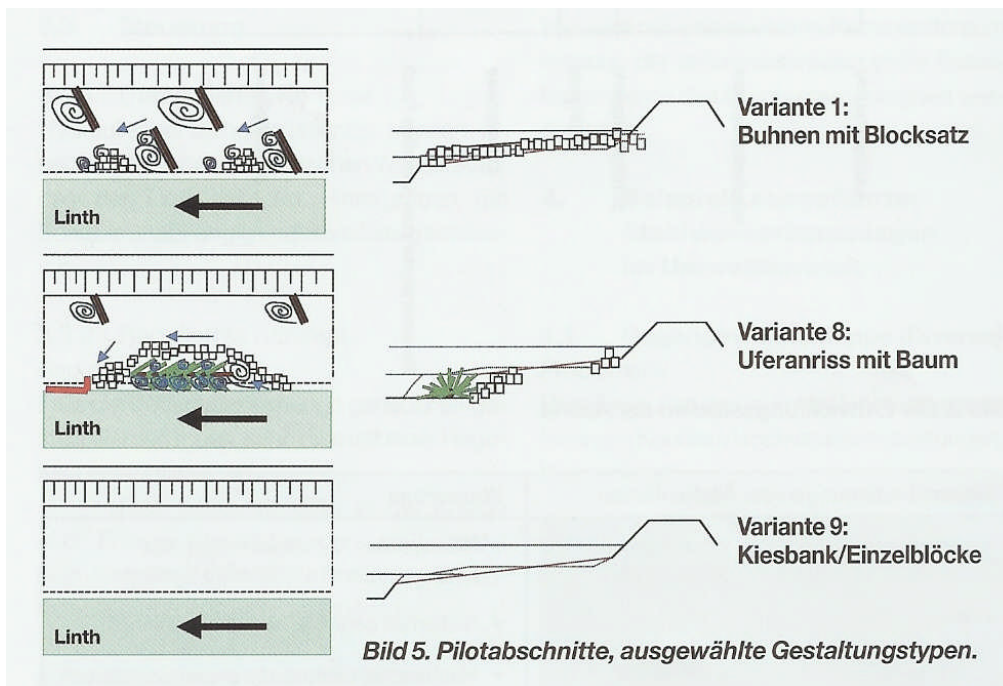


Abb. 4.3.32: Vorschläge für lokale wasserbauliche Optimierungsmassnahmen am Linthkanal zugunsten von Äschenlarven aus HUBER (2001). Unabhängig von der Detaillausgestaltung ist für Äschenlarven der Grundgedanke zentral, dass das Dammvorland stellenweise abgesenkt wird, damit die seichten und langsam fliessenden Larvenhabitate je nach Wasserführung mitrutschen können.

Fig. 4.3.32: Examples of simple local habitat enhancing measures for River Linthkanal grayling larvae proposed by HUBER (2001). Regardless of his rather artificial measures the basic idea that the edge of the channel has to be cut off, giving the shore a flat slope, is the most important point. Only like this, shallow and slow flowing grayling larvae habitats can slip up and down at altering water levels without disappearing due to the hydrologically negative influence of the present channel edge.

4.3.3.7 Nahrung der Äschenlarven

Die Chironomiden scheinen im Linthkanal ebenso wie an anderen Gewässern (SCOTT 1985; SEMPEŠKI *et al.* 1995; GUTHRUF 1996; BAARS *et al.* 2001) eine zentrale Rolle in der Ernährung der Äschenlarven zu spielen. Daphnien scheinen dagegen wie bei den Larven aus der Aare (GUTHRUF 1996) nur in See-Abflüssen eine wichtige Rolle einzunehmen. Im Vergleich zu anderen Studien stehen die beiden See-Ausflüsse Aare und Linthkanal mit dem hohen Daphnien-Anteil in der Larven-Nahrung alleine da, wie BAARS *et al.* (2001) in einer Literatur-Übersicht feststellten. Nach HARALDSTAD *et al.* (1987) ernährten sich auch kleinere Bachforellen in norwegischen See-Ausflüssen zu einem namhaften Anteil von Zooplankton. Offensichtlich speisen die oberliegenden Seen die Ausflüsse mit einer Daphnien-Drift, welche in anderen Gewässern nicht oder nur marginal vorhanden ist. Der hohe zahlenmässige Anteil von Daphnien und die Tatsache, dass 87 % der Larven dieses Taxon im Magen hatten, könnte von Bedeutung sein, wenn es um die Suche nach Faktoren für den Bestandesrückgang der Linth-Äschen geht. Dass dieser Organismus so gehäuft in der Nahrung der Larven der See-Abflüsse Linthkanal und Aare vorkommt, weist auf eine energetisch wichtige Rolle dieser Beute hin. Da sie allochthon ist, also nicht im Kanal selbst produziert wird, ist deren Abundanz in der Drift durch die Dichte und die Daphnien-Bestandesdynamik im oben liegenden See

bestimmt, der als Daphnien-Reservoir fungiert. Die Reoligotrophierung des Walensees infolge der Installation von Abwasser-Reinigungsanlagen mit Phosphat-Fällungsstufen führte dazu, dass durch den Rückgang des Phosphat-Gehalts auch die Zooplankton-Biomasse im See abnahm. Daphnien reagieren besonders sensibel auf die Veränderung des Phosphatgehaltes, weshalb die Daphnien-Dichten im Walensee von 1977 bis 1995 um ungefähr zwei Drittel zurückgingen (GAMMETER *et al.* 1996; Abb. 4.3.33). Die Reoligotrophierung des Walensees spiegelt sich auch in den Phosphat-Frachten, die durch den Linthkanal in den Zürichsee-Obersee transportiert wurden; diese sanken in den Jahren 1972 bis 2000 von rund 60 t/Jahr auf etwa 20 t/Jahr (GAMMETER & FORSTER 2002). Es ist deshalb davon auszugehen, dass in den 1970er- und 1980er-Jahren deutlich höhere Daphnien-Mengen in der Linthkanal-Drift vorkamen und deren Bedeutung für die Ernährung der Äschenlarven damals noch wesentlich grösser war als heute. Eine hohe Daphnien-Drift verkleinert möglicherweise die intraspezifische Nahrungs-Konkurrenz der Larven beim aufgezeigten ungünstigen Lebensraum-Angebot (tiefe Abflusswerte). Wie HUGES & DILL (1990) zeigten, gibt es energetisch günstigere und ungünstigere Stellen für die Nahrungssuche. Die früher stärkere Daphniendrift und könnte dazu geführt haben, dass heute energetisch ungünstigere Stellen damals profitabler waren (vgl. O'BRIEN *et al.* 2001), was die Überlebensraten der Larven bei prekären Abflussverhältnissen gegenüber heute erhöhte. Ein verändertes, die Rekrutierung beeinflussendes Nahrungsangebot (insbesondere Daphnien) für Äschenlarven ist deshalb ein möglicher und wahrscheinlich mitbestimmender Faktor für den beobachteten Bestandesrückgang der Linthkanal-Äschen. Die Reoligotrophierung des Walensees beeinflusste auch die dortigen Bestände der planktivoren Albeli (Kleinfelchen) und der Seesaiblinge massiv; ihr Wachstum verlangsamte sich und ihre Fänge nahmen parallel zum Rückgang des Phosphatgehaltes des Walenseewassers stark ab (RUHLÉ 1989, 2001b).

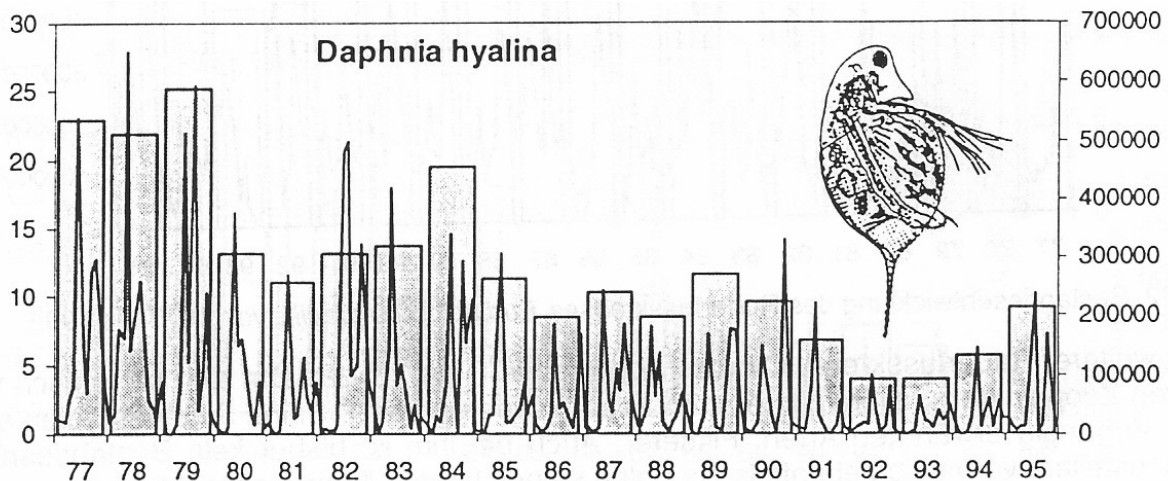


Abb. 4.3.33: Entwicklung der Daphniendichte im Walensee [g m^{-2} linke Achse; Anzahl m^{-2} rechte Achse] von 1977 bis 1995 am Beispiel von *Daphnia hyalina* (aus GAMMETER *et al.* 1996).

Fig. 4.3.33: Density of *Daphnia hyalina* [g m^{-2} and number m^{-2}] in Lake Walenstadt in the years 1970-1995. From GAMMETER *et al.* (1996). *Daphnia* sp. is an important prey for grayling larvae in the Linthkanal.

4.4 Populationsaufbau, Bestandesdynamik & Mortalitäten

Die Bestandesdynamik gibt unter anderem Auskunft über die Alterszusammensetzung, die Längenverteilung und die Mortalitätsrate einer Population. Der Anteil adulter Individuen spiegelt das Reproduktionspotenzial wider; der Anteil juveniler Individuen wiederum zeigt, inwieweit Reproduktion und Jungfischauftreten stattfinden (JUNGWIRTH *et al.* 2003). Aus der Sicht der Bewirtschaftung lassen sich damit wertvolle Fragen zum Befischungsdruck und zum Fangmindestmass klären. Die Kenntnis der Populationsstruktur bildet eine der wichtigsten Grundlagen für den Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung einer Population (HILBORN & WALTERS 1992; KIRCHHOFER *et al.* 2002).

4.4.1. Methoden

4.4.1.1 Längen- und Altersstruktur

Aufgrund der beschränkten Stichprobenanzahl und der bereits erwähnten methodischen Probleme beim Elektrofang (Selektivität auf grössere Tiere, mangelhafte Erfassung juveniler Äschen, nur oberster Kanalabschnitt befischbar) wird klar, dass mit den Daten von Kapitel 4.2 der tatsächliche Populationsaufbau auch für die älteren Fische nur ungenügend wiedergegeben wird.

Die Tatsache, dass die Angler seit 1991 jeden einzelnen behändigten Fisch sofort nach dem Töten mit Fangdatum und Länge (cm) in die so genannte Tagesfangstatistik (TFS) eintragen müssen, bietet die Möglichkeit eine grosse Datenmenge zur Längenverteilung der Fänge zu erhalten. Diese TFS müssen Ende der Fangsaison nicht zwingend an die Fischereikommission zurückgeschickt werden; obligatorisch ist nur die Einsendung des ordentlichen Statistikformulars, welches die Fänge pro Monat in Stück und Kilogramm zusammenfasst. Zahlreiche Angler senden die TFS jedoch ebenfalls ein. Diese waren bisher zwar archiviert, jedoch noch nie ausgewertet worden. Für die vorliegende Arbeit wurden alle vorhandenen TFS-Längen der Äschenfänge aus der Hauptfangzeit Oktober-Dezember, für die Jahre 1998-2003 ausgewertet (total 6356 Längen-erfasste Äschen). Unter der Annahme, dass die Fangwahrscheinlichkeit für alle Äschen über dem Schonmass gleich ist, repräsentiert die Zusammenstellung der Fischlängen aus den TFS die tatsächliche relative Längenzusammensetzung der fangbaren Äschenpopulation während der Monate Oktober bis Dezember gut. Die grosse Menge an Längendaten aus den TFS erlaubt ein wesentlich akkurateres Bild der Längenstruktur der Population über dem Fangmass als die beschränkten Daten der Laichfischfänge und der im Feld erhobenen Angelfänge.

Um die Längen altersmässig zuordnen zu können, wurden sie mit den während der Feldarbeit erhobenen und altersbestimmten Anglerfängen der Monate Oktober bis Dezember 2000-2002 verglichen und anschliessend approximativ drei Altersklassen (1^+ , 2^+ und $\geq 3^+$) zugeordnet, um die Altersstruktur zu veranschaulichen. Wie bei den Elektrofängen wird mit den Daten aus den TFS die Altersklasse 1^+ unvollständig repräsentiert und die Fische des Alters 0^+ fehlen völlig. Die approximative Alterszuordnung erfolgte für die 1^+ -Fische optisch aufgrund der Referenzkurve in Abb. 4.4.1 und für die 2^+ -Tiere mittels einer rechtsseitig des Peaks der 2^+ -Fische bei 40.5 cm angepassten Normalverteilungskurve folgend (Abb. 4.4.3), unter der Annahme, dass die Längenverteilung dieser Altersklasse normalverteilt ist. Alle übrigen Fische wurden der Altersklasse $\geq 3^+$ zugeordnet.

4.4.1.2 Mortalitäten

Die Kenntnis der natürlichen (M) und totalen Mortalität Z (= fischereibedingte plus natürliche Mortalität) ist wichtig für eine gezielte und nachhaltige Bewirtschaftung einer Population (HILBORN & WALTERS 1992; HALL *et al.* 2004).

Die Zahl der überlebenden Fische eines Jahrgangs hängt von der natürlichen und der fischereibedingten Mortalität ab. Die zu einem bestimmten Zeitpunkt der Kohorte angehörenden Fische nehmen im Laufe der Zeit exponentiell ab (RICKER 1975; CUSHING 1983; SCHWEIZER *et al.* 1985; WOOTTON 1990). Während vor dem Erreichen des Fangmindestmasses nur die natürliche Mortalität M wirkt (unter Vernachlässigung einer allfälligen Verangelungsmortalität von untermassigen zurückgesetzten Fischen), kommt danach auch die fischereibedingte Mortalität F zum Tragen.

Momentane Rate der totalen Mortalität Z

Der momentane Mortalitätskoeffizient Z ist definiert durch

$$dN/Ndt = -Z(t) \quad \text{bzw.} \quad dN/Ndt = -(M+F)(t)$$

Wobei N die Anzahl Individuen einer Kohorte zur Zeit t ist. Die Überlebensrate S ist für ein Einheits-Zeitintervall (beispielsweise 1 Jahr) folglich definiert als

$$\text{Log}_e S = -Z \quad \text{bzw.} \quad \text{Log}_e S = -(M+F)$$

Woraus folgt, dass $S = e^{-Z}$ bzw. $S = e^{-(M+F)}$ ist. Für eine Bestimmung von Z ist in der Regel die Kenntnis der Kohortengrösse notwendig. Die grosse Datenmenge der TFS-Längen erlaubt für die Äschenpopulation des Linthkanals jedoch mit Ausnahme der Altersklasse 2^+ keine direkte Bestimmung der Kohortengrösse im Fang. Da die Längenverteilung der Fänge eine Funktion des Alters zu einem bestimmten Zeitpunkt bzw. des Wachstums und somit auch der Mortalität darstellt, entwickelte PAULY (1984, 1990) eine Methode, um die Mortalität mittels einer Längen-konvertierten Fangkurve zu berechnen. Die resultierende Regressionsgerade basiert auf der Annahme, dass das Längenwachstum einer Population mit dem von Bertalanffy-Modell beschrieben werden kann und dass alle Fische über dem Fangmindestmass dieselbe Fangwahrscheinlichkeit aufweisen. Das Modell der Längen-konvertierten Fangkurve ordnet den Fischen aufgrund ihrer Länge mittels des von Bertalanffy-Modells ein entsprechendes Alter zu und berechnet derart die Kohortengrösse. Die Regressionsgerade wird unter Einbezug der populationsspezifischen von Bertalanffy-Parametern L_∞ , K und t_0 berechnet, wobei aus der resultierenden Steigung der Geraden die Mortalitätsrate Z abgeleitet wird (für Details vgl. PAULY 1984, 1990). Das Modell berücksichtigt dabei, dass im Falle des Linthkanals erst Fische ab einer Länge von 32 cm im Datensatz enthalten sind und zieht nur vollständig rekrutierte Kohorten mit in die Berechnung der Mortalitätsrate ein.

Wie bei der Längen-konvertierten Fangkurve geht das klassische Modell von BEVERTON & HOLT (1956) davon aus, dass ein Bestand im Gleichgewicht ist (konstante Rekrutierung und Mortalität), alle Fische über dem Mindestmass (L_{crit}) dieselbe Fangwahrscheinlichkeit haben und das Längenwachstum dem Modell nach VON BERTALANFFY (1938) folgt. In diesem Fall haben alle Fische wiederum denselben momentanen totalen Mortalitätskoeffizienten Z , welcher von der mittleren Fischlänge (L_{mean}) abhängt: Wenn die mittlere Fischlänge in einer Population mit einer

konstanten Rekrutierung und konstantem Längenwachstum abnimmt, dann steigt die Mortalitätsrate und vice versa. Unter diesen Annahmen beschreiben BEVERTON & HOLT (1956) die Mortalitätsrate mit Hilfe der mittleren Fischlänge und den von Bertalanffy-Parametern in der Form von

$$Z = K (L_{\infty} - L_{mean}) / (L_{mean} - L_{crit})$$

HOENIG (1982) und HOENIG & LAWING (1982) gingen von einem anderen, jedoch ähnlich gelagerten Ansatz aus und entwickelten Gleichungen für Z aufgrund der Annahme und Beobachtung, dass Z mit dem Durchschnittsalter der ersten fangbaren Fische (Linthkanal: Äschen von 32 cm Länge, Alter 1.5 Jahre) und dem beobachteten Maximalalter in einer Population (Linthkanal: 8 Jahre) zusammenhängt. Ihre Berechnung von Z folgte der Gleichung

$$Z = 1/(c1[t_{max} - t_c])$$

Wobei t_{max} das beobachtete Maximalalter und t_c das Durchschnittsalter der ersten fangbaren Fische ist. $C1$ ist eine Funktion von N (vgl. HOENIG & LAWING 1982 oder FAO 1997 für Details).

Natürlicher Mortalitätskoeffizient M

Während Z meist von fischereibezogenen Daten abgeleitet werden kann, sind Schätzungen von M schwieriger vorzunehmen. Schätzungen von M wurden und werden deshalb oft mit empirischen Gleichungen wie jener von PAULY (1980) vorgenommen, der sie aufgrund von Vergleichen mit 175 verschiedenen Fischpopulationen entwickelte. Diese empirische Gleichung beschreibt M mit der mittleren Wassertemperatur T des Lebensraums (Linthkanal: 10.45 °C für die Jahre 1998-2002) sowie den von Bertalanffy-Koeffizienten k (0.71) und der asymptotischen Länge L_{∞} (48.28 cm) in folgender Weise:

$$\text{Log}(M) = -0.066 - 0.279 \log(L_{\infty}) + 0.6543 \log(k) + 0.4634 \log(T)$$

Die natürliche Mortalität m (Anteil der nach einer bestimmten Zeit infolge natürlicher Mortalität verschwundenen Fische) und die fischereibedingte Mortalität f (Anteil der nach einer bestimmten Zeit infolge fischereibedingter Mortalität verschwundenen Fische) lassen sich aus den momentanen Mortalitätskoeffizienten M und F berechnen:

$$m = 1 - e^{-M \cdot t}$$

$$f = 1 - e^{-F \cdot t}$$

Vorgehen

Mittels der verschiedenen oben genannten Methoden wurde in vergleichender Weise versucht, die Mortalitätskoeffizienten Z und M für die Äschenpopulation des Linthkanals abzuschätzen. Dabei muss klar gesagt sein, dass gewisse Modell-Annahmen, auf welchen die erwähnten Methoden basieren, nicht erfüllt sind. Insbesondere eine jährlich konstant gleiche Rekrutierung fällt ausser Betracht (siehe Resultateteil von Kapitel 4.3 und des vorliegenden Kapitels). Und es wurde vereinfacht angenommen, dass das Wachstum in den Jahren 1998-2002 ungefähr gleich war; die TFS-Daten des Hitzejahres 2003 wurden für die Mortalitätsberechnungen nicht verwendet, weil das Äschen-Wachstum offensichtlich stark verlangsamt war (siehe 4.4.2.2). Für die Längen-konvertierte Fangkurve wurden die Daten von 1998 bis 2002 durch das Programm gepoolt, so dass jährliche Schwankungen geglättet wurden. Schliesslich muss bemerkt werden, dass natürliche Fischpopulationen mit konstanten Rekrutierungs-, Wachstums- und Mortalitätsraten überhaupt die Ausnahme darstellen. Deshalb ist klar, dass die Resultate mit Vorbehalt zu geniessen sind; zu Recht kommentieren HILBORN & WALTERS (1992) Mortalitätsraten, die mittels Durchschnittslängen berechnet wurden damit, dass nur der naivste Biologe diesen Methoden unkritisch vertrauen könne. Und doch sind die obenstehenden die Methoden der Wahl, um eine konkretere Vorstellung über die Mortalitätsraten der Linth-Äschen zu erhalten. Alle Berechnungen wurden mit der FAO-Software FISAT II durchgeführt (Download: www.fao.org/fi/statist/fisoft/fisat/index.htm).

4.4.2 Resultate

4.4.2.1 Längen-Altersbeziehung der im Feld erfasste Anglerfänge

Die Altersstruktur der im Feld erfassten und altersbestimmten Anglerfänge der Jahre 2000-2002 der Monate Oktober bis Dezember lässt erkennen, dass die Altersklasse 1⁺ in diesem Quartal aufgrund ihrer Längenverteilung problemlos von den älteren Fischen zu unterscheiden ist (Abb. 4.4.1). Jedes Jahr wächst ein Teil der Fische bereits in ihrem 2. Herbst über das Schonmass von 32 cm hinaus und kann von den Anglern behändigt werden. Welcher Anteil einer Kohorte bis Ende der Fangsaison (31. Dezember) das Fangmass erreicht, konnte nicht ermittelt werden, da vergleichbare Elektrofänge aus dieser Zeit nicht in ausreichender Zahl gelangen, um den Anteil an untermassigen 1⁺-Fischen zu ermitteln. Auffällig an der Abb. 4.4.1 ist, dass unverhältnismässig wenige Fische der Längenklasse 32 cm im Anglerfang sind. Dies ist nach Aussage zahlreicher Angler darauf zurückzuführen, dass sie etwas „Reserve“ auf das Schonmass haben wollen und in der Praxis deshalb oft nur Fische behalten, welche das Schonmass deutlich überschreiten. Es handelt sich also bei den Längenklassen 33 und 34 cm nicht um einen tatsächlichen Peak in der Längenverteilung. Die Längenverteilung der 2⁺-Fische folgt einer klaren Normalverteilung mit einem Median bei 40.5 cm. Die älteren Fische sind längenmässig durchmischert und aufgrund ihrer Länge nicht mehr klar einer Altersklasse zuzuordnen. Dies ist auf ein stark verlangsamtes und geschlechtsspezifisch unterschiedliches Wachstum zurückzuführen, was auch dem Längen-Streudiagramm von Abb. 4.1.5 entnommen werden kann. Weil die Datenmenge beschränkt ist und deshalb die verschiedenen Jahre gepoolt wurden, kann aus der Grafik 4.4.1 nicht auf die Alterszusammensetzung des Bestandes geschlossen werden. Sie dient lediglich als Referenz zum Längen-Altersvergleich für Abb. 4.4.3 in Kapitel 4.4.2.2.

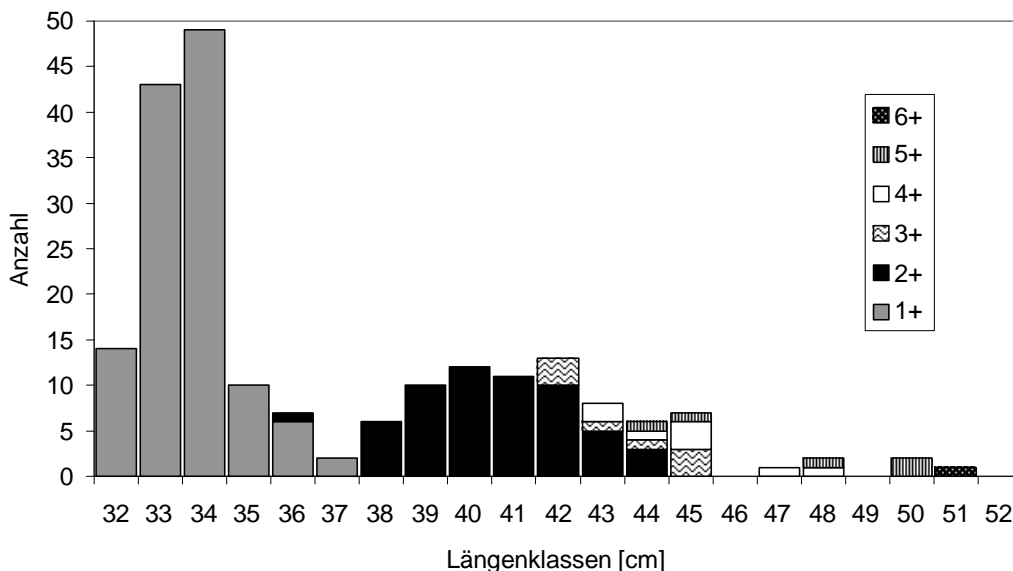


Abb. 4.4.1: Alter und Länge von 192 Angler- und 12 Elektrofängen aus den Monaten Oktober-Dezember, die über dem Schonmass liegen. Angeldaten 2000 bis 2002 gepoolt mit Elektrofängen von 1999 und 2000. Die Klassengrenzen reichen von 32.0-32.9 cm. Nicht altersbestimmbare Fische (n = 15) aus diesen Monaten werden nicht gezeigt.

Fig. 4.4.1: Age and length of angler-caught grayling (n = 192) and electrofishing (n = 12) during the months October-December. All field data pooled. Class size from 32.0-32.9 cm.

4.4.2.2 Äschenlängen aus den Tages-Fangstatistiken (TFS)

Eine detaillierte Analyse der Fanglängen aus den TFS belegt, dass 1⁺-Fische während des letzten Quartals jedes Jahres laufend in die fangbare Grösse hinein wachsen und die beobachtete Stückzahlbaisse bei 32 cm in Abb. 4.4.1 nur durch die selektive Entnahme zu Stande kommt: Der Anteil von Fischen mit Längen von 32-35 cm am monatlichen Gesamtfang nimmt von Oktober bis Dezember kontinuierlich zu (Abb. 4.4.2). Die 32-cm-„Depression“ ist in den TFS-Daten aller Jahre zu finden. Aufgrund der Längenklassen-Einteilung ist sie in Abb. 4.4.3 jedoch nicht ersichtlic.

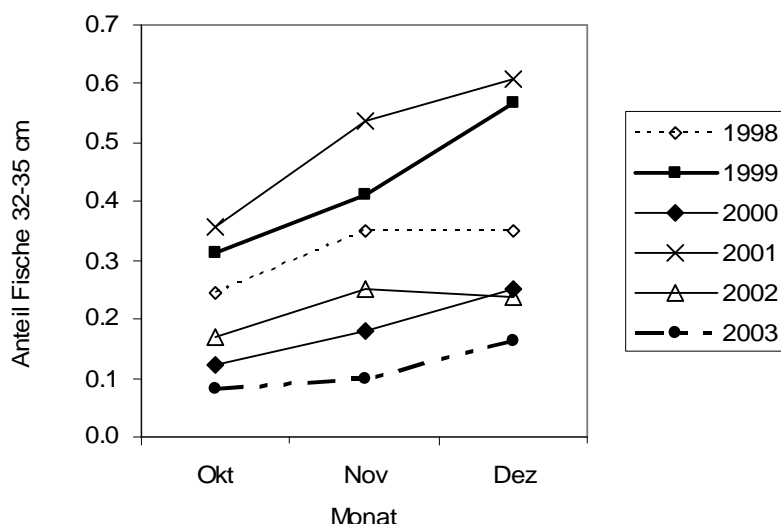


Abb. 4.4.2: Monatlicher Fanganteil von 32-35 cm langen Äschen in den Monaten Oktober-Dezember.
Fig. 4.4.2: Monthly proportion of 32-35 cm size grayling in the catch from October to December.

Die Längenverteilung in Abb. 4.4.3 zeigt für die Herbstfänge der Jahre 1998-2003 in jedem der untersuchten Jahre eine relativ ausgewogene, ab 41 cm abnehmende Längenverteilung, die stets bis über 50 cm hinaus reicht. Aufgrund der ermittelten Längen-Altersbeziehung von Abb. 4.4.1 kann gefolgert werden, dass in allen 6 analysierten Jahren stets wenigstens 7 Jahrgänge im Gewässer vorhanden waren; vermutlich sogar noch mehr, da das Alter der längsten TFS-Äschen von bis zu 56 cm (letztere im Juli 1999 und Juni 2000 gefangen und deshalb nicht in den vorliegenden Grafiken enthalten) unbekannt ist. Auffällig sind die in jedem Jahr auftretenden Peaks in den Bereichen von 32-33 cm sowie 40-41 cm (Abb. 4.4.3). Aufgrund der Altersbestimmungen für die Referenzgrafik (Abb. 4.4.1) handelt es sich dabei eindeutig um die Fische der Altersklassen 1⁺ und 2⁺. Die älteren Jahrgänge können infolge des generell verlangsamten sowie geschlechtsspezifisch unterschiedlichen Wachstums nicht mehr optisch aufgrund der Länge identifiziert und quantitativ abgeschätzt werden.

Eine auffällige Ausnahme bildet die Längenverteilung des Herbsts 2003: Es ist nur ein einziger Peak bei der Längenklasse 38-39 cm vorhanden, jener der 1⁺-Fische bei 32-33 cm fehlt. Die Abweichung zu den anderen Jahren besteht somit nicht nur in einem fehlenden Peak sondern auch darin, dass der 2⁺-Peak um 2 cm nach links verschoben ist. Dies kann nur bedeuten, dass das Wachstum im entsprechenden Jahr derart verlangsamt war, dass im letzten Quartal des Jahres 2003 nur wenige 1⁺-Fische die fangbare Länge erreichten und dass die 2⁺-Fische im Mittel rund 2 cm kürzer waren als in den Vorjahren zur selben Zeit. Da die Feldarbeit im Jahr 2003

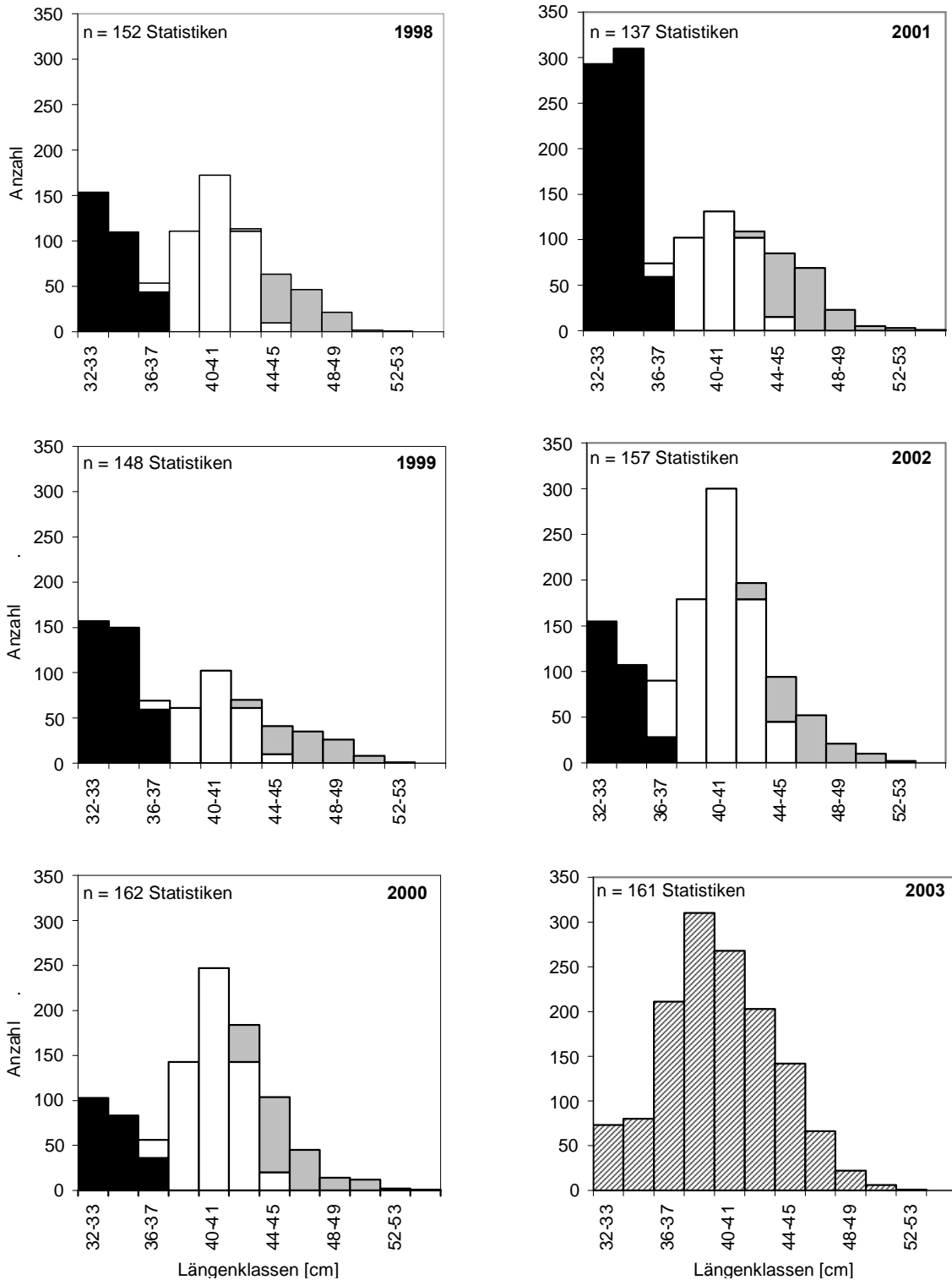


Abb. 4.4.3: Längenhäufigkeitsverteilung der Anglerfänge aus den Tagesfangstatistiken der Monate Oktober bis Dezember von 1998 bis 2003 mit approximativer Altersverteilung (schwarz: 1⁺; weiss: 2⁺; grau: ≥ 3⁺). Die Längenklasse 32-33 cm beinhaltet Längen von 32.0 bis 33.9 cm. n bezeichnet die Anzahl der ausgewerteten Tagesfangstatistikformulare ($N_{\text{total}} = 6356$ erfasste Äschen). Für das Jahr 2003 war aufgrund des unterschiedlichen, unbekanntem Wachstums keine Alterszuordnung möglich.
Fig. 4.4.3: Length histograms and approximate age distribution (black: 1⁺; white: 2⁺; grey: ≥ 3⁺) of grayling catches from October-December in the years 1998-2003 based on the anglers compulsory catch records. n is the number of analyzed catch statistics ($N_{\text{total}} = 6356$ length recorded grayling). For the year 2003 approximate ageing was not possible because of lacking comparable field data and obviously very different growth due to high water temperatures (41 days ≥ 20 °C).

bereits abgeschlossen war, kann dieser Wachstumsrückgang nicht direkt mit Felddaten belegt werden. Es gibt für das beobachtete Phänomen jedoch eine plausible Erklärung: Der Hitzesommer 2003 bewirkte auch im Linthkanal aussergewöhnlich lange anhaltend hohe Wassertemperaturen; insgesamt wurden in jenem Sommer 41 Tage mit über 20 °C registriert (Abb. 4.4.4). Dabei wurden Höchsttemperaturen bis zu 24 °C gemessen. Anhaltende Temperaturen von über 20 °C bewirken nach ELLIOTT (1981), MALLETT *et al.* (1999) und KÜTTEL *et al.* (2002) bei Äschen einen physiologischen Temperaturstress, der zu einem sommerlichen Wachstumsstopp führen kann. Ein solcher trat 2003 im Linthkanal höchstwahrscheinlich ein und erklärt das deutlich verminderte Wachstum.

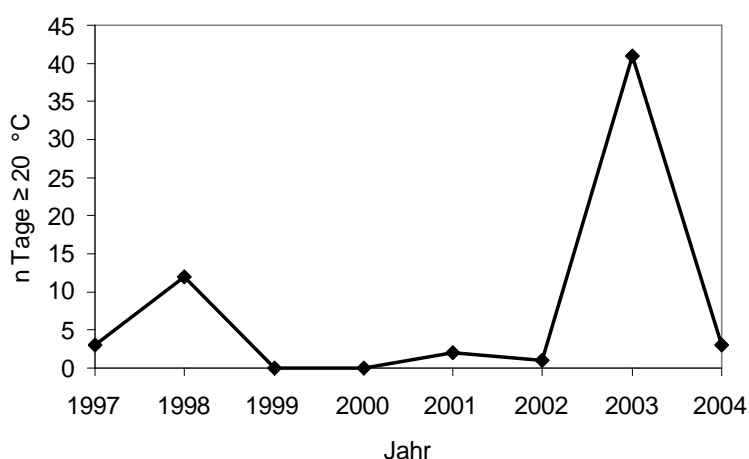


Abb. 4.4.4: Vergleich der Anzahl Tage mit einer mittleren Wassertemperatur von ≥ 20 °C von 1997-2004. Daten: Bundesamt für Wasser und Geologie.

Fig. 4.4.4: Number of days with mean water temperatures ≥ 20 °C during the years 1997-2004.

Weil das Längenwachstum im Jahr 2003 so offensichtlich von den Vorjahren abwich, erfolgte keine Alterszuordnung der TFS-Fänge 2003, da vergleichbare altersbestimmte Felddaten fehlen. Die approximative Alterszuordnung zeigt, dass die Altersklassen 1⁺ und 2⁺ im Mittel der Jahre 1998-2002 in den Herbstfängen einen prozentualen Fanganteil von 85 % (± 3 % SD) ausmachen und somit den Jahres-Gesamtfang massgeblich beeinflussen. Die Alterszuordnung erlaubt auch eine Abschätzung der virtuellen Herbst-Kohortenstärke bis zum Alter 2⁺ (= VKS²⁺). Die VKS²⁺ ist in der vorliegenden Arbeit die minimale Jahrgangsstärke, die sich aus allen im Herbst (Oktober-Dezember) gefangenen Äschen eines Jahrgangs bis zum Fangalter 2⁺ zusammensetzt. Unter der Annahme, dass der Befischungsdruck in den besagten Jahren etwa gleich war, lassen sich mit den VKS²⁺ Aussagen über die relativen Kohortenstärken machen. Da die TFS-Längen nicht alle Herbstfänge umfassen (die Abgabe der TFS ist nicht obligatorisch), mussten sie für die Berechnung der VKS²⁺ um den entsprechenden Differenzfaktor hochgerechnet werden (Fang 1998: 1.09; 1999: 1.07; 2000: 1.13; 2001: 1.19; 2002: 1.05; 2003: 1.17). Erst damit kann die VKS²⁺ zwischen den Kohorten verglichen werden. Dieser Vergleich ergibt deutlich unterschiedliche VKS²⁺ zwischen den Kohorten 1997-2001 (Abb. 4.4.5). Die Kohorte 2000 war demnach mit Abstand die stärkste im betrachteten Zeitraum gewesen, gefolgt von der 1998er. Die Kohorten 1997, 1999 und 2001 sind in der Grösse untereinander vergleichbar. Es ist wichtig, vor Augen zu

halten, dass diese Resultate aufgrund einer abgeschätzten Altersverteilung im Fang zustande kommen, und sie deshalb nur in groben Relationen zu betrachten sind.

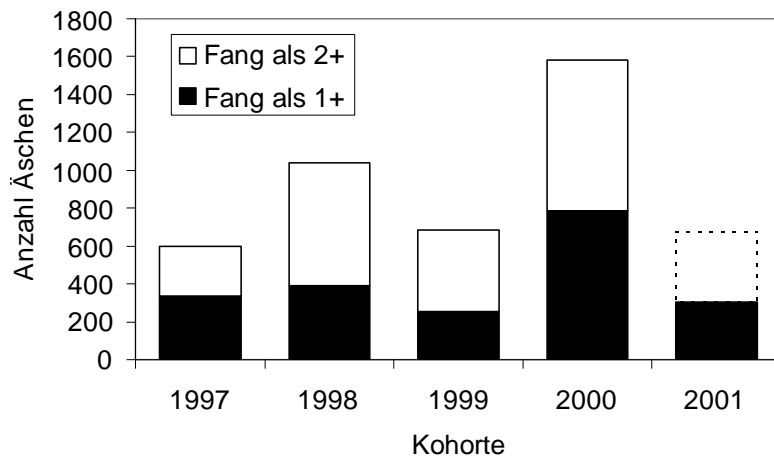


Abb. 4.4.5: Virtuelle Kohortenstärke der Herbstfänge bis zum Alter 2⁺ (= VKS²⁺) der Kohorten 1997-2001. Für die Kohorte 2001 wurde der 2⁺-Fang aufgrund des mittleren Fangverhältnisses 1⁺ : 2⁺ der anderen Kohorten abgeschätzt .

Fig. 4.4.5: Virtual cohort size of the fall catches until age 2⁺ (= VCS²⁺) of the cohorts 1997-2001 (black = catch at age 1⁺, white = catch at age 2⁺). The catch of cohort 2001 at age 2⁺ was estimated by the average catch-relation 1⁺ vs. 2⁺ of the other cohorts.

Vergleicht man die VKS²⁺ und die im Feld geschätzten Larvenbestände von Kapitel 4.3, so bestätigt sich, dass der vergleichsweise grosse Larvenbestand vom Mai 2000 auch im Fang die stärkste Kohorte bildete. Der Fang der Kohorte 2001 ist deutlich tiefer, steht aber in guter Relation zu seinem Larvenbestand und dem Larvenbestands-/Fangverhältnis der Kohorte 2000. Einzig die Kohorte 1999 scheint im Fang unterproportional zu ihrem Larvenbestand vertreten (Abb. 4.4.6).

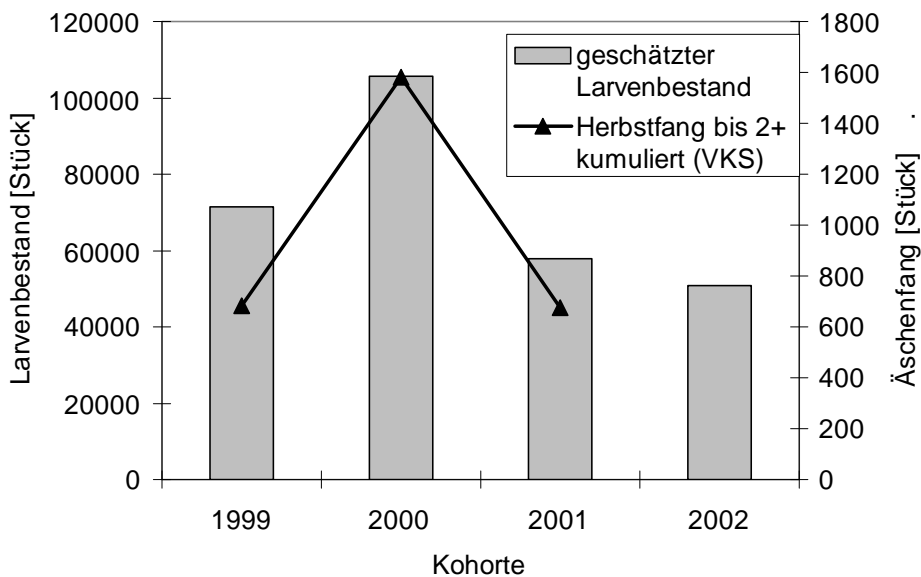


Abb. 4.4.6: Vergleich der VKS²⁺ der Herbstfänge mit den im Feld geschätzten Larvenbeständen (1. Maihälfte) der entsprechenden Kohorten (VKS²⁺ der Kohorte 2002 nicht ermittelbar; vgl. Text S. 102).

Fig. 4.4.6: Comparison of the VCS²⁺ of the fall catches vs the field-estimation of the corresponding larvae stocks (1st half of May). The VCS²⁺ of cohort 2002 was not determinable.

Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass kurz nach der Larven-Bestandsschätzung von Anfang Mai 1999 das „Jahrhundert“-Hochwasser stattfand (Abb. 3.5 und 3.6), welches mit hoher Wahrscheinlichkeit einen grossen Teil des Larvenbestandes vernichtete. Diese Tatsache kann die beobachtete Diskrepanz zwischen Larvenbestand und VKS^{2+} der Kohorte 1999 erklären. Der Einfluss der Besatzfische wird in Kapitel 4.5 diskutiert.

4.4.2.3 Mortalitäten

Die drei Berechnungsmethoden für Z nach BEVERTON & HOLT (1956), HOENIG (1982) und PAULY (1984; Abb. 4.4.7) ergeben nahe beieinander liegende Ergebnisse um den Mittelwert von $Z = 1.25$ (Tab. 4.4.1). Umgerechnet ergibt dies eine mittlere Überlebensrate von 0.29 Jahr^{-1} , was bedeutet, dass von einer Kohorte durchschnittlich nur 29 % der Tiere pro Jahr überleben beziehungsweise 71 % sterben. Eine einfache Kontrolle erlaubt die Einschätzung dieses Prozentanteils: Unter der theoretischen Annahme, dass die in den TFS als $\geq 3^+$ -Fische bezeichneten Tiere alle zur Kohorte 3^+ gehören würden, kann aus dem Zusammenschluss der TFS-Daten von 1999-2002 eine Mortalität von 68 % von den 2^+ zu den 3^+ -Fischen abgeleitet werden. Weil der derart erhaltene Wert etwas tiefer ist als jener der verschiedenen Modelle, jedoch sehr nahe dabei liegt, scheint die Grössenordnung von Z realistisch.

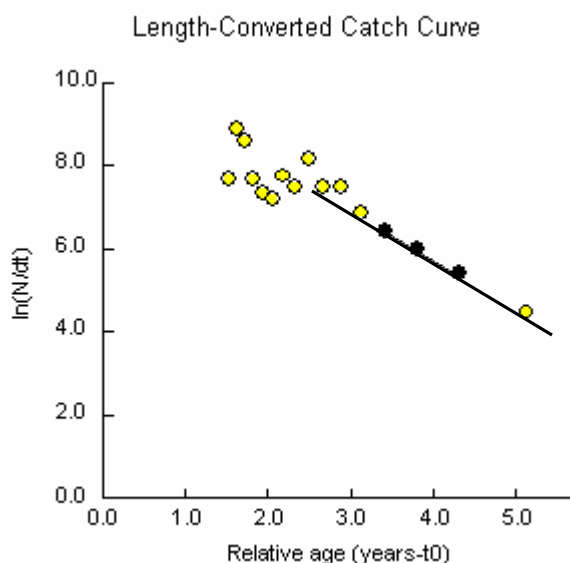


Abb. 4.4.7: Längen-konvertierte Fangkurve zur Ermittlung der totalen Mortalität Z nach PAULY (1984). Daten der TFS-Herbstfänge von 1998-2002 gepoolt. Plot durch FISAT II generiert. Die schwarzen Punkte wurden durch das FISAT II-Programm als voll rekrutierte Fänge (alle Fische eines bestimmten Alters waren über dem Fangmindestmass) und in genügend hoher Anzahl zur Berechnung der Mortalitäts-Kurve verwendet.

Fig. 4.4.7: Length-converted catch curve (PAULY 1984) generated by FISAT II to estimate total mortality Z based on the daily catch records of anglers fall catches 1998-2002.

Tab. 4.4.1: Totale (Z) und natürliche Mortalitätskoeffizienten (M) der Linthkanal-Äschen mit verschiedenen Modellen berechnet.

Tab. 4.4.1: Total (Z) and natural mortality (M) of River Linthkanal grayling calculated using different analysis models.

Berechnungsmethode	M oder Z (Jahr ⁻¹)	Schätzung	SD oder 95 %CL
PAULY (1984) längenkonvertierte Fangkurve	Z	1.15	± 0.16 CL
BEVERTON & HOLT (1956)	Z	1.27	k.D.
HOENIG (1982)	Z	1.32	± 0.38 SD
PAULY (1980)	M	0.78	k.D.
	\bar{Z}	1.25	

Es stellt sich nun die Frage, wie dieser Wert einzuordnen ist. Ist die totale Mortalität der Linthkanal-Äschen hoch oder entspricht sie einem Normalzustand? Weil es erst eine vergleichbare Arbeit zu geben scheint, welche sich mit Mortalitäten bei Europäischen Äschen befasst, sind Aussagen schwierig. HAUGEN (2000b) fand in 5 norwegischen Populationen Z -Werte von 0.36-0.77. Für die Beurteilung dieses Vergleichs ist wichtig zu wissen, dass die Äschen dieser norwegischen Populationen mit einer Ausnahme massiv älter werden als jene im Linthkanal. Die Maximalalter lagen zwischen 6 und 27 Jahren (Median: 15 Jahre)! Daraus lässt sich bereits ableiten, dass die Z -Werte der norwegischen Populationen *a priori* deutlich tiefer liegen *müssen* als im Linthkanal, wo die ältesten festgestellten Fische 8-jährig waren. Ansonsten wären so alte Fische in den von HAUGEN (2000b) untersuchten Gewässern gar nicht möglich. Die bezüglich des Z -Werts dem Linthkanal am nächsten kommende Population war jene mit dem geringsten Maximalalter (6 Jahre) und auf welcher ein vergleichsweise hoher Befischungsdruck lag.

Die Zahl der überlebenden Fische eines Jahrgangs hängt von der natürlichen und der fischereibedingten Mortalität ab. Die Abschätzung der natürlichen momentanen Mortalität M und die Kenntnis der totalen momentanen Mortalität Z erlaubt für den Linthkanal eine Abschätzung der momentanen Befischungsmortalität F durch die Beziehung $F = Z - M$. Unter der Annahme, dass die Berechnung von $M = 0.78$ nach PAULY (1980) der tatsächlichen Grössenordnung entspricht, beträgt der fischereibedingte Mortalitätskoeffizient $F = 0.47$, sobald eine Kohorte voll fangbar ist. Die direkte Berechnung der Jahresmortalitäten von z , m und f ergibt vordergründig widersprechende Resultate, denn die Summe von m und f ergibt mehr als z . Dies, weil sich m und f konkurrenzieren, sobald eine Kohorte das Fangmass erreicht. Deshalb müssen ihre Mortalitätsanteile gemäss dem Verhältnis von M/Z und F/Z berechnet werden (Tab. 4.4.2). Demnach beträgt rechnerisch die effektive natürliche und die fischereibedingte Jahresmortalität 44 respektive 27 %. Die Befischungsmortalität von jährlich 27 % erscheint moderat. Auf einen moderaten Befischungsdruck deutet indirekt auch die mittlere Angelhaken-Verletzungsquote von 13 % für Fische ab Alter 1⁺ hin, welche anlässlich der Elektrofänge erhoben wurde (Tab. 4.4.3). Denn GUTHRUF (1996) fand in der stark befischten Aare entsprechende Verletzungsquoten von 27-33 %.

Tab. 4.4.2: Berechnung der Jahresmortalitäten f und m ohne, sowie m_{effektiv} und f_{effektiv} mit gegenseitiger Konkurrenz.

Tab. 4.4.2: Calculation of the annual mortality rates f and m without and with competition (m_{effektiv} , f_{effektiv}) of the two mortalities.

Berechnungsformel	Wert	Bedeutung
$z = 1 - S = m + f$	0.713	total 71 % einer Kohorte sind nach einem Jahr tot
$m = 1 - e^{-M \cdot t}$	0.542	54 % einer Kohorte sind ohne Befischung durch natürliche Mortalität nach einem Jahr tot
$f = 1 - e^{-F \cdot t}$	0.375	38 % einer Kohorte sind ohne natürliche Mortalität nach einem Jahr fischereibedingt tot
$m_{\text{effektiv}} = z \cdot M/Z$	0.445	45 % einer Kohorte sind nach einem Jahr durch natürliche Mortalität tot, wenn die Kohorte rekrutiert (im Fang) ist, also wenn m mit f konkurriert
$f_{\text{effektiv}} = z \cdot F/Z$	0.268	27 % einer Kohorte sind nach einem Jahr durch Befischung tot, wenn f mit m konkurriert

Tab. 4.4.3: Festgestellte Angelhaken-Verletzungen im Maulbereich bei Äschen ab Alter 1⁺ aus Elektrofängen verschiedener Jahre.

Tab. 4.4.3: Hook-injury rate ("Verletzungsrate") in the snout region of grayling of age 1⁺ and older caught by electrofishing in different years and different seasons (Frühjahr = spring; Herbst = fall).

Jahr	Jahreszeit	n verletzte	n total	Verletzungsrate
1999	Frühjahr	2	30	0.07
1999	Herbst	0	5	0.00
2000	Frühjahr	20	103	0.19
2000	Herbst	2	10	0.20
2002	Frühjahr	2	54	0.04
Total		26	202	0.13

4.4.3 Diskussion

4.4.3.1 Längen- und Altersstruktur

Die Längenhäufigkeitsverteilung sowie die Altersstruktur der Äschenpopulation weist in allen untersuchten Jahren sowohl im Angler- wie im Laichfischfang (Abb. 4.2.3) eine relativ ausgewogene Populationsstruktur auf, die kaum Anzeichen einer Überfischung erkennen lassen. Eine Überfischung wäre dann gegeben, wenn die Abundanz von Fischen über dem Fangmindestmass sprunghaft abnehmen würde und im vorliegenden Fall Fische ab der Altersklassen 2⁺ stark untervertreten wären, wie dies GUTHRUF (1996) in der Berner Aare feststellen konnte. Zwischen Thun und Bern waren im regulären Anglerfang nur 2 % aller Fische älter als 2⁺, von Wohlensee bis zur Saanemündung betrug der Anteil 8 %. Im Linthkanal lag der entsprechende Wert gemäss den TFS-Analysen bei 15 %, also bedeutend höher. Auch im Vergleich zu anderen Schweizer Gewässern wie Glâne (GUTHRUF 1996), Talent und Orbe (PAQUET 2002) erscheint die Alters- und Längenverteilung des Linthkanals die ausgewogenste zu sein. Vergleichbar mit dem Linthkanal ist lediglich die Situation der Hochrhein-Population von Stein bis Schaffhausen (HERTIG 2002b), welche jedoch seither während des Hitzesommers 2003 einen Totalzusammenbruch erlitt (EGLOFF 2003; BUWAL *et al.* 2004).

Die Resultate belegen, dass einzelne starke Kohorten den Gesamtbestand dominieren können und im Alter von 1⁺, manchmal auch noch als 2⁺, den Jahresfang während ein oder zwei Jahren in die Höhe treiben. Damit sind die beobachteten grossen Schwankungen bei den Linthkanal-Äschenfängen erklärbar (Abb. 4.4.7). So müssen rückblickend die Spitzenjahre (bezüglich Jahresfang pro Angler) 1989 und 1990 aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse auf der aussergewöhnlich starken Kohorte 1988 basieren. Dies lässt sich auch aus dem Durchschnittsgewicht der Fänge ableiten, welches 1989 stark nach unten fiel und 1990 bereits wieder deutlich anstieg. Die mit den vorliegenden Resultaten von 1998-2002 als stärkster Jahrgang identifizierte Kohorte 2000 wird durch die Entwicklung des mittleren Fanggewichts als solche bestätigt: Letzteres sank im Jahr 2001 sehr stark nach unten und stieg in den Folgejahren kontinuierlich an, was darauf hinweist, dass keine neuen starken Kohorten nachfolgten (Abb. 4.4.7). Dieser Befund wird auch durch die Larvenbestandesschätzungen (Kapitel 4.3) bestätigt.

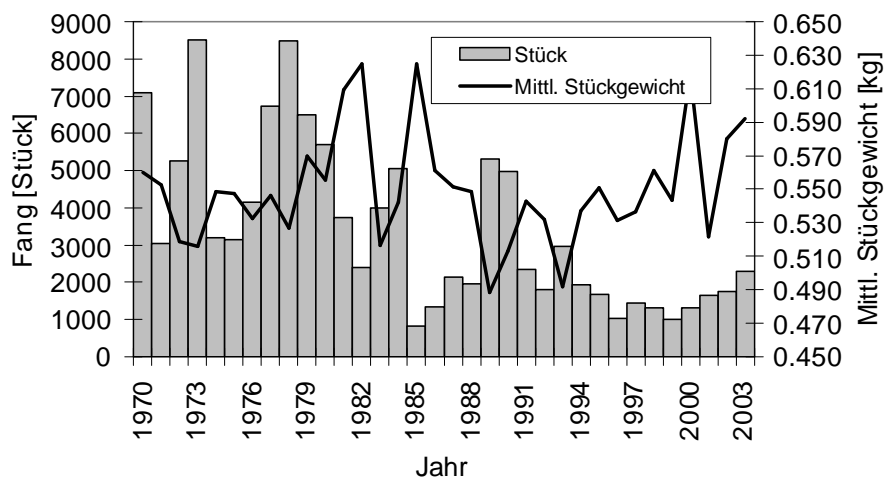


Abb. 4.4.7: Äschen-Jahresfänge und mittleres Stückgewicht (Daten: FIKO Zürichsee-Linthkanal-Walensee).

Fig. 4.4.7: Annual grayling catches [fish] and mean fish weight [kg] (black line) in River Linthkanal.

Die Zunahme der Fänge von 2003 bildet insofern eine Ausnahme, als er nicht von einem Rückgang des mittleren Stückgewichts begleitet wird sondern im Gegenteil ein weiterer Anstieg desselben erfolgte. Dies lässt darauf schliessen, dass die starke Kohorte 2000 den Fang drei Jahre lang wesentlich beeinflusste. Weil unbekannt ist, ob das Wachstum der Äschen vor Mitte der 1980er Jahre auch so rasch wie das aktuelle war, bleibt unsicher, ob die Fische damals bereits mit 1⁺ eine fangfähige Länge erreichten oder erst im Folgejahr. Nach Untersuchungen von PERSAT (1996) und DEEGAN *et al.* (1997, 1999) führt eine höhere Fischdichte bei Äschen zu einem verminderten individuellen Wachstum. Eine solche Feststellung machte auch IBBOTSON (1998); er fand zur gleichen Zeit im selben Gewässer je nach Fischdichte ein unterschiedliches Wachstum: An Stellen mit dichterem Bestand waren die Äschen kürzer als an solchen mit einer kleineren Dichte. Da der Bestand im Linthkanal vor Mitte der 1980er Jahre deutlich höher war (HERTIG 2002a), ist nicht auszuschliessen, dass starke Kohorten in dieser Periode erst mit 2 und 3 Jahren den Fang beeinflussten.

Dadurch, dass stets mehrere Jahrgänge von Adultfischen im Gewässer sind, ist die natürliche Reproduktion gut abgesichert. Ein einzelner schwacher Laichfisch-Jahrgang fällt weniger ins Gewicht, wenn sich am Laichgeschäft stets mehrere Kohorten beteiligen. Die Teilnahme von mehreren Kohorten am Laichgeschäft wird durch NIKOLSKII (1969) als Anpassung an labile Fortpflanzungsbedingungen angesehen und nach ELLIOTT (1994) durch ungünstige Umweltbedingungen gefördert, welche im Linthkanal bezüglich der Gewässermorphologie bestehen. Für GUTHRUF (1996) hingegen ist sie bei Äschen ein Zeichen dafür, dass ein Gewässer keinem starken Befischungsdruck unterliegt. Für den Linthkanal können beide der unterschiedlichen Denkansätze - der erste ist evolutiv und langfristig (NIKOLSKII 1969; ELLIOTT 1994), der zweite kurzfristig (GUTHRUF 1996) - zutreffen.

Der Vergleich der virtuellen Kohortenstärke der Herbstfänge bis zum Alter von 2⁺ (VKS²⁺) mit den geschätzten Larvenbeständen bestätigt die Resultate von Kapitel 4.3, wonach die Larvalphase der Flaschenhals für diese spezielle Äschenpopulation darstellt. Er zeigt, dass die Grösse des Larvenbestandes entscheidend für die Grösse der späteren Kohorte ist, sofern der Larvenbestand nicht wie im Frühjahr 1999 durch ein Hochwasser stark dezimiert wird. Da der Larvenbestand seinerseits ganz durch das Angebot an verfügbarem Larvenlebensraum (PNU) beeinflusst ist, drängt sich einmal mehr die Notwendigkeit von grossräumigen Ufer-Revitalisierungsmassnahmen auf. Diese sind unerlässlich, um den Erfolg der Naturverlaichung nachhaltig zu verbessern. CLARK (1992) stellte bei den Arktischen Äschen des Chena Rivers ebenfalls einen Zusammenhang zwischen den Frühjahrs-Abflusswerten und der Kohortenstärke des entsprechenden Jahres fest.

4.4.3.2 Mortalitäten

Die Grössenordnung der geschätzten momentanen Gesamtmortalität von $Z = 1.25$ erscheint plausibel, da verschiedene Methoden mit unterschiedlichen Ansätzen ein sehr ähnliches Ergebnis lieferten. Der Vergleich mit den Resultaten aus Norwegen (HAUGEN 2000b) zeigt zwar einen massiv höheren Z-Wert für die Linthkanal-Äschen, was jedoch aufgrund der bedeutend langlebigeren norwegischen Populationen durchaus erklärbar ist. Der nach PAULY (1980) berechnete natürliche Mortalitätskoeffizient $M = 0.78$ liegt tiefer als Z, was er an sich auch sollte. Dies ist nicht selbstverständlich, da Mortalitätsberechnungen in verschiedenen Arbeiten,

beispielsweise in jener von HALL *et al.* (2004), höhere *M*- als *Z*-Werte ergaben. Dies kann in Wirklichkeit nicht sein, weil die totale Mortalität grösser oder in unbefischten Gewässern gleich hoch wie die natürliche Mortalität sein muss. Solche Inkonsistenzen sind darauf zurückzuführen, dass empirische Gleichungen nicht auf alle Gewässer und Fischarten gleichermaßen zutreffen (HALL *et al.* 2004). Deshalb kann der *M*-Wert für die Linthkanal-Äschen durchaus plausibel sein. Die mittels *Z* und *M* bestimmte jährliche Befischungsmortalität *f* in der Grössenordnung von 27 % pro Kohorte ist als moderat anzusehen und bestätigt damit indirekte Befischungsdruck-Indices wie die Angelhaken-Verletzungsrate und den Bestandaufbau, welche ebenfalls auf eine moderate und nachhaltige Befischung hinweisen. Die von CLARK (1992) errechnete momentane fischereibedingte Mortalität von $F = 0.45$ für die Arktischen Äschen des Chena River entspricht fast genau jener des Linthkanals.

CLARK (1992) sowie BUZBY & DEEGAN (2004) fanden bei Arktischen Äschen Überlebensraten von 39 bis 100 % pro Jahr. Dagegen ist die jährliche Überlebensrate von 29 % der Linthkanal-Population massiv tiefer. Doch wie im Vergleich zu den bereits erwähnten von HAUGEN (2000b) untersuchten norwegischen Populationen ist zu berücksichtigen, dass die Arktischen Äschen deutlich langsamer wachsen und bedeutend langlebiger sind.

4.4.3.3 Folgerungen und Empfehlungen für die fischereiliche Bewirtschaftung

Sowohl der Bestandaufbau als auch die berechnete fischereiliche Mortalitätsrate weisen auf keine fischereiliche Übernutzung der Linthkanal-Äschenpopulation hin. Die Fischerei kann unter den aktuellen Bedingungen (Bestandeszusammensetzung, Anzahl Anglerpatente) als nachhaltig bezeichnet werden. Bemerkenswert ist dabei, dass trotz des aus reproduktionsbiologischer Sicht völlig unzureichenden Fangmindestmasses von 32 cm kein stark negativer Einfluss auf den Laichtierbestand sichtbar ist, da stets zahlreiche Laichtiere verschiedener Altersklassen vorhanden sind. Wie bereits gezeigt, scheint im Linthkanal unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht die Anzahl der Laichtiere sondern die Anzahl der Larvenhabitate, deren Verfügbarkeit infolge der ungeeigneten Ufermorphologie und der wechselnden Abflusswerte während der Larvalphase schwankt, der limitierende Faktor für den Erfolg der Naturverlaichung darzustellen. Aus dieser Optik ist eine Diskussion des Fangmindestmasses zu sehen: Eine Erhöhung des Schonmasses auf reproduktionsbiologisch sinnvolle 40-42 cm macht erst dann wirklich Sinn, wenn durch grossräumige Uferrevitalisierungen auch bei unterschiedlichen Abflusswerten konstant verfügbare grossflächige Larvalhabitate geschaffen werden. Ansonsten bringt das Mehr an abgelaichten Eiern bei ungünstigen hydrologischen Verhältnissen wenig. Allenfalls bei den selten auftretenden optimalsten hydrologischen Bedingungen während der Larvalphase (konstante Abflüsse im Bereich von 110 und 140 m³s⁻¹) könnten sehr starke Kohorten entstehen, wenn durch eine erhöhte Anzahl Laichtiere mehr Larven schlüpfen und diese dann optimale Lebensraumbedingungen vorfinden würden. Eine Schonmass-Erhöhung auf über 40 cm würde zeitlich etwa einem zusätzlichen Jahres-Wachstum entsprechen. Gemäss vorstehenden Mortalitätsberechnungen würde eine um ein Jahr länger geschützte Kohorte in dieser Zeit alleine durch die natürliche Mortalität um rund die Hälfte schrumpfen und damit den Gesamtfang unter dem neuen Schonmass deutlich senken. Dieser Ertragsverlust macht nur dann Sinn, wenn die durch mehr Laichtiere produzierten Larven auch genügend Lebensraum vorfinden um Überleben zu können. Solche

Überlegungen sollten in einer allfälligen Diskussion zur Neufestlegung des Fangmindestmasses berücksichtigt werden.

Die Längenerfassung in den Tagesfangstatistiken (TFS) stellt ein wichtiges Instrument zur Überwachung der Äschen-Bestandessituation dar, deren Wert gar nicht hoch genug geschätzt werden kann. Sie sollte unbedingt erhalten bleiben. Um einen vollständigen Überblick über die Fanglängen zu erhalten, wäre es empfehlenswert, den Anglern die Rücksendung der TFS obligatorisch vorzuschreiben, wie dies HERTIG (2002a) bereits vorgeschlagen hat. Mit diesen Daten sind nach jeder Fangsaison ein schnelles Feedback und ein Update zur Bestandessituation verfügbar, welche es erlauben, Anzeichen von Bestandesproblemen und Überfischung frühzeitig zu erkennen und rasche Massnahmen zu ergreifen (HILBORN & WALTERS 1992).

4.5 Besatzenperiment

Wie die meisten Fliessgewässer in der Schweiz wird auch der Linthkanal jährlich mit Jungfischen (Äschen, Bach- und Seeforellen) besetzt, um die Bestände zu stützen. Bisher war jedoch unbekannt, wie erfolgreich diese Besatzmassnahmen im Untersuchungsgewässer sind bzw. welchen Anteil die Besatzfische an den einzelnen Jahrgängen im Fang ausmachen. Eine Klärung dieser Frage ist für die Beurteilung des Erfolgs der Naturverlaichung bzw. für eine Erfolgskontrolle der Besatzmassnahmen von grosser Bedeutung. Damit die Anteile von Besatz- und Wildfischen eines Jahrgangs zu ermitteln sind, müssen die Besatzfische markiert werden. Beim späteren Fang von Fischen aus dem Gewässer können so die Anteile von Wild- und Besatzfischen ermittelt werden. Die Resultate von Kapitel 4.3 zeigen, dass der Lebensraum für Äschenlarven je nach Wasserführung knapp werden kann. Um eine mögliche Konkurrenz zwischen Besatz- und Wildfischen um knappe Lebensraumressourcen während des Larvalstadiums zu vermeiden, fiel für ein Besatzenperiment die Wahl auf juvenile, wenigstens fünf Wochen alte Fische, welche bereits stärkere Strömungen und grössere Wassertiefen bevorzugen (SEMPESKI & GAUDIN 1995a-d; GUTHRUF 1996; SEMPEski & GAUDIN 2001; NYKÄNEN & HUUSKO 2004a).

4.5.1 Material und Methoden

4.5.1.1 Alizarinrot-Markierung

Da der Äschenbesatz im Linthkanal in der Regel mehrere Tausend Jungfische, vorwiegend Brut und Vorsommerlinge, umfasst (vgl. Abb. 3.11), war eine Markiermethode notwendig, mit welcher möglichst viele sehr kleine Fische in kurzer Zeit markiert werden können. Deshalb fiel die Wahl auf eine Massenmarkierung in einem Immersionsbad mit Alizarinrot S (ARS), welche sich bei Äschen (NAGIEC *et al.* 1995; VICENTINI 2000) und anderen Fischarten (THOMAS *et al.* 1994; BECKMAN & SCHULZ 1996; ECKMANN 2003; ECKMANN *et al.* 2005) bereits bewährt hat. Bei dieser Methode schwimmen die Jungfische für eine bestimmte Zeit in einer Lösung des Markierfarbstoffes. Dieser lagert sich dabei in kleinsten Mengen in der Knochensubstanz ab und kann bei richtiger Dosierung später mittels Fluoreszenzmikroskop in Knochenmaterial (z. B. Wirbelkörper, Otolithen) nachgewiesen werden.

Am 15. und 16. Juni 1999 wurden in der Fischbrutanstalt Rorschach 24'000 (Versuchsgruppe V₁) resp. 30'000 (Versuchsgruppe V₂) Äschenvorsommerlinge (mittl. Länge 35.69 ± 1.13 mm SD) in einem ARS-Immersionsbad bei einer ARS-Konzentration von 100 ppm markiert. Die optimale Konzentration und Expositionszeit wurden in mehreren Vorversuchen ermittelt. 500 Fischchen wurden unmarkiert als Kontrollgruppe weitergezogen. Die Vorsommerlinge waren zu diesem Zeitpunkt rund 2 Monate alt (geschlüpft vom 20. bis 30. April) Die 24'000 Vorsommerlinge von V₁ wurden in ein Rundtrogbecken mit 990 l Wasser (Seewasser) gesetzt. Anschliessend wurden 100 g ARS (Fluka Chemie GmbH, Prod. Nr. 05600) gelöst in 10 l Wasser zugegeben. Belüftung mit Luft, kein Sauerstoff. Nach 11.5 Stunden wurde der Versuch beendet, die Färbelösung abgelassen und Frischwasser zugeführt. Der pH schwankte während des Versuchs zwischen 7.54 und 8.1, die Temperatur bewegte sich zwischen 11.0 und 12.1 °C. Um die Temperatur infolge der fehlenden Wassererneuerung möglichst konstant zu halten, wurde ab der 3. Stunde nach

Versuchsbeginn zur Kühlung zeitweise ein Plastiksack mit Eis in den Rundtrog gehängt. Die 29'500 Jungfische von V_2 wurden in ein Rundtrogbecken mit 1'490 l Wasser gesetzt, anschliessend wurden 150 g ARS (gelöst in 10 l Wasser) zugefügt. Die Belüftung erfolgte wie bei V_1 , der Versuch wurde nach 10.75 Stunden beendet. Der pH bewegte sich in dieser Zeit zwischen 7.31 und 7.84. Die Temperatur schwankte dabei zwischen 11.1 und 12.6 °C. Nach 9 Stunden wurde zur Kühlung ein Plastiksack mit Eis in den Rundtrog gehängt. Am 17. Juni 1999, nach Abklingen des Jahrhunderthochwassers bei einem mittleren Tagesabflusswert von 125 m³/s, wurden rund 50'000 alizarinrot-markierte Vorsömmerlinge im Linthkanal ausgesetzt. Die Fischchen wurden dabei gleichmässig auf der gesamten Länge des Kanals von Weesen bis zur Mündung in den Zürichsee-Obersee verteilt, um eine möglichst optimale Durchmischung mit den Wildfischen zu erreichen.

4.5.1.2 Mortalitäten und Wachstum

Von den rund 24'000 Äschen in V_1 überlebten 430 (2%) den Färbversuch nicht; in V_2 liegt die markierbedingte Mortalität bei 620 von rund 29'500 Fischen (2%). Die Mortalitäten waren folglich bei beiden Versuchsgruppen vergleichbar. Nach dem Färbversuch wurden je 500 Sömmerlinge von V_1 und V_2 sowie 500 unmarkierte Fische der Kontrollgruppe zum weiteren Mortalitäts- und Wachstumsvergleich in der Fischzucht weitergezogen. Die Fütterung erfolgte mit Trockenfutter (Hokovit SilverCup).

Die kumulierte Mortalität stieg bei allen drei Versuchsgruppen bis etwa 1.5 Monate nach Markierung an und stagnierte danach. Unerwarteterweise zeigte dabei die nicht markierte Kontrollgruppe bis Mitte September 1999 eine signifikant höhere Mortalität von 38.8 % als die beiden Versuchsgruppen V_1 und V_2 mit Mortalitäten von 30.4 und 29.8 % (χ^2 , $p = 0.005$; Abb. 4.5.1). Eine mögliche Erklärung für die grösseren Abgänge in der Kontrollgruppe liesse sich teilweise darin finden, dass in den Gruppen V_1 und V_2 die „schwachen“ Tiere während des Färbversuchs bereits zu einem grossen Teil ausselektiert wurden, während dieser Selektionsprozess bei der unbehandelten Kontrollgruppe noch in vollem Gang war. Der Vergleich der Mortalitäten zwischen Kontroll- und Versuchsgruppen deutet jedenfalls darauf hin, dass sich die Alizarinrot-Färbung kaum nachteilig auf das Überleben der markierten Fische auswirkte und diese mit „üblichen“ Besatzfischen vergleichbar sind. Am 13. September wurden die verbliebenen Fische der Gruppen V_1 und V_2 zusammengelegt, da sowohl ihre Mortalitätsrate (χ^2 , $p = 0.836$) sowie ihr Wachstum (Wilcoxon; $p = 0.548$) keine Unterschiede zeigten. Bei beiden Gruppen ergaben sich bis Mitte November 1999 keine Mortalitäten mehr und die unmarkierten Kontrollfische wurden in den Linthkanal ausgesetzt. Die Versuchsgruppe wurde zur Markierkontrolle weitergezogen.

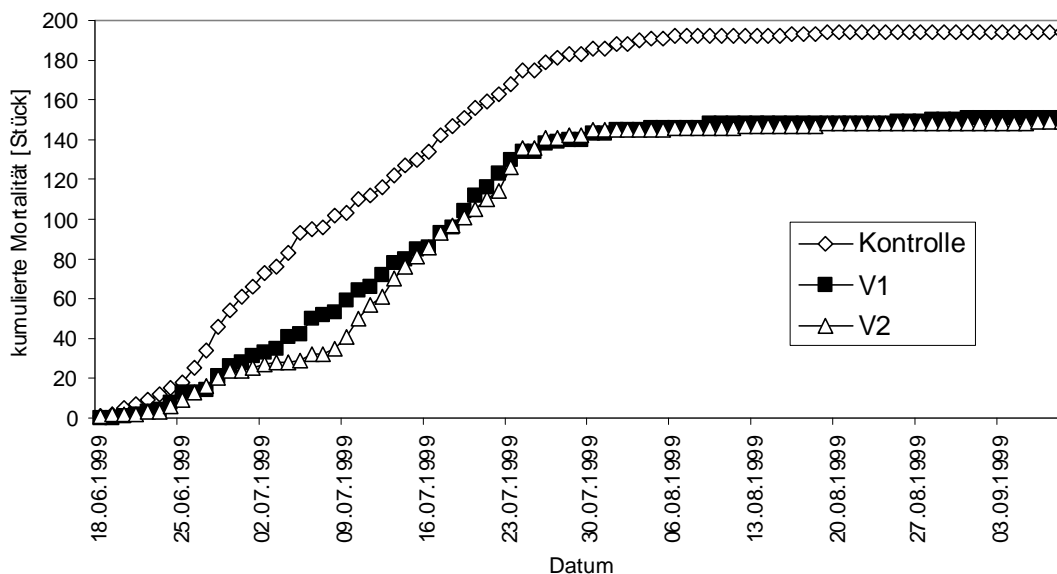


Abb. 4.5.1: Kumulierte absolute Mortalität der Äschen-Vorsömmerlinge nach dem Alizarinrot-Färbversuch vom 18. Juni bis Mitte September 1999 (Ausgangswert: 500 Stück pro Gruppe). V_1 und V_2 bezeichnen die am 15. resp. 16. Juni markierten Versuchsgruppen, die Kontrollgruppe war unbehandelt.

Fig. 4.5.1: Cumulated absolute mortalities of grayling fry after immersion in ARS, alizarin red S (V_1 , V_2), and of the untreated control group.

4.5.1.3 Kontrolle der Markierung

Um ein Vorhandensein der ARS-Markierung sowie die Güte der Markierung zu überprüfen, wurden den weitergezogenen Probegruppen (V_1 , V_2 , später V) in unregelmässigen Abständen Stichproben entnommen. Von diesen wurden jeweils Datum, Länge und Gewicht notiert; die Köpfe wurden bis zur Entnahme und Bearbeitung der Otolithen bei $-20\text{ }^\circ\text{C}$ eingefroren. Für die Markierkontrolle wurden den Fischen nur die beiden grossen Otolithen, die Sagittae, entnommen. Diese wurden in Wasser vorsichtig mechanisch gereinigt, auf einen Objektträger gelegt, mit einem Wasser- oder Glyzerintropfen bedeckt und direkt (ohne Anschleifen) unter dem Fluoreszenzmikroskop (Fa. Leitz, BioMed, UV-Licht unter Verwendung des Filters N, d.h. Grünlichtanregung 515-560 nm, Sperrfilter 580 nm) auf das Vorhandensein einer Markierung überprüft. Die Güte der Markierung wurde nach NAGIEC *et al.* (1995) in drei Abstufungen von 0 bis 2 beurteilt: 0 = keine Marke sichtbar; 1 = Marke schwach, aber klar; 2 = Marke sehr gut sichtbar. Von Juli 1999 bis Mai 2001 wurden die Otolithen der Versuchsgruppen (V_1 , V_2 , V) sechs Mal auf das Vorhandensein und die Güte der Marken untersucht. Die Marken waren bis Mai 2001 bei 66 der insgesamt 67 untersuchten Fischen sehr gut (Rating 2) und bei einem Fisch schwach aber klar (Rating 1) sichtbar (Tab. 4.5.1). Damit sollte eine einwandfreie Erkennung der Markierung auch bei den Fischen aus dem Linthkanal möglich sein.

Die Rückfänge im Linthkanal erfolgten mittels Elektrofangboot sowie durch die Sammlung von Anglerproben (vgl. Kap. 2.1). Es wurden unabhängig von der Länge der Fische möglichst viele Köpfe gesammelt und bis zur weiteren Analyse eingefroren. Erst nach der Altersbestimmung der Fische wurden dann nur die Köpfe bzw. die Otolithen der als zur Kohorte 1999 zugehörig bestimmten Tiere für die

Markieranalyse weiterverwendet. Mit diesem Vorgehen sollte ein längenselektives Sampling verhindert werden. Zur Überprüfung der Markierung mussten die Otolithen (Sagittae) auch bei den Wildfischen nicht angeschliffen werden, da die Marken derart deutlich sichtbar waren.

Tab. 4.5.1: Qualität der Alizarinrot-Markierung der Otolithen (Sagittae) der beiden markierten Probegruppen V₁ und V₂ sowie der unbehandelten Kontrollgruppe im Verlaufe von rund 2 Jahren. V₁ und V₂ wurden ab dem 16. November 1999 zu V zusammengelegt. Die Längen sind mit 95 %-Vertrauensbereich angegeben.

Tab. 4.5.1: Quality of the ARS-marks on the otoliths (sagittae) of V₁ and V₂ and of the control group from summer 1999 until spring 2001.

Gruppe	V1 (V)*			Ø Länge [cm]	V 2*			Ø Länge [cm]	Kontrolle			Ø Länge [cm]
	0	1	2		0	1	2		0	1	2	
09.07.1999			10	4.33 ± 0.28			10	4.28±0.30				
09.09.1999		1	9	7.03 ± 0.41			10	7.28±0.51	10			6.82 ± 0.28
16.11.1999			5	9.40 ± 1.13								
07.06.2000			4	18.48 ± 1.19								
05.03.2001			10	24.96 ± 1.53								
06.05.2001			8	25.40 ± 1.49								
Anzahl Fische	1		46				20		10			

* V1 und V2 sind ab dem 16.11.1999 zusammengefasst

** 0 = keine Marke sichtbar; 1 = Marke schwach aber klar; 2 = Marke gut sichtbar.

4.5.2 Resultate Feldversuch

Es sollte sich zeigen, dass es speziell schwierig wurde, 0⁺-Fischen der Kohorte 1999 zu beschaffen. Einerseits, weil sie mit dem Elektrofangboot fast nicht zu fangen waren, und andererseits, weil die Angelfischer nicht bereit waren, kleine Äschen für die Wissenschaft zu töten (vgl. Kap. 2.1.2). Auch bei den älteren biometrisch erfassten Fischen wollten nicht alle angefragten bzw. kontrollierten Angler die für die Markierkontrolle notwendigen Köpfe abgeben. Bis April 2002 konnten 132 Proben (Köpfe inkl. Schuppen) gesammelt werden, wovon sich nach der Altersbestimmung nur 43 als der Kohorte 1999 zugehörig herausstellten. 8 (18.6 %) dieser Fische stammen aus dem Elektrofang und 35 (81.4 %) wurden durch Angler gefangen. Die Fische hatten ein Alter von 1⁺ bis 3⁺ bei Längen von 19.0 bis 42.5 cm und wurden zwischen 263 und 1029 Tage nach dem Besatzzeitpunkt gefangen (Abb. 4.5.2).

Die Analyse der Otolithen fand im Frühjahr 2004 statt und ergab, dass bei 21 (48.8 %) Fischen eine Markierung vorhanden war (Tab. 4.5.2). Alle Markierungen waren ohne Anschleifen der Otolithen mit der höchsten Sichtbarkeitsklasse 2 unter dem Fluoreszenzmikroskop erkennbar; dies selbst bei Fischen von 42 cm Länge (Abb. 4.5.3). Die Markiertrate im Angler- und Elektrofang ergab keinen signifikanten Unterschied ($\chi^2 = 2.235$; $p = 0.135$): 2 von 8 Fischen (25.0 %) beim Elektrofang, jedoch 19 von 35 Fischen (54.3 %) im Anglerfang trugen eine ARS-Markierung. Selbst in Anbetracht der kleinen Stichprobe von 43 Fischen bedeutet der fast hälftige Markieranteil von 48.8 %, dessen untere und obere 95 %-Vertrauensgrenze nach der Berechnungsmethode von AGRESTI & COULL (1998) bei 34.6 % bzw. 63.3 % liegt, dass die Kohorte 1999 zu einem erheblichen Teil aus Besatzfischen bestand.

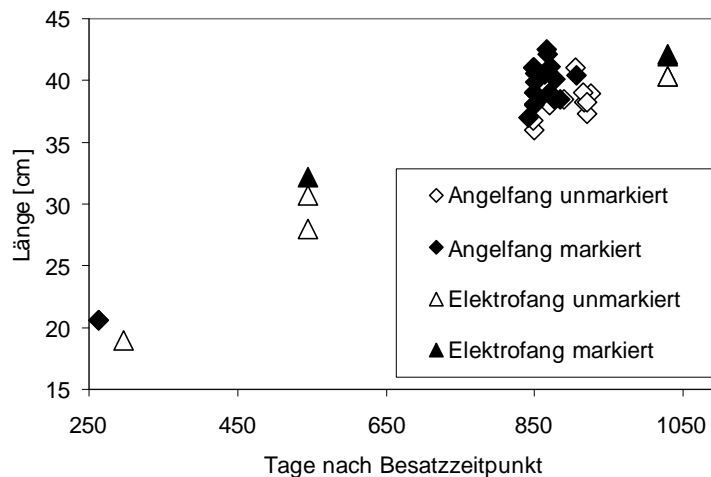


Abb. 4.5.2: Längenverteilung der auf Alizarinrot-Markierungen untersuchten Äschen der Kohorte 1999 und deren Fangzeitpunkt im Bezug auf das Datum des Besatzes (17. Juni 1999).

Fig. 4.5.2: Length [cm] and temporal [days after stocking date] distribution of 1999-cohort grayling sampled to determine their origin. Triangles indicate electrofishing captures, rhomboids are anglers catches. Dark signs show ARS-marked fish (= stocked fish).

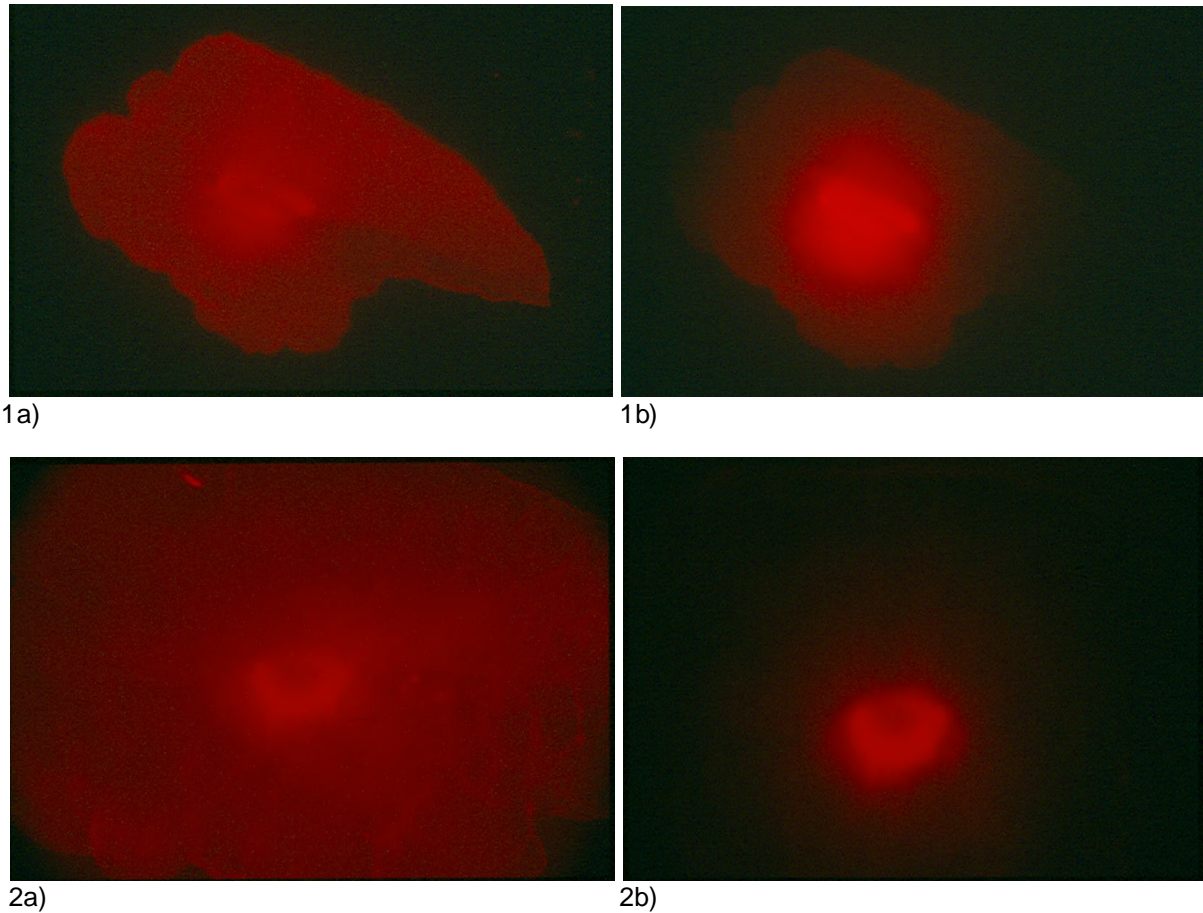


Abb. 4.5.3: Sicht durchs Fluoreszenzmikroskop auf die ungeschliffenen Otolithen (Sagittae) zweier ARS-markierter Äschen aus dem Linthkanal. Obere Bilder(1a & 1b): 20.6 cm lang, Wiederfang 263 Tage nach Markierung (1⁺). Untere Bilder (2a & 2b): 42.1 cm lang, Wiederfang 868 Tage nach Markierung (2⁺). Die linken Bilder sind mit Fluoreszenzlicht und Streulicht aufgenommen, um den Umriss des Otolithen sichtbar zu machen. Wäre keine ARS-Markierung vorhanden, bliebe die rechte Bildansicht bei ausschliesslichem Fluoreszenzlicht völlig schwarz.

Fig. 4.5.3: Microscopic view of whole (not cut) otoliths (sagittae) of two ARS-marked grayling recaptured in River Linthkanal. Upper figures (1a & 1b): Fish length 20.6 cm, recaptured 263 days after marking (1⁺). Lower figures (2a & 2b): Fish length 42.1 cm, recaptured 868 days after marking (2⁺). The figures to the left are taken with stray light to visualize the shape of the otoliths . If no ARS mark is present, the right figures would remain black.

Tab. 4.5.2: Daten aller 43 auf Alizarinrot-Markierungen untersuchten Fische der Kohorte 1999 nach Fangdatum geordnet. Die Markenqualität wurde nach NAGIEC *et al.* (1995) in drei Abstufungen erhoben: 0 = nicht vorhanden, 1 = schwach aber klar sichtbar, 2 = sehr gut sichtbar. Der Buchstabe „A“ bei der Fisch Nr. bedeutet Anglerfang, „E“ Elektrofang ausserhalb der Laichzeit und „L“ bezeichnet Elektrofänge während des Laichfischfangs.

Tab. 4.5.2: Data of all fish belonging to the 1999-cohort that were examined for the presence of ARS marks. The quality of the marks is rated in 3 levels: 0 = not present, 1 = present but weak visibility, 2 = very well visible.

Fangdatum	Fisch Nr.	TL [mm]	Sex	Alter	Tage nach Besatz	Markenqualität
07.03.2000	A27	206	? (juv.)	1 ⁺	263	2
07.03.2000	A28	206	? (juv.)	1 ⁺	263	2
06.04.2000	L106	190	? (juv.)	1 ⁺	296	0
12.12.2000	E10	322	m	1 ⁺	544	2
12.12.2000	E11	307	f	1 ⁺	544	0
12.12.2000	E12	280	m	1 ⁺	544	0
06.10.2001	A260	370	f	2 ⁺	842	2
12.10.2001	A273	410	m	2 ⁺	848	2
12.10.2001	A275	368	w	2 ⁺	848	0
13.10.2001	A214	385	m	2 ⁺	856	2
13.10.2001	A270	390	f	2 ⁺	849	0
13.10.2001	A274	410	w	2 ⁺	849	2
14.10.2001	A263	360	m	2 ⁺	850	0
14.10.2001	A266	380	f	2 ⁺	850	0
14.10.2001	A277	381	w	2 ⁺	850	0
15.10.2001	A259	399	m	2 ⁺	851	2
15.10.2001	A269	406	f	2 ⁺	851	2
16.10.2001	A211	405	f	2 ⁺	859	2
17.10.2001	A218	410	m	2 ⁺	848	0
21.10.2001	A136	395	m	2 ⁺	857	2
23.10.2001	A217	425	m	2 ⁺	866	2
27.10.2001	A188	405	m	2 ⁺	863	2
27.10.2001	A215	380	f	2 ⁺	870	0
27.10.2001	A216	390	m	2 ⁺	870	2
28.10.2001	A271	395	f	2 ⁺	862	0
01.11.2001	A119	387	f	2 ⁺	867	0
01.11.2001	A197	421	m	2 ⁺	868	2
03.11.2001	A212	390	f	2 ⁺	915	0
04.11.2001	A192	411	f	2 ⁺	871	2
10.11.2001	A202	385	f	2 ⁺	877	2
11.11.2001	A272	401	m	2 ⁺	878	2
17.11.2001	A205	385	m	2 ⁺	884	2
24.11.2001	A122	385	f	2 ⁺	890	0
08.12.2001	A221	410	m	2 ⁺	905	0
09.12.2001	A186	404	f	2 ⁺	906	2
19.12.2001	A152	382	m	2 ⁺	916	0
23.12.2001	A222	382	f	2 ⁺	920	0
24.12.2001	A118	373	m	2 ⁺	921	0
28.12.2001	A160	389	m	2 ⁺	925	0
09.04.2002	L164	420	w	3 ⁺	1029	2
09.04.2002	L165	421	m	3 ⁺	1029	0
09.04.2002	L176	403	m	3 ⁺	1029	0
09.04.2002	L181	403	m	3 ⁺	1029	0

4.5.3 Diskussion

4.5.3.1 Methode

Durch den vergleichsweise späten Färbzeitpunkt waren die Marken bei den Linth-Äschen im Vergleich zu den Studien von NAGIEC *et al.* (1995) und VICENTINI (2000) grösser und dadurch bis mindestens 1000 Tage nach der Markierung ohne Anschleifen der Otolithen sichtbar; dies selbst bei Fischen von mehr als 42 cm Länge. Der Wegfall des Anschleifens erleichtert die Auswertung von ARS-Markierexperimenten enorm und spart dadurch sehr viel Arbeitszeit bei der Versuchsauswertung. Zudem ist der Fang älterer Fische (>0+) sowohl mit der Elektro- wie auch mit der Angelfischerei einfacher und effizienter. Die verwendete Färbmethode bzw. der Markierzeitpunkt scheint deshalb für Untersuchungen des Besatzfischanteils bei Äschen besonders geeignet, weil sich damit sehr viele Fische markieren lassen und die Marken auch nach mehreren Jahren noch sichtbar sind. Dies führt dazu, dass man den Besatzfischanteil nicht nur im Juvenilstadium ermitteln kann, sondern auch bei adulten Fischen. Dies ist ein wichtiger Punkt, denn der Erfolg von Besatzmassnahmen sollte eigentlich stets im Adultstadium beurteilt werden, wenn die entsprechende Kohorte fortpflanzungsfähig wird und zur Erhaltung der Population beitragen kann. Abschliessend kann gesagt werden, dass diese Methode ideal ist, um sehr grosse Mengen an kleinen Besatzfischen zu markieren.

4.5.3.2 Resultate

Im Vergleich zu anderen Gewässern erscheint der Besatzfischanteil der Linthkanal-Kohorte 1999 von rund einer Hälfte ausserordentlich hoch. Bei GUTHRUF (1996) in der Aare, GUTHRUF & GUTHRUF (1999) in der Reuss und BAER (2004) in Rot und Rottum (D) erreichten die Besatzfischanteile maximal 20 %. Nur VICENTINI (2000), der die Fische auch mit ARS markierte, fand im Rheinfluss-Becken einen ähnlich hohen Anteil von 44 % Besatzfischen. Im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit wurden durch die oben genannten Autoren jedoch nur Fische bis zum Alter 1⁺ untersucht, was dem Resultat vom Linthkanal mit dem dort höheren Rückfangalter zusätzliches Gewicht gibt. Mit Ausnahme der Felchen, bei welchen die Besatzfische in einigen Fällen sogar 60-100% der Kohorten oder des Gesamtbestandes ausmachen können (VENTLING-SCHWANK & MÜLLER 1991; MÜLLER 1992; ECKMANN *et al.* 2005), ist der Besatzfischanteil der Kohorte 1999 im Alter von 2⁺ auch im Vergleich zu Besätzen mit anderen Arten (GMÜNDER 2002) sehr hoch. Auf der Suche nach Gründen für den hohen Anteil an Besatzfischen im Jahrgang 1999 darf man das „Jahrhundert-Hochwasser“ von Mai bis Juni 1999 sicher nicht ausser Acht lassen, denn dieses fiel genau in die Larvalphase. Die enormen Wassermassen und die damit verbundenen hohen Abflussgeschwindigkeiten reduzierten das Angebot der Larvalhabitate auf ein Minimum (vgl. Kap. 4.3.2) und schwemmten vermutlich viele Larven ab. Zudem können starke Schwebstoff-Frachten (vgl. Abb. 3.6) zu einer Erschwerung der Nahrungsaufnahme durch schlechte Sicht und zu einer Beeinträchtigung der Atmung (Schwebstoffe in den Kiemen) führen (LLOYD *et al.* 1987; BASH *et al.* 2001). Dies dürfte zu einer erheblichen Dezimierung des Anfang Mai 1999 noch auf über 70'000 Larven geschätzten Bestands geführt haben (vgl. Kap. 4.3.2 und 4.4.2). Der Anteil der Besatzfische, welche erst nach dem Hochwasser ausgesetzt worden waren, wurde dadurch im Vergleich zu einem Jahr mit „normaleren“ Abflusswerten zusätzlich erhöht. Das Resultat belegt deutlich, dass im Linthkanal der Besatz in gewissen Jahren die Stärke einer Kohorte wesentlich beeinflussen kann.

Aus der Optik der natürlichen Fortpflanzung beweist das Besatzerperiment wie auch die Larvenzählungen, dass im Linthkanal trotz des fehlenden Geschiebetriebs und der generell ungünstigen Lebensraumbedingungen für das Larvalstadium tatsächlich eine erfolgreiche natürliche Reproduktion stattfindet. Diese machte selbst bei ungünstigen Bedingungen während der Larvalphase 1999 (Jahrhunderthochwasser) rund die Hälfte der späteren Kohortenstärke aus. Daraus ist zu folgern, dass bei konstant günstigen Bedingungen während der Larvalphase (ununterbrochene Abflusswerte zwischen $100-140 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) das Reproduktionspotenzial des Linthkanals verhältnismässig gut zu sein scheint. Dies belegen auch weitere Resultate der vorliegenden Arbeit: Konstant gute Lebensraumbedingungen für Äschenlarven fanden sich im Verlaufe der Feldarbeit zu dieser Arbeit nur im Frühjahr 2000; die Kohorte 2000 war sowohl gemäss den Larven-Bestandesschätzungen von 1999-2002 (vgl. Abb. 4.3.19) als auch gemäss VKS²⁺-Analyse die mit Abstand stärkste aller Kohorten von 1998-2002. Und dies, obwohl im betreffenden Jahr der (nicht markierte) Besatz von 3'400 Vorsommerlingen vergleichsweise marginal gewesen war und folglich fast die ganze Kohorte aus Wildfischen bestehen musste. Vergleicht man die VKS²⁺ der Kohorten 1999 und 2000 (Kap. 4.4.3) unter dem Aspekt des Besatzfischanteils, entsprechen die 50'000 besetzten Vorsommerlingen der Kohorte 1999 rund 340 Fische der VKS²⁺. Die VKS²⁺ des Jahrgangs 2000 betrug jedoch praktisch ohne Besatz 1580 Fische. Um aufgrund des vorliegenden Besatzerperiments rein rechnerisch ausschliesslich mittels Besatz eine solche VKS²⁺ zu erhalten (gleiche Mortalitäten, gleicher Befischungsdruck vorausgesetzt), müssten folglich rund 4.6 mal mehr, also etwa 230'000 Vorsommerlinge, besetzt werden. Diese simple Rechnung steht auf wackligen Beinen, weil das Besatzerperiment nur ein Jahr umfasst, in welchem erst noch aussergewöhnliche Bedingungen (Hochwasser) herrschten, welches möglicherweise die Nahrungsbasis des nach dem Hochwasser ausgesetzten Besatzes negativ beeinflusst haben könnten. Doch das Rechenbeispiel deutet an, dass das Fehlen einer gut funktionierenden und erfolgreichen Naturverlaichung nur mit extrem viel Besatz kompensiert werden kann. Oder anders formuliert, dass grossräumige Lebensraumverbesserungen für Äschenlarven viel effizienter und vor allem nachhaltig für die Erhaltung und Förderung eines guten Linthkanal-Äschenbestandes wirken. Diese Fakten unterstreichen einmal mehr die Dringlichkeit grossräumiger Lebensraumverbesserungen, damit die Äschenlarven in Zukunft auch bei schwankenden Wasserpegeln stets ausgedehnte geeignete Habitate vorfinden können. Solche Massnahmen können den Erfolg der natürlichen Reproduktion im Linthkanal stark erhöhen und damit die Population langfristig stärken.

Wie die Resultate zum Larvalstadium zeigen (vgl. Kap. 4.3.2), scheint dieses am Linthkanal der eigentliche Flaschenhals für die Population darzustellen; die monotone Uferstruktur limitiert im Zusammenspiel mit der Abflussmenge das Angebot an Larven-Habitaten, welche von den Strömungsverhältnissen abhängig sind, sehr stark (SEMPESKI & GAUDIN 1995a-d; GUTHRUF 1996; SEMPEski & GAUDIN 2001; NYKÄNEN & HUUSKO 2004a,b). Demgegenüber scheinen der Lebensraum (inklusive Strömungsverhältnisse) und die Nahrungsressourcen (WALDMEIER 1996) für ältere Lebensstadien weniger ein Problem darzustellen, wie das aussergewöhnlich gute Wachstum der Linthkanal-Äschen nahe legt. Die auf dieser Wissensbasis gewählte Besatzstrategie, für das Markierexperiment mehrmonatige Fische (im konkreten Fall Vorsommerlinge) zu verwenden, hat sich für den Besatz der Kohorte 1999 offensichtlich bewährt. Bei einem Besatz mit Fischen ab dem Alter Vorsommerling umgeht man die durch Ufermorphologie und Abflussschwankungen

verursachte Lebensraumproblematik für Äschenlarven. Gleichzeitig wird eine Konkurrenz zwischen den Wild-Larven und den Besatzfischchen auf den oft stark limitierten Larvenhabitaten verhindert. So lange sich die Lebensraumbedingungen für Äschenlarven im Linthkanal nicht durch Revitalisierungen verbessern, sollten künftige Äschenbesätze sinnvollerweise mit Besatzfischen erfolgen, die nicht jünger als Vorsömmerlinge sind.

Der hohe Besatzfischanteil im künstlichen, komplett verbauten Linthkanal deckt sich mit den Resultaten von VICENTINI (2000), der in der Hochrheinstrecke zwischen Bodensee-Untersee und Rheinfluss einen umso höheren Besatzfischanteil vorfand, je stärker verbaut die Ufer und je ungünstiger die Habitatbedingungen für Äschenlarven waren. Dies steht im Gegensatz zur Erkenntnis von HANFLAND (2002), welcher feststellte, dass der Erfolg von Besatzmassnahmen umso besser wird, je naturnaher das Gewässer ist. Allerdings hatte er seine Besatzexperimente im Gegensatz zu VICENTINI (1998, 2000) und der vorliegenden Arbeit mit ein- und zweisömmerigen Äschen durchgeführt, also mit deutlich älteren Fischen. Da im Linthkanal der Besatz die Stärke einzelner Kohorten offensichtlich positiv beeinflussen kann, stellt sich die Frage, ob mögliche Veränderungen in der Bewirtschaftung zum Fang- bzw. Bestandesrückgang beigetragen haben. Konkret fragt es sich, ob ein Besatzrückgang als wichtiger beeinflussender Faktor für den beobachteten Fang- bzw. Bestandesrückgang in Frage kommt. Die Anzahl der besetzten Jungäschchen hat ab Anfang der 80er-Jahre tatsächlich deutlich abgenommen (vgl. Abb. 3.11), was einen ursächlichen Zusammenhang mit dem beobachteten Fangrückgang nahe legt (Abb. 3.9). HERTIG (2002a) und KIRCHHOFER *et al.* (2002) haben bereits auf die Korrelation von Besatz und Äschenfang im Linthkanal hingewiesen, konnten aber die Ursächlichkeit nicht eindeutig klären. Weil das Brutmaterial mit wenigen Ausnahmen von Wildfängen aus dem Linthkanal stammt (Laichfischfänge), stellt sich nämlich eine weitere Frage: Ging der Fang zurück, weil weniger Besatz erfolgte oder gab es weniger Besatz, weil infolge eines Rückgangs von Laichtieren weniger Laichprodukte gewonnen werden konnten und aus demselben Grund auch die Naturverlaichung abnahm? Die Frage ist ähnlich schwer zu beantworten, wie die bekannte Ursprungsfrage: „War zuerst das Huhn oder das Ei?“. Vermutlich liegt eine Kombination beider Effekte vor, welche zusätzlich durch das je nach Jahr stark unterschiedliche Lebensraum-Angebot für Äschenlarven beeinflusst wird. Das vorliegende Besatzexperiment beweist auf jeden Fall, dass die Besatzfische in gewissen Jahren einen nennenswerten Anteil an einer Kohorte stellen können. Gemäss der Auswertung des vorliegenden Besatzexperiments erscheint das Besatzfischalter Vorsömmerling besonders erfolgreich zu sein. Dieser Befund stützt die Fang-Besatz-Auswertungen von HERTIG (2002a), welcher im Linthkanal die beste Korrelation zwischen dem Besatz von Sömmerlingen und Vorsömmerlingen und dem zwei Jahre späteren Fang fand (Abb. 4.5.4). Der Besatz erklärt jedoch lediglich 51 % der Streuung ($R^2 = 0.51$). Der Grund dafür dürfte die bereits diskutierte Tatsache sein, dass die natürliche Fortpflanzung in Jahren mit guten Reproduktionsbedingungen (hydrologisch günstigen Bedingungen während der Larvalphase) die Kohortenstärke in einem so hohen Mass beeinflusst, wie es nur mit extrem viel Besatz (mehrere 100'000 Vorsömmerlinge) möglich wäre.

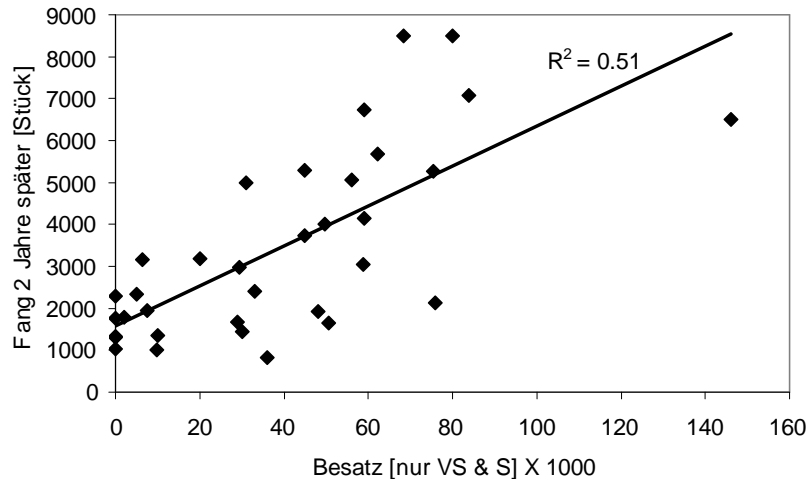


Abb. 4.5.4: Signifikante Beziehung zwischen dem Äschenfang von 1970-2003 und dem Besatz von Vorsömmerlingen und Sömmerlingen zwei Jahre früher. Spearman-Rangkorrelation $r_s = 0.710$; $p < 0.001$. Nach HERTIG (2002a), um die Jahre 2002 und 2003 ergänzt.

Fig. 4.5.4: Grayling catch [fish] in the years 1970-2003 vs. stocked grayling (2 and 5 months old fish only) two years earlier. According to HERTIG (2002a), with data of the years 2002 and 2003 added.

4.6 Wanderungen und Ortsverschiebungen

KNUTTI (2001) untersuchte im Linthkanal die kurzfristigen Wanderungen und Bewegungsmuster der Äschen während der Laichzeit mittels Radiotelemetrie. Das vorliegende Kapitel geht der Frage nach, ob und wie sich im Linthkanal langfristige Ortsverschiebungen manifestieren und wie der Fluss longitudinal durch die Äschen genutzt wird. Weil KNUTTI (2001) Wanderungen in den Obersee nachweisen konnte und durch Berufsfischer immer wieder vereinzelt Äschen in Walensee und Zürichsee-Obersee gefangen werden, deren Herkunftsgewässer mit grösster Wahrscheinlichkeit der Linthkanal ist, wurde eine Umfrage bei den Berufsfischern der beiden Seen durchgeführt. Diese hatte zum Ziel, mehr über die räumliche Nutzung der beiden Seen durch Äschen zu erfahren.

4.6.1 Material und Methoden

4.6.1.1 Individuelle Markierungen

Die Markierung der Äschen erfolgte mit Visible Implant Tags (V.I.-Marken) gemäss Kap. 2.5.1. Von Dezember 1999 bis Dezember 2000 wurden 14 Äschen im Alter von 0⁺ (17.2 bis 22.4 cm Länge) und 120 Äschen von 30.0 bis 50.0 cm Länge mit einem Alter von 1⁺ bis 7⁺ mittels V.I.-Marken markiert und innerhalb von 24 Stunden nahe des Fangorts freigelassen. 23 Stück davon waren mit der Angel gefangen worden, 111 mit dem Elektrofangboot. 2 dieser Fische wurden zusätzlich zur V.I.-Marke mit Sendern für die Arbeit von KNUTTI (2001) versehen.

4.6.1.2 Berufsfischer-Umfrage

Ende Dezember 2002 wurde an die Berufsfischer von Walensee und Zürichsee-Obersee (3 resp. 10 Berufsfischer) ein Fragebogen mit Rückantwortcouvert verschickt, der nach Äschenfängen von 1996 bis 2002 fragte. Gefragt wurde nach Anzahl, Fischgrösse, Ort, Tiefe und Jahreszeit der Äschenfänge. Die Fangangaben wurden durch Hinweise von Fischereiaufseher H. Riget ergänzt und auf Karten übertragen, um die räumliche Verteilung von Äschenfängen in den beiden Seen sichtbar zu machen.

4.6.1.3 Anglerfänge im Walensee

Bei zufälligen, nicht systematischen persönlichen Gesprächen mit Walensee-Anglern wurde auch nach deren Kenntnis von Äschenfängen im Walensee gefragt, um die Datenanzahl zu verdichten.

4.6.2 Resultate

4.6.2.1 Individuell markierte Äschen

Insgesamt 15 markierte Fische (11 % aller markierten Äschen) wurden zwischen 15 und 1102 Tage nach der Markierung wiedergefangen und gemeldet. Rückfänge innerhalb 14 Tage nach dem Markieren wurden nicht berücksichtigt. Drei Rückfänge kamen aus den Laichfischfängen, 12 Rückmeldungen kamen von Anglern und eine Äsche wurde von einem Berufsfischer mittels Kiemennetz im Obersee gefangen (Tab. 4.6.1 und Abb. 4.6.2). Bei diesem Tier handelte es sich um ein Exemplar, das zusätzlich zur VI-Marke für die Arbeit von KNUTTI (2001) besendert gewesen war. Ein einziger Fisch wurde zwei Mal wiedergefangen (F60), was die Differenz von 16 Rückfängen zu 15 rückgemeldeten Fischen erklärt.

Tab 4.6.1: Aussatz- und Wiederfangdaten von V.I.-markierten, wiedergefangenen Äschen. „km“ bezeichnet die Distanz zwischen Aussatz- und Wiederfangort. Die Dammsenke befindet sich in der oberen Hälfte der Laichfangstrecke.

Fig. 4.6.1: Data of V.I.-tagged and recaptured grayling.

Nr.	Sex	Datum	L [mm]	Markier-/Aussetzort	Datum	L [mm]	Wiederfangort	km
F7	?	28.02.00	352	Hundehütte unt. Grynau	30.09.00	390	o.h. Sternen, Benken	5.5
F10	?	28.02.00	333	Sternen (Benken)	18.11.00	400	u.h. Sternen, Benken	0.5
F17*	♀	28.02.00	472	Hundehütte unt. Grynau	15.03.00	?	Obersee vor Jonamündung	8.5
F50	♀	04.04.00	346	Dammsenke (u.h. Biäsche)	26.05.00	351	Eisenbahnbrücke b. Escherheim	1
F52	♂	04.04.00	407	Dammsenke (u.h. Biäsche)	21.10.00	420	o.h. Sternen, Benken	8.5
F57	♂	04.04.00	378	Dammsenke (u.h. Biäsche)	31.10.00	424	u.h. Fussgängersteg Ziegelbrücke	2
F60	♂	09.04.00	425	Dammsenke (u.h. Biäsche)	08.04.02	459	Laichfangstrecke Weesen-Ziegelbrücke	**
"	"	09.04.02	459	Dammsenke (u.h. Biäsche)	11.04.03	465	Laichfangstrecke Weesen-Ziegelbrücke	**
F00*	♂	04.04.00	430	Dammsenke (u.h. Biäsche)	27.08.00	430	Mündung Rautibach	1.5
F75	♂	11.04.00	445	Dammsenke (u.h. Biäsche)	30.10.00	452	u.h. Fussgängersteg Ziegelbrücke	2
F77	♀	11.04.00	425	Dammsenke (u.h. Biäsche)	31.12.00	446	„Fünfter Gang“ (zw. Sternen u. Grynau)	12
F78	♀	11.04.00	370	Dammsenke (u.h. Biäsche)	29.12.00	410	Fussgängersteg Ziegelbrücke	2
F86	♀	11.04.00	399	Dammsenke (u.h. Biäsche)	29.12.00	420	Fussgängersteg Ziegelbrücke	2
F87	♂	11.04.00	442	Dammsenke (u.h. Biäsche)	09.05.01	442	Escherheim, Ziegelbrücke	1.5
E26	♂	12.12.00	172	Dammsenke (u.h. Biäsche)	07.04.03	405	Laichfangstrecke Weesen-Ziegelbrücke	**
E28	?	12.12.00	359	Dammsenke (u.h. Biäsche)	12.05.01	370	Escherheim, Ziegelbrücke	1.5

* zusätzlich zur V.I.-Marke besendert für die Arbeit von KNUTTI (2001).

**Elektrofänge sind örtlich nicht genau zuzuordnen, da die Markierungen erst nach dem nächtlichen Fang in der Fischzucht entdeckt werden konnten (vgl. Erläuterungen im Text).

Die Linthkanal-Äschen erweisen sich wie schon in der Arbeit von KNUTTI (2001) als sehr mobil: Die Distanzen zwischen Aussatz- und Wiederfangort erstrecken sich auf bis zu 12 Kilometer (Tab. 4.6.1, Abb. 4.6.1 und 4.6.2). Bei Wiederfängen mit dem Elektrofangboot konnte keine Wanderdistanz berechnet werden, da die Markierungen erst in der Fischbrutanstalt erkannt wurden und die genauen Fangorte folglich nicht mehr zu eruieren waren (Nachtfischerei vom treibenden Boot). Besonders bemerkenswert ist der Wiederfang der Äsche F 17 im Zürich-Obersee vor der Jonamündung mittels eines Kiemennetzes durch einen Berufsfischer. Dieser Fisch war zusätzlich zur V.I.-Marke mit einem implantierten Sender für die Arbeit von KNUTTI (2001) unterwegs gewesen. Eine Beeinflussung der Wanderung durch den

Sender ist in diesem Fall aber nicht auszuschliessen. Von allen wiedergemeldeten markierten Äschen war nur eine einzige flussaufwärts vom Einsatzort gefangen worden. Die drei örtlich nicht exakt zuzuordnenden Rückfänge während des Laichfischfangs konnten maximal 2 km vom Aussatzort entfernt gefangen worden sein. Da deren Aussatzort ebenfalls in der Elektrofangstrecke lag, wurde für diese Fische formal keine Ortsveränderung angenommen. Alle übrigen Fische wurden zwischen 0.5 bis 12 km flussabwärts wiedergefangen (Abb. 4.6.1).

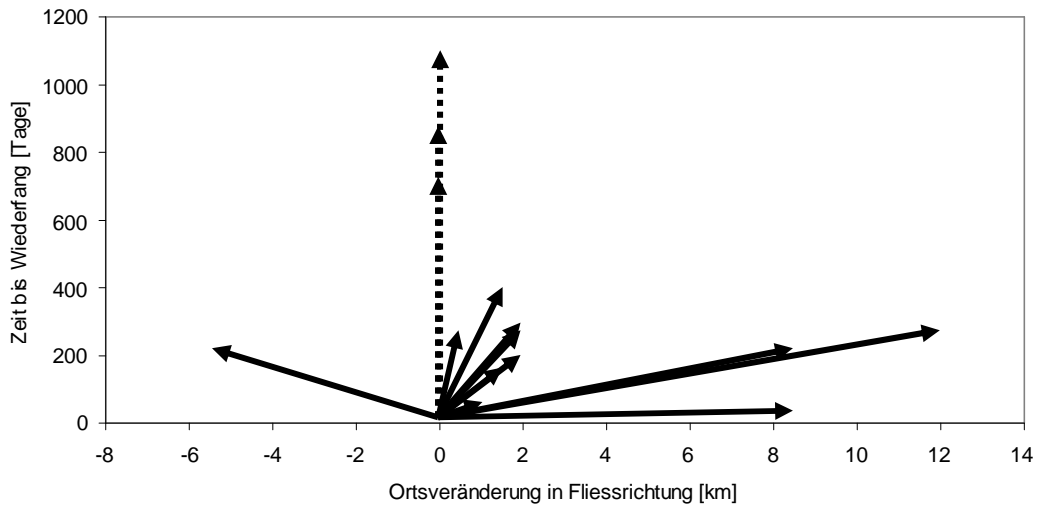


Abb. 4.6.1: Durch markierte Äschen zurückgelegte Distanzen in zeitlicher Relation (n = 16 Wiederfänge). Drei im Laichfischfang rückgefangene Äschen (unterbrochene Linien) konnten örtlich nicht genau festgelegt werden (Erklärung siehe Text).

Fig. 4.6.1: Migration distances of 16 V.I.-tagged grayling compared to time and river flow direction.

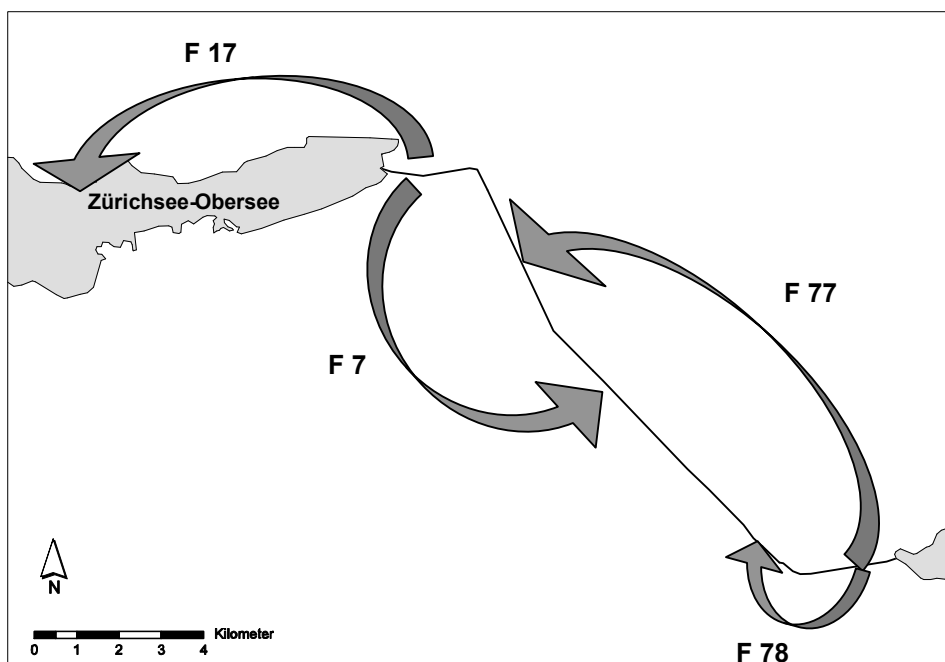


Abb. 4.6.2: Ortsverschiebungen/Wanderungen von vier markierten Äschen (vgl. Tab. 4.6.1).
Fig. 4.6.2: Migrations of four V.I.-tagged grayling (see also Tab. 4.6.1).

4.6.2.2 Äschenfänge in Zürichsee-Obersee und Walensee: Umfrage

Insgesamt 9 Berufsfischer (69 %) retournierten die Fragebogen. Diese waren wegen lückenhafter Angaben nur qualitativ auswertbar. Die Auswertung (inkl. Angaben von Fischereiaufseher H. Riget und Angelfischern) zeigt, dass nur im Bereich des Weesener Beckens (Walensee) und dem Mündungsbereich des Linthkanals in den Zürichsee-Obersee regelmässig Äschenfänge in geringem Umfang gemacht werden. In den anderen Seeteilen beider Seen gehen nur sehr selten Äschen ins Netz (Abb. 4.6.3). Im Walensee bewegt sich die Länge der gefangenen Äschen zwischen 20 und 45 cm. Die Fangtiefen liegen in 5-20 Metern. Die meisten Äschen werden im Frühjahr um die Laichzeit herum im Weesener Becken gefangen und der künstlichen Vermehrung in der Brutanlage Weesen zugeführt. Die Äschenfänge haben dort gemäss Fischereiaufseher Riget in den letzten Jahren deutlich abgenommen, was sich in einer deutlichen Reduktion der Anzahl eingelegten Eier von aus dem Weesener Becken stammenden Laichtieren während der letzten Jahre äussert. Die im Obersee gefangenen Äschen weisen nach Angaben der Berufsfischer Längen zwischen 25 und 40 cm auf und werden mehrheitlich im Frühjahr mit Grundnetzen in Tiefen zwischen 5 und 25 m gefangen. Fänge im Sommer oder im Winter kommen vor, scheinen jedoch noch deutlich seltener. Bemerkenswert ist der Hinweis mehrerer Zürichsee-Obersee-Berufsfischer, dass sie Äschen besonders bei Hochwasser im Linthkanal fingen und dass Äschenfänge in den letzten Jahren deutlich seltener seien als früher.



Abb. 4.6.3: Äschenfänge durch Berufsfischer in Walensee und Zürich-Obersee getrennt nach Einzelfängen (x) und Gebieten mit wiederkehrenden Fängen (gerasterte Ellipsen). Einzelfänge von Angelfischern im Walensee sind mit (o) bezeichnet.

Fig. 4.6.3: Grayling catches by net fishermen: Single catches (x) and areas with repeated catches (shaded ellipses). Few angler's catches in Lake Walenstadt are shown as (o).

4.6.3 Diskussion

Das Markierexperiment und die Umfrage bei den Berufsfischern bringen eine hohe Mobilität der Linth-Äschen ans Licht. Der Linthkanal wird von Einzelindividuen in seiner ganzen Länge genutzt, und es gibt Tiere, welche aus unbekanntem Gründen die angrenzenden Seen aufsuchen, wo sie teilweise weit von der Mündung des Kanals entfernt gefangen werden. Die Fangverteilung der Berufsfischer mit Schwerpunkt bei der Aus- und Einmündung des Linthkanals legt nahe, dass die Äschen in den beiden Seen tatsächlich aus dem Linthkanal und seinen Seitengräben stammen, zumal weitere Äschenpopulationen im Einzugsgebiet des Zürichsee-Obersees fehlen. Die nächstgelegene Äschenpopulation befindet sich rund 40 km entfernt in der Limmat, dem Ausfluss des Zürichsees. Allenfalls könnten die sporadischen Äscheneinsätze im Zürichsee-Oberseezufluss Jona, wo sich bisher keine selbst erhaltende Population etablieren konnte (KNUTTI 2001), ebenfalls für einzelne Äschenfänge im Obersee verantwortlich sein.

Welche Hintergründe den Ortsverschiebungen zu Grunde liegen, lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht sicher ableiten. Einfache Ortsverschiebungen als einmalige Ereignisse im selben Habitat gelten nicht als Wanderungen (NORTHCOTE 1995). Im uniformen, lateral nicht vernetzten Linthkanal befinden sich jedoch alle drei wichtigen Habitatstypen (Nahrungshabitat, Reproduktionshabitat und Überwinterungshabitat) nach NORTHCOTE (1978) im selben Gewässer. Wanderungen zwischen diesen Habitaten und einfache Ortsverschiebungen, wie sie beispielsweise NYKÄNEN *et al.* (2001, 2004) in finnischen Gewässern feststellten, sind im uniformen Linthkanal kaum zu unterscheiden. Die Aussage der Zürichsee-Obersee-Fischer, wonach Äschenfänge auffällig mit Hochwasserereignissen im Linthkanal zusammenfallen würden, deutet darauf hin, dass starke Hochwasser auch bei grösseren Linth-Äschen ein aktives oder passives Verdriften auslösen können. Im Walensee kann aber kein Zusammenhang zwischen Äschenfang mit Hochwassersituationen des Linthkanals festgestellt werden. Dort gleicht die Situation jener von der Aare bei Thun, wo ein Teil der Äschen des obersten Aareabschnitts regelmässig in den Thunersee zieht, sich dort während des Jahres aufhält und zum Laichen wieder die Aare aufsucht (GUTHRUF *et al.* 1996). Im Sinne NORTHCOTES (1978) scheint der Thunersee das Nahrungs- und die Aare das Laichhabitat darzustellen. Gut möglich, dass das Aufsuchen der angrenzenden Seen durch Linth-Äschen teilweise Wanderungen in ein neues Nahrungshabitat darstellen. Die Frage, ob die im Obersee gefangene Äsche mit der Marke F 17, die auch mit einem Telemetrie-Sender versehen war, wegen einer Sender-bedingten Beeinflussung aus dem Kanal in den See wanderte, lässt sich nicht sicher beantworten. Aufgrund der Verteilung der anderen Äschen-Netzfänge im Obersee ist auch eine spontane, durch den Sender unbeeinflusste Abwanderung in den See durchaus vorstellbar. KNUTTI (2001) stellte bei seiner wenige Monate abdeckenden Telemetrie von Linthkanal-Äschen fest, dass einige Tiere sehr mobil sind, während andere verhältnismässig standorttreu bleiben. Dieses Bild spiegelt sich auch in den Resultaten der vorliegenden Arbeit wider, welche bedeutend längere Zeiträume abdeckt. Zwar fehlen im Gegensatz zu den kontinuierlichen Ortungsdaten von KNUTTI (2001) die Fischbewegungen zwischen Aussetz und Wiederaufschlag, trotzdem geben auch die V.I.-markierten Fische ein ähnliches Muster wieder: Neben Fischen, die eine hohe Mobilität aufweisen, gibt es solche, die nahe an ihrem Aussetzort wiedergefangen wurden. Vermutlich sind es vorwiegend „Streuner“ mit einer hohen Mobilität, welche die angrenzenden Seen aufsuchen.

Die von Linthkanal-Äschen maximal zurückgelegten Distanzen zwischen Aussetz- und Wiederfangort/letztem Ortungssignal von bis zu 12 (vorliegende Arbeit) bzw. 17 km (KNUTTI 2001) liegen im Bereich der Resultate anderer Arbeiten. Die Studien von GUTHRUF (1996), KRISTIANSEN & DØVING (1996), PARKINSON *et al.* (1999) und MEYER (2001) ergaben beobachtete Maximaldistanzen von 5 bis 60 km. Die von LINLØKKEN (1993) um die Laichzeit festgestellten maximalen Wanderdistanzen von bis zu 100 km im norwegischen Glomma-Flusssystem bilden eine Ausnahme. Sie sind auch deshalb bemerkenswert, weil auf diesen Wanderungen mehrere hintereinander liegende Flusskraftwerke durch die Fischaufstiegshilfen überwunden wurden.



Abb. 4.6.4: Äschen-Männchen im Linthkanal bei der ARA Bilten, auf einem Auge blind (Bild: P. Steinmann).

Fig. 4.6.4: Male River Linthkanal grayling with a blind eye.

Die vorliegende Untersuchung und jene von KNUTTI (2001) belegen deutlich, dass die Linthkanal-Äschen wanderfreudig sind und das Potenzial haben, sich geeignete neue Gewässer als Lebensraum zu erschliessen, sofern sie freien Zugang dazu haben. Dies zeigt, wie wichtig die freie Fischwanderung ist; die bessere Vernetzung mit den verbliebenen Linthkanal-Zuflüssen ist unbedingt anzustreben. Es ist beispielsweise davon auszugehen, dass die im kurzen Abschnitt der Rauti zwischen der Linthkanalmündung und dem Kraftwerk der Firma Jenny beobachteten Äschen viel weiter in dieses Gewässer aufsteigen würden, wenn sie die Möglichkeit dazu hätten. In der Glarner Linth wurden während Jahrzehnten keine Äschen festgestellt (Fischereiaufseher H.R. Weber, mündl. Mitt.). Die extrem hohe Fließgeschwindigkeit und gänzlich fehlende Laich- und Larvenhabitate im Escherkanal scheinen die Art bisher davon abzuhalten, dieses Gewässer erfolgreich als Lebensraum zu erschliessen. Einzelne verbürgte Angel-Äschenfänge in den Jahren 2001 und 2004 (JAGD- UND FISCHEREIVERWALTUNG GLARUS 2002, 2005; persönl. Nachfragen bei den Anglern) in der Glarner Linth bis zur Rütelbach-Mündung (rund 4.5 km oberhalb der Linth-Mündung in den Walensee) bilden eine absolute

Ausnahme, die selbst den Glarner Fischereiaufseher sehr überraschten. Die Fänge deuten jedoch an, dass die Linthkanal-Äschen versuchen, die Glarner Linth als Lebensraum zu erschliessen. Im Falle der geplanten Revitalisierungen am Escherkanal ist damit zu rechnen, dass Linthkanal-Äschen den untersten Teil der Glarner Linth via Walensee wiederbesiedeln werden. Dies ist in der bei Walenstadt in den Walensee einmündenden Seez nach einer grossräumigen Revitalisierung bereits wieder geschehen (H. Riget, mündl. Mitt.).

5. Schlussdiskussion

5.1 Auswirkungen der Linthkorrektion und der Gewässerstruktur auf die Population

Die Linthkorrektion hatte vielfältigste Auswirkungen auf die Biozönose des heutigen Linthwerks und die Ökologie der vorkommenden Arten. Die Folgen sind am Beispiel der Äsche exemplarisch dokumentierbar. Die Umleitung der Glarner Linth in den Walensee sowie die Abkopplung der meisten Seitengewässer veränderte das hydrologische Regime des kanalisierten Flusses in der Linthebene komplett: Die Hochwasserspitzen wurden durch den Walensee stark gepuffert und der Geschiebetransport ist fast vollständig unterbunden. Dadurch erfolgen Substratumlagerungen nur noch selten, da stärkere Hochwasser seltener sind und sprunghafte Anstiege der Abflussmenge völlig fehlen. Der Geschiebenachschub aus den verbliebenen Seitengewässern wird durch Kiessammler auf ein absolutes Minimum reduziert. Die Streckung des Linthlaufs mit den anfänglichen Bühnen-Ufersicherungen und der spätere Bau des Trapezprofils machten aus dem einst in der Linthebene furkierenden Fluss ein vollends künstliches Gewässer (SPEICH 2002). Die fehlende Breiten- und Tiefenvariabilität, die fehlende Verzahnung von Wasser und Land, eine limitierte Strömungsvariabilität sowie eine fehlende Vernetzung mit Seitengewässern beeinträchtigen die ökologische Integrität eines Gewässers massiv (JUNGWIRTH *et al.* 2003). Aufgrund dieser Tatsachen und dem bisherigen Wissensstand zur Ökologie der Äschen war klar, dass der Linthkanal an sich ungünstige Lebensbedingungen für Äschen bietet. Umso überraschender ist die Tatsache, dass sich dennoch eine national bedeutende Äschenpopulation im Gewässer halten kann (KIRCHHOFER *et al.* 2002). Die vorliegende Arbeit zeigt, wie sich die Population unter den Zwängen der Linthkorrektion „über Wasser“ hält und bestätigt die früheren Erkenntnisse, wonach das Vorkommen und die Abundanz einer Art entscheidend durch das Angebot an geeigneten Habitaten bestimmt wird (GUTHRUF 1996; JUNGWIRTH *et al.* 2003).

5.1.1 Reproduktion

Äschen sind wie alle Kieslaicher auf sauberes, lockeres und gut durchströmtes Substrat angewiesen. Eine mangelnde Substratumlagerung kann zur Kolmation der Gewässersohle führen, was sich negativ auf den Reproduktionserfolg auswirken kann (ZEH & DÖNNI 1994; GUTHRUF 1996; HÜBNER 2003). Obwohl der Geschiebetransport im Linthkanal praktisch unterbunden ist und Geschiebeumlagerungen nur sporadisch vorkommen, belegt das Vorhandensein von Äschenlarven aus der Naturverlaichung, dass im Linthkanal stellenweise eine erfolgreiche Embryonalentwicklung möglich ist. Die dabei möglicherweise eine Rolle spielenden Grundwasseraufstösse aus dem alten Linthbett wurden erwähnt. Aus methodischen Gründen wurde ein Einfluss der limitierten Geschiebeumlagerung auf die Laichplatzwahl und den Schlüpfertag im Linthkanal nicht untersucht. ZEH (1993) und ZEH & DÖNNI (1994) demonstrierten, dass das Einbringen von frischem Geschiebe in ein kolmatiertes Gewässer sofort einen positiven Effekt auf die Laichaktivität von Äschen hat. Sollte dereinst das Lebensraumangebot für Äschenlarven als Folge von Revitalisierungsmassnahmen deutlich erhöht und verbessert sein, wäre es möglich, dass das Angebot an geeignetem Laichsubstrat zum stärksten limitierenden Faktor für die Population würde. Eine verbesserte

Geschiebezufuhr aus den verbliebenen Seitengewässern wäre auf jeden Fall sehr wünschenswert. Die puffernde Wirkung des Walensees auf Hochwasserspitzen der Glarner Linth kann für den Linthkanal insofern positiv sein, als dass dadurch Hochwasser-bedingte Mortalitäten während Embryonal- und Larvalstadium verringert werden (ARMSTRONG 1986). Der oben liegende See übt durch sein träges, im Winter und Frühjahr interannuell fast identisches Temperaturregime auch einen starken Einfluss auf den Zeitpunkt der Ablachphase. Ganz im Gegensatz zu anderen, kleineren Gewässern (PAQUET 2002; HÜBNER 2003) scheint deshalb die Ablachphase im Linthkanal von Jahr zu Jahr kaum zu variieren. Die fehlende Vernetzung mit den Seitengewässern (Rauti, Maag, Wiesengraben) verunmöglicht hingegen das Erreichen neuer und anderer Laich- und Larvalhabitate für die Äschen.

5.1.2. Larvalstadium

Die Resultate dieser Arbeit lassen schliessen, dass die Ufergestaltung des Linthkanals bezüglich des Lebenszyklus' der Äschen den stärksten Einfluss auf die Larvalphase ausübt. Nachdem die Ufer des jungen Linthkanals noch durch Bühnen geprägt waren (SPEICH 2002), welche sowohl eine gewisse Variation an Strömung und Tiefen zulassen, führte das Auffüllen der Bühnenzwischenräume und die Erstellung des heutigen Trapezprofils zu einer starken Monotonie und Homogenität der Strömungs- und Tiefenverhältnisse. Die vorliegende Arbeit belegt, dass der praktisch totale Verlust an seichten und strömungsarmen Zonen bei mittleren Abflusswerten das Angebot solcher für Äschenlarven zwingend notwendigen Lebensräume stark limitiert. Je nach Abflussverhältnissen sind ausgedehnte bis sehr wenige Larvenhabitate verfügbar, was dazu führt, dass sich der Larvenbestand je nach Abfluss-/Habitalsituation relativ gleichmässig über die ganze Länge des Kanals verteilt oder aber bei ungünstigen Bedingungen zerstückelt auf wenige kurze Uferstrecken beschränkt. Eine so extreme Beeinflussung des Lebensraumangebots für Äschenlarven durch die Gewässermorphologie wurde bisher noch nie beschrieben. Die Abkoppelung des Gewässers von Zuflüssen und Altarmen beschränkt die Larvenhabitate zudem auf den Hauptfluss; so sind Rückzugsgebiete bei Hochwasserereignissen weder für die Larven noch für ältere Fische verfügbar. Die Resultate belegen, dass das Lebensraumangebot für Larven auch deren Überleben beeinflusst und dass deshalb das Larvalstadium für die Population ganz klar ein Flaschenhals darstellt. Unter den gegenwärtigen Abfluss- und Morphologieverhältnissen im Linthkanal ist nicht sicher, dass sich die Population langfristig natürlich erhalten kann, so lange die Larvalphase durch das Zusammenspiel der beiden Faktoren so massiv beeinträchtigt wird. Um das Überleben der Larven und der daraus entstehenden Kohortengrössen positiv zu beeinflussen, sind grossräumige Revitalisierungsmassnahmen unabdingbar. Erst bei einem konstanten und grossräumigen Angebot an Larvenlebensräumen ist sichergestellt, dass sich die Population langfristig natürlich erhalten können. Die Erkenntnisse aus dieser Arbeit sollten deshalb unbedingt in die Realisierung des Projekts „Linth“ 2000 einfließen.

5.1.3 Juvenile und adulte Phase

Für die juvenilen und adulten Fische sind weniger negative Auswirkungen der Linthkorrektur festzustellen; die Gewässermorphologie führt jedoch zwangsläufig

dazu, dass die räumliche Segregation der Habitate von juvenilen und adulten Fischen, wie sie GREENBERG *et al.* (1996); MALLET *et al.* (2000) und JUNGWIRTH *et al.* (2003) beschreiben, nicht so ausgeprägt sein kann, wie in natürlichen Gewässern, da die Tiefen- und Strömungsvariabilität, welche für die Einnischung der verschiedenen Stadien verantwortlich zeichnet, im Linthkanal stark reduziert ist. In diesem Zusammenhang ist auch auf das weitgehende Fehlen von Schotterbänken hinzuweisen, welche Schlüsselhabitate für 0⁺ und 1⁺-Äschen darstellen (GUTHRUF 1996; MALLET *et al.* 2000; GAUDIN & SEMPESKI 2001). Diese für die juvenilen wie auch für die larvalen Fische sehr wichtigen Lebensräume fehlen im Linthkanal weitgehend; sie sind nur bei sehr tiefem Wasserstand an einzelnen Kanalabschnitten präsent.

5.1.4 Längenwachstum

Das beobachtete schnelle Längenwachstum wurde mit Bestimmtheit erst durch die Linthkorrektur möglich, weil das kalte Wasser der Glarner Linth im Walensee erwärmt wird und der Linthkanal seither mit Wasser versorgt wird, dessen Temperaturen von 5-18°C für das Wachstum der Äschen optimal sind (MALLET *et al.* 1999). Zudem beeinflusst der See auch das Nahrungsangebot des Gewässers positiv (Daphniendrift, Hochwassersicherheit).

5.1.5 Mobilität der Äschen

Die Linthkorrektur führte dazu, dass sich der gesamte Lebenszyklus der Population weitgehend im Hauptfluss abspielen muss, sieht man von den einzelnen Tieren ab, welche die angrenzenden Seen aufsuchen. Während die longitudinale Mobilität gewährleistet ist, fehlt eine laterale Ausbreitungsmöglichkeit. Die fehlende Vernetzung mit den Seitengewässern (Zuflüssen und Altarmen) verhindert die Erschliessung neuer Laichgründe sowie von Rückzugsgebieten bei Hochwasser. Gerade ruhige Altarme können bei solchen Bedingungen wichtige Refugien für Äschenlarven darstellen; bezogen auf die prekäre Lebensraumsituation für Larven wäre die Anbindung von Altarmen ans Hauptgewässer auch bei Niedrigwasser wichtig.

5.1.6 Auswirkungen auf die Fischereiausübung

Die künstliche Gestaltung des Linthlaufs hat auch eine nicht unerhebliche Wirkung auf die Fischereiausübung: Die potentiellen Standplätze der Äschen sind wegen der Monotonie des Kanals im Gegensatz zu anderen, natürlicheren Gewässern nur schwer auszumachen. Und das optische Finden von Äschen ist nur in Einzelfällen möglich. Die Fische können folglich überall sein. Das bedeutet, dass die Angler eine grössere Wasserfläche abfischen müssen, um auf Schulen von Äschen zu treffen. Weil der Linthkanal unterhalb von Ziegelbrücke auf einer Strecke von 14 km zudem nur an drei Stellen mit dem Auto erreichbar ist (auf den Dammwegen herrscht Fahrverbot), gibt es lange Flussabschnitte, die nur wenig befischt werden. Es entstehen dadurch eine Art unbeabsichtigte Äschenreservate, welche den Bestand vor einem zu starken Befischungsdruck schützen. So scheint erklärbar, weshalb sich im Gewässer trotz aktuell rund 300 Fischereiberechtigten und einem

reproduktionsbiologisch viel zu tiefen Fangmindestmass ein Bestand mit ausgewogenem Altersaufbau halten kann.

5.2 Fischereiliche Bewirtschaftung

Die Resultate zeigen deutlich, dass der Jungfischbesatz besonders bei ungünstigen Bedingungen während der Larvalphase oder allenfalls während der Embryonalphase einen bedeutenden Einfluss auf die Kohortenstärke haben kann. Dies besonders, wenn das heikle Larvalstadium mittels Besatz von juvenilen Fischen umgangen wird. Andererseits wird auch deutlich, dass die Naturverlaichung in gewissen Jahren mit günstigen Reproduktionsbedingungen so erfolgreich ist, dass diese den Fischbesatz weit zu übertreffen scheint. Zu diesem Schluss kamen auch RUHLÉ & RIGET (1998) bei ihrer Analyse der Äschen-Bewirtschaftungszahlen des Linthkanals. Aus der Sicht der nachhaltigen Bewirtschaftung und zur Förderung dieser Äschenpopulation ist deshalb die Wiederherstellung der natürlichen ökologischen Funktionen des Gewässers die vordringlichste Aufgabe und dem Besatz, der nur eine Symptombekämpfung darstellt, vorzuziehen (LARGIADÈR & HEFTI 2002). Das langfristige Ziel muss eine stabile, sich selbst erhaltende Population sein. So lange das Angebot an stetig verfügbaren Larvalhabitaten beschränkt ist, scheint eine Besatzwirtschaft mit juvenilen Fischchen ab Stadium Vorsömmerling jedoch sinnvoll und notwendig.

Der Fischereidruck erscheint mit einer fischereibedingten Mortalität von 27 % vergleichsweise moderat. Trotz einer momentan nachhaltigen Fischerei wird dem Linthkanal-Bestand dadurch jedes Jahr eine bedeutende Anzahl von subadulten und adulten Tieren entnommen. Dies fällt unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht ins Gewicht, da die Anzahl der Laichtiere nicht als limitierender Hauptfaktor erscheint. Sobald jedoch durch ausgedehnte Revitalisierungen das Reproduktionspotential erhöht werden wird (mehr Larvalhabitate), sollten die Laichtiere durch geeignete Massnahmen besser geschützt werden, da das Gegenwärtige Fangmindestmass viel zu tief festgelegt ist.

5.3 Relevanz der Resultate

Die Resultate der vorliegenden Arbeit zeigen erstmals die Lebensraumdynamik von Äschenlarven durch das Zusammenspiel von ungünstiger Gewässermorphologie und wechselnden Abflussverhältnissen auf die Verfügbarkeit von Äschenlarvenhabitaten eines ganzen Gewässers. Die Ergebnisse sind nicht nur für den künftigen Wasserbau am Linthkanal sondern auch für Revitalisierungsmassnahmen an anderen künstlichen bzw. verbauten Äschengewässern relevant.

Sie haben auch für die Bewirtschaftung solcher Gewässer eine grosse Relevanz indem sie aufzeigen, dass der Besatz bei beschränkten Larven-Lebensräumen mit juvenilen Fischen erfolgen sollte. Die für das Besatzenperiment verwendete ARS-Markiermethode erwies sich als sehr effizient um grosse Mengen an Besatzfischen zu markieren. Da die Marken in den Otolithen ohne Anschliff über mehrere Jahre einwandfrei nachzuweisen sind, bedeutet die Methode ein Fortschritt für die Markierung mit Fluoreszenzmarken bei Fischen. Die gut begründete Schlussfolgerung, dass im Linthkanal ein reproduktionsbiologisch zu tiefes Äschen-

Fangmindestmass vertretbar ist, so lange keine Revitalisierungen ausgeführt sind, scheint einmalig. Doch sie illustriert deutlich, dass Schonmassnahmen, insbesondere das Festlegen von Schonmassen, nur unter Berücksichtigung vieler Faktoren – insbesondere der umweltbedingten – festgelegt werden sollten.

Das grossräumige Wanderverhalten der Linth-Äschen belegt einmal mehr die Wichtigkeit der freien Fischwanderung. Das Vorkommen von Äschen in der untersten Rauti, in den Seitengräben, den angrenzenden Seen sowie in der Glarner Linth und neuerdings in der Seez (einem Walensee-Zufluss) zeigt, dass sie so weit in geeignete Lebensräume vorstossen, wie sie können. Wanderhindernisse sollten deshalb unbedingt fischgängig gemacht werden.

5.4 Mögliche Ursachen für den beobachteten Bestandesrückgang

Nach LUSK *et al.* (2002) kann die zeitliche Entwicklung von Angel-Äschenfängen Indikator für den Populationsstatus der Art sein. HERTIG (2002a) wies für den Linthkanal nach, dass die Fangentwicklung bei Äschen und Forellen die relativen Bestandesbewegungen wiedergibt und dass demnach der Fangrückgang dieser beiden Arten seit den 1970er Jahren tatsächlich einem Bestandesrückgang entspricht. Es geht deshalb bei der Ursachensuche darum, Faktoren zu identifizieren und zu bewerten, welche sich im Verlaufe der letzten 30 Jahre verändert haben.

Folgt man dem Lebenszyklus der Äschen, so kommt als erste mögliche Ursache eine Beeinträchtigung der Embryonalentwicklung durch veränderte Wasserqualität oder veränderte Qualität des Laichsubstrats (Kolmation) in Frage. ZEH (1993) konnte im Rhein im Bereich der Glattmündung beide Faktoren als beeinträchtigend für eine erfolgreiche Äschen-Embryonalentwicklung identifizieren. Beide Faktoren wurden in der vorliegenden Arbeit nicht direkt untersucht. Bezüglich der Kolmation ist jedoch festzuhalten, dass sich das gegenwärtige Abfluss- und Geschieberegime nicht von jenem in den 1970er-Jahren unterscheidet und es deshalb eher unwahrscheinlich erscheint, dass diese als Ursache für eine Bestandesbeeinträchtigung im betrachteten Zeitraum in Frage kommt. Bezüglich der Substratzusammensetzung fand durch das Auftauchen der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* im Linthkanal eine Veränderung statt. Dieser Organismus scheint Ende der 1970er, Anfang der 1980er Jahre im Linthkanal aufgetaucht zu sein. Mittlerweile bedecken ausgedehnte *Dreissena*-Kolonien stellenweise grosse Flächen des Flussgrundes, und es finden sich in strömungsarmen Zonen Feinsedimentansammlungen, die vorwiegend aus kleinsten Resten von *Dreissena*-Schalen bestehen (pers. Beobachtung). Beide, sowohl die flächige Kolonisation von Sohlsubstrat wie auch die *Dreissena*-Feinsedimentablagerungen, könnten als beeinträchtigende Faktoren für die natürliche Reproduktion darstellen, falls sie das Angebot an geeignetem Laichsubstrat negativ beeinflussen. Aufgrund fehlender Daten und Erhebungen sind dazu jedoch keine sicheren Aussagen möglich. Entsprechende Untersuchungen wären angezeigt. HOLM *et al.* (2001) konnten im Linthkanal oberhalb und unterhalb der Salzwassereinleitung der KVA Niederurnen bei early-life Tests mit Bachforelleneiern keine negativen Auswirkungen der Wasserqualität auf die Embryonalentwicklung feststellen. Es ist demnach auch wenig wahrscheinlich, dass die Wasserqualität als beeinträchtigender Faktor der Äschen-Embryonalentwicklung in Frage kommt.

Die vorliegende Arbeit belegt deutlich, dass die Larvalphase im Linthkanal ein Flaschenhals für die Population darstellt, indem das Lebensraumangebot für Äschenlarven je nach Wasserführung stark variiert und limitierend auf den Larvenbestand wirkt. Da sich sowohl die hydrologischen als auch die morphologischen Verhältnisse im betrachteten Zeitraum von 1970-2003 nicht wesentlich verändert haben, kommen diese beiden Faktoren kaum als Ursache für den Bestandesrückgang in Frage. Allenfalls kann eine Absenkung des Dammvorlandes dafür gesorgt haben, dass bei sinkendem Pegel mehr Larven im Gras zurückbleiben als noch vor Jahren. Die vorliegende Arbeit hat gezeigt, dass insbesondere der Besatz mit älteren Jungfischen (\geq Vorsommerlinge) das heikle Larvalstadium erfolgreich zu umgehen und zur Stärkung einzelner Kohorten beizutragen vermag. Da im betrachteten Zeitraum der Besatz aller Jungfische generell stark zurückgegangen ist (vgl. Abb. 3.11), kann ein gewisser Besatz-Effekt als mitverantwortlicher Faktor für den Bestandesrückgang nicht ausgeschlossen werden. Sehr wichtig für das Überleben der Jungfische und insbesondere der Larven ist auch das Nahrungsangebot, weil dieses die energetische Attraktivität und Nutzbarkeit von limitierten Larvenhabitaten zu erhöhen oder zu senken vermag. Daphnien sind gemäss der vorliegenden Arbeit und jener von WALDMEIER (1996) ein wichtiger Nahrungsbestandteil der Äschenlarven im Linthkanal. GUTHRUF (1996) stellte dies auch für die Äschenlarven der Berner Aare fest. Da die Daphniendichte im Walensee infolge des Rückgangs des Phosphateintrags seit Mitte der 1970er Jahre stark zurückging (GAMMETER *et al.* 1996), muss seither auch die Verfügbarkeit dieses wichtigen allochthonen Nahrungsorganismus im Linthkanal deutlich abgenommen haben. Der Verlust eines wesentlichen Teils dieser Nahrungsquelle kann die Überlebensrate der sich um geeignete Habitate konkurrenzierenden Äschenlarven gesenkt haben. Eine negative Veränderung im Nahrungsangebot (Daphnien) ist somit als Bestandes-beeinflussender Faktor auf der Ebene des Larvalstadiums nicht auszuschliessen. Obwohl WALDMEIER (1996) und HERTIG (1997) das Angebot an autochthonen Makroinvertebraten im Linthkanal als gut beurteilten und es bei der gegenwärtigen Fischdichte nicht als limitierend angesehen wird, fehlen vergleichbare Referenzarbeiten aus früheren Jahrzehnten, so dass eine mögliche Veränderung dieses Nahrungsangebots nicht feststellbar und eine Bewertung nicht möglich ist. DEEGAN *et al.* (1997) konnten in einem arktischen Fluss mittels künstlichem Phosphateintrag experimentell beweisen, dass die generelle Äschendichte (alle Altersklassen) bei steigender Düngung des Flusses bis zum 10-fachen des Ausgangswerts anstieg, das individuelle Wachstum durch die zunehmende Fischdichte allerdings leicht abnahm. Dieser über die Nahrungskette ablaufende Mechanismus könnte im Linthkanal unter umgekehrten Vorzeichen wesentlich für den beobachteten Bestandesrückgang mitverantwortlich sein. Denn die Gesamtposphor-Fracht des Linthkanals hat wie bereits erwähnt von Mitte der 1970er Jahre bis zum Jahr 2000 von 60 auf 20 Tonnen pro Jahr um rund zwei Drittel abgenommen (GAMMETER *et al.* 2002).

Im betrachteten Zeitraum haben sich die anthropogenen Einflüsse bezüglich der Wasserinhaltsstoffe mit Sicherheit stark verändert; werden doch mittlerweile in der westlichen Zivilisation rund 100'000 Chemikalien produziert, von welchen eine unbekannte, vermutlich bedeutende Anzahl in die Gewässer gelangt (GIGER 2002; BUWAL 2004). Die Auswirkungen auf die Fischbestände sind in der Mehrzahl der Fälle noch wenig bekannt. Wasserinhaltsstoffe werden beim beobachteten starken Rückgang der Bachforellenbestände in den Schweizer Mittellandflüssen sowie in Bayerischen Gewässern als wichtige Ursachen vermutet oder sind teilweise

identifiziert (ESCHER 1997; BORN & SCHWAIGER 2003; FISCHNETZ 2004). Negative Einflüsse auf die Äschen sind deshalb ebenfalls denkbar. Interessanterweise zeigten Äschen bei den Expositionsexperimenten des LFV Bayern mit Fluss- und Quellwasser im Gegensatz zu den Bachforellen keine beunruhigenden Mortalitäten oder Anzeichen von Schädigungen (BORN 2001; BORN & SCHWAIGER 2003). Betrachtet man drei der wichtigsten Schweizer Äschengewässer mit grösseren Äschenbeständen, den Hochrhein zwischen Untersee und Schaffhausen, die Berner Aare sowie den Linthkanal, so fällt auf, dass in allen drei Flüssen die Forellenbestände zusammengebrochen sind, während sich die Äschenbestände in deutlich besserem Zustand befinden, vom Hitzesterben im Hochrhein (BUWAL *et al.* 2004) einmal abgesehen. Es scheint deshalb, dass die Äschen gegenüber gewissen Mikroverunreinigungen und Pathogenen deutlich resistenter sind als Bachforellen. Trotzdem können gesundheitliche Probleme, die durch Wasserinhaltsstoffe ausgelöst werden, als bestandesreduzierende Faktoren nicht ausgeschlossen werden. Mit Ausnahme der Feststellung, dass der Äschenbestand im Linthkanal zwar abgenommen hat, jedoch im Gegensatz zum Forellenbestand nicht zusammengebrochen ist, können die Resultate der vorliegenden Arbeit zur Klärung der Fischgesundheits-Fragen nichts beitragen.

Auf der Ebene der adulten und subadulten Äschen könnte auch ein starker Befischungsdruck den Bestand negativ beeinträchtigen. Doch die Resultate der vorliegenden Arbeit sowie die Entwicklung der Patentzahlen (vgl. Abb. 3.8) sprechen eher dagegen, dass der Bestandesrückgang eine Folge der Befischung ist. Deren Druck hat im Verlaufe der letzten 30 Jahre – gemessen an der Zahl der gelösten Angelbewilligungen – deutlich abgenommen. Während Mitte der 1980er Jahre eine sehr starke Kormoranprädation für einen starken Bestandeseinbruch sorgte (STAUB *et al.* 1987, 1992, 1995, 1998; SUTER 1995; HERTIG 2002a), kommt dieser infolge einer effizienten Kormoranabwehr ab Beginn der 1990er Jahre (vgl. Abb. 3.9) nicht mehr für einen Bestandesrückgang in Frage (HERTIG 2002a). Trotzdem sanken die absoluten Fänge in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre auf ein tiefes Niveau. Die am Linthkanal sowohl im Winter wie auch im Sommer präsenten Gänsesäger könnten durch ihre Fischprädation ebenfalls einen negativen Einfluss auf den Äschenbestand haben. Im Gegensatz zum Kormoran liegen jedoch keine Daten vor, welche gesicherte Aussagen erlauben.

Aus diesen Ausführungen wird ersichtlich, dass verschiedene mögliche Ursachen für den beobachteten Fang- bzw. Bestandesrückgang der Äschen im Linthkanal in Frage kommen, deren Gewichtung jedoch schwierig zu beurteilen ist. Aufgrund der eigenen Resultate stehen zwei Hauptfaktoren im Vordergrund: Ein vermindertes Nahrungsangebot für larvale Äschen (Daphnien) und möglicherweise auch für adulte Tiere infolge der Reoligotrophierung des Walensees sowie ein verminderter Jungfischbesatz, der wegen der ökologischen Defizite des Gewässers (Limitierung der Larvenhabitate respektive -bestände) ins Gewicht fällt. Zentral ist die Erkenntnis zur Lebensraumproblematik für das Larvalstadium, welche durch umfangreiche Uferrevitalisierungsmassnahmen entschärft werden muss und welche für das natürliche Überleben dieser Äschenpopulation vital ist.

6. Schlussfolgerungen

- **Findet im Linthkanal trotz seiner Strukturarmut eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Äschen statt?**
Ja. Es konnte eine erfolgreiche natürliche Vermehrung nachgewiesen werden. Ihr Erfolg hängt jedoch massgeblich vom verfügbaren Larvenlebensraum ab, welcher durch die jeweilige Abflussmenge und die künstliche Gewässermorphologie limitiert wird.
- **Sind genügend Laichtiere vorhanden, um eine ausreichende natürliche Reproduktion, einen nachhaltigen Bestand zu garantieren?**
Ja, an sich schon. Jedoch bedroht die Lebensraumproblematik für das Larvalstadium eine langfristige Bestandessicherung, welche nur ein Bestand auf vergleichsweise tiefem Niveau zulässt.
- **Wie wirkt sich der Befischungsdruck auf die Population aus: Garantieren die Bewirtschaftungsmassnahmen (Schonmass, Schonzeit & Fangzahl) eine nachhaltige Fischerei bzw. eine nachhaltige Bestandesentwicklung?**
Ja. Obwohl das Fangmindestmass reproduktionsbiologisch zu tief ist, vermag der gegenwärtig moderate Fischereidruck die Population nicht zu gefährden. Eine Erhöhung des Fangmindestmasses ist dann angezeigt, wenn die Lebensraumproblematik für Äschenlarven entschärft ist oder der Befischungsdruck zunimmt.
- **Ist der Altersaufbau der Population ausgewogen?**
Ja. Im Vergleich zu anderen schweizerischen Populationen ist die Altersstruktur im Linthkanal gut.
- **Decken sich die Habitatansprüche der Äschenbrütlinge mit jenen von anderen untersuchten Populationen oder haben sie sich an die speziellen Verhältnisse des Linthkanals angepasst?**
Ja, die Lebensraumansprüche der Larven sind vergleichbar mit anderen Populationen. Spezielle Anpassungen wurden nicht festgestellt.
- **Wo halten sich die Äschenlarven auf?**
Äschenlarven sind im Linthkanal grundsätzlich überall da zu finden, wo sie geeignete Strömungsverhältnisse vorfinden ($\leq 15 \text{ cm s}^{-1}$), unabhängig vom Substrat, dem Beschattungsgrad und der Wassertiefe. Die höchsten Dichten findet man auf flachen oder strukturierten Uferstrecken.
- **Wie wirken sich unterschiedliche Abflusswerte auf die Dichteverteilung der Larven aus?**
Bei günstigen Abflusswerten ($110\text{-}140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ist der Larvenbestand relativ gut auf die ganze Kanallänge verteilt; die Larvendichten sind moderat. Bei ungünstigen Abflusswerten ($< 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) sind die Larvenbestände auf wenige Uferstrecken limitiert, wo sie in hohen Dichten zu finden sind. Dies ist eine Folge der künstlichen Gewässerstruktur.

- **Könnten Wasserbauliche Massnahmen die Lebensraumsituation Äschenlarven verbessern? – Wenn ja, welche?**

Uferrevitalisierungen sind zwingend, damit bei unterschiedlichsten Abflusswerten genügend weitläufige Äschenlarven-Lebensräume vorhanden sind. Wichtig sind dabei flach auslaufende Uferzonen, die natürlichen Flachufern entsprechen.

- **Wie erfolgreich ist der Fischbesatz, welche Rolle spielt er zum Erhalt der Population?**

Der Jungfischbesatz sollte aufgrund der prekären Lebensraumsituation für Äschenlarven stets mit juvenilen Fischchen ab Alter Vorsömmerling erfolgen. In Jahren mit ungünstigen Lebensraumverhältnissen für Äschenlarven kann er die Kohortenstärke wesentlich beeinflussen. In Jahren mit guten Reproduktionsbedingungen ist die Naturverlaichung jedoch um ein vielfaches erfolgreicher.

- **Welche Ursachen kommen für den beobachteten Bestandesrückgang in Frage?**

Als mögliche Ursachen stehen zwei Hauptfaktoren im Vordergrund: Ein vermindertes Nahrungsangebot für Adulte und insbesondere larvale Äschen (Daphnien) infolge der Reoligotrophierung des Walensees sowie ein verminderter Jungfischbesatz, der wegen der ökologischen Defizite des Gewässers ins Gewicht fällt. Andere Faktoren sind denkbar und wahrscheinlich, jedoch mit der vorliegenden Arbeit kaum zu belegen.

7. Literatur

- ABEL G. & JOHNSON T. (1978). Vorkommen und Verbreitung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Küstengebiet der nördlichen Ostsee. Österreichs Fischerei 31: 1-4.
- AGRESTI A. & COULL B.A. (1998). Approximate is better than exact for interval estimation of binomial proportions. The American Statistician 52: 119-126.
- ALABASTER J. & LLOYD R. (1980). Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London.
- ARMSTRONG R.H. (1986). Review of Arctic grayling studies in Alaska, 1952-1982. Biological Papers of the University of Alaska No. 23.
- BAARS M., BORN O. & STEIN H. (2000). Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern; eine Untersuchung ausgewählter Populationen und ihrer Lebensräume. Landesfischereiverband Bayern. 116 S.
- BAARS M., MATHES E., STEIN H. & STEINHÖRSTER U. (2001). Die Äsche. Die Neue Brehm-Bücherei; Band 640. Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft. 128 S.
- BAER J. (2004). Untersuchungen zur Effizienz von Besätzen mit Zuchtäschchen in zwei Donauzuflüssen in Baden-Württemberg, Deutschland. Österreichs Fischerei 57: 122-132.
- BAGENAL T. (1978). Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP Handbook No. 3. Blackwell Scientific Publications. 365 S.
- BALIGNIÈRE J.L. & LE LOUARN H. (1987). Scales characteristics of the main fresh water fish species of France. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 306: 2-39.
- BALON E.K. (1962). Age and growth of spawning shoal of *Thymallus thymallus* from riverine Lake on Hnilec River. Zoologické Listy 11: 145-154.
- BALON E.K. (1975). Terminology of intervals in fish development. Journal of Fisheries Research Board of Canada 32: 1663-1670.
- BALON E.K. (1999). Alternative ways to become a juvenile or a definitive phenotype (and on some persisting linguistic offenses). Environmental Biology of Fishes 56: 17-38.
- BARDONNET A. (1989). Occupation de l'espace par les jeunes stades de Salmonidés: vie sous graviers, émergence et dévalaison chez l' Ombre commun, *Thymallus thymallus* L. 1758. Thèse de doctorat Université Claude Bernard Lyon I. 200 S.

- BARDONNET A. & Gaudin P. (1990). Diel pattern of first downstream post-emergence displacement migration of young grayling (*Thymallus thymallus*). *Journal of Fish Biology* 37: 623-628.
- BARDONNET A. & Gaudin P. (1991). Influence of daily variations of light and temperature on the emergence rhythm of grayling fry (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 1170-1180.
- BARDONNET A., GAUDIN P. & PERSAT H. (1991). Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology* 26: 365-376.
- BARDONNET A., GAUDIN P., GROLET O. & THORPE J.E. (1993). Presence of an oesophageal mucus plug at the time of emergence in grayling (*Thymallus thymallus*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology* 43: 500-502.
- BARDONNET A., GAUDIN P. & THORPE J.E. (1993). Diel rhythm of emergence and of first downstream displacement in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*Salmo salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *Journal of Fish Biology* 43: 755-762.
- BASH J., BERMAN C. & BOLTON S. (2001). Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. Technical Report Nr. WA-RD 526.1 prepared for the Washington State Transportation Commission. 64 S.
- BECKMAN D.W. & SCHULZ R.G. (1996): A simple method for marking fish otoliths with alizarine compounds. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 146-149.
- BERNET D. & HOLM P. (2000). Äschensterben im Inn (Kanton Graubünden). Situationsanalyse und Vorschläge zu einem weiteren Vorgehen. Ein EAWAG-Teilprojekt des Fischnetz (00/02). 27 S.
- BEVERTON R.J.H. & HOLT S.J. (1956). A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Conseil International pour l' Exploration de la Mer, Rapports et Procès-Verbaux des Réunions* 140: 67-83.
- BEVERTON R.J.H. & HOLT S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. Chapman & Hall, London. 533 S.
- BLACHUTA J., WITKOWSKI A. & KOWALEWSKI M. (1982). Fecundity of three grayling *Thymallus thymallus* populations of various growth rate. *Zoologica Poloniae* 33: 227-240.
- BLACHUTA J., WITKOWSKI A. & KOWALEWSKI M. (1986). Formation of scales in European grayling *Thymallus thymallus*. *Zoologica Poloniae* 33: 59-70.

- BOHLIN T., DELLEFORS C., FAREMO U., RASMUSSEN (1994). Probability of first sexual maturation of male parr in wild sea-run brown trout (*Salmo trutta*) depends on condition factor 1 yr in advance. *Oikos* 28: 123-129.
- BORN O. (2001). Entwicklung der Äschen im Nebenschluss der Iller. Ergebnisse aus der Versuchsanlage in Kempten. Gekürzter Endbericht, Landesfischereiverband Bayern. 18 S.
- BORN O., HANFLAND S. & BOHL E. (2001). Entwicklung der Äschenbestände in der Ammer unter Berücksichtigung der Sägrervergrämung. Bericht z. Hd des Landesfischereiverbands Bayern e.V. 28 S.
- BORN O. & SCHWAIGER J. (2003). Bachforellensterben in Bayern. Vorträge vom Symposium in Wielenbach. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 9. 80 S.
- BOUILLE R. (2003). La truite commune (*Salmo trutta* L.) dans la région du lac de Neuchâtel; biologie et perspectives de gestion. Dissertation an der Universität Lausanne. 142 S.
- BUCKE D., FEIST S.W & CLIFTON-HADLEY R.S. (1991). The occurrence of proliferative kidney disease (PKD) in cultured and wild fish: further investigations. *Journal of Fish Diseases* 14: 583-588.
- BÜTTIKER B. (1986). Migration de la truite lacustre (*Salmo trutta lacustris* L.) dans le Léman et ses affluents. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 48: 153-160.
- BURKHARDT-HOLM P., PETER A. & SEGNER H. (2002). Decline of fish catch in Switzerland – Project Fishnet: a balance between analysis and synthesis. *Aquatic Science* 64: 35-54.
- BUWAL (1995). Kormoran und Fische, Synthesebericht. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 242. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 94 S.
- BUWAL (2004). Problemanalyse: Strategie zur Verringerung der Schadstoffbelastung der Gewässer und zur Ressourcenschonung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Berichtsentwurf März 2004.
- BUWAL, BWG & METEO SCHWEIZ (2004). Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 369. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 174 S.
- BUZBY K.M & DEEGAN L.A. (2004). Long-term survival of adult Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in the Kuparuk River, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1954-1964.
- CARLANDER K.D. (1981). Caution on the use of the regression method of back-calculation lengths from scale measurements. *Fisheries* 6: 2-3.

- CARLSTEIN M. (1997). Effects of rearing techniques and fish size on post stocking, feeding, growth and survival of European grayling, *Thymallus thymallus*. Fisheries Management & Ecology 4: 391-404.
- CARLSTEIN M. & ERIKSSON L.O. (1996). Post stocking dispersal of European grayling, *Thymallus thymallus*, in a semi-natural experimental stream. Fisheries Management & Ecology 3: 143-155.
- CARMIE H., MORELET B., MAISSE G., JONARD L. & CUINAT R. (1985). Observation sur la reproduction artificielle de l' ombre commun (*Thymallus thymallus*). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 296: 2-16.
- CLARK R.A. (1992). Influence of stream flows and stock size on recruitment of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in the Chena River, Alaska. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 1027-1034.
- CRISP D.T. (1996). Environmental requirements of common riverine European Salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. Hydrobiologia 323: 201-221.
- CRISP D.T. & CARLING P.A. (1989). Observations on sitings, dimensions and structure of salmonid redds. Journal of Fish Biology 34: 119-134.
- CUSHING D.H. (1983). Key papers in fish populations. IRL Press, 405 S.
- DARCHAMBEAU F. & PONCIN P. (1997). Field observations of the spawning behaviour of European grayling. Journal of Fish Biology 51: 1066-1068.
- DEEGAN A.L., PETERSON B.J., GOLDEN H.E., MCLIVOR C.C. & (1997). Effects of fish density and river fertilization on algal standing stocks, invertebrate communities, and fish production in an Arctic river. Canadian Journal of Aquatic Sciences 54: 269-283.
- DEEGAN A.L., GOLDEN H.E., HARVEY C.J. & PETERSON B.J. (1999). Influence of Environmental Variability on the growth of age-0 and adult grayling. Transactions of the American Fisheries Society 128: 1163-1175.
- DEGERMAN E. & SERS B. (1994). The effects of lakes on the stream fish fauna. Ecology of Freshwater Fish 3: 116-122.
- DEGERMAN E., NÄSLUND I. & SERS B. (2000). Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. Ecology of Freshwater Fish 9: 191-211.
- DION C.A. & HUGHES N.F. (2004). Testing the ability of a temperature-based model to predict the growth of age-0 arctic grayling. Transactions of the American Fisheries Society 133: 1047-1050.
- DUJMIC A. (1997). Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche. Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Verlag, Wien. 111 S.

- DUTIL J.D. (1986). Energetic constraints and spawning interval in the anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Copeia* 954-955.
- DYK V. (1956). Die Sommertemperaturen in der Äschenregion. *Archiv für Hydrobiologie* 52: 388-397.
- EAWAG (1982). Schädigung von Äschenlaichplätzen durch die Aarekorrektur in Thun. EAWAG-Gutachten Nr.4642, Dübendorf. 104 S.
- EAWAG (2002). Fischereiliches Gutachten über die Aarebaggerung in Thun im Auftrag des Wasser- und Energiewirtschaftsamtes des Kantons Bern. 201 S.
- EBEL G. (2000). Verhalten und Habitatansprüche der Äsche *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758) - Ökologische Grundlagen für den Schutz einer gefährdeten Fischart. G. Ebel (ed.), Halle. 64 S.
- ECKMANN R. (2003) Alizarin marking of whitefish, *Coregonus lavaretus* otoliths during egg incubation. *Fisheries Management and Ecology* 10: 233-239.
- ECKMANN R., KUGLER M. & RUHLÉ C. (2005). Erfolgskontrolle des Felchenbesatzes am Bodensee – Eine erste Abschätzung. *Fischer & Teichwirt* 3/2005: 93-95.
- EGLOFF K. (2003). Äschensterben vom August 2003 im Rhein zwischen Stiegen/ Eschenz bis und mit Rheinflusswasser. Interner Bericht der Fischereiaufsicht III, Kanton Thurgau. 13 S.
- EIDG. LINTHVERWALTUNG (2003). Das Linthwerk – Technisches Werk und Gewässerlebensraum. Hochwasserschutz Linth 2000 (Konzept). 50 S.
- ELLIOTT J.M. (1981). Some aspects of thermal stress on freshwater fish – water temperature and inland fisheries. *Water Research* 3: 645-662.
- ELORANTA A. (1985). Grayling (*Thymallus thymallus*) in the lower part of the Rautalampi watercourse, Finnish Lake District. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 2555-2559.
- ENSMENGER R. (1987). Die Äsche (*Thymallus thymallus*) der oberen Reuss von Luzern, Laichverhalten und spezifische Wachstumsstrategien. Diplomarbeit am Zoologischen Museum der Universität Zürich. 35 S.
- EPPE R. & PERSAT H. (1999). Différentiation génétique entre les populations d' ombre de rivière (*Thymallus thymallus*) des bassins versants de la Suisse. Bericht im Auftrag des BUWAL. 21 S.
- ERNST M.E. & NIELSEN J. (1981). Populationsdynamiske undersøgelser over stalling i øvre Gudenå. Stencil, Danmarks Fiskeri- og Havsundersøgelser. Ferskvandsfiskerilaboratoriet, Silkeborg.

- ESCHER M. (1997). Abklärungen zum Einfluss von Abwässern aus einem ARA-Auslauf auf den Gesundheitszustand von Bachforellen (*Salmo trutta fario*). Dissertation an der Universität Bern.
- ESCHER M. (2003). PKD in Solothurner Fließgewässern. Petri-Heil 2/2003: 44-45.
- FABRICIUS E. & GUSTAFSON K.-J. (1955). Observations on the spawning behaviour of the grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Reports of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 36: 75-103
- FAO (1997). FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT). Reference manual. Gayanilo F.C. Jr. & Pauly D. (eds.). 262 S.
- FISCHNETZ (2004). Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“. 178 S.
- FRANKENBERGER L. (1960). Application of a boat-rigged direct current shocker on lakes and streams in west-central Wisconsin. Progressive Fish-Culturist 22: 124-128.
- FRIEDL C. (1996). Populationsdynamik und Reproduktionsbiologie der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) in einem hochalpinen Fließgewässer. Dissertation ETH Nr. 11624. 175 S.
- FRIEDL C. (1999). Fischfangrückgang in schweizerischen Fließgewässern. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Mitteilungen zur Fischerei Nr. 63. 32 S.
- GAMMETER S.; FORSTER R. & ZIMMERMANN U. (1996). Limnologische Untersuchung des Walensees 1972-1995. Bericht zuhanden des Baudepartements des Kantons St. Gallen und der Baudirektion des Kantons Glarus. 36 S.
- GAMMETER S. & FORSTER R. (2002). Langzeituntersuchungen im Zürichersee 1972-2000. Bericht zuhanden des Baudepartements des Kantons St. Gallen, des Departements des Inneren des Kantons Schwyz sowie der Direktion für Landwirtschaft, Wald und Umwelt des Kantons Glarus. 46 S.
- GAUDIN P. & SEMPEL P. (2001). The role of riverbank habitat in the early life of fish: the example of grayling, *Thymallus thymallus*. Ecohydrology & Hydrobiology 1: 203-208.
- GIGER W. (2002). Dealing with risk factors. EAWAG news 53: 3-5.
- GMÜNDER R. (2002). Erfolgskontrolle zum Fischbesatz in der Schweiz. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 71. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bern. 54 S.
- GOLDEN H.E. & DEEGAN L.A. (1998). The trophic interactions of young Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in an Arctic tundra stream. Freshwater Biology 39: 637-648.

- GÖNCZI A.P. (1989). A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research & Management* 3: 221-224.
- GRANT J.W.A. & KRAMER D.L. (1990). Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1724-1737.
- GREENBERG L. (1999). Effects of predation and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, and grayling, *Thymallus thymallus*, in artificial streams. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 433-466.
- GREENBERG L., SVENDSEN P. & HARBY A. (1994). Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers-Research and Management*, 12: 287-303.
- GUM B., GROSS R., ROTTMANN O., SCHRÖDER W. & KÜHN R (2003). Microsatellite variation in Bavarian populations of European grayling (*Thymallus thymallus*): Implications for conservation. *Conservation Genetics* 4: 659-672.
- GUSTAFSON K.-J. (1949). Movements and growth of grayling. *Reports of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 29: 35-44.
- GUTHRUF J. (1996). Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. Dissertation ETH Nr. 11720. 167 S.
- GUTHRUF J. (1998). Abklärungen zur Optimierung eines Renaturierungsprojektes im Rhein bei Diessenhofen als Lebensraum für Äschenlarven unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der Schiffswellen. Bericht z.H. der Kraftwerke Schaffhausen AG. Aquatica GmbH, Wabern. Unveröffentlicht.
- GUTHRUF J., STAUB E. & KÜNG CH. (1996). Grösse und Aufbau der Äschenpopulation (*Thymallus thymallus*) in der Aare bei Thun und im Thunersee. *Schweiz. Fischereiwissenschaft* 1/1996.
- GUTHRUF J. & GUTHRUF-SEILER K. (1999). Grundlagen für eine nachhaltige Nutzung der Äsche in der Luzerner Reuss, 1. Zwischenbericht. Fischereiverwaltung des Kantons Luzern.
- GUTHRUF J. & GUTHRUF-SEILER K. (2005). Äschenlaichplätze Aare Thun: Planung der Ersatzmassnahmen, Begleitung der baulichen Realisierung, Erfolgskontrolle der Ersatzmassnahmen. Schlussbericht im Auftrag des Oberingenieurs Kreis I, Thun. www.vol.be.ch/lanat/fischerei/pdf/aeschen_05.pdf . 49 S.

- HALL N.G., HESP S.A. & POTTER I.C. (2004). A Bayesian approach for overcoming inconsistencies in mortality estimates using as an example, data for *Acanthopagrus latus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 61: 1202-1211.
- HANFLAND S. (2002). Erfolgskontrolle von praxisüblichen Besatzmassnahmen mit Äschen (*Thymallus thymallus*) in ausgewählten Südbayrischen Fließgewässern. Dissertation an der TU München, Departement für Tierwissenschaften, AG Fischbiologie. 195 S.
- HANFLAND S., BORN O. & STEIN H. (2003). Äschenbesatz in bayerischen Gewässern. *Bayerns Fischerei & Gewässer*, Heft 10. 103 S.
- HARALDSTAD Ø., JONSSON B., SANDLUND T.S., & SCHEI T.A. (1987). Lake effect on stream living brown trout (*Salmo trutta*). *Archiv für Hydrobiologie* 109: 39-48.
- HAUGEN T.O. & RYGG T.A. (1994). Habitat utilization and life-history of sympatric grayling (*Thymallus thymallus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in Lake Aursjøen, Norway. Cand. Scient thesis in zoology, University of Oslo. 65 S.
- HAUGEN T.O. (2000a). Life-history evolution in grayling: evidence for adaptive phenotypic divergence during 8-28 generations. Dr. scient thesis, Department of Biology, University of Oslo. 146 S.
- HAUGEN T.O. (2000b). Growth and survival effects on maturation pattern in populations of grayling with recent common ancestors. *Oikos* 90: 107-118.
- HAUGEN T.O. & RYGG T.A. (1996). Intra- and interspecific life history differences in sympatric grayling and brown trout in a Norwegian reservoir. *Journal of Fish Biology* 48: 964-978.
- HAUGEN T.O. & RYGG T.A. (1996). Food and habitat segregation in sympatric grayling and brown trout. *Journal of Fish Biology* 49: 301-318.
- HAUGEN T.O. & VOLLESTAD L.A. (2000). Population differences in early life-history traits in grayling. *Journal of Evolutionary Biology* 13: 89-905.
- HAUGEN T.O. & VOLLESTAD L.A. (2001). A century of life-history evolution in grayling. *Genetica* 112-113: 475-491.
- HAW F, BERGMAN P., FRALICK R.D., BUCKLEY R.M. & BLANKENSHIP H.L. (1990). Visible implanted fish tag. *American Fisheries Society Symposium* 7: 311-315.
- HEGGENES J. & TRAAEN T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32: 717-727.
- HELLAWELL J.M. (1969). Age determination and growth of the grayling *Thymallus thymallus* of the River Lugg, Herefordshire. *Journal of Fish Biology* 1: 373-382.

- HELLAWELL J.M. (1971). The food of grayling *Thymallus thymallus* (L.) of the River Lugg, Herefordshire. *Journal of Fish Biology* 3: 187-197.
- HENRICSON J. (1984). Population size of grayling *Thymallus thymallus* in power generating river reservoirs estimated by catch-recapture methods. *Information Reports from the Freshwater Laboratory, Drottningholm, Sweden* 6, 36 S.
- HERRMANN M. & BOHL M. (1999). Die Äsche – ein umsorgter Problemfisch in Bayern. *Fischer und Teichwirt* 50: 92-94.
- HERRMANN M., BOHL E., HARTMANN H., HEISE J. (2002). Untersuchungen zur Laicheraufzucht und Vermehrung von Äschen (*Thymallus thymallus*). *Fischer & Teichwirt* 53: 50-53.
- HERTIG A. (1997). Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Forellen (*Salmo trutta*) im Linthkanal. Diplomarbeit am Zoologischen Museum der Universität Zürich. 80 S.
- HERTIG A. (2002a). Erfolgskontrolle zum Synthesebericht Kormoran und Fische: Testgebiet Linthkanal. Bericht für das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Abteilung Gewässerschutz und Fischerei. 34 S.
- HERTIG A. (2002b). Erfolgskontrolle zum Synthesebericht Kormoran und Fische, Testgebiet Hochrhein: Effizienz der Kormoranabwehr und Bestandesveränderungen bei der Äschenpopulation. Bericht an das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. 30 S.
- HERTIG A. (2002c). Einfluss von veränderten hydrologischen Bedingungen auf das Lebensraumangebot für Äschenlarven im Linthkanal. *Fischnetz-Info* N° 10: 7-9.
- HILBORN R. & WALTERS C.J. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, New York. 570 S.
- HILE R. (1950). Nomograph for the computation of the growth of fish from scale measurements. *Transactions of the American Fisheries Society* 78: 156-162.
- HOENIG J.M. (1982). Estimating mortality from the maximum observed age. *International Council for the Exploration of the Sea, C.M. Document* 5. 13 S.
- HOENIG J.M. & LAWING W.D. (1982). Estimating the total mortality rate using the maximum-statistic for age. *International Council for the Exploration of the Sea, C.M. Document* 7. 13 S.
- HOENIG J.M. (1983). Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fisheries Bulletin* 82: 898-903.
- HOENIG J.M., LAWING W.D. & HOENIG N.A. (1983). Using mean age, mean length and median length data to estimate the total mortality rate. *International Council for the Exploration of the Sea C.M. Document* 23: 1-11.

- HOLM P., WAHLI T., DIETRICH D., GUTHRUF J. (2001). Untersuchung der Biozönose im Linthkanal im Bereich der Salzwassereinleitung der KVA Niederurnen. Schlussbericht im Auftrag der KVA Niederurnen. 40 S.
- HUET M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11: 333-351.
- HUBER A. (2001). Neugestaltung Linthvorland, Pilotprojekt Äschenhabitat, wasserbauliche Aspekte. wasser, energie, luft 5/6-2001 : 153-154.
- HUBER M. & VOSER P. (2005). Äschenschutz und Kormoran. Umwelt Aargau 27: 23-29.
- HÜBNER D. (2003). Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.); Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation an der Philipps-Universität Marburg. 189 S.
- HUGHES N.F. & DILL L. M. (1990). Position Choice by drift-feeding salmonids: Model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47: 2039-2048.
- HUGHES N.F. (1992). Ranking of feeding positions by drift-feeding Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in dominance hierarchies. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 1994-1998.
- HUGHES N.F. (1999). Population processes responsible for larger-fish upstream distribution patterns of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in interior Alaskan runoff rivers. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56: 2292-2299.
- HUGHES N.F. & REYNOLDS J.B. (1994): Why do Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) get bigger as you go upstream? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 2154-2163.
- HUMPESCH H.U. (1985). Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. Archiv für Hydrobiologie 104: 129-144.
- HUTCHINGS H.U. (1994). Age- and size specific costs of reproduction within populations of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. OIKOS 70: 12-20.
- HUTTON J.A. (1923). Something about grayling scales. Salmon and Trout Magazine, January, 3-8.
- HUUSKO A. & YRJÄNÄ T. (1995). Evaluating habitat restoration of rivers channelized for log transport: a case study of the river Kutinjoki, Northern Finland. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 337: 407-413.

- IBBOTSON A. (1998). Fluctuations in grayling populations. The Grayling Society Journal, Autumn 1998: 40-43.
- IVLEV V.S. (1961). Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven. 322 S.
- JAGD- UND FISCHEREIVERWALTUNG GLARUS (2002). Fischerei-Jahresbericht 2001. 8 S.
- JAGD- UND FISCHEREIVERWALTUNG GLARUS (2005). Fischerei-Jahresbericht 2004. 8 S.
- JONES N.E. & TONN W.M. (2004). Resource selection functions for age-0 Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) and their application to stream habitat compensation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 1736-1746.
- JONSSON B. (1985). Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. Transactions of the American Fisheries Society 114: 182-194.
- JONSSON B., L'ABÉE-LUND J.H., HEGGBERGET T.G., JENSEN A.J., JOHNSEN B.O., NÆSJE T.F. & SÆTTEM L.M. (1991). Longevity, body size and growth in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 48: 1838-1845.
- JUNGWIRTH M. (1986): Intensivierungsmöglichkeiten der Brutaufzucht und Setzlingsproduktion bei der Äsche (*Thymallus thymallus*). Österreichs Fischerei 39: 163-174.
- JUNGWIRTH M. & WINKLER H. (1984). The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), danube salmon (*Hucho hucho*) arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). Aquaculture 38: 315-327.
- JUNGWIRTH M., HAIDVOGL G., MOOG O., MUHAR S. & SCHMUTZ S. (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien. 547 p.
- KENDALL A.W & BEHNKE R.J. (1983). Salmonidae: Development and Relationship. In: Ontogeny and systematic of fishes, based on an international symposium dedicated to the memory of Elbert Halvor Ahlstrom, 15.-18. August 1983, La Jolla, California. Special publication no. 1, American Society of Ichthyologists and Herpetologists: 142-149.
- KENNEDY G.J.A & STRANGE C.D. (1981). Efficiency of electric fishing for salmonids in relation to river width. Fisheries Management 12: 55-60.
- KIRCHHOFER A. (1998). Reaktivierung des Geschiebehaushaltes der Aare: Fischökologische Untersuchungen – Erhebung des Ist-Zustandes vor der Realisierung. Bericht im Auftrag von Schälchli & Abegg, Zürich. 24 S.

- KIRCHHOFER A., BREITENSTEIN M. & GUTHRUF J. (2002). Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung. BUWAL; Mitteilungen zur Fischerei Nr. 70.
- KNUTTI A. (2001). Radiotelemetrische Untersuchungen von Äschen *Thymallus thymallus* zur Laichzeit im Linthkanal. Diplomarbeit am Zoologischen Museum der Universität Zürich. 47 S.
- KOCHER T.D. (1997). Molecular Systematics of fishes. Academic Press, San Diego-London-Boston-New York-Sydney-Tokyo-Toronto. 328 S.
- KOSKINEN M.T.; PIIRONEN J. & PRIMMER C.R. (2001). Interpopulation genetic divergence in European grayling (*Thymallus thymallus*) at a microgeographic scale: Implications for conservation. Conservation Genetics 2: 133-143.
- KOSKINEN M.T.; HAUGEN T.O. & PRIMMER C.R. (2002). Contemporary fisherian life history evolution in small salmonid populations. Nature 419: 826-830.
- KOSKINEN M.T. (2002). Genetic Studies of population history and contemporary microevolution in grayling (*Thymallus*: Salmonidae). Academic Dissertation, University of Helsinki. 33 S.
- KOTTELAT M. (1997). European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. Biologia 52/ Suppl 5.
- KRAIEM M. & PATTEE E. (1980). La tolérance à la température et au déficit en oxygène chez le Barbeau (*Barbus barbus*) et d' autres espèces provenant des zones piscicoles voisines. Archiv für Hydrobiologie 88 : 250-261.
- KRATT L.F. & SMITH R.J.F. (1979). Agonistic behaviour of age 0 and age 1 and non-breeding adult Arctic grayling, *Thymallus thymallus*. Journal of Fish Biology 15: 389-404.
- KRATT L.F. & SMITH R.J.F. (1980). An analysis of the spawning behaviour of the Arctic grayling *Thymallus arcticus* (Pallas) with some observations on mating success. Journal of Fish Biology 17: 661-666.
- KRISTIANSEN H. & DØVING K.B. (1996). The migration of spawning stocks of grayling *Thymallus thymallus*, in Lake Mjøsa, Norway. Environmental Biology of Fishes 47.
- KÜTTEL R., PETER A. & WÜEST A. (2002). Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer. Rhône Revitalisierung, Publikation Nummer 1. 36 S.
- LAGLER K. (1978). Capture, sampling and examination of fishes. In: Methods for assessment of fish production in fresh waters. Hrsg. Bagenal T., Blackwell, London. IPB Handbook No. 3: 7-47.

- LARGIADÈR C. R. & HEFTI D. (2002). Genetische Aspekte des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischarten. Mitteilungen zur Fischerei Nr.73, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 114 S.
- LATTA W.C. & MEYERS G.F. (1961). Night use of a direct current electric shocker to collect trout in lakes. Transactions of the American Fisheries Society 90: 81-83.
- LINLØKKEN A. (1993). Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma river system, south-eastern Norway. Regulated Rivers: Research and Management 8: 145-153.
- LINLØKKEN A. (1995). Angling pressure, yield and catch effort of grayling, *Thymallus thymallus*, and brown trout, *Salmo trutta*, on the rivers Glomma and Rena, southeastern Norway. Fisheries Management & Ecology 2: 249-262.
- LINTHRAT (2000). Idealplan für die Linthregion. 8 S. Download: www.linthrath.ch
- LITSCHAUER W. (1987). Untersuchungen zur Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus*) im Kamp bei Rosenberg. Dissertation an der formal- und naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien. 117 S.
- LLOYD D.S., KOENINGS J.P. & LAPERRIERE J.D. (1987). Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. North American Journal of Fisheries Management 7: 18-33.
- LOBÒN-CERVÌA J. (2004). Discharge-dependent covariation patterns in the population-dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) within a Cantabrian river drainage. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 1929-1939.
- LUSK S. (1975). Distribution and growth rate of grayling (*Thymallus thymallus*) in the drainage area of the Svatka River. Zoologické Listy 24: 385-399.
- LUSK S., LUSKOVÁ V., HALAČKA K. & SMUTNY (2003). Anglers catches as an indicator of fish population status. Ecohydrology and Hydrobiology 3: 113-119.
- MAISSE G. & BAGLINIERE J.L. (1983). Mise en évidence d' une marque de fraie dans la phase eau douce des écaillés de saumon atlantique du Massif armoricain. ICES CM 1983/M :28 :17.
- MAISSE G., BAGLINIERE J.L., & LEBAIL P.Y. (1987). Dynamique de population de truite commune (*Salmo trutta*) d' un ruisseau breton (France) : les géniteurs sédentaires. Hydrobiologia 148 : 123-130.
- MÄKI-PETÄYS A., VEHANEN T. & MUOTKA T. (2000). Microhabitat use by age-0 brown trout and grayling: seasonal responses to streambed restoration under different flows. Transactions of the American Fisheries Society 129: 771-781
- MALLET J.P., S. CHARLES, H. PERSAT & AUGER P. (1999). Growth modelling in accordance with daily water temperature in European grayling (*Thymallus thymallus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 56:994-1000.

- MALLET J.P., LAMOUREUX N., SAGNES P. & PERSAT H. (2000). Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology* 56:1312-1326.
- MCINERNEY M.C. & CROSS T.K. (2000). Effects of sampling time, intraspecific density and environmental variables on electrofishing catch per effort of largemouth bass in Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 328-336.
- MCCMAHON T.E., DALBEY S.R., IRELAND S.C., MAGEE J.P. & BYORTH P.A. (1996). Field evaluation of visible implant tag retention by brook trout, cutthroat trout, rainbow trout, and arctic grayling. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 921-925.
- MENG H.J. (1978). Leitfaden für die Elektrofischerei. Veröffentlichungen des Eidgenössischen Amtes für Umweltschutz und der Eidgenössischen Fischereiinspektion Nr. 35.
- MEYER L. (2001). Spawning migration of grayling *Thymallus thymallus* (L. 1758) in a northern German lowland river. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 99-117.
- MICHA J.-C. (1971). Densité de population, âge et croissance du barbeau *Barbus barbus* (L.) et de l' ombre *Thymallus thymallus* (L.) dans l' Ourthe. *Journal Français de l' Hydrobiologie* 2: 47-68.
- MÜLLER K. (1961). Die Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Lule Älv (Schwedisch Lappland). *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 10: 173-201.
- MÜLLER R. (1992). Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. *Hydrobiologia* 243/244: 261-268.
- MÜLLER K. & KARLSSON L. (1983). The biology of the grayling, *Thymallus thymallus*, in coastal areas of the bothnian sea. *Aquilo Ser. Zool.* 22: 65-68.
- NAGIEC M, CZERKIES P., GORYCZKO K., WITKOWSKI A., MURAWSKA E. (1995). Mass-marking of grayling, *Thymallus thymallus*, larvae by fluorochrome tagging of otoliths. *Fisheries Management & Ecology* 2: 185-195.
- NIKOLSKII (1969). *Fish population dynamics*. Oliver & Boyd, Edinburgh. 323 S.
- NIVA (1995). Retention of visible implant tags by juvenile brown trout. *Journal of Fish Biology* 46: 997-1002.
- NORDWALL F. & LUNDBERG P. (2000). Simulated harvesting of stream salmonids with a seasonal life history. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 481-492.

- NORDWALL F., LUNDBERG P. & ERIKSSON T. (2000). Comparing size limit strategies for exploitation of a self-thinned stream fish population. *Fisheries Management and Ecology* 7:413-424.
- NORDWALL F., ERIKSSON T., ERIKSSON L.-O. & NÄSLUND I. (2002). Ekologi och skötselprinciper för strömlevande harr (*Thymallus thymallus*). Vattenbruksinstitutionen Umeå, Rapport 33. 48 S.
- NORTHCOTE T.G. (1995). Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5: 141-194.
- NORTHCOTE T.G. (2000). An updated review of grayling biology, impacts, and management. Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program, Report No. 211. 24 S.
- NYKÄNEN M., HUUSKO A. & MÄKI-PETÄYS A. (2001). Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. *Journal of Fish Biology* 58: 506-519.
- NYKÄNEN M., HUUSKO A. & LAHTI M. (2004). Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *Journal of Fish Biology* 64: 1386-1398.
- NYKÄNEN M. & HUUSKO A. (2004a). Size related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 12: 127.
- NYKÄNEN M. & HUUSKO A. (2004b). Transferability of habitat preference criteria for European grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61 (2): 185-192.
- O'BRIEN W.J., BARFIELD M. & SIGLER K. (2001). The functional response of drift-feeding Arctic grayling: the effects of prey density, water velocity and location efficiency. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1957-1963.
- OSWALD T. (2002). Der Einfluss unterschiedlicher Strömungsfaktoren auf das Verhalten von Äschen- (*Thymallus thymallus*) und Bachforellenbrut (*Salmo trutta forma fario*). Diplomarbeit an der Technischen Universität München, AG Fischbiologie. 96 S.
- PAQUET, G. (2002). Biologie et écologie de l'ombre commun (*Thymallus thymallus*) dans l'Orbe à la Vallée de Joux, canton de Vaud, Suisse. Dissertation Uni Lausanne. 155 S.
- PARKINSON D., PHILIPPART J.-C. & BARAS E. (1999). A preliminary investigation of spawning migration of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology* 55: 172-182.

- PAULY D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. ICES Journal of Marine Science 39: 175-192.
- PAULY D. (1984). Length-converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part II). ICLARM Fishbyte 2: 17-19.
- PAULY D. (1990). Length-converted catch curves and the seasonal growth of fishes. ICLARM Fishbyte 8: 33-38.
- PEDROLI J.-C. & ZAUGG C. (1995). Kormoran und Fische. Synthesebericht. Schriftenreihe Umwelt: Nr. 242. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 94 S.
- PENAZ, M. (1975). Early development of the Grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758). Acta Scientiarum Naturalium Brno 9: 1-35.
- PERSAT, H. (1976). Principaux aspects de l'écologie de l'ombre commun *Thymallus thymallus* (L. 1758). Dissertation an der Universität Lyon (F). 68 S.
- PERSAT, H. (1978). Écologie de l'ombre commun. Bulletin français de la Pêche et de la pisciculture 266: 11-20.
- PERSAT, H. (1991). The efficiency of electric fishing in fish population studies : an experiment on grayling (*Thymallus thymallus*). Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 24 : 2432-2436.
- PERSAT, H. (1996). Threatened Populations and conservation of European grayling *Thymallus thymallus* (L., 1758). In: Conservation of Endangered Freshwater Fishes in Europe, KIRCHHOFER A., & HEFTI, D., Birkhäuser Verlag, Basel. pp. 233-247
- PERSAT H., PATTEE E. & ROUX A.L. (1978). Origine et caractéristiques de la distribution de l'ombre commun, *Thymallus thymallus* (L., 1758) en Europe et en France. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 20: 2117-2121.
- PERSAT H. & PATTEE E. (1981). Growth rate of young grayling in some French rivers. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 21: 1270-1275.
- PERSAT, H. & EPPE R. (1997). Stocking, pollution and river network partitioning in the genetic structures of fish populations: The European grayling, *Thymallus thymallus*, along the Rhone River section bordering Savoy, France. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture. 344/345: 287-299.
- PERSAT H., EPPE R., MALLET J.P. (2002). Éloge de l'ombre: Conséquences démographiques et génétiques des alevinages sur la population d'ombre commun du Rhône. Eaux Libres 31: 15-23.

- PETERSON J.T. (2004). An evaluation of multipass electrofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 462-475.
- PETRI HEIL (2002). Kapitale Fänge. *Petri Heil, Schweizerische Fischerei-Zeitung* Nr. 1/2002: 74.
- PLANUNGSAMT DES KANTONS ST. GALLEN (1999). Seeuferplanung Walensee: Ein Arbeitsinstrument für Kantons- und Gemeindebehörden im Kanton St. Gallen. 69 S.
- PRENDA J., ARMITAGE P.D. und A. GRAYSTON (1997). Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Biology* 51: 64-79.
- PROTOPOPOV N.K. (1980). The formation of spawning rings and supplementary rings on the scales of the Pechora River whitefish (*Coregonus lavaretus pidshian*). *Journal of Ichthyology* 20: 38-48.
- REY P. (1992). Lebensraum und Nahrung der Thurfische. Wissenschaftliche Studie zuhanden der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau. IfaH - Büro Rey, Konstanz.
- RICHARD A. & BAGLINIERE J.L. (1990). Description et interprétation des écailles de truite de mer (*Salmo trutta*), de deux rivières de Basse-Normandie : l'Orne et la Touques. *Bulletin Français de la pêche et de la pisciculture* 319 : 239-257.
- RICKER (1971). Methods for the assessment of fish production in fresh waters. IBP Handbook No 3. Blackwell Scientific, Oxford & Edinburgh. 348 S.
- RICKER (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191: 1-382.
- RIKHTER V.A. & EFANOV V.N. (1976). On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. INCAF Research Document 79/VI/8. 12 S.
- RIPPMANN U. C. (1987a). Biologie und Bewirtschaftung der Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) des Vierwaldstättersees unter besonderer Berücksichtigung der Urnerischen Gewässer. Dissertation ETH Nr. 8440. 326 S.
- RIPPMANN U. C. (1987b). Bericht zum Projekt Kormoran und Fischerei – Fischereilicher Teil. Interner Schlussbericht vom Winter 1986/87 zuhanden der Arbeitsgruppe „Kormoran und Fischerei“. 57 S.
- RIPPMANN U. C. (1993). Gutachterliche Beurteilung der Abwassereinleitung der geplanten Rauchgaswaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Niederurnen in den Linthkanal unterhalb von Ziegelbrücke aus gewässerökologischer Sicht. Büro für Gewässerökologie und Fischereifragen, Kriens. 51 S.

- ROWE D.K. & THORPE J.E. (1990). Suppression of maturation in male Atlantic salmon (*Salmo salar*) by reduction in feeding and growth during spring months. *Aquaculture* 86: 291-313.
- RUFF T. (2001). Die Bedeutung von Totholz für die Fische der Isar im Bereich der Stadt München. Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, München. 82 S.
- RUHLÉ CH. (1989). Growth pattern and maturation in arctic char (*Salvelinus alpinus*) of Lake Walenstadt, Switzerland. *Aquatic Science*, 51: 296-305.
- RUHLÉ CH. & RIGET H. (1998). Äschen-Besatzwirtschaft im Linthkanal: Versuch einer Analyse. Erstattet zuhanden Finanzdepartement des Kantons St.Gallen, Polizeidirektion des Kantons Glarus, Militär- und Polizeidepartement des Kantons Schwyz, Fischereikommission Zürichsee-Linthkanal-Walensee. Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons St. Gallen. 21 S.
- RUHLÉ CH. (2001a). Linth 2000 und Fische: Erwartungen an das Vorhaben, ihre Rechtfertigung und Möglichkeiten für die Verwirklichung. *wasser, energie, luft* 5/6-2001: 147-148.
- RUHLÉ CH. (2001b). Der Walensee – seine Geschichte und die seiner Felchen. In: Fortbildungskurs für Fischereiaufseher. *Mitteilungen zur Fischerei* Nr. 68. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- SAGNES P., GAUDIN P. & STATZNER B. (1997). Shifts in morphometrics and their relation to hydrodynamic potential and habitat use during grayling ontogenesis. *Journal of Fish Biology* 50: 846-858.
- SAGNES P., CHAMPAGNE J.-Y. & MOREL R. (2000). Shifts in drag and swimming potential during grayling ontogenesis: relations with habitat use. *Journal of Fish Biology* 57: 52-68.
- SALTVEIT S.J.; HALLERAKER J.H., ARNEKLEIV J.V., HARBY A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers Research & Management* 17: 609-622.
- SCHLEGEL F. (2002). Linthgesicht 3 / Regionalpark Linth. *Gewässerökologisches Konzept Linth*. 65 S.
- SCHMID J. (1991). Einiges über die Äsche. *Fischer & Teichwirt* 42: 357-358.
- SCHMITZ W. & SCHUMANN G.O. (1982). Die sommerlichen Temperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 95: 435-443.
- SCHNEIDER B. (1999). Structure of a brown trout (*Salmo trutta* L.) population in a pre-alpine water system: Relationship between genetics and Ecology. Dissertation Universität Zürich. 107 p.

- SCHNELL J. (1999). Untersuchungen zu gewässerökologischen Auswirkungen von Kraftwerksschwellbetrieb auf eine Fließstrecke, dargestellt anhand des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“ am Lech. Diplomarbeit an der Humboldt-Universität, Berlin. 116 S.
- SCHUBERT M. (1998). Verhalten und Präferenzen der Jugendstadien von Nase (*Chondrostoma nasus*) und der Äsche (*Thymallus thymallus*) unter Berücksichtigung standorttypischer Faktoren. Diplomarbeit an der TU München, Departement für Tierwissenschaften, AG Fischbiologie.
- SCHUBERT M. (2001). Untersuchungen zu Jungfisch- und Brutnachweisen in ausgewählten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern. 7 S.
- SCHWEIZER H.U., ROTH H. & STAUB E. (1985). Berechnung der Schäden bei Fischsterben in Fließgewässern. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 64 S.
- SCHWEVERS U. & ADAM B. (1998). Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf die Fischbestände der Ahr (Rheinland-Pfalz). Österreichs Fischerei 51: 198-210.
- SCOTT A. (1985). Distribution, growth and feeding of postemergent grayling *Thymallus thymallus* in an English river. Transaction of the American Fisheries Society 114: 525-531.
- SEMPEski P., GAUDIN P., PERSAT H. & GROLET O. (1995). Diet selection in early-life stages of grayling (*Thymallus thymallus*). Archiv für Hydrobiologie 132: 437-452.
- SEMPEski P. & GAUDIN P. (1995a). Construction of habitat preference curves for spawning sites and young stages of grayling (*Thymallus thymallus*). Bulletin Français de la pêche et de la pisciculture 337/338/339: 277-282
- SEMPEski P. & GAUDIN P. (1995b). Habitat selection and habitat use by young stages of rheophilic fish species: The grayling model. Bulletin Français de la pêche et de la pisciculture 337/338/339: 215-220.
- SEMPEski P. & GAUDIN P. (1995c). Habitat selection by grayling I. Spawning habitats. Journal of Fish Biology 47: 256-265.
- SEMPEski P. & GAUDIN P. (1995d). Habitat selection by grayling II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. Journal of Fish Biology 47: 345-349.
- SEMPEski P. UND P. GAUDIN (1995e). Size related changes in diel distribution of young grayling (*Thymallus thymallus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 52: 1842-1848.

- SEMPESKI P. & GAUDIN P. (1996). Size related shift in feeding strategy and prey size selection in young grayling (*Thymallus thymallus*). Canadian Journal of Zoology 74: 1597-1603.
- SEMPESKI P., GAUDIN P. UND E. HEROUIN (1998). Experimental study of young grayling (*Thymallus thymallus*) physical habitat selection factors in an artificial stream. Archiv für Hydrobiologie 141: 321-332.
- SNYDER D.E. (2003). Electrofishing and its harmful effects on fish. Information and technology report USGS/BRD/ITR—2003-0002. U.S. Government Printing Office, Denver, CO. 149 S.
- SPEICH D. (2001). Umweltschutz und Denkmalpflege an der Linth: Ein Blick in die Geschichte. wasser, energie, luft – eau, énergie, air 93: 213-214.
- SPEICH D. (2002). Linth Kanal. Die korrigierte Landschaft – 200 Jahre Geschichte. Verlag Baeschlin, Glarus. 87 p.
- STAUB, E., BLANKENHORN H.J.; BURCKHARDT D.; FREI A.; KLINGLER K.; KRÄMER A.; MÜLLER R.; PEDROLI J.C.; RIPPIMANN U.; RUHLÉ CH.; SCHIFFERLI L. STRAUB M.; SUTER W.; THÖNEN W.; WALTER J. (1987). Kormoran und Fischerei. Bundesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Fischerei Nr. 47.
- STAUB, E., KRÄMER A.; MOREL PH., MÜLLER R.; PEDROLI J.C.; REYMOND A., RUHLÉ CH.; WALTER J. & ZUCHUAT O. (1992). Grundlagenberichte zum Thema Kormoran und Fischerei. Schriftenreihe Fischerei Nr. 50. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 158 S.
- STAUB E., K. EGLOFF, A. KRÄMER und J. WALTER (1998). The effect of predation by wintering cormorants *Phalacrocorax carbo* on grayling *Thymallus thymallus* and trout (Salmonidae) populations: two case studies from Swiss rivers. Comment. Journal of Applied Ecology 35: 607-610.
- STEIN H. & BORN O. (1999). Grünes Licht für das Artenhilfsprogramm Äsche. Fischer und Teichwirt 50: 179-182.
- STOCKWELL C.A. HENDRY A.P. & KINNISON M.T. (2003). Contemporary evolution meets conservational biology. Trends in Ecology and Evolution 18: 94-101.
- STRAUB M. (1980). Die bedeutendsten Fischarten der Konkordatsgewässer. In: Mühlheim E. & Liniger E. (eds.): Der Zürichsee – Fische und Fischer. Th. Gut & Co., Stäfa. 177 S.
- SUTER W. (1995). The effect of predation by wintering cormorants *Phalcorax carbo* on grayling *Thymallus thymallus* and trout (Salmonidae) populations. Two case studies from Swiss rivers. Journal of Applied Ecology 32: 29-46.
- THOMAS L.M., HOLT S. A. & ARNOLD C.R. (1994). Chemical marking techniques in larval and juvenile red drum (*Sciaenops ocellatus*) otoliths using different fluorescent markers. In: Secor D.H., Dean S.M. & Campana S.E. (eds) (1994).

Recent development in Fish Otolith Research. Columbia, SC; Belle W. Baruch Institute Library in Marine Science, University of South Carolina Press.

- THORFVE S. & CARLSTEIN M. T. (1998). Post stocking behaviour of hatchery-reared European grayling, *Thymallus thymallus*, and brown trout, *Salmo trutta*, in a semi-natural stream. *Fisheries Management and Ecology* 5: 147-159.
- THORFVE S. (2000). Comparisons of capture efficiency between different electrofishing methods on European grayling *Thymallus thymallus* (L.) and brown trout (*Salmo trutta*). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 47: 143-151.
- THORFVE S. (2002). Habitat selection and post-stocking behaviour of stream living grayling. *Vattenbruksinstitutionen Umeå, Rapport* 35. 37 S.
- TURUNEN T. & SUURONEN P. (1996). Hooking mortality of small brown trout and grayling in Finnish rivers catch and release fisheries. *Boreal Environment Research* 1: 59-64.
- UIBLEIN F., JAGSCH A., HONSIG-ERLENBURG W., WEISS S. (2001). Status, habitat use, and vulnerability of the European grayling in Austrian waters. *Journal of Fish Biology* 59 (Suppl. A): 223-247.
- UIBLEIN F., FRIEDL T., HONSIG-ERLENBURG W., WEISS S. (2002). Lokale Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche in drei Gewässern in Kärnten. *Österreichs Fischerei* 55: 112-140.
- VALENTIN S. (1995). Variabilité artificielle des conditions d' habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques: Effets écologiques des éclusées hydro-électriques en rivière. Etude de cas (Ance du Nord et Fontaulière) et approches expérimentales. Thèse Univ. Claude Bernard Lyon I. 272 S.
- VALENTIN S., SEMPEski, P., SOUCHON, Y. & GAUDIN P. (1994). Short term habitat use by young grayling, *Thymallus thymallus* under variable flow conditions in an experimental stream. *Fisheries Management & Ecology* 1: 57-65.
- VEHANEN T., HUUSKO A., YRJÄNÄ T., LAHTI M. & MÄKI-PETÄYS A. (2002). Habitat preference by grayling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified, hydropeaking riverbed: a contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 15-20.
- VENTLING-SCHWANK A.R. & MÜLLER R. (1991) Survival of coregonid (*Coregonus* sp.) eggs in Lake Sempach, Switzerland. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 2451–2554.
- VICENTINI H. (1998). Gutachten im Auftrag des Departements des Inneren (SH), des Planungs- und Naturschutzamtes (SH) und der Fischerei- und Jagdverwaltung (TG). 17 S.
- VICENTINI, H. (2000). Äschen-Bestandesschätzung bei Stein am Rhein. Gutachten im Auftrag des Departements des Inneren (SH), des Planungs- und

Naturschutzamtes (SH), der Fischerei- und Jagdverwaltung (TG) und des BUWAL, Sektion Fischerei. 13 S.

VOSER, P. (2002). Äschenschutz und Kormorane – zwei Schutzansprüche im Widerspruch. Umwelt Aargau 16: 23-26.

WALDMEIER S. (1996). Die Nahrung der Äschen (*Thymallus thymallus* L.) im Linthkanal. Diplomarbeit an der Universität Zürich. 63 S.

WAHLI T. & MEIER W. (1998). Bericht zur Untersuchung von Äschen aus dem Lichtensteiner Binnenkanal. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Institut für Tierpathologie der Universität Bern.

WAHLI T., KNUESEL R., BERNET D., SEGNER H., PUGOVKIN D., BURKHARDT-HOLM P., ESCHER M. & SCHMIDT-POSTHAUS H. (2002). Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge. Journal of Fish Diseases 25: 491.

WITKOWSKI A. & KOWALEWSKI M. (1988). Migration and structure of spawning populations of European grayling *Thymallus thymallus* in the Dunajec basin. Archiv für Hydrobiologie 112: 279-297.

WITT A. & CAMPBELL R.S. (1959). Refinements of equipment and procedures in electrofishing. Transactions of the American Fisheries Society 88: 33-35.

WOOTTON R.J. (1990). Ecology of teleost fishes. Chapman and Hall, London & New York. 404 S.

YRJÄNÄ T. (2003). Restoration of riverine habitat for fishes – analyses of changes in physical habitat. Academic Dissertation, University of Oulu. Acta Univ. Oul. C 188.

ZALEWSKI M. (1986). Factors affecting the efficiency of electrofishing in rivers. Hydrobiology 27: 56-69.

ZAUGG B., STUCKI P., PEDROLI J.-C. & KIRCHHOFER A. (2003). Fauna Helvetica Vol.7: Pisces Atlas. 233 S.

ZEH M. (1993). Reproduktion und Bewegungen einiger ausgewählter Fischarten in einer Staustufe des Hochrheins. Dissertation ETH Zürich Nr. 10288. 171 S.

ZEH M. & DÖNNI W. (1994). Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. Aquatic Sciences 56: 59-69.

Lebenslauf

Name Hertig Andreas
Geboren am 31.8.1968 in Pfäffikon ZH
Heimatort Oberhofen BE

Ausbildung

1988 Seminar Unterstrass, Zürich: Matura Typus E
1988-1991 Seminar Unterstrass, Zürich: Primarlehrerstudium
1991 Fähigkeitszeugnis für Primarlehrer des Kantons Zürich
1991-1998 Universität Zürich: Studium der Biologie, Hauptfach Zoologie
1998 Diplom in Zoologie
1996-1997 Diplomarbeit: „Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Forellen im Linthkanal“.
1999-2005 Dissertation am Zoologischen Museum der Universität Zürich
Leitung: Prof. Dr. Georg Ribi

Berufliches

1998-2005 Selbständige Tätigkeit als freischaffender Fischereibiologe
2003-2005 Wissenschaftlicher Mitarbeiter der Sektion Fischerei im
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
seit 4/2005 Fischerei-Adjunkt der Fischerei- & Jagdverwaltung des Kantons
Zürich

Kontaktadresse:
Fischerei- & Jagdverwaltung des Kantons Zürich
Jungholzstr. 6
CH-8090 Zürich