

Trübung und Schwall Alpenrhein
Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische
Teilbericht Fischökologie



Abteilung für Hydrobiologie,
Fischereiwirtschaft und Aquakultur
Uni. f. Bodenkultur
Leiter: O.Univ.Prof.Dr.M.Jungwirth



**Internationale Regierungskommission
Alpenrhein
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie**

**Trübung und Schwall Alpenrhein -
Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische**

Teilbericht Fischökologie

Mai 2001

Berichtserstellung:

J. Eberstaller, P. Pinka

Unter Mitarbeit von:

St.Urbanek, F. Bebi, F. Fehr, R. Dreher, C. Moritz,

A. Kaminitzschek, K. Lenz



Abteilung für Hydrobiologie,
Fischereiwirtschaft und Aquakultur
Leiter: O.Univ.Prof.Dr.M.Jungwirth



Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Problemstellung und Ziele	3
3 Untersuchungsabschnitte	7
3.1 Mastrils	9
3.2 Bad Ragaz	10
3.3 Buchs	11
3.4 Diepoldsau	11
3.5. Mündung Liechtensteiner Binnenkanal	12
4 Befischungen	13
4.1 Artenspektrum	13
4.2 Methodik	15
4.3 Artenverteilung und Fischbestände im Alpenrhein und in den 4 Abschnitten	19
4.3.1 Mastrils	20
4.3.1.1 Saisonale Veränderung der Artenverteilung	21
4.3.1.2 Bestand in den Mesohabitaten im Abschnitt Mastrils	27
4.3.2 Bad Ragaz	31
4.3.2.1 Saisonale Veränderung der Artenverteilung	31
4.3.2.1 Besiedlung der unterschiedlichen Mesohabitate	35
4.3.3 Buchs	38
4.3.3.1 Saisonaler Verlauf der Artenverteilung	39
4.3.3.2 Besiedlung der einzelnen Mesohabitate	43
4.3.4 Diepoldsau	46
4.4 Liechtensteiner Binnenkanal	48
4.5 Besiedlung der Wasserwechselzone	52
4.6 Konditionsfaktor und Magenanalysen	53
4.7 Beurteilung der Bestandsverhältnisse	56
4.7.1 Vergleich der Bestandsverhältnisse im Längsverlauf und in den Zubringern	57
4.7.1.1 Artenverteilung	
4.7.2 Vergleich der Bestandsverhältnisse in den Mesohabitaten	59
5 Reproduktionsverhältnisse für die Bachforelle	62
5.1 Methodik	62
5.1.1 Statistische Auswertung	67
5.2 Beprobungsstellen	68
5.3. Reproduktionserfolg	75
5.3.1 Vergleich der Reproduktionserfolge in den einzelnen Flüssen	75
5.3.2 Vergleich des Reproduktionserfolges in den einzelnen Flussbereichen	78
5.4. Substratverhältnisse	81
5.4.1 Vergleich der Substratverhältnisse in den einzelnen Flussbereichen	86
5.5 Beziehung Reproduktionserfolg – Substratverhältnisse	87
5.6 Gesamtbeurteilung	91

6 Zusammenfassende Beurteilung der Wirkung der einzelnen Schadensfaktoren am Alpenrhein	93
6.1 Vergleich der Schwallverhältnisse und Bestände verschiedener Flüsse	93
6.2 Auswirkungen direkter Schädigung der Fische	95
6.2.1 Einfluss von Stress und Unterbrechung der Nahrungsaufnahme infolge schlechterer Sichtbarkeit der Nahrung	95
6.2.2 Trockenfallen oder Verdriften der Jungfische und Larven	96
6.3 Beeinträchtigung der Reproduktion	100
6.3.1 Periodisches Unterbrechen des Laichvorganges bei Schwall	100
6.3.2 Trockenfallen der bei Schwall abgelaichten Eier bzw. Erosion der bei Sunk abgelaichten Eier	100
6.3.2 Ungenügende Ei- bzw. Larvalentwicklung durch Kolmation des Kieslückenraumes infolge der erhöhten Trübefracht	101
6.3.4 Reproduktionsverhältnisse anderer Arten: Äsche, Nase, Regenbogenforelle	102
6.4 Indirekte Schädigung durch zu geringes Nahrungsangebot	102
6.5 Gesamtbeurteilung	103
7 Möglichkeiten zur Reduktion der Schädigung	104
8 Zusammenfassung	106

1 Einleitung

Mit der Bildung der Internationalen Regierungskommission Zukunft Alpenrhein im Jahr 1995 wurde die Voraussetzung für eine grenzüberschreitende Zusammenarbeit der Kantone Graubünden und St. Gallen, des Fürstentums Liechtenstein sowie des Bundeslandes Vorarlberg im Rheintal geschaffen. Mit einem interdisziplinären Entwicklungskonzept soll langfristig sowohl der Hochwasserschutz am Alpenrhein dauerhaft gesichert als auch die nachhaltige Verbesserung der Grundwasserverhältnisse und der ökologischen Situation erreicht werden.

Zahlreiche gewässer- und fischökologische Untersuchungen wie beispielsweise im Rahmen der UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein (Jungwirth et al., 1991) zeigen dabei wesentliche Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften. Im Gewässer- und Fischökologischen Konzept Alpenrhein (Eberstaller, et al., 1997) werden als Basis für zukünftige Revitalisierungen die wesentlichsten Defizite zusammengefasst und entsprechende Lösungsvorschläge ausgearbeitet. Demnach sind die massiven Beeinträchtigungen des Flusssystemes Alpenrhein und seiner Lebensgemeinschaften vor allem auf die Regulierungsmaßnahmen und die Abtrennung der Zubringer zurückzuführen. Wesentliche Auswirkungen besitzen auch die häufigen Abflussschwankungen (Schwall) und die damit in Verbindung stehende, erhöhte Trübefracht im Winterhalbjahr. Der Einfluss der beiden letztgenannten Faktoren und vor allem deren kombinierte Wirkungsweise konnte anhand der vorhandenen Daten bisher jedoch nur schwer abgeschätzt werden.

Seitens der Internationalen Regierungskommission, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie wurde daher die Arbeitsgemeinschaft Schälchli, Abegg + Hunzinger, Linnex AG, Arge Limnologie und Abteilung für Hydrobiologie beauftragt, den Einfluss von Schwall und Trübe auf die Lebensraumverhältnisse, die Benthosbesiedlung und die Fischbestände im Alpenrhein abzuklären. Dabei werden die Fachbereiche Trübung, Kolmation, Makrozoobenthos und Fischökologie behandelt. Die Ergebnisse sollen Basis für die Planung zukünftiger Revitalisierungsmaßnahmen, insbesondere für die Minimierung der Schädigungen durch Schwall und Trübe, bilden.

Vorliegender Bericht stellt die Untersuchungen des Fachbereiches Fischökologie dar. Ausgehend von der Definition der in der Literatur genannten möglichen Schadensfaktoren umfassen diese vor allem Befischungen der vom Schwall besonders betroffenen Kiesbankbereiche sowie Erhebungen der Reproduktionsverhältnisse für Bach- und Seeforelle. Abschließend werden auf Basis der vorliegenden Ergebnisse die speziellen Auswirkungen der einzelnen zuvor definierten Schadensfaktoren am Alpenrhein diskutiert.

2 Problemstellung und Ziele

Das Gewässersystem des Alpenrheins und seine Lebensgemeinschaften sind durch vielfältige Faktoren beeinträchtigt. Wesentliche Bedeutung kommt neben den Regulierungsmaßnahmen und der Abtrennung der Zubringer vor allem dem Schwall und der damit in Verbindung stehenden, erhöhten Trübefracht im Winterhalbjahr zu.

Die Fischbestände im Alpenrhein erreichen daher nur mehr einen Bruchteil der Werte von naturnahen Flüssen. Aber auch im Vergleich mit vom Gewässertyp ähnlichen, ebenfalls regulierten und schwallbeeinflussten Flüssen, wie Salzach und Inn liegen die Bestände im Alpenrhein deutlich niedriger (Eberstaller et al., 1997).

Dies ist vermutlich generell auf den Summationseffekt der zahlreichen Schadensfaktoren zurückzuführen. Im Rahmen vorliegender Untersuchung soll jedoch überprüft werden, ob nicht vor allem die Verbindung Schwall und erhöhte Trübe im Winterhalbjahr für diese überdurchschnittlich starke Bestandsreduktion verantwortlich ist. Dies ist insbesondere deshalb zu vermuten, da fast alle anderen bekannten möglichen Schadenseinflüsse mit Ausnahme der derzeit diskutierten Belastungen mit hormonaktiven Substanzen bereits mehrere Jahrzehnte im vorliegendem Ausmaß existieren oder wie z.B. die Gewässergüte in letzter Zeit verbessert wurden. Demgegenüber nahmen gerade Schwall und Trübe in den letzten zwei Jahrzehnten stark zu. So erhöhte sich die mittlere Schwallamplitude (Differenz Schwall-Sunk) bei Domat/Ems von 70 bis 100 m³/s Ende der 80-iger Jahre auf 150 m³/s im Winter 2000/2001 (vgl. Fachbericht Auswirkungen auf Strömung Geschiebetrieb und Kolmation).

Bei den Schwallspitzen kommt es dabei immer wieder zur Erosion von Geschiebe im Stromstrich und zu Substratverlagerungen. Zudem lagern sich die Feinsedimente bei Sunk im Flussbett ab und werden dann bei Schwall täglich remobilisiert, was einen Anstieg der Trübe von knapp 15 mg/l auf bis zu 150 mg/l zur Folge hat. Dies liegt zwar deutlich unter den bei erhöhten Abflüssen im Sommer natürlicherweise auftretenden Trübekonzentrationen, die Werte bis über 1000 mg/l erreichen. Im Winterhalbjahr wies der Alpenrhein jedoch entsprechend seinem gewässertypischen Abflussregime, soweit bekannt, einen ausgeprägten, klaren Niederwasserabfluss auf (Limnex, 1997) Umlagerungen im Flussbett traten daher nicht auf. Gerade für die Reproduktion der Bach- und Seeforelle, deren Eier sich den gesamten Winter über im Substrat befinden, ist die stabile Niederwasserphase von besonderer Bedeutung. Wie Untersuchungen an

vergleichbaren Gebirgsflüssen zeigen, ist auch die Benthosfauna sehr stark an dieses typische Abflussregime angepasst und erreicht im Herbst/Winter die höchsten Dichten (Moog & Janecek, 1991).

Anhand der Literaturrecherche von Limnex AG (1997) sowie weiteren Literaturangaben lassen sich prinzipiell folgende mögliche Schadensfaktoren durch Schwall und erhöhte Trübefracht formulieren:

Direkte Schädigungen der Fische

?? Stress, Unterbrechen der Nahrungsaufnahme, schlechtere Sichtbarkeit der Nahrung

Bei Hochwasser mit ansteigendem Abfluss und erhöhter Trübe sollen zahlreiche Fischarten das Fressen einstellen, was viele Untersuchungen u.a. auf die schlechtere Sichtbarkeit der Nahrung zurückführen (Bruton, 1985; Waters, 1995). Generell wird bei erhöhter Trübe zusätzlicher Stress für Fische vermutet, wobei dies jedoch zwischen den einzelnen Fischarten differiert (Waters, 1995). Alle o.a. Faktoren können auch bei Einsetzen des Abflussschwalles bzw. des Trübeschwalles auftreten, besitzen dann aber aufgrund ihrer täglichen Periodizität deutlich stärkere Auswirkungen.

?? Trockenfallen von Larven und Jungfischen bei Sunk bzw.

?? Verdriften von Larven und Jungfischen bei Schwall

Die flachen ufernahen Bereiche entlang der Kiesbänke sind die bevorzugten Habitate für Larven und Jungfische der meisten Fischarten in Rhithralgewässern (Guthruf, 1996). Dabei stellen vor allem Larven aufgrund ihrer begrenzten Schwimmkapazität bzw. zum Schutz vor Räubern sehr spezifische Anforderungen an geringe Wassertiefe und niedrige Fließgeschwindigkeiten. Gerade an flachen Kiesbänken verschieben sich diese Zonen aber zwischen Schwall und Sunk um beträchtliche Entfernungen. Wandern die Larven bzw. Jungfische bei Schwall mit der stark schwankenden Wasseranschlagslinie mit, so verbleiben bei jedem Abflussrückgang Individuen in kleinen Tümpeln zurück, die bei Sunk trocken fallen (Jungwirth et al., 1990). Auch Ausfälle von nur wenigen Prozent pro Sunkphase führen aufgrund ihres täglichen Auftretens zu einer starken Ausdünnung bis zum völligen Ausfall der Jungfische. Zudem erfordern die permanenten großräumigen Standortwechsel hohen energetischen Aufwand, der gerade für Larven kaum aufbringbar erscheint. Bleiben

die Larven und Jungfische hingegen an den bei Sunk geeigneten Habitaten, so besteht aufgrund der bei Schwall an diesen Stellen auch bodennah auftretenden hohen Fließgeschwindigkeiten die Gefahr der Abdrift.

Beeinträchtigung der Reproduktion

?? periodisches Unterbrechen des Laichvorganges bei Schwall

Für viele Fischarten wird der Abbruch der Laichaktivitäten bei einsetzendem Hochwasser angegeben. Da ähnlich Verhältnisse auch bei Schwall auftreten, sind derartige Verhaltensweisen prinzipiell auch in Schwallstrecken anzunehmen, wobei aufgrund ihres täglichen Auftretens die Auswirkungen stärker ins Gewicht fallen würden.

?? Trockenfallen der bei Schwall abgelaichten Eier bzw.

?? Erosion der bei Sunk abgelaichten Eier

Praktisch alle Hauptfischarten des Epi- bis Hyporhithrals aber auch des Epipotamals sind als strömungsliebende Kieslaicher zu klassifizieren. Diese laichen an flacheren, rasch fließenden Bereichen mit lockerem Kiessubstrat, wobei jede Fischart sehr spezifische hydromorphologische Anforderungen an die Laichplätze stellt. Gerade diese Bereiche weisen aber in Schwallstrecken sehr differierende Verhältnisse zwischen Schwall und Sunk auf (siehe auch oben). An geeigneten Plätzen bei Schwall abgelaichte Eier fallen daher bei Sunk trocken. Potentielle Laichplätze bei Sunk weisen hingegen bei Schwall sehr hohe Fließgeschwindigkeiten auf, die zur Erosion der Eier führen können.

?? ungenügende Ei- bzw. Larvalentwicklung durch Kolmation des Schotterlückenraumes durch erhöhte Trübefracht

Als Folge der bei Schwall erhöhten Trübefracht kommt es zu verstärkter innerer Kolmation, wodurch die Durchströmung und damit die Sauerstoffversorgung der im Substrat befindlichen Eier der o.a. Hauptfischarten drastisch reduziert wird. Dies kann zu stark verzögerter Entwicklung bis zum völligen Absterben der Eier führen (vgl. z.B. Cordone & Kelly, 1961, Shumway et al., 1964).

indirekte Schädigungen

?? Durch die auch für die Bodenfauna in der Literatur zahlreich dokumentierte Schädigung in Schwallstrecken (Bretschko & Moog, 1989, Cereghino & Lavandier, 1996, Jungwirth et al., 1990) kann für den Fischbestand eine zu geringe Nahrungsbasis zum limitierenden Faktor werden. Dies gilt umso mehr, als durch den infolge der Trübung geringeren Lichteinfall die Produktivität des Gewässer reduziert werden kann. Insbesondere das Algenaufkommen kann dadurch massiv zurückgehen. Wie Untersuchungen im Rahmen der UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein zeigen, stellt gerade die Goldalge *Hydrurus foetidus* aber ein wichtiges Habitat für das Makrozoobenthos dar (Jungwirth et al., 1991).

Infolge der integralen Wirkung oben genannter Faktoren ist die Abschätzung der Bedeutung jedes einzelnen dieser Schädigungsfaktoren am Alpenrhein nur schwer möglich. Durch die interdisziplinäre Bearbeitung des vorliegenden Projektes soll daher mit einer Wirkungsanalyse der Einfluss von Schwall und erhöhter Trübe und vor allem deren Kombination erfasst werden. Aufgrund dieser Ergebnisse werden im Synthesebericht Maßnahmen zur Verringerung der Schädigung durch Schwall und Trübe diskutiert. Diese stellen wichtige Grundlagen für die Planung von Revitalisierungsmaßnahmen mit möglichst minimaler Beeinträchtigung durch Schwall und Trübe dar.

3 Untersuchungsabschnitte

Der Alpenrhein ist fast durchgehend mit Hochwasserdämmen und blockwurfgesicherten Ufern reguliert. Die regulierten Strecken lassen sich dabei in charakteristische Abschnitte unterteilen. Der Oberlauf bis zur Landquartmündung ist als Trapezprofil in den Talraum eingesenkt. Von der Landquart bis zur Illmündung dämmen „Hochwuhre“ den Fluss vom Umland ab. Die „Internationale Strecke“ bis zum Bodensee ist als Doppeltrapezprofil mit ca. 100 m breiten Vorländern ausgebildet.

Im Oberlauf liegt das Kraftwerk Reichenau, dessen Rückstauereich bis zum Zusammenfluss des Vorder- und Hinterrheins reicht. Durch einen Fischaufstieg sind die Oberläufe seit knapp 2 Jahren wieder mit dem Alpenrhein vernetzt. Die zur Sohlstabilisierung gebauten Schwellen am Ellhorn und in Buchs bilden hingegen für schwimmschwächere Fischarten Migrationshindernisse.

Der Oberlauf bis zur Landquartmündung stellt dabei den noch strukturreichsten Bereich des Alpenrheins dar. Im Bereich der Verzweigung von Oldis und vor allem in den Mastrilser Auen liegen die letzten noch dem Gewässertyp annähernd entsprechenden Verzweigungen vor. Zudem münden hier noch einige, wenn auch kleine Zubringer niveaugleich in den Alpenrhein.

Flussab bis zur Illmündung ist der Alpenrhein durch die charakteristischen alternierenden Kiesbänke geprägt, die die einzigen Flussbettstrukturen darstellen. Diese unterscheiden sich dabei im Oberlauf hinsichtlich ihrer Ausformung deutlich von jenen in der unteren Strecke. Durch die Hochwasserdämme wurde die Zahl der Zubringermündungen zwischen Landquart und Bodensee von 53 auf 10 reduziert (vgl. Eberstaller et al., 1997). Durch die als Folge massiver Kiesentnahmen abgesenkte Rheinsohle liegen an den verbliebenen Mündungen Höhenunterschiede von bis zu 4 m vor, die für Fische eine Einwanderung großteils unmöglich machen. Teilweise erlauben technische Fischaufstiegshilfen schwimmstarken Fischarten den Aufstieg. Im Winter 1999/2000 wurde die Rampe am Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals zu einer naturnahen, niveaugleichen Flussstrecke umgestaltet, die allen vorkommenden Fischarten die Einwanderung ermöglicht.

In der „Internationalen Rheinstrecke“ fehlen Kiesbänke aufgrund der geringeren Breite des Mittelwasserbettes. Der Rhein verläuft hier in einem monotonen, geradlinigen Bett mit durchgehend blockwurfgesicherten Ufern.

Für vorliegende Untersuchungen wurden von allen Fachbereichen gemeinsame Teststrecken ausgewählt, die die Verhältnisse im Längsverlauf repräsentativ erfassen. Diese beinhalten folgende Abschnitte (siehe auch Abb. 3.1):

- ?? Mastrils als morphologische Referenzstrecke
- ?? Bad Ragaz als Eintiefungsstrecke im Oberlauf
- ?? Buchs als Auflandungsstrecke im Mittellauf
- ?? Diepoldsau in der „Internationalen Strecke“

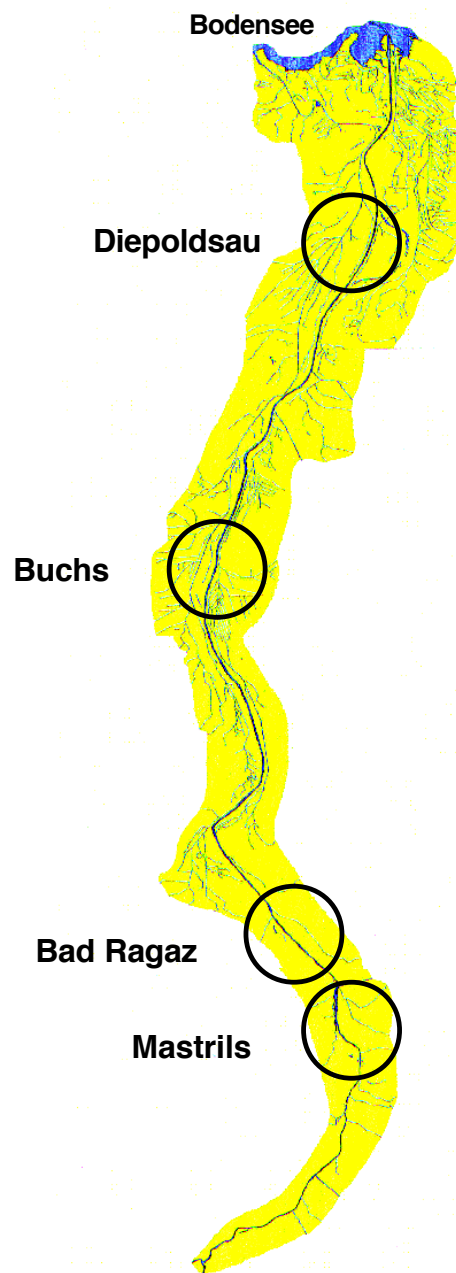


Abb. 3.1: Lage der Untersuchungsabschnitte im Längsverlauf des Alpenrheins

3.1 Mastrils und Zubringer (Dorfbach)

Der Abschnitt in den Mastrilser Auen erstreckt sich von Flusskm 19,8 bis zur Landquartmündung (Flusskm 23,6). Hier liegen nur rechtsufrig Hochwasserdämme, die aber größtenteils weiter vom Fluss entfernt sind. In dem breiten Gewässerbett können sich Kiesbänke und Verzweigungen entsprechend der Flussdynamik frei entwickeln. Aufgrund der Größe der Inseln liegen hier die einzigen Kiespionierflächen mit Tamarisken am gesamten Alpenrhein vor. Insgesamt entspricht die Flussbettausformung trotz Defiziten im Geschiebehalt noch weitgehend dem gewässertypischen Zustand.



Abb.3.2: Der Dorfbach ist ein naturnaher Zubringer in den Mastrilser Auen.

Die Ausformung der Kiesbänke und Riffel unterscheidet sich deutlich von den regulierten Abschnitten. So sind die Riffel flacher, die Richtungsänderung der Hauptströmung erfolgt kontinuierlicher. Die Ausformung der Kiesbänke ist vielfältiger und umfasst flache und steile Kiesbankbereiche mit stark wechselnden Strömungsverhältnissen. Bereichsweise existiert auch erodiertes, ins Gewässer reichendes Totholz. Insbesondere Seitenarme und Hinterrinnen sowie Buchten erhöhen die Habitatvielfalt des Gewässerbettes.

In diesem Abschnitt liegen auch insgesamt 3 naturnahe Zuflüsse mit unterschiedlicher Charakteristik. So ist der Dorfbach stark durch Grundwasser beeinflusst und mit Nebengewässern der Mastrilser Auen intensiv vernetzt. Die Cosenz wird hingegen überwiegend durch Hangwasser gespeist und weist vor allem im Winter mit Ausnahme des mündungsnahen Bereiches somit deutlich niedrigere Temperaturen auf. Zwischen diesen Gewässern befindet sich ein Quellsystem, das im Winter noch höhere Wassertemperaturen als der Dorfbach aufweist.

Dieser mit Abstand heterogenste Abschnitt dient als Referenz für die Auswirkungen von Schwall und erhöhter Trübefracht bei weitgehend intakter Flussmorphologie. Damit bildet er auch die Grundlage für die Abschätzung, wie bei zukünftigen Revitalisierungsprojekten am Alpenrhein die Schädigungen durch Schwall und Trübe minimiert werden können.

3.2 Bad Ragaz

Der durchgehend regulierte Abschnitt „Bad Ragaz“ (km 25,0 bis 28,4) ist durch die alternierenden Kiesbänke dominiert. Als Eintiefungsstrecke flussab der Landquart liegt hier teilweise sehr grobes Substrat mit Durchmessern bis über 30 cm vor. Die Ausformung des Flussbettes unterscheidet sich dabei deutlich von dem ebenfalls durch alternierende Kiesbänke geprägten, regulierten Abschnitt „Buchs“ im Mittellauf.

Die Riffel liegen parallel zur Längsachse des Flusses, wodurch bei Nieder- und Mittelwasser die Hauptströmung auf kurzer Strecke um 90° dreht und rechtwinkelig auf die Prallufer trifft. Die Riffel sind dabei durchwegs sehr steil ausgeformt und entsprechen vor allem bei Niederwasser eher Steilstrecken von Wildbächen. Lediglich im Bereich flussauf der Eisenbahnbrücke ist rechtsufrig ein flacherer Riffel ausgebildet.

Die Kiesbänke weisen daher ebenfalls charakteristische Ausprägung auf. So liegt das obere Ende fast rechtwinkelig zum Uferverlauf. Der flussauf liegende Flachwasserbereich wird bei Schwall großflächig überronnen, fällt jedoch bei Sunk vollständig trocken. Die Wasseranschlagslinie entlang der Kiesbänke verläuft in der Verlängerung der Riffel. Buchten am Ende der Kiesbank fehlen ebenso wie Hinterrinner zwischen Kiesbank und Blockwurfufer. Lediglich im Bereich eines alten Brückenpfeilers ist eine Bucht in der Mitte einer rechtsufrigen Kiesbank ausgebildet. Flussab verläuft der einzige Hinterrinner in diesem Abschnitt.

3.3 Buchs

Der Abschnitt „Buchs“ liegt unmittelbar flussab der Buchser Schwelle (Flusskm 49,5 bis 52,4). Wie in Bad Ragaz prägen auch hier die alternierenden Kiesbänke die Flussmorphologie des regulierten Bettes. Die Riffel sind aber deutlich flacher und länger sowie schräger zum Flussverlauf. Die Richtungsänderung der Hauptströmung ist weniger stark, wenn auch größer als in Mastrils. Das Substrat, insbesondere das Größtkorn, ist feiner.

Die Kiesbänke sind deutlich kürzer als in Bad Ragaz, wobei der oberste Teil der unmittelbar flussab anschließenden Riffel bei Sunk nicht überströmt wird. Dadurch entsteht am unteren Ende der Kiesbänke eine langgestreckte Bucht, die in den zwischen Kiesbank und Blockwurfufer verlaufenden Hinterrinner übergeht. Dieser ist bei Sunk im Winterhalbjahr nicht oder nur gering durchströmt, wird jedoch bei Schwall zum rasch fließenden Bereich.

Flussauf der Kiesbank liegt eine großflächige Flachwasserzone, die bei Sunk über weite Bereiche trocken fällt.

3.4 Diepoldsau



Abb. 3.3: Der Abschnitt Diepoldsau in der internationalen Strecke.

Der Abschnitt „Diepoldsau“ liegt in der „Internationalen Strecke“ und ist durch ein monotones Flussbett mit einheitlicher Tiefenverteilung sowie durchgehendem Blockwurfufer gekennzeichnet. Kiesbänke und damit zusammenhängende Strukturelemente wie Buchten etc. fehlen völlig.

3.5 Mündung Liechtensteiner Binnenkanal

Die Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals wird im Winter 1999/2000 als naturnahes Gerinne mit niveaugleichem Mündungsverlauf umgebaut und stellt das einzige Gewässer im Mittel- und Unterlauf dar, in das alle Fischarten des Alpenrheins permanent einwandern können.



Abb.3.4: Der umgebaute Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals. Im Hintergrund ist der Alpenrhein zu sehen.

4 Befischungen

Fischökologische Bestandeserhebungen in Fließgewässern von der Größenordnung des Alpenrheins erfordern sehr hohen methodischen Aufwand. Um eine effiziente Bearbeitung der spezifischen Fragestellung vorliegender Studie zu erreichen, wird daher der Schwerpunkt der Befischungen auf die Uferbereiche entlang der Kiesbänke gelegt. Diese flachen Habitate weisen zwischen Schwall- und Sunkabflüssen die größten hydromorphologischen Veränderungen auf, wodurch hier sich aufhaltende Fische am stärksten von den Schwalleinflüssen betroffen sind (vgl. z.B. auch Zauner, 1994).

Andere Uferstrukturen, wie Hinterrinner etc. werden nur im Nahbereich der Kiesbänke erfasst. Auf die Befischung der Prallufer und Rinner in Flussmitte wird aufgrund des großen dafür erforderlichen Mehraufwandes und der geringen Relevanz für vorliegende Fragestellung verzichtet.

Neben dem Hauptgerinne stellen die wenigen, mit dem Alpenrhein niveaugleich vernetzten Zubringer wichtige Lebensräume und Reproduktionsräume dar. Daher finden auch in den mündungsnahen Bereichen dieser Gewässer (Dorfbach, Liechtensteiner Binnenkanal) Befischungen statt.

4.1 Artenspektrum

Im Rahmen der fischökologischen Erhebungen werden insgesamt 12 Fischarten im Untersuchungsgebiet dokumentiert, wobei deutliche Veränderungen der Fischfauna im Längsverlauf auftreten. So ist in Diepoldsau bis zum Abschnitt Buchs eine intakte Vernetzung mit dem Bodensee gegeben. Neben den Karpfenartigen Aitel und Hasel werden in diesen Abschnitten auch noch Coregonen/Felchen dokumentiert, die im Herbst im Zuge ihrer Laichwanderungen aus dem Bodensee in den Alpenrhein gefangen werden (vgl. auch Ruhlé & Kindle, 1994).

Die Buchser Schwelle stellt dabei für Felchen und andere schwimmschwächere Fischarten ein wesentliches Migrationshindernis dar (vgl. auch Eberstaller et al., 1997). Im Abschnitt „Buchs“ unmittelbar flussab der Schwelle wird daher die größte Artenzahl dokumentiert.

Tab. 4.1: Artenspektrum der Untersuchungsabschnitte.

Art	latein. Name	Mastrils	Ragaz	Buchs	Diepoldsau	LBK
Aitel/Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>			X		
Bachforelle	<i>Salmo trutta f.f.</i>	X	X	X		X
Elritze/Pfrille	<i>Phoxinus phoxinus</i>	X (Dorfb.)		X		
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>				X	X
Koppe/Groppe	<i>Cottus gobio</i>	X	X	X		X
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	X	X	X	X	X
Felchen	<i>Coregonus sp.</i>			X	X	
Rotaug	<i>Rutilus rutilus</i>					X
Schmerle/Bartgrundel	<i>Barbatula barbatula</i>	X (Dorfb.)				
Seeforelle	<i>Salmo trutta f.l.</i>	X	X	X	X	
Strömer	<i>Leuciscus souffia agassizi</i>	X	X	X		
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	X	X	X	X	X
Artenzahl		8	6	9	5	6

Flussauf der Buchser Schwelle liegt der Schwerpunkt in der Fischvergesellschaftung auf rhithralen Elementen. Neben der dominierenden Bachforelle sind dies vor allem Koppe und Regenbogenforelle. Die Koppe, die abschnittsweise häufig auftritt, wird nur in Diepoldsau nicht nachgewiesen, da der unmittelbare Blockwurf hier aus methodischen Gründen nicht befischt wird. Auch in diesem Abschnitt ist aber ein „mäßig häufiges“ Vorkommen dieser höhlenbewohnenden Fischart belegt (vgl. Eberstaller et al., 1997).

Neben Bach- und Regenbogenforelle werden auch Seeforelle und Äsche in allen Abschnitten gefangen. Dies ist umso bemerkenswerter, da gerade für die Äsche als Leitfischart der Äschenregion bereits für den noch relativ naturnahen Alpenrhein (um 1850) nur relativ geringe Dichten angegeben wurden (Lauterborn, 1916). Auch für die zum Laichen einwandernde Seeforelle sind nur vergleichsweise geringe Dichten im Alpenrhein anzunehmen. Trotz der Konzentration auf die Bereiche entlang der Kiesbänke zeigt der konstante Nachweis dieser beiden Arten, dass im Rahmen vorliegender Erhebungen zwar eine Erfassung der Gesamtbestände im Alpenrhein nicht möglich ist, die Bestände in den untersuchten Uferzonen aber gut erfasst werden.

Der Strömer, ein weiterer typischer Vertreter der Äschenregion, wird ebenfalls häufig belegt.

Die höhere Artenzahl in Mastrils gegenüber Bad Ragaz ist neben der naturnäheren Morphologie auf den einmündenden Dorfbach zurückzuführen, in dem die Elritze und die Schmerle/Bartgrundel belegt werden. Letztere wird dabei ausschließlich im Dorfbach nachgewiesen. 10 der insgesamt 12 Arten werden im Hauptstrom des Alpenrheins belegt. Das Rotaug hingegen wird im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals dokumentiert. Damit gelingt der Erstnachweis dieser Art im Liechtensteiner Binnenkanal.

Im Alpenrhein selbst ist dieser Cyprinide im Mittellauf nicht mehr dokumentiert (Eberstaller et al., 1997)



Abb. 4.1: Im Rahmen der Untersuchung gefangene Seeforelle

4.2 Methodik

Die Elektrofischungen umfassen aufgrund der Fragestellung vor allem die Bereiche entlang der Kiesbänke, da hier die größten Veränderungen durch den Schwallfluss auftreten. Weiteren Schwerpunkt bilden die Hinterwasser- und Buchtbereiche, die oftmals bei Schwall trockenfallen. Andere Uferstrukturen, vor allem Blockwurfufer, werden nur im Nahbereich der Kiesbänke befischt. Die Prallufer und die Strommitte, die weitgehend als tiefer Rinner ausgebildet ist, werden nicht in die Erhebungen einbezogen. Neben den Erhebungen im Alpenrhein finden auch Befischungen in zwei Zuflüssen, nämlich im Dorfbach, einem Zubringer in den Mastrilser Auen, und im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals statt.

Die Elektrofischungen in den Uferzonen der Kiesbänke sowie in den Nebengewässern werden einerseits mit Elektrofangboot andererseits mittels Rückenaggregaten durchgeführt. Bei der Elektro-Befischung werden Fische im Wirkungsbereich des im Wasser aufgebauten Gleichstromfeldes von der Anode (Fangpol) angezogen (Galvanotaxis) und in ihrem Nahbereich betäubt (Galvanonarkose). Die so betäubten Fische werden gekeschert, nach ihrer Artzugehörigkeit bestimmt, gemessen, gewogen und anschließend wieder rückversetzt. Es sei darauf hingewiesen, dass Elektrofischungen

sowohl größen- als auch artenselektiv wirken. Besonders Kleinfischarten (z.B. die Koppe) und Jugendstadien bleiben dabei unterrepräsentiert.

Die Befischung entlang der Kiesbänke erfolgt mit dem mittleren Elektrofangboot der Abt. f. Hydrobiologie (20 PS, 5 kW, siehe Abb.4.2). Dabei wird ein 3 m breites Gleichstromfeld mittels einem vor dem Boot montierten, 1,5 m breiten Rechen mit 7 Anoden aufgebaut. Die Kathoden sind am Heck des Bootes befestigt.



Abb. 4.2: Befischung entlang der Kiesbänke mit dem mittleren E-Fangboot

Bei der Befischung entlang der Kiesbänke werden „ufernahe“ sowie „versetzte“ Abschnitte mit Tiefen bis zu 1,5 m unterschieden. Flachere Uferzonen (Tiefe $<0,4$ m) werden mit der Polstange befischt (Abb.4.3). Hier kommt das E-Boot nur in den tieferen, sogenannten versetzten Bereichen zum Einsatz. In den steileren Uferzonen kann mit dem E-Boot bis zur Wasseranslagszone („ufernahe“) befischt werden. Prinzipiell erfolgt die Befischung mit dem Boot in Fließrichtung.

Die flachen Uferzonen flussauf der Kiesbänke und die Zuflüsse werden mit Rückenaggregaten (Fa. Efko, 1,5 kW) befischt. Die Befischung erfolgt hier gegen die Fließrichtung.

Aufgrund der gleichmäßigen großen Wassertiefen kommt in der Internationalen Rheinstrecke („Diepoldsau“) das große Elektrofangboot der JFV St. Gallen zum Einsatz,

wobei hier der Rechen 2 m breit ist und auch die Fangbreite der befisheten Streifen entsprechend größer ist.



Abb. 4.3: Watende Befischung der flacheren Uferzonen mit der Polstange



Abb. 4.4: Befischung der Internationalen Rheinstrecke mit dem großen Elektrofangboot der Jagd- und Fischereiverwaltung St. Gallen

Der Fischbestand wird durch die Zahl der gefangenen Individuen und den jeweiligen Fangenerfolg berechnet. Die Fischbiomasse wird dabei über artspezifische Längen-Gewichtsregressionen bestimmt. Strecken gleicher Strukturierung werden gewichtet nach

ihrem Flächenanteil zusammengefasst. Zwecks Vergleichbarkeit einzelner Flussabschnitte werden Dichte und Biomasse aller Teststrecken bezogen auf 100 m Flusslänge bzw. 1 ha Wasserfläche angegeben. Aufgrund der Konzentration der fischökologischen Erhebungen auf die Uferzone (v.a. Kiesbänke) ist eine Berechnung des Gesamtbestandes im gesamten Alpenrhein nicht möglich. Bestandesdaten in einzelnen Abschnitten beziehen sich ausschließlich auf die Uferzone.

Der Populationsaufbau einzelner Arten wird in Form von Längenfrequenzdiagrammen dargestellt. Die Längen sind dazu in Klassen mit einer Breite von 5 bzw. 10 mm eingeteilt.

Um die jahreszeitliche Entwicklung der Fischbestände zu erfassen, finden insgesamt Erhebungen an 3 saisonalen Terminen statt. Dabei wird aufgrund der Fragestellung vermehrt Augenmerk auf die Juvenilstadien gelegt.

Neben der saisonalen Entwicklung wird auch auf schwallbedingte Veränderungen der Fischverteilung eingegangen. Dabei werden die gleichen Strecken an jedem Termin sowohl in Sunk- als auch während Schwallphasen befischt, um Aussagen über das Verhalten der Fische während der sich ändernden, abiotischen Verhältnisse zu erhalten. Zusätzlich wird im August 2000 im Abschnitt Mastrils eine Nachtbefischung unmittelbar vor dem Einsetzen des Sunkes (Beginn Abflussrückgang) durchgeführt, um Aussagen über ein mögliches „switchen“ der Fische in den Nachstunden in die Wasserwechselzone zu erhalten.

Für spezielle Fragestellungen betreffend des Verhaltens während Sunk bzw. Schwall (Nahrungsaufnahme) werden an ausgewählten Terminen und Abschnitten von Einzelindividuen Magenanalysen entnommen. Der Konditionsfaktor wird dabei mit der Formel

$$K = G * L^{-3} * 100.000$$

mit

G...Gewicht in Gramm

L...Länge in Millimeter

berechnet.

4.3 Artenverteilung und Fischbestände im Alpenrhein und in den 4 Abschnitten

Die Befischungen am Alpenrhein finden im Herbst vom 26.-29.10.1999, im Februar (20.-22.2.2000) und im August (21.-22.8.2000) statt. Dabei werden in den 4 Abschnitten insgesamt 152 Strecken befischt (siehe Tab. 4.2).

Tab 4.2: Anzahl der Befischungstrecken an den einzelnen Terminen

	Okt.99	Feb.00	Aug.00
Mastrils	13	8	9
Bad Ragaz	17	17	12
Buchs	27	25	15
Diepoldsau	9		
Gesamt	66	50	36

Bei den Befischungen im Alpenrhein werden an den drei Terminen insgesamt 963 Individuen aus 11 Arten gefangen. Dominiert wird die Artenverteilung von der Koppe als häufigste Art (über 40 %, siehe Abb. 4.5). Zweithäufigste Art ist die Bachforelle. Sie erreicht einen Anteil von fast 32 %.

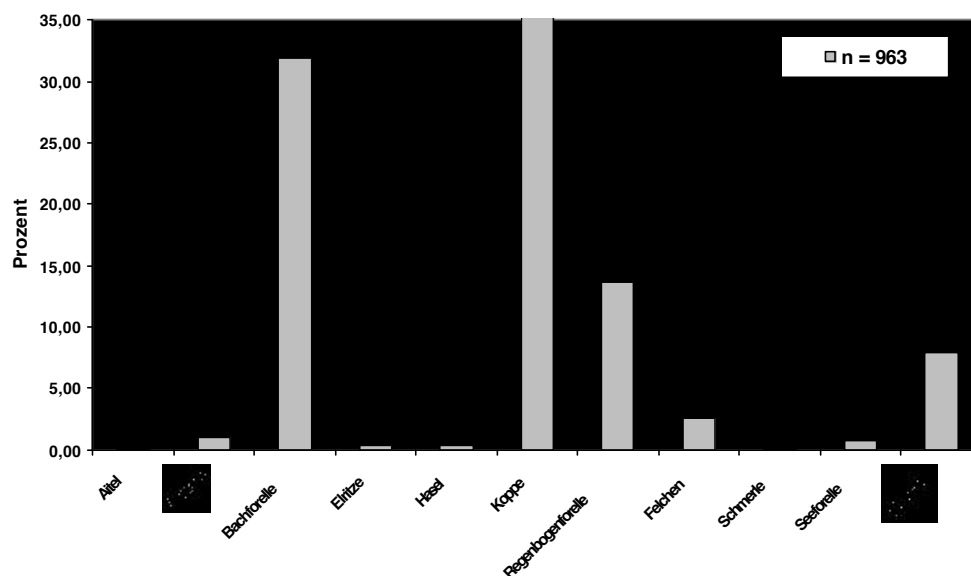


Abb. 4.5: Prozentuelle Artenverteilung aller im Rahmen der Studie im Alpenrhein gefangenen Individuen.

Weitere prägende Elemente der Fischvergesellschaftung sind Regenbogenforelle und Strömer, die einen Anteil von 13,7% bzw. 8% aufweisen. Seeforelle und Äsche werden regelmäßig gefangen und erreichen Anteil von jeweils knapp 2%. Dieser Anteil entspricht

in etwa den Erwartungen und belegt die gute Erfassung des Fischbestandes entlang der Kiesbänke.

Alle anderen Arten sind deutlich geringer vertreten. Einen überraschend hohen Anteil weisen die Felchen auf, die im Zuge ihrer Laichwanderungen bis zur Schwelle Buchs dokumentiert werden. Flussauf ist diese Art nicht mehr vorzufinden.

4.3.1 Mastrils

Als am ehesten dem gewässertypischen Alpenrhein entsprechender Abschnitt weist Mastrils die heterogenste Flussbettausformung auf. Neben Flusskrümmungen und Verzweigungen liegen hier auch 3 kleine, naturnahe Zubringer mit niveaugleicher Mündung. Im Oberlauf des Alpenrheins gelegen, ist dieser Abschnitt dem Metarhithral (Untere Forelleregion) zuzuordnen.

Im Hauptfluss dominiert erwartungsgemäß die Bachforelle, die einen Anteil von 60% aufweist. Die Koppe erreicht methodisch bedingt trotz hohem Bestand nur einen Anteil von 20%. Die Regenbogenforelle besitzt in Mastrils einen Anteil von 13%. Zwei andere Arten, die typische Vertreter des Hyporhithrals sind, Äsche und Strömer, werden in Mastrils in geringerer Anzahl nachgewiesen.

Im Mündungsabschnitt des Dorfbaches werden zudem die Elritze und die Schmerle, die in keinem anderen Abschnitt belegt werden kann, nachgewiesen (Abb. 4.6). Das im Unterlauf weitgehend naturnahe Gerinne stellt auch für die Bachforelle einen wichtigen Lebensraum dar. So dominiert diese Art mit über 65% deutlich, die Regenbogenforelle liegt unter 10%.

Mit insgesamt 8 nachgewiesenen Arten unterstreicht dieses Ergebnis die fischökologische Bedeutung des Referenzabschnittes Mastrils.

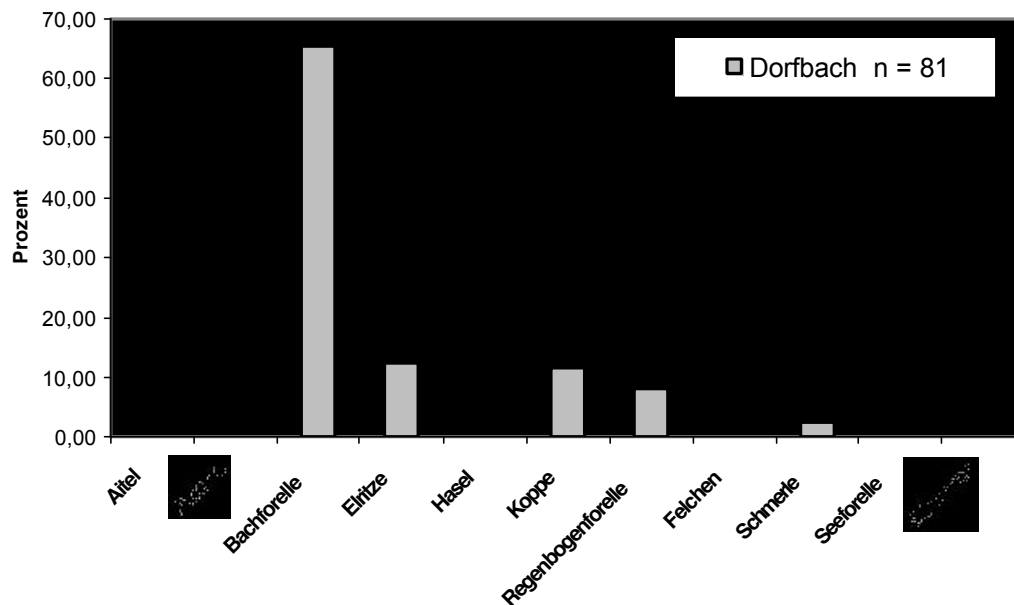


Abb. 4.6: Artenverteilung aller gefangenen Individuen im Dorfbach (Feb. und Aug. 2000)

4.3.1.1 Saisonale Veränderung der Artenverteilung

Bachforelle und Koppe dominieren an allen drei Terminen (Oktober, Februar und August) den Fischbestand in diesem Abschnitt, wobei sich deren Anteile im saisonalen Verlauf stark verändern (siehe Abb. 4.7). Im Oktober 1999 ist die Bachforelle mit über 60% die klar häufigste Art. Dabei handelt es sich vorrangig um einsömmrige Individuen mit einer Länge zwischen 70 und 110 mm. Größere Individuen sind bei allen Terminen nur in geringer Zahl nachzuweisen, was aber zu einem wesentlichen Teil auf die Befischung entlang der Kiesbänke zurückzuführen ist. In den Blockwurfstrecken entlang der Prallufer ist ein deutlich größerer Anteil adulter Individuen zu vermuten. Die Koppe erreicht im Herbst knapp 20%.

Im Februar kommt es zu einer gravierenden Änderung in den Dominanzverhältnissen. Die Koppe ist mit fast 70% deutlich häufiger vertreten als die Bachforelle mit 25%. Dies beruht aber vor allem auf den starken Rückgang der Bachforelle (siehe Abb. 4.8). So sinken die Fangzahlen der Bachforelle von 583 Individuen auf 34 Exemplare im Februar.

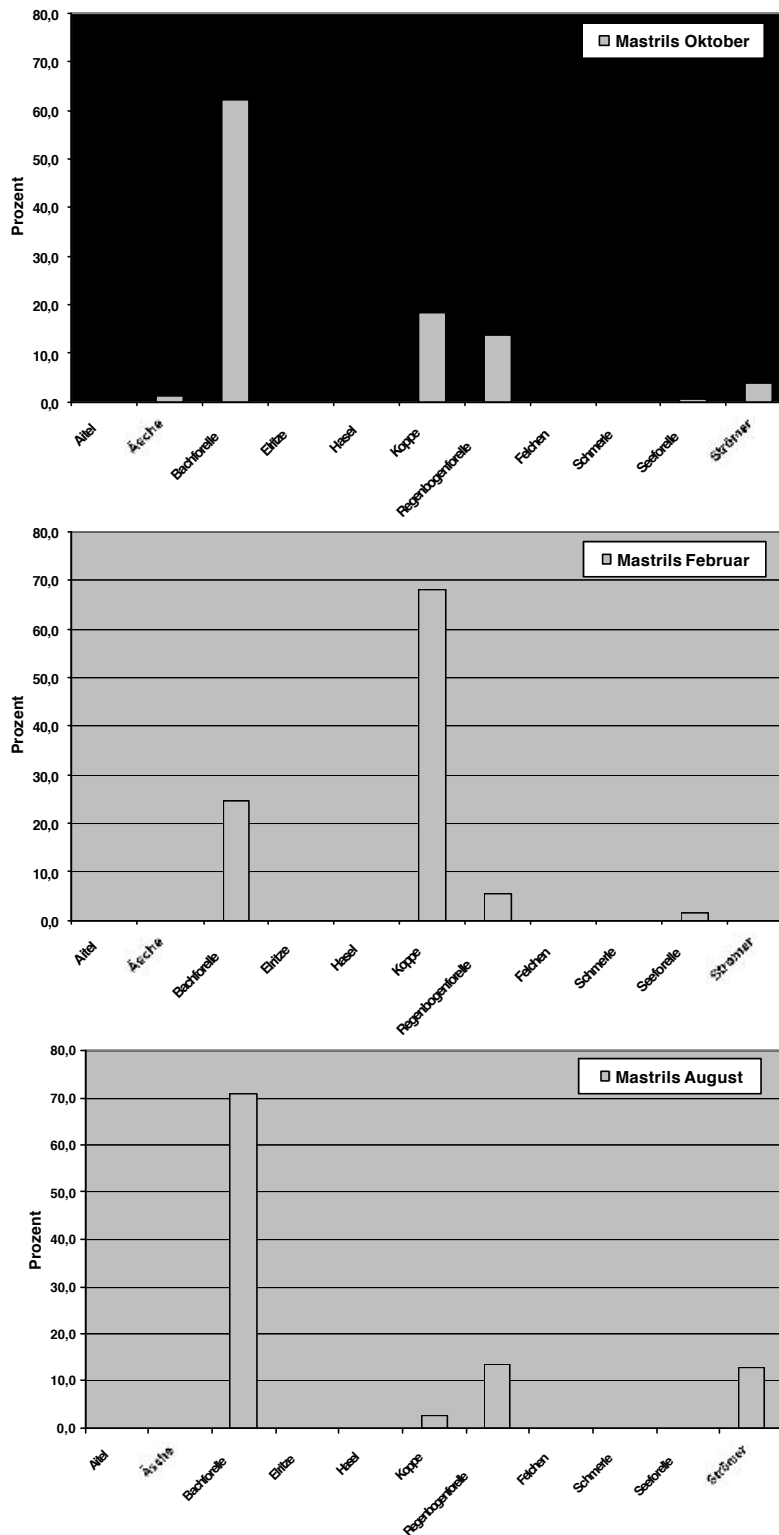


Abb. 4.7 Artenverteilungen im Abschnitt Mastrils an den 3 Befischungsterminen

Diese Abnahme ist sicherlich teilweise methodisch bedingt auf die geringere Aktivität der Fische und das Aufsuchen tieferer Gewässerbereiche im Winter zurückzuführen. Möglicherweise zeigt dies jedoch auch die stattfindende Ausdünnung vor allem des Bestandes der einjährigen Fische durch das Trockenfallen bei Sunk an. Im August steigt

der Anteil der Bachforelle auf über 70%, was aber vor allem auf das häufige Auftreten von einsömmrigen Individuen beruht. Diese dürften großteils aus dem Besatz im Juli stammen. Die Koppe sinkt aufgrund der schlechten Sichtigkeit an diesem Termin auf unter 5% am Gesamtbestand (methodisch bedingt).

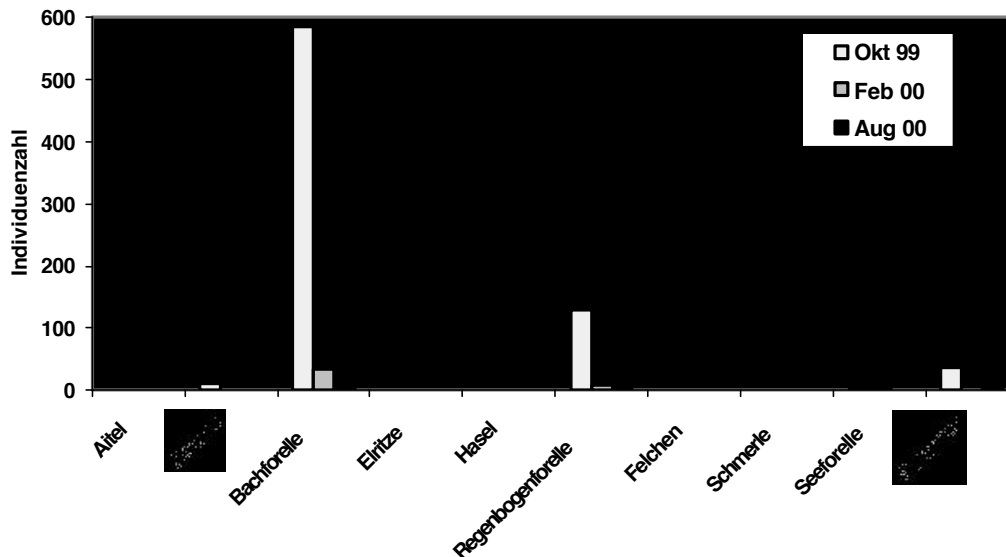


Abb. 4.8: Nachgewiesene Individuenzahlen der einzelnen Arten an den 3 Terminen (ohne Koppe)

Neben der Bachforelle und Koppe tritt die Regenbogenforelle im Herbst und Sommer mit jeweils um 15% verstärkt auf. Ihr Anteil sinkt wie jener der Bachforelle im Februar deutlich ab (6%). Der Strömer ist vor allem im August mit 12% häufiger belegt. Im Winter kann er methodisch bedingt nicht nachgewiesen werden.

Die Seeforelle wird im Rahmen ihrer Laichwanderung sowohl im Oktober als auch im Februar nachgewiesen. Im August ist sie nicht belegt. Wie die Aufstiegsergebnisse an der FAH Reichenau zeigen, halten sich zu dieser Zeit nur wenige adulten Exemplare im Oberlauf des Alpenrheins auf (mündl. Mitt., Ackermann; vgl. auch Ruhlé und Kindle, 1993).

Die Veränderungen im Bestand der Bachforelle im Jahresverlauf wird auch bei Betrachtung des Populationsaufbaus anhand der Längenfrequenzdiagramme deutlich (vgl. Abb. 4.9).

Im Oktober dominieren die Längensklassen von 65 bis 120 mm. Zudem werden einige Exemplare zwischen 130 und 160 mm Länge belegt. Ältere Individuen werden entlang der Kiesbänke in geringerer Anzahl nachgewiesen.

Im Februar fehlt diese Größenklasse (> 160 mm) bis auf 2 Exemplare vollständig. Der Anteil einjähriger Fische ist jedoch ebenfalls stark reduziert. Gleichzeitig werden an diesem Termin aber auch erstmals Forellenlarven mit einer Größe zwischen 25 und 30 mm dokumentiert. Da diese ausschließlich im unmittelbaren Nahbereich zur Dorfbachmündung sowie an einer flachen, angeströmten Kiesbank einige hundert Meter unterhalb der Dorfbachmündung gefangen werden, dürften diese Individuen aus den Zubringern stammen (siehe unten).

Im August dominieren wiederum einsömmrige Jungfische (Sömmerringe) der Größenklasse von 55 bis 105 mm, die primär aus dem Besatz vom Juli stammen dürften. Ältere Individuen mit Längen zwischen 145 und 245 mm treten mit ähnlicher Häufigkeit wie im Oktober auf. Individuen zwischen 110 und 145 mm fehlen völlig.

Im Dorfbach werden sowohl im Februar als auch im August juvenile Bachforellen in relativ großen Stückzahlen belegt (siehe Abb. 4.10). Befischungen und Beobachtungen des Jagd- und Fischereiinspektorates Graubünden im Dorfbach dokumentieren ebenfalls die in der Literatur vielfach angeführte große Bedeutung der Grundwasser gespeisten Zubringer, „Giessen“, für die Reproduktion der Fischbestände des Alpenrheins. Wie die Erbrütungsversuche mit den modifizierten Vibertkästen zeigen, schlüpfen die Larven im Dorfbach aufgrund der im Winter deutlich höheren Temperatur (um 8°C gegenüber $3-6^{\circ}\text{C}$ im Rhein) bereits im Februar. Dies deckt sich auch mit den im Februar im Dorfbach dokumentierten Bachforellen mit Längen zwischen 30 und 45 mm. Im Alpenrhein würden die Jungfische aufgrund der langsameren Larvalentwicklung hingegen erst Mitte März schlüpfen. Dieser Startvorteil der in den Giessen geschlüpften Bachforellen dürfte neben den generellen besseren Reproduktionsbedingungen eine weitere Ursache für die große Bedeutung der Giessen für die Bachforellenpopulationen darstellen.

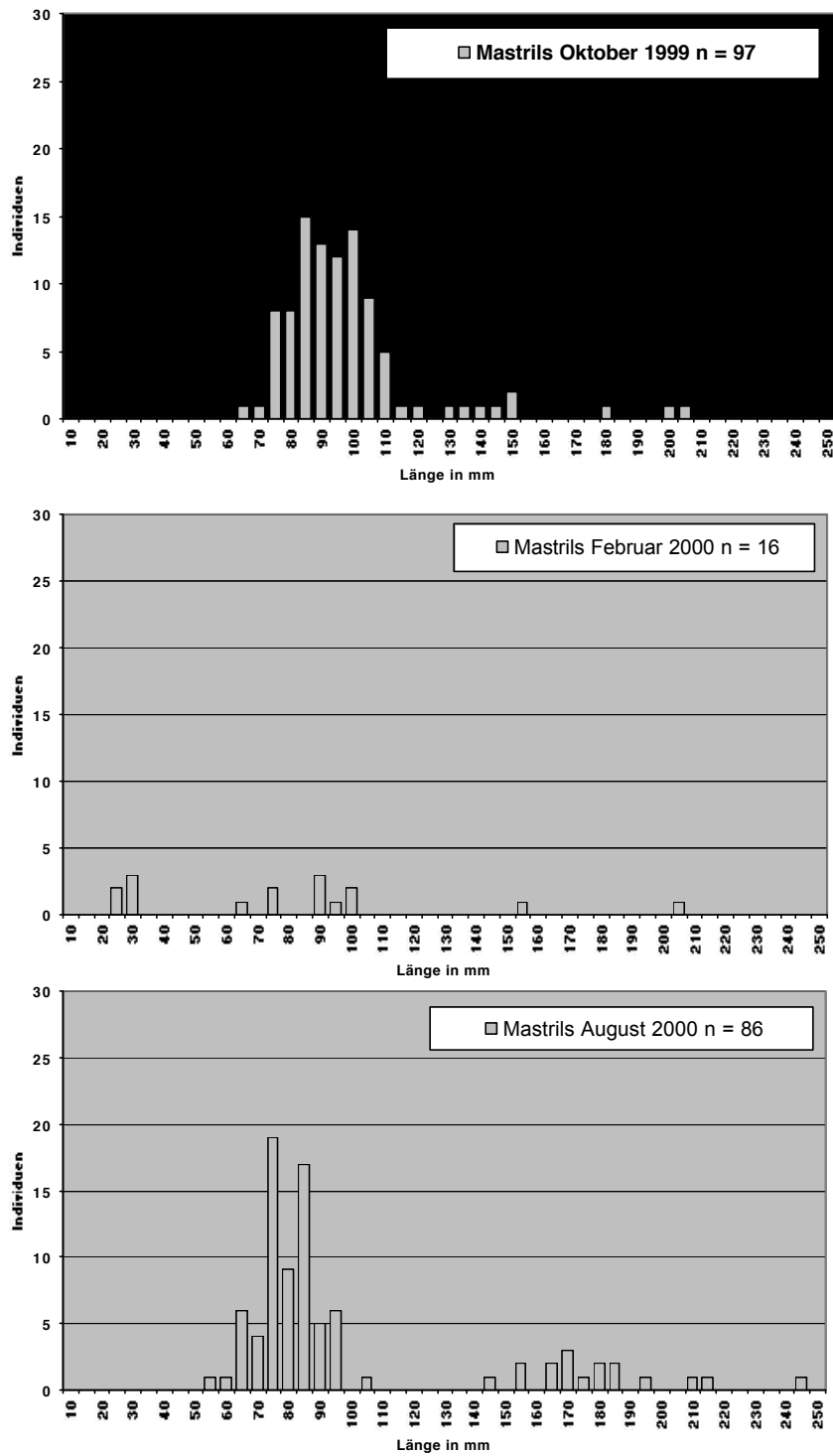


Abb. 4.9: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im Abschnitt Mastrils an den 3 Befischungsterminen.

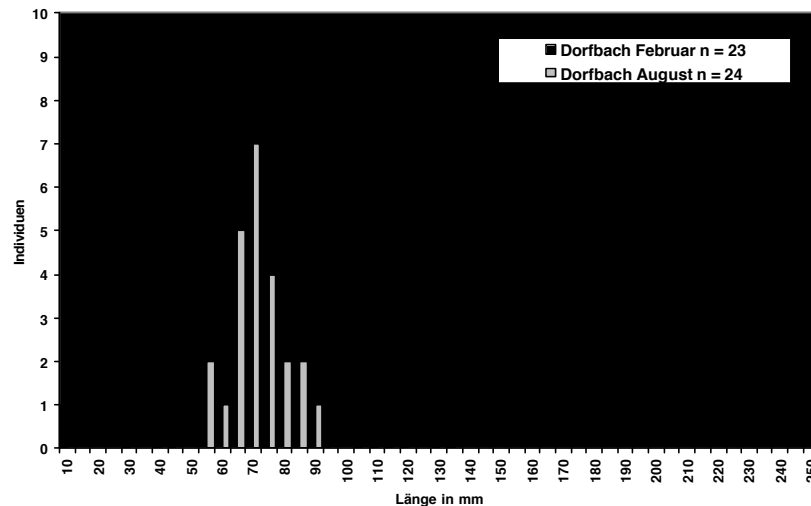


Abb 4.10: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im Dorfbach.

Neben den Larven werden im Februar in diesem Abschnitt auch einjährige Individuen der Bachforelle belegt, wobei 2 Gruppen mit Längen von 75 bis 95 mm bzw. 105 bis 135 mm Länge zu erkennen sind. Da die erste Gruppe mit den im Alpenrhein dokumentierten Längen einjähriger Fische übereinstimmt, könnten die 2. Gruppe möglicherweise aus im Dorfbach früher geschlüpften und damit größeren Individuen bestehen. Diese würden daher aus natürlicher Reproduktion stammen.

Im August zeigt der Populationsaufbau große Ähnlichkeiten mit dem im Alpenrhein. Hier werden ausschließlich Individuen mit einer Länge zwischen 55 und 90 mm gefangen.

Die Regenbogenforelle tritt an allen Terminen im Abschnitt Mastrils auf, wobei im Oktober Fische zwischen 140 und 200 mm Länge dominieren (siehe Abb. 4.11). An diesem Termin treten jedoch auch größere Individuen auf. Im Februar werden hingegen ausschließlich Größenklassen zwischen 170 und 190 mm Länge sowie 2 Individuen mit Längen von 250 mm dokumentiert. Einsömmrige Individuen kleiner 150 mm Länge fehlen völlig. Im August sind hingegen wieder Juvenile zwischen 100 und 165 mm allerdings in geringen Stückzahlen zu erkennen.

Beobachtungen des Jagd- und Fischereinspektorates Graubünden belegen die natürliche Reproduktion der Regenbogenforelle im Mündungsbereich des Dorfbaches bzw. im benachbarten Quellsystem, deren Umfang für den gesamten Oberlauf des Alpenrheins jedoch gering sein dürfte. Da der Besatz mit Regenbogenforellen nur im Unterlauf des Alpenrheins in Vorarlberg erfolgt und Zuwanderung nach Mastrils nur in geringen Stückzahlen, wenn überhaupt, anzunehmen ist, dürfte der geringe Anteil der

Regenbogenforelle daher auf fehlende Reproduktion dieser Art im Oberlauf des Alpenrheins selbst hindeuten (vgl. auch Kap. 5).

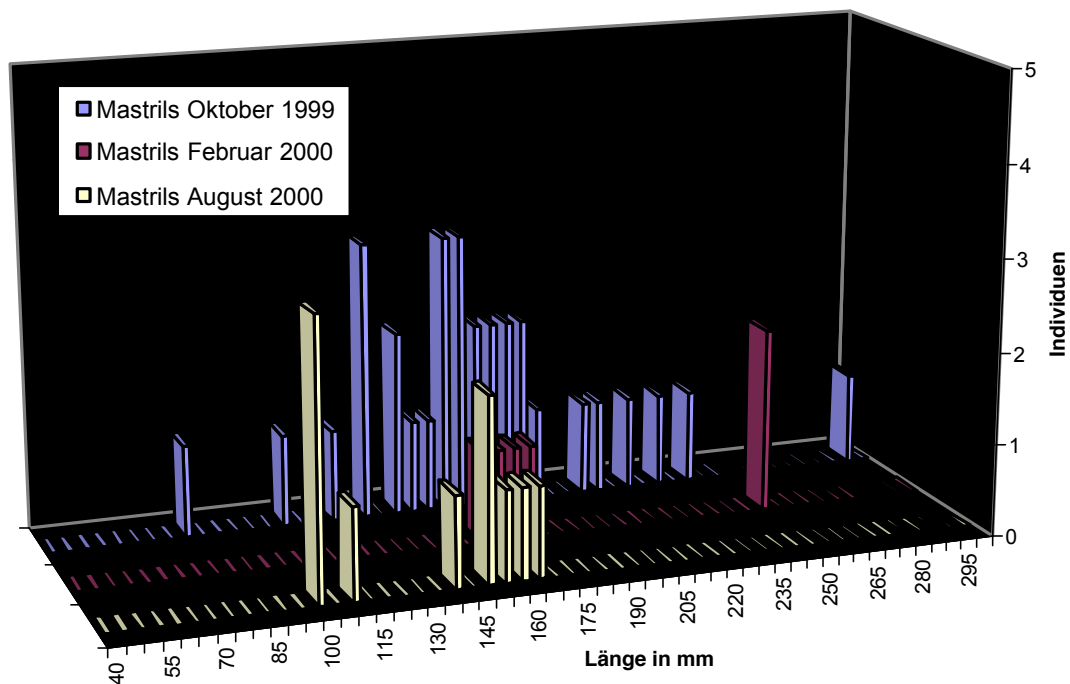


Abb. 4.11: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle im Abschnitt Mastrils.

4.3.1.2 Bestand in den Mesohabitaten im Abschnitt Mastrils

Die Uferbereiche im morphologisch sehr heterogen ausgeformten Abschnitt Mastrils lassen sich in mehrere, deutlich divergierende Mesohabitats unterteilen. Einerseits finden sich steile Kiesbänke, die durchwegs auch ufernahe höhere Fließgeschwindigkeiten aufweisen. Vor allem im Bereich der Dorfbachmündung im unteren Bereich einer langen, steilen Kiesbank tritt teilweise Erosion auf. Hier bewirken ins Gewässer gefallene, größere Bäume entsprechende Uferstrukturierung. Vor allem die Bachforelle, die hohe Ansprüche bezüglich der Strukturausstattung ihres Lebensraums stellt, sucht diese Bereiche bevorzugt auf.

Weiters lassen sich die Uferzonen in flache Kiesbänke mit deutlich geringerer Strömung als steile Bänke, Hinterrinner, Buchbereiche mit teilweise sandigen Feinsedimentauflagen sowie Zubringer differenzieren. Letztere umfassen das Gewässersystem des Dorfbaches, die benachbarten Quelle und die Cosenz.

In allen Teillebensräumen dominiert die Bachforelle die Artenverteilungen mit 55 bis 65% (siehe Abb. 4.12). Einzig entlang der flachen Kiesbänke erreicht sie nur einen Anteil von

35% und liegt damit nur knapp vor Koppe und Regenbogenforelle. Während Erstgenannte ca. 30% erreicht, liegt die Regenbogenforelle knapp über 20 Prozentpunkte.

Insgesamt schwanken die Anteile der Regenbogenforelle zwischen 9 und 22%, wobei das Minimum im Dorfbach erreicht wird, das Maximum hingegen an der schon vorhin genannten flachen Kiesbank.

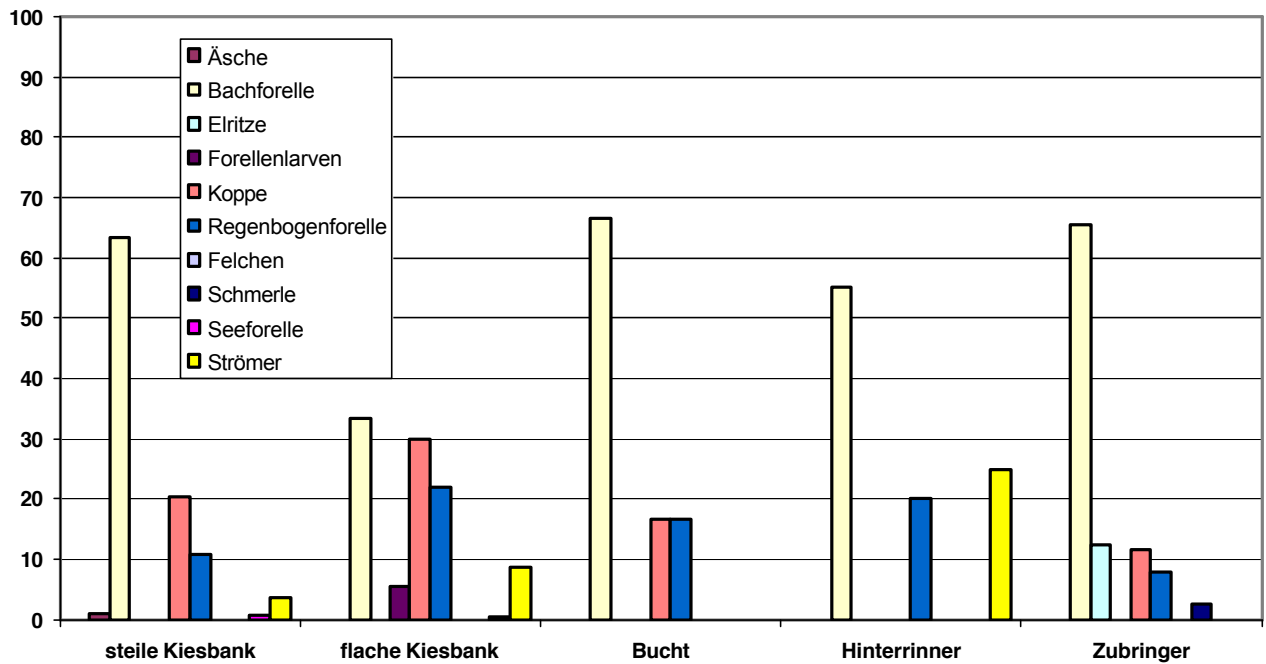


Abb 4.12: Artenverteilungen in dem Mesohabitaten des Abschnittes Mastrils.

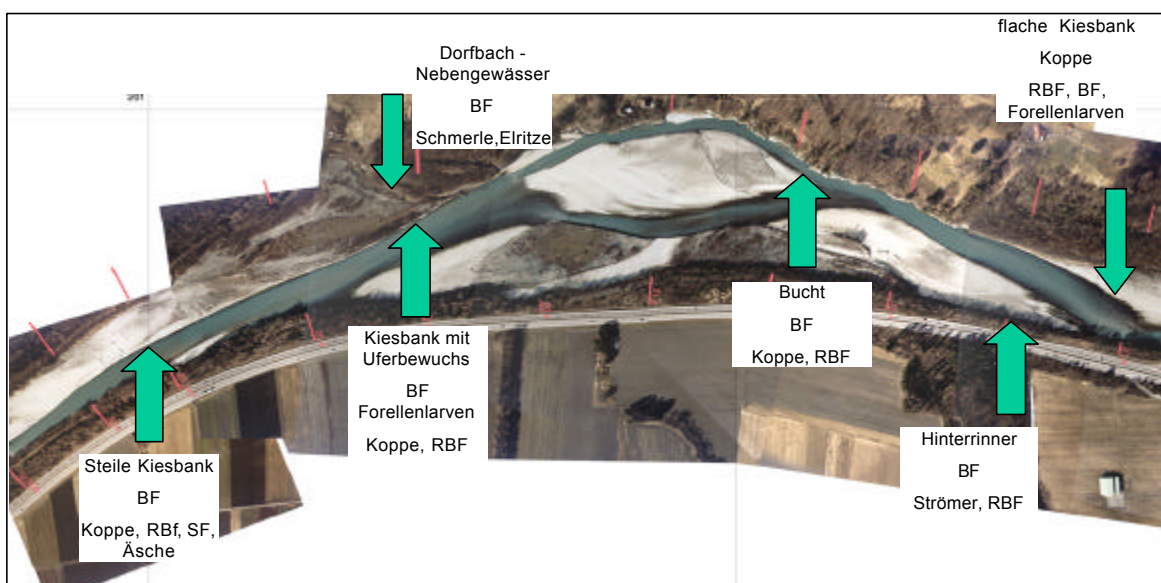


Abb. 4.13: Fischartenvorkommen in den Mesohabitaten des Abschnittes Mastrils (BF...Bachforelle, SF...Seeforelle, RBF...Regenbogenforelle).

Entlang der steileren Kiesbänke werden auch die Äsche und 3 Seeforellen nachgewiesen. Letztere wird mit einem Exemplar ebenfalls in einem versetzten Uferstreifen entlang einer flachen Kiesbank belegt.

In den strömungsberuhigten Bereichen der Buchten und Hinterrinner dominiert die Bachforelle ebenfalls. Vor allem im Hinterrinner erreicht aber der Strömer mit ca. 25% seinen höchsten Anteil. Dieser typische Vertreter der Äschenregion wird im gesamten Untersuchungsgebiet bevorzugt in Ruhigwasserbereichen gefangen.

In den Zubringern liegt mit Ausnahme der dominierenden Bachforelle die ausgeglichene Artenverteilung und die größte Artenzahl vor. Aufgrund der Dominanz der Jung- und Kleinfische erreicht das Dorfbachsystem die höchste Individuendichte (siehe Abb. 4.14). Das Durchschnittsgewicht beträgt allerdings nur 7 g pro Fisch.

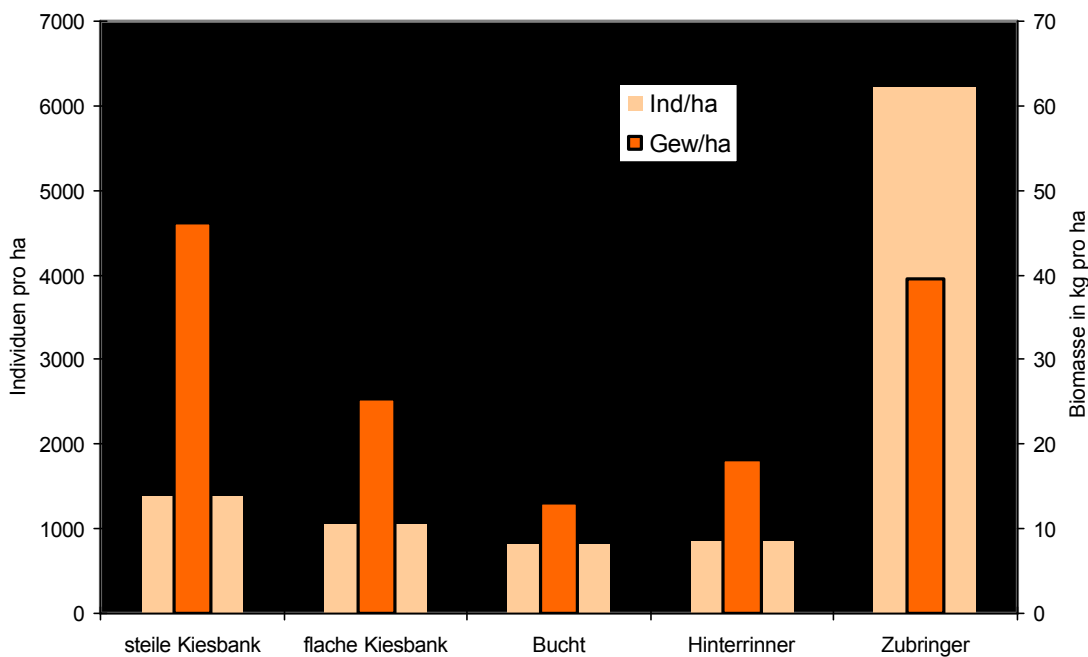


Abb. 4.14: Dichte und Biomassen pro Hektar in den Mesohabitaten des Abschnittes Mastrils.

Demgegenüber treten entlang steiler Kiesbänke die höchsten Bestandeswerte auf. So wird eine Biomasse von 46 kg/ha bei einer Individuendichte von fast 1400 Ind/ha erreicht. Obwohl in diesem Mesohabitat die größten Individuen belegt sind, beträgt das Durchschnittsgewicht auch hier nur bei ca. 30 g. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Individuendichten der Uferbereiche stets deutlich über den Gesamtdichten größerer Flüsse liegen.

Die flach ausgeformte Kiesbank weist dagegen deutlich geringere Bestände auf. Die Dichte liegt bei knapp über 1000 Ind/ha, während die Biomasse ca. 25 kg/ha erreicht.

In den beiden anderen Strukturen, Bucht und Hinterrinner, sinken die Bestandeswerte noch weiter ab. Die Dichten liegen in etwa gleicher Höhe (800 Ind/ha), die Biomasse variiert aber zwischen 13 und 18 kg/ha.

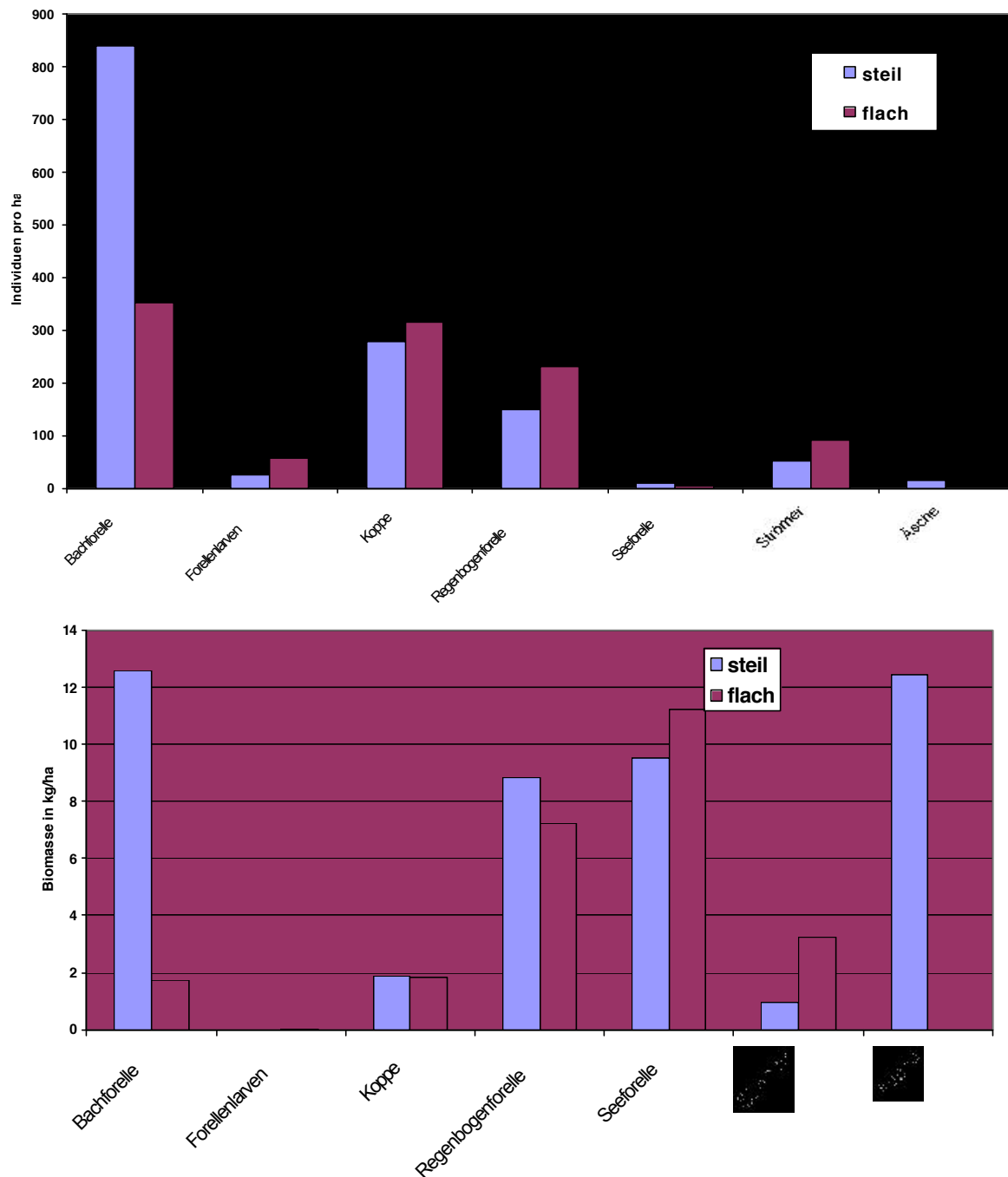


Abb. 4.15: Bestandeswerte pro Hektar der flachen und steilen Kiesbank (oben: Dichte, unten: Biomasse)

Die einzelnen Arten weisen sehr divergierende Bestandesdaten auf, wobei sich zwischen den einzelnen Mesohabitaten vergleichbare Entwicklungen zeigen. Vergleicht man die Bestände der einzelnen Arten an den dominierenden Uferbereichen, den Kiesbänken, zeigt sich, dass fast alle Arten sehr ausgewogene Bestandeswerte in beiden Bereichen aufweisen. Demgegenüber erreicht die Bachforelle entlang der steilen Kiesbänke mit über 800 Ind/ha die mit Abstand größte Dichte. Im Bereich der flachen Kiesbänke sinkt ihre Dichte jedoch deutlich auf 350 Ind./ha ab und liegt damit im Bereich der Koppe (350 Ind/ha) und der Regenbogenforelle (230 Ind/ha), die in beiden Bereichen ähnliche Bestände besitzen (siehe Abb. 4.15). Von der Bachforelle werden dabei vornehmlich Juvenile bzw. Subadulte nachgewiesen.

Dagegen tragen die Regenbogenforelle, aber in noch stärkerem Ausmaß Seeforelle und Äsche trotz ihrer geringen Dichte den Großteil zur Gesamtbiomasse bei. Dies weist darauf hin, dass gerade von den zwei letztgenannten Arten ausschließlich Adulte gefangen werden.

4.3.2 Bad Ragaz

Dieser Abschnitt weist im Gegensatz zum Abschnitt Mastrils massive Einflüsse von Regulierungsmaßnahmen auf. Die Artenzahl sinkt durch das Fehlen von Elritze und Schmerle auf 6 Arten. Trotzdem sind in der Verteilung der Hauptfischarten große Übereinstimmungen mit dem flussaufliegenden naturnahen Abschnitt zu finden.

4.3.2.1 Saisonale Veränderung der Artenverteilung

Im Herbst ist die Bachforelle mit fast 60% die dominierende Art, die damit fast denselben Prozentsatz wie in Mastrils erreicht (siehe Abb. 4.16). Koppe und Regenbogenforelle sind die zweit- und dritthäufigste Art, wobei diese im Herbst mit 15% etwa gleichauf liegen. Der Strömer weist mit 6% einen ähnlichen Anteil wie in Mastrils (5%) auf. Äsche und Seeforelle erreichen etwas höhere Anteile als in Mastrils, wobei ihr Bestand aber in etwa gleich groß ist (siehe Abb. 4.17).

Der Februar zeigt eine deutlich andere Artenverteilung als die beiden restlichen Termine. Hier kommt es zu einer Dominanz der Regenbogenforelle, die über 50% erreicht. Die Koppe sinkt auf 10%. Die Anteile von Äsche und Seeforelle steigen deutlich an und liegen für erstere bei über 10%

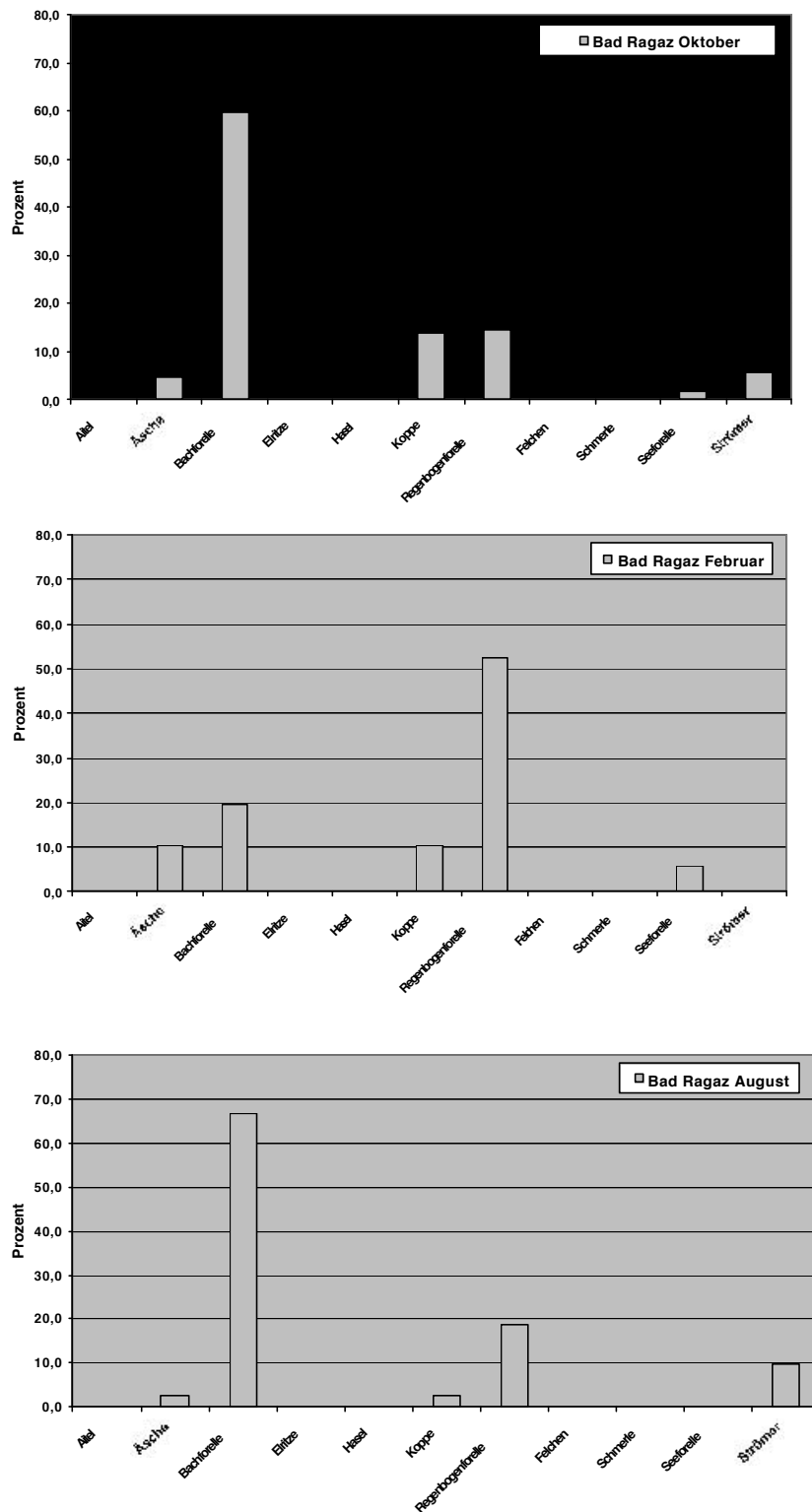


Abb 4.16: Artenverteilung in Abschnitt Bad Ragaz an den 3 Befischungsterminen.

Diese Zunahme ist aber wie in Mastrils auf den starken Rückgang der Bachforelle im Februar auf unter 20% zurückzuführen. Dabei werden im Februar lediglich 3 Individuen im Vergleich zu 136 Bachforellen im Oktober gefangen. Generell sinkt die Gesamtfangzahl von 196 auf 19 Fische.

Im August erreicht die Bachforelle mit über 65% noch höhere Anteile als im Herbst, wobei die Fangzahlen aber mit 45 Individuen deutlich unter jenen im Herbst bleiben. Neben der dominierenden Bachforelle erreicht die Regenbogenforelle mit ca. 19% noch höhere Anteile. Die Koppe sinkt auf unter 5%. Seeforellen sind wie in Mastrils zu dieser Zeit nicht anzutreffen. Die Äsche wird nur in diesem Abschnitt bei allen 3 Terminen nachgewiesen und erreicht mit 4,6% überhaupt den höchsten Anteil aller Abschnitte (Mastrils 0,8%).

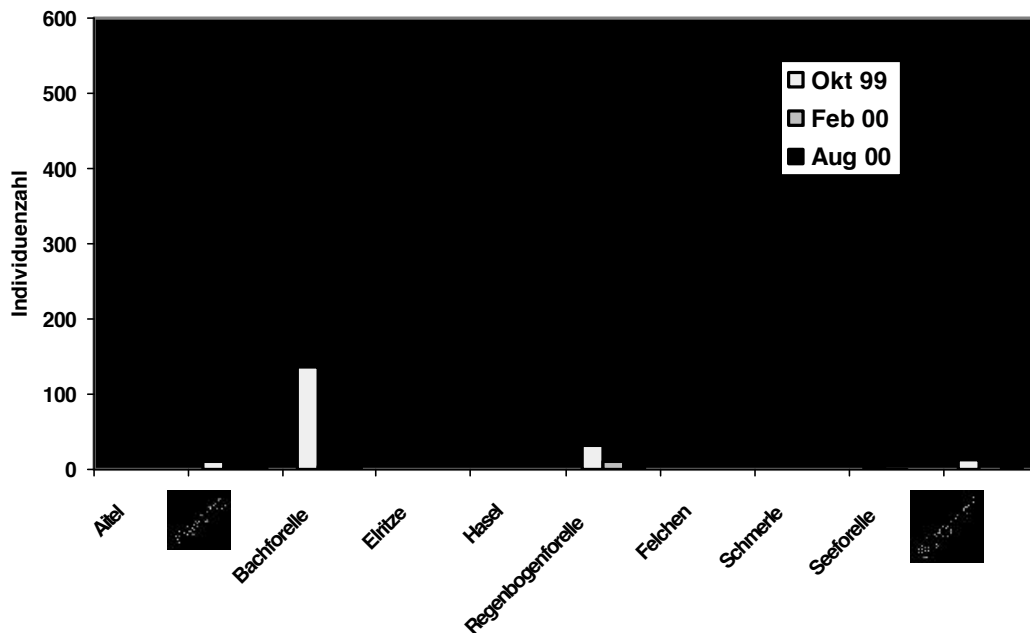


Abb. 4.17: Fangzahlen der Fischarten an den 3 Befischungsterminen im Abschnitt Bad Ragaz.

Nicht nur in den Artenverteilungen, sondern auch im Populationsaufbau der Bachforelle zeigen sich große Übereinstimmungen mit dem Abschnitt Mastrils. So dominiert bei der Herbstbefischung im Oktober der 0+-Jahrgang deutlich, was primär natürlich auf die Konzentration der Befischungsbereiche entlang der Kiesbänke zurückzuführen ist (siehe Abb. 4.18). Der Bestand stammt dabei vermutlich aus den Besatzmaßnahmen mit dieser Altersklasse. Neben diesen juvenilen Individuen (Sömmerlinge) mit einer Länge zwischen 75 und 115mm treten nur insgesamt 6 ältere Stadien bis 170 mm Länge auf (vgl. Mastrils).

Im Februar können nur insgesamt 3 Individuen in diesem Abschnitt gefangen werden. Neben 2 einjährigen Individuen wird nur eine Bachforelle mit 180 mm belegt.

Wie in Mastrils dominieren im August wieder 0+-Stadien, die vermutlich großteils aus dem diesjährigen Besatz ein Monat zuvor stammen. Weiters werden 4 Individuen mit Längen von 150-160 mm und 2 größere Bachforellen dokumentiert, die die 2- und 3-sömmerigen Jahrgänge repräsentieren dürften

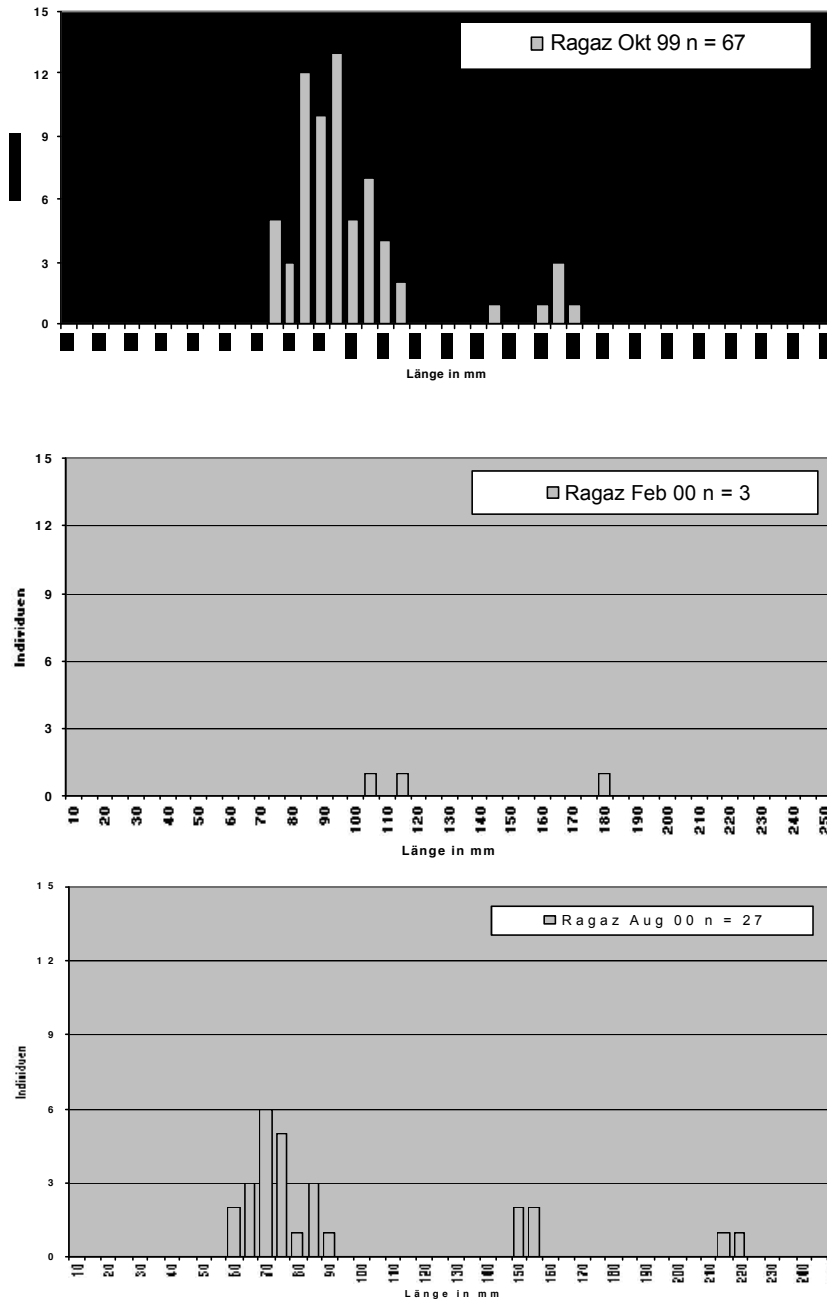


Abb 4.18: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle an den 3 Befischungsterminen im Abschnitt Bad Ragaz.

Die Population der Regenbogenforelle wird im Gegensatz zu Mastrils in Bad Ragaz an allen Terminen von größeren Individuen dominiert (siehe Abb.4.19). So liegt der Schwerpunkt bei dieser Fischart in den Größen zwischen 200 und 300 mm. Lediglich im Oktober werden auch zwei juvenile Individuen mit 75 und 90 mm dokumentiert.

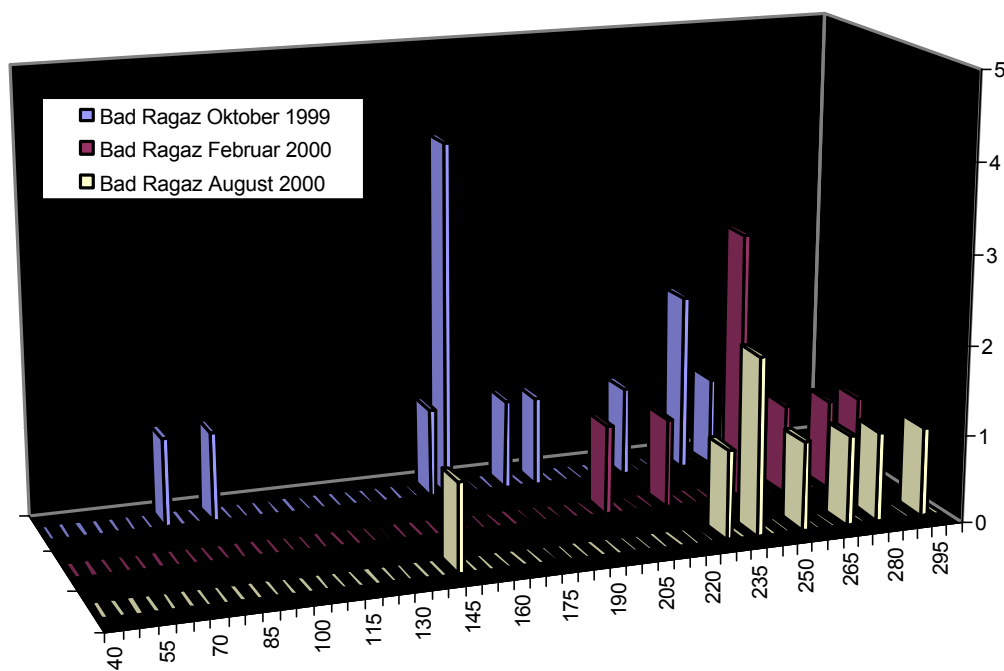


Abb. 4.19: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle im Abschnitt Bad Ragaz.

4.3.2.2 Besiedlung der unterschiedlichen Mesohabitate

Die Kiesbänke in Bad Ragaz zeigen eine deutlich divergierende morphologische Ausformung zu den Abschnitten flussauf und flussab. Im Gegensatz zu Mastrils treten hier die für den regulierten Alpenrhein charakteristischen alternierenden Kiesbänke auf, die sehr einheitliche Ausformung besitzen. Die Riffel zwischen den Kiesbänken liegen parallel zum Flussverlauf, die Hauptströmung verläuft rechtwinklig dazu und trifft vor allem bei Niederwasser direkt auf die Prallufer (siehe Abb. 4.20). Typisch ist der beinahe senkrecht zum Flussverlauf liegende Beginn der Kiesbänke. Hinterrinner im unteren Teil der Kiesbänke fehlen hier im Gegensatz zum Abschnitt Buchs völlig.

Aufgrund der sehr einheitlichen Ausformung der Kiesbänke lassen sich in diesem Abschnitt aus fischökologischer Sicht nur 3 Mesohabitate unterscheiden:

- ?? Bereich oberhalb des Riffels: Ein Flachwasserbereich, der im Vergleich zu Buchs eher kleinräumig ausgebildet ist. Hier fallen bei Sunk große Teile völlig trocken (vgl. Bericht Trübung und Kolmation und Kap. 6). Dieser Bereich weist großteils langsam fließenden/stehenden Charakter auf.

- ?? Oberer Teil der Kiesbänke: In diesem Bereich unterhalb des Riffels liegen die steilsten Bereiche der Kiesbänke. Die Strömungsverhältnisse sind sehr unterschiedlich.
- ?? Unterer Teil der Kiesbänke: In diesem deutlich flacheren Bereich verläuft die Strömung entlang der Kiesbänke, wodurch auch ufernahe Fließgeschwindigkeiten bis 50 cm/s auftreten.

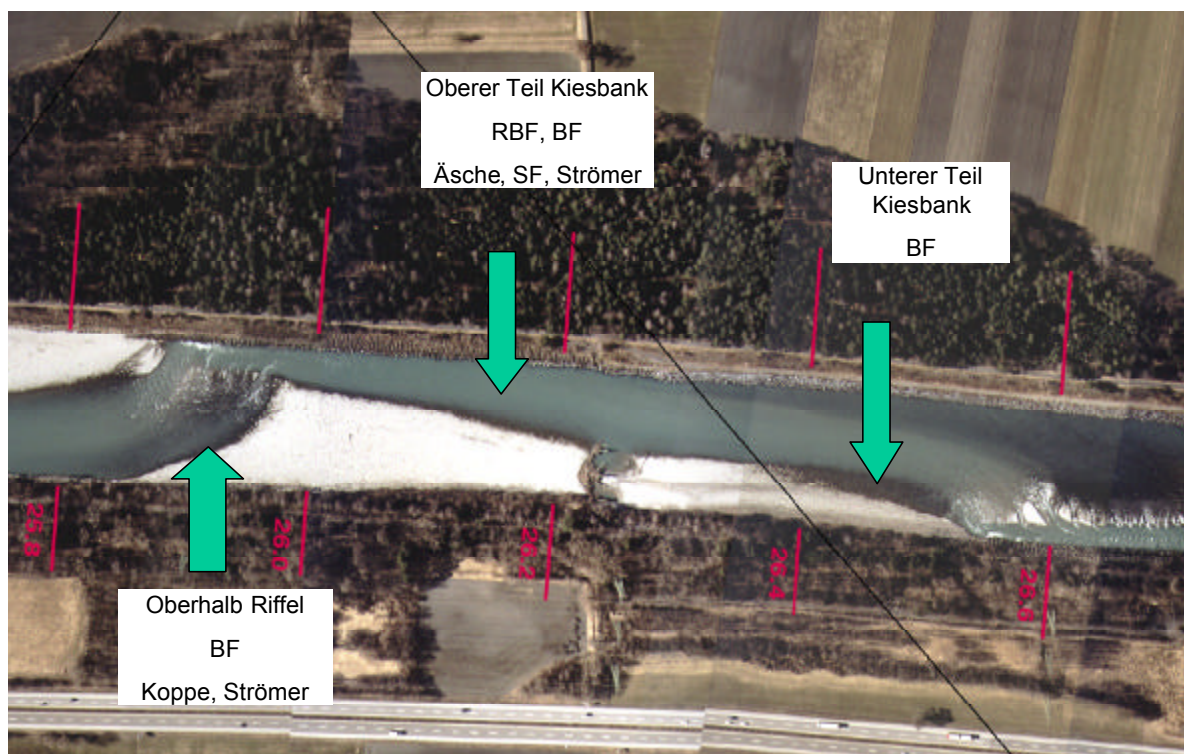


Abb. 4.20: Fischartenvorkommen in den Mesohabitaten des Abschnittes Bad Ragaz (BF...Bachforelle, SF...Seeforelle, RBF...Regenbogenforelle).

Die Bachforelle ist in allen drei Mesohabitaten stark vertreten, wobei sie vor allem oberhalb des Riffels und im unteren Teil der Kiesbank deutlich dominiert (siehe Abb. 4.21). Im ersteren Bereich erreicht sie einen Anteil von über 70%, im Letzteren sogar weit über 90%. Neben Bach- und Regenbogenforelle kommt nur die Koppe in allen drei Mesohabitaten vor. Sie erreicht ihre höchsten Anteile im Flachwasserbereich oberhalb des Riffels mit über 15%, wobei diese bodenorientierte Art nur auf den konstant benetzten Flächen belegt wird. Dies deckt sich mit Literaturangaben, wonach die Koppe in Schwallstrecken sehr stationär bleibt und im Gegensatz zu anderen Arten die Bewegungen der Wasseranschlagszonen bei den wechselnden Wasserständen während Schwallereignisse nicht oder nur in geringem Ausmaß mitmacht (Slavik et al., 2000). Der

Strömer präferiert diesen ruhigen Flachwasserbereich ebenfalls und erreicht hier seinen maximalen Anteil von 9%. Da großräumige Buchtbereiche und Hinterrinnen im Abschnitt Bad Ragaz großteils fehlen, ist der Anteil des Strömers aber generell gering. Neben o.a. Flachwasserbereich wird diese Art in Bad Ragaz lediglich in einer durch einen alten Brückenpfeiler gebildeten Bucht im oberen Teil einer Kiesbank nachgewiesen.

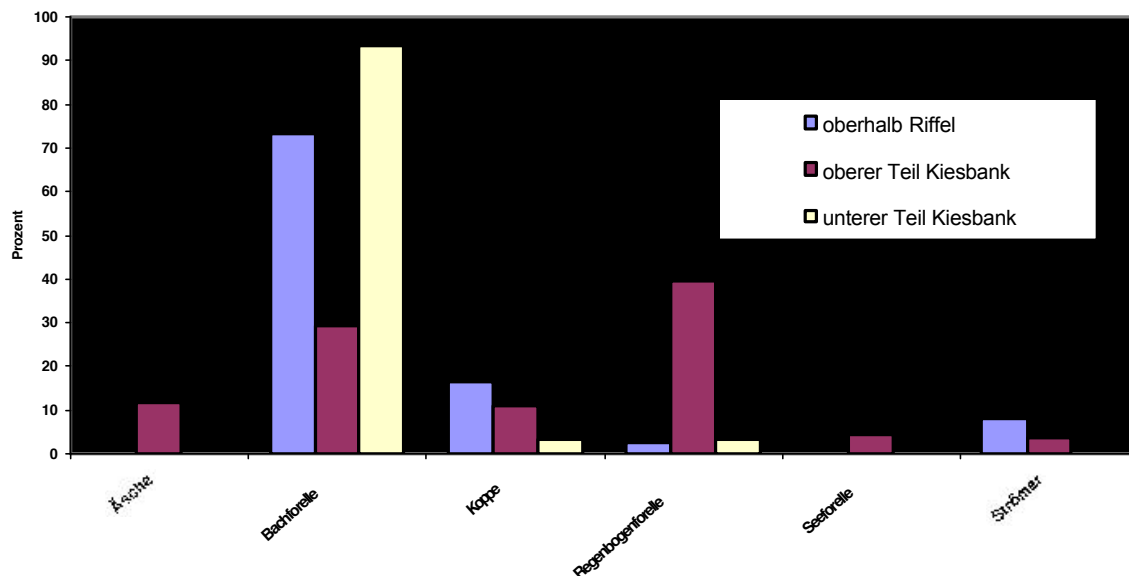


Abb. 4.21: Artenverteilung in den Mesohabitaten des Abschnittes Bad Ragaz.

Im oberen Teil der Kiesbank dominiert die Regenbogenforelle mit knapp 40%, während die Bachforelle weniger als 30% erreicht. Dies dürfte u.a. auf die unterschiedliche Größenverteilung dieser Arten zurückzuführen sein, da in diesen tiefsten Uferbereichen vor allem größere Individuen auftreten. So werden nur hier auch Äsche und Seeforelle dokumentiert.

In den meist flacheren, fließenden Bereichen im unteren Teil der Kiesbänke dominieren hingegen juvenile Stadien. Hier erreicht die Bachforelle mit über 90% die größte Dominanz. Weiters treten noch vereinzelt Koppen und die wenigen in diesem Abschnitt gefangenen juvenilen Regenbogenforellen auf.

Die insgesamt niedrigen Bestände in diesem Abschnitt spiegeln sich auch in den einzelnen Mesohabitaten wider (siehe Abb. 4.22). Individuenreichster Abschnitt ist der Flachwasserbereich oberhalb des Riffels, in dem 784 Ind/ha dokumentiert werden. In den beiden anderen Mesohabitaten liegen die Dichten weit darunter. So sind im unteren Teil der Kiesbank 338 Ind/ha nachgewiesen und im oberen Teil nur 121 Individuen pro Hektar.

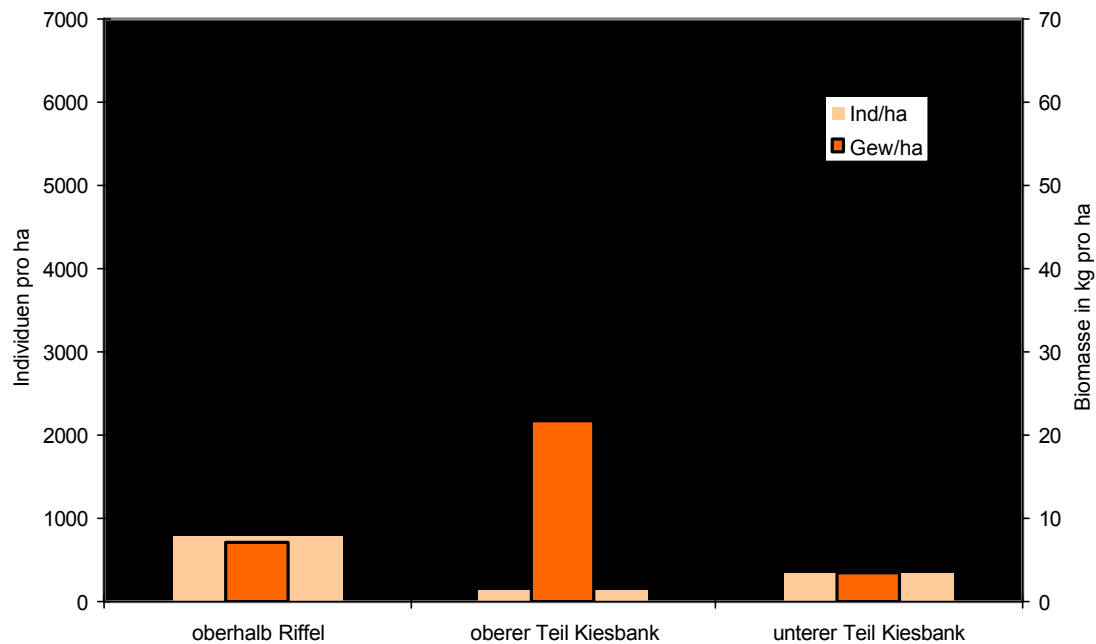


Abb. 4.22: Dichte und Biomassen pro Hektar in den Mesohabitaten des Abschnittes Bad Ragaz.

Die beiden flacheren Bereiche werden dabei ausschließlich von Juvenilen und Kleinfischarten besiedelt, was sich in der geringen Biomasse niederschlägt. Mit 7 kg (oberhalb Riffel) bzw. 3,5kg/ha (unterer Teil Kiesbank) sind dies die niedrigsten bei allen Befischungen festgestellten Werte. Der individuenärmste Teilabschnitt im oberen Teil der Kiesbank erreicht daher die höchste Biomasse. Neben der in diesem Bereich dominierenden Regenbogenforelle, die durchwegs mit größeren Individuen als die Bachforelle auftritt, ist dies vor allem auf das Vorkommen von adulten Äschen und Seeforellen zurückzuführen. Insgesamt liegt aber auch die in diesem Mesohabitat festgestellte Biomasse von knapp 22 kg/ha deutlich unter den Beständen in Mastrils, wo die Biomassen zwischen 13 und 60 kg/ha schwanken.

4.3.3 Buchs

Die Fischvergesellschaftung im Abschnitt Buchs weist zu den beiden flussauf liegenden Abschnitten deutlich divergierende Verhältnisse auf. Dominiert wird die Artenassoziation von der Koppe, die hier fast 80% erreicht. Der Strömer nimmt im Untersuchungsgebiet des Alpenrheins von oben nach unten kontinuierlich zu und erreicht in diesem Abschnitt mit über 13% den höchsten Anteil im Alpenrhein. Die Regenbogenforelle tritt hier erstmals

häufiger als die Bachforelle auf, die mit nur 1,4% kaum mehr Bedeutung für den Fischbestand besitzt.

Generell nehmen unterhalb der Buchser Schwelle Vertreter der Familie der Cyprinide zu. So werden der Aitel/Döbel und die Elritze belegt. Weiters werden Coregonen/Felchen im Zuge ihrer Laichwanderung aus dem Bodensee belegt.

4.3.3.1 Saisonaler Verlauf der Artenverteilung

Die Entwicklung der Artenverteilung im Jahresverlauf zeigt deutliche Veränderungen. Im Spätherbst und Winter dominiert jeweils die Koppe mit 94 bzw. 96% die Artenverteilung (siehe Abb. 4.23). Im Oktober kommt es zu dem einzigen Auftreten der Felchen. Diese Laichwanderung eines kleinen Teiles der Bodenseebestände ist in der Literatur gut dokumentiert (Ruhlé & Kindle, 1994). Bemerkenswert ist aber ihr häufiges Auftreten. So werden insgesamt 24 Individuen gefangen, wodurch sie nach der Koppe zur zweithäufigsten Art wird. Ihr verstärktes Auftreten unmittelbar flussab der Schwelle in Buchs belegt deren Wirkung als Migrationshindernis für die Felchen, aber auch andere weniger schwimmstarke Fischarten. Bereits im Februar hat diese Art den Alpenrhein wieder verlassen und kann bei den Befischungen nicht mehr dokumentiert werden.

Die Regenbogenforelle wird sowohl im Oktober als auch im Februar nur in geringen Stückzahlen gefangen (vgl. Abb. 4.24). Auch Aitel und Äsche werden im Winterhalbjahr vereinzelt nachgewiesen.

Im August erfolgt eine massive Verschiebung in der Artenverteilung, was neben der Jahreszeit auch auf eine zu dieser Zeit erhöhte Wasserführung mit entsprechender Trübung zurückzuführen sein dürfte. So geht der Anteil der Koppe auf 37% zurück. Die auch absolut verringerten Fangzahlen sind vermutlich Folge der schlechteren Sichtigkeit dieser methodisch schwer erfassbaren Fischart.

Gleichzeitig zeigen auch frühere Befischungen, dass bei diesen Verhältnissen der Strömer verstärkt in den Hinterwässern gefangen wird (Peter, pers. Mitt.). Demgemäss steigt der Anteil dieser Fischart stark an. Mit über 170 gefangenen Individuen wird der Strömer zur dominierenden Fischart (40%).

Die Bachforelle, die bisher in diesem Abschnitt nicht nachgewiesen werden kann, tritt mit knapp 5% auf. Die Regenbogenforelle wird an diesem Termin mit 13% deutlich häufiger belegt.

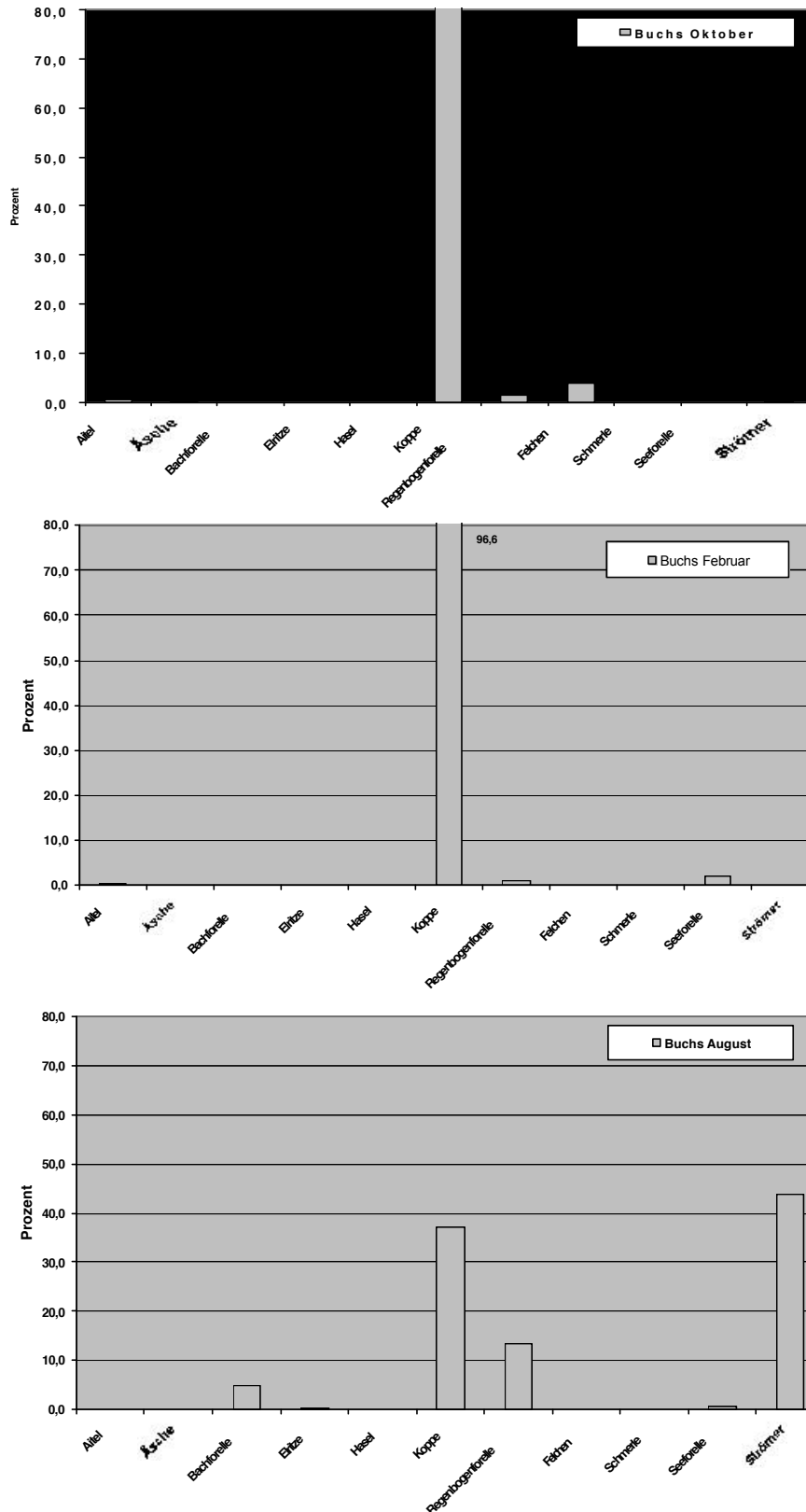


Abb. 4.23: Artenverteilung im Abschnitt Buchs zu den 3 Befischungsterminen.

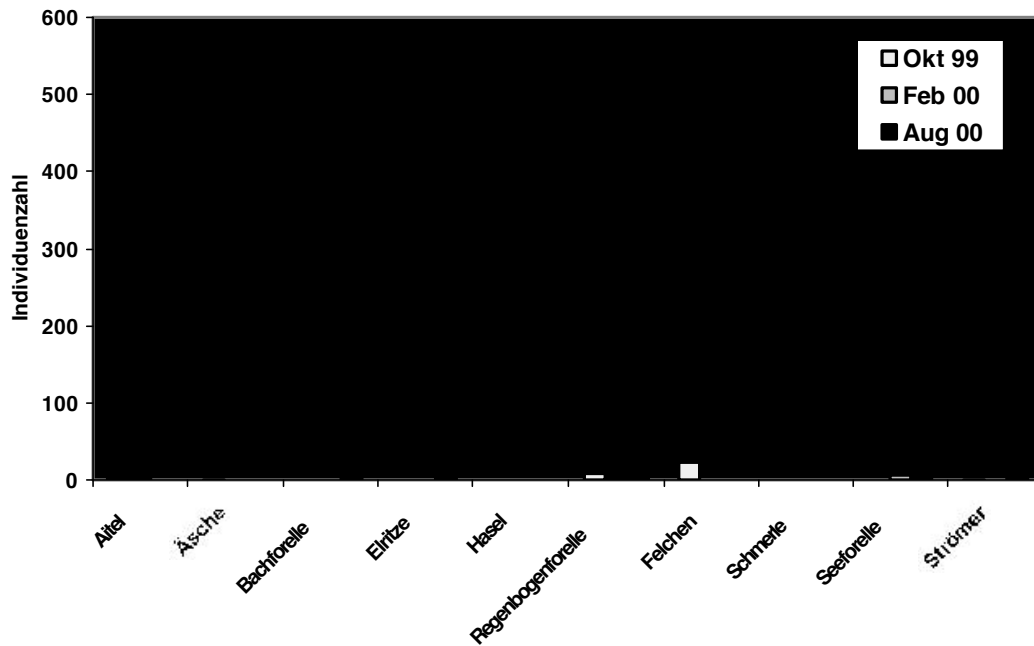


Abb. 4.24: Fangzahlen der Fischarten an den 3 Terminen in Buchs.

Im Gegensatz zu allen anderen Abschnitten wird die Seeforelle auch im August mit 3 Individuen dokumentiert. Diese frühe Einwanderung deckt sich mit Literaturberichten, wonach bei der Seeforelle zwei Wanderformen unterschieden werden können. So beginnt die weit in den Oberlauf wandernde Form mit der Laichwanderung bereits im August, während die kürzer wandernde Form erst im Herbst in den Rhein einwandert (Ruhlé & Kindle, 1993).

Ein Zusammenhang des Erstnachweises der Bachforelle im August in Buchs mit der erhöhten Wasserführung ist auszuschließen, da es sich ausschließlich um 0+-Individuen handelt, die wie die Ergebnisse der oberen Abschnitte, aber auch Literaturangaben belegen, permanent die Uferbereiche besiedeln (Mäki-Petäys et al., 1997, siehe auch Abb. 4.25).

Die im August nachgewiesenen Bachforellen dürften abgedriftete Exemplare der in Graubünden besetzten Individuen sein, da in St. Gallen kein Besatz stattfand. Darauf deutet auch die geringere Körpergröße (65-75 mm) im Vergleich zu Mastrils und Bad Ragaz (bis über 100 mm) hin, da für kleinere, schwächere Individuen eines Jahrganges die Wahrscheinlichkeit des Abdriftens höher anzunehmen ist.

Die Regenbogenforelle zeigt dagegen einen ausgeglicheneren Aufbau anhand der Längenfrequenzen, trotzdem ist aber nicht von einer intakten Altersstruktur dieser Art zu sprechen (vgl. Abb. 4.26).

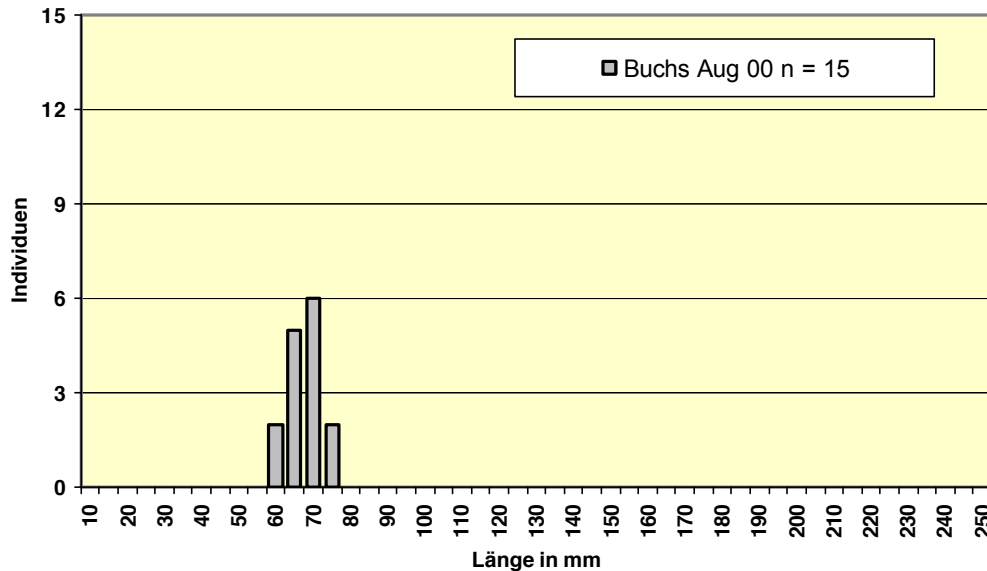


Abb. 4.25: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im August im Abschnitt Buchs.

Auch in diesem Abschnitt überwiegt die Größenklasse zwischen 150 und 200 mm. Im Gegensatz zu den beiden oberen Abschnitten werden aber Individuen zwischen 70 und 450 mm nachgewiesen. Das häufigere Auftreten der Regenbogenforelle im Unterlauf ist vielfach dokumentiert (Eberstaller et al., 1997). Neben den Besatzmaßnahmen in Vorarlberg, dürfte dies vor allem auf den Einfluss der Binnenkanäle zurückzuführen sein, in denen diese Art hohe Bestände und massive natürliche Reproduktion aufweist. Im Alpenrhein selbst ist auch für die Regenbogenforelle kaum bzw. nur geringe Reproduktion anzunehmen (vgl. Kap. 5 und 6).

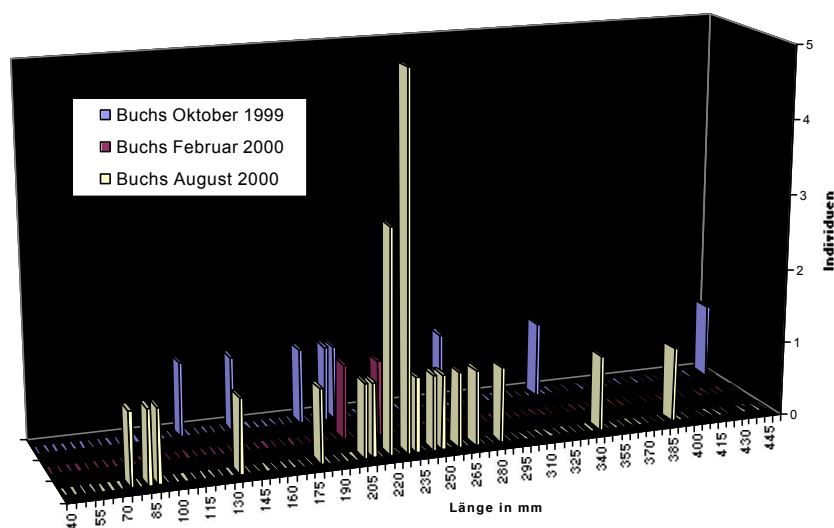


Abb. 4.26: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle im Abschnitt Buchs.

4.3.3.2 Besiedlung der einzelnen Mesohabitate

Im Abschnitt Buchs liegen wie in Bad Ragaz alternierende Kiesbänke vor, die sich jedoch in ihrer morphologischen Ausformung deutlich unterscheiden. Die Riffel liegen nicht wie in Bad Ragaz parallel zur Uferlinie sondern deutlich schräger. Dementsprechend pendelt die Hauptstromrichtung bei Mittelwasser in einem flacheren Winkel. Dadurch kommt es auch zur Ausbildung größerer Buchtbereiche am unteren Ende der Kiesbänke, die nur bei erhöhten Abflüssen bzw. Schwall in geringem Umfang durchströmt werden.

Insgesamt lassen sich somit folgende 6 Mesohabitate unterscheiden (vgl. auch Kap. 3 und Abb. 4.28):

- ?? Flachwasserbereich oberhalb des Riffels
- ?? oberer Teil der Kiesbank unterhalb des Riffels: hier bilden sich steile, tiefe Uferbereiche aus, in denen großflächig auch Kehrströmungen vorliegen.
- ?? unterer Teil der Kiesbank
- ?? Bucht am unteren Kiesbankende
- ?? Hinterrinner: Diese Bereiche verlaufen an den Kiesbänken unmittelbar entlang des Blocksteinufers und sind bei höheren Abflüssen bzw. Schwall oberstromig dotiert. Bei Sunk erfolgt der Einstau dieses Bereiches von unten. Daher variiert die Fließgeschwindigkeit in diesem Bereich stark.
- ?? Rinner: Dieser stellt die Übergangszone von der Bucht in den eigentlichen Hauptrinner dar und wird vor allem durch die wechselnden Fließgeschwindigkeiten in diesem Bereich charakterisiert, in dem der Kehrwasserbereich in die Hauptströmung übergeht. Die Ufer sind mit Blocksteinen befestigt.

Die Besiedlung der Mesohabitate wird vor allem von drei Arten Koppe, Regenbogenforelle und Strömer geprägt, wobei aber beträchtliche Differenzen zwischen den einzelnen Mesohabitaten vorliegen (vgl. Abb. 4.27).

Die Koppe tritt ebenso wie in Bad Ragaz vor allem im Flachwasserbereich oberhalb des Riffels in großer Zahl auf, wobei in Buchs das Vorkommen punktuell als sehr häufig bezeichnet werden kann. Diese Flachwasserbereiche sind flächenmäßig deutlich größer ausgebildet als in Bad Ragaz, wobei aber hier fast ausschließlich Koppen gefangen werden. Diese Art erreicht hier ein Dominanz von 99,8% aller Individuen.

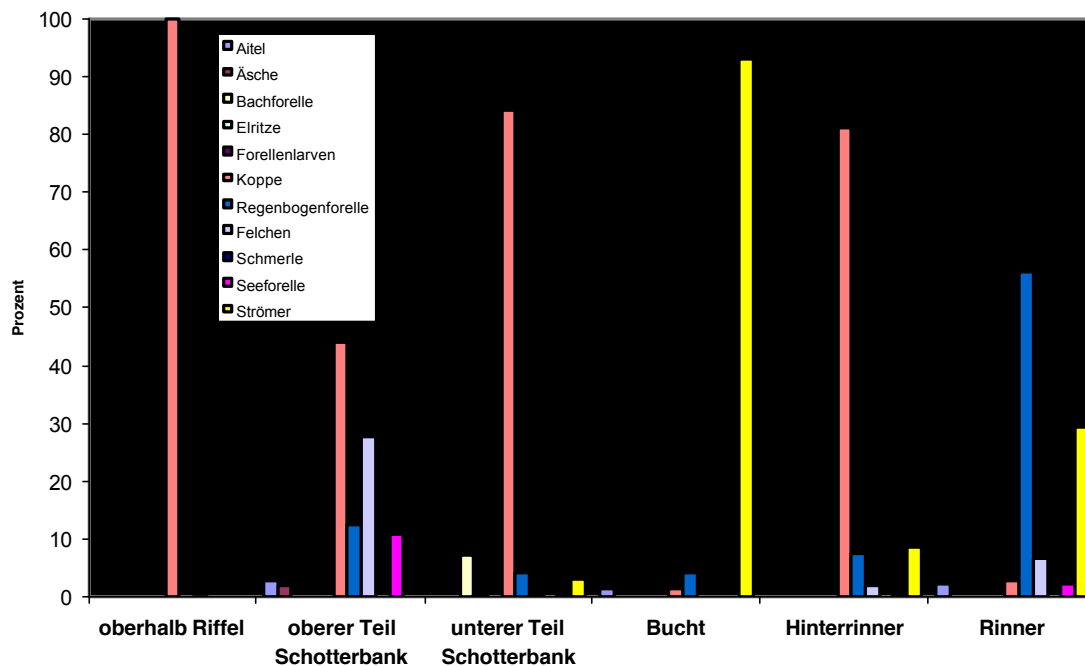


Abb. 4.27: Artenverteilung in den einzelnen Mesohabitaten im Abschnitt Buchs.

Der Bereich entlang der Kiesbank direkt unterhalb des Riffels ist wiederum das tiefgründigste Habitat. Zwar dominiert auch hier die Koppe mit 45%. Wie in Bad Ragaz suchen aber vor allem größere Individuen diesen Bereich verstärkt auf. So ist das Felchen zweitstärkste Art, obwohl diese Art nur im Oktober und nur in den Kehrströmungsbereichen dokumentiert wird. Die Seeforelle erreicht mit über 10% ebenso hohe Anteile wie die Regenbogenforelle. Die Äsche wird nur in diesem Bereich dokumentiert.

Gänzlich andere Dominanzverhältnisse herrschen im Mesohabitat „Bucht“ vor. Hier besitzt der Strömer einen Anteil von über 93%, während diese Art in den anderen Teillebensräumen nicht oder nur in geringer Zahl vorkommt.

Die Hinterrinner sind von der Koppe dominiert, wobei aber noch die Regenbogenforelle mit 8% und der Strömer mit 9% verstärkt hier belegt werden.

Im Rinner stellt die Regenbogenforelle mit über 56% die klar dominierende Art dar. Auch der Strömer, der im unmittelbar anschließenden Buchtbereich sein Maximum erreicht, ist hier in durchaus hoher Stückzahl vertreten. Dieser Cyprinide erreicht hier einen Anteil von fast 30%. Auch Felchen werden hier nachgewiesen.

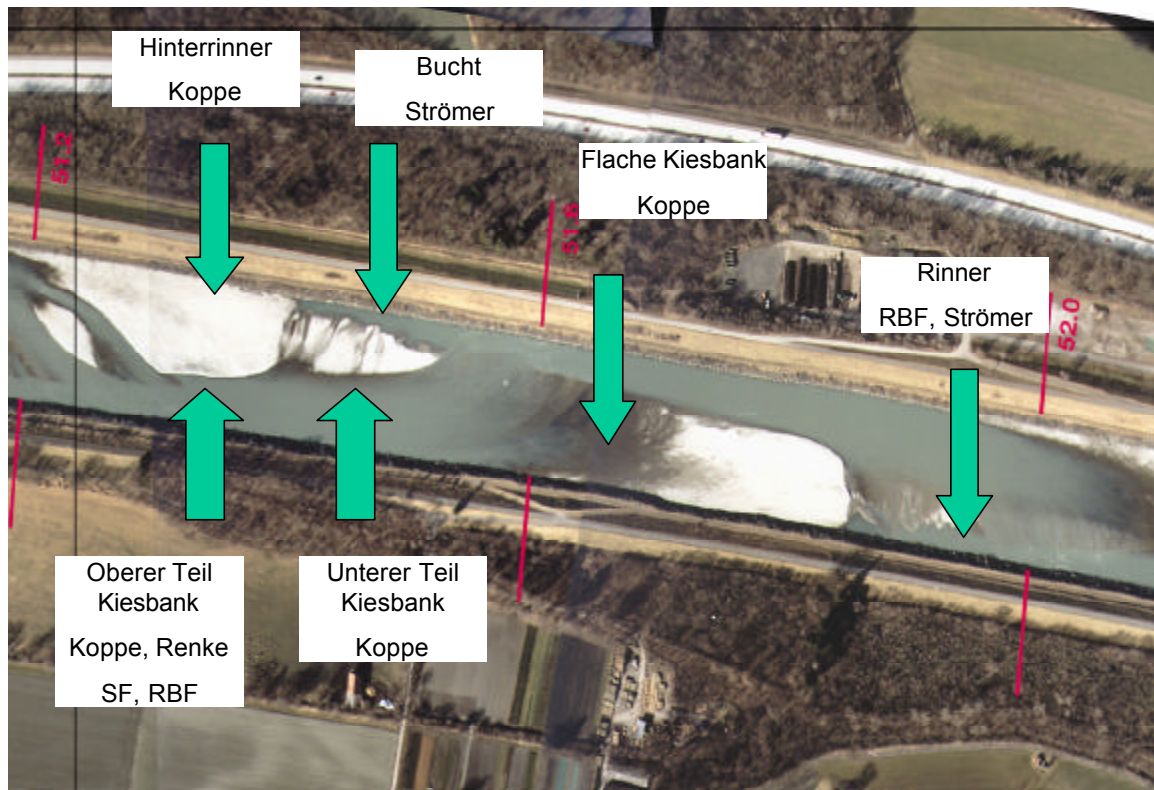


Abb. 4.28: Fischartenvorkommen in den Mesohabitaten des Abschnittes Buchs

Bestände in den Mesohabitaten

Sowohl hinsichtlich Biomasse als auch Individuendichte erreicht der Flachwasserbereich oberhalb des Riffels die höchsten Werte (Abb. 4.29). Hier werden Dichten von über 10000 Ind/ha dokumentiert, wobei es sich fast ausschließlich um Koppen handelt, die wiederum nur den permanent benetzten Bereich besiedeln. Insgesamt weist diese Zone aufgrund der morphologischen Ausformung und des Schwalleinflusses mit den sich wechselnden wasserbenetzten Flächen nur eine flächenmäßig beschränkte Ausdehnung auf. Dass hier ausschließlich durch die Kleinfischart Koppe die höchste Biomasse (69 kg/ha) aller Mesohabitats erreicht wird, zeigt aber den extrem geringen generellen Bestand in diesem Abschnitt.

So liegen die Bereiche entlang der Kiesbänke deutlich unter denen im naturnahen Abschnitt Mastrils und in etwa der gleichen Höhe wie in Bad Ragaz.

Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die einzelnen Mesohabitats trotz gewisser funktioneller Übereinstimmung aufgrund der Lage in den einzelnen Abschnitten doch deutlich differenziert ausgebildet sind.

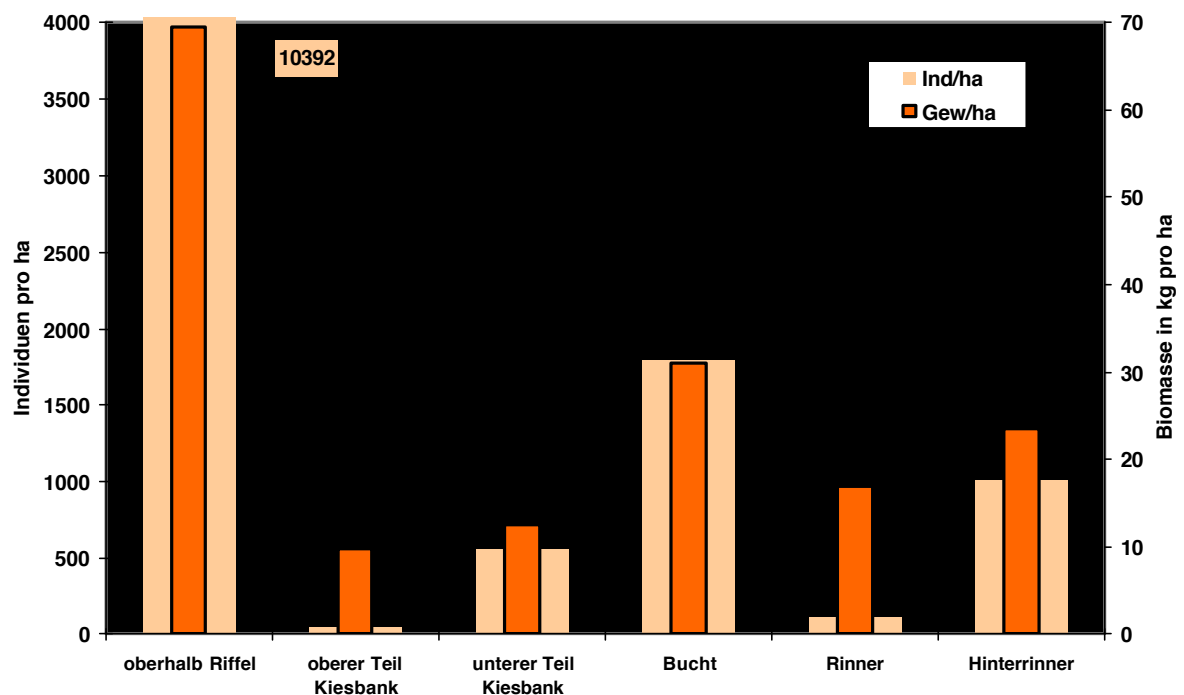


Abb. 4.29: Dichte und Biomassen pro Hektar in den Mesohabitaten in Buchs

Dies gilt auch für die drei anderen Mesohabitats, Bucht, Hinterrinner und Rinner im Vergleich zum Abschnitt Mastrils. Auch in Buchs stellen diese aber aufgrund ihrer morphologischen Ausgestaltung wichtige Lebensräume dar. So liegen die Bestandeswerte deutlich über jenen entlang der Kiesbänke. Die Biomasse schwankt zwischen 17 und 31 kg/ha, die Individuendichte zwischen 111 und 1800 Ind/ha.

4.3.4 Diepoldsau

Dieser Abschnitt weist im Vergleich zu den flussaufliegenden Abschnitten eine gänzlich andere Artenverteilung auf, was teilweise auf den alleinigen Befischungstermin im Herbst und die Befischung mit dem Großen Elektrofangboot der Jagd und Fischereiverwaltung St. Gallen zurückzuführen ist. Wesentlichste Ursache stellt jedoch die stark differierende Flussmorphologie mit der monotonen Ausformung und dem bereits mehr der Äschenregion entsprechenden Charakter dar (vgl. Kap. 3). Deutlich ist auch der Einfluss der Einwanderung aus dem Bodensee zu erkennen.

Prägendes Element in diesem Abschnitt ist die Regenbogenforelle, die mit fast 65% recht deutlich dominiert (siehe Abb. 4.30). Die Seeforelle wird mit 2 Individuen während ihrer

Laichwanderung dokumentiert. Die Bachforelle kann hingegen nicht nachgewiesen werden. Felchen werden wie in Buchs relativ häufig nachgewiesen (30%).

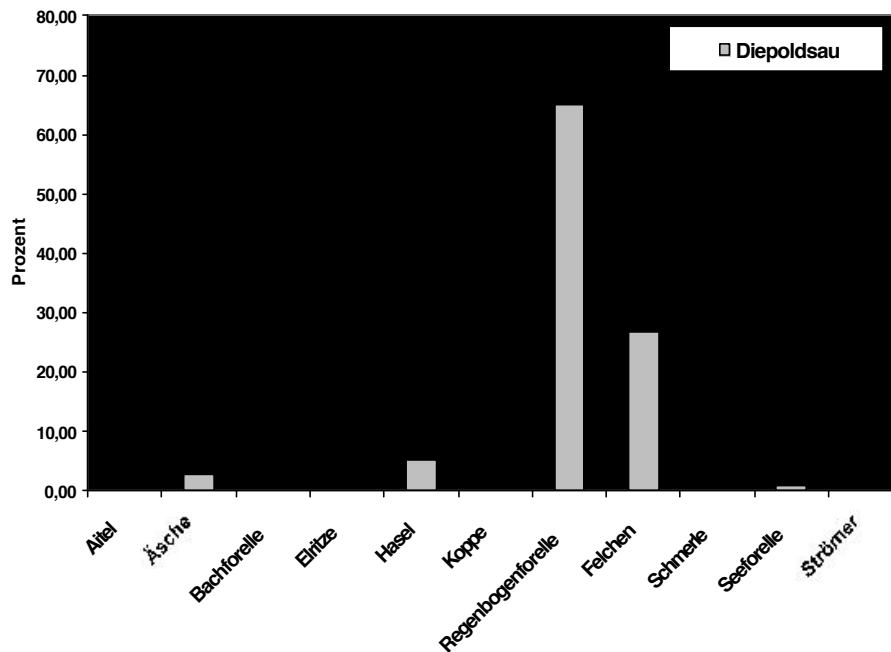


Abb.4.30: Artenverteilung im Abschnitt Diepoldsau im Oktober 1999.

Der Einfluss des Bodensees tritt auch anhand des Nachweises der Hasel hervor, die erstmals im Rahmen dieser Untersuchung im Alpenrhein dokumentiert wird.

Das Fehlen der Koppe ist zu einem Großteil auf die fehlende Befischung der Blockwurfufer mit der Polstange zurückzuführen. So wird ihr Vorkommen im Gewässer- und Fischökologischen Konzept in diesem Abschnitt mit „mäßig häufig“ angegeben (Eberstaller et al., 1997).

Die Regenbogenforelle als dominierende Fischart weist einen deutlich anderen Populationsaufbau als in den drei flussaufliegenden Abschnitten auf. Die Längen reichen von 130 bis 630 mm (Abb. 4.31). Einsömmrige Individuen dieser Art sind allerdings stark unterrepräsentiert. Die festgestellten großen Exemplare, vor allem über 400 mm Länge dürften größtenteils aus dem Bodensee eingewandert sein. So wird in den letzten Jahrzehnten die Ausbildung einer besonderen Form, der Bodensee-Regenbogenforelle, beobachtet, die wie die Seeforelle zum Laichen in den Alpenrhein bzw. die Zubringer einwandert (vgl. z.B. Peter, 1995).

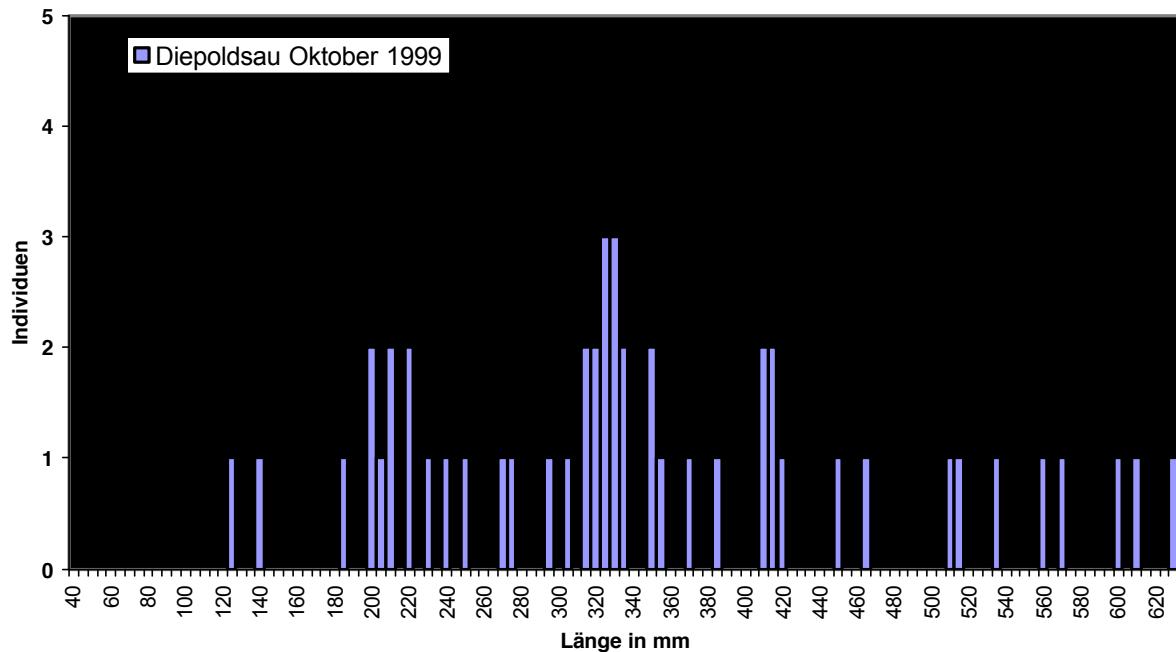


Abb. 4.31: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle im Abschnitt Diepoldsau.

4.4 Liechtensteiner Binnenkanal

Der Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals wurde im Winter 1999/2000 umgestaltet und mündet nunmehr niveaugleich mit einem naturnah ausgeformten Bett in den Alpenrhein (vgl. Abb. 4.32). Da die Bedeutung der Zuflüsse als Reproduktionsräume für die kieslaichenden Fischarten des Alpenrheins wesentliche Grundlage für die Fragestellung vorliegender Untersuchung ist, wird dieser Bereich im August 2000 mit dem mittleren Elektroboot bzw. watend befischt.

Dominiert wird die Artenverteilung in diesem Bereich von der Regenbogenforelle, die einen Anteil von über 80% einnimmt (Abb. 4.33). Dies deckt sich mit den Bestandesverhältnissen im Unterlauf des Binnenkanals (Fischatlas Liechtenstein, Bohl et al., 2001) bzw. mit den Ergebnissen der derzeit laufenden Monitoringuntersuchungen (Bohl et al., in prep.).

Die Bachforelle ist hier deutlich geringer vertreten. Mit 5,5% liegt ihr Anteil aber über jenen im Unterlauf des Binnenkanals und im angrenzendem Alpenrhein, was vor allem auf den hohen Strukturierungsgrad im neugeschaffenen Mündungsbereich zurückzuführen ist. Zukünftig ist daher eine sukzessive Erhöhung ihres Anteils anzunehmen.



Abb. 4.32: Umgebauter Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein.

Einen im Vergleich zu den anderen Abschnitten hohen Anteil nimmt die Äsche ein, die mit 4,5% nur wenig schwächer als die Bachforelle vertreten ist. Für diese Art gilt ähnliches wie für die Bachforelle. So dokumentieren bereits früher im Unterlauf des LBK durchgeführte Revitalisierungen/Strukturierungen ein Zunehmen dieser Art (Kindle, pers.Mitt.). Zudem werden im Frühjahr 2001 zahlreiche laichende Äschen dokumentiert (pers. Mittl., Rey).

Neben den o.g. rhithralen Arten sind auch die 2 Cyprinidenarten Rotauge und Hasel nachgewiesen. Letztgenannte Art wird dabei erstmals häufiger belegt. Die Dokumentation des Rotauges stellt überhaupt den Erstnachweis dieser Art im Binnenkanal dar (Bohl et al., 2001).

Die Individuendichten liegen mit über 8000 Ind./ha deutlich über den Beständen im Alpenrhein aber auch im Unterlauf des Binnenkanals. Die Regenbogenforelle wird mit fast 7000 Ind/ha dokumentiert. Aber auch Bachforelle und Äsche sowie Koppe weisen Dichten von über 400 Ind/ha auf.

Die Regenbogenforelle zeigt im Mündungsbereich des LBK einen ausgewogenen Populationsaufbau, wobei juvenile Individuen mit Längen zwischen 65 und 120 mm im Gegensatz zum Alpenrhein häufig vorkommen (Abb.4.34). Aber auch ältere Individuen mit einer maximalen Länge von 320 mm werden hier gefangen. Dies belegt deutlich die starke natürliche Reproduktion dieser Fischart im Binnenkanal.

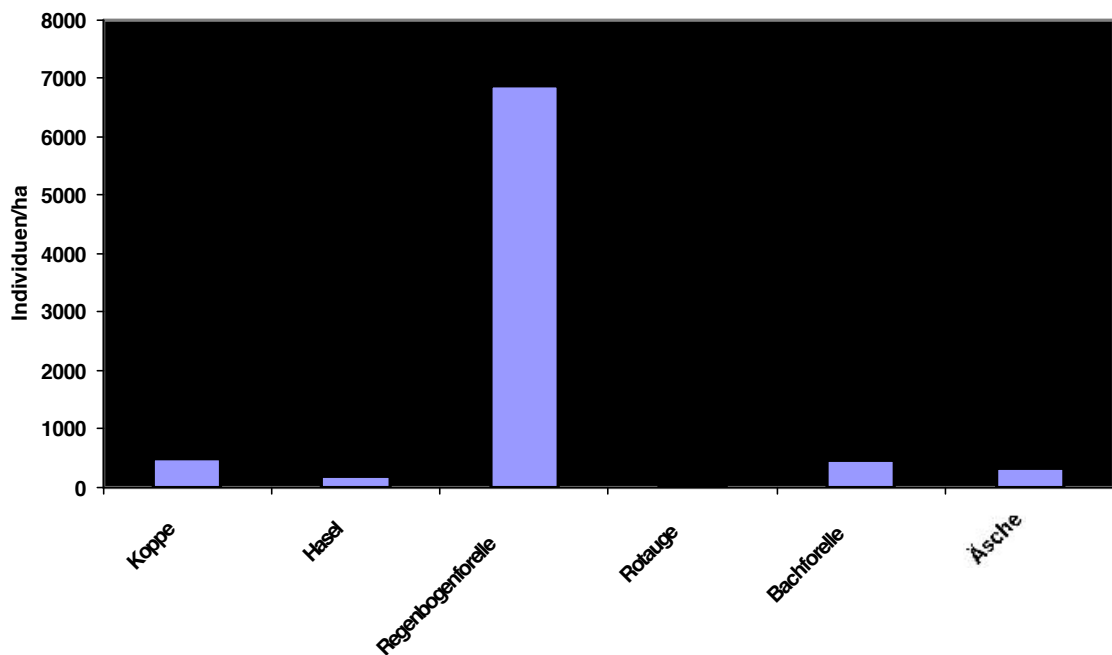


Abb. 4.33: Individuendichte pro Hektar der einzelnen Fischarten im naturnah umgestalteten Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals.

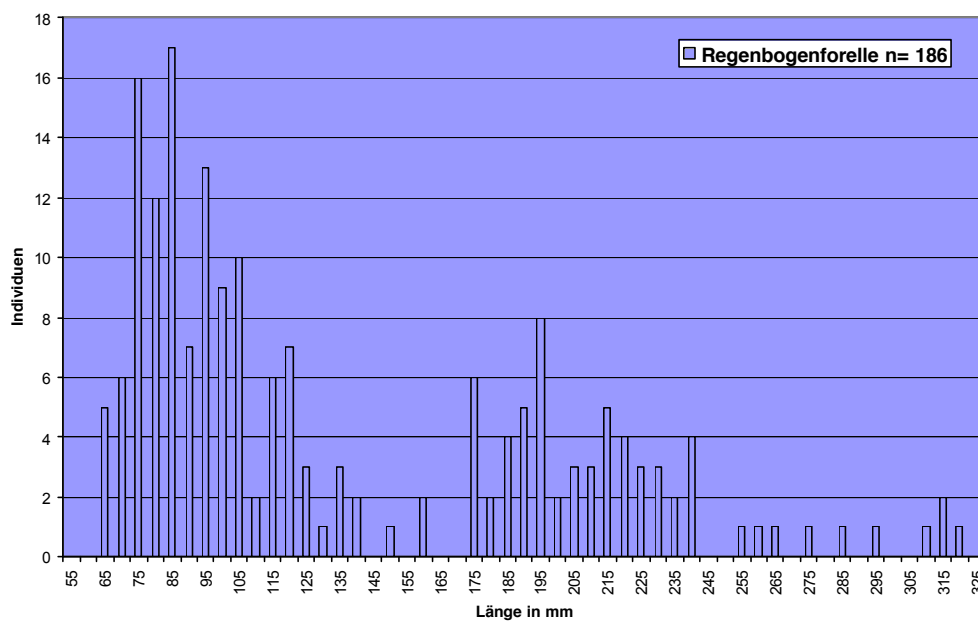


Abb. 4.34: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle in der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals.

Von Bachforelle und Äsche werden zwar vergleichsweise geringe Stückzahlen gefangen (Abb. 4.35 und 4.36). Trotzdem belegen die dominierenden 0+-Stadien für beide Arten erfolgreiche natürliche Reproduktion. Aber auch Adulte sind vereinzelt hier anzutreffen.

So wird die einzige Bachforelle größer 200 mm Länge flussab des Ellhorns im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals gefangen.

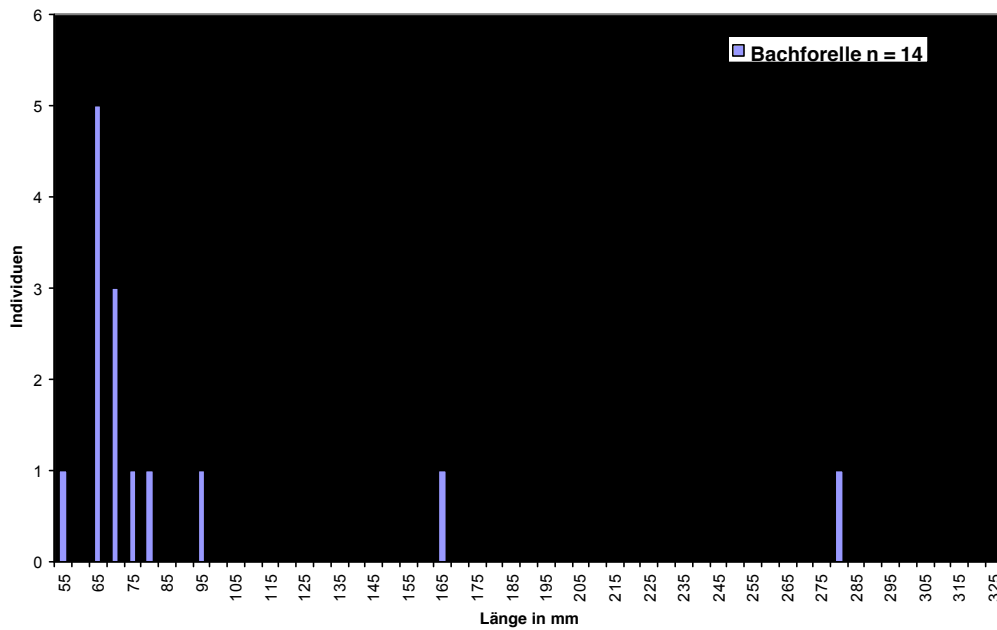


Abb. 4.35: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle in der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals.

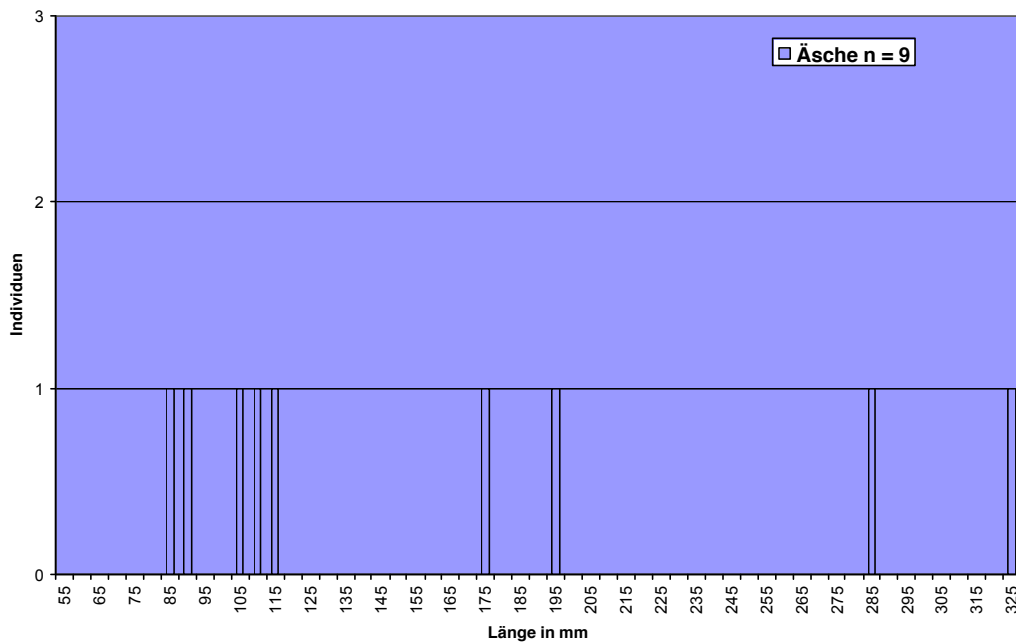


Abb. 4.36: Längenfrequenzdiagramm der Äsche in der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals

4.5 Besiedlung der Wasserwechselzone

Wesentliche Fragestellung im Rahmen dieser Untersuchung ist, ob bzw. in welchem Ausmaß die Fische am Alpenrhein, insbesondere Jungfische, bei Schwall die zusätzlich überfluteten Flachwasserbereiche aufsuchen. Bei sinkenden Wasserspiegel bei Sunk besteht dann die Gefahr, dass die Fische in Mulden zurückbleiben und trocken fallen.

Im Rahmen der Befischungen im Oktober und Februar werden kurz nach Einsetzen des Schwalls in der Wasserwechselzone keine Fische dokumentiert. Die Befischung eines Hinterrinners im Oktober in Bad Ragaz um 18 Uhr (6 Stunden nach Einsetzen des Schwall) bringt den Nachweis von nur einer Bachforelle.

Im August 2000 wird im Rahmen einer Nachtbefischung das Verhalten der Fische in der Wasserwechselzone detaillierter beobachtet. Dabei wird eine Kiesbank im Abschnitt Mastrils zwischen 22 und 24 Uhr befischt. Dies stellt einerseits die kritische Phase dar, wenn der Schwall am längsten vorliegt und das Einsetzen des Sunks unmittelbar bevorsteht. Andererseits suchen vor allem Jungfische entsprechend Literaturangaben gerade in den Nachstunden bevorzugt die Flachuferbereiche zur Nahrungsaufnahme auf (Roussel & Bardonnet, 1998).

Befischt wird einerseits der permanent benetzte Teil der flachen Kiesbank sowie die uferwärts anschließende Wasserwechselzone. Weiters wird ein bei Schwall dotierter, bei Sunk aber trocken fallender Hinterrinner befischt (siehe Abb. 4.37).

Die Auswertung belegt dabei in der permanent benetzten Wasserzone eine Individuendichte der Bachforelle von 2083 Ind/ha (20 Ind.). In der Wasserwechselzone dagegen sinkt die Dichte deutlich ab. Hier werden nur 208 Ind/ha dokumentiert. Eine ähnlich geringe Dichte wird zeitgleich auch im Hinterrinner der Kiesbank festgestellt. Hier liegt die Dichte bei ca. 100 Ind/ha.

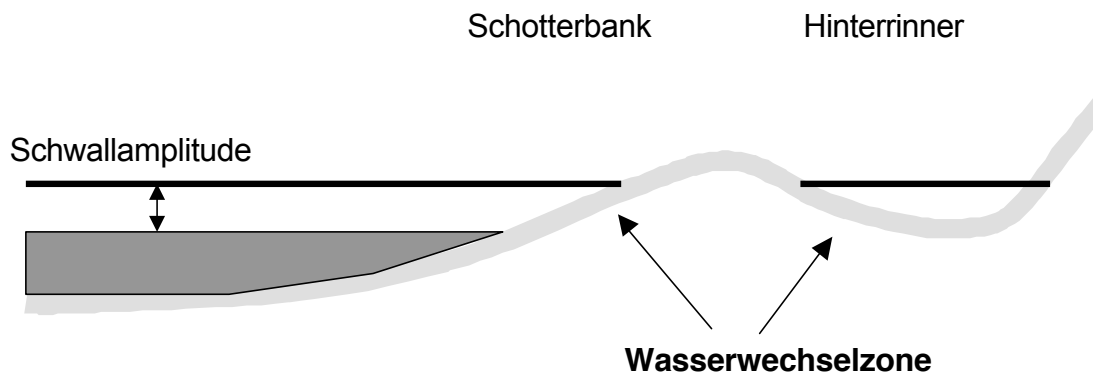


Abb. 4.37: Skizze der befischten Wasserwechselzone.

4.6 Konditionsfaktor und Magenanalysen

Im Zuge der Befischungen werden an allen Terminen Fische entnommen, deren Länge und Gewicht bestimmt und Magenanalysen durchgeführt, um Informationen über das Ernährungsverhalten, insbesondere dessen Änderungen bei Schwall und Sunk, zu bekommen.

Um keine Beeinflussung durch die Laichzeit der Bachforelle zu erhalten, werden im Oktober 1999 11 Regenbogenforellen aus dem Bereich Diepoldsau entnommen. Im Februar und August 2000 werden hingegen 19 Bachforellen, fast ausschließlich aus dem Bereich Mastrils, 3 Exemplare aus Buchs herangezogen.

Die Konditionsfaktoren der Regenbogenforellen im Oktober 1999 schwanken dabei zwischen 0,76 und 1,0; der Mittelwert beträgt 0,85 (siehe Tab. 4.3 und Abb. 4.38).

Im Februar liegen die Konditionsfaktoren der Bachforellen in Mastrils bei 0,85, wobei der Wert zwischen 0,76 und 1,1 schwankt. Im August erreichen die Bachforellen Werte zwischen 0,76 und 1,0 mit einem Durchschnittswert von 0,86. Im Jahresverlauf liegen somit nur geringe Änderungen vor.

Tab. 4.3: Fischart, Länge und Gewicht sowie Konditionsfaktor der für die Magenanalysen entnommenen Fische

Fischart	Länge (mm)	Gewicht voll (g)	Konditionsfaktor
Regenbogenforelle	230	123	1,01
Regenbogenforelle	185	60	0,95
Regenbogenforelle	220	107	1,00
Regenbogenforelle	210	82	0,89
Regenbogenforelle	200	63	0,79
Regenbogenforelle	295	208	0,81
Regenbogenforelle	325	287	0,84
Regenbogenforelle	315	254	0,81
Regenbogenforelle	355	339	0,76
Regenbogenforelle	220	78	0,73
Regenbogenforelle	205	71	0,82
Bachforelle	153	28	0,78
Bachforelle	65	2	0,73
Bachforelle	204	66	0,78
Bachforelle	92	6	0,77
Bachforelle	155	30	0,81
Bachforelle	97	7	0,77
Bachforelle	91	6	0,80
Bachforelle	76	4	0,91
Bachforelle	215	86	0,87
Bachforelle	154	31	0,85
Bachforelle	210	71	0,77
Bachforelle	165	40	0,89
Bachforelle	193	60	0,83
Bachforelle	75	4	0,95
Bachforelle	168	43	0,91
Bachforelle	168	43	0,91
Bachforelle	179	49	0,85
Bachforelle	185	65	1,03
Bachforelle	63	2	0,80
Bachforelle	72	3	0,80
Bachforelle	73	3	0,77

Die Konditionsfaktoren liegen dabei knapp unter jenen im Rahmen der UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein ermittelten Werten von 0,91 für Bachforellen mit 300 mm Länge (Jenny, 1991). Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich vornehmlich um juvenile Exemplare handelt, die meist etwas geringere Konditionsfaktoren aufweisen (vgl. auch Urbanek, 2001).

An 15 Fischen werden zusätzlich Magenanalysen vorgenommen. Aufgrund der insgesamt geringen Fangzahlen bei Schwall kann eine Änderung des Ernährungsverhaltens bei Einsetzen des Schwalles, wie es im Projektablauf vorgesehen ist, methodisch bedingt nicht aussagekräftig untersucht werden. Die beiden bei Schwall entnommenen, untersuchten Exemplare weisen einen durchschnittlichen Füllungsgrad von 30 bzw. 70%

auf, was in etwa der Verteilung der bei Sunk entnommenen Fische entspricht. Tendenziell ist somit zumindest kein langandauerndes Aussetzen der Nahrungsaufnahme anzunehmen.

Insgesamt schwanken die Füllungsgrade aber beträchtlich, was sich mit den Ergebnissen von Jenny (1991) im Rahmen der UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein deckt (Abb. 4.39).

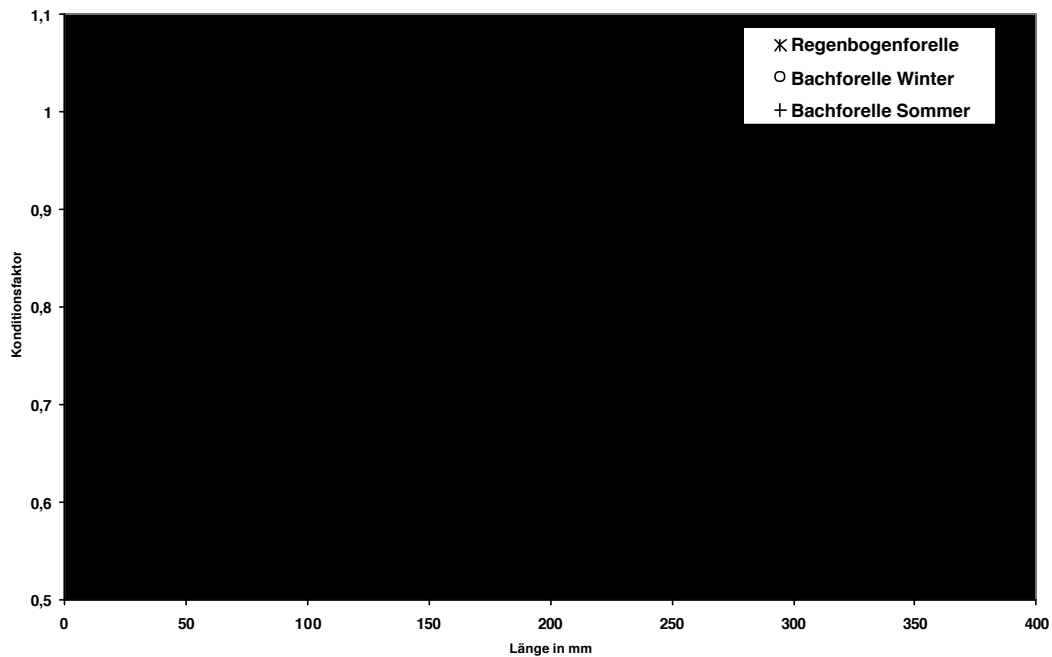


Abb. 4.38: Konditionsfaktoren und Fischlängen zu den 3 Terminen

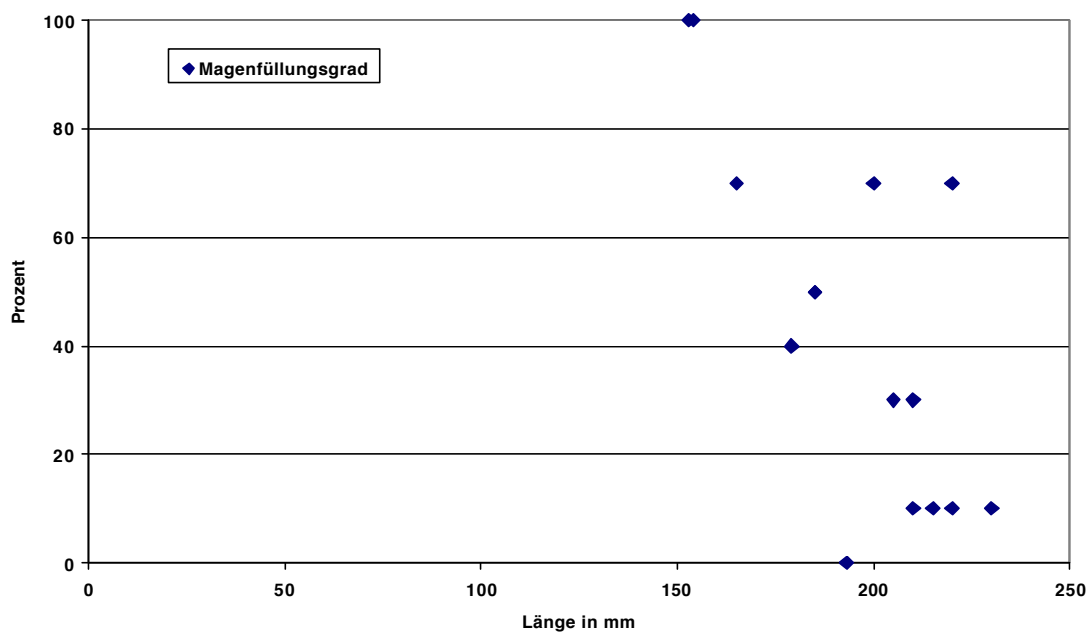


Abb. 4.39: Magenfüllungsgrad und Fischlänge

Die Regenbogenforellen weisen dabei stets hohen Anteil an pflanzlichem Material (bis 80%), meist fädige Algen, auf, was auf wenig spezifische Nahrungswahl hindeutet. Die Bachforellen zeigen hingegen sehr selektive Beutewahl, die primär aus Insektenlarven besteht. So nutzten 2 Fische fast ausschließlich Simulidenlarven, die eher in flussmittigen Bereichen vorkommen. Diese unterschiedlichen Ernährungsstrategien sind auch in der UVB Untersuchung von Jenny (1991) angegeben. Insgesamt lassen die geringen Stückzahlen aber keine weiterführenden Aussagen zu.

4.7 Beurteilung der Bestandsverhältnisse

Fischökologische Untersuchungen im Rahmen des UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein geben zwischen Ellhorn und Illmündung einen Bestand von weniger als 50 Ind. bzw. 10 kg/ha an (Jungwirth et al., 1991). In strukturreicheren Abschnitten flussab der Rampen bzw. im Bereich der Illmündung werden höhere Dichten (bis 180 Ind. bzw. 100 kg/ha) festgestellt. In Graubünden weist der Alpenrhein noch höhere Bestände auf, so gibt Marrer (1989) einen Fischbestand von 35-70 kg/ha an.

Die im Rahmen vorliegender Untersuchung durchgeführten Befischungen liegen teilweise über diesen Werten, wobei aufgrund der speziellen Methodik aber keine Aussagen über den Gesamtbestand des Rheins möglich sind. So wurden die tiefen Rinner und Pralluferbereiche nicht befischt. Uferstreifen weisen hingegen stets deutlich höhere Bestände als die Flussmitte auf und liegen somit auch deutlich höher als der Gesamtbestand. Die Daten der Winterbefischung liegen in etwa im Bereich der UVB Untersuchung.

4.7.1 Vergleich der Bestandsverhältnisse im Längsverlauf und in den Zubringern

4.7.1.1 Artenverteilung

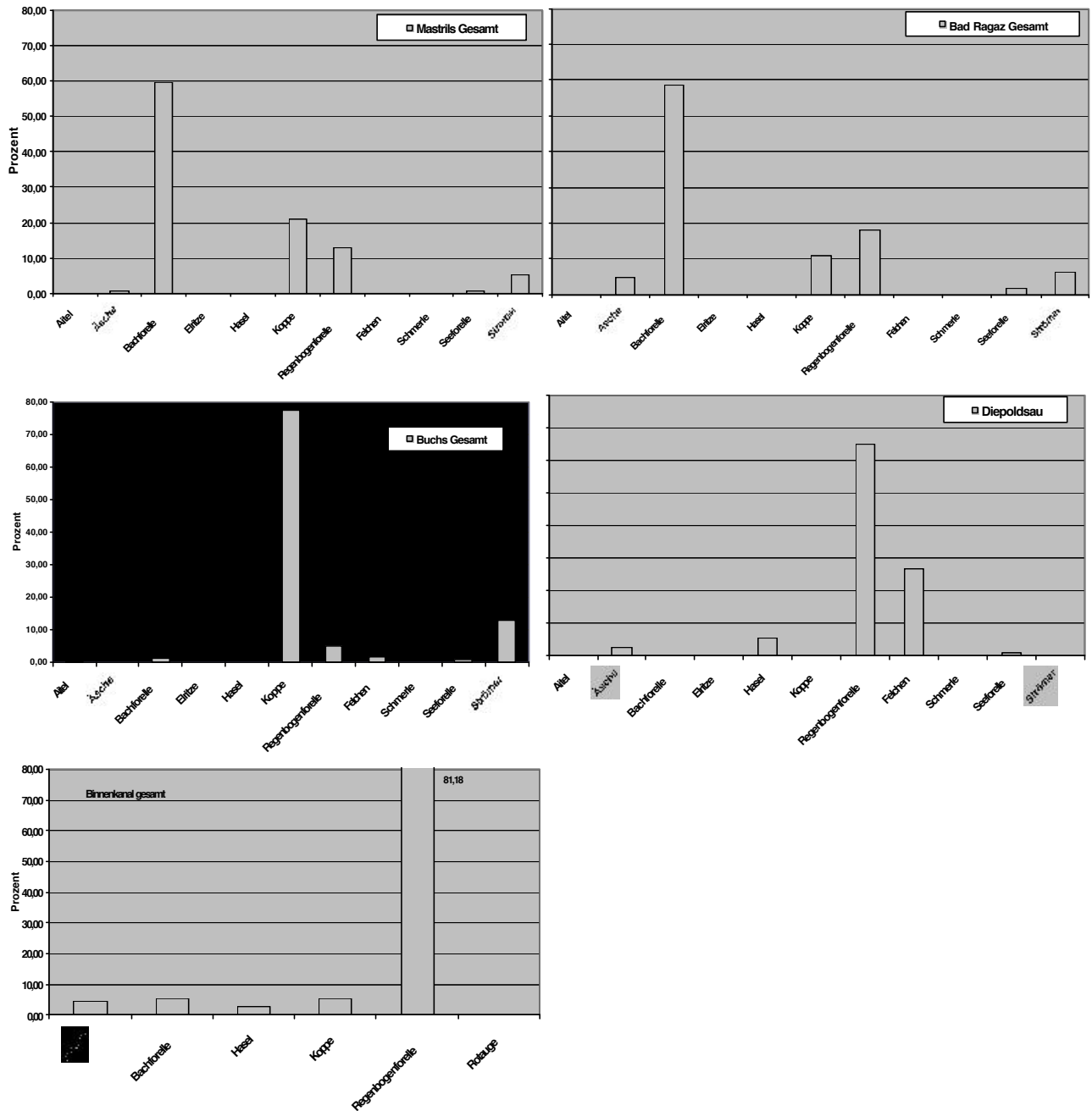


Abb. 4.40: Artenverteilungen im Längsverlauf des Alpenrheins und im Binnenkanal.

Die Artenverteilung zeigt im Längsverlauf eine klare Tendenz. So weist der naturnahe Abschnitt in Mastrils zusammen mit seinem Zubringersystem für den Oberlauf eine sehr hohe Artenzahl auf, die erst in Buchs durch die Vernetzung mit dem Bodensee wieder

erreicht wird. Die Bachforelle dominiert mit 60% deutlich, die Regenbogenforelle erreicht knapp 12% (Abb. 4.40). Im Längsverlauf nimmt der Anteil der Bachforelle immer weiter ab, während die Regenbogenforelle stetig zunimmt. In Buchs erreicht die Bachforelle nur mehr 1,7%, in Diepoldsau fehlt sie völlig. Demgegenüber wird die Regenbogenforelle im Unterlauf (Diepoldsau) mit 60% zur dominierenden Art.

Auch in der umgestalteten Mündungsstrecke des Liechtensteiner Binnenkanals dominiert die Regenbogenforelle deutlich, die Bachforelle tritt in dieser strukturreichen Strecke aber häufiger als im gesamten Unterlauf des Alpenrheins und auch im Mittellauf des Binnenkanals auf.

Der Anteil der Koppe schwankt zwischen den Teilabschnitten beträchtlich, ihr Bestand bleibt jedoch in allen Abschnitten relativ konstant. Im Unterlauf nimmt der Anteil der Karpfenartigen auch durch die Vernetzung mit dem Bodensee bis zur Schwelle Buchs hinauf deutlich zu. Seeforelle und Äsche werden in allen Abschnitten allerdings generell in geringen Stückzahlen nachgewiesen. Flussab der Schwelle in Buchs werden im Herbst während ihrer Laichwanderung vom Bodensee in den Alpenrhein Felchen häufig nachgewiesen.

Bestandsverhältnisse

Obwohl aufgrund der speziellen Befischungsmethodik Aussagen zum Gesamtbestand des Alpenrheins nicht möglich sind, ermöglichen die Befischungsergebnisse doch den relativen Vergleich der Bestände in den einzelnen Abschnitten. Dabei zeigt sich deutlich die Abnahme des Fischbestandes im Längsverlauf des Alpenrheins. So werden im strukturreichen Abschnitt in den Mastrilser Auen mit relativ intaktem Zubringersystem fast 1000 Ind./ha (ohne Koppe) in den Uferbereichen belegt. Die Biomasse erreicht aufgrund der dominierenden Jungfische aber lediglich 31 kg/ha.

Im regulierten Abschnitt von Bad Ragaz sinkt der Bestand auf 150 Ind./ha, die Biomasse auf 13 kg/ha und geht im Längsverlauf auf 134 Ind./ha bzw. sogar nur 1 kg/ha zurück. In Diepoldsau liegen die Werte sogar nur bei 65 Ind./ha. Aufgrund der Einwanderung großer Regenbogenforellen aus dem Bodensee erreicht die Biomasse hingegen 24 kg/ha.

Für die naturnah umgestaltete, niveaugleiche Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals wird hingegen ein Bestand von über 8000 Ind./ha belegt.

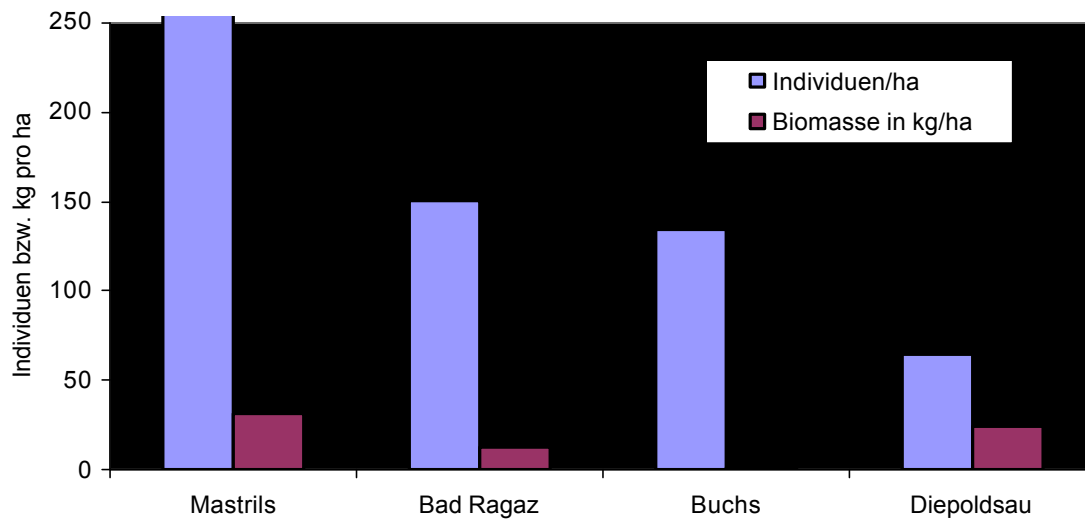


Abb.4.41: Dichten und Biomassen in den Abschnitten des Alpenrheins ohne Berücksichtigung der Koppe.

4.7.2 Vergleich der Bestandsverhältnisse in den Mesohabitaten

Die Mesohabitate in den einzelnen Untersuchungsabschnitten weisen trotz ähnlicher flussmorphologischer Lage in bezug auf Riffel bzw. Kiesbänke zum Teil unterschiedliche Ausgestaltung auf (siehe Kap. 4.3). So fehlen die in Bad Ragaz und Buchs ausgeprägten Flachwasserzonen flussauf der Riffel in Mastrils aufgrund des kontinuierlicheren Verlaufes der Hauptströmung völlig. Gerade in diesen Abschnitten werden infolge der massiven Dominanz der Koppe die kleinsten Durchschnittsgewichte festgestellt (9 bzw. 7 g; siehe Tab. 4.4). Die höchsten Stückgewichte liegen erwartungsgemäß in den tieferen befischten Bereichen vor. Dies tritt vor allem in Bad Ragaz und auch in Buchs im oberen Teil der Kiesbänke auf, die unmittelbar in die tiefen Kolke flussab der Riffel übergehen. Derartige Tiefstellen treten in Mastrils nur im Bereich der Prallufer auf. Entlang der Kiesbänke verläuft die Tiefenlinie deutlich ausgeglichener, was sich auch in den weniger stark schwankenden Durchschnittsgewichten in den Mesohabitaten in diesem Abschnitt widerspiegelt.

In den deutlich flacheren Bereichen im unteren Teil der Kiesbänke sowie in den Buchten dominieren wiederum Jungfische.

Tab. 4.4: Durchschnittsgewicht gefangener Individuen aller Arten in den Mesohabitaten der einzelnen Abschnitte

Mastrils

	Durchschnittsgewicht in Gramm
steile Kiesbank	34
flache Kiesbank	24
Bucht	16
Hinterrinner	21
Nebengewässer	6

Bad Ragaz

oberhalb Riffel	9
oberer Teil Kiesbank	179
unterer Teil Kiesbank	10

Buchs

oberhalb Riffel	7
oberer Teil Kiesbank	187
unterer Teil Kiesbank	22
Bucht	17
Rinner	152
Hinterrinner	23

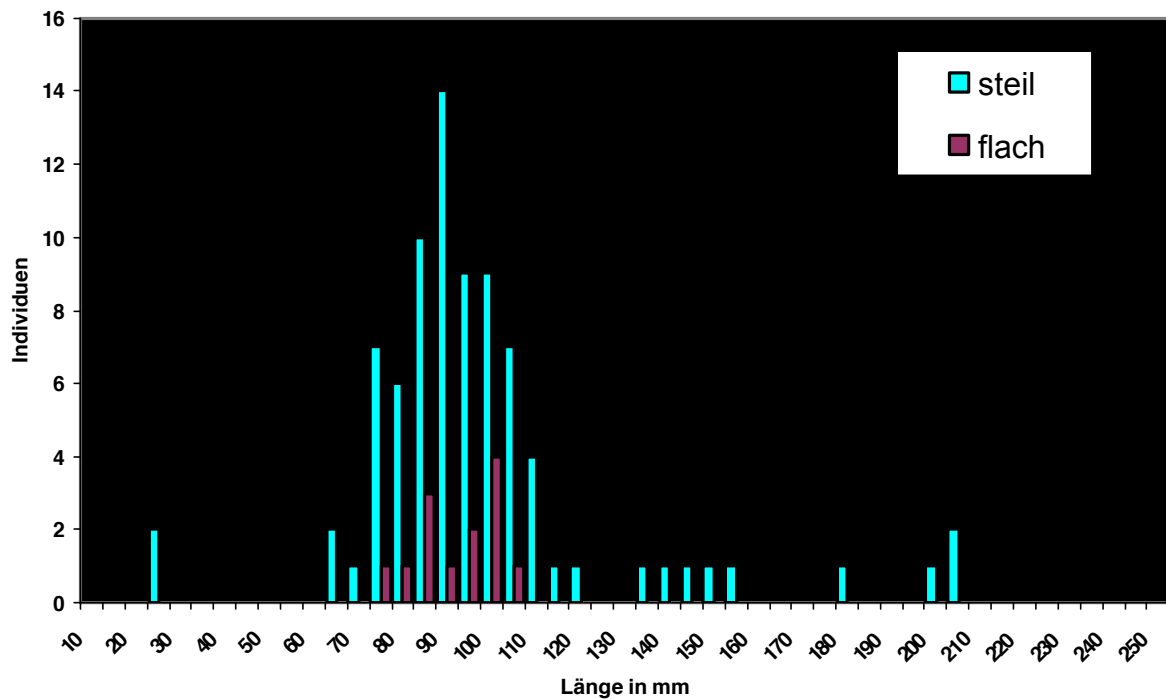


Abb. 4.42: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle an flachen und steilen Kiesbänken im Oktober 1999 in Mastrils

In Mastrils differieren die Stückgewichte entlang flacher und steiler Kiesbänke deutlich weniger als in den anderen Abschnitten, da hier aufgrund der heterogeneren Ausformung an den steilen Kiesbänken neben größeren Bachforellen auch juvenile vorkommen (siehe Abb. 4.42).

Entlang der flacheren Kiesbänke sind hingegen nur einsömmrige Individuen belegt. Die im Vergleich zur steilen Kiesbank insgesamt sehr geringe Dichte ist möglicherweise auf die hier besonders stark auftretenden Wasserspiegelschwankungen bei Schwall zurückzuführen (vgl. Kap. 6).

Die Regenbogenforelle weist hingegen eher eine Verschiebung der Altersklassen im Querprofil auf. So dominieren im Oktober 1999 in den ufernahen Streifen die Größenklassen bis 160 mm; größere Individuen besiedeln diesen Bereich nur vereinzelt (siehe Abb. 4.43). In den flusswärts versetzten Streifen dagegen werden ausschließlich Individuen größer 160 mm gefangen, wobei alle Regenbogenforellen größer 210 mm nur hier dokumentiert werden.

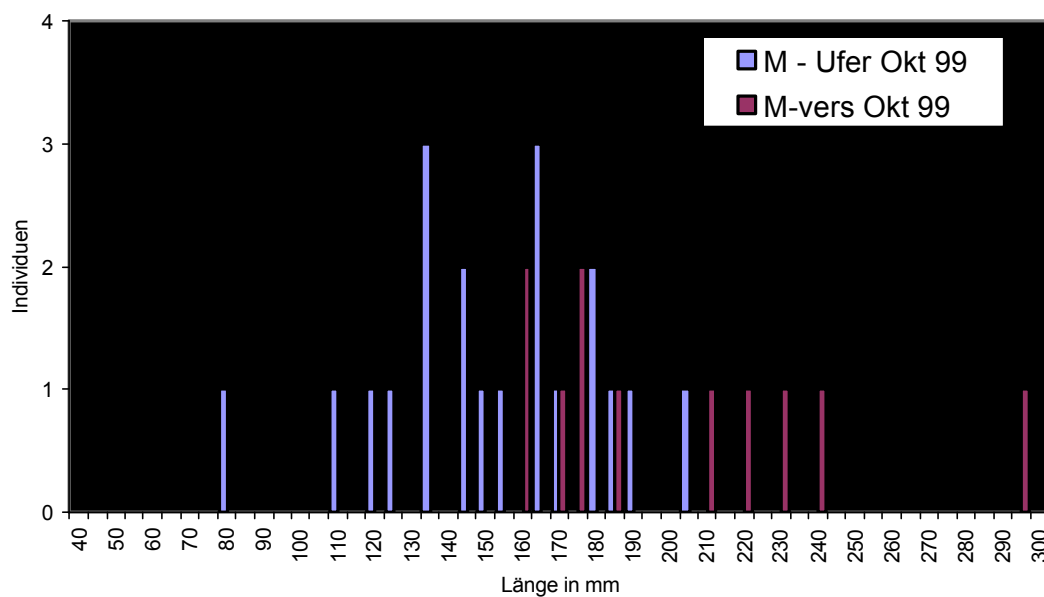


Abb 4:43: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle im ufernahen und flusswärts versetzten Streifen des Abschnitts Mastrils im Oktober 1999.

5 Reproduktionsverhältnisse für die Bachforelle

Die Beeinträchtigung der natürlichen Reproduktion durch die häufigen Wasserstandsschwankungen in Schwallstrecken in Mitteleuropa ist in der Literatur gut dokumentiert (Jungwirth, et al., 1990, Parasiewicz et al., 1998). Gerade für die Bach- bzw. Seeforelle trifft dies im besonderen Ausmaß zu, da die Laichzeit im Herbst in die Niederwasserphase nahezu aller Gewässer der Forellenregion fällt, wo die Schwallamplitude prozentuell am höchsten ist. Darüber hinaus verbleiben die Eier aufgrund der langen Entwicklungsdauer den gesamten Winter über im Substrat und sind damit lange den Beeinträchtigungen durch Schwallereignisse ausgesetzt. So belegen Untersuchungen an der Bregenzer Ache aus dem Jahr 1986 bei einem Verhältnis Sunk zu Schwall von bis zu 1:60 bzw. 60 m³/s nahezu den kompletten Ausfall der natürlichen Reproduktion der Bachforelle (Jungwirth et al., 1990). Im wesentlichen wird dies auf das Trockenfallen der Eier bei Sunk bzw. deren Erosion bei Schwall zurückgeführt (vgl. Kap. 2 und 6).

Wie die Schwebstoffuntersuchungen im Rahmen vorliegenden Projektes zeigen, führt der Schwall im Alpenrhein jedoch zusätzlich zu einer Mobilisierung der bei Sunk abgelagerten Feinsedimente und damit zu einer verstärkten Trübefracht im Winterhalbjahr. Diese Trübekonzentration (bis 150 mg/l) liegt zwar klar unter natürlichen Konzentrationen bei erhöhten Abflüssen im Frühjahr (bis über 1000 mg/l). Im Vergleich zur den charakteristischen „Klarwasserabflüssen“ im Winter liegen die Werte jedoch um das 10-fache höher (vgl. Teilbericht Trübung).

Ziel vorliegender Teiluntersuchung ist die Erhebung, ob bzw. in welchem Ausmaß die Reproduktion der Bach- und Seeforelle im Alpenrhein durch die erhöhte Trübefracht und die damit verstärkte Kolmation des Kieslückenraumes im Winterhalbjahr geschädigt wird bzw. gänzlich unmöglich ist. Die oben angeführten direkten Schädigungen durch den Schwalleinfluss werden dabei durch die eingesetzte Methodik ausgeschaltet.

5.1 Methodik

Ende November 1999 werden insgesamt 100 „modifizierte Vibert-Kästen“ in den Alpenrhein, einem kleinen Zubringer in den Mastrilser Auen („Dorfbach“) sowie in den Inn bei Telfs und in den Lech flussauf Reutte eingebracht. Um statistische Aussagen treffen zu können, werden jeweils 5 Parallelkästen pro Probenstelle eingebaut.

Die zylinderförmigen Kästen entsprechen in ihren Abmessungen und Aufbau im wesentlichen den Empfehlungen in der Literatur (z.B. Bams, 1985, Maret et al., 1993) und weisen eine Höhe und einen Durchmesser von jeweils 20 cm auf. Die Wand besteht aus Nirosta-Maschengitter (Maschenweite 1,5 mm). Boden und Deckel sind aus Kunststoffscheiben mit jeweils 5 Löchern (D = 4 cm mit Maschengitter bedeckt) gefertigt. Die Kästen werden mit dem im Flussbett an den jeweiligen Beprobungsstellen ausgegrabenen Kies verfüllt.



Abb. 5.1: Die modifizierten Vibert-Kästen werden mit an der Probestellen vorgefundenem Substrat befüllt.



Abb. 5.2: Das Einbringen der modifizierten Vibertboxen in den Alpenrhein erfolgt bei Sunk.

Mittels eines 2 cm über dem Boden angebrachten Lochbleches wird ein „Klarwasserraum“ geschaffen, in den die geschlüpften Larven einwandern können, um bei der Auswertung nicht von den Steinen zerdrückt zu werden.



Abb. 5.3: Drei Wochen nach dem Einbau werden die befruchteten Eier in die Kästen eingespült.

Die Gruben für die modifizierten Vibert-Kästen werden dabei mit einem U-förmigen Metallteil als Hülle gegraben, um den Aushub und damit den „entkolmatierten“ Bereich

möglichst klein zu halten. Die Oberkante der Kästen schließt mit der Substratoberkante plan ab. Mit 2 Laschen und einem Torstahlstab werden die Kästen zusätzlich gegen Erosion gesichert. Die Lage wird durch Einmessen von 2 markierten Uferpunkten bestimmt, um die Kästen im Frühjahr verlässlich wiederfinden zu können.

Der Einbau erfolgt bereits 3 Wochen vor dem Einbringen der Eier, um das Substrat in den Kästen sowie in der durch den Aushub entkolmatierten Umgebung wieder möglichst weitgehend einsedimentieren zu lassen.

Am 12./13.Dez. 1999 werden je 200 Seeforelleneier pro Kasten eingespült (siehe Abb. 5.3). Dazu wird der Deckel geöffnet und ein eng in den Zylinder passenden Rohr (D=20 cm) aufgesetzt. Im Anschluss werden die Eier über einen Trichter und ein dünnes Rohr (D=4 cm) eingespült, um die Eier möglichst naturnah in das Substrat gelangen zu lassen.



Abb. 5.4: Die Kästen werden mit Torstahlstäben gegen Erosion geschützt.

Die verwendeten Seeforelleneier stammen aus der kantonalen Fischzuchtanlage in Rohrschach, St. Gallen, und werden von 10 Mutterfischen im Rahmen des Bestandsförderungsprogrammes für die Bodensee-Seeforelle gewonnen. Insgesamt

10.000 Eier dieser Tranche verbleiben in der Fischzucht, um den Reproduktionserfolg im Labor als Referenz zu erfassen.

Die Kästen werden am 20.2.00 (Dorfbach) bzw. am 13.-15.3.00 wieder entnommen. Dabei wird auf möglichst weitgehenden Strömungsschutz durch flussauf vorgesetzte U-Profile geachtet, um ein Ausspülen der eingeschwemmten Feinsedimente möglichst gering zu halten. Für diesen Zweck werden die Kästen bereits an der Wasseroberfläche in teilweise wassergefüllte Kübeln eingebracht. Diese werden anschließend mit Wasser aufgefüllt und wasserdicht verschlossen bis zur Fischzucht in Ruggell (FL) transportiert, wo die Larven bzw. die Eier und das Substrat getrennt werden. Die Kästen von Inn und Lech werden in Innsbruck im Büro der ARGE Limnologie ausgewertet. Die Eier bzw. Larven werden vorsortiert und in Alkohol fixiert. Dabei werden Larven, Eier im Augenpunktstadium, lebende Eier und tote Eier unterschieden.

Das in den Kästen enthaltene Substrat wird ebenfalls mittels einer Siebanalyse ausgewertet. Dabei werden die in der Bodenmechanik üblichen Korngrößenklassen verwendet (siehe Tab. 5.1).

Tab.5.1: Bei der Siebanalyse verwendete Korngrößen und ihre Bezeichnung

Korngröße	Bezeichnung
> 40 mm	
20-40 mm	Grobkies
6,3-20 mm	Mittelkies
2-6,3 mm	Feinkies
0,63 – 2 mm	Grobsand
0,2 – 0,63 mm	} Feinsediment
0,063 – 0,2 mm	
> 0,063 mm	

Eintrag

Korngrößen über 2 mm repräsentieren dabei das an den einzelnen Bereichen in die Kästen eingefüllte Substrat. Korngrößen <2mm sind hingegen in die Vibertkästen eingeschwemmt und für die Auswertung von besonderer Bedeutung. Dabei wird entsprechend den Literaturangaben über Reproduktionsuntersuchungen an Salmoniden die Grobsandfraktion (Korngrößen 0,63-2mm) von feinerem Sediment <0,63 mm unterschieden.

5.1.1 Statistische Auswertung

Die von den jeweiligen Probestellen erhobenen und ausgewerteten Daten bezüglich Larven/Eistadien sowie Substrat werden durch statistische Verfahren miteinander verglichen.

Dabei wird zur Überprüfung auf Normalverteilung der Kolmogorov-Smirnov-Test herangezogen. Mit diesem Test kann man die Variablenwerte auf Normal-, Gleich- oder Poissonverteilung testen. Da in dem meisten Fällen keine Normalverteilung vorliegt, wird im Weiteren auf Nichtparametrische Tests zurückgegriffen.

Nichtparametrische Tests versuchen aufgrund der Daten einer Stichprobe Rückschlüsse auf die Eigenschaften der Werte in der Grundgesamtheit zu ziehen. Dies haben sie mit allen anderen Testverfahren auf stichprobenhaltiger Grundlage gemeinsam. Der wesentliche Unterschied zwischen den nichtparametrischen und den parametrischen Tests besteht darin, dass die nichtparametrischen Tests wesentlich geringere Anforderungen an die Verteilung der Werte in der Grundgesamtheit stellen. So ist es nicht erforderlich, dass die zu vergleichenden Stichproben annähernd normalverteilten Grundgesamtheiten entstammen.

Verwendet wird in einem ersten Schritt der Kruskal-Wallis-Test. Dieser wird auch als Rangvarianzanalyse bezeichnet, da er als das verteilungsfreie Analogon zur einfaktoriellen parametrischen Varianzanalyse anzusehen ist.

Dieser Test ist eine Ausweitung des U-Testes von Mann und Whitney beim Vorliegen von mehr als zwei unabhängigen Stichproben. Auch er basiert auf einer gemeinsamen Rangreihe der Werte aller Stichproben.

Werden bei der Auswertung signifikante Unterschiede (zwischen jeweils allen miteinander verglichenen Stichproben) erhoben, erfolgt im Weiteren der Vergleich jeweils zweier Stichproben mit dem Mann-Whitney-Test (2 unabhängige Stichproben), wobei alle möglichen Kombinationen überprüft werden.

Damit sind letztendlich Aussagen über signifikante Abhängigkeiten einzelner Probestellen bezüglich der Reproduktions- von den Substratdaten möglich. Neben Signifikanzen wird auch noch in Trends unterschieden.

5.2 Beprobungsstellen

Die insgesamt 100 modifizierten Vibert-Kästen werden in den Alpenrhein, einem kleinen Zubringer in den Mastrilser Auen („Dorfbach“) sowie in Inn und Lech eingebracht. Der Dorfbach, ein Grundwasser gespeister Zubringer in den Mastrilser Auen, soll die in der Literatur vielfach angeführten guten Reproduktionsbedingungen in diesem Gewässertyp dokumentieren. Der Lech dient als einziges dem Alpenrhein annähernd vergleichbares naturnahes Gewässer ohne Schwalleinfluss als Referenz. Der ebenfalls durch Schwall beeinflusste Inn soll Unterschiede im Feinsedimenttransport (deutlich feinere Schwebstoffe) und deren Auswirkungen auf die Reproduktionsverhältnisse der Bachforelle aufzeigen. Die Schwallamplitude des Inns liegt dabei bei Niederwasser (80-90 cm bzw. $100 \text{ m}^3/\text{s}$) etwas unter jener des Alpenrheins (bis über 100 cm bzw. bis $140 \text{ m}^3/\text{s}$).

Die insgesamt 21 Stellen verteilen sich folgendermaßen:

Alpenrhein:

4 Stellen in den Mastrilser Auen

5 Stellen bei Bad Ragaz (flussauf der Eisenbahnbrücke)

5 Stellen flussab der Schwelle Buchs

1 Stelle in einem kleinen Zubringer in den Mastrilser Auen („Dorfbach“)

2 Stellen im Inn bei Telfs (mit 2 bzw. 3 Vibertkästen)

4 Stellen im Lech bei der Johannesbrücke

Laichplatzkartierungen in früheren Untersuchungen im Alpenrhein brachten keine Hinweise auf existierende Laichplätze im Untersuchungsgebiet. Daher werden jeweils folgende 3 charakteristische Bereiche im Flussbett beprobt (vgl. Abb. 5.5):

oberhalb Riffel: Das in diesem Bereich in den Kieskörper einströmende Flusswasser fördert die Sauerstoffversorgung der Eier. So nutzen z.B. Huchen häufig diese Stellen als Laichplatz (Schmutz, et al., 1999). Aufgrund der erhöhten Trübungskonzentration im Alpenrhein kommt es aber hier gleichzeitig auch zu verstärkter innerer Kolmation.

unterer Teil der Riffel: Hier strömt Wasser aus dem Kieslückenraum in den Fluss zurück. Diese Stelle wird daher ebenfalls als Laichplatz genutzt.

entlang der Kiesbänke: Hier kommt es zu starker Sedimentation feinerer Korngrößen bei Sunk. Diese Bereiche stellen entsprechend den flussmorphologischen Verhältnissen bzw. den Literaturangaben keine potentiellen Laichplätze dar, sondern dienen für methodische Vergleichszwecke.

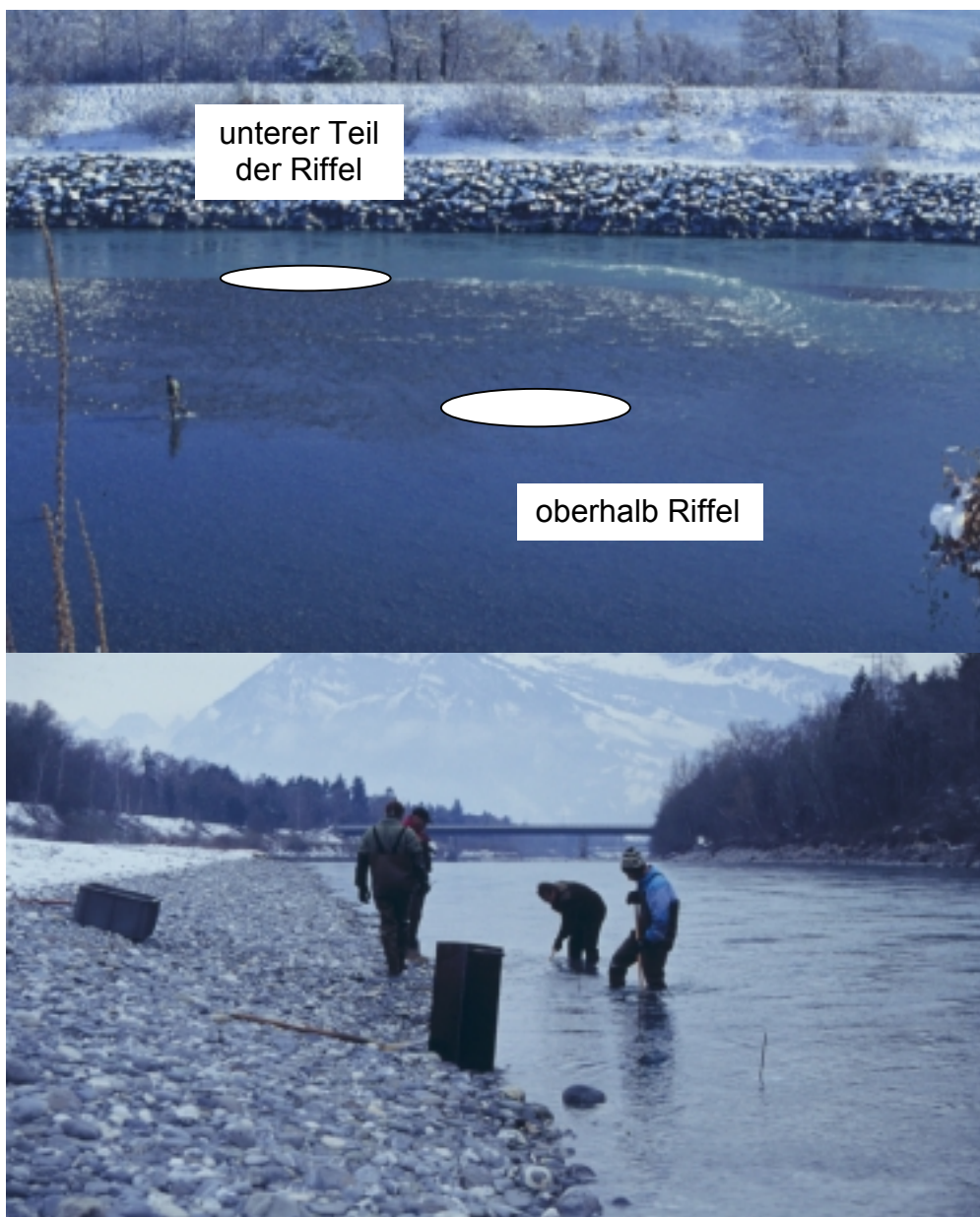


Abb 5.5: Die 3 Bereiche oberhalb Riffel, Unterer Teil Riffel, und entlang Kiesbank

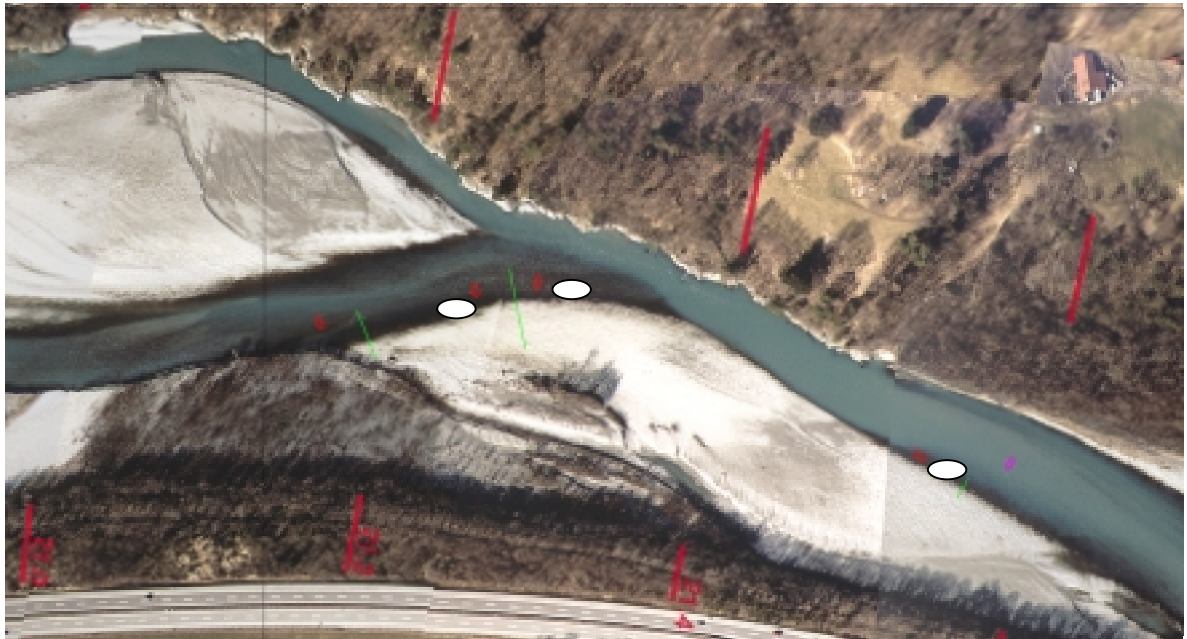
Mastrils:

Abb 5.6: Lage dreier Probestellen im oberen Teil der Kiesbank im Abschnitt Mastrils (weiß = Vibertkästen).

Im Untersuchungsabschnitt Mastrils werden an 4 Probestellen jeweils 5 Vibert-Kästen in den kiesigen Untergrund eingebracht. Die insgesamt 20 Boxen befinden sich an verschiedenen Stellen entlang einer großflächigen Kiesbank zwischen Stromkilometer 21,2 und 21,8.



Abb. 5.7: Im unteren Teil des Riffels am unteren Ende der beprobten Kiesbank in Mastrils befindet sich die Probestelle D.

Die erste Probestelle liegt im oberen Teil eines Riffels (Stelle A) bei ca. 21,2 km. Ungefähr 70m flussab befindet sich die Probestelle B im unteren Teil des Riffels. Vis-a-vis einer Felswand liegt die Probestelle C, deren Lage als „entlang der Kiesbank“ eingestuft wird (siehe Abb. 5.6).

Am unteren Ende der Kiesbank befindet sich die 4. Probestelle. Die Vibert-Kästen dieser Probestelle D werden im unteren Teil eines relativen kleinen, in den Rhein hinausragenden Riffel bei Stromkilometer 21,75 eingebracht (siehe Abb. 5.7).

Bad Ragaz



Abb. 5.8: Lage von drei der fünf Probestellen im Abschnitt Bad Ragaz (weiß = Vibert-Kästen).

Im Abschnitt Bad Ragaz werden an insgesamt 5 Probestellen wiederum jeweils 5 Vibert-Kästen eingebracht. Die ersten beiden befinden sich oberhalb bzw. im unteren Teil eines flachen Riffels flussauf der Eisenbahnbrücke (Flusskm 28,3). Die drei anderen Stellen liegen flussauf der Strassenbrücke Maienfeld-Bad Ragaz (Flusskm 26,7-27,0, siehe Abb. 5.8). Mit Probestelle G wird der Bereich oberhalb des Riffels, mit Stelle H der unteren Teil dieses Riffels beprobt. Probestelle I ist ca. 300 m flussab bei Fluss-km 27,0 entlang der Kiesbank situiert.

Buchs



Abb. 5.9: Lage der fünf Probestellen im Abschnitt Buch (weiß = Vibert-Kästen).

Im Abschnitt Buchs, flussab der Buchser Schwelle, werden ebenfalls 5 Probestellen untersucht. Diese befinden sich an zwei Kiesbänken zwischen Fluss-km 51,2 und 52,1 (siehe Abb. 5.9). An der ersten Kiesbank werden drei Stellen mit den Lagen oberhalb und unterhalb Riffel, sowie entlang der Kiesbank unterschieden. Die 10 Vibert-Kästen an den ersten beiden Stellen gehen aufgrund von Erosion im Bereich des Riffels bei Schwall verloren. Alle anderen der insgesamt 100 Kästen können geborgen werden.

Am oberen Ende der zweiten Kiesbank werden im Bereich des Riffels wiederum zwei Lagen unterschieden, Probestelle K oberhalb des Riffels und Probestelle L im unteren Teil des Riffels.

Dorfbach

Im Dorfbach, einem grundwassergespeisten Zubringer im Abschnitt Mastrils, wird eine Probestelle (mit 5 Kästen) situiert (siehe Abb. 5.10). Diese befindet sich in einem Furtbereich, wo der Dorfbach aus dem Waldbereich in die Kiespionierflächen des Alpenrheins in den Mastrilser Auen eintritt.



Abb. 5.10: Im Dorfbach, einem Zubringer in den Mastrilser Auen, werden insgesamt 5 Vibert-Kästen eingebracht.

Lech



Abb. 5.11: Im Lech werden insgesamt 20 Vibert-Kästen verteilt auf 4 Bereiche eingebracht.

Im Referenzabschnitt des Lechs im Bereich der Johannesbrücke befinden sich 4 Probestellen (siehe Abb. 5.11). Analog zu den anderen Abschnitten werden wiederum verschiedene Bereiche unterschieden, wobei aufgrund der morphologischen Ausformung ein weiteres Mesohabitat, „im Riffel“ definiert wird.

Die Probestellen tragen die Bezeichnung oberhalb Riffel (Stelle M), im Riffel (Stelle N), unterer Teil des Riffels (Stelle O) und entlang der Kiesbank (Stelle P).

Inn

Die Kästen werden in den Inn flussauf von Telfs eingebaut. Wie Abb. 5.12 zeigt, liegen 3 Kästen im Bereich „oberhalb Riffel“, 2 Kästen im Bereich „unterer Teil Riffel“.

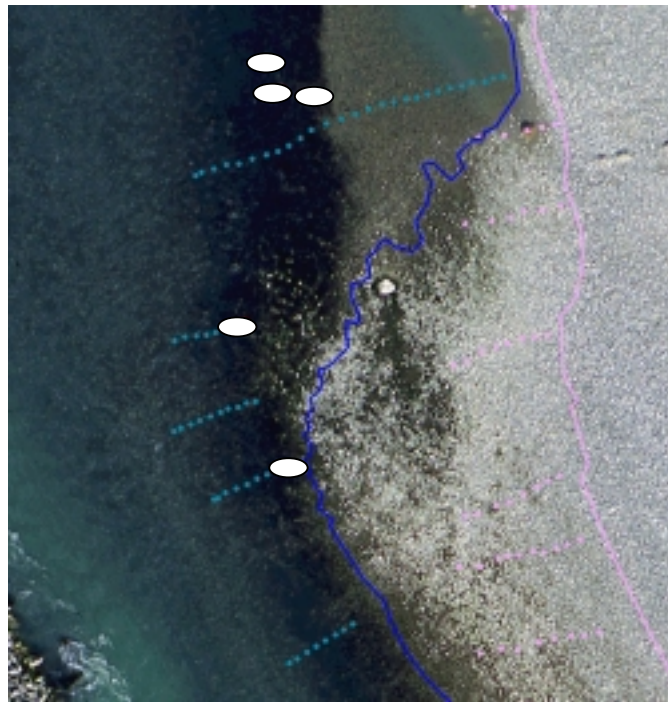


Abb. 5.12: Lage der Vibertkästen im Inn flussauf Telfs. Zusätzlich sind die Wasseranschlagslinie bei Sunk (blau) und Schwall (violett) sowie zugehörige Fließgeschwindigkeitsmessstellen eingezeichnet.

5.3 Reproduktionserfolg

Trotz teilweiser sehr starker Kolmation werden in allen geborgenen Kästen lebende Eier bzw. Larven gefunden. Dabei ergeben sich jedoch zwischen den einzelnen Flüssen und Beprobungsstellen deutliche Unterschiede.

5.3.1 Vergleich der Reproduktionserfolge in den einzelnen Flüssen

Maßgebend für die Dauer der Eientwicklung sind die sogenannten Tagesgrade (Summe der mittleren Tageswassertemperatur von der Eibefruchtung bis zum Schlüpfen der Larven). Für die Bachforelle beträgt dieser Wert je nach Wassertemperatur zwischen 300 und 500 Tagesgrade (Igeler, 1969; Leitritz, 1969). Witzel & MacCrimmon (1983) geben 406 bis 420 Tagesgrade an (siehe Abb. 5.13).

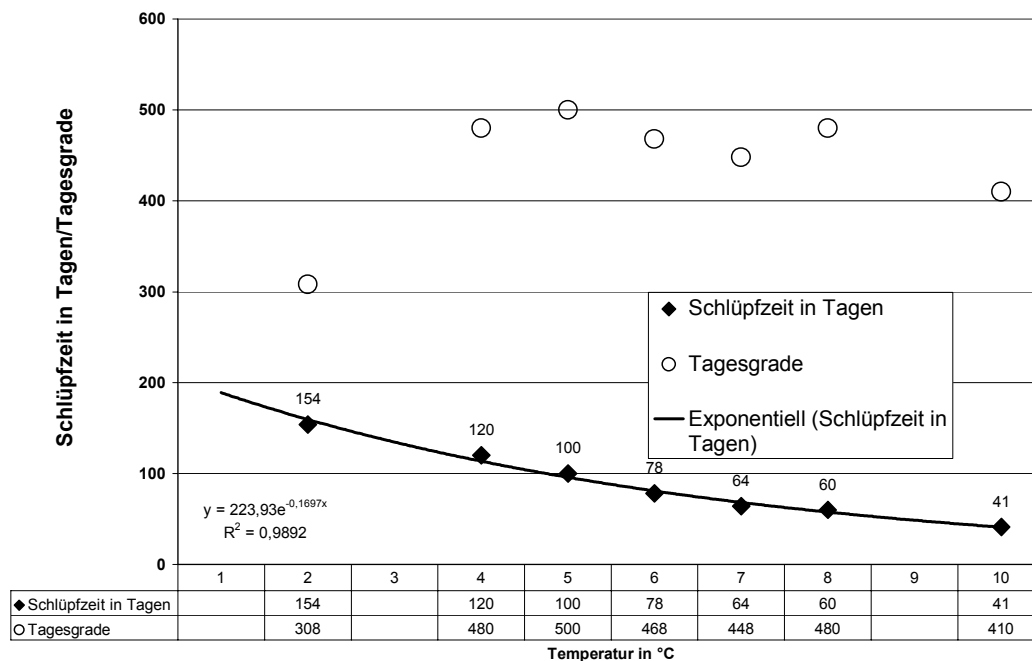


Abb. 5.13: Schlüpfzeit der Bachforelle in Tagen im Zusammenhang mit der durchschnittlichen Wassertemperatur und den daraus resultierenden Tagesgraden (Igeler, 1969, Leitritz, 1969; Witzel & MacCrimmon, 1983).

Am weitesten dürfte die Entwicklung im Alpenrhein gegenüber Lech und Inn fortgeschritten sein. Hier ist entsprechend der Literatur bei ca. 400 Tagesgraden und einer durchschnittlichen Wassertemperatur von ca. 4,3°C (Diepoldsau) mit einem fortgeschrittenen Schlupf der Larven zu rechnen (siehe auch Abb. 5.14). Im Längsverlauf des Alpenrheins ergibt sich dabei gegenüber Domat/Ems praktisch kaum eine Aufwärmung (Jän./Feb. durchschnittlich 0,3°C).

Im Grundwasser gespeisten, im Winter deutlich wärmeren Dorfbach werden bereits am 20.2.1999 frei schwimmende Larven dokumentiert. Im Lech ist mit 308 Tagesgraden und einer mittleren Wassertemperatur von ca. 3°C bei der Entnahme der Kästen erst ein Beginn des Schlüpfens anzunehmen. Im Inn liegt die Entwicklung noch hinter den Verhältnissen im Lech. So beträgt die Durchschnittstemperatur im Inn nur 2,7°C, was in Summe 253 Tagesgraden entspricht.

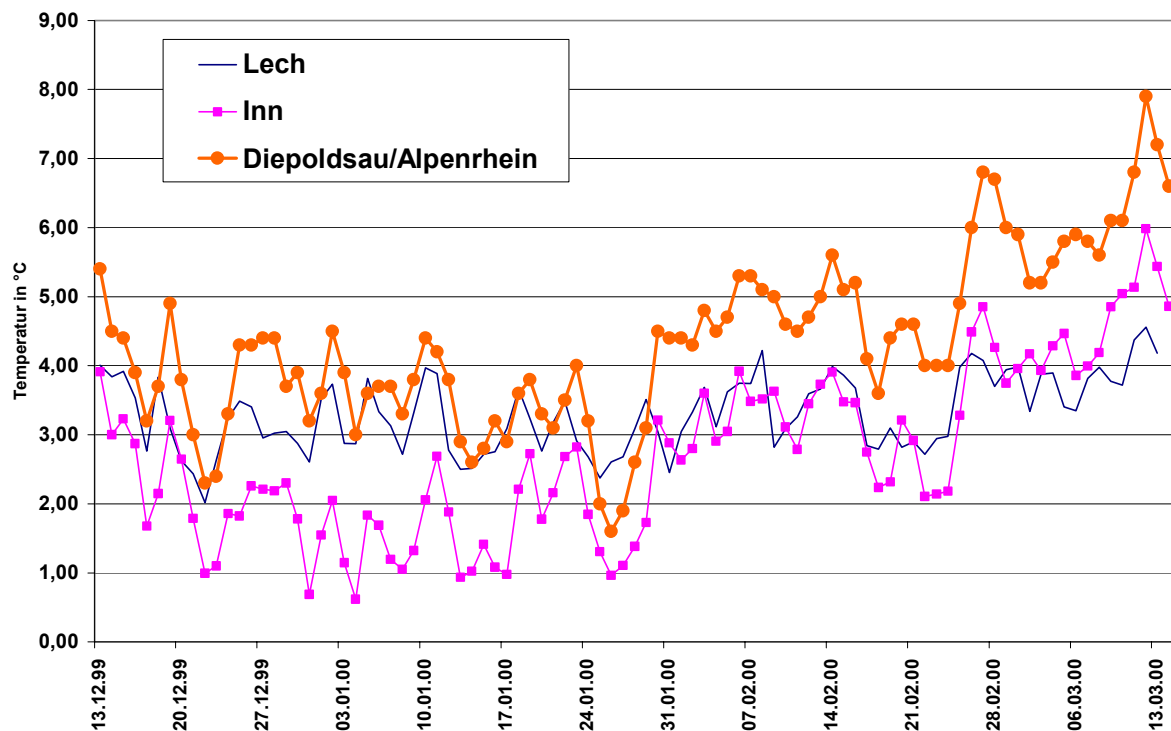


Abb. 5.14: Verlauf der Wassertemperatur (Tagesmittelwerte) in Alpenrhein, Inn und Lech im Untersuchungszeitraum vom 13.12.99 bis 13.3.00

Die in der Fischzucht als Referenz gehaltenen Eier belegen mit einer Schlüpftrate von über 90% die gute Eiqualität und Befruchtungsrate. Die Auswertung zeigt im Alpenrhein hingegen nur wenige Larven, die sich zudem auf 2 Stellen in Mastrils konzentrieren. An allen anderen Stellen werden nur Eier im Augenpunktstadium sowie in der Entwicklung weiter zurückgebliebene Eier belegt. Entsprechend den vorliegenden Literaturangaben wird die Eientwicklung vor allem durch eine schlechtere Sauerstoffversorgung der Eier bei verringerten Durchfluss durch den Kieslückenraum verzögert (Cordone & Kelly, 1961; Shumway et al., 1964). Für die vorgefundenen Eier im Augenpunktstadium und vor allem die sonstigen lebenden Eier ist unter Berücksichtigung der verzögerten Entwicklung ein Schlüpfen, wenn dies überhaupt erfolgen würde, erst in mehr als einem Monat anzunehmen. So geht man ab Eintritt des Augenpunktstadiums bis zum Schlüpfen von 60% der bis dahin benötigten Entwicklungszeit (Tagesgrade) aus (Payr, 2001, Wiesner, 1937). Jungfische mit ausreichender Schwimmkapazität können sich daher an diesen Probestellen bis zum Einsetzen der erhöhten Wasserführung im Alpenrhein kaum mehr entwickeln.

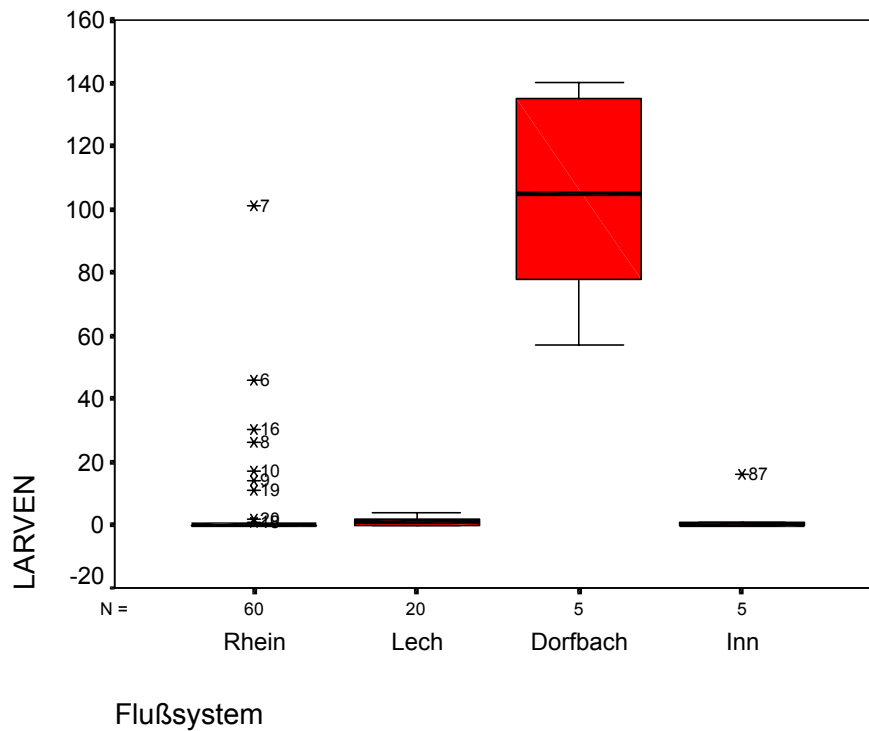


Abb. 5.15: Durchschnittliche Anzahl der Larven pro Vibert-Box in den 4 Fließgewässern Alpenrhein, Lech, Dorfbach und Inn.

Im Dorfbach werden über 50% der eingebrachten Eier als Larven, insgesamt 512, wiederbelegt. Dieser Reproduktionserfolg ist im Vergleich zu den in der Literatur angegebenen Werten als sehr hoch anzusehen (Coble, 1961, Kondolf, 2001, Koski, 1966, Tagart, 1984). Dies unterstreicht die Bedeutung vor allem der Grundwasser gespeisten Zubringer, der „Giessen“, als Reproduktionsareale für die Fischfauna des Alpenrheins.

Im Lech sind trotz geringerem Entwicklungsgrad der Eier bei allen Probestellen Larven nachgewiesen, was - wie auch zu erwarten - gute Reproduktionsbedingungen in diesem naturnahen Fluss belegt. Auch im Inn werden, allerdings nur im unteren Teil des Riffels und in relativ geringen Stückzahlen, Larven dokumentiert.

Mit Ausnahme des Dorfbaches dominieren an allen Stellen Eier im Augenpunktstadium sowie lebende Eier, was in Lech und Inn aufgrund der geringen Tagesgrade auch zu erwarten ist. Im Dorfbach werden hingegen nur Larven und vereinzelt tote Eier nachgewiesen.

5.3.2 Vergleich des Reproduktionserfolges in den einzelnen Flussbereichen

Der Vergleich des Reproduktionserfolges in den einzelnen Flussbereichen ergibt mit Ausnahme des Lechs eine klare Tendenz. So werden Larven nur an Beprobungsstellen im unteren Teil des Riffels dokumentiert, was auch statistisch signifikant auftritt (Abb.5.16). Im Alpenrhein sind dabei Larven ausschließlich an diesen Flussbereichen in Mastrils belegt.

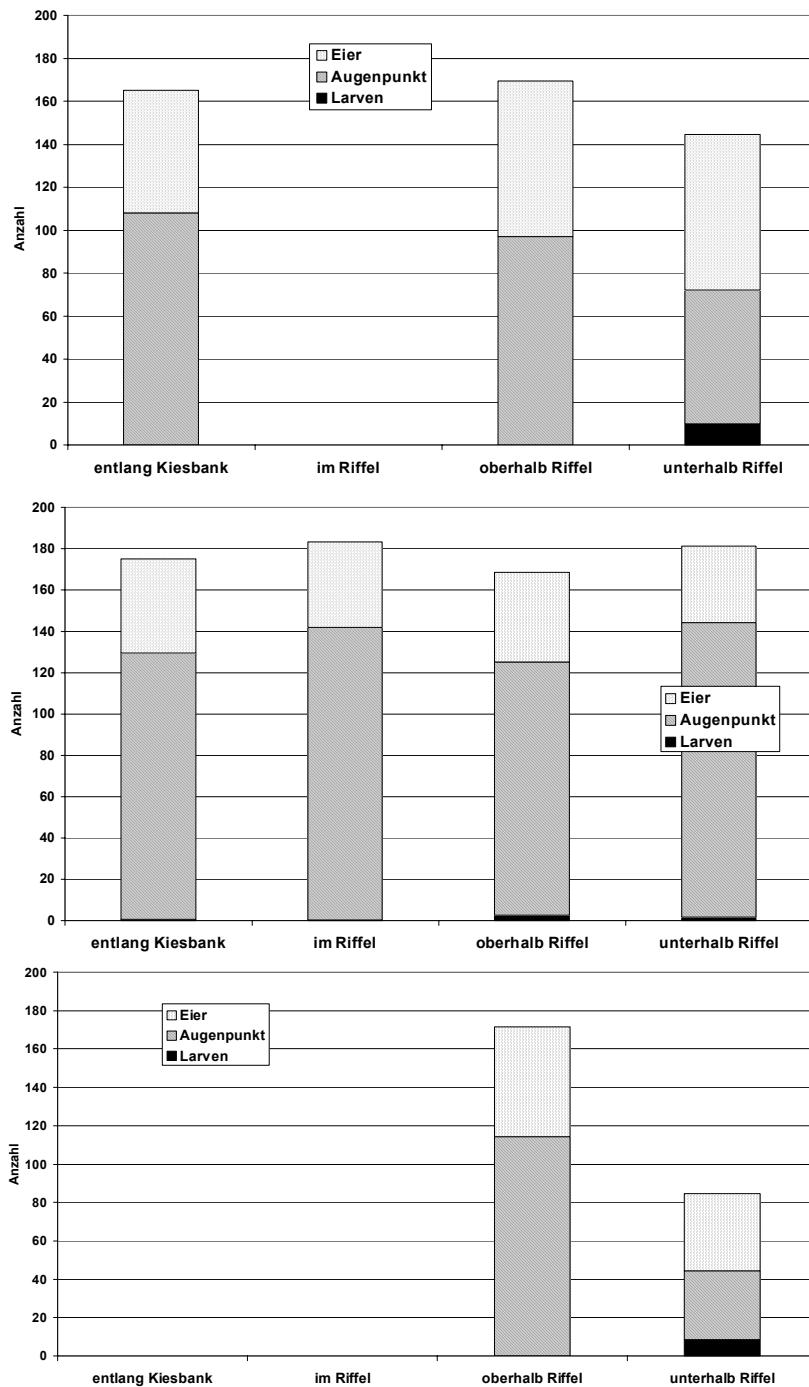


Abb. 5.16: Durchschnittliche Anzahl an Larven und den zwei Eistadien („Augenpunkt“ und „Eier“) in den verschiedenen Mesohabitaten der einzelnen Flüsse (oben: Alpenrhein; Mitte: Lech; unten Inn).

Im Lech werden hingegen in allen Flussbereichen Larven vorgefunden. Auch hinsichtlich der Gesamtzahl der vorgefunden Larven, Eier im Augenpunktstadium und lebenden Eier liegen hier die geringsten Unterschiede zwischen den einzelnen Flussbereichen vor. Diese erreichen zudem im Lech die absolut höchsten Werte (170-182 von jeweils 200 Eiern).

Die durch die Entkolmatierung der Sohle begünstigten Substratbedingungen in den Vibertkästen ermöglichen daher im naturnahen Referenzfluss auch an weniger geeigneten Stellen erfolgreiche Reproduktion. Demgegenüber werden im Alpenrhein an den meisten Stellen dominierend Eier im Augenpunktstadium und lebende Eier nachgewiesen, was eine stark verzögerte Eientwicklung dokumentiert (vgl. auch Kap. 5.4).

Die höchsten Gesamtzahlen (Larven, Eier im Augenpunktstadium und lebende Eier) werden dabei entlang der Kiesbänke bzw. oberhalb der Riffel erreicht (siehe Abb. 5.17). Besonders dramatisch ist dies am Inn, wo die mittlere Gesamtzahl mit 170 im Bereich „oberhalb Riffel“ doppelt so hoch wie im unteren Teil des Riffels ist.

Vergleicht man die 3 Abschnitte im Längsverlauf des Alpenrheins, so liegen in Mastrils ähnliche Verhältnisse, wenn auch nicht so ausgeprägt, wie im Inn vor. In beiden untersuchten unteren Teilen von Riffeln, wo als einzige Stellen im Alpenrhein Larven dokumentiert werden, liegt die Gesamtzahl (Larven, Eier im Augenpunktstadium und lebende Eier) mit 120 deutlich unter jener der anderen beprobten Flusstrukturen (160 bzw. 180, siehe Abb. 5.17). In Buchs und Bad Ragaz, wo auch im unteren Teil der Riffel keine Larven nachgewiesen werden können, liegt an diesen Bereichen die Gesamtzahl hingegen in der Größenordnung der anderen Stellen (um 160). In Buchs wird dabei die höchste Anzahl von Eiern im Augenpunktstadium am Alpenrhein dokumentiert.

Inwieweit die verzögerte Eientwicklung und die höhere Gesamtzahl (Larven, Eier im Augenpunktstadium und lebende Eier) einen kausalen Zusammenhang haben, kann auf Basis vorliegender Daten bzw. auch anhand der Literaturhinweise nicht abgeschätzt werden.

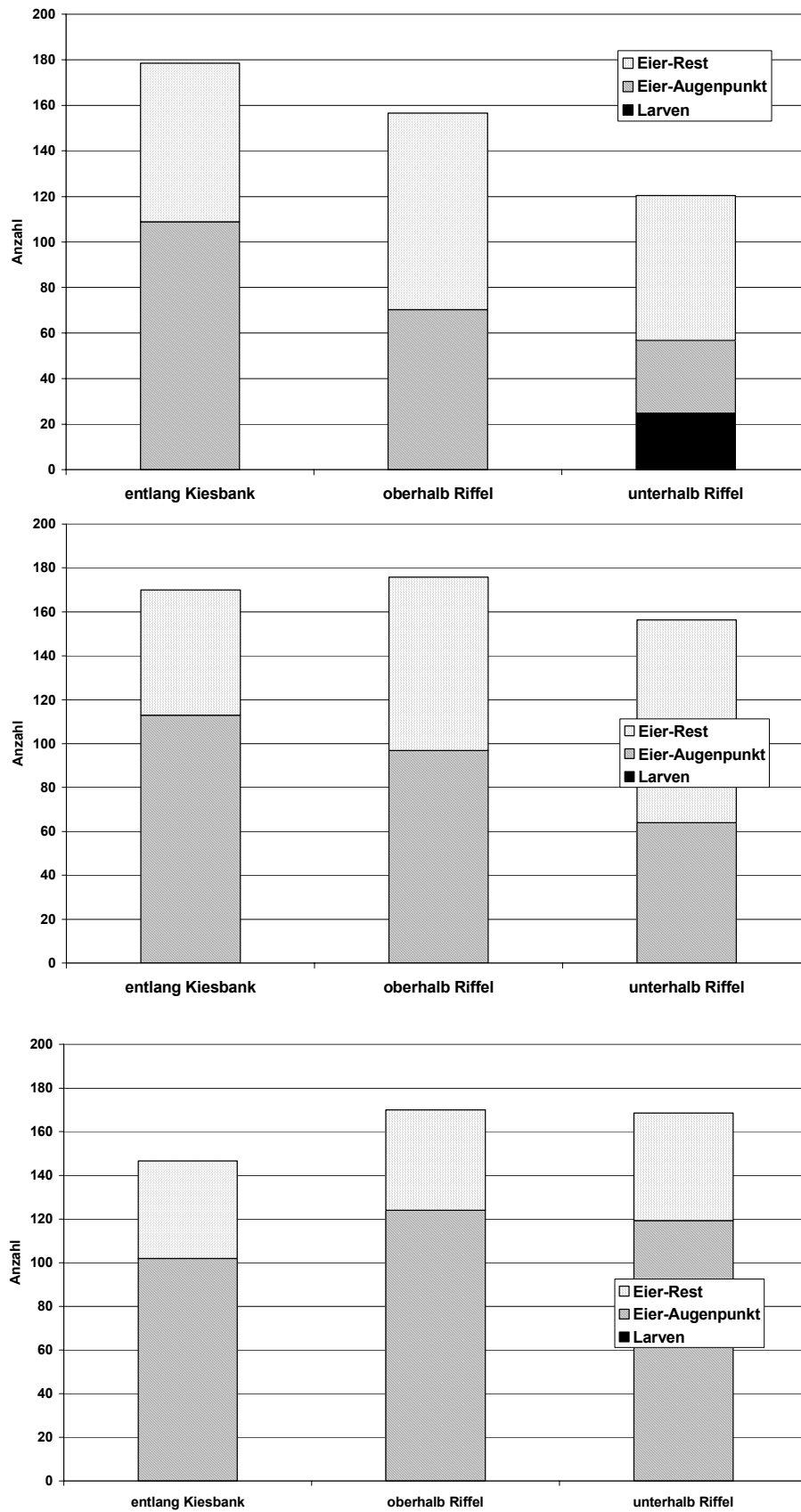


Abb. 5.17: Durchschnittliche Anzahl an Larven und den zwei Eistadien („Augenpunkt“ und „Eier“) in den verschiedenen Mesohabitaten der 3 Abschnitte im Alpenrhein. oben: Mastrils; Mitte: Bad Ragaz; unten: Buchs.

5.4 Substratverhältnisse

In die modifizierten Vibertkästen wird jeweils das an den einzelnen Bereichen vorliegende Substrat mit Korngrößen größer 2 mm eingebracht. Korngrößen zwischen 20 und 100 mm dominieren. Dabei schwanken die Substratverteilungen zwischen den einzelnen Flüssen und Bereichen deutlich (siehe Abb. 5.18 bis 5.19). Eine einheitliche Tendenz zwischen den Bereichen oberhalb und unterer Teil Riffel bzw. entlang der Kiesbank fehlt hingegen ebenso wie ein Zusammenhang mit dem Nachweis von Larven (vgl. Kap. 5.3).

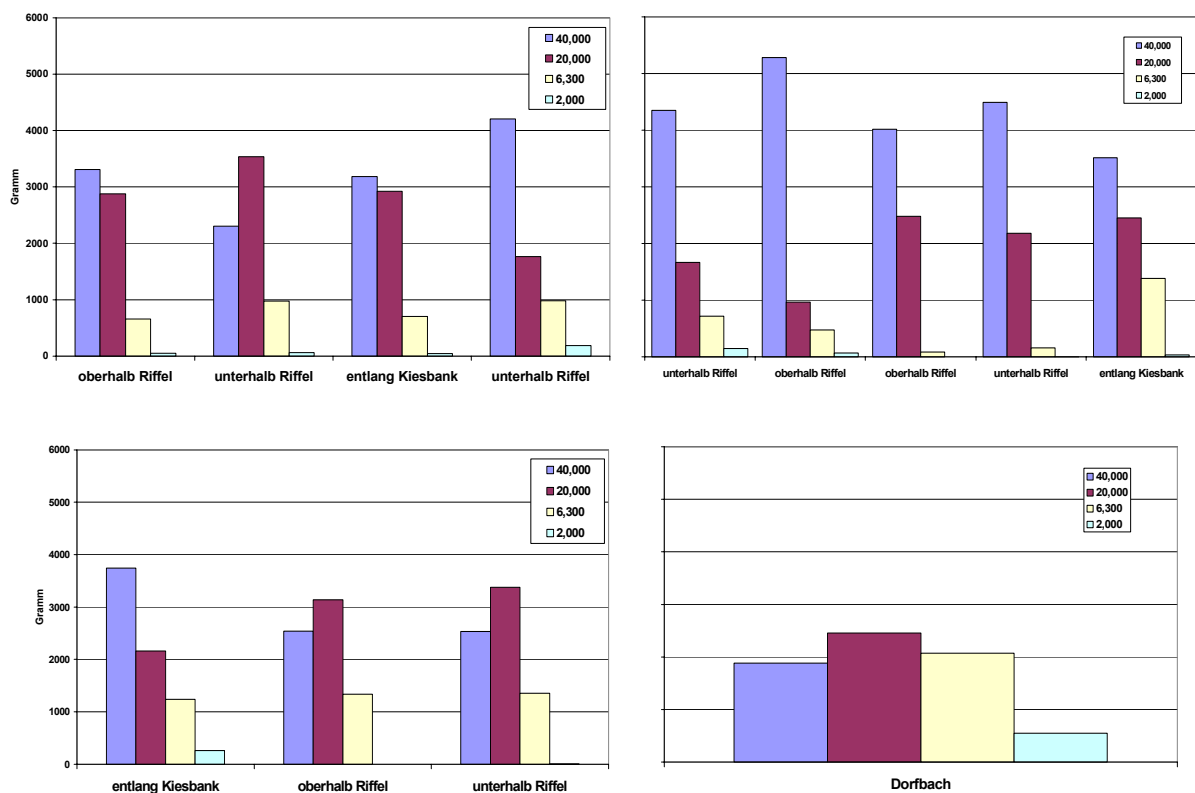


Abb. 5.18: Gewicht der einzelnen Fraktionen >2mm des in die Vibert-Boxen eingebrachten Substrates in den 3 Abschnitten des Alpenrhein. Links oben: Mastrils, rechts oben: Bad Ragaz, links unten: Buchs, rechts unten: Dorfbach

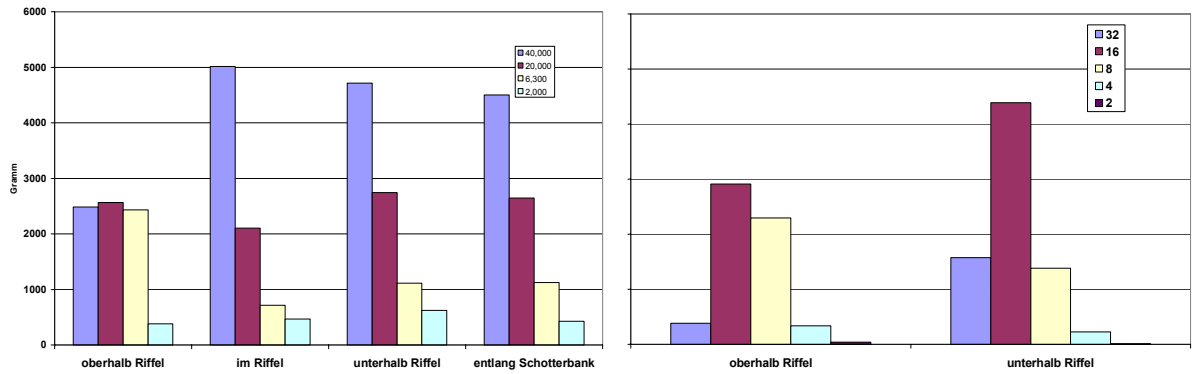


Abb. 5.19: Gewicht der einzelnen Fraktionen >2mm des in die Vibert-Boxen eingebrachten Substrates im Lech und Inn. links: Lech, rechts: Inn (Die Korngrösseneinteilung im Inn differiert dabei geringfügig von den anderen Proben)

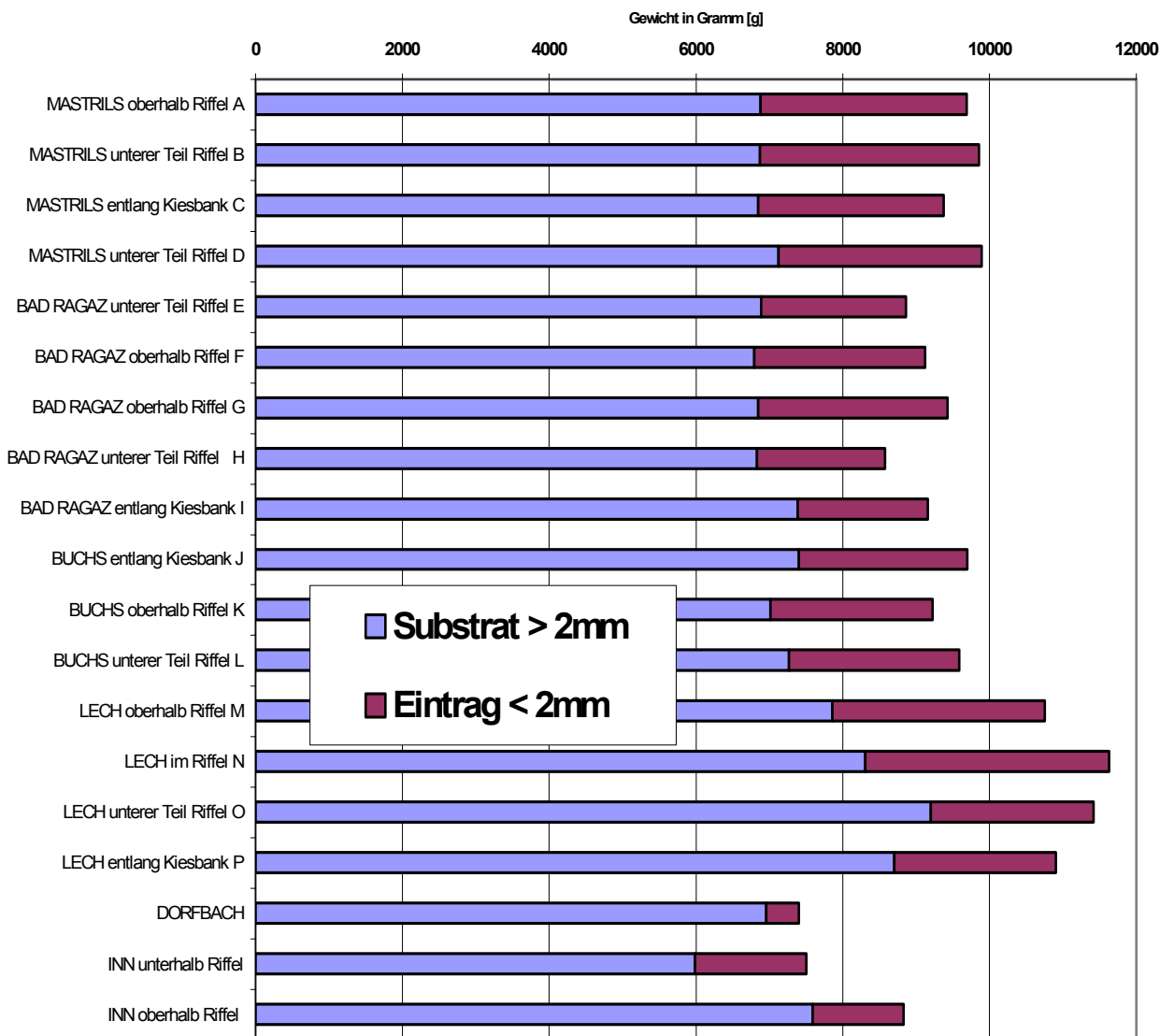


Abb. 5.20: Gewicht des eingebrachten (>2mm) sowie des eingetragenen (<2mm) Substrates in den einzelnen Stellen der verschiedenen Flüsse

Insgesamt werden in die Vibertkästen jeweils zwischen 6000 Gramm und 9000 Gramm Substrat eingebracht (Abb. 5.20). Dorfbach und Inn weisen dabei die deutlich geringsten Werte auf, was auf den kleineren mittleren Korndurchmesser des Substrates zurückzuführen ist. Im Lech werden stets über 8000 g Substrat eingebracht. Hier dominieren bis auf einen Bereich Korngrößen größer 40 mm. Der Alpenrhein weist hingegen trotz unterschiedlicher Substratverteilungen relativ ausgeglichene Werte um 7000 g auf.

Betrachtet man das eingetragene Feinsediment (Durchmesser < 2mm) anhand der Mediane, so ergibt sich für den Lech mit 2818 g der klar höchste Eintrag (siehe Abb. 5.21).

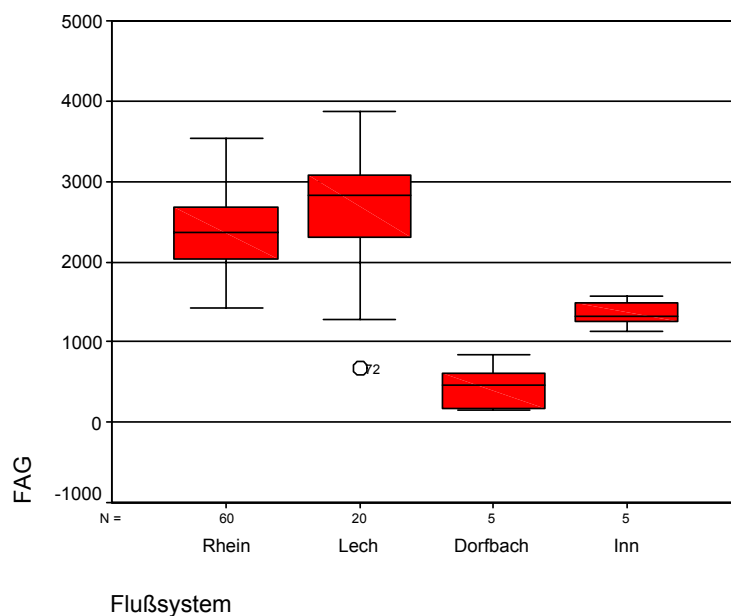


Abb. 5.21: Gewicht des eingetragenen (<2mm) Substrates in Gramm (= FAG) in den verschiedenen Flüssen dargestellt anhand von Boxplots.

Für den Alpenrhein liegt mit 2375 g ein ebenfalls hoher Wert vor, während am Inn mit 1317 g ca. die Hälfte der zuvor genannten Einträge belegt sind. Die mit Abstand niedrigsten Werte treten im Dorfbach mit 455 g auf.

Unterteilt man den Eintrag in einen gröberen Anteil (Grobsand; D 0,63-2 mm) und Feinsediment (D < 0,63 mm) erreicht der Lech mit fast 1900 g eingetragenen Grobsand einen mit Abstand höheren Wert als alle anderen Gewässer, der vermutlich auf mehrere kleinere Hochwässer im Winter beruht (siehe Abb. 5.22). Für den Alpenrhein ergeben sich Werte von knapp über 400 g. Im Dorfbach beträgt der Grobsandanteil 240 g. Im Inn liegt hingegen kaum Grobsandeintrag vor (Mittelwert 105g).

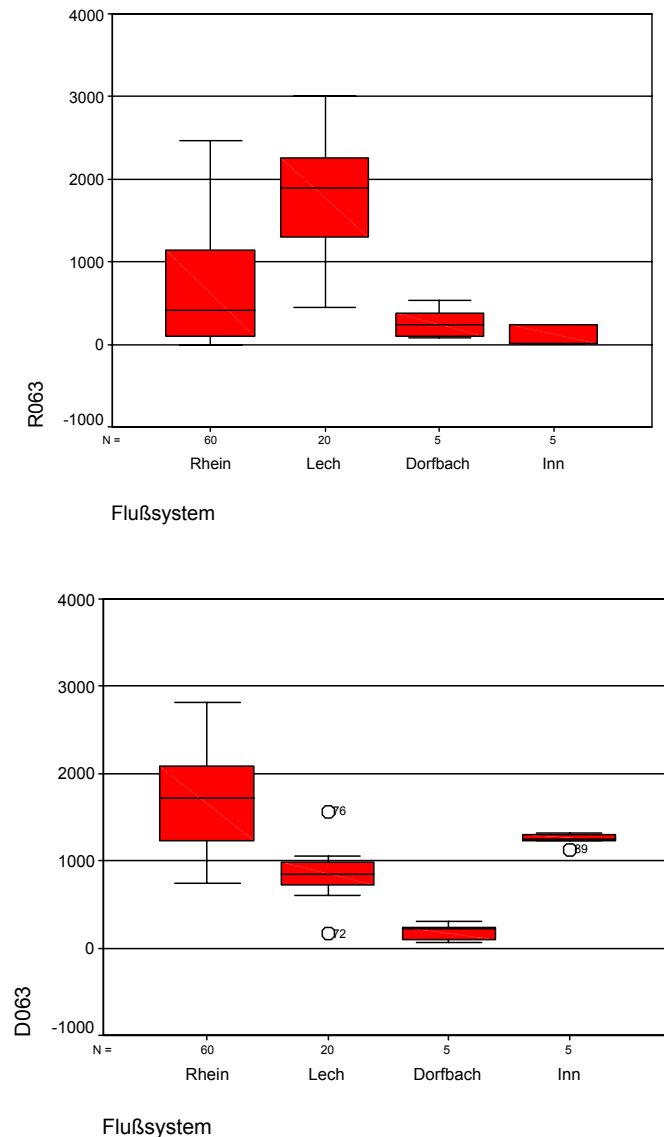


Abb. 5.22: Einträge des Sediments <2mm in Gramm in die Vibertkästen in den verschiedenen Flüssen, differenziert in Grobsand = R063 (0,63-2mm) und Feinsediment = D063 (<0,63mm). oben: Grobsand, unten: Feinsediment.

Hinsichtlich des Eintrages von Feinsediment ($D < 0,63$ mm) in die Vibertkästen ergibt sich hingegen ein stark differierendes Bild. Mit knapp mehr als 1700 g dominiert dies im Alpenrhein deutlich. Auch im Inn besitzt diese Fraktion hohen Anteil (knapp 1250 g). Im Lech erreicht der Feinsedimenteintrag ein Gewicht von ca. 850 g. Im Dorfbach wird hingegen kaum Feinsediment eingespült (215 g).

Insbesondere im Verhältnis zwischen dem Eintrag von Grobsand und Feinsediment ergeben sich große Unterschiede zwischen den Flüssen. So beträgt im Lech das Verhältnis Grobsand zu Feinsediment 1 zu 0,5. Im Dorfbach liegen mit 1 zu 0,7 ähnliche Verhältnisse vor, wobei hier die absolut deutlich geringeren Einträge zu berücksichtigen sind. Im Alpenrhein beträgt hingegen das Verhältnis 1 zu 19,5 und im Inn sogar 1 zu 55,2.

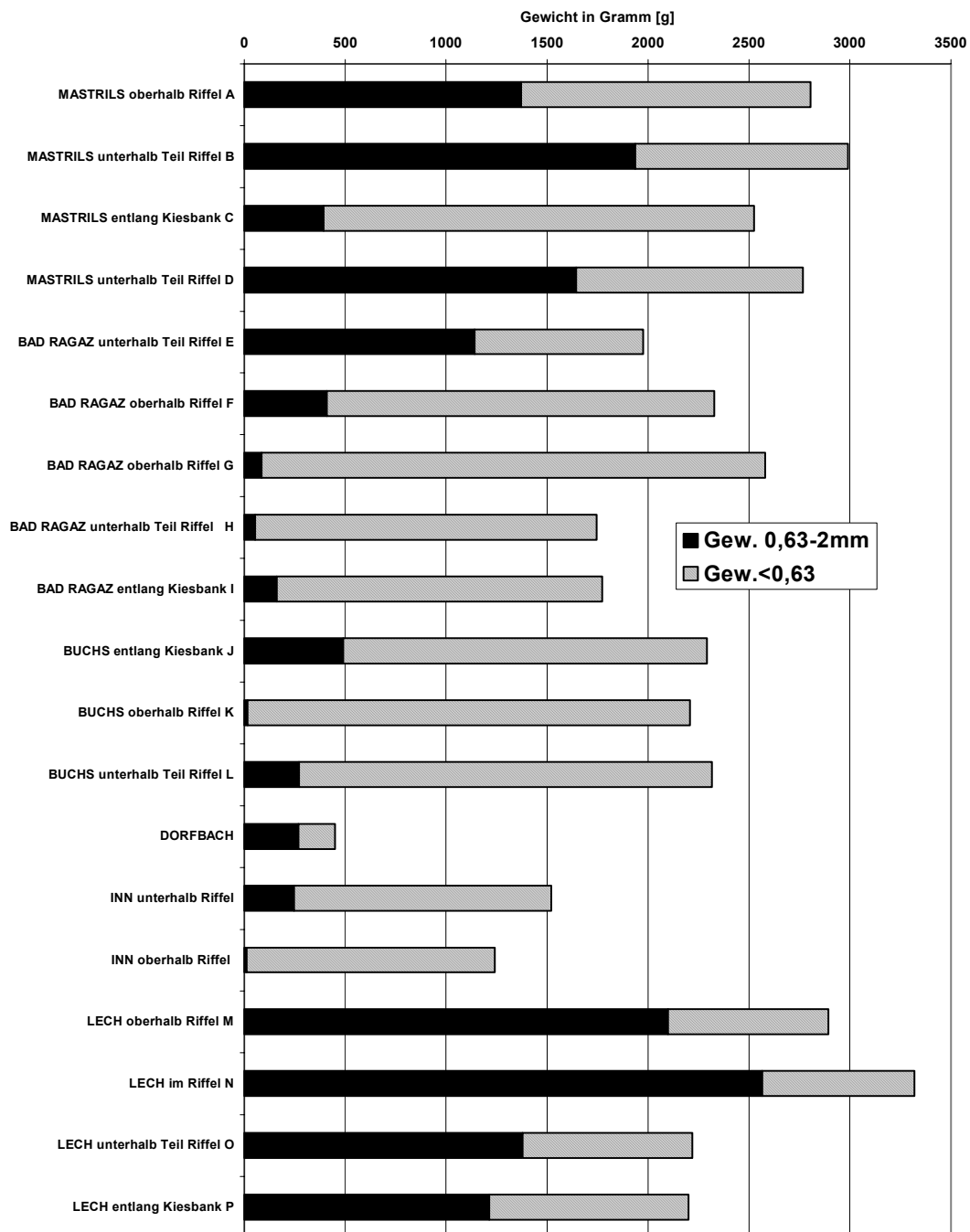


Abb. 5.23: Eintrag des Sediments (<2mm) differenziert in Feinsediment (<0,63mm) und Grobsand (>2mm) in allen Bereichen.

Im Alpenrhein ergeben sich dabei ebenfalls markante Unterschiede im Längsverlauf. So beträgt das Verhältnis in Mastrils 1:1,5, in Bad Ragaz hingegen ca. 1:10 und in Buchs sogar 1:50.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Bereichen schwanken jedoch in allen Abschnitten fast ebenso stark wie zwischen den Flüssen (Abb. 5.23).

5.4.1 Vergleich der Substratverhältnisse in den einzelnen Flussbereichen

Im Alpenrhein ergeben sich in allen Abschnitten zwischen den Bereichen im unteren Teil der Riffel signifikante Unterschiede zu den Verhältnissen in den Bereichen oberhalb der Riffel. Dies gilt sowohl für den Grobsandeintrag als auch für das Feinsediment. Dabei wird im unteren Teil der Riffel stets mehr Grobsand und weniger Feinsediment eingetragen. Die Abschnitte und auch die einzelnen Kiesbänke in den Abschnitten unterscheiden sich jedoch deutlich.

So beträgt in Mastrils im unteren Teil der beiden beprobten Riffel das Verhältnis Grobsand zu Feinsediment 1 zu 0,5 bzw. 0,7 im Vergleich zu 1 zu 1,05 im Bereich oberhalb des Riffels und 1 zu 5,4 entlang der Kiesbank.

In Bad Ragaz werden 2 Kiesbänke beprobt, deren Substratverhältnisse sehr stark differieren. So liegt bei dem sehr steilen Riffel flussauf der Straßenbrücke (Rhein-km 26,8) im unteren Teil des Riffels das Verhältnis bei 1:31,1, oberhalb des Riffels bei 1:29,3. Demgegenüber beträgt im deutlich flacheren, eher jenen in den Mastrilser Auen ähnlichen Riffel flussauf der Eisenbahnbrücke das Verhältnis im unteren Teil 1:0,7 und entspricht damit weitgehend den Verhältnissen in Mastrils. Oberhalb des Riffels steigt hingegen das Verhältnis auf 1:4,7.

In Buchs nimmt der Anteil von Feinsediment generell zu, jener von Grobsand hingegen deutlich ab. Im unteren Teil des Riffels liegt das Verhältnis Grobsand zu Feinsediment bei 1:7,6 und erreicht im Bereich oberhalb des Riffels den höchsten in der Untersuchung gefundenen Wert von 1 zu 138. Entlang der Kiesbank beträgt das Verhältnis hingegen 1:3,7.

Im Inn schwankt das Verhältnis Grobsand zu Feinsediment zwischen dem unteren Teil des Riffels mit 1:5,2 und dem Bereich oberhalb des Riffels mit 1:105 ebenfalls sehr stark. Dies ist aber ausschließlich auf den absolut gesehen zwar geringen, relativ aber extrem starken

Unterschied beim Grobsandeintrag von 245 g (unterer Teil Riffel) zu 12 g zurückzuführen. Der Anteil des Feinsedimentes ist dagegen praktisch identisch (1228 g zu 1275 g).

Im Lech ergeben sich zwischen den einzelnen Bereichen nur geringfügige Unterschiede. Das Verhältnis Grobsand zu Feinsediment schwankt lediglich zwischen 1:0,3 und 1:0,8.

5.5 Beziehung Reproduktionserfolg - Substratverhältnisse

Das Vorkommen von Larven in den modifizierten Vibertkästen im Alpenrhein zeigt keinen Zusammenhang mit dem Gesamteintrag von Sediment. Dies gilt auch für Lech und Inn. Lediglich der Dorfbach sticht mit dem absolut sehr geringem Eintrag deutlich hervor. Zwischen den einzelnen Flüssen und Abschnitten existieren zudem sehr hohe Differenzen.

Hingegen gibt es am Alpenrhein einen klaren Zusammenhang mit dem Eintrag an feinerem Sedimenten ($D < 0,6 \text{ mm}$, siehe Abb. 5.24). So treten Larven nur bei relativ geringen Feinsedimenteinträgen auf. Die beiden Bereiche im unteren Teil der Riffel mit belegten Larven weisen je 11% Feinsediment am gesamten im Vibertkasten befindlichen Substrat auf.

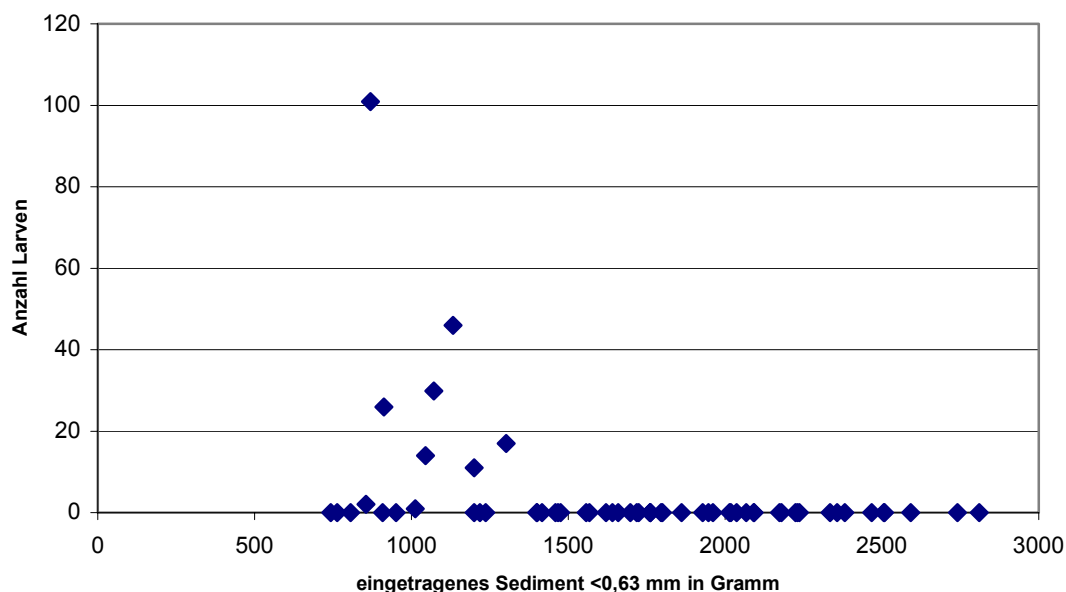


Abb. 5.24: Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Larven und dem eingetragenen Feinsedimentanteil ($< 0,63 \text{ mm} = D063$).

Im Bereich oberhalb des Riffel steigt der Wert auf 15% bzw. 23% entlang der Kiesbank. In Bad Ragaz und Buchs erhöht sich der Feinsedimentanteil auf 18-26%. Eine Ausnahme

stellt lediglich der untere Teil des flachen Riffels flussauf der Eisenbahnbrücke in Bad Ragaz dar (9%). Auch hier werden allerdings keine Larven nachgewiesen.

Der sinkende Schlüpfertel mit steigendem Feinsedimentanteil deckt sich auch mit den Literaturangaben (Tagart, 1984, Peterson & Metcalfe, 1981). So belegen McNeil & Ahnell (1964) eine 50% Emergenz der Larven bei 12% Feinsedimentanteil ($D < 0,83$ mm). Bereits bei geringfügig höherem Anteil von Feinsediment ($D < 0,5$ mm) geben Peterson & Metcalfe (1981) einen starken Rückgang des Schlüpfertels an. Zwischen den einzelnen Untersuchungen schwanken aber die Ergebnisse sowohl hinsichtlich der Definition von Feinsediment als auch im Bezug zum Schlüpfertel deutlich (Kondolf, 2000).

Im Lech und insbesondere im Dorfbach weisen die Feinsedimente wesentlich geringeren Anteil als in den meisten Stellen im Alpenrhein auf (7 bzw. 2%). Im Inn liegen die Feinsedimentanteile (15%) im Bereich der Stellen von Mastrils mit Larven. Dies gilt aber sowohl für den Bereich oberhalb als auch im unteren Teil des Riffels mit und ohne nachgewiesene Larven.

Im Alpenrhein ergibt sich aber auch ein offensichtlicher positiver Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Larven und relativ großen Einträgen von Grobsand (vgl. Abb. 5.25).

Dies steht teilweise im Widerspruch zu Literaturangaben, die auch bei steigendem Sandanteil eine Beeinträchtigung bzw. Verzögerung des Schlüpfens angeben (Hausle & Coble, 1976, Phillips et al., 1975). Vor allem am Alpenrhein aber auch am Inn dürfte dies aber eher im Zusammenhang mit dem Verhältnis Grobsand zu Feinsediment stehen. So ist der Eintrag von Feinsediment ($D < 0,6$ mm) in den entkolmatierten Kies der Vibertkästen im Alpenrhein absolut sehr hoch (1700 g). Je mehr Grobsand eingespült wird, umso eher dürfte der negative Einfluss des Feinsedimentes kompensiert werden (vgl. auch Koski, 1975. Hawke (1978) beschreibt auch für natürliche Laichplätze eine Ansammlung von Grobsand in der obersten Substratschicht oberhalb der Eier.

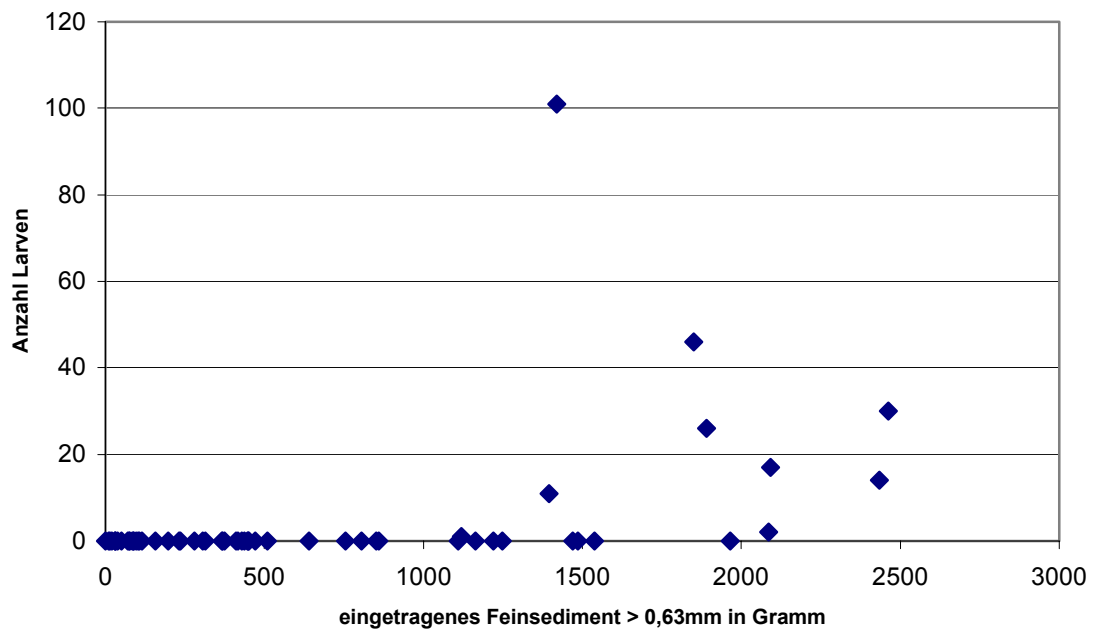


Abb. 5.25: Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Larven und dem eingetragenen Grobsandanteil (0,63-2mm = R063).

Aus Sicht der Verfasser gibt es dafür 2 mögliche Erklärungen: Einerseits dürfte durch den größeren Anteil an Grobsand der Porenraum und damit die Durchströmbarkeit des Lückenraumes größer sein, als bei gleichem Gehalt an Feinsediment mit geringerem Grobsandanteil.

Andererseits können sich bei höherem Anteil an Grobsand leichter Sedimentbrücken im Lückenraum ausbilden, die zu einer vollständigen Kolmation der oberen Sedimentschicht führen. Durch den damit unterbundenen weiteren Eintrag von Feinsediment verbleibt im mittleren Teil der Kästen, wo sich ein Großteil der Eier befindet, ein entsprechender Lückenraum, der die Sauerstoffversorgung der Eier sicherstellt. Dieser Effekt wird auch in der Literatur häufig angeführt (Beschta & Jackson, 1979, Maret et al., 1993).

Fehlt ausreichend Grobsand, dann wird das Feinsediment auch in den mittleren Teil der Kästen, wo sich die Eier befinden, eingetragen, was zu geringer Durchströmung im Bereich der Eier und somit schlechterer Sauerstoffversorgung sowie verlangsamter Eientwicklung führt (vgl. Cordone & Kelly, 1961, Shumway et al., 1964).

Das Auswaschen der Feinsedimente durch das Schlagen der Laichgrube führt auch bei natürlichen Laichplätzen zu einer Entkolmatierung der unmittelbaren Umgebung der Eier. Durch den Einbau der Vibertkästen wird jedoch ein deutlich größerer Bereich vollständig

entkolmatiert, wodurch in den Vibertkästen auch an potentiell als Laichplatz ungeeigneten Probestellen (entlang der Kiesbänke) genug Porenraum verbleibt, der zumindest eine gewisse Sauerstoffversorgung der Eier gewährleistet und damit ein vollständiges Absterben der Eier verhindert (vgl. Abb. 5.26). Erfolgreiches Schlüpfen ist jedoch hier nicht zu erwarten (siehe Kap. 5.3).

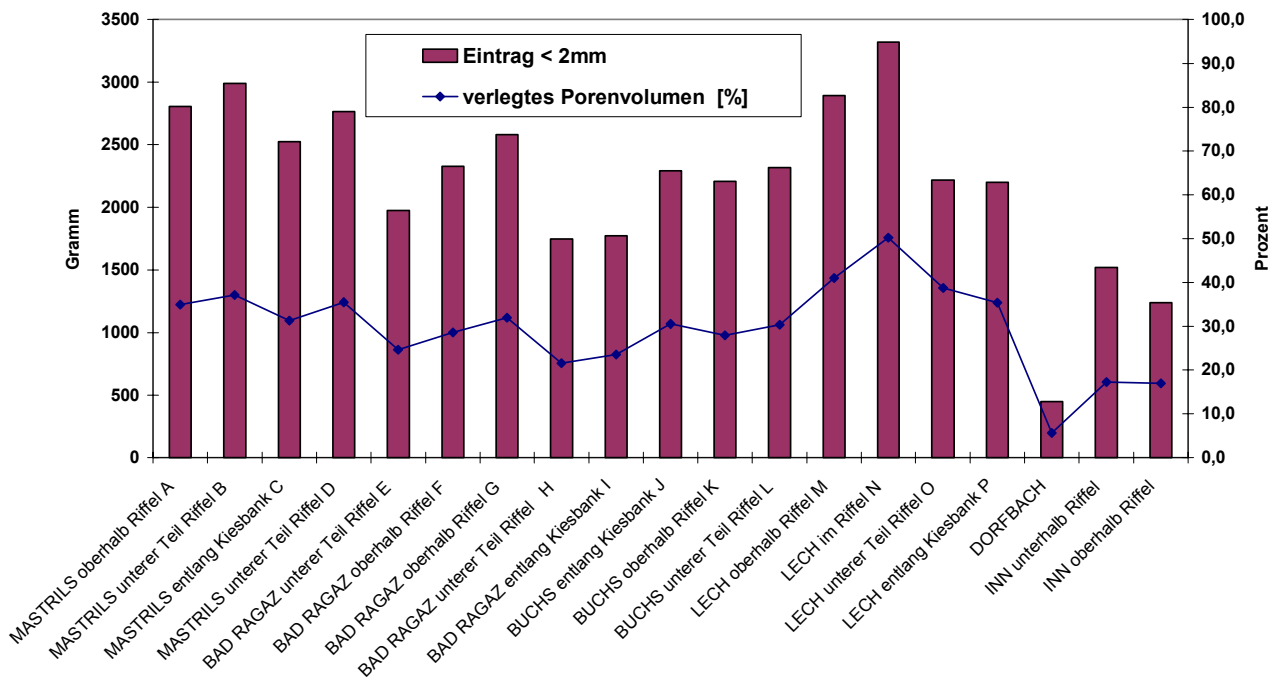


Abb. 5.26: Substrateintrag $< 2\text{mm}$ und dadurch verlegtes Porenvolumen in den Vibertkästen aller Abschnitte.

In den Bereichen in Mastrils mit aufgrund des höheren Grobsandeintrages erfolgreicher Larvenentwicklung, wird den Larven aber der Weg zur Oberfläche (Emergenz) durch die Grobsandschicht versperrt, wodurch insgesamt somit ebenfalls keine erfolgreiche Reproduktion anzunehmen ist (Everest, et al., 1987, Hausle & Coble, 1976). Zudem sollen feine Partikel ($< 0,2\text{mm}$) Larven auch dann immobilisieren und töten, wenn ausreichend Wasseraustausch vorhanden wäre (Bams, 1985).

5.6 Gesamtbeurteilung

Insgesamt zeigen somit die Ergebnisse, dass die Kombination von Schwall und Trübe im Alpenrhein, trotz der im Vergleich zum Sommer absolut gesehen geringeren Trübekonzentration, wesentliche Beeinträchtigungen der Reproduktion der Bach- bzw. der Seeforelle zur Folge hat. So belegen die Versuche im Lech und im Dorfbach, dass bei Fehlen von Schwall und Trübe mit der verwendeten Methodik erfolgreiche Reproduktion in vergleichsweise großem Ausmaß (bis über 50% Durchschnitt!!) erreicht werden kann. Die Dokumentation von Larven im Inn mit fast so großem Schwalleinfluss aber deutlich geringerer Trübefracht zeigt dabei, welche Bedeutung der erhöhten Kolmation im Alpenrhein zukommt. So ist vor allem flussab der Landquartmündung auch im Bereich von potentiellen Laichplätzen nicht mit erfolgreicher Reproduktion zu rechnen, da infolge der stark verzögerten Eientwicklung ein rechtzeitiges Schlüpfen vor dem Abflussanstieg im Frühjahr kaum möglich ist. In der naturnahen Referenzstrecke der Mastrilser Auen können sich im unteren Teil der Riffel zwar Larven erfolgreich entwickeln, was vermutlich auf den hohen Anteil an eingeschwemmten Grobsand und den vergleichsweise niederen Anteil von Feinsediment aufgrund des Abschlusses des mittleren Teiles des Vibertkastens zurückzuführen ist. Gerade diese Abtrennung der Larven von der Oberfläche kann jedoch deren Emergenz vollständig verhindern. Darüber hinaus sind vermutlich die besonderen Verhältnisse in Mastrils auch auf die andere, naturnahe Morphologie der Riffel (flach mit weniger Querströmung) zurückzuführen.

Auch in Mastrils besagt die Untersuchung dabei trotz der vorgefundenen Larven keineswegs, dass erfolgreiche Reproduktion für die Bachforelle im Alpenrhein möglich ist, da der reine Schwalleinfluss (Trockenfallen, Ausspülen bei Schwall) in den Vibertkästen ausgeschaltet ist. Die Kästen wurden so tief verlegt, dass sie auch beim niedersten Sunk nicht trockenfielen. Gleichzeitig wurde durch die Kästen ein Ausschwemmen der Eier bei Schwall verhindert.

Generell wurden im Rahmen der Untersuchung kaum geeignete potentielle Laichplätze mit lockerem Kiessubstrat am Alpenrhein vorgefunden. Lediglich im unteren Teil der Riffel in Mastrils und teilweise in Buchs entsprechen die Verhältnisse den in der Literatur angegebenen Präferenzen. Insbesondere im Bereich oberhalb der Riffel ist das Substrat so stark verpackt, dass das Eingraben der modifizierten Vibertkästen nur schwer möglich war. In diesen Bereichen scheint das Schlagen einer Laichgrube auch für große Seeforellen kaum möglich.

Unter Berücksichtigung der gegenwärtig vorliegenden Schwallamplitude ist somit im gesamten Alpenrhein nicht von einer, zumindest nicht von einer nennenswerten Reproduktion der Bach- bzw. Seeforelle auszugehen. Für den Inn können infolge des Ausschlusses der direkten Schwalleinflüsse auf Basis dieser Untersuchung keine Aussagen bezüglich einer erfolgreichen Reproduktion der Bachforelle getroffen werden.

6 Zusammenfassende Beurteilung der Wirkung der einzelnen generellen Schadensfaktoren am Alpenrhein

6.1 Vergleich der Schwallverhältnisse und Bestände verschiedener Flüsse

Naturnahe, dem Alpenrhein vom Gewässertyp annähernd ähnliche Flüsse fehlen in Mitteleuropa mit Ausnahme des Lechs völlig. Da von diesem aber keine Fischbestandsdaten vorliegen, ist eine Abschätzung der Referenzbestände des naturnahen Alpenrheins nicht möglich. Zieht man die trotz Regulierung noch vergleichsweise strukturreiche Obere Drau als Vergleich heran, so erreicht diese einen Bestand von knapp 700 Ind./ha.

Demgegenüber weist der Alpenrhein einen deutlich geringeren Fischbestand auf. Fischökologische Untersuchungen im Rahmen des UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein geben zwischen Ellhorn und Illmündung einen Bestand von weniger als 50 Ind. bzw. 10 kg/ha an. In strukturreicheren Abschnitten flussab der Rampen bzw. im Bereich der Illmündung werden höhere Dichten (bis 180 Ind. bzw. 100 kg/ha) festgestellt. In Graubünden weist der Alpenrhein noch höhere Bestände auf, so gibt Marrer (1989) einen Fischbestand von 35-70 kg/ha an. Diese Werte decken sich annähernd mit den im Rahmen vorliegender Untersuchung durchgeführten Befischungen, wobei aufgrund der speziellen Methodik aber keine Aussagen über den Gesamtbestand des Rheins möglich sind.

Aber auch im Vergleich mit ebenfalls anthropogen stark beeinträchtigten Flüssen wie der Mittleren Salzach und dem Inn mit Werten um 200 Ind./ha erreicht der Alpenrhein lediglich knapp ein Viertel der Bestände (siehe Abb. 6.1).

Diese letztgenannten Flüsse sind wie der Alpenrhein praktisch durchgehend reguliert und schwallbeeinflusst. Vergleicht man die Schwallamplitude (siehe Tab. 6.1), so liegt diese am Inn bei Telfs und an der Mittleren Salzach bei Bischofshofen mit knapp 90 cm zwar unter jener des Alpenrheins, aber in etwa in der gleichen Größenordnung (pers. Mitt. Moritz, Wiesbauer et al., 1991). Hinsichtlich der Feinsedimentfracht und Trübe liegen diese Flüsse jedoch deutlich unter dem Alpenrhein. Die Ill weist im Mündungsbereich eine Schwallamplitude von 1:5 bis 1:10 auf, der Fischbestand liegt mit ca. 170 Ind./ha ebenfalls deutlich über jenen des Alpenrheins (Spindler, 1996). Die Bregenzer Ache weist 1986 vor

Bau des KW Alberschwende mit einem Sunk/Schwall-Verhältnis von 1:60 einen Bestand von 206 Ind. pro Hektar auf (Jungwirth et al., 1990).

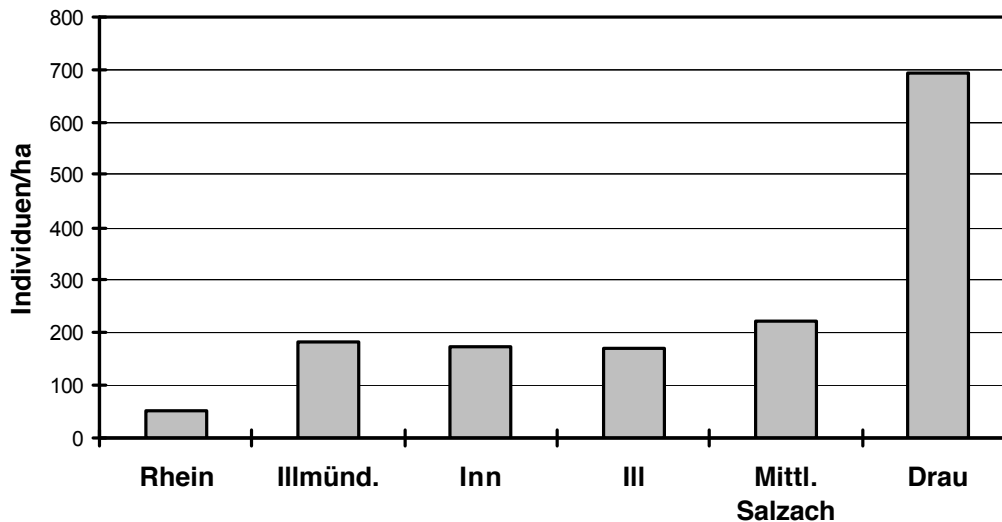


Abb. 6.1: Fischbestand des Alpenrheins im Vergleich zu Fließgewässern ähnlichen Typs (Jungwirth et al., 1991, Spindler, 1995, Wiesbauer et al., 1991, Eberstaller et al., 1993)

Tab. 6.1: Schwallamplitude bei Niederwasser und Fischbestand in schwallbeeinflussten Flüssen (Jungwirth et al., 1991, Spindler, 1995, Jungwirth et al., 1989, Wiesbauer et al., 1991, Jungwirth et al., 1990:)

Fluss	Schwallamplitude		Fischbestand	
	m ³ /s	cm	Ind./ha	kg/ha
Alpenrhein (Domat/Ems) (Mittellauf)	150 (1:7,5)	100	50	10
Ill (Mündungsbereich)	40 (1:5-10)		169	23
Inn (Telfs)		90	145	48
Mittlere Salzach (Bischofshofen)	107 (1:3,7)	92	197	41
Bregenzer Ache	(1:60)		206	

Die deutlich stärkere Beeinträchtigung der fischökologischen Verhältnisse am Alpenrhein ist zwar vermutlich generell auf den Summationseffekt der zahlreichen Schadensfaktoren zurückzuführen. So existieren an Inn und Mittlerer Salzach noch einige mit dem Hauptfluss vernetzte Zuflüsse. Zentrale Frage vorliegender Untersuchung ist jedoch, den

Anteil vor allem der Kombination von Schwall und erhöhter Trübe im Winterhalbjahr an dieser Schädigung zu erfassen. Nachfolgend soll daher versucht werden, die Bedeutung der in Kap. 2 angeführten, durch Schwall und Trübe verursachten Schadensfaktoren am Alpenrhein zu analysieren und die wesentlichsten Einflüsse herauszuheben.

6.2 Auswirkung direkter Schädigung der Fische

6.2.1 Einfluss von Stress und Unterbrechen der Nahrungsaufnahme infolge schlechterer Sichtbarkeit der Nahrung

Bei Hochwasser mit ansteigendem Abfluss und erhöhter Trübe sollen zahlreiche Fischarten das Fressen einstellen, was viele Untersuchungen u.a. auf die schlechtere Sichtbarkeit der Nahrung zurückführen (Waters, 1995). Generell wird bei erhöhter Trübe zusätzlicher Stress für Fische vermutet, wobei dies jedoch zwischen den einzelnen Fischarten differiert (Bruton, 1985). Alle o.a. Faktoren können auch bei Einsetzen des Abflussschwalles bzw. des Trübeschwalles auftreten, besitzen dann aber aufgrund ihrer täglichen Periodizität deutlich stärkere Auswirkungen.

Untersuchungen über derartige Beeinträchtigungen von Fischen in Schwallstrecken liegen den Verfassern nicht vor. Dabei ist auch anzumerken, dass im Winterhalbjahr die Trübe mit max. 150 mg/l respektive der Anstieg der Trübe um max. 130 mg/l sicherlich im Vergleich zu den Verhältnissen bei Hochwasser deutlich geringer ist (vgl. Fachbericht Auswirkungen auf Strömung Geschiebetrieb und Kolmation).

Aufgrund zu geringer Fangzahlen bei Schwall erlauben die an Bach- und Regenbogenforellen durchgeführten Magenanalysen bezüglich Ernährung keine fundierten Aussagen. Die wenigen bei Schwall gefangenen, ausgewerteten Forellen zeigen aber einen gleichmäßig verteilten Füllungsgrad der Mägen, der jenem bei Sunk in etwa entspricht. Die Konditionsfaktoren der beprobten Bach- und Regenbogenforellen liegen ebenso mit im Mittel 0,85 in dem für juvenile Exemplare dieser Fischarten in Gebirgsflüssen üblichen Bereich (vgl. Urbanek, 2000). Ein Einstellen der Nahrungsaufnahme bei einsetzendem Schwall dürfte daher, wenn überhaupt, nur kurzfristig erfolgen.

Insgesamt sind somit derartige negative Einflüsse zwar durchaus zu vermuten, ein maßgeblicher Einfluss auf die überdurchschnittliche Schädigung ist aber nicht belegbar. Dies ist auch für die anderen vorkommenden Fischarten anzunehmen.

6.2.2 Trockenfallen oder Verdriften der Jungfische und Larven

Die flachen ufernahen Bereiche entlang der Kiesbänke stellen für Larven und Jungfische der meisten Fischarten in Rhithralgewässern die bevorzugten Habitate dar (Guthruf, 1996). So geben Mäki-Petäys et al. (1997) für juvenile Bachforellen mit Längen zwischen 40 bis 90 mm bevorzugte Wassertiefen zwischen 5- 35 cm in einem Fluss in Finnland an, wobei im Herbst und Winter die Jungfische flachere Zonen bevorzugen (Heggenes, 1994). Die präferierten Fließgeschwindigkeiten liegen vor allem im Herbst und Winter im Bereich zwischen 10-30 cm/s. Larven stellen aufgrund ihrer begrenzten Schwimmkapazität bzw. zum Schutz vor Räubern noch spezifischere Anforderungen an geringe Wassertiefen und niedrige Fließgeschwindigkeiten. Vor allem in den Nachtstunden suchen frisch emergierte Bachforellenlarven stehende, seichte Bereiche (bis 2 cm) zum Rasten auf, während sie unter Tag in etwas tieferen Zonen (bis 12 cm, 2-4 cm/s) auf Nahrungssuche gehen (Roussel & Bardonnnet, 1999).

Gerade an flachen Kiesbänken verschieben sich diese Zonen aber zwischen Schwall und Sunk um beträchtliche Entfernungen. So schwankt die Wasseranschlagslinie bei der für den Alpenrhein im Winter eher geringen Schwallamplitude von 20 auf 140 m³/s entlang der Kiesbänke in Bad Ragaz um 12 m bei einer Wasserspiegelschwankung um 95 cm (siehe Abb. 6.2). Bei noch höheren Abflüssen würde sich die Wasserwechselzone in den flacheren Teil der Kiesbank verschieben, was eine deutliche Verbreiterung der Zone zur Folge hätte. Demgegenüber fällt der Flachwasserbereich flussauf der Kiesbänke bei diesen Sunkabflüssen vollkommen trocken. Die Wasseranschlagslinie schwankt hier bei einer Spiegeldifferenz von 68 cm um 73 m.

In Mastrils ist die Wasserspiegeländerung und die Ausdehnung der Wasserwechselzone als Folge der heterogenen Gerinnemorphologie noch größer. So schwankt die Wasseranschlagslinie entlang der Kiesbänke (km 20,6 und 21,0) um 17 m bzw. 19 m bei einer Wasserspiegeldifferenz von 102 bzw. 85 cm. Zusätzlich fällt auch ein Hinterrinner vollkommen trocken, der bei Schwall immerhin eine Wasserspiegellbreite von 26 m und eine Tiefe von über einem Meter aufweist. In den Verzweigungen wirken sich die Abflussschwankungen noch stärker aus (km 21,2). So verringert sich die Wasserfläche in beiden Armen um fast 70 m, dies entspricht einer Reduktion um 66%. Die Wasserspiegeldifferenz beträgt 116 cm. Zudem fällt auch ein allerdings kleiner Hinterrinner trocken.

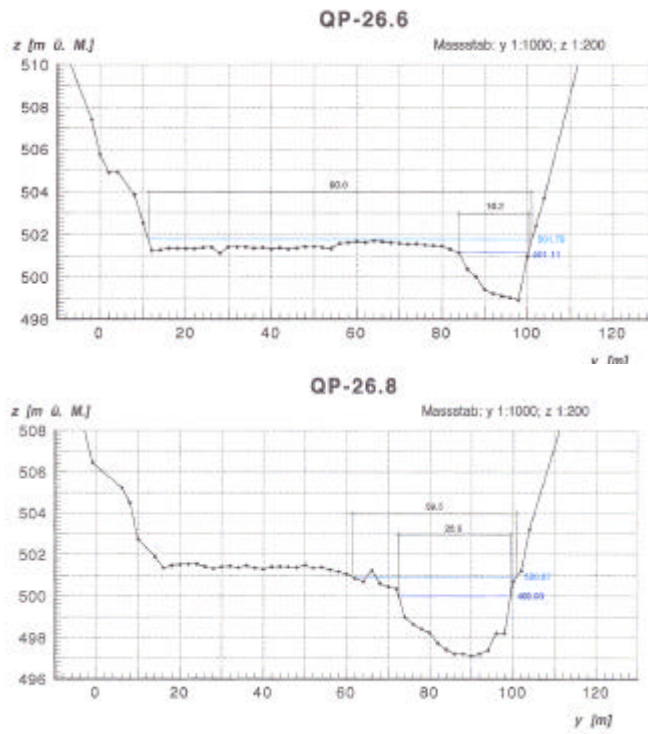


Abb. 6.2: Wasserspiegel bei Sunk ($20 \text{ m}^3/\text{s}$) und Schwall ($140 \text{ m}^3/\text{s}$) in 2 Profilen (km 26,6 und 26,8) im Abschnitt Bad Ragaz

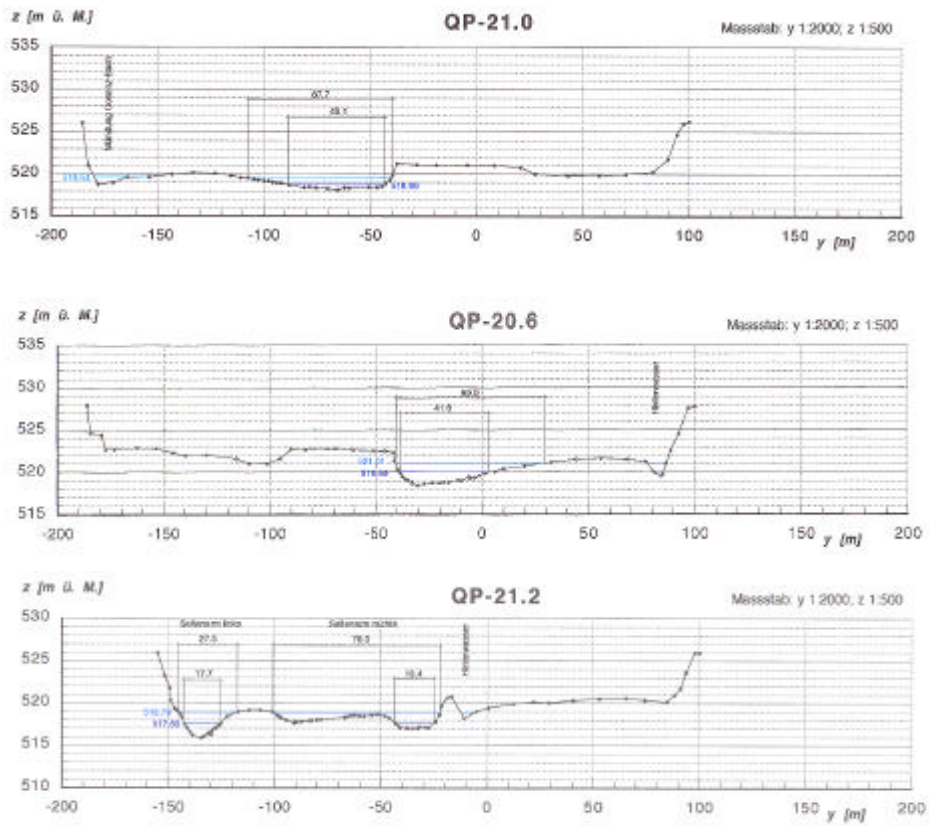


Abb. 6.3: Wasserspiegel bei Sunk ($20 \text{ m}^3/\text{s}$) und Schwall ($140 \text{ m}^3/\text{s}$) in 3 Profilen (km 20,6 und 21,0 und 21,2) im Abschnitt Mastrils

Insgesamt zeigen diese Daten anschaulich die massiven täglichen Änderungen der Lebensraumverhältnisse zwischen Sunk und Schwall für Larven und Jungfische. Wandern die Larven bzw. Jungfische bei Schwall mit der stark schwankenden Wasseranschlagslinie mit, um stets ihre präferierten Habitate aufzusuchen (siehe vorne), so verbleiben bei jedem Abflussrückgang Individuen in kleinen Tümpeln zurück, die bei Sunk trockenfallen. Im Rahmen der Befischung könnten in den Flachuferbereichen bei Schwall nur vergleichsweise geringe Dichten von juvenilen (einsömmrigen) Bach- und Regenbogenforellen belegt werden; auch unmittelbar vor Rückgang des Schwalles kurz vor Mitternacht werden in Mastrils entlang einer Kiesbank in den bei Sunk trockenfallenden Hinterrinnen bzw. Flachuferbereichen nur max. 10% (200 Ind./ha) der im flusswärts anschließenden, permanent benetzten Bereichen nachgewiesen. Über den Winter können jedoch auch Ausfälle von wenigen Prozent der in den Flachuferbereichen und Hinterrinnen belegten Jungfische pro Sunkphase aufgrund ihres täglichen Auftretens zu einer starken Ausdünnung der Jungfische führen.

Die in Graubünden besetzten juvenilen Bachforellen weisen beim Einsatz Ende Juli bereits eine Länge von 50-70 mm auf und sind daher im Vergleich zu Forellenlarven weniger gefährdet. So werden auch im Oktober in Mastrils diese Stadien noch in größeren Stückzahlen belegt. Der Rückgang der Fangzahlen im Februar ist zwar sicherlich teilweise methodisch bedingt, könnte jedoch auf die oben angeführte Ausdünnung hinweisen.

So belegen Untersuchungen in Norwegen in künstlichen Gerinnen Trockenfallen von 5-10% von 0+-Bachforellen bei der allerdings sehr massiven Reduktion des Abflusses von 220 auf 5 l/s innerhalb von 15 min (Halleraker et al., 2000). Saltveit et al. (2000) dokumentieren an Kiesbänken von 2 norwegischen Flüssen bei allerdings nicht näher quantifiziertem Sunk Ausfälle von bis zu 40% von juvenilen atlantischen Lachsen und Bachforellen, wobei die Ausfälle im Winter aufgrund der geringen Aktivität der Fische mit Abstand am höchsten liegen.

Forellenlarven werden im Rahmen vorliegender Untersuchung nur Ende Februar in Mastrils flussab der Dorfbachmündung nachgewiesen. Unter Berücksichtigung der kaum funktionierenden natürlichen Reproduktion sind Larven im Alpenrhein auch nicht oder nur in äußerst geringen Stückzahlen zu vermuten. Bei funktionierender Reproduktion wären für Larven aber infolge der deutlich geringeren Schwimmleistung und der noch stärkeren Präferenz für seichte Flachwasserzonen wesentlich stärkere Auswirkungen der Schwankungen der Wasseranschlagslinien als für Jungfische anzunehmen (vgl. z.B.

Ottaway & Forrest, 1983). Zudem erfordern die permanenten großräumigen Standortwechsel hohen energetischen Aufwand, der gerade für Larven kaum aufbringbar erscheint. Wie die zuvor dargestellten Querprofile zeigen, müssten die Larven und Jungfische, um auch bei Schwall in Habitaten mit geringen Fließgeschwindigkeiten und geringen Wassertiefen zu verbleiben, je nach Profilform täglich 15 bis 70 m weit zum Ufer und bei Sunk wieder zurück wandern (siehe Abb 6.2 und 6.3). Die bei den Befischungen in Mastrils festgestellten höheren Bestände entlang der steileren Kiesbänke sind daher vermutlich auf die hier geringeren Schwankungen der Wasserbreite zurückzuführen. Ähnliche Ergebnisse zeigen auch Untersuchungen an der ebenfalls schwallbeeinflussten Unteren Salzach (Zauner, 1993)

Bleiben die Larven und Jungfische hingegen an den bei Sunk geeigneten Habitaten, so besteht aufgrund der bei Schwall an diesen Stellen auch bodennah auftretenden hohen Fließgeschwindigkeiten die Gefahr der Abdrift. Untersuchungen am Inn zeigen beispielsweise, dass bei einer Schwallamplitude von 90 cm die Fließgeschwindigkeiten an ufernahen Kiesbankbereichen von weniger als 10 cm/s bei Sunk auf über 120 cm/s bei Schwall steigen (Moritz et al., in prep.). Auch die sohnahen Geschwindigkeiten steigen von knapp 2 cm/s auf über 50 cm/s. Dies liegt deutlich über der Schwimmkapazität von Larven.

Für den Alpenrhein sind aufgrund der sogar noch größeren Schwallamplitude noch höhere Fließgeschwindigkeitsänderungen zu vermuten (siehe oben). Verlassen somit die Larven und Jungfische den strömungsgeschützten, unmittelbaren Bereich zwischen den Kiesen (Grenzschicht), so ist mit deren Verdriftung zu rechnen. Dies gilt auch für die meisten anderen strömungsliebenden Fischarten wie Äsche etc..

Für Arten, deren Juvenile eher in Buchtbereichen auftreten, ist diese Gefahr sicherlich geringer. Die Koppe dürfte hingegen dauerhaft im permanent benetzten Bereichen im Substrat bleiben und dadurch vom Schwall nicht so sehr wie andere Fischarten betroffen sein (vgl Kap.4 und Slavik et al., 2000). Dies zeigen auch die im Vergleich zum Gesamtfischbestand vergleichsweise hohen Dichten dieser Art.

6.3 Beeinträchtigung der Reproduktion

6.3.1 Periodisches Unterbrechen des Laichvorganges bei Schwall

Untersuchungen über das Laichverhalten von Bachforellen in Schwallstrecken liegen den Verfassern nicht vor. Aus der Literatur ist aber für viele Fischarten der Abbruch der Laichaktivitäten bei einsetzendem Hochwasser bekannt, was neben dem Rückgang der Wassertemperatur auch auf die erhöhte Trübe und den Abflussanstieg zurückgeführt wird. Da sich bei Schwall die Tiefen- und Strömungsverhältnisse auf den potentiellen Laichplätzen jedenfalls beträchtlich ändern (vgl. z.B. Kap.6.2), sind derartige Verhaltensweisen prinzipiell auch am Alpenrhein anzunehmen. Aufgrund ihrer täglichen Periodizität würden diese Auswirkungen aber stärker ins Gewicht fallen.

6.3.2 Trockenfallen der bei Schwall abgelaichten Eier bzw. Erosion der bei Sunk abgelaichten Eier

Praktisch alle Hauptfischarten des Epi- bis Hyporhithral aber auch des Epipotamals sind als strömungsliebende Kieslaicher zu klassifizieren. Diese laichen an flacheren, rasch fließenden Bereichen mit lockerem Kiessubstrat, wobei jede Fischart sehr spezifischen hydromorphologischen Anforderungen an die Laichplätze stellt. So geben Heggberget et al. (1988) in Flüssen in Schweden für die Bachforelle präferierte Wassertiefen von 15-30 cm und Fließgeschwindigkeiten von 20,6 – 56 cm/s für Laichplätze an. Dabei reichen die angegebenen Tiefenwerte von 5-51 cm (Fagnoud, 1987) bis 7-58 cm (Witzel & MacCrimmon, 1983). Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeiten schwanken die angegebenen Werte zwischen 30 bis 75 cm/s (Fagnoud, 1987, Nihouarn, 1983).

Verortet man diese potentiellen Laichplätze am Alpenrhein bei Schwall und vergleicht diese mit der Wasseranschlagslinie bei Sunk, so ergibt sich bei der während der Laichzeit der Bachforelle (Nov./Dez.) typischen Schwallamplitude von 100 cm keine Überlappung. Das heißt, praktisch alle potentiellen Laichplätze bei Schwall fallen bei Sunk trocken. Dies gilt umso mehr, als der minimale Abfluss im Jänner gegenüber der Laichzeit nochmals zurückgeht.

Potentielle Laichplätze bei Sunk weisen hingegen bei Schwall sehr hohe Fließgeschwindigkeiten auf, die zur Erosion der Eier führen können. Bei den Schwallspitzen kommt es zudem immer wieder zur Erosion und Verlagerung von Geschiebe, wovon gerade die optimalen Laichplätze mit lockerem Kiessubstrat unterhalb

der Riffel (siehe Kap. 5) besonders betroffen sind (vgl. Bericht Kolmation). So werden im Rahmen der Untersuchungen zweimal sogar die im unteren Teil des Riffels eingebrachten Vibertkästen in Buchs durch Umlagerung derartiger Bereiche erodiert.

Demgegenüber wies der Alpenrhein entsprechend dem natürlichen gewässertypischen Abflussregime im Winterhalbjahr einen ausgeprägten, klaren Niederwasserabfluss auf. Umlagerungen im Flussbett traten nicht auf.

Insgesamt dürfte daher alleine aus diesem Grund keine oder nur mehr sehr geringe natürliche Reproduktion für die Bach- und Seeforelle im Alpenrhein möglich sein.

6.3.3 Ungenügende Ei- bzw. Larvalentwicklung durch Kolmation des Kieslückenraumes infolge der erhöhten Trübefracht

Wie die Ergebnisse der Reproduktionsuntersuchung mittels modifizierter Vibertkästen zeigen, ist eine erfolgreiche Larvalentwicklung nur im unteren Teil der Riffel im Bereich von Mastrils dokumentiert. An allen anderen Stellen kommt es zu einer stark verzögerten Entwicklung der Eier, die ein rechtzeitiges Schlüpfen und die Entwicklung ausreichend schwimmfähiger Larven vor dem Frühjahrshochwasser nicht erwarten lassen (vgl. Kap. 5). Diese verzögerte Entwicklung ist vermutlich Folge der verstärkten inneren Kolmation durch die bei Schwall erhöhte Trübefracht, die zu reduzierter Durchströmung und damit unzureichender Sauerstoffversorgung der im Substrat befindlichen Eier führt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zudem zu berücksichtigen, daß die methodisch bedingte vollständige Entkolmatierung des Substrates in den Vibertkästen und in der unmittelbaren Umgebung eine deutlich günstigere Situation als unter Naturverhältnissen bietet. So werden auch an nicht als Laichplatz geeigneten Stellen entlang der Kiesbänke am Alpenrhein Eier im Augenpunktstadium in den Vibertkästen dokumentiert. Im Lech als naturnahe Referenzstrecke werden auch an diesen Stellen lebende Larven nachgewiesen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass im Alpenrhein die starke innere Kolmation als Schadensfaktor eine erfolgreiche natürliche Reproduktion verhindern dürfte. Lediglich in den naturnahen Riffelausformungen in Mastrils wäre hinsichtlich Kolmation möglicherweise eine Reproduktion in sehr eingeschränktem Umfang möglich. Die bereits oben genannten Schadensfaktoren lassen jedoch in Summe eine erfolgreiche Reproduktion auch in Mastrils sehr fraglich erscheinen.

Die Zubringer in den Mastrilser Auen, vor allem der Dorfbach, bieten bezüglich Reproduktion optimale Bedingungen. Dies belegen auch die im Februar im Alpenrhein im Nahbereich nachgewiesenen Larven, die aufgrund der Temperaturverhältnisse nur aus dem im Winter deutlich wärmeren Dorfbach stammen können. Den Ausfall der Reproduktion im Alpenrhein können diese wenigen, kleinen Zubringer aber nicht kompensieren.

6.3.4 Reproduktionsverhältnisse anderer Arten: Äsche, Nase, Regenbogenforelle

Prinzipiell liegen auch für die anderen kieslaichenden Fischarten ähnliche Schadensfaktoren wie für Bach- und Seeforelle vor. Aufgrund der geringeren Entwicklungszeit der Eier ist aber z.B. für Äsche oder Nase weniger drastische Beeinträchtigung durch die Kolmation anzunehmen. Gleichzeitig dürften die Abflussschwankungen aber vor allem bei der Nase noch stärkere Auswirkungen haben, da diese keine Laichgrube schlägt und somit die Eier weniger tief im Substrat liegen. Daten über erfolgreiche Reproduktion der Nase in den Mastrilser Auen existieren nur bis 1984 (mündl. Mittl., Bebi). Für die Äsche fehlen derartige Informationen völlig.

Für die Regenbogenforelle ist natürliche Reproduktion im Alpenrhein ebenfalls nicht anzunehmen. So werden in Mastrils zwar Jungfische dokumentiert, die aber vermutlich aus den Zuflüssen in den Mastrilser Auen stammen dürften, wo erfolgreiche Reproduktion dieser Art belegt ist (Bebi, mündl. Mitt.). Der beschränkte Umfang dieser kleinen Zuflüsse und der fehlende Besatz dürften die Regenbogenforelle im Oberlauf auf einen niedrigen Anteil am Fischbestand beschränken. Flussab nimmt der Anteil der Regenbogenforelle immer mehr zu, gleichzeitig sinkt aber der Jungfischanteil, der hingegen in der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals hoch ist. Aus Sicht der Verfasser dürfte der Bestand der Regenbogenforelle im Mittel- und Unterlauf somit auf der massiven Reproduktion in den Binnenkanälen und dem Besatz in Vorarlberg beruhen.

6.4 Indirekte Schädigung durch zu geringes Nahrungsangebot

Die im Rahmen vorliegenden Projektes durchgeführten Erhebungen des Makrozoobenthos dokumentieren vor allem im Herbst extrem geringe Biomassewerte, die deutlich unter jenen vergleichbarer Gewässer liegen (vgl. Teilbericht Makrozoobenthos). Im Winter (Jänner) steigen die Bestandesdaten jedoch wieder an.

Im Herbst bei minimalem Nahrungsangebot weisen die allerdings nur in Diepoldsau entnommenen Regenbogenforellen Konditionsfaktoren von 0,85 auf. Auch im Winter und

Sommer mit höherem Nahrungsangebot ändern sich die Konditionsfaktoren nicht. Die im Zuge der Untersuchung an Bach- und Regenbogenforellen durchgeführten Magenanalysen zeigen eine gleichmäßige Verteilung des Füllungsgrades der Mägen.

Dabei ist zu beachten, dass nicht die gesamte Benthosbiomasse für das Nahrungsangebot entscheidend ist, sondern der Anteil der für die Fische tatsächlich nutzbaren Taxa. So wird die Bodenfauna im Alpenrhein derzeit vor allem von Chironomiden dominiert, die aufgrund ihrer geringen Grösse für Fische nur beschränkt nutzbar sind. In den Magenanalysen erreicht diese Gruppe nur geringe Anteile. Gleichzeitig sind die Stein- und Eintagsfliegenlarven im Alpenrhein unterrepräsentiert, wobei sie in den Magenanalysen aber neben den Simuliiden häufig vorkommen.

Insgesamt ist somit anzunehmen, dass die festgestellten niedrigen Benthosbiomassen zwar derzeit für den extrem geringen Fischbestand im Alpenrhein nicht den maßgeblichen Schadensfaktor darstellen. Bereits bei geringfügig erhöhtem Fischbestand könnte das sehr eingeschränkte Nahrungsangebot aber zu einem limitierenden Faktor werden.

6.5 Gesamtbeurteilung

Auf Basis vorliegender Ergebnisse dürfte die maßgebende Schädigung durch den Schwall bzw. durch die erhöhte Trübefracht der praktisch völlige Ausfall der natürlichen Reproduktion im Alpenrhein, insbesondere auch für Bach- und Seeforelle, sein. Verstärkt wird dies durch die Abtrennung der meisten Zubringer, wodurch diese als Reproduktionsareale für die Populationen des Alpenrheins ausfallen. Die wenigen verbliebenen, noch dazu kleinen, vernetzten Zuflüsse wie der Dorfbach können diesen Ausfall trotz optimaler Reproduktionsbedingungen nicht auch nur annähernd kompensieren.

Die Schädigung der Larven wäre zwar prinzipiell ebenfalls als sehr wesentlich anzunehmen, wird aber aufgrund der fehlenden Reproduktion nicht wirksam. Der Ausfall von Jungfischen hat ebenfalls entsprechende Beeinträchtigung der Bestände zur Folge, ist hinsichtlich der Prioritätenreihung aber sicherlich hinter die zuvor genannten Parameter zu setzen.

Das sehr eingeschränkte Nahrungsangebot durch die extrem geringen Benthosbiomassen stellt ebenfalls eine wesentliche Beeinträchtigung der Fischfauna dar.

7 Möglichkeiten zur Reduktion der Schädigung

Basierend auf die zuvor dargestellten Schadensfaktoren besitzt die Verbesserung der Reproduktionsbedingungen aus fischökologischer Sicht absolute Priorität. Dafür bieten sich folgende Möglichkeiten an:

?? Reduktion der Schwallamplitude

Dies hätte die Reduktion aller Schadensfaktoren zur Folge, wobei prinzipiell 2 Möglichkeiten in Frage kommen:

?? antizyklischer Betrieb des KW Reichenau

Durch Vorabsenken des Stauraumes bei Sunk wird der Basisabfluss erhöht. Zudem kann der frei werdende Speicherinhalt des Stauraumes zum Wasserrückhalt der Schwallspitze verwendet werden. Das Ausmaß der Reduktion hängt dabei vom eingesetzten Speicherinhalt ab. Durch den antizyklischen Betrieb wird der Großteil der Energie allerdings zu Zeiten geringerer Nachfrage produziert, wodurch für den Betreiber ein finanzieller Verlust entsteht, der vermutlich eine Entschädigung erfordern würde.

?? abgestimmte Betriebsweise der Kraftwerke an Vorder- und Hinterrhein, um durch zeitversetzte Abgabe der Schwälle einen höheren Basisabfluss und geringere Schwallspitzen zu erreichen. Dadurch könnte zumindest die Erosion und der Geschiebetransport im Winterhalbjahr unterbunden werden. Dies würde jedoch entsprechende Eingriffe in die Steuerung des Schweizer bzw. sogar Europäischen Lastverteilers erfordern.

?? Neben der Reduktion von Schwall und Trübefracht besitzt aus fischökologischer Sicht die Vernetzung und Revitalisierung der Zubringer höchste Priorität, um die natürliche Reproduktion der Fischpopulationen des Alpenrheins sicherzustellen. Wie die niveaugleiche, naturnahe Umgestaltung des Liechtensteiner Binnenkanals zeigt, können durch derartige Maßnahmen schon kurzfristig deutliche Verbesserungen erreicht werden.

?? Darüber hinaus kommt aber auch der Revitalisierung des Alpenrheins selbst entsprechende Bedeutung zu. So werden in der naturnahen Referenzstrecke in Mastrils die mit Abstand höchsten Fischbestände nachgewiesen. Zwar treten hier die größten Wasserwechselzonen und somit vermutlich auch die höchsten Ausfälle von Larven und Jungfischen durch den Schwalleinfluss auf. Das insgesamt größere und heterogenere Lebensraumangebot gleicht dies aber mehr als aus. Zudem zeigen vorliegende Ergebnisse, dass an den naturnah ausgeformten Riffeln am ehesten erfolgreiche Reproduktion im Alpenrhein möglich wäre. Weiters führt die in derartigen Bereichen deutlich höhere Retention zu einer stärkeren Schwalldämpfung im Unterwasser.

8 Zusammenfassung

Das Gewässersystem des Alpenrheins und seine Lebensgemeinschaften sind durch vielfältige Faktoren beeinträchtigt. Wesentliche Bedeutung kommt neben den Regulierungsmaßnahmen und der Abtrennung der Zubringer vor allem dem Schwall und der damit in Verbindung stehenden, erhöhten Trübefracht im Winterhalbjahr zu.

Die Fischbestände im Alpenrhein liegen aber deutlich niedriger als jene in vom Gewässertyp ähnlichen, ebenfalls regulierten und schwallbeeinflussten Flüssen, wie Salzach und Inn. Die deutlich stärkere Beeinträchtigung der fischökologischen Verhältnisse am Alpenrhein ist zwar vermutlich generell auf den Summationseffekt der zahlreichen Schadensfaktoren zurückzuführen. Im Rahmen vorliegenden Projektes soll aber durch die interdisziplinäre Bearbeitung der Einfluss von Schwall und erhöhter Trübe und vor allem deren Kombination erfasst werden.

Auf Basis vorliegender Ergebnisse dürfte die maßgebende Schädigung der praktisch völlige Ausfall der natürlichen Reproduktion im Alpenrhein, insbesondere auch für Bach- und Seeforelle, sein. Verstärkt wird dies durch die Abtrennung der meisten Zubringer, wodurch sie als Reproduktionsareale für die Populationen des Alpenrheins ausfallen. Die wenigen verbliebenen, noch dazu kleinen, vernetzten Zuflüsse wie der Dorfbach können diesen Ausfall trotz teilweise optimaler Reproduktionsbedingungen nicht auch nur annähernd kompensieren.

Insbesondere Forellenlarven würden durch den Schwall ebenfalls massivst geschädigt werden. Dies wird aber derzeit aufgrund der fehlenden Reproduktion und dadurch fehlenden Larven im Alpenrhein nicht wirksam. Der Ausfall von Jungfischen hat zusätzliche Beeinträchtigung der Bestände zur Folge, ist hinsichtlich der Prioritätenreihung aber sicherlich hinter die zuvor genannten Parameter zu setzen. Das sehr eingeschränkte Nahrungsangebot durch die extrem geringen Benthosbiomassen stellt ebenfalls eine wesentliche Beeinträchtigung der Fischfauna dar.

Basierend auf die zuvor dargestellten Schadensfaktoren besitzt die Verbesserung der Reproduktionsbedingungen aus fischökologischer Sicht absolute Priorität. Dazu ist vor allem die Reduktion von Schwall und Trübefracht erforderlich. Wesentliche Verbesserungen würde aber insbesondere die Vernetzung und Revitalisierung der Zubringer bringen, um diese wichtigen Reproduktionsareale für die Fischpopulationen des Alpenrheins wieder zugänglich zu machen. Darüber hinaus kommt aber auch der

Revitalisierung des Alpenrheins selbst entsprechende Bedeutung zu. So werden in der naturnahen Referenzstrecke in Mastrils trotz vermutlich sogar stärkerer Auswirkungen des Schwalles infolge des heterogenen Lebensraumangebotes die mit Abstand höchsten Fischbestände nachgewiesen.

Insgesamt zeigen diese Ergebnisse somit anschaulich die massiven Beeinträchtigungen durch Schwall und erhöhte Trübefracht im Alpenrhein und belegen den dringenden Handlungsbedarf. Dies gilt umso mehr, als die Schwallamplitude in den letzten Jahren kontinuierlich weiter gestiegen ist.

9 Literaturverzeichnis

- Bain, M. B., Travnicek, V. T., 1996: Assessing impacts and predicting restoration benefits of flow alterations in rivers developed for hydroelectric power production. In: Leclerc, M., Capra, H., Valentin, S., Boudreault, A., Côte, Y., (eds.), Ecohydraulics 2000, 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Vol. B, Seite 543 – 552, INRS-Eau, Quebec.
- Bams, R. A., 1985: Comparison of three instream incubation techniques for coho salmon. North American Journal of Fisheries Management, **5**: Seite 159 – 172.
- Barrett, J. C., Grossman, G. D., Rosenfeld, J., 1992: Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. Transactions of the American Fisheries Society **121**: Seite 437 – 443.
- Beschta, R. L., Jackson, W. L., 1979: The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, **36**: Seite 204 – 210.
- Bohl, E., Peter, A., Kindle, T., Haidvogel, G., 2001: Fisch- und Krebsatlas Liechtenstein. Schriftenreihe Umweltschutz, Band 2, Amt für Umweltschutz FL.
- Bortz, J., Lienert, A. G., Boehnke K., 1990: Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik, Springer Verlag, Berlin.
- Bretschko, G., Moog, O., 1989: Downstream effects of intermittent power generation. Water pollution control in the basin of the river Danube, Seite 119 – 127, Novi Sad.
- Bretschko, G., Schmutz, S., 1992: “Hydrobiologische Aspekte des Feststoffhaushalts.”Landschaftswasserbau 13: 363-388.
- Bruton, M. N., 1985: The effects of suspensoids on fish. Hydrobiologia **125**: Seite 221 – 241.
- Bühl, A., Zöfel, P., 2000: SPSS Version 10, Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows, Addison Wesley Verlag, München.
- Cereghino, R., Lavandier, P., 1996: Influence of hydropeaking on the structure and dynamics of invertebrate populations in a mountain stream. 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Seite 699 – 710, INRS-Eau, Quebec.

- Chapman, D. W., 1988: Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. Transactions of the American Fisheries Society, **117**(1): Seite 1 – 21
- Coble, D. W., 1961: Influence of water exchange and dissolved oxygen in redds on survival of steelhead trout embryos. Transactions of the American Fisheries Society, **90**(4): Seite 469 – 474.
- Cordone A. J., Kelly, D. E., 1961: The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams. California Fish and Game, **47**: Seite 189 – 228.
- Eberstaller, J., M. Jungwirth, et al. (1993). Gewässerbetreuungskonzept Obere Drau - Arbeitspaket 13 - Fischökologische Untersuchung, Universität für Bodenkultur, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur i. A. des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft u. des Amtes für Wasserwirtschaft Spittal/Drau, Lienz.
- Eberstaller, J., Haidvogel, G., 1997: Darstellung der derzeitigen Verhältnisse, Band 1 von Fischökologisches Konzept als Grundlage für eine umfassende Revitalisierung des Alpenrheins.
- Eberstaller, J., Haidvogel, G., Jungwirth, M., 1997: Gewässer- & Fischökologisches Konzept Alpenrhein, Grundlagen zur Revitalisierung. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur; Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft; Universität für Bodenkultur, Wien.
- Everest, F. H., Beschta, R. L., Scrivener, J. C., Koski, K. V., Sedell, J. R., Cederholm, C. J., 1987: Fine sediment and salmonid production – a paradox. Seite 98 – 142. in: Salo, E., Cundy, T. (eds.), Streamside management and forestry and fishery interactions. University of Washington, College of Forest Resources, Contribution 57, Seattle.
- Fragnaud, E., 1987: Préférences d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta fario* L.) en rivière (Quelques cours d'eau du Sud-est de la France). Thèse Doct. 3^e Cycle Ecol. fond. appl. Eaux contin., Univ. Lyon. C.E.M.A.G.R.E.F Lyon, Lab. Hydroécol. quant., Seite 435.
- Guthruf, J., 1996: Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des Schweizerischen Mittellandes. Boko Druck, Zürich.

- Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H.-P., Forseth, T., Saltveit, S. J., 2000: Experimental study of effects on juvenile atlantic salmon and brown trout during rapid and frequent flow decreases in an artificial channel. Im Abstractband "Eighth international symposium of regulated streams. River restoration". July 17 – 21, 2000, Toulouse, France. Seite 46 – 47.
- Haury, J., Ombredane, D., Baglinière, J. L., 1991: L`habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en cours d`eau. in: Baglinière J. L., Maisse, G., 1991: La truite – biologie et ecologie, Seite 47 – 96, Institut national de la recherche agronomique, Paris.
- Hausle, D. A., Coble, D. W., 1976: Influence of sand in redds on survival and emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Transactions of the American Fisheries Society, **105**: Seite 57 – 63.
- Hawke, S. P., 1978: Stranded redds of quinnat salmon in the Mathias River, South Island, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, **12**: Seite 167 – 171.
- Heggberget, T. G., Haukerbo, T., Mork, J., Staul, G., 1988: Temporal and spatial segregation of spawning in in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.). J. Fish. Biol., **33**: Seite 347 – 356.
- Heggenes, J., 1994: Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*Salmo salar*) in spatially and temporally heterogeneous streams: implications for hydraulic modelling. In: Proceedings of the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics. Seite 12 – 30. The Norwegian Institute of Technology, Trondheim, Norway.
- Heggenes, J., Harby, A., Bult, T., 1996: Microposition choice in stream-living Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and brown trout (*Salmo trutta*): Habitat-hydraulic 3-dimensional model and test. In: Leclerc, M., Capra, H., Valentin, S., Boudreault, A., Côté, Y., (eds), Ecohydraulics 2000, 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Vol. B, Seite 353 – 361, INRS-Eau, Quebec.
- Igler, K., 1969: Forellen. Stocker Verlag, Graz.

- Jenny, H., 1991: Fischmagenanalysen. In: Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S., Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein – Umweltverträglichkeitsbericht, Seite 202 – 230. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Inst. f. Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien. im Auftrag: Studiumkonsortium Rheinkraftwerke, Wien.
- Jungwirth, M., Schmutz, S., Waidbacher, H., 1989: Fischökologische Studie Inn. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Inst. f. Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien. Im Auftrag des Fischerei-Revierausschusses Innsbruck.
- Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S., 1990: Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen. Ökologische, wasserwirtschaftliche und technische Impulse zur natur- und landschaftsgerechten Nutzung von Fließgewässern; 9.Seminar Landschaftswasserbau an der TU Wien. Inst. f. Wassergüte und Landschaftswasserbau, Abt. f. Gewässerregulierung, TU Wien. **10**: Seite 193-234.
- Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S., 1991: Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein – Umweltverträglichkeitsbericht, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Inst. f. Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien. im Auftrag: Studiumkonsortium Rheinkraftwerke, Wien.
- Kondolf, M. G., 2000: Assessing salmonid spawning gravel quality. Transactions of the American Fisheries Society, **129**: Seite 262 – 281.
- Koski, K. V., 1966: The survival of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) from egg deposition to emergence in three Oregon streams. Master thesis. Oregon State University, Corvallis.
- Koski, K. V., 1975: The survival and fitness of two stocks of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) from egg deposition to emergence in a controlled stream environment at Big Beef Creek. Doctoral dissertation. University of Washington, Seattle.
- Leitritz, E., 1969: Die Praxis der Forellenzucht. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

- Lauterborn, R., 1916: Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstromes. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften. Mathematisch - naturwissenschaftliche Klasse Abteilung B. Biologische Wissenschaften 1916 (6. Abhandlung).
- Liebig, H., Lim, P., Belaud, A., Lek, S., 1996: Study of the juvenile community in the brown trout (*Salmo trutta fario*) in hydropeaking situations. 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Seite 673 – 684, INRS-Eau, Quebec.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P., Kreivi, P., 1997: Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. in: Cook, D. G. (ed): Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **54**(3): Seite 520 – 529, National Research Council of Canada.
- Maret, T. R., Burton, T. A., Harvey, G. W., Clark, W. H., 1993: Field testing of new monitoring protocols to assess brown trout spawning habitat in an Idaho stream. North American Journal of Fisheries Management, **13**: Seite 567 – 580.
- Marrer, H., 1989: Fischereilicher Bewirtschaftungsplan für die liechtensteinschen Fließgewässer, Untersuchungskonzept, Manuskript.
- McNeil, W. J., Ahnell W. H., 1964: Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. U.S. Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report - Fisheries 469.
- Moog, O., Janecek, B. F. U., 1991: River flow, substrate type and Hydrurus density as major determinants of macroinvertebrate abundance, composition and distribution. Verh. Internat. Verein. Limnol., **24**: Seite 1888 – 1896.
- Moritz, C., et al, in praep.: Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- Nihouran, A., 1983: Etude de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le bassin du Scorff (Morbihan): démographie, reproduction, migration. Thèse 3^e cycle Ecologie, Univ. Rennes 1, Seite 64.
- Ottaway, E., Forrest, D., 1983: The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout (*Salmo trutta* L.) J. Fish Biol., **23**, Seite 221 – 227.

- Parasiewicz, P., Schmutz, S., Moog, O., 1998: The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the river Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology*, **5**: Seite 403 – 417.
- Payr, M., 2001: Vergleich der Aufzucht von ausgewählten Seesaiblingsstämmen (*Salvelinus alpinus*). Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Inst. F. Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Peter, A., 1995: Untersuchungen über die Konkurrenz zwischen Bach- und Regenbogenforellen: Beispiele aus dem Einzugsgebiet der Bodenseezuflüsse. *Mitteilungen zur Fischerei*, **55** (Neues Fischereigesetz Bodenseefischerei, Berichte vom Eidg. Fortbildungskurs für Fischereiaufseher vom 24. – 26. August 1994 in Rorschach): Seite 89 – 108. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Peterson, R. H., Metcalfe, J. L., 1981: Emergence of Atlantic salmon fry from gravels of varying composition: a laboratory study. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1020
- Phillips, R. W., Lantz, R. L., Claire, E. W., Moring, J. R., 1975: Some effects of gravel mixtures on emergence of coho salmon and steelhead trout fry. *Transactions of the American Fisheries Society*, **104**: Seite 461 – 466.
- Roussel J.-M., Bardonnnet, A., 1999: Ontogeny of diel pattern of stream – margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environmental biology of fishes*, **56**: Seite 253 – 262. in: Copp, G. H., Kovac, V., Hensel, K. (eds.): *When do fishes become juveniles?* in: Balon, E. K., *Developments in environmental biology of fishes*, **19**, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Ruhlé, C., Kindle, T., 1993: Wissenswertes über die Seeforelle. In: Wagner, B., Löffler, H., Kindle, T., Klein, M., Staub, E. (eds.), *Bodenseefischerei, Geschichte – Biologie und Ökologie – Bewirtschaftung*, Seite 92 – 101, Jan Thorbecke Verlag Sigmaring
- Ruhlé, Ch., Kindle, T., 1994: Morphologischer Vergleich der im Alpenrhein und der im Bodensee laichen-den Felchen, in: *Ber.Bot.-Zool.Ges.Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 21/S.129-137, Vaduz.

- Saltveit, S. J., Arnekleiv, J. V., Halleraker, J. H., Harby, A., 2000: Stranding effects on juvenile atlantic salmon (*Salmo salmar*) and brown trout (*Salmo trutta*) from rapid flow decreases. Im Abstractband "Eighth international symposium of regulated streams. River restoration". July 17 – 21, 2000, Toulouse, France. Seite 82.
- Schmutz, S., Melcher, A., Holzer, G., Hollerer, G., 1999: Arbeitspaket 19a – Biotische Habitatmodellierung. Gewässerbetreuungskonzept Traisen, Wilhelmsburg bis Donau. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Shumway, D. L., Warren, C. E., Doudoroff, P., 1964: Influence of oxygen concentration and water movement on the growth of steelhead trout and coho salmon embryos. Transactions of the American Fisheries Society, **93**(4): Seite 342 - 356.
- Slavik, O., Mattas, D., Bartos, L., Jioinec, P., 2000: Effects of variable discharge produced by hydropower station on habitat use of *Phoxinus phoxinus* and *Cottus gobio*: Comparison between riffle and pool mesohabitats. Im Abstractband "Eighth international symposium of regulated streams. River restoration". July 17 – 21, 2000, Toulouse, France. Seite 85.
- Spindler, T., 1996: Ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer des Ill – Frutz – Schwemmfächers. Vorarlberger Naturschau, **2**: Seite 39 – 82. Dornbirn
- Tagart, J. V., 1984: Coho salmon survival from egg deposition to emergence. Seite 173 – 182. in: Walton, J. M., Houston, D. B. (eds.), Proceedings of the Olympic wild fish conference. Peninsula College, Fisheries Technologie Program, Port Angeles, Washington.
- Urbanek, B., 2000: Populationsdynamische Untersuchungen an Bachforelle (*Salmo trutta*) und Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) am Oberen Lunzer Seebach. Diplomarbeit an der Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Waters, T. F., 1995: Sediment in streams. Sources, biological effects and control. American Fisheries Society Monograph, **7**: Seite 211 + Anhang

- Wiesbauer, H., Bauer, T., Jagsch, A., Jungwirth, M., Uiblein, F., 1991: Fischökologische Studie – Mittlere Salzach. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur; Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft; Universität für Bodenkultur, Wien. Im Auftrag der Tauernkraftwerke AG.
- Wiesner, R., 1937: Lehrbuch der Forellenzucht und Teichwirtschaft. Neudamm, Verlag von J. Neumann
- Witzel, L. R., MacCrimmon, H. R., 1983: Embryo survival and alevin emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) relative to red gravel composition. *Canadian Journal of Zoology*, **61**: Seite 1783 – 1792.
- Zauner, G., 1993: Gesamtuntersuchung Salzach - Fischökologische Teilstudie.- in: ÖIR (1994): Gesamtuntersuchung Salzach.- i.A. BMLF & Amt Sbg. LReg.