



Fischökologische Untersuchung in vier schwallbeeinflussten Schweizer Fließgewässern



Diplomarbeit: Fabienne Künzli

Betreuer: Dr. Armin Peter

Kastanienbaum, März bis September 2005

Diplomarbeit für den Studiengang Biologie der ETH Zürich
(Fachrichtung: Ökologie und Evolution)

Ausgeführt an der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung,
Abwasserreinigung und Gewässerschutz (Eawag) Kastanienbaum

in der Abteilung für angewandte Gewässerökologie (APEC)

Autorin: Fabienne Künzli
Zentrum 1
5412 Gebenstorf

Zusammenfassung

Die Produktion von nachfrageorientierter Spitzenenergie verursacht durch den sogenannten Schwallbetrieb in betroffenen Fließgewässern diverse ökologische Probleme. Solche künstlich generierten Hochwasser kommen in dieser Art und Weise in einem Gewässer natürlicherweise nicht vor und stellen für den Lebensraum mit den darin lebenden Gemeinschaften eine Störung mit zahlreichen und weitreichenden Folgen dar.

Mit der vorliegenden Arbeit soll anhand einer fischökologischen Untersuchung in vier schwallbeeinflussten Fließgewässern dokumentiert werden, ob eine allgemeine gültige Reaktion der Fische im Zusammenhang mit dem Schwall/Sunk-Verhältnis stattfindet. Weiter interessiert, wie sich die Artendiversität, die Fischbiomasse und -abundanz sowie die natürliche Reproduktion der Bachforelle mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk verändern (Gradient). Dazu werden drei Schwallstrecken in unterschiedlichen Abständen von der Wasserrückgabe untersucht. Mit der Befischung einer Referenzstrecke für jedes Gewässer soll eine Einschätzung über die Fischkapazität ohne Beeinflussung durch Schwallbetrieb gemacht werden.

Die Suche nach geeigneten Fließgewässern, die die Bedingungen für die Fragestellungen erfüllten, stellte sich allgemein als schwierig heraus. Insgesamt wurden 12 Schwallgewässer aus 10 verschiedenen Kantonen dokumentiert, wovon schlussendlich vier Flüsse für die Untersuchung ausgewählt wurden. Diese Fließgewässer befinden sich in drei verschiedenen Ökoregionen (Mittelland, Voralpen, Südalpen) und weisen unterschiedlich hohe Schwall/Sunk-Verhältnisse auf:

- Mittelland: Dorfbach Büron/LU
- Voralpen: Secklisbach/NW
- Südalpen: Ticino, Morobbia/TI

Im Dorfbach Büron hat vor der Abfischung ein Fischsterben im unteren Lauf stattgefunden. Dieses Fischsterben wurde erst durch unsere Untersuchung aufgedeckt, da zwei Schwallstrecken davon betroffen waren. Für die gemeinsamen Analysen konnte der Dorfbach Büron daher nur teilweise berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei zwei Fließgewässern eine signifikante Zunahme der Fischbiomasse und -abundanz mit der Entfernung von der Schwalleinleitung auftritt (Secklisbach, Morobbia). Eine generelle Zunahme der Artendiversität flussabwärts kann jedoch mit Ausnahme der Morobbia nicht beobachtet werden. Die natürliche Reproduktion von Bachforellen ist in den untersuchten Schwallstrecken stark beeinträchtigt. Dies wird einerseits auf die Verdichtung der Flusssohle (Kolmation) und andererseits auf das Abdriften und/oder Stranden der Jungfische als Folge des Schwallbetriebs zurückgeführt. In den Referenzstrecken sind die Bachforellenbestände und die Bedingungen für die Reproduktion daher grösstenteils besser (Morobbia, Geuenseebach). Mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk erfolgt eine gewisse Erholung der Fischbestände und eine Verbesserung der Bedingungen für eine natürliche Reproduktion, weil die Wirkung der Schwallwelle abnimmt. Ein „Endpunkt“ der Beeinflussung kann jedoch nicht beobachtet werden (Bsp. Ticino).

Es stellt sich heraus, dass eine gute Gewässermorphologie wesentlichen Einfluss auf die Auswirkungen eines Schwallbetriebs hat. Das Vorhandensein von Rückzugsmöglichkeiten (Refugien) sowie eine Senkung des Schwall/Sunk-Verhältnisses haben einen positiven Effekt auf die Abundanz von Jungfischen. Eine Beeinträchtigung des Schwallbetriebs in den untersuchten Fließgewässern ist klar ersichtlich. Die Ausprägungen der Beeinflussung können jedoch gewässerspezifisch variieren und müssen daher für jedes Gewässer separat diskutiert werden.

Es besteht ein Handlungsbedarf an weiteren, angewandten sowie experimentellen Untersuchungen zu den gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebs in der Schweiz, um allgemein gültige Regelungen und Grenzwerte zu künftig formulieren zu können.

Danksagung

Während der Diplomarbeit wurde ich von verschiedenster Seite unterstützt. Ich möchte mich dafür bei folgenden Personen ganz herzlich bedanken:

- Dr. Amin Peter als Betreuer
- Brigitte Germann, Erwin Schäfer, Christine Weber als AnodenführerInnen
- Maria Alp, Andreas Brand, Christian Dang, Torsten Diem, Christoph Dombrowsky, Fischereiverein Tessin, Reto Haas, Caroline Joris, Stephan Koch, Patrick Leuthold, Angelika Müller, Sabine Sibler, Annika Wagenhoff, Christine Weber, Helen Zbinden als tatkräftige HelferInnen bei den quantitativen Abfischungen
- Speziellen Dank an Dr. Bruno Polli (Ticino), Philipp Amrein (Luzern) und Pius Blättler (NW) von den kantonalen Jagd- und Fischereiverwaltungen für die Bewilligungen und Beantwortung der vielen Fragen sowie die tatkräftige Unterstützung bei den Abfischungen
- Lorenz Jaun, Eva Schager, Scott Tieg, Christine Weber für die wertvollen Tipps
- Hans-Jürg Meng und Raffaele Leonetti für den PC-Support
- Michael Schurter, Andreas Steffen für technische Unterstützung
- Dr. Hans-Rudolf Roth vom statistischen Beratungsdienst der ETH Zürich
- Philipp Arnold (LU), Markus Bolz (NW), Sandra Steingruber (TI) von den kantonalen Ämtern für die Informationen und ökomorphologischen Daten
- Speziellen Dank an Maria Alp, Christian Dang, Torsten Diem, Brigitte Germann, Alija Idriz

Für den reduzierten Turbinienbetrieb während den Abfischungen und den zur Verfügung gestellten Abflussdaten danke ich besonders:

- Otto Niederberger, Kantonales Elektrizitätswerk Nidwalden (EWN)
- Daniel Wyss, Azienda Municipalizzate Bellinzona (AMB)
- Corrado Rossini, Azienda Elettrica Ticinese (AET)
- Alfiero Martinoli, SBB-Ritom
- Paul Arnold & Cie.

Für meinen Sensei Roland Zolliker

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	7
2	Grundlagen	9
2.1	Begriffe und Kenngrößen	9
2.2	Fragestellungen	11
3	Untersuchungsgebiet	12
3.1	Allgemeines	12
3.1.1	Ökoregionen	12
3.1.2	Allgemeine Streckenbezeichnung	12
3.2	Secklisbach	13
3.2.1	Übersicht / Einzugsgebiet	13
3.2.2	Probenahmestrecken	14
3.2.3	Besiedlungspotenzial und fischerliche Bewirtschaftung	17
3.2.4	Hydroelektrische Nutzung	17
3.3	Ticino	18
3.3.1	Übersicht / Einzugsgebiet	18
3.3.2	Probenahmestrecken	19
3.3.3	Besiedlungspotential und fischerliche Bewirtschaftung	21
3.3.4	Hydroelektrische Nutzung	21
3.4	Morobbia	23
3.4.1	Übersicht / Einzugsgebiet	23
3.4.2	Probenahmestrecken	23
3.4.3	Besiedlungspotential und fischerliche Bewirtschaftung	26
3.4.4	Hydroelektrische Nutzung	26
3.5	Dorfbach Büron und Geuensee	28
3.5.1	Übersicht / Einzugsgebiet	28
3.5.2	Probenahmestrecken	30
3.5.3	Besiedlungspotential und fischerliche Bewirtschaftung	31
3.5.4	Hydroelektrische Nutzung	32
4	Methoden	33
4.1	Allgemeines zur Elektrofischerei	33
4.2	Quantitative Abfischung	33
4.3	Personeller Aufwand	33
4.4	Fische	34
4.4.1	Hälterung	34
4.4.2	Betäubung	34
4.4.3	Vermessung	34
4.5	Gewässercharakterisierung	34
4.5.1	Querprofile	34
4.5.2	Hydraulische Habitate	35
4.5.3	Beschattung	35
4.5.4	Ökomorphologie	36
4.5.5	Linienzahlanalyse	36
4.5.6	Innere Kolmation	37
4.5.7	Flussordnungszahl	37
4.5.8	Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit	37

4.5.9	Abfluss.....	38
4.6	Datenanalyse/Auswertung.....	39
4.6.1	Fischdaten.....	39
4.6.1.1	Fischartenspektrum und Dominanz.....	39
4.6.1.2	Längenhäufigkeitshistogramme.....	40
4.6.1.3	Populationsabschätzung der Bachforellen.....	40
4.6.1.4	Deformationen / Anomalien.....	40
4.6.1.5	Konditionsfaktor.....	41
4.6.2	Gewässercharakterisierung.....	41
4.6.2.1	Mesohabitate.....	41
4.6.2.2	Linienzahlanalyse.....	41
4.6.2.3	Gefälle.....	41
4.7	Statistik.....	42
4.7.1	Begriffe.....	42
4.7.2	Regionaler Effekt.....	42
4.7.3	Naturverleichung von Bachforellen.....	43
4.7.4	Gradient von Fischbiomasse/-abundanz und relativer mittlerer Fischlänge.....	43
4.7.5	Variationskoeffizient (VC).....	43
5	Resultate.....	44
5.1	Secklisbach.....	44
5.1.1	Habitate.....	45
5.1.1.1	Hydraulische Habitate.....	45
5.1.1.2	Substratgrößenverteilung.....	45
5.1.1.3	Variationskoeffizient.....	46
5.1.1.4	Abflussregime.....	46
5.1.2	Fische.....	47
5.1.2.1	Artenspektrum und Dominanz.....	47
5.1.2.2	Populationsaufbau der Bachforellen.....	48
5.1.2.3	Bachforellenaubundanz.....	48
5.1.2.4	Bachforellenbiomasse.....	50
5.1.2.5	Konditionsfaktor der Bachforellen.....	51
5.1.2.6	Variationskoeffizient der Bachforellentotallängen.....	52
5.1.2.7	Deformationen der Bachforellen.....	52
5.2	Ticino.....	53
5.2.1	Habitate.....	53
5.2.1.1	Hydraulische Habitate.....	53
5.2.1.2	Substratgrößenverteilung.....	54
5.2.1.3	Variationskoeffizient.....	54
5.2.1.4	Abflussregime.....	54
5.2.2	Fische.....	55
5.2.2.1	Artenspektrum und Dominanz.....	55
5.2.2.2	Populationsaufbau der Bachforellen.....	56
5.2.2.3	Bachforellenaubundanz.....	56
5.2.2.4	Bachforellenbiomasse.....	57
5.2.2.5	Konditionsfaktor der Bachforellen.....	59
5.2.2.6	Variationskoeffizient der Bachforellentotallängen.....	59
5.2.2.7	Deformationen der Bachforellen.....	59
5.3	Morobbia.....	60
5.3.1	Habitate.....	61
5.3.1.1	Hydraulische Habitate.....	61
5.3.1.2	Substratgrößenverteilung.....	61

5.3.1.3	Variationskoeffizient	62
5.3.1.4	Abflussregime	62
5.3.2	Fische.....	63
5.3.2.1	Artenspektrum und Dominanz	63
5.3.2.2	Populationaufbau der Bachforellen	64
5.3.2.3	Bachforellena bundanz.....	65
5.3.2.4	Bachforellenbiomasse	66
5.3.2.5	Konditionsfaktor der Bachforellen.....	68
5.3.2.6	Variationskoeffizient der Bachforellentotallängen.....	68
5.3.2.7	Deformationen der Bachforellen.....	68
5.4	Dorfbach Bürön	69
5.4.1	Habitate	71
5.4.1.1	Hydraulische Habitate	71
5.4.1.2	Substratgrößenverteilung.....	71
5.4.1.3	Variationskoeffizient.....	72
5.4.1.4	Abflussregime	72
5.4.2	Fische.....	73
5.4.2.1	Artenspektrum und Dominanz	73
5.4.2.2	Populationaufbau der Bachforellen	74
5.4.2.3	Bachforellena bundanz.....	76
5.4.2.4	Bachforellenbiomasse	78
5.4.2.5	Konditionsfaktor der Bachforellen.....	80
5.4.2.6	Variationskoeffizient der Bachforellentotallängen.....	80
5.4.2.7	Deformationen der Bachforellen.....	80
5.5	Statistik.....	81
5.5.1	Regionaler Effekt	81
5.5.2	Naturverleicherung von Bachforellen	82
5.5.3	Gradient von Fischbiomasse/-a bundanz und relativer mittlerer Fischlänge	83
6	Diskussion	87
6.1	Artendiversität.....	87
6.2	Einfluss der Distanz vom Kraftwerk	88
6.3	Der Vergleich mit der Referenz	90
6.4	Allgemeine Reaktionen der Fische.....	91
6.5	Secklisbach.....	92
6.6	Ticino.....	93
6.7	Morobbia	94
6.8	Dorfbach Bürön	95
6.9	Möglichkeiten zur Reduktion der Gewässerbeeinträchtigungen	96
7	Schlussfolgerung	97
8	Literaturverzeichnis.....	98
9	Anhang	103
9.1	Übersichtstabelle allgemeine Gewässercharakteristika	103
9.2	Übersichtstabelle hydraulische Habitate, Beschattung	103
9.3	Übersichtstabelle mittlerer Korn Durchmesser, innere Kolmation, Ökomorphologie.....	104
9.4	Übersichtstabelle Gewässerabmessung, Variabilität.....	104
9.5	Übersichtstabelle Bachforellencharakteristika	105
9.6	Übersichtstabelle abgeschätzte Bachforellena bundanz/-biomasse pro ha	105
9.7	Übersichtstabelle abgeschätzter Bachforellena bundanz/-biomasse pro 100	106

9.8 Übersichtstabelle der Fischabundanzen	106
9.9 Übersichtstabelle der Fischbiomasse.....	107
9.10 Tabelle der nachgewiesenen Arten und deren Gefährdungstatus	107
9.11 Längen-Gewichts-Beziehungen der Bachforellen.....	108

1 Einleitung

Wasserkraft hat für die schweizerische Wirtschaft und Gesellschaft als regenerative Energiequelle eine grosse Bedeutung. Die inländischen Wasserkraftwerke produzieren 58 % des schweizerischen Elektrizitätsaufkommens, das 38 TWh entspricht. Rund 60 % davon werden in den Alpen durch Speicherkraftwerke realisiert (Bundesamt für Wasser und Geologie 2005). Anfangs 2005 verfügte die Schweiz über 518 Wasserkraftwerke mit einer maximal möglichen Leistung von mehr als 300 kWh, wobei etwa 25 % oder 92 Kraftwerks-Zentralen schwallartige Abflussschwankungen in den unterliegenden Gewässern erzeugen oder zu bereits bestehenden beitragen (Limnex 2001).

Durch den sogenannten Schwallbetrieb werden in den betroffenen Fliessgewässern täglich künstliche Hochwasser verursacht. Der Schwallbetrieb ist eine direkte Folge der Produktion von elektrischer Spitzenenergie. In Zeiten des hohen Strombedarfs wird vorübergehend eine grosse Menge an Betriebswasser aus den Zentralen abgegeben und es entsteht dadurch ein unnatürlich erhöhter Abfluss im Gewässer, der sogenannte Schwall. Typischerweise wird die Stromproduktion in der Nacht sowie an den Wochenenden stark gedrosselt oder auf Null zurückgefahren und der Abfluss sinkt auf ein sehr tiefes Niveau (Sunk), welcher oft unter dem normalen Niederwasser liegt. Ca. 30 % aller hydrologisch überwachten Gewässer in der Schweiz werden durch Spitzenstromproduktion beeinflusst, was die Bedeutung und Grössenordnung dieser Betriebsart deutlich macht.

Die generierten Abflussschwankungen in den betroffenen Fliessgewässern können z.T. beträchtlich sein und entsprechen in keiner Weise einem natürlichen Abflussgeschehen.

Die Bedeutung eines Abflusses und dessen zeitliche Veränderung (Abflussregime) gehören jedoch zu den hauptsächlichen Faktoren, die die abiotischen und biotischen Vorgänge in einem Fliessgewässer steuern (Poff et al. 1997). Das Abflussregime bestimmt massgeblich die ökologische Funktionsfähigkeit und Qualität eines Gewässers und wird über die Indikatoren Höhe, Frequenz, Dauer, Übergangsgeschwindigkeit und Vorhersagbarkeit charakterisiert. So kommen z.B. natürliche, saisonale Hochwasser nie in einer Frequenz vor, wie es bei einem täglichen oder stündlichen Schwallbetrieb der Fall ist.

Aquatische Organismen haben sich im Laufe ihrer Entwicklungsgeschichte an die variablen hydrologischen Verhältnisse in ihrem Lebensraum in unterschiedlichster Weise und mit diversen Strategien angepasst. Ein Schwallbetrieb übt jedoch einen starken Einfluss auf die oben genannten Indikatoren aus und stellt diesbezüglich eine Störung dar (nach Resh et al. 1988). Niemela (zitiert in Gore et al. 1994) fand, dass Forellen das bevorstehende Ansteigen des Wasserspiegels von natürlichen Hochwassern frühzeitig spüren und genügend Zeit haben, eine Deckung aufzusuchen. Ein Schwall tritt aber abgekoppelt vom natürlichen hydrologischen Geschehen in einem Fliessgewässer auf und ist für die aquatischen Organismen nicht oder nur schwer vorhersehbar (Bretschko & Moog 1990). Eine Adaption der Organismen an die Schwall-situation wird so erschwert oder verunmöglicht.

Die Auswirkungen von Schwall- und Sunkerscheinungen auf den Lebensraum und die Lebensgemeinschaften wurden in den USA und mehreren europäischen Ländern (Cushman 1985, Gislason 1985, Garcia de Jalon et al. 1988, Moog 1993, Gore et al. 1994, Budhu & Gobin 1995, Valentin, Wasson & Philippe 1995, Kubecka et al. 1997, Parasiewicz, Schmutz & Moog 1998,) wie auch im schweizerischen Alpenraum untersucht (Ammann 1993, ARGE Trübung Alpenrhein 2001, Limnex 2001). Die Beeinflussung der Fische durch ein unnatürlich verändertes Abflussregime wurden bspw. durch Bain et al. (1988), Jungwirth (1992) und Valentin et al. (1996) gezeigt. Des Weiteren fanden auch experimentelle Untersuchungen statt (Heggnes & Traan 1988, Bradford 1997, Salveit et al. 2001, Halleraker et al. 2003, Arnekleiv et al. 2004).

Baumann & Klaus (2003) stellen fest, dass in der Schweiz generell ein grosser (Nachhol-)Bedarf an Forschungsprojekten und angewandten Untersuchungen zur Thematik besteht, zumal auch noch keine gesetzlichen Regelungen oder Richtwerte existieren.

Gegenstand dieser Arbeit ist die Untersuchung und Darstellung der fischökologischen Verhältnisse in vier ausgewählten Schweizer Fließgewässern des Rhodans (Forellenregion), die eine unterschiedlich starke Beeinflussung durch die hydroelektrische Nutzung erfahren. Es sollen spezifische Aussagen über den aktuellen Fischbestand gemacht und allfällig erkennbare Muster beschrieben werden, die im Zusammenhang mit dem Schwallbetrieb stehen.

2 Grundlagen

2.1 Begriffe und Kenngrößen

Unter dem Begriff Schwall versteht man einen künstlich erhöhten Abfluss während des Turbinenbetriebes eines oberliegenden elektrischen Kraftwerks. In Zeiten ohne Turbinenbetrieb herrscht im Fließgewässer eine Niedrigwasserphase, der sogenannte Sunk:



Schwall



Sunk

Eine gesamte Abfolge zwischen beiden unterschiedlichen Abflusszuständen wird Schwallbetrieb genannt (engl. „hydropеaking“).

Zur Charakterisierung der Abflussverhältnisse in schwallbeeinflussten Fließgewässern können folgende wichtige Kennwerte verwendet werden (Baumann & Klaus 2003):

- **Abflussverhältnis** zwischen Maximalschwall und Minimalsunk (normiert als x:1)
- **Pegeldifferenz** vertikale oder horizontale Differenz des Wasserpiegels zwischen Maximalschwall und Minimalsunk (Δ_m)
- Maximale **Geschwindigkeit (Rate) des Übergangs** zwischen Schwall-Anstieg und Schwall-Rückgang (in m^3/s pro Minute); die Rate kann auch auf die Gewässerbreite angewendet werden (in cm/min ; m/h)

Die folgende Abb. 1 zeigt eine typische Wochenganglinie von turbiniertem Wasser eines Kraftwerks. Das Kraftwerk reagiert schnell auf die erhöhte Stromnachfrage am Mittag. Am Wochenende wird die Produktion typischerweise gedrosselt (Niedertarife).

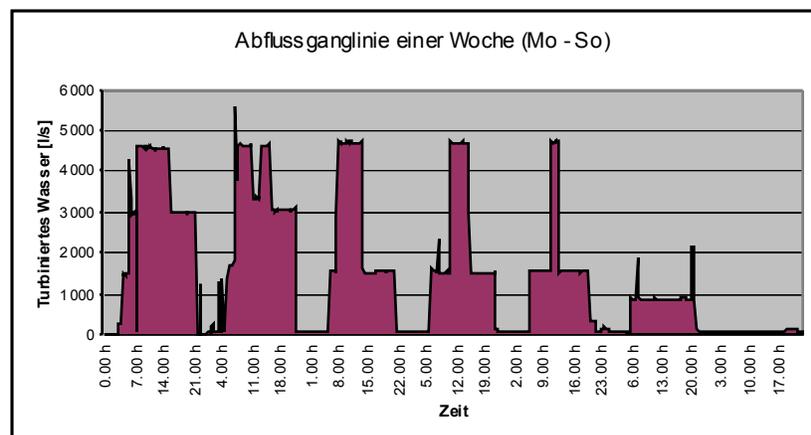


Abb. 1 Typische Abflussganglinie von turbiniertem Wasser eines schwallerzeugenden Kraftwerks während einer Woche.

In Abb. 2 sind die Standorte der schwallerzeugenden Kraftwerkszentralen (> 300 kWh installierte Leistung) in der Schweiz markiert. Deutlich zu erkennen ist die Konzentration dieser Zentralen im Alpenraum der grossen Haupt-Talzuflüssen wie bspw. Rhône, Ticino, Alpenrhein etc. (aus Limnex 2001).

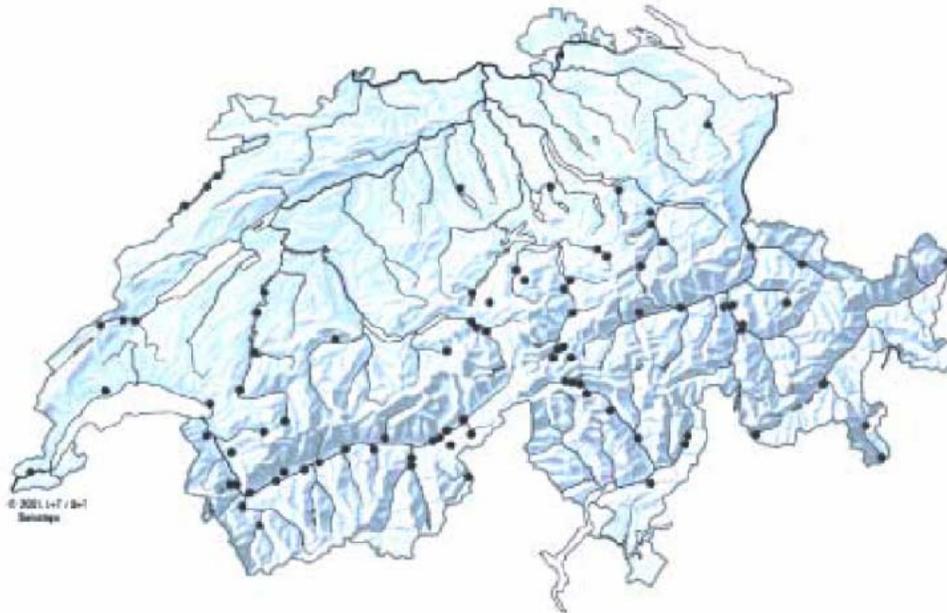


Abb. 2 Standorte der 92 schwallerzeugenden Kraftwerkszentralen in der Schweiz aus (Limmex 2001).

22 Fragstellungen

Nach Karr (1981) eignen sich besonders Fische als Bioindikatoren und können als Zeiger für bestimmte Umweltfaktoren und Lebensräume dienen.

In der vorliegenden Arbeit sollen die Fischbestände jedes Gewässers in drei schwallbeeinflussten Abschnitten sowie in einer unbeeinträchtigten Referenzstrecke untersucht werden. Die Abschnitte in jedem vom Schwall betroffenen Gewässer befinden sich in unterschiedlichen Distanzen zu den Kraftwerkszentralen.

Die Fragestellung basiert auf der Annahme, die Wirkung eines Schwalls sei im Bereich der Wasserrückgabe von stromproduzierenden Kraftwerken am grössten. Mit zunehmender Distanz erfolgt eine Abschwächung der Schwallwelle, wobei die Abschwächung hauptsächlich durch die Zahl und Grösse von Seitenzuflüssen sowie von den flussmorphologischen Strukturen des Gerinnes abhängig ist (Hunter 1992). Es werden folgende vier Fragen gestellt:

Fragestellung 1: Welches sind die Auswirkungen auf das Fischartenspektrum?

- Annahmen:
- die Artendiversität ist in den schwallbeeinflussten Strecken im Vergleich zur Referenz geringer
 - neben der hydrologischen Beeinflussung spielen auch andere Faktoren eine Rolle

Fragestellung 2: Lässt sich mit zunehmender Distanz von der Schwalleinleitung eine Verringerung der Auswirkungen feststellen?

- Annahmen:
- steigende Fischbiomasse und -abundanz mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk
 - Zunahme der Diversität in den weiter entfernt liegenden Strecken
 - flussabwärts verbessern sich die Bedingungen für die natürliche Reproduktion der Bachforellen

Fragestellung 3: Sind die vom Schwall betroffenen Abschnitte im Vergleich zur Referenz beeinträchtigt (Lebensraum / Fischbestände)?

- Annahmen:
- grösserer Fischbestand, mehr Biomasse in der Referenz
 - bessere Bedingungen für die natürliche Reproduktion der Bachforellen in der Referenz

Frage 4: Besteht eine allgemein gültige Reaktion der Fische auf Schwallbetrieb?

- Annahmen:
- es besteht ein Zusammenhang zwischen der Fischbiomasse und der Höhe des Schwall/Sunk-Verhältnisses

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Allgemeines

3.1.1 Ökoregionen

Die folgende Abbildung zeigt die Einteilung der Schweiz in sechs biogeographische Regionen oder sogenannte Ökoregionen (aus Schager & Peter 2004). Diese Einteilung berücksichtigt die natürliche Verschiedenartigkeit der Fließgewässer in der jeweiligen Ökoregion bzgl. ihrer morphologischen Ausprägung und Variabilität im Einzugsgebiet. Die Zuteilung der Fließgewässer zu den verschiedenen Ökoregionen hat Einfluss auf die Bestimmung des potenziellen Artenspektrums und auf die Fischdichten.



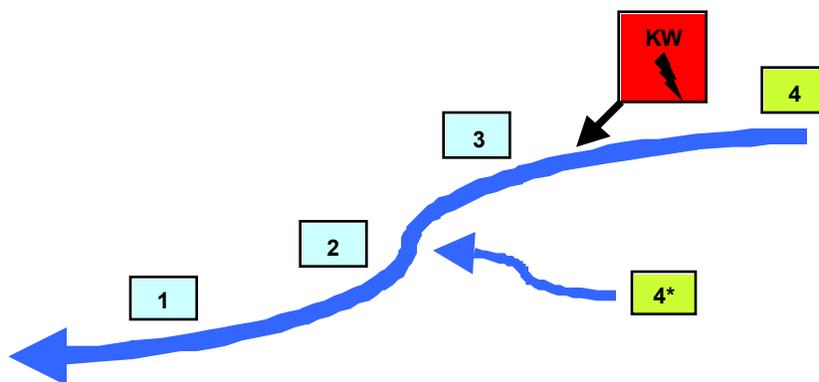
Die ausgesuchten Fließgewässer für die vorliegende Diplomarbeit befinden sich in drei unterschiedlichen Ökoregionen:

- Mittelland: Dorfbach Büron (LU)
- Voralpen: Secklisbach (NW)
- Südalpen: Ticino, Morobbia (TI)

Abb. 3 Die biogeographischen Regionen der Schweiz mit den markierten schwallbeeinflussten Untersuchungsgewässern (aus Schager & Peter 2004)

3.1.2 Allgemeine Streckenbezeichnung

Zur besseren Übersicht über die Abfolge der Probenahmestrecken in einem Fließgewässer wurden die Abschnitte immer nach gleichem Muster nummeriert (Abb. 4):



Die Nummern 1 – 3 sind durch das Kraftwerk (rot) schwallbeeinflusst. Nummer 4 ist die Referenzstrecke direkt vor dem Kraftwerk im Restwasserbereich. Falls möglich wurde ein morphologisch und hydrologisch ähnliches, unbeeinflusstes Seitengewässer des Hauptgerinnes als Referenz gewählt (4*).

Abb. 4 Allgemeine Streckennummerierung entlang eines Gradienten in einem Fließgewässer.

3.2 Secklisbach

3.2.1 Übersicht / Einzugsgebiet

Der voralpine/alpine Secklisbach befindet sich im Kanton Nidwalden und ist ein Seitengewässer der Engelberger Aa, welche durch das Engelberger Tal fliesst. Auf 1600 m.ü.M. wird das Wasser des Bannalpbaehes und eines weiteren Zuflusses gestaut (Abb. 5). Der Bannalp-Speichersee hat ein Fassungsvermögen von 1.7 mio. m³ Wasser. Nach dem Bannalp-Stausee wird der Bach neu Secklisbach genannt.

Das gletscherfreie Einzugsgebiet ist nach Nordosten geöffnet und umfasst 25 km² (Landeshydrologie (BWG) 2001). Von der Quelle auf 1800 m.ü.M. bis hin zum Zufluss in die Engelberger Aa auf 500 m.ü.M. erstreckt sich das Gesamtsystem über 1300 Höhenmeter.

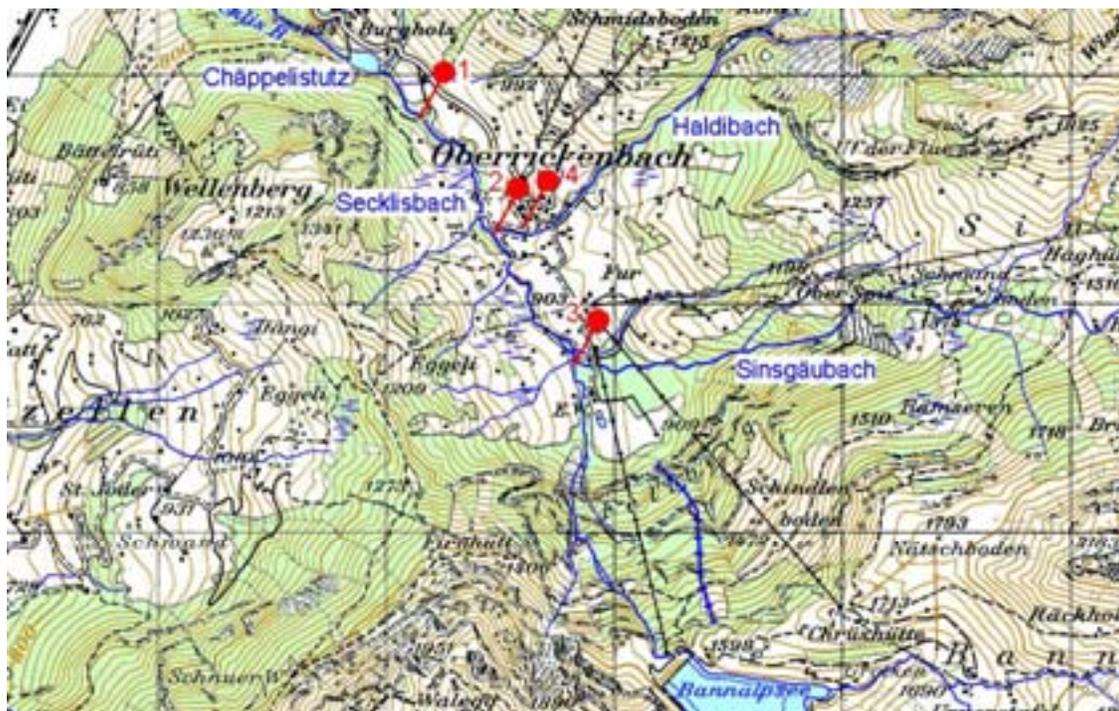
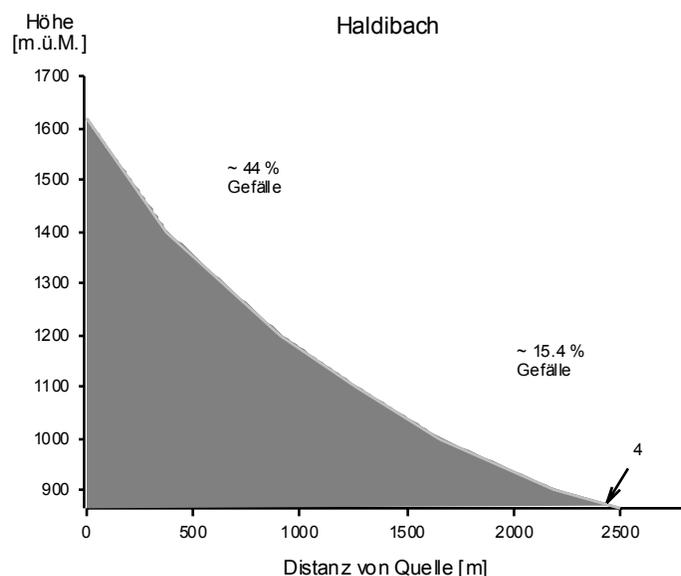
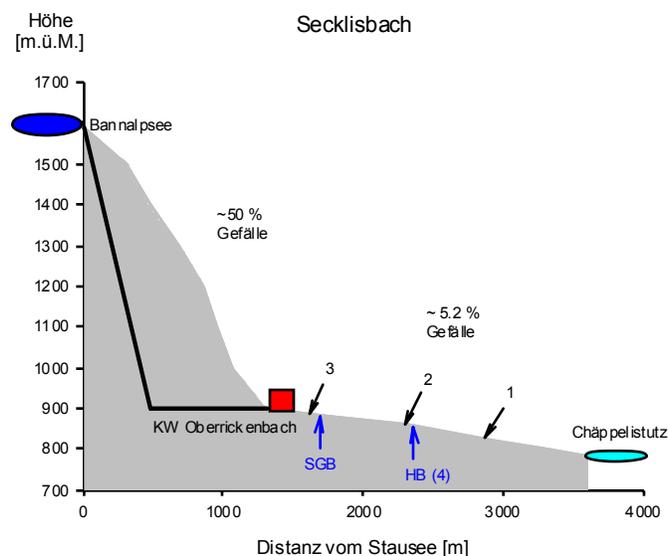


Abb. 5 Der Secklisbach mit seinem Einzugsgebiet unterhalb des Stausees. Die Steckenstandorte sind rot bezeichnet und nummeriert (Quelle: Swiss Map 50, Bundesamt für Landestopographie¹).

Auf der rechten Talseite wird vorwiegend Vieh- und Graswirtschaft betrieben. Die linke, steilere Talseite ist praktisch unbewohnt und wird extensiv bewirtschaftet. Im Berghang grenzt der „Rieter bei Oberrickenbach“ direkt an den Secklisbach. Diese Moorlandschaft ist von nationaler Bedeutung und wurde 1994 ins Bundesinventar der Flachmoore aufgenommen (Verordnung über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung) vom 07.09.1994; Stand 12.07.2005).

¹Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA057318)



Der Secklisbach hat zwei grössere Nebenbäche: der Sinsgäubach und der Haldibach.

Beide Nebengewässer weisen ein ungestörtes Abflussverhältnis auf und werden nicht hydroelektrisch genutzt. Sie können sich aber bei Gewitter zu reissenden Gebirgsbächen entwickeln mit einem um Vielfaches des normalen Abflusses, wobei auch viel Schwemmgut von den Bächen mitgeführt wird. Dies kann zu Aufstauungen in den Unterführungsbereichen der Dorfstrasse und Folge dessen zu Überschwemmungen und Bauschäden führen (Mitteilung Einheimischer).

In Abb. 6 sind die Gefälledigramme des Secklisbachs und des Haldibachs aufgeführt, welcher direkt nach der Probenahmestrecke 2 ins Hauptgewässer mündet. Im Haldibach wurde die Referenzstrecke 4 gewählt.

Im Secklisbach sind keine Abfluss-Messstellen des Bundesamtes für Wasser und Geologie oder des Kantons installiert

Abb. 6 Gefällediagramm des Secklisbachs (oben) und seines Seitengewässers, dem Haldibach (unten). Die Untersuchungsstrecken sind nummeriert (basieren auf der Landkarte 1:25'000); SGB = Sinsgäubach; HB = Haldibach

3.2.2 Probenahmestrecken

Bei der Auswahl der Strecken waren die Unterschiede in der Abflussmenge, sowie die Zugänglichkeit mit dem Materialanhänger entscheidende Kriterien. Durch verschiedene Zuflüsse von Seitenbächen (Sinsgäubach, Haldibach, weitere kleine Seitengerinne) erfolgt eine natürliche Abflusserhöhung, die die Wirkung des Schwall abämpft.

Es wurden 3 Probenahmestrecken von der Wasserrückgabe bis zum Chäppelistutz ausgewählt (Tab 1). Alle drei sind durch ein unterschiedliches Schwall/Sunk-Verhältnis geprägt.

Betreffend Ökomorphologie sind Strecken 2 und 3 in einem natürlichen Zustand. Nach dem Zufluss des Haldibachs folgen bis zum Chäppelstutz künstliche Schwellen, wie auch natürliche Abstürze und die gesamte Strecke ist wenig beeinträchtigt. Das durchschnittliche Gefälle vom Kraftwerke bis zum Chäppelstutz beträgt ca. 5,2 %.



Der Haldibach ist in seinen ersten 200 m bachaufwärts ein unbeeinträchtigtes und natürliches Fließgewässer (Abb. 7). Danach folgt eine erste künstliche Schwelle (> 2m) Oberhalb der Schwelle folgen holzige Querverbauungen zu Hochwasserschutzwecken, das Gewässer bleibt aber nach wie vor naturnah.

Aufgrund seiner natürlichen hydrologischen und morphologischen Eigenschaften wurde der Haldibach als Referenzgewässer ausgewählt. Das Gefälle beträgt 15,4 % und ist im Vergleich zum Hauptbach steiler.

Abb. 7 Der Haldibach.

Tab. 1 Charakterisierung der vier Untersuchungsstrecken im Secklisbach und Haldibach, NW (Strecke 4).

Parameter	Strecke			
	1	2	3	4
Befischungsdatum	23.07.05	14.05.2005	14.05.2005	09.06.2005
Höhenlage [mü.M.]	850	860	880	860
Koordinaten	674430/193370	674472/193309	674820/192736	674472/193309
Ordnungszahl (nach STRÄHLER 1964)	4	4	3	3
Leitfähigkeit* [µS/cm]	273	264	219	230
Temperatur* [°C]	9.1	7.1	3.7	6.3
Befischte Länge [m]	130	103	103	200
Befischte Fläche [m ²]	495	706	393	759
Distanz vom KW [m]	1460	850	30	-
Mittlere Breite [m]	6.35	6.85	3.82	3.8
Mittlere Tiefe [m]	0.55	0.6	0.32	0.4
VC mittlere Breite	24.50	22.15	19.55	28.40
VC T _{max}	46.30	33.59	13.79	24.10
Schwall/Sunk-Verhältnis [x:1]	5	8	1000	0
Ökomorphologie (Quelle: Amt für Umwtd, Nidwalden)	wenig beeinträchtigt	naturnah	naturnah	naturnah
Mesohabitate**				
Riffle [%]	84	87	97	53
Cascade [%]	0	0	0	30
Glide [%]	0	0	0	0
Pool [%]	16	11	3	17
Substrat				
Mittelwert [%]	5.95	4.72	4.21	3.30
Standabw. [%]	8.55	5.11	5.97	4.53
Beschattung [%]	9	27	79	36
Innere Kolmation	stark bis keine	stark	stark	mittel bis schwach
				

* gemessen am Abfischungstag

** Definition siehe Kapitel 4.5.2

3.2.3 Besiedlungspotenzial und fischereiliche Bewirtschaftung

Der Secklisbach ist mit seinem steilen Gefälle und der mittleren Breite nach Huet (1949) ein typisches Gewässer der oberen Forellenregion. Die charakteristische Fischart ist die rheophile (strömungsliebende) Bachforelle. Die bodenorientierte Groppe bewohnt bevorzugt kleinere und rasch fließende Wildbäche. Sie ist typisch für Forellengewässer und wurde in bestimmten Gebirgsbächen bis 2'000 m Höhe beobachtet (Zaugg et al. 2003). Im Secklisbach fehlen aber historisch belegte Daten über das Vorkommen von Groppen.

Der Pflichtbesatz von 700 Bachforellen-Sömmerlingen wird jeweils im Herbst durchgeführt (Mitteilung P. Blättler). Früher wurden auch Regenbogenforellen-Sömmerlinge ausgesetzt, was jedoch seit 1992 nicht mehr gemacht wird. Zum Secklisbach existieren keine Fang- oder Angelstatistiken. Es wird aber durchschnittlich 3-4 Mal pro Jahr im Bach gefischt (Mitteilung R. Christen).

3.2.4 Hydroelektrische Nutzung

Das Wasser des Bannalpsees wird vom Kraftwerk Oberrickenbach der Kantonalen Elektrizitätswerke Nidwalden (EWN) seit 1937 genutzt (Tab. 2). Auf 890 Höhenmeter wird das Wasser aus dem Speichersee gefasst, in einem Druckrohr abgeleitet und im Kraftwerk verarbeitet. Anschliessend gelangt das Wasser als Schwall zurück in den Secklisbach und fliesst nach rund 2 km in das Ausgleichsbecken Chäppelistutz (Abb. 8). Hier wird das Wasser ein zweites Mal gefasst und in der Zentrale Wolfenschiessen verarbeitet. Die Ausleitung erfolgt schliesslich in die Engelberger Aa (wiederum als Schwall).



Abb. 8 Die Zentrale Oberrickenbach (EWN) und die Schwallrückgabe in den Secklisbach (von links nach rechts).

Das Speicherkraftwerk Oberrickenbach turbiniert hauptsächlich tagsüber unter der Woche bis 1 m³/s Wasser. Bedingt durch den Ausfall des Atomkraftwerkes Gösgen, wurde im Frühling 2005 auch an den Wochenenden teilweise vermehrt turbiniert, um die fehlende Bandenergie im Kanton zu kompensieren (Mitteilung O. Niederberger, EWN). Im Sommer läuft das Kraftwerk oft im Dauerbetrieb, da das Speichervolumen des Bannalpsees für die anfallenden Wassermengen nicht gross genug ist. Das Schneeschmelzwasser muss dann unmittelbar verarbeitet werden, um einem Wasserverlust durch Überlauf entgegenzuwirken.

Tab. 2 Informationen zur Produktionsanlage Oberrickenbach (Quelle: www.evn.ch/evn/live/produktion.htm).

EWN – Kraftwerk Oberrickenbach						
Turbinentyp	Generatorleistungen			Leistung	Baujahr	Erweiterung
	1	2	3			
Pelton, horizontal	1'750 kW	1'750 kW	5'000 kW	8'500 kW	1937	1991

3.3 Ticino

3.3.1 Übersicht / Einzugsgebiet

Ticino



Der Ticino im Kanton Tessin ist der längste Fluss der Südschweiz, der auf einer Höhe von rund 2'400 m am Nufenenpass entspringt, die Täler Bedretto, Leventina und Riviera und die Magadino Ebene durchfließt, bis er schliesslich in den Lago Maggiore mündet (Abb. 9).

Das Gewässer liegt in der Ökoregion der Südalpen und hat ein Einzugsgebiet von 1'616 km² (Landeshydrologie (BWG) 2001). Von der Quelle bis zur Mündung in den Lago Maggiore erstreckt sich der Ticino über 2190 Höhenmeter. Der Ticino ist auf Höhe der Untersuchungsstrecken ein alpines-voralpines Gewässer.

Das durchschnittliche Gefälle beträgt zwischen dem Speicherbecken in Airolo und der Schwallenleitung bei Potta ungefähr 2,5 %. Danach nimmt das Gefälle bis zur ersten Probestelle bei Laghetti Audan auf rund 1,1 % ab (Abb. 10).

Abb. 9 Lauf des Ticinos im Kanton Tessin.

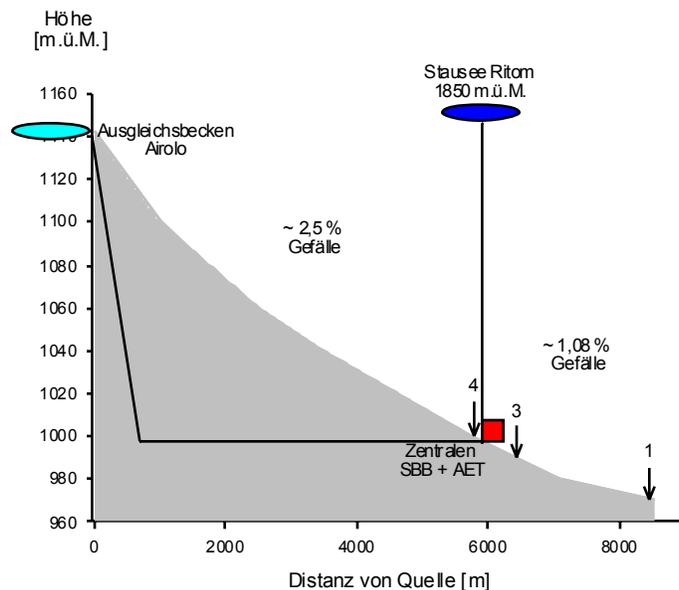


Abb. 10 Links das Gefällediagramm des Ticinos von Airolo bis Strecke 1 (basierend auf der Landeskarte 1:25'000). Rechts der Ticino auf Höhe der Strecke 1 bei Laghetti Audan.

3.3.2 Probenahmestrecken

Bei der Auswahl der Strecken kamen nur die Abschnitte in Frage, die oberhalb des Kraftwerks Biaschina bei Personico lagen, da ab dieser Zentrale der Ticino für quantitative Abfischung zu breit ist. Nach den Kriterien von Zugänglichkeit und Distanz vom Kraftwerk wurden 3 Strecken zwischen Piotta und Quinto festgelegt (Abb. 11)

Der Ticino ist im untersuchten Abschnitt begrädet und ökomorphologisch stark beeinträchtigt. Die Strecke 3 liegt mit dem unteren Ende in einem ca 200 m langen, wenig beeinträchtigtem Abschnitt. Das Ufer ist grösstenteils mit Baum- und Strauchvegetation bewachsen.



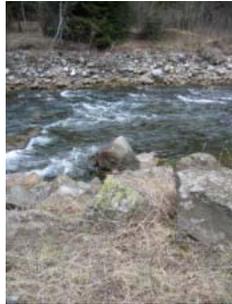
Abb. 11 Übersicht über das Gebiet der Probenahmestrecken mit dem Stausee Lago Ritom und den rot markierten Strecken (Quelle: SwissMap 50, Bundesamt für Landestopographie²).

Die Strecke 1 befindet sich bei Lagheti Audan ca 2'600 m vom Kraftwerk entfernt, die Strecke 2 schliesst direkt an die Wasserrückgabe durch das SBB-Kraftwerk Ritom und das Kraftwerk Stalvedro der AET an (Azienda Elettrica Ticinese, siehe auch Kap. 3.3.4).

Als Referenz wurde die Restwasserstrecke ausgewählt, die sich oberhalb der Wasserrückgabe befindet. Die Strecke führt ganzjährig Wasser, da vom Speichersee in Airolo Restwasser dotiert ist. In nachfolgender Tab. 3 sind die Strecken näher charakterisiert.

²Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA057318)

Tab. 3 Charakterisierung der drei Probenabmestrecken im Ticino (TI). Die Strecke 4 ist eine Restwasserstrecke.

Parameter	Strecke		
	1	3	4
Datum Befischung	21.05.05	21.05.05	03.06.05
Höhenlage [mü.M]	970	990	1000
Koordinaten	697383/151301	695636/152530	694987/152438
Ordnungszahl (nach STRAHIER 1964)	5	5	5
Leitfähigkeit* [µS/cm]	577	521	611
Temperatur* [°C]	+7.9	9.4°C	+8.2°C
Befischte Länge [m]	147	58	144
Befischte Fläche [m ²]	3282.5	980.2	1388.2
Distanz vom KW [m]	2625	375	270 (flussaufwärts)
Mittlere Breite [m]	22.33	16.90	9.64
Mittlere Tiefe [m]	0.60	0.61	0.53
VC mittlere Breite	2.31	13.81	5.68
VC Tmax	10.54	21.40	14.94
Schwall/Sunk-Verhältnis [x:1]	44	44	0
Ökomorphologie (Quelle: Divisione dell'ambiente, Ticino)	stark beeinträchtigt	stark bis wenig beeinträchtigt	stark beeinträchtigt
Mesohabitate			
Riffle [%]	93	50	60
Glide [%]	2	45	32
Pool [%]	5	5	8
Substrat			
Mittelwert [cm]	5.42	6.04	5.27
Standabw. [cm]	6.15	6.94	5.72
Beschattung [%]	10	3	8
Innere Komation	mittel	stark	mittel bis stark
			

*gemessen am Abfischungstag

3.3.3 Besiedlungspotential und fischereiliche Bewirtschaftung

Der Ticino bei Piotta liegt nach Huet (1949) in der oberen Forellenregion. Neben der Leitart Bachforelle könnten einzelne Exemplare von Elritzen vorkommen. In den vergangenen Jahren wurden nur einzelne Tiere bei Abfischungen durch die Fischereiverwaltung des Kantons Tessin nachgewiesen, wobei es sich wahrscheinlich um entwischte Köderfische handelt (Mitteilung B. Polli). Eine richtige Elritzenpopulation besteht im Ticino jedoch nicht.

Durch das Hochwasser aus dem Jahr 1987 wurde die Groppenpopulation im Val Bedretto und im Val Leventina bis Faido im Ticino ausgerottet (Mitteilung B. Polli). Eventuell finden sich noch einige Groppen in der Restwasserstrecke der Foss, von der aus einige Tiere in die Strecke 3 einwandern könnten.

Der jährliche Bachforellenbesatz von 18'000 Sömmerlingen und 3'000 Jährlingen (150-180 mm) erfolgt im Herbst vom Staubecken Airolo bis zur Ortschaft Rodi. Der Befischungsdruck zwischen Airolo und Rodi ist relativ hoch. Gemäss der Fangstatistik wurden ab dem Jahr 2000 mit dem Übergang vom Fangmindestmass von 22 cm auf 24 cm bis zum Jahr 2003 zwischen 3'900 und 5'300 Bachforellen gefangen, was einer mittleren jährlichen Biomasse von 910 kg entspricht.

3.3.4 Hydroelektrische Nutzung

Die Situation der hydrologischen Nutzung ist im Ticino komplex, da verschiedene Kraftwerksgesellschaften bei der Wassernutzung beteiligt sind. Der Ticino wird bis zum Zufluss der Moesa durch 71 Wasserrückgaben und 13 hydroelektrische Kraftwerke beeinflusst (Frutiger 2004).

Bereits wenige Kilometer nach der Quelle des Ticinos werden rund 93 % des natürlichen Abflusses gefasst und ins Einzugsgebiet der Maggia abgezweigt. Bei Airolo folgt das erstes Kraftwerk (Lucendro, ATEL), welches turbinirtes Wasser aus zwei Stauseen – Lago Lucendro und Lago Sella – in das Ausgleichsbecken einleitet. Das gespeicherte Wasser wird nun vom Ausgleichsbecken her durch die AET (Azienda Elettrica Ticinese) gefasst und in einer Druckleitung bis zur Zentrale Stalvedro über 130 m abgeleitet (Tab. 4). Die Zentrale Stalvedro kann maximal 12,4 m³/s verarbeiten. Die kraftwerksinternen Abflussdaten wurden freundlicherweise von der AET zur Verfügung gestellt.

Die hydrologische Beeinflussung im Untersuchungsgebiet erfolgt neben der AET auch durch die SBB (Tab. 4). Das eigentliche Speicherkraftwerk Ritom der SBB nutzt die 850 Höhenmeter zwischen Lago Ritom und der Zentrale. Die Maximal mögliche genutzte Wassermenge beträgt 6,6 m³/s (Mitteilung A. Martinoli, SBB). Das Kraftwerk turbiniert normalerweise auch an den Wochenenden. Am 21.05.2005 fand eine Revision in der Zentrale statt und die Abfischungen konnten nur an diesem Tag durchgeführt werden. Daher wurden auch nur zwei Schwallstrecken im Ticino beprobt.

Die Zentralen SBB und AET produzieren zusammen einen starken Schwall im Ticino. Zu Spitzenzeiten können so bis zu 19 m³/s in das Gewässer eingeleitet werden (Abb.12).



Abb. 12 Die Kraftwerkszentrale Stalvedro (AET; links) und die Schmalleinleitung durch einen Kanal (rechts).

Zwischen Airolo und Piotta ist die Restwasserstrecke in den Monaten Oktober-April mit 350 l/s und in den Monaten Mai-September mit 650 l/s dotiert. Bei Hochwasser kann ein Überlauf des Wassers aus dem Ausgleichsbecken erfolgen. Spülungen werden keine durchgeführt, da die abgelagerten Sedimente im Becken ausgebaggert werden (Mitteilung Rossini, AET).

Tab. 4 Informationen zu den Kraftwerken (Quelle: Informationsprospekte AET, SBB).

AET – Kraftwerk Stalvedro						
Turbinentyp	Generatorleistungen				Leistung	Baujahr
	1	2	3	3		
Francis, horizontal	6,5 MW	6,5 MW	13 MW		1964	

SBB – Kraftwerk Ritom						
Turbinentyp	Generatorleistungen				Leistung	Baujahr
	1	2	3	4		
Pelton, horizontal	10 MW	10 MW	10 MW	10 MW	40 MW	1920

3.4 Morobbia

3.4.1 Übersicht / Einzugsgebiet

Die Morobbia ist ein Zufluss des Ticinos in der nördlichen Magadino Ebene bei Giubiasco und ist ebenfalls ein Gewässer in der Ökoregion der Südalpen (Abb. 13). Der Fluss entspringt auf 1'900 m.ü.M. beim Passo San Jorio al Morobbia und durchfließt das Morobbia Tal. Die Gesamtlänge der Morobbia beträgt ca. 15 km und das Einzugsgebiet ist 45 km² gross (Landeshydrologie (BWG) 2001).

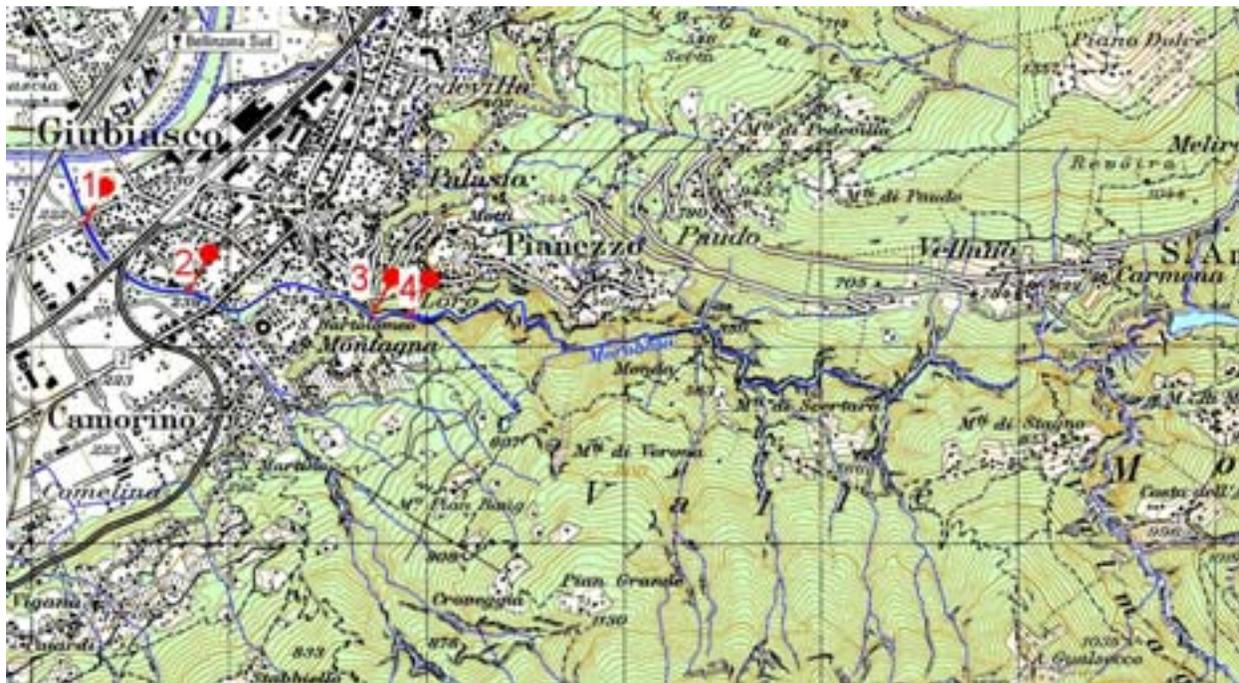


Abb. 13 Übersicht über das Einzugsgebiet der Morobbia ab dem Stausæ Carmena. Die untersuchten Strecken sind rot nummeriert (Quelle: Swiss Map 50, Bundesamt für Landestopografie³).

3.4.2 Probenahmestrecken

Es wurden 4 Probenahmestrecken in der Morobbia ausgewählt (Tab. 5). Die drei schwallbeeinflussten Strecken verteilen sich auf einer Länge von ca. 2'200 m vom Kraftwerk bis zur Mündung. Die Strecken 1 und 2 wurden so ausgewählt, dass das obere Ende durch eine künstliche Schwelle (< 1 m) begrenzt war. Die Strecken 1 und 3 liegen in einem ökomorphologisch wenig beeinträchtigten, die Strecke 2 in einem stark beeinträchtigten Gewässerabschnitt. Die Referenzstrecke liegt direkt oberhalb der Wasserrückgabe in einer permanent benetzten Restwasserstrecke und ist in einem naturnahen Zustand.

Die Morobbia fliesst bis zum Beginn des Siedlungsgebietes in Giubiasco frei in ihrem natürlichen Bachbett. Ab dort ist sie bis zur Mündung in den Ticino kanalisiert und abgetieft. Das Ufer ist im unteren Verlauf nur noch teilweise mit Bäumen und Sträuchern bewachsen. Das Gefälle nimmt zur Mündung hin stetig ab (Abb. 14).

³Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA057318)

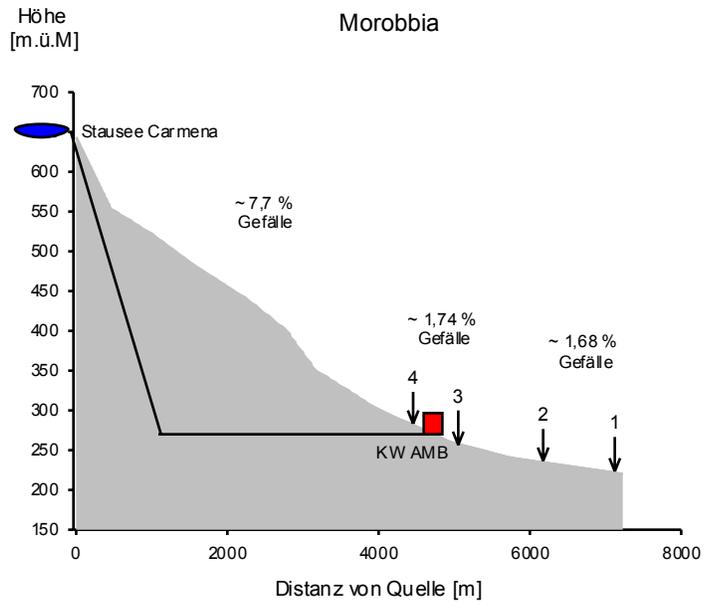


Abb. 14 Links das Gefälledigramm der Morobbia vom Speichersee Carmena bis zur Mündung der Morobbia in den Tiano. Die Strecken sind nummeriert (basieren auf Landeskarte 1:25'000). Rechts die Morobbia im Bereich der Strecke 3.

Tab. 5 Charakterisierung der vier Probenahmestrecken in der Morobbia (TI). Die Strecke 4 ist eine Restmaserstrecke.

Parameter	Strecke			
	1	2	3	4
Datum	12.05.05	26.05.05	12.05.05	26.05.05
Befischung				
Höhenlage	[mü.M.] 222	239	255	260
Koordinaten	720257/114638	720790/114290	721718/114216	721909/114151
Ordnungszahl (nach STRÄHLER 1964)	4	4	4	4
Leitfähigkeit*	[$\mu\text{S}/\text{cm}$] 99	73	96	81
Temperatur*	[$^{\circ}\text{C}$] 10.3	+14.1	11.6	12.4
Befischte Länge	[m] 239	147	119	98
Befischte Fläche	[m^2] 1637.2	1265.7	966.3	709.5
Distanz vom KW	[m] 1875	1170	170	80 (oberhalb KW)
Mittlere Breite	[m] 6.85	8.61	8.12	7.24
Mittlere Tiefe	[m] 0.27	0.38	0.5	0.6
VC mittlere Breite	17.37	25.26	18.47	42.93
VC T _{max}	24.09	24.56	39.56	24.25
Schwall/Sunk- Verhältnis	72	72	72	0
Ökomorphologie (Quelle: Divisioe dell' ambiente, Ticino)	stark beeinträchtigt	stark beeinträchtigt	wenig beeinträchtigt	naturnah
Mesohabitate				
Riffle	[%] 80	90	70	34
Kaskade	[%] 0	0	13	15
Glide	[%] 10	1	8	21
Pool	[%] 10	9	9	30
Substrat				
Mittelwert	5.52	6.73	5.67	2.01
Standabw.	7.60	6.81	8.48	1.46
Beschattung	[%] 15	0.5	44	46
Innere Kolmation	mittel	mittel - schwach	mittel	schwach
				

*gemessen am Abfischungstag

3.4.3 Besiedlungspotential und fischereiliche Bewirtschaftung

Die Strecken 3 und 4 in der Morobbia liegen aufgrund des Gefälles und der mittleren Breite in der oberen Forellenregion (nach Huet 1949). Zur Mündung hin erfolgt der Übergang zur untern Forellenregion oder sogar zur Äschenregion (Ticino). Als Leitart kommt die Bachforelle vor. Die Begleitart Groppe wurde 1994 im Mündungsbereich bei Giubiasco nachgewiesen (Zbinden, Pilotto & Durouvenoz 2004). Fischarten aus der Äschenregion können vom Ticino her in die Morobbia einsteigen und das Seitengewässer als Lebensraum und/oder Laichhabitat nutzen, wenn die Bedingungen für die Ansprüche der jeweiligen Art erfüllt sind. So wurde auch der Südströmer, als typischer Vertreter aus der Äschenregion, im Mündungsbereich 1995 nachgewiesen (Schwarz 1998).

Es wäre auch denkbar, dass die Seeforelle aus dem Lago Maggiore während der Laichzeit die Morobbia aufwandert. Gemäss B. Polli steigen die geschlechtsreifen Seeforellen aber erst im Juli/August auf und können nur bis Januar nachgewiesen werden. Falls Jungfische der Seeforelle in der Morobbia leben, können diese jedoch noch nicht von Bachforellen unterschieden werden.

Wenn keine Spülung des Stausees erfolgt (siehe auch Kap. 3.4.4), dann wird ein Besatz mit 3'000 Bachforellensömmerlingen vom Staubecken bis unterhalb von Pianezzo vorgenommen; die ist jedoch eher die Ausnahme. Ein Nachweis des 0+-Jahrgangs ist daher auf eine Naturverlaichung zurückzuführen. Es existiert keine Angelstatistik zur Morobbia, der Befischungsdruck dürfte aber gering sein (Mitteilung B.Polli).

3.4.4 Hydroelektrische Nutzung

Die AMB (Aziende Municipalizzate Bellinzona) nutzt seit 1903 das Wasser der Morobbia zur Elektrizitätsproduktion (Tab. 6). Es wird auf 642 m.ü.M. aus dem Stausee Carmena mit einem Nutzinhalt von 0,3 Mio. m³ gefasst, über 382 Höhenmeter durch ein Druckrohr zu den Turbinen geleitet und als Schwall in die Morobbia zurückgegeben (Abb. 15). Die AMB versorgt neben der Stadt Bellinzona noch 13 weitere Gemeinden mit Strom.



Abb. 15 Die Zentrale der AMB (Foto: www.amb.ch, mit Erlaubnis AMB) und die Schwallrückgabe direkt unterhalb des Kraftwerkes (von links nach rechts).

Es ist eine Restwassermenge von 80 l/s dotiert, die mit einer kleinen Abflussmessstation des Kantons überwacht wird. Die Abgabe der vorgeschriebenen 80 l erfolgt nicht direkt vom Stausee her, sondern durch die Druckleitung (Mittlung, Wyss/AMB). Die Restwasserstrecke wird durch Zuflüsse und Infiltrationen gespeist und ist ganzjährig wasserführend. Das Staubecken wird zweimal im Jahr während 2-3 Tagen gespült (Mitteilung D. Wyss/AMB).

Die maximal genutzte Wassermenge des Kraftwerkes betrug im Jahr 2003 und 2004 rund 5,6 m³/s. Die kraftwerksinternen Abflussdaten wurden freundlicherweise von der AMB zur Verfügung gestellt. Aufgrund eines Systemwechsels Anfangs 2005 konnte nur auf die letztjährigen elektronischen Daten zurückgegriffen werden.

Abb. 16 zeigt eine Wochenganglinie im August 2004 von turbiniertem Wasser. Während des Tages ist die Produktion von elektrischer Energie hoch und das Kraftwerk reagiert auf die aktuelle Nachfrage. Es können mehrere Schwallspitzen pro Tag auftreten. In der Nacht und am Wochenende wird die Produktion typischerweise zurückgefahren.

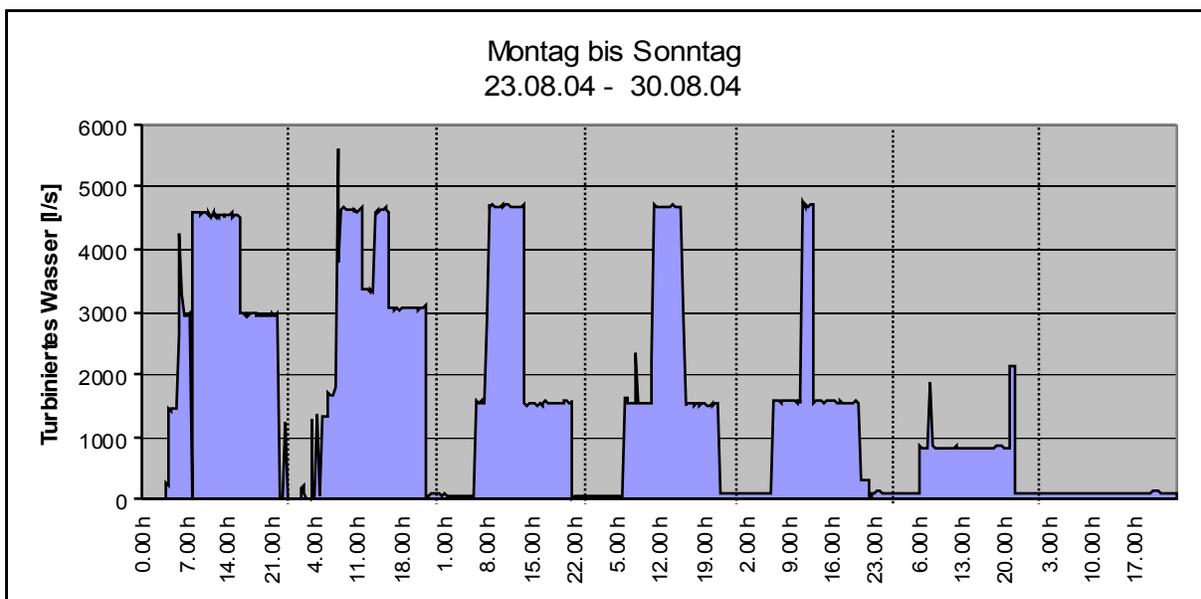


Abb. 16 Beispiel einer Abflussganglinie von turbiniertem Wasser durch die AMB während einer Woche im August 2004.

Tab. 6 Informationen zum Kraftwerk (Quelle: www.amb.ch/index/chi_siam.o.htm.)

 AMB Azienda Municipalizzate Bellinzona			
Turbinentyp	Generatorleistungen	Leistung	Baujahr
Francis, vertikal	12,5 MW	17,5 MW	1903
Peton, horizontal	5 MW		

3.5 Dorfbach Büron und Geuensee

3.5.1 Übersicht / Einzugsgebiet

Der Dorfbach Büron (auch Weierbach genannt) ist ein mittelländisches Fließgewässer und entspringt auf 710 m.ü.M. Oberhalb von Büron fließt er mehrheitlich in seinem natürlichen Bachbett. Im Dorf selbst ist das Gewässer kanalisiert. Das Einzugsgebiet beträgt 5,5 km² und der Bach ist bis zur Mündung in die Suhre auf 490 m.ü.M. rund 4,6 km lang (Abb. 17, Landeshydrologie (BWG) 2001).

Das Referenzgewässer Dorfbach Geuensee (ein Parallelgewässer des Büroner Dorfbachs) entspringt in der Ortschaft Krummbach auf ca. 700 m.ü.M. und durchfließt die Ortschaft Geuensee. In seinem unteren Lauf ist der Geuenseebach kanalisiert und mündet auf fast gleicher Höhe wie der Dorfbach Büron in die Suhre. Seine Gesamtlänge beträgt knapp 4 km und das Einzugsgebiet um fast 4,9 km².

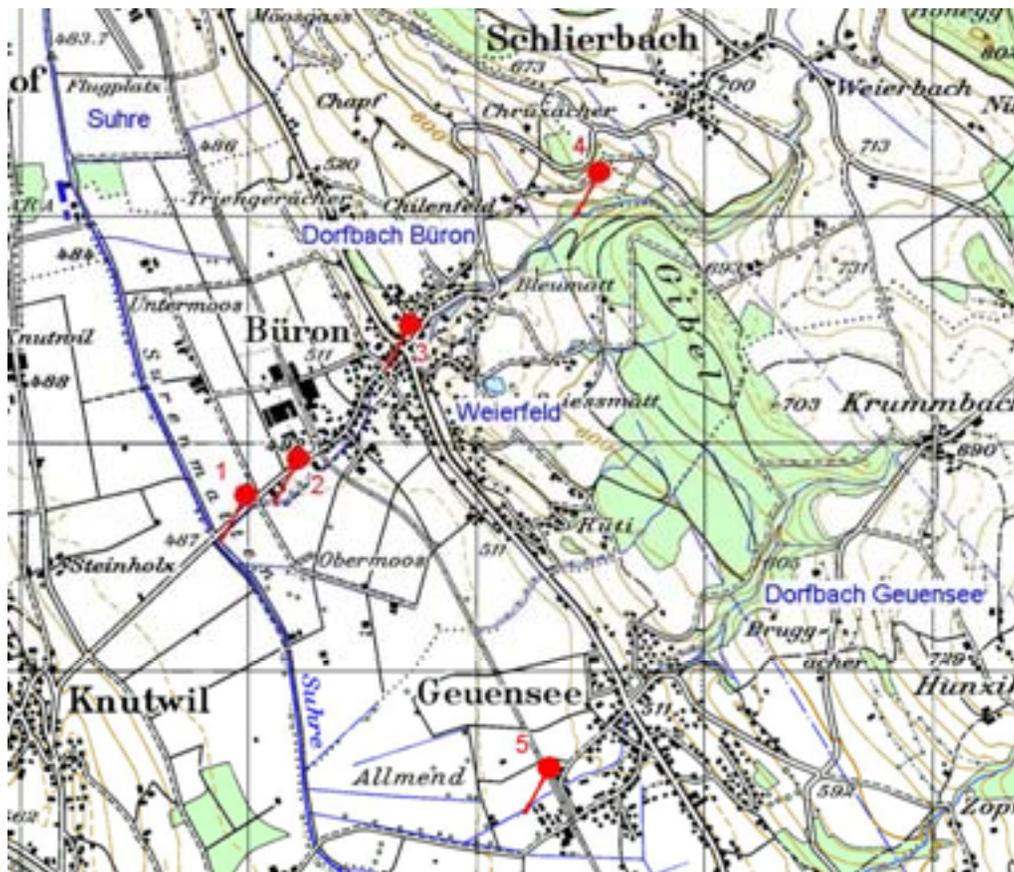


Abb. 17 Die Einzugsgebiete des Dorfbachs Büron (Weierbach) und Geuensee mit den rot bezeichneten Strecken (Quelle: Swiss Map 50, Bundesamt für Landestopographie⁴).

⁴Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA057318)

Auf den ersten 3 km beträgt das durchschnittliche Gefälle im Dorfbach Büron rund 7,5 % (Abb. 18). Eingangs Dorf nimmt das Gefälle auf durchschnittlich 1,4 % ab. Das Wasser des Dorfbaches wird auf 580 m.ü.M. gefasst und in den Speicherweiher abgeleitet. Die Wasserrückgabe erfolgt auf einer Höhe von 510 m.ü.M. im Unterführungsbereich der Dorfstrasse.

Die Gefällesituation ist im Dorfbach Geuensee ähnlich, wie im Dorfbach Büron (Abb. 18). Auf Höhe der Strecke 5 beträgt das Gefälle rund 0,8 %.

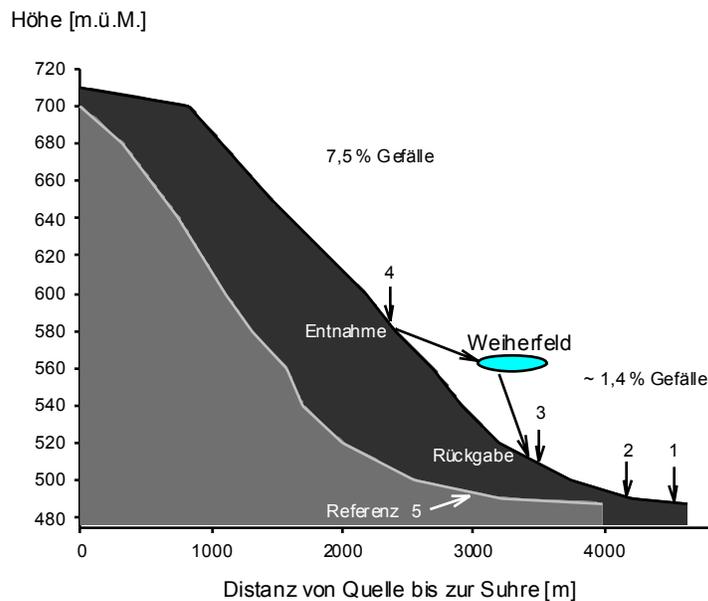


Abb. 18 Gefälledigramm der Dorfbäche Geuensee (grau) und Büron (schwarz) mit den eingezeichneten Straken und dem Speicherweiher.

Im Dorfbach Geuensee fand 1999/2000 eine Revitalisierung im Zuge des Hochwasserschutzes statt. Die Probenahmestrecke befindet sich in diesem revitalisierten Bachabschnitt (Abb. 19).



Abb. 19 Der revitalisierte Dorfbach Geuensee.

3.5.2 Probenahmestrecken

Im Dorfbach Büron wurden drei schwallbeeinflusste Strecken und eine Referenzstrecke ausgewählt (Tab. 7). Auf Höhe der Strecke 4 präsentiert sich der Dorfbach Büron jedoch als anderes Gewässer wie in seinem unteren Lauf. Die Strecke 4 weist ein steileres Gefälle und eine andere Sohlenstruktur auf (Muttergestein). Daher wurde die Strecke 5 im Dorfbach Geuensee als zusätzliche Referenz ausgesucht.

Tab. 7 Charakterisierung der vier Probenahmestrecken im Dorfbach Büron und dem Referenzgewässer Dorfbach Geuensee (LU).

Parameter	Strecke				
	1	2	3	4	5
Datum Befischung	15.07.2005	15.07.2005	15.07.2005	15.07.2005	05.08.2005
Höhenlage [mü.M]	487	490	510	584	494
Koordinaten	648874/ 228577	649112/ 228738	649601/229328	650430/230004	650209/227382
Ordnungszahl (nach STRÄHLER 1964)	2	2	2	2	3
Leitfähigkeit* [µS/cm]	496	513	612	503	478
Temperatur* [°C]	15.2	15.7	14.3	14.2	12.9
Befischte Länge [m]	100	160	121	80	150
Befischte Fläche [m²]	158	280	376	249	171
Distanz vom KW [m]	1200	920	10	850	
Mittlere Breite [m]	1.58	1.75	2.11	3.11	1.14
Mittlere Tiefe [m]	0.11	0.13	0.18	0.21	0.23
VC mittlere Breite	24.63	22.45	28.11	25.59	53.16
VC T _{max}	59.59	66.10	95.62	58.94	46.22
Schwall/Sunk-Verhältnis [x:1]	28	28	28	-	-
Mesohabitate					
Riffle [%]	25	76	59	70	31
Glide [%]	70	15	22	2	68
Pool [%]	5	9	19	28	1
Substrat					
Mittelwert	3.29	2.56	2.99	3.39	1.87
Standardw.	2.58	1.78	3	3.42	1.31
Beschattung [%]	93	37	40	83	59
Innere Kolmation	stark	stark	schwach-stark	stark	mittel-stark



* gemessen am Befischungstag

In der kanalisiertem Strecke 3 sind zwei Sohlswellen im Bach eingebaut (Abb. 20). Vor den Schwellen befinden sich Pools von 80 cm resp. > 1 m Tiefe. Die Schwallstrecke wurde daher in eine offene Strecke und zwei Pools unterteilt, die jeweils mit Netzen abgesperrt und separat befischt wurden.



Pool 1



Pool 2



Offene Strecke

Abb. 20 Links die Pools 1 (oben) und 2 (unten) während des Turlinbetriebes; rechts der offene Abschnitt bei Sunk.

In den Jahren 2004/2005 fand eine umfangreiche Revitalisierung des Baches im Zuge des Hochwasserschutzes statt. Ausgangs Büron wurde auch der bestehende Geschiebesammler erneuert und mit einer Fischtreppe versehen. Strecke 2 befindet sich in diesem Revitalisierungsbereich. Die untersten 250 m sind jedoch in einem *nicht* revitalisierten Zustand (Strecke 1).

3.5.3 Besiedlungspotential und fischereiliche Bewirtschaftung

Der Dorfbach Büron und Geensee liegen in der unteren Forellenregion (nach Huet 1949). Die Fangstatistiken von beiden Gewässern belegen ein Vorkommen der Bachforelle, sowie der Regenbogenforellen im Dorfbach Büron (Mitteilung P. Amrein). Als Begleitarten kämen für beide Gewässer Groppen, Elritzen, Schmerlen oder evtl. auch Elritzen in Frage. Insbesondere die Schmerlen bevorzugen wärmere Gewässer und weisen eine hohe Toleranz gegenüber wenig strukturierten und verbauten Gewässern auf (Bsp. Strecke 3).

Die Suhre ist ein Gewässer der Barbenregion und beheimatet als Seeausflussgewässer auch eurytopen (strömungsdifferenzierte) Arten wie Rotaugen, Eglis oder Hechte. Allgemein ist das Artenspektrum in Seezuflüssen und -abflüssen höher. Aufgrund der Vernetzung mit der Suhre wäre es möglich, dass im Dorfbach Büron und Geensee vereinzelt auch Arten der Barbenregion, namentlich Alet, Barbe, Hasel und Schneider vorkommen sowie die oben genannten eurytopen Arten. Ein Fischeinstieg von der Suhre in den Dorfbach Büron ist seit der Revitalisierung wieder möglich und die Fischdurchgängigkeit ist gewährleistet.

Im Dorfbach Büron und wurde seit 8 Jahren kein Besatz mehr vorgenommen. Somit stammen alle nachgewiesenen 0+-Fische aus einer Naturverläichungen (Mitteilung P. Amrein). In Tab. 8 sind die Fangstatistiken für die Bachforellen aus dem Dorfbach Büron und Geuenssee aufgeführt. Der Befischungsdruck ist im Dorfbach Büron höher.

Tab. 8 Fangstatistiken der Bachforellen für den Dorfbach Büron und Geuenssee (1994-2004).

Fangstatistiken 1994-2004		
Bachforellen	Anzahl total	kg total
Dorfbach Büron	195	48.6
Dorfbach Geuens ee	87	16.8

3.5.4 Hydroelektrische Nutzung

Der Dorfbach Büron wird von der Firma Arnold & Cie. mit einer 21,2 PS-Kleinturbine genutzt. Das Wasser des Dorfbaches Büron wird mit einem Tiroler Wehr gefasst und in einer Druckleitung in den Weiher abgeleitet (Abb. 21). Die nutzbare Wassermenge beträgt 44l/s.



Abb. 21 Die Wasserentnahme im Dorfbach Büron erfolgt mit einem Tirolerwehr. Der Spächeweiler mit einem Nutzinhalt von 11'000 m³ auf 567 m.ü.M. ist ein wertvoller Lebensraum und ein Naherholungsgebiet (von links nach rechts).

Das Bruttogefälle vom Weiher bis zur Turbine beträgt 51.5 m (Pläne, Sitzung des Regierungsrates von Luzern 1918). Die Rückgabe des turbinieren Wassers erfolgt im Unterführungstunnel der Dorfstrasse. Der Dorfbach ist ab hier bis zur Mündung in die Suhre auf insgesamt 1'300 m durch Schwallbetrieb beeinträchtigt.

Das gespeicherte Wasser wird hauptsächlich am Mittag abgearbeitet, bei viel Niederschlag auch während längerer Zeit, aufgrund des geringen Speichervolumens des Weihers (Mitteilung Frau Felix, Nährkosan).

Die Restwasserstrecke ist rund 850 m lang und bei Niederwasser wird alles Wasser entnommen. Damit wird dem Gewässer mehr als 20 % der Abflussmenge Q_{347} entnommen (AFU Luzern 2000). Die Benetzung der Restwasserstrecke erfolgt durch Zufluss von Sickerwasser und Meteorwasser.

4 Methoden

4.1 Allgemeines zur Elektrofischerei

Beim Elektrofischen wird die Reaktion der Fische auf Gleichstrom ausgenutzt. Die Kathode wird stationär ins Wasser getaucht und mit der Anode flussaufwärts gewartet. Der zwischen Anode und Kathode fließende Strom erzeugt einen Spannungsgradienten, auf den die Fische abhängig von der Distanz zur Anode reagieren (Meng 1978). Befindet sich der Fisch im Moment, in dem der Stromkreis geschlossen wird, nahe bei der Anode verliert er durch die grosse Stromdichte das Bewusstsein (=Galvanonarkose). Der Fisch kann dann von einer zweiten Person gekeschert werden.

Die Reaktionszone der Fische ist von mehreren Faktoren wie Leitfähigkeit und Temperatur des Wassers sowie von der Grösse der Fische abhängig und kann daher örtlich und zeitlich stark variieren (1-3 m). So erzeugen bspw. grössere Fische einen höheren elektrischen Widerstand und die Reaktionszone der Anode reicht für die grösseren Individuen weiter als für kleinere.

Es wurde hauptsächlich mit einem stationärem Gerät gearbeitet (EFKO, 8kW, 150-300 V bei Stufe 1 /300-600 V bei Stufe 2). Bei einer schwer zugänglichen Stelle im Dorfbach Büron wurde ein Rückengerät (EFKO, 1,5 KW, 150-300 V bei Stufe 1/ 300-600 V bei Stufe 2) eingesetzt. Die Spannungsstufe wurde jeweils in Abhängigkeit von der *in situ* gemessenen Leitfähigkeit gewählt.

4.2 Quantitative Abfischung

Für eine quantitative Befischung eignet sich die „Removal Methode“ nach White et al. (1982), die eine gleiche und konstante Fangwahrscheinlichkeit annimmt. Es müssen folgenden Bedingungen erfüllt sein:

- Geschlossene Fischpopulation (kein Ein-, Auswandern der Fische)
- Jeder Fisch wird nur 1 x gefangen
- Mind. 2 Abfischungsdurchgänge
- Fangwahrscheinlichkeit > 0.2 , konstant
- Population $N < 1000$ Individuen

Die zu untersuchenden Strecken werden am unteren und oberen Ende mit einem Netz (Maschenweite 1 cm) oder alternativ mit einer Elektrosperre am oberen Ende abgesperrt, um die Ein- oder Auswanderung von Fischen während der Befischung zu verhindern. Praktischerweise kann an ein genügend hohes natürliches oder künstliches Hindernis (Schwelle) herangefischt werden, was eine Absperrung am oberen Ende der Strecke erübrigt.

4.3 Personeller Aufwand

In den grösseren Fließgewässern wurden die Abfischungen mit mindestens sechs, in kleineren mit weniger, Personen durchgeführt. An einem Tag konnten meist zwei Probenahmestrecken quantitativ befischt werden.

4.4 Fische

4.4.1 Hälterung

Die gefangenen Fische wurden in einem Eimer Wasser zur Messstation gebracht und dort für jeden Durchgang in getrennten Becken zwischengehärtet. Wegen der Aufenthaltszeit in den Becken benötigen die Fische eine konstante Versorgung mit Sauerstoff. Regelmässig wurde das Wasser ausgetauscht, um eine zu starke Erwärmung des Wassers in den Becken zu vermeiden. Insbesondere Forellen reagieren empfindlich auf Erhöhungen der Wassertemperatur.

4.4.2 Betäubung

Für den eigentlichen Messvorgang wurden die Fische in einem Narkosebad betäubt. Dies einerseits um mechanische Verletzungen der Tiere durch Eigenbewegungen zu verhindern und um andererseits den Messvorgang selbst zu erleichtern. Dazu wurden jeweils 1 ml Nelkenöl (Hersteller: Hänseler AG, Herisau, Art. 1-3900-2 *Caryophyllis floris aeth*) in 20 ml Ethanol gelöst und mit 30 l Wasser verdünnt (Andersen 1997).

4.4.3 Vermessung

Auf einem Protokollblatt wurden Fischart, Totallänge in mm und Gewicht in g, sowie gegebenenfalls auffällige Merkmale wie Flossendeformationen, verkürzte Kiemendeckel, Verpilzungen oder fehlende Schuppen notiert. Für die Längenmessung stand eine geeignete Messlatte zur Verfügung. Das Gewicht wurde mit einer Waage aufgenommen (Mettler Toledo PB8001).

Die Fische blieben bis zur letzten Messung in den Becken. Dann wurden die Individuen, die sich bereits von der Betäubung erholt hatten, ins Gewässer zurückgebracht und an tiefen, ruhig fliessenden Stellen verteilt.

4.5 Gewässercharakterisierung

Für die qualitative Beschreibung und Charakterisierung des aquatischen Lebensraumes wurden eine Reihe von Parametern erhoben, die im Folgenden näher beschrieben werden.

Als Mass für die Naturnähe eines Fließgewässers wird die Variabilität der morphometrischen Verhältnisse verwendet (in der Regel die Bachbreite und die Maximaltiefe).

4.5.1 Querprofile

Transecte wurden im Abstand von 10 m erhoben und die jeweilige benetzte Breite und Maximaltiefe protokolliert. Pro Strecke wurden mindestens 20 Messungen bei Niedrigwasser durchgeführt. Anhand der Querprofilaten lässt sich der Variationskoeffizient der mittleren Breite und der maximalen Tiefe berechnen. Hohe Werte des Variationskoeffizienten deuten auf ein naturnahes Gewässer hin (siehe Kap. 4.7.5).

Durch kraftwerksbedingte Abflusserhöhungen während der Datenaufnahme konnten Messungen in der Schwallstrecke von Ticino ($6 \text{ m}^3/\text{s}$) und Secklisbach ($0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) nur bedingt während der Niedrigwasserphase durchgeführt werden.

4.5.2 Hydraulische Habitate

Unter hydraulischen Habitaten oder Mesohabitaten sind Strukturen mit begrenzter räumlicher Ausdehnung zu verstehen, die sich voneinander in Gefälle, Fließgeschwindigkeit und Tiefe unterscheiden (Peter 1992). Damit können die gewässermorphologischen Verhältnisse im Fließgewässer zum Ausdruck gebracht werden.

Zur Charakterisierung der Mesohabitatverhältnisse in den Untersuchungsstrecken wurden für diese Arbeit die drei hydraulischen Habitattypen Glide (Gleitrinne), Riffle (Schnelle) und Pool (Kolk) nach Bisson et al. (1981) verwendet (Abb. 22). Ein Glide ist ein Gewässerbereich mit homogenem Strömungsbild ohne Turbulenzen und mit geringer bis mittlerer Wassertiefe. Unter einem Riffle versteht man raschfließende, wenig tiefe „Rinnen“ und ein Pool kann als relativ tiefer Gewässerbereich mit langsamer Fließgeschwindigkeit und feinkörnigem Substrat definiert werden.



Abb. 22 Die Mesohabitattypen Riffle, Glide und Pool (nach Bisson et al. 1981).



In zwei Fließgewässern wurde eine weitere Unterteilung des Riffles vorgenommen. Eine sogenannte Kaskade ist ein steiles Riffle, bestehend aus Abfolgen von kleinen Abstürzen und anschließenden flachen Pools (Abb. 23).

Der Anteil der verschiedenen Mesohabitaten wurde für jede Probenahmestrecke prozentual geschätzt.

Abb. 23 Die Kaskade als steiles Riffle (nach Bisson et al. 1981).

4.5.3 Beschattung

Hier wurde der vegetationsbedingte Anteil der Beschattung auf die Wasseroberfläche bei Vertikalprojektion in den Strecken geschätzt. Nicht beschattete Abschnitte im Fließgewässer erwärmen sich schneller, was zu einer geringeren Sauerstoffkonzentration im Wasser führen kann.

4.5.4 Ökomorphologie

Anhand eines Erhebungsverfahrens nach Hütte & Niederhauser (1998) kann die Ökomorphologie eines Gewässers beurteilt werden. Es werden dabei die Gewässermorphologie, bauliche Massnahmen im und am Gewässer sowie Gegebenheiten im unmittelbar angrenzenden Umland anhand von wenigen ausgewählten Merkmalen erhoben. Für die Beurteilung der Ökomorphologie in den Fließgewässern wurde auf die ausgewerteten Daten der einzelnen Kantone zurückgegriffen. Für den Dorfbach Büron und Geunsee standen noch keine Daten zur Verfügung.

4.5.5 Linienzahlanalyse

Mit der Methode der Linienzahlanalyse nach Fehr (1987) wird die Substratgrößenverteilung der Grobkomponenten des Sohlenmaterials bestimmt (Abb. 24). Die Deckschicht einer Sohle lässt sich so mit relativ geringem Aufwand analysieren. Im Normalfall wird die Linienzahlanalyse bei Niedrigwasser im Gerinne durchgeführt. Um eine gute Repräsentativität der Analyse zu gewährleisten, sollten pro Strecke mindestens 150 Steine mit wenigstens 30 Steinen in den mittleren Durchmesserklasse (Fraktionen) ausgemessen werden.



Abb. 24 *Linienprobe: Aufspalten einer zur Fließrichtung parallelen Linie und Erfassung der kürzeren Durchmesserseite aller Körner unter der Linie mit Durchmesser > 1 cm. Es werden nur die schwarz markierten Körner ausgemessen (nach Fehr 1987).*



Ein 1,5 m langer Messstab wurde in Fließrichtung über die zu analysierende Deckschicht gelegt. Mit einem Schauglas konnte dann die mittlere Achse der Steine mit einem Durchmesser > 1 cm unter dem Messstab bestimmt werden (Abb. 25). Die vermessenen Steine wurden in Durchmesserklassen eingeteilt und protokolliert.

Abb. 25 *Die Linienzahlmethode im Feld.*

4.5.6 Innere Kolmation

Bei der inneren Kolmation werden Schwebstoffpartikel durch infiltrierendes Wasser in den Porenraum der Gewässersohle transportiert und dort ausfiltriert oder abgelagert (Schälchli 1993). Innere Kolmation führt zu einer Verstopfung des Porenraums. Durch die Verfestigung des Substrats wird die Sauerstoffzufuhr reduziert, was bspw. bei der Reproduktion von kieslaichenden Fischen problematisch werden kann. Allgemein führt eine erhöhte Kolmation zu einer Beeinträchtigung des aquatischen Lebensraums.



Zur Abschätzung der inneren Kolmation wurde das Verfahren nach Schälchli (2002) angewandt. Dazu wurde an verschiedenen Stellen im trockenen Uferbereich nahe der Wasserlinie die Steine der Deckschicht vorsichtig entfernt und auf die Zusammensetzung des Substrats und des verfügbaren Lückenraums (Grob- und Feinporen) unter der Deckschicht geachtet (Abb. 26).

Abb. 26 Entfernte Deckschicht im trockenen Uferbereich.

Entscheidend für die Zuordnung in eine Kategorie (siehe Tab. 9) war der sichtbare Anteil der Korngrößenklassen Steine, Kies, Sand und kohäsives Material (Silt, Ton) unter der Deckschicht (nach Schälchli 2002).

Tab. 9 Verwendete Kategorien für die Beurteilung der inneren Kolmation in einem Fließgewässer (nach Schälchli 2002).

Kategorie	Beschrieb
1.	keine
2.	schwache
3.	mittlere
4.	starke
5.	vollständige

4.5.7 Flussordnungszahl

Die Flussordnungszahl für jedes untersuchte Gewässer wurde nach Strahler (1957) bestimmt. Sie gibt die relative Lage im Gewässersystem an und ermöglicht Rückschlüsse auf die Fischfauna. Die kleinste Einheit sind Quellbäche der Ordnung 1. Nur wenn zwei Gewässer mit gleicher Ordnungszahl zusammenfließen, ergibt sich die nächst höhere Ordnungszahl. Als Grundlage zur Bestimmung der Flussordnungszahl dienen die Landeskarten im Maßstab von 1:25'000.

4.5.8 Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit

Diese Parameter wurden immer vor einer Abfischung mit einem Kunduktometer gemessen (LF 318/SET, Hersteller: WTW Deutschland).

4.5.9 Abfluss

Der Abfluss in den Restwasserstrecken und allfälligen Seitenzuflüssen wurde in Gewässern ohne hydrologische Überwachung (Bundesamt für Wasser und Geologie 2005) mit dem Tracerintegrationsverfahren gemessen.

Es handelt sich hierbei um ein Messverfahren mittels eines chemischen Tracers (hier Kochsalz), der in den Wasserlauf eingemischt wird. Flussabwärts in genügend grosser Distanz kann dann der Salzanteil im Wasser mit einer Sonde gemessen werden. Voraussetzung ist eine gute Mischung des Tracers im Wasserlauf bei dessen Ankunft am Messstandort. Das Messgerät „Salinomadd“ (Firma Etrelec Régis Berthouzo, Renens/Schweiz) registriert die jeweilige Konzentration im Wasser in ausgewählten Intervallen.

Die Tracermenge M , die Tracerkonzentration der einzugebenden Lösung c_1 und die Tracerkonzentration im Wasser des Messbereichs c_2 ermöglichen die Berechnung der Durchflussmenge Q :

$$M = V * c_1$$

$$Q = \frac{(V * c_1)}{(T * c_2)} = \frac{M}{T * c_2}$$

M = Tracermenge [kg]

Q = zu bestimmende Durchflussmenge [l/s]

V = Menge der zugegebenen Tracerlösung [l]

c_1 = Konzentration der zugegebenen Tracerlösung [kg/l]

c_2 = Tracerkonzentration im Messbereich [kg/l]

T = Messdauer [s]

Anhand des gemessenen Basis-Abflusses in der Restwasserstrecke und der maximal turbinierbaren Wassermenge konnte das Schwall/Sunk-Verhältnis für jedes Gewässer abgeschätzt werden.

Die Dominanz beschreibt die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zur gesamten Fischgemeinschaft und kann Hinweise auf die Natürlichkeit der Fischlebensgemeinschaft im Fließgewässer geben. Dazu wurden die Anteile der unterschiedlichen Fischarten je Strecke in Prozent berechnet und grafisch dargestellt. Für nicht Salmoniden-Arten wurden die tatsächlichen Fangzahlen (auf die Hektare hochgerechnet) übernommen, da klare Dichte-Abnahmen während den Durchgängen zu verzeichnen waren.

Für die Bachforelle wurden die abgeschätzten Populationsdichten berücksichtigt (siehe Kap. 4.6.1.3). Zur Klassifizierung der Dominanz wurde die Einteilung nach Mühlenberg, Bogenrieder & Behre (1993) übernommen (Tab. 10).

Tab. 10 Die Klassifizierung der Dominanz nach Mühlenberg, Bogenrieder & Behre (1993).

Art	Anteil	Klassifizierung
Hauptart	32 - 100 %	Eudominant
Hauptart	10 - 31.99 %	Dominant
Hauptart	3.2 - 9.99 %	Subdominant
Begleitart	1 - 3.19 %	Rezident
Begleitart	0.32 - 0.99 %	Subrezident
Begleitart	< 0.32 %	Sporadisch

4.6.1.2 Längenhäufigkeitshistogramme

Für die Bachforellen wurden Längensklassen von jeweils 10 mm erstellt und grafisch in einem Längenfrequenzhistogramm dargestellt. Anhand der Grafik kann der aktuelle Populationsaufbau gezeigt und der 0+-Jahrgang (falls vorhanden) von den älteren Individuen abgegrenzt werden. Wenn ein Besatz von Bachforellen-Sömmerlingen erst im Herbst erfolgt, dann ist der Nachweis von 0+-Bachforellen eine Indikation für Naturverlächung.

4.6.1.3 Populationsabschätzung der Bachforellen

Bei der Elektrofischerei hängt die Fangwahrscheinlichkeit stark von der Grösse der Fische ab. Die Populationsabschätzung der Bachforellen wurde daher getrennt nach Grössenklassen mit dem Computerprogramm Microfish 3.0 (Denver Van & Platts 1986) berechnet. Die obere Grenze der Grössenklassen wurde bei 240 mm gesetzt, dem Fangmindestmass in allen befischten Kantonen.

Mit der Populationsabschätzung und dem Gewichtsmittelwert jeder Grössenklasse konnte die Biomasse – standardisiert auf die Flächeneinheit Hektare sowie auf 100 m – berechnet werden. In den Abundanz- und Biomassegrafiken ist auch das 95 % Vertrauensintervall (VI) für jede Grössenklasse dargestellt. Die berechneten Werte liegen mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % in diesem Intervall. Je grösser das Intervall ist, desto ungenauer ist die Populationsabschätzung.

4.6.1.4 Deformationen / Anomalien

Der Gesundheitszustand der Fische wurde als Prozentanteil der Individuen mit äusserlich erkennbaren Defekten (Hossendeformationen, fehlende Schuppen, Verpilzung, etc.) tabellarisch aufgeführt. Die Anteile der jeweiligen Anomalie wurden prozentual berechnet, ebenso der Anteil an mechanischen Verletzungen.

4.6.1.5 Konditionsfaktor

Über den Konditionsfaktor kann der Ernährungszustand der Bachforellen ausgedrückt werden:

$$K = \frac{(100 \cdot G)}{TL^3}$$

K = Konditionsfaktor

G = Gewicht [g]

TL = Totallänge [cm]

Der Konditionsfaktor nimmt Werte um 1 an, wobei 1 ein ausgewogener Ernährungszustand anspricht, Werte < 1 unterdurchschnittliche Ernährung und Werte > 1 überdurchschnittliche Ernährung.

Die Konditionsfaktoren jeder Strecke wurden mit Box-Plots dargestellt. Die Box gibt den Bereich an, in dem 50 % aller Beobachtungen liegen. Nach oben und unten sind die Kästchen mit Querstrichen begrenzt und geben die grössten resp. kleinsten Konditionsfaktoren an, die noch keine „Ausreisser“ sind. Die Höhe des Kästchens zeigt die Streuung der Konditionsfaktoren an. Die Linie im Kästchen repräsentiert den Median und die Punkte oberhalb und unterhalb der Box die Ausreisser.

4.6.2 Gewässercharakterisierung

4.6.2.1 Mesohabitate

Der Anteil der Mesohabitate in jeder Strecke wurde in Prozent der Gewässerfläche grafisch dargestellt.

4.6.2.2 Linienzahlanalyse

Für die Substratabschätzung wurden die Anzahl Körner und deren kumulative Häufigkeit gegen die Durchmesserklassen aufgetragen. In der Grafik sind alle Proben eines Gewässers zusammengefasst.

4.6.2.3 Gefälle

Zur Bestimmung der Fischregion kann nach Huet (1949) das Gefälle als Ausdruck von Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertemperatur sowie die Gewässerbreite herangezogen werden. Die Gefällsverhältnisse wurden im Längsverlauf für jedes untersuchte Gewässer grafisch dargestellt (basierend auf den Landeskarten 1:25'000).

Weitere Lebensraumcharakteristika wurden tabellarisch für jeden Streckenabschnitt aufgeführt.

4.7 Statistik

4.7.1 Begriffe

Die Ausdrücke „Fischabundanz“ und „Fischbiomasse“ beziehen sich auf den gesamten Fischbestand einer Strecke. Bei den Bachforellen wurden dazu die Werte aus der Populationsabschätzung berücksichtigt (siehe Kap. 4.6.1.3). Für die anderen Fischarten wurden die tatsächlichen Fangzahlen standardisiert auf eine Hektare übernommen, da klare Dichte-Abnahmen während den Durchgängen zu verzeichnen waren (Bsp. Groppen, Egli etc.).

Zur Berechnung der Biomasse wurde das gemittelte Fischgewicht einer Art mit der effektiven Fangzahl (bei Bachforellen die Populationsabschätzung) multipliziert und auf eine Hektare standardisiert. Die totale Biomasse einer Art ist somit in einer Strecke weitgehend erfasst.

Die „mittlere Bachforellenlänge“ bezieht sich auf den Mittelwert der Bachforellenlängen in einer Strecke. Bei den „relativen mittleren Fischlängen“ werden die Mittelwerte der Bachforellenlängen sowie Groppenlängen aus jeder Schwallstrecke durch den jeweiligen Referenzwert dividiert.

Die Fischdaten wurden mit einer „zweifaktoriellen“ und einer „nested“ ANOVA, sowie mit einer Regression analysiert:

- Zweifaktorielle ANOVA: bei einer Varianzanalyse wird allgemein die Gesamtvariabilität in einzelne Komponenten zerlegt. Bei der zweifaktoriellen ANOVA geht man von zwei Faktoren (hier: Fluss und Strecke) aus, deren Einfluss auf die Variabilität eines gemessenen Merkmals bestimmt wird (hier: Fischbiomasse resp. Fischabundanz⁵).
- Nested ANOVA: gleich wie oben; neu ist jedoch, dass der Faktor *Strecke* im Faktor *Fluss* „eingebettet“ ist. Das gemessene Merkmal ist jetzt die mittlere Bachforellenlänge in einer Strecke.
- Regressionsanalyse: es wird die Beziehung zwischen einer abhängigen Variable (hier: Fischbiomasse resp. Fischabundanz) und einer unabhängigen Variable (hier: Distanz vom Kraftwerk resp. Schwall/Sunk-Verhältnis) untersucht.

Verwendete Programme:

- SPSS für Windows (11.0.1, SPSS Inc., Chicago, IL, USA)
- STATISTICA (6.0, Statsoft, Inc., Tulsa, USA)

4.7.2 Regionaler Effekt

Es wird eine zweifaktorielle ANOVA mit den Faktoren Fluss und Strecke durchgeführt. Die abhängigen Variablen sind Fischbiomasse bzw. Fischabundanz. Mit der Analyse sollen Differenzen in der Fischbiomasse bzw. -dichte zwischen den Gewässern und ein indirekter Effekt der Abflussvariabilität in den unterschiedlichen Strecken nachgewiesen werden.

⁵ Die Fischabundanzen wurden für die Analyse wurzdrtransformiert.

Der Stichprobenumfang beträgt ohne die Strecken 1 und 2 (keine Fische) des Dorfbachs Büron $n=14$. Eine „nested“ ANOVA ist hier mit den absoluten Werten der Fischbiomasse und Fischabundanz in diesem Stichprobenumfang nicht möglich, da pro Strecke nur je 1 Gesamtwert vorliegt (fehlende Variabilität).

4.7.3 Naturverlaichung von Bachforellen

Eine „nested“ ANOVA mit der mittleren Bachforellenlänge kann Differenzen in den einzelnen Strecken für jedes Fließgewässer aufzeigen. Die Analyse ist ein indirekter Nachweis für eine allfällig stattfindende Naturverlaichung in einer Strecke, da durch das Vorkommen der 0+-Fischen die Längenmittelwerte kleiner werden.

Mit einem multiplen Vergleich können alle Strecken in einem Gewässer untereinander bzgl. der mittleren Bachforellenlänge verglichen werden (Post Hoc Test nach Tukey). Eine mögliche Beeinflussung des Fortpflanzungserfolges durch Schwallbetrieb kann so aufgedeckt werden.

4.7.4 Gradient von Fischbiomasse/-abundanz und relativer mittlerer Fischlänge

Mit einer Regressionsanalyse kann der Zusammenhang zwischen Fischbiomasse und -abundanz in den Schwallstrecken mit der Distanz vom Kraftwerk, wie auch mit dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis untersucht werden. Die einzelnen Regressionen werden grafisch dargestellt.

Falls eine Abdrift oder ein Stranden von Jungfischen in den Strecken mit stärkerer Schwallwirkung auftritt, dann sollten die relativen mittleren Fischlängen in einem Gewässer mit der Entfernung zur Wasserrückgabe abnehmen. Dazu werden die relativen mittleren Fischlängen von Bachforellen und Groppen in den Schwallstrecken eines Gewässers gegen die Distanz vom Kraftwerk aufgetragen.

4.7.5 Variationskoeffizient (VC)

Für die Berechnung des Variationskoeffizienten der mittleren Breite und maximalen Tiefe sowie für die Totallängen der Bachforellen wurde folgende Formeln verwendet:

$$VC = \frac{s}{x} * 100$$

s = Standardabweichung

x = Mittelwert

Der Variationskoeffizient liegt zwischen 0 – 100. Unverbaute und naturnahe Flussabschnitte weisen einen höheren Wert aus als begradigte, verbaute Abschnitte.

5 Resultate

5.1 Secklisbach

Tab. 11 gibt einen Überblick über die ausgewerteten Fischdaten der untersuchten Strecken im Secklisbach und im Referenzgewässer Haldibach.

Tab. 11 Dominanz, Fischabundanz und -biomasse sowie weitere Bachforellencharakteristika im Secklisbach (Strecken 1-3) und Haldibach (Strecke 4).

Fischdaten		Strecke			
		1	2	3	4
Befischung und Datenerhebung		23.07.05	14.05.05	14.05.05	09.06.05
Dominanz					
Bachforelle	[%]	100	90	79	100
Regenbogenforelle	[%]	0	10	21	0
Fischbiomasse	[kg/ha]	15,90	13,60	5,04	31,54
Fischabundanz	[N/ha]	540	142	51	184
Bachforellen					
<i>Pro Hektare:</i>					
Bachforellenabundanz	[N/ha]	540	128	51	145
Bachforellenbiomasse	[kg/ha]	15,90	10,70	5,04	16,45
0+-Jahrgang Abundanz	[N/ha]	416	-	-	-
0+-Jahrgang Biomasse	[kg/ha]	0,54	-	-	-
<i>Pro 100 m:</i>					
Bachforellenabundanz	[N/100 m]	27	9	2	6
Bachforellenbiomasse	[kg/100 m]	0,79	0,74	0,19	0,63
0+-Jahrgang Abundanz	[N/100 m]	21	-	-	-
0+-Jahrgang Biomasse	[kg/100 m]	0,03	-	-	-
VC Totallänge		85,9	42,5	21,9	20,14
Deformationen	[%]	15	11	100	36
Konditionsfaktor (Median)		0,963	0,998	-	1,240

5.1.1 Habitate

5.1.1.1 Hydraulische Habitate

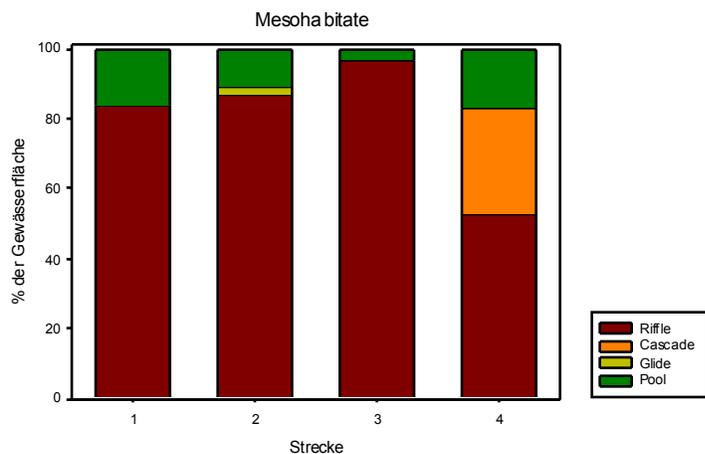


Abb. 28 Die vier Mesohabitate in % der Gewässerfläche jeder untersuchten Strecke.

Die aufgenommenen Teststrecken weisen Riffle-Pool Sequenzen auf, mit Ausnahme eines kleinen Anteils von 2 % Glide in der Strecke 2 (Abb. 28). Der Anteil an Pools variiert zwischen 3 % und 17 % mit dem kleinsten Anteil in der Strecke 3 und dem grössten Anteil in der Referenzstrecke. Bedingt durch das steile Gefälle gibt es im Haldibach neben Riffle-Pool Sequenzen auch stellenweise Abfolgen von Kaskaden.

Die hydraulischen Verhältnisse sind in Strecke 3 am homogensten, in der Referenzstrecke am heterogensten. Der dominierende Anteil von Riffle ist durch die starke Geländeneigung und der dadurch hohen Strömungsgeschwindigkeiten bedingt.

5.1.1.2 Substratgrössenverteilung

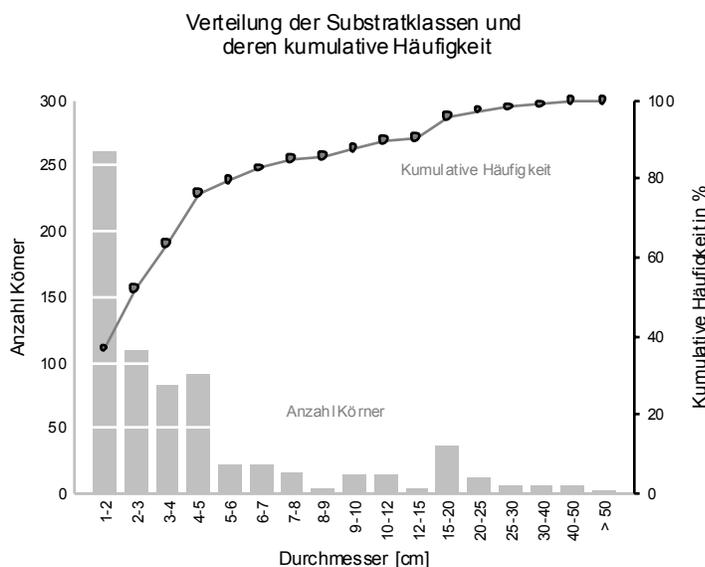
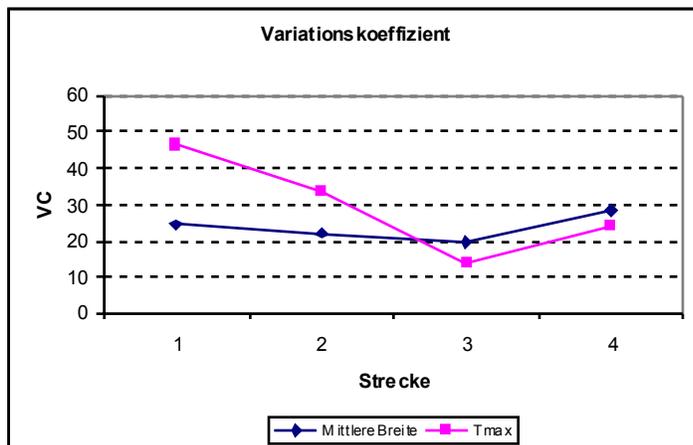


Abb. 29 Die Substratgrössenverteilung und deren kumulative Häufigkeit im Secklisbach und Haldibach. Das Frequenzhistogramm beinhaltet alle vier Proben.

Gemäss Abb. 29 sind die Durchmesserklassen < 5 cm klar dominierend mit dem höchsten Anteil der 1-2 cm Fraktionen. Es wurden auch grössere Steine > 60 cm im Gewässer beobachtet, wie sie typisch für ein voralpines Fließgewässer mit viel Geschiebmaterial sind (nicht in der Abbildung erfasst).

5.1.1.3 Variationskoeffizient

Aus Abb. 30 ist ersichtlich, dass die Strecke 3 den tiefsten Wert für die mittlere Breite und maximale Tiefe aufweist. Die Werte für die maximalen Tiefen sind allgemein variabler als die für die mittleren Breiten. Obwohl die Referenzstrecke die variabelsten Anteile an Mesohabitaten resp. am meisten Pools aufweist, haben die Strecken 1 und 2 bezüglich der maximalen Gewässertiefe grössere Werte.



In der Strecke 3 wurden während den Transekt-Messungen ca. 400 l/s Wasser aufgrund einer erhöhten Stromnachfrage turbiniert. Der effektive Wert der maximalen Tiefe bei Sunk dürfte demnach in Strecke 3 noch tiefer liegen. Aus Zeitgründen wurde auf eine Messwiederholung verzichtet.

Abb. 30 Die Variationskoeffizienten der mittleren Breite und der maximalen Tiefe aller Strecken im Vergleich.

5.1.1.4 Abflussregime

Das Besondere am untersuchten Gewässer ist, dass jede Strecke ein unterschiedliches Abflussregime aufweist. Durch die ganzjährig wasserführenden Zuflüsse von Singtäubach und Haldibach wird die Wirkung des Schwall im Secklisbach abgedämpft.

Vom Bannalpee her ist kein Restwasser dotiert und eine Benetzung des Bachbettes in der Restwasserstrecke erfolgt nur durch kleine, seitliche Zuflüsse und Infiltrationen. Ammann (1993) konnte während seinen Untersuchungen am Secklisbach im Bereich der Wasserrückgabe auch bei trockenen Wintertagen keine vollständige Austrocknung des Bachbettes beobachten, weil in diesem Abschnitt ein leichter Grundwasseraufstoss stattfindet (Abb. 31).



Für die Abschätzung eines Schwall/Sunk-Verhältnisses wurde an einem regenfreien Sommertag eine Abflussmessung der Seitengewässer vorgenommen. Der Singtäubach hatte am 1. August 2005 einen Abfluss von 150 l/s. Im Haldibach betrug der Abfluss an diesem Tag 165 l/s. Basierend auf der Arbeit von Ammann (1993) wurde in Strecke 3 ein minimaler Abfluss in Zeiten ohne Kraftwerksbetrieb von 11 l/s angenommen.

Abb. 31 Wasserrückgabe durch die Zentrale Oberriickenbach. Im unteren Teil des Bildes ist die Restwasserstrecke sichtbar mit einem stark reduzierten Abfluss. Maximal können 1'000 l/s vom Kraftwerk verarbeitet werden.

Aus Tab. 12 ist ersichtlich, dass die abgeschätzten maximalen Verhältnisse im Secklisbach, bedingt durch die Zuflüsse der Seitenbäche, mit der Distanz vom Kraftwerk abnehmen. Die stärkste Beeinflussung erfolgt direkt nach der Wasserrückgabe in Strecke 3 mit einem sehr grossen Verhältnis von 1000:1. Bachabwärts erfolgt die erwartete Dämpfung des Schwall durch die Zuflüsse und das Verhältnis sinkt auf maximal 4:1.

Tab. 12 Geschätztes Abflussregime im Secklisbach und Haldibach mit den maximalen Schwall/Sunk-Verhältnissen bei Volltrieb des Kraftwerks.

		Abflussregime			
		Strecke			
		1	2	3	4
Q im Sunk	[m³/s]	0,316	0,151	0,001	0,165*
Q im Schwall	[m³/s]	1,316	1,151	1,001	-
Geschätztes max. Schwall/Sunk-Verhältnis**	[x:1]	1000	8	4	-

* am 01.08.2005

** bei Maximalbetrieb KW 1 m³/s

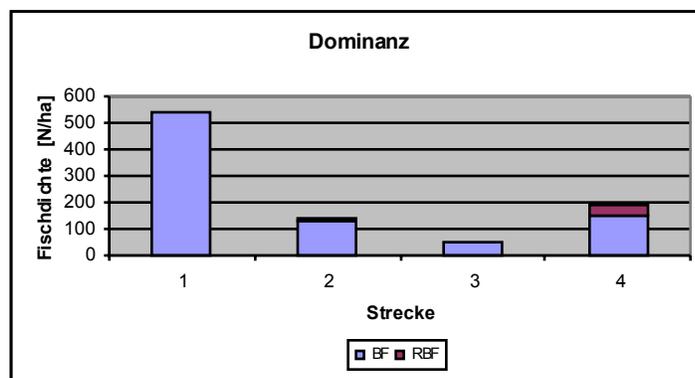
5.1.2 Fische

5.1.2.1 Artenspektrum und Dominanz

Es wurden 2 Fischarten im Secklisbach und seinem Nebengewässer, dem Haldibach gefunden (Abb. 32):



Abb. 32 Links die Bachforelle (Salmo trutta fario) und rechts die Regenbogenforelle (Oncorhynchus mykiss).



Die Regenbogenforelle wurde in den Strecken 2 und 4 gefangen und macht mit nur 6 % der Abundanz rund 27 % oder 18 kg/ha der Fischbiomasse aus (Abb. 33).

Abb. 33 Die Fischdichten der Salmoniden im Secklisbach und Haldibach sowie die vorherrschende Dominanz; BF = Bachforelle, RBF = Regenbogenforelle

5.1.2.2 Populationsaufbau der Bachforellen

Die Bachforellenpopulation umfasst Individuen mit Totallängen von 31-290 mm (Abb. 34). Auffallend ist in der durch Schwallbetrieb am stärksten beeinflussten Strecke das Vorkommen von lediglich einer mittelgrossen und einer Bachforelle > 240 mm in insgesamt 130 m Streckenlänge.

0+-Fische konnten nur in der Strecke 1 nahe dem Ausgleichsbecken Chäppelistutz nachgewiesen werden. Bei den klar abgrenzbaren 0+-Fischen kann von einer Naturverleicherung ausgegangen werden, weil der Pflichtbesatz von Sömerlingen erst im Herbst erfolgt. Das Fehlen von 0+-Fischen in den anderen Strecken könnte in Zusammenhang mit der frühen Befischung im Mai und Juni sein. Kalte Wassertemperaturen verzögern die Entwicklung der Dottersackbrütlinge (Chrisp 1981). Es wurde jedoch keine Brütlinge während den Abfischungen in den Strecken 2, 3 und 4 beobachtet.

Die Bestände sind allgemein sehr klein und die Verteilung der Längenklassen ist lückenhaft, wobei wahrscheinlich auch Jahrgänge fehlen.

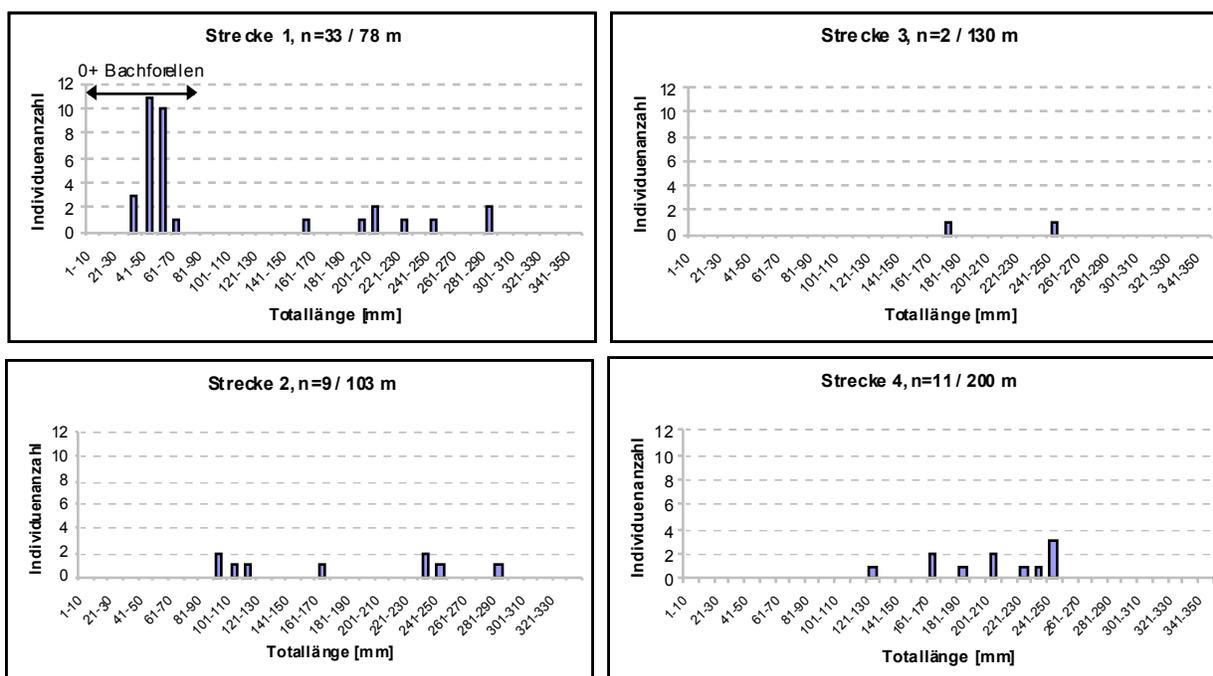


Abb. 34 Längenhäufigkeitshistogramme der Bachforellen im Sackli bach und Haldi bach (Strecke 4). Die Streckenlängen sind angegeben.

5.1.2.3 Bachforellenabundanz

Eine Populationsabschätzung konnte nicht für alle Grössenklassen durchgeführt werden. In der Strecke 2 wurden bspw. im zweiten Durchgang keine Fische gefangen und in Strecke 3 wurde nur ein Durchgang durchgeführt (Grund: tiefer Fangerfolg). In beiden Fällen wurde für die Abschätzung der Populationsgrösse die tatsächlich gefangene Anzahl Bachforellen in die Grafik übernommen.

Beim Vergleich der Bachforellenabundanz/ha in Abb. 35 ist die sehr geringe Dichte von nur 51 Tieren/ha in der stärksten schwallbeeinflussten Strecke 3 auffallend (1'000:1). Die geschätzte Populationsgrösse in der Strecke 1 mit einem Schwall/Sunk-Verhältnis von 4:1 umfasst 540 Individuen/ha und ist hauptsächlich durch die Sömerlingsabundanz von 77 % geprägt. Im Haldibach ist die Bachforellendichte rund 73 %, in Strecke 2 rund 76 % kleiner als in Strecke 1.

Die Verteilung der Fische in den Grössenklassen nimmt überall mit zunehmender Grösse der Bachforellen ab (Ausnahme Strecke 3). Im Haldibach ist hauptsächlich die mittlere Grössenklasse mit einem Anteil von 72% vertreten.

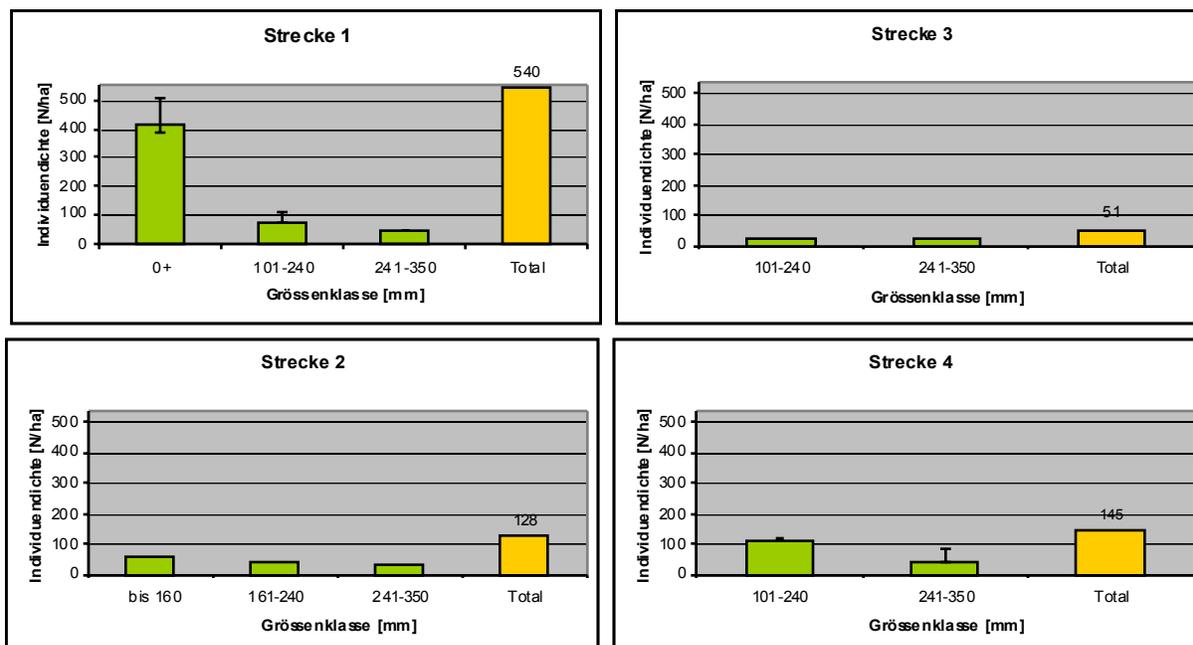


Abb. 35 Die Bachforellenabundanz/ha der verschiedenen Grössenklassen in jeder Strecke.

Bei Betrachtung der Bachforellenpopulation/100 m ist die Situation von Strecke 2 und der Referenz umgekehrt. Der Haldibach weist nun mit insgesamt 6 Individuen 33 % weniger Fische auf als die Strecke 2 (Abb. 36).

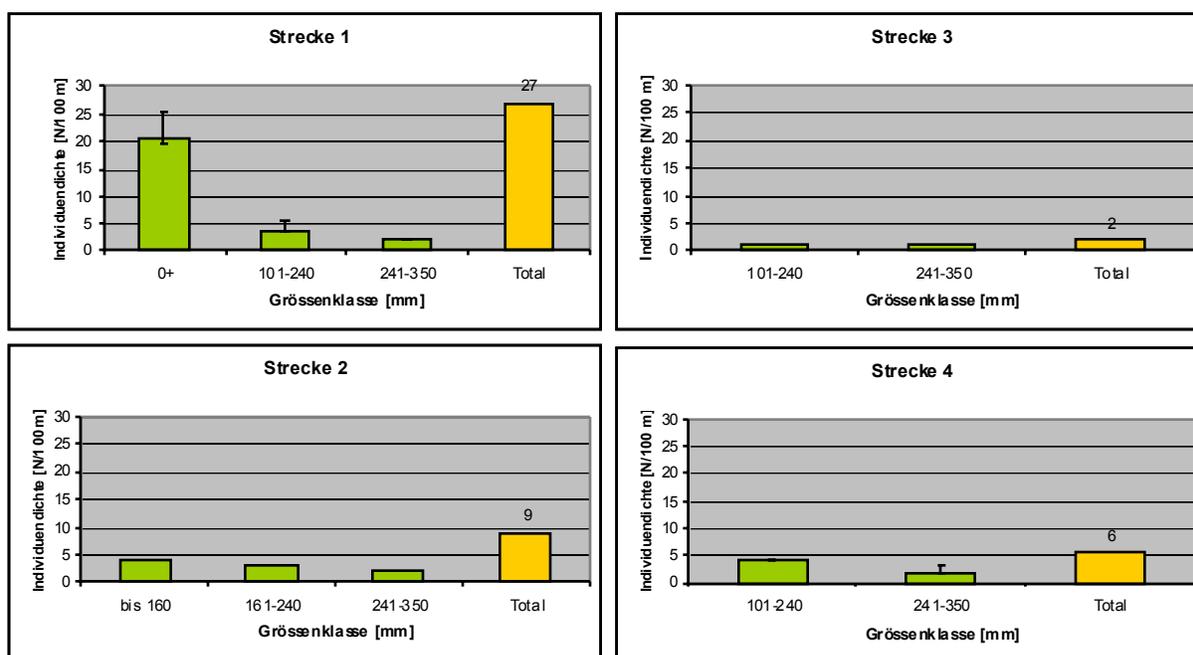


Abb. 36 Bachforellenabundanz/100 m.

5.1.2.4 Bachforellenbiomasse

Bezüglich der Bachforellenbiomasse zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den abgeschätzten Populationsgrößen mit dem kleinsten Wert von nur 5 kg/ha in der am stärksten beeinflussten Strecke 3 und dem doppelten Wert von rund 11 kg/ha in der zweitstärksten beeinflussten Strecke 2 (Abb. 37). Die Referenz hat mit insgesamt 16,5 kg/ha leicht mehr Biomasse als die Strecke 1.

Die Grössenklassen > 240 mm sind in den Strecken 1 bis 3 dominierend. Im Haldibach macht die mittelgrosse Kohorte mit rund 57 % den grösseren Biomassenanteil aus.

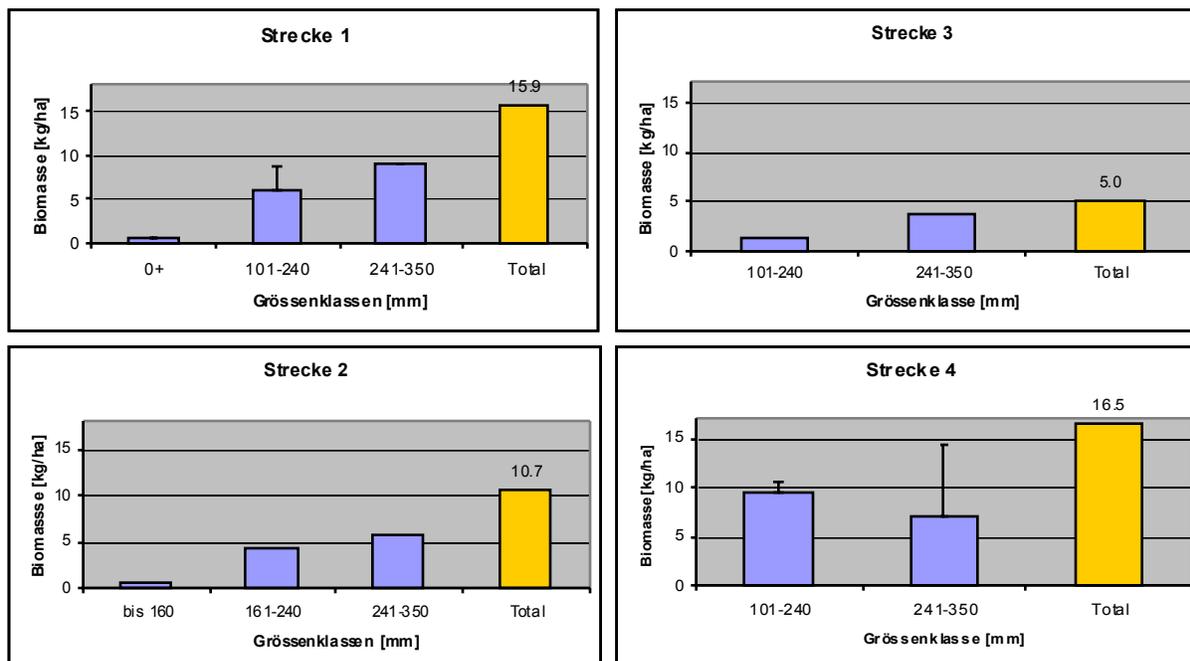


Abb. 37 Die Bachforellenbiomasse/ha der verschiedenen Grössenklassen in jeder Strecke

Betrachtet man die Bachforellenbiomasse/100 m so hat die Referenzstrecke mit insgesamt 0.6 kg/100 m nun nicht mehr die höchste Biomasse, sondern rund 21% weniger als Strecke 1 und 15% weniger als die Strecke 2 (Abb. 38). Die einzelnen Grössenklassen verteilen sich in den einzelnen Strecken gleich wie oben beschrieben.

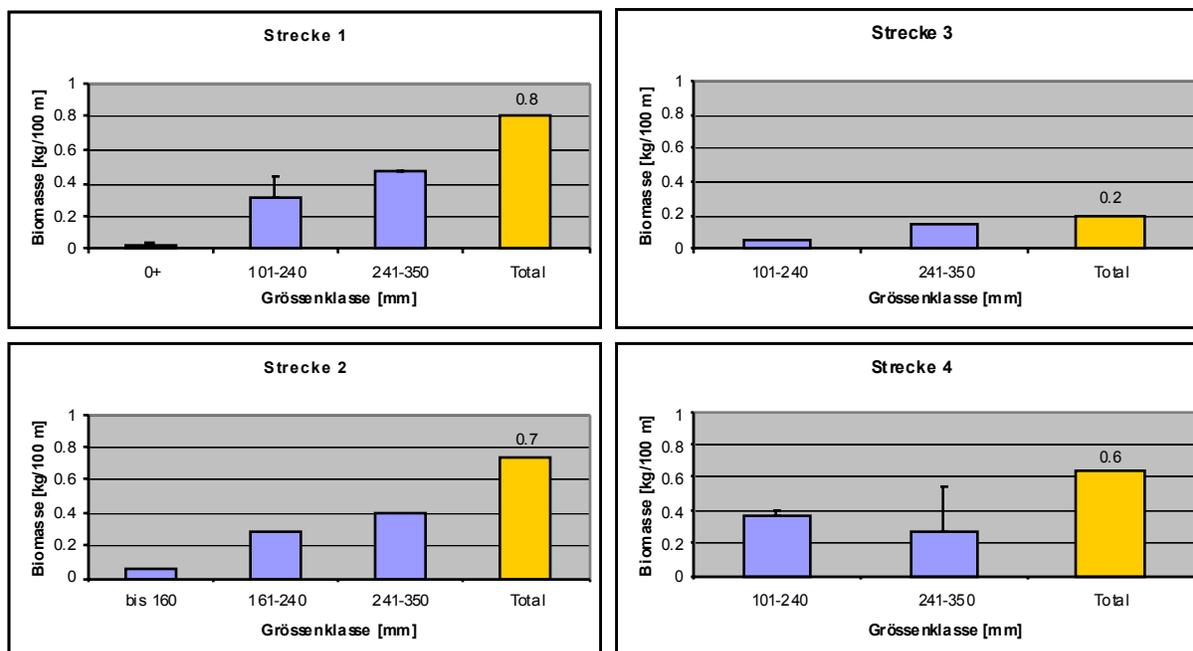


Abb. 38 Bachforellenbiomasse/100 m.

5.1.2.5 Konditionsfaktor der Bachforellen

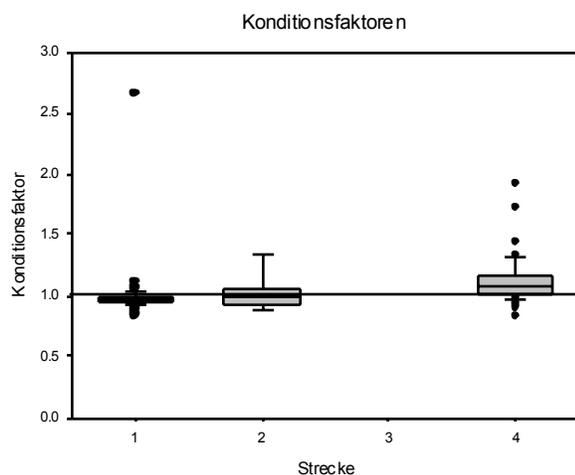
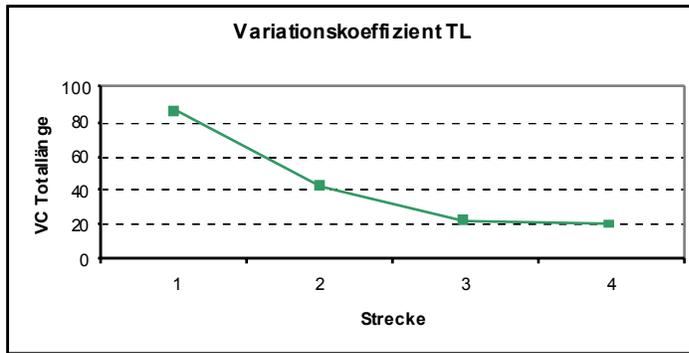


Abb. 39 Box-Plot-Darstellung der Konditionsfaktoren von Bachforellen in den Strecken 1, 2 und 4. Für Strecke 3 konnte kein Plot erstellt werden (2 Individuen).

Gemäss Abb. 39 variieren die Konditionsfaktoren in den beeinflussten Strecken von 0,963 bis 0,998 und die Mediane weisen auf einen ausgewogenen Ernährungszustand der Bachforellen hin. Im Haldibach beträgt der Konditionsfaktor sogar 1,240.

Für die Strecke 3 konnte mit insgesamt 2 Individuen kein Box-Plot erstellt werden.

5.1.2.6 Variationskoeffizient der Bachforellentotalängen



Aus Abb. 40 ist eine deutliche Abnahme der Variabilität mit zunehmender Streckennummer zu erkennen. Strecke 1 hat einen sehr hohen VC aufgrund der 0+-Fische. Der Haldibach und die Strecke 3 haben ungefähr gleich kleine Werte.

Abb. 40 Variationskoeffizienten der Bachforellentotalängen aller Strecken im Vergleich.

5.1.2.7 Deformationen der Bachforellen

Der Anteil der Anomalien ist in allen Strecken hoch. Im Haldibach weisen sogar 1/3 aller Fische Deformationen auf. Da in der am meisten durch Schwall beeinflussten Strecke 3 nur zwei Forellen gefangen wurden und beide eine Deformation aufwiesen, beträgt hier der Anteil 100%.

Die häufigsten Deformationen sind fehlende Schuppen, gefolgt von deformierten Flossen. Verpilzungen oder Parasitenbefall konnte nicht nachgewiesen werden.

Fehlende Schuppen können auch bedingt oder durch mechanische Schäden entstanden sein.

5.2 Ticino

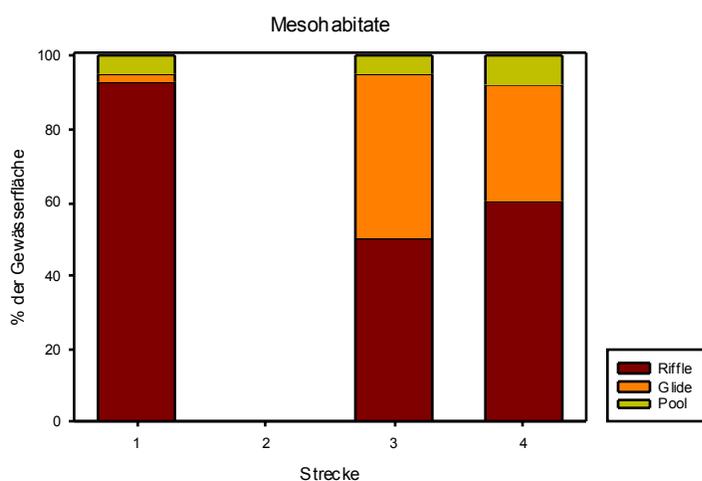
Tab. 13 gibt einen Überblick über die ausgewerteten Fischdaten der drei untersuchten Strecken im Ticino bei Potta. Die Strecke 4 ist eine Restwassersrecke.

Tab. 13 Dominanz und weitere Bachforellencharakteristika im Ticino.

Fischdaten	Strecke		
	1	3	4
Befischung und Datenerhebung	21.05.2005	21.05.2005	03.06.2005
Dominanz			
Bachforelle [%]	100	100	100
Bachforellen			
<i>Pro Hektare</i>			
Bachforellenabundanz [N/ha]	219	428	461
Bachforellenbiomasse [kg/ha]	16,3	24,6	34,6
<i>Pro 100 m</i>			
Bachforellenabundanz [N/100 m]	49	72	44
Bachforellenbiomasse [kg/100 m]	3,7	4,2	3,3
VC Totallänge	38,7	45,5	26,8
Deformationen [%]	32	37	65
Konditionsfaktor (Median)	0,948	0,864	1,129

5.2.1 Habitate

5.2.1.1 Hydraulische Habitate

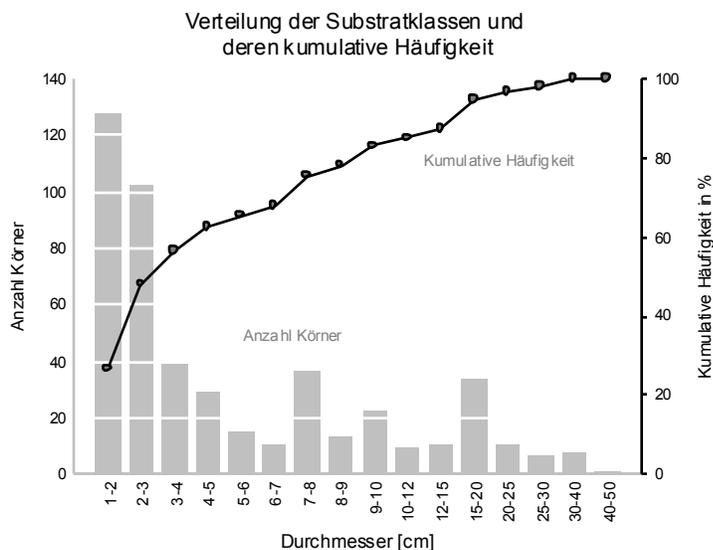


Die hydraulischen Verhältnisse sind in den Strecken 3 und 4 hauptsächlich durch Riffle-Glide Sequenzen charakterisiert (Abb. 41). Beide weisen im Vergleich zur Strecke 1 eine heterogenere Verteilung der Mesohabitate auf.

In der vom Kraftwerk am weitesten entfernten Strecke 1 dominiert das Mesohabitat Riffle. Strömungsberuhigte Abschnitte kommen höchstens zu ca. 2 % vor und die vorhandenen Pools findet man hauptsächlich nahe der Uferzonen. Bei allen untersuchten Strecken ist der Anteil an Pools mit höchstens 8 % eher gering.

Abb. 41 Die drei Mesohabitate in % der Gewässerfläche jeder untersuchten Strecke.

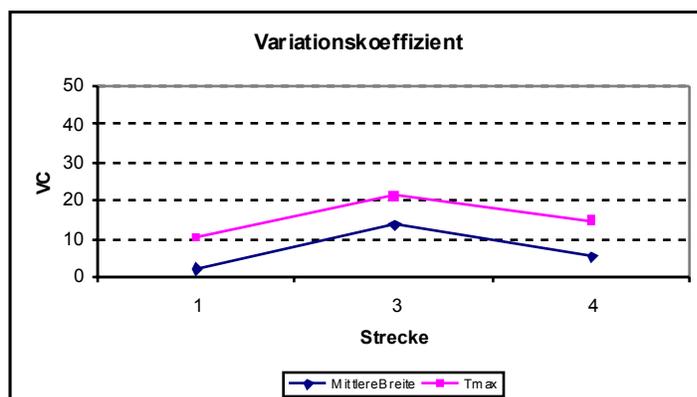
5.2.1.2 Substratgrößenverteilung



Das Frequenzhistogramm in Abb. 42 zeigt eine variable Verteilung der Substratgrößenklassen im Ticino. Neben den dominierenden Körnern < 3 cm ist die Gewässersohle auch durch zahlreiche grössere Steine geprägt wie bspw. Körnern mit 15-20 cm Durchmesser.

Abb. 42 Die Substratgrößenverteilung und deren kumulative Häufigkeit im Untersuchungsgebiet des Ticinos bei Piotta. Das Frequenzhistogramm beinhaltet alle drei Proben.

5.2.1.3 Variationskoeffizient



Die Strecke 3 hat bezüglich mittlerer Breite und maximaler Tiefe den grössten VC (Abb. 43). Auffallend ist hier der sehr niedrige VC von 2 für die mittlere Breite in Strecke 1. Der Fluss weist in diesem Abschnitt praktisch keine Breitenvariabilität auf.

Allgemein sind die VC für alle Strecken niedrig und spiegeln den Verbauungsgrad durch die Begradigungen im Ticino wider.

Abb. 43 Die Variationskoeffizienten der mittleren Breite und der maximalen Tiefe aller Strecken im Vergleich.

5.2.1.4 Abflussregime



Für die Bestimmung eines Schwall/Sunk-Verhältnisses konnte auf die Daten einer hydrologisch überwachten Abfluss-Messstation des BWG in der Restwasserstrecke bei Piotta zurückgegriffen werden (Bundesamt für Wasser und Geologie 2005). Für die Abschätzung wurden die hydrologischen Abflussdaten aus dem Jahr 2005 analysiert.

Mit der bekannten maximal möglichen Turbinenleistung der Kraftwerke Stalvedro und Ritom konnte das Verhältnis abgeschätzt werden (Tab. 14). Abb. 54 zeigt den Kanal, durch den das turbinierte Wasser von den Zentralen in den Ticino eingeleitet wird.

Abb. 44 Die Wasserrückgabe durch die SBB und die AET erfolgt durch einen Kanal.

Das geschätzte Schwall/Sunk-Verhältnis beträgt für die schwallbeeinflussten Strecken 44:1.

Tab. 14 Geschätztes Abflussregime im Ticino mit den maximalen Schwall/Sunk-Verhältnissen.

		Abflussregime		
		Strecke		
		1	2	4
Q im Sunk	[m ³ /s]	0,442	0,442	0,442
Q im Schwall	[m ³ /s]	19	19	-
Geschätztes max. Schwall/Sunk-Verhältnis*	[x:1]	44	44	-

*bei Maximalbetrieb KW 19 m³/s

5.2.2 Fische

5.2.2.1 Artenspektrum und Dominanz

Die Bachforelle ist die einzige Art, die in den untersuchten Strecken nachgewiesen wurde (Abb. 45).

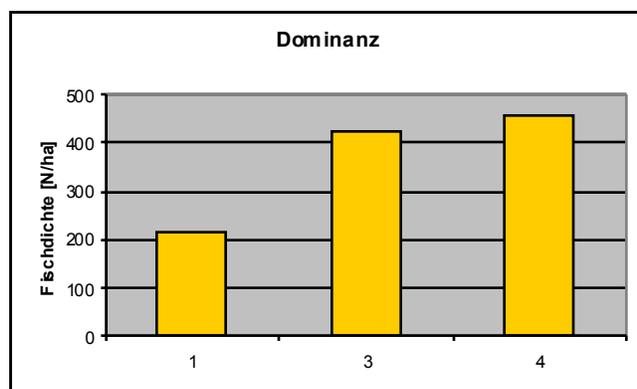
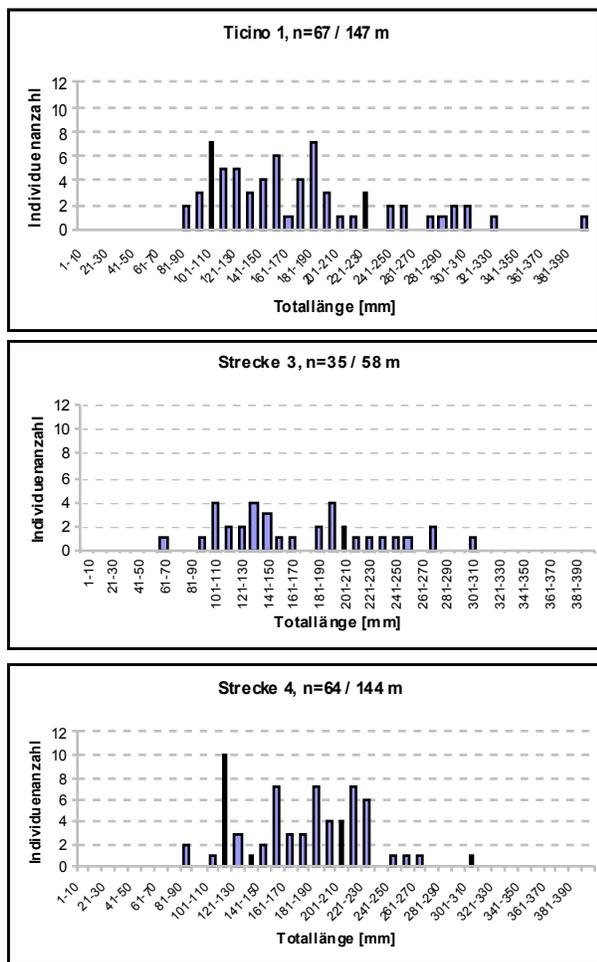


Abb. 45 Die Bachforellenabundanz im Ticino (Links). Die größte gefangene Bachforelle mit einer Totallänge von 393 mm und einem Gesamtgewicht von 630 g wurde in der Strecke 1 gefangen.

5.2.2.2 Populationsaufbau der Bachforellen



Die Bachforellenspopulation im Ticino umfasst Individuen mit Totallängen von 61-400 mm (Abb. 46). Die Längenhäufigkeitsverteilung lässt jedoch keine eindeutige Abgrenzung des 0+-Jahrgangs zu.

Es konnten überhaupt nur einzelne 0+-Fische nachgewiesen werden.

In allen Strecken sind die mittelgrossen Bachforellen am stärksten vertreten mit wenigen Lücken in den Längensklassen des 1+-Jahrgangs.

Abb. 46 Längenhäufigkeitsdiagramme der Bachforellen im Ticino. Die Längen der Strecken sind angegeben.

5.2.2.3 Bachforellenabundanz

Die Populationsgrösse der Bachforellen ist in der Restwasserstrecke am grössten (Abb. 47). Die Abschätzung für die Strecke 3 ist nur 8%, in der vom Kraftwerk weitesten entfernten Strecke 1 jedoch rund 50 % kleiner als die der Referenz.

Die Abbildungen zeigen eine starke Vertretung der mittelgrossen Bachforellen. Die Grössenklassen bis 170 mm und 171-240 mm machen den grössten Abundanzanteil durch mittelgrosse Bachforellen in den ersten beiden Strecken aus, wobei die Klasse bis 170 mm leicht mehr Individuen hat.

Eine ähnliche Situation ergibt sich für die Restwasserstrecke, wobei hier die Grössenklasse 141-240 mm mit 67 % dominiert. Der Anteil von fangbaren Bachforellen macht bis 12 % aus (Strecke 3).

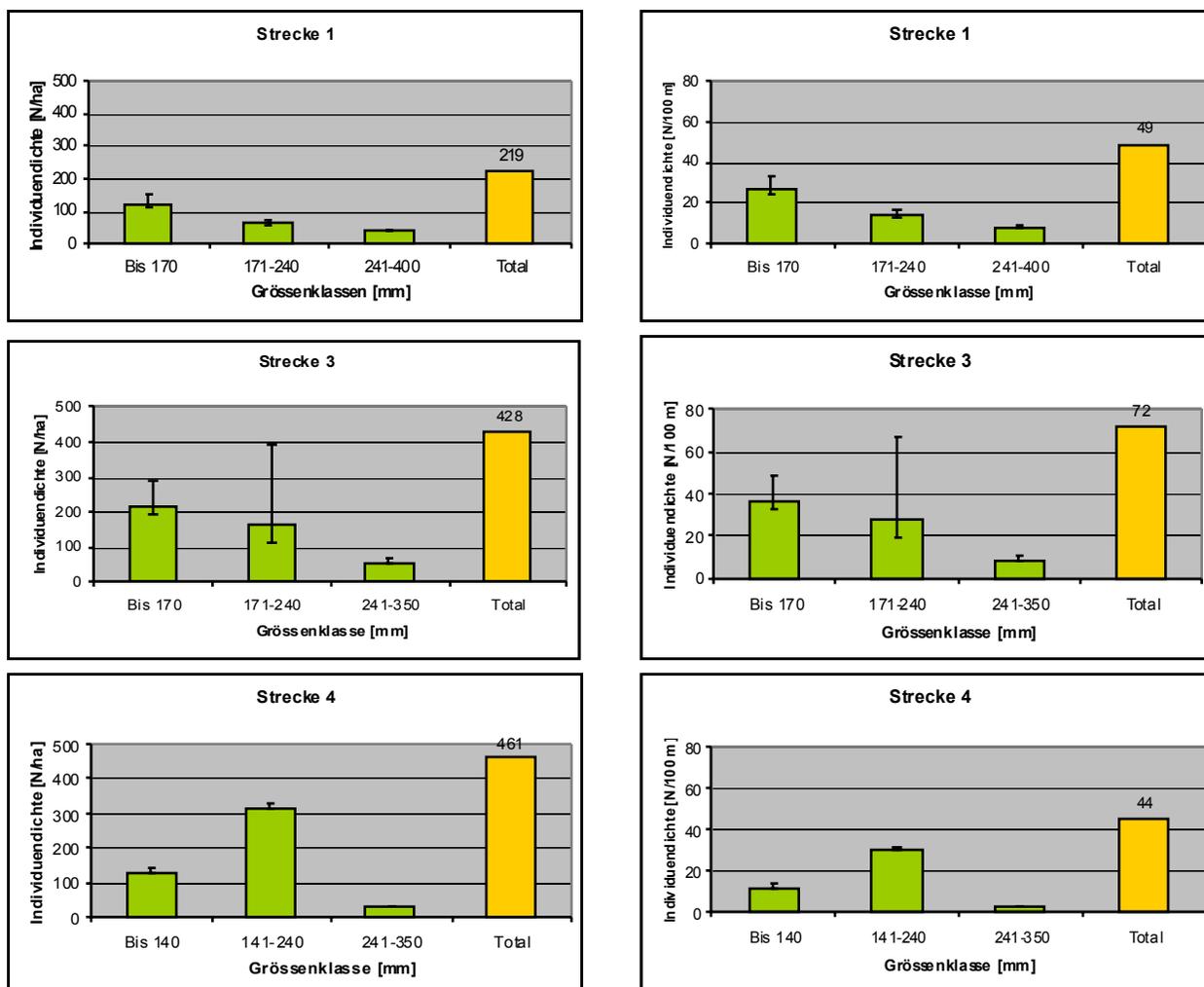


Abb. 47 Bachforellenabundanz/ ha (links) und Bachforellenabundanz/ 100 m (rechts) der verschiedenen Größenklassen in jeder Strecke.

Bei der Populationsabschätzung/100 m weist die Restwasserstrecke die geringste Dichte auf mit rund 40 % weniger Individuen als in Strecke 3 (Abb. 47). Sogar die Strecke 1 enthält eine grössere abgeschätzte Bachforellenpopulation. Die Verteilung der Größenklassen bleibt jedoch ähnlich.

5.2.2.4 Bachforellenbiomasse

Die Bachforellenbiomasse/ha erhöht sich mit zunehmender Streckennummerierung (Abb. 48). Der grösste Wert hat die Restwasserstrecke mit 34,6 kg/ha. Die Strecke 3 weist 32 % weniger Biomasse auf, die Strecke 1 sogar mehr als die Hälfte weniger wie die Restwasserstrecke.

Die Abbildung der Strecke 1 zeigt, dass die fangbaren Bachforellen der Größenklasse > 240 mm den Hauptteil der Gesamtbiomasse ausmachen, obwohl der geschätzte Dichteanteil in dieser Größenklasse am kleinsten war. In den anderen beiden Strecken tragen hauptsächlich die mittelgrossen Bachforellen der Größenklasse 171-240 mm und 141-240 mm zur Bachforellenbiomasse bei. In der Restwasserstrecke dominieren hauptsächlich die Individuen mit Totallängen zwischen 141 - 240 mm.

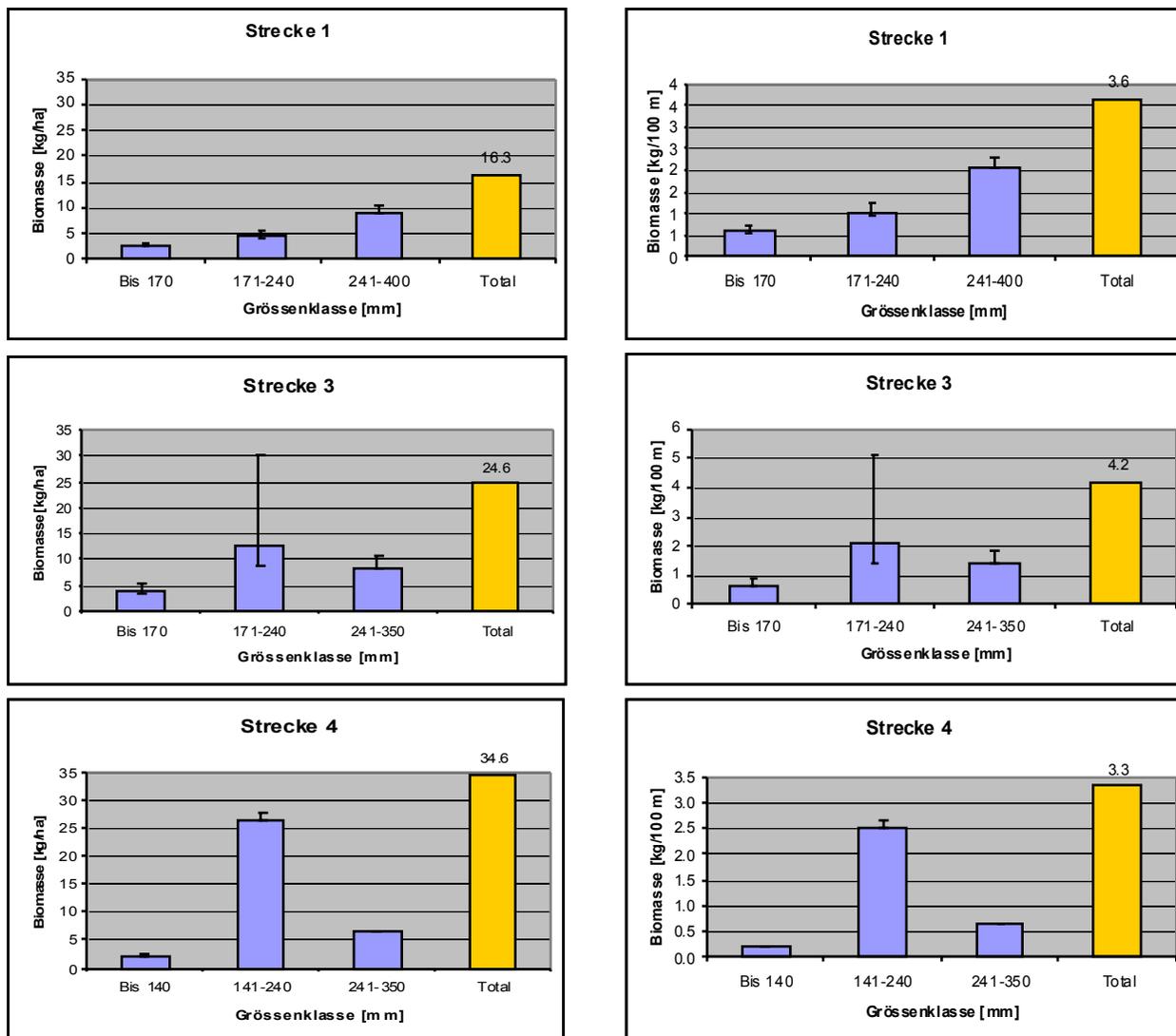
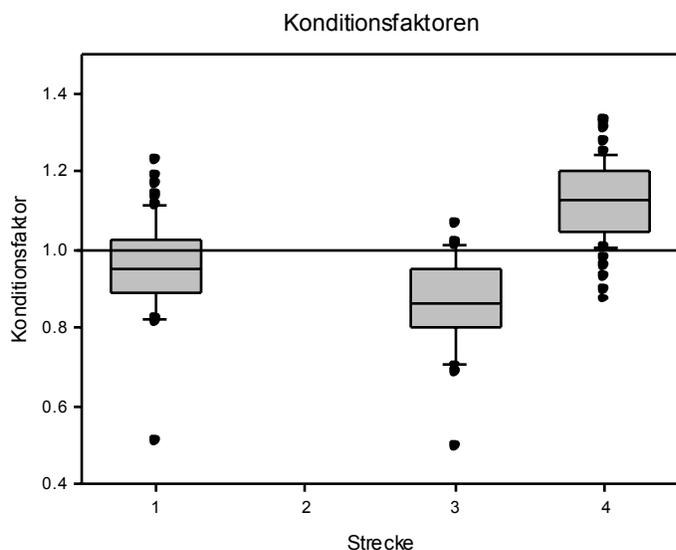


Abb. 48 Bachforellenbiomasse/ha und Bachforellenbiomasse/100 m der verschiedenen Grössenklassen in jeder Strecke.

Beim Biomassenvergleich/100 m ändert sich die Situation wiederum zugunsten der Strecke 3 (Abb. 48). Der Unterschied der Referenz zur Strecke 3 ist aber mit rund 21 % weniger Bachforellenbiomasse nicht mehr ganz so gross wie bei der Populationsdichte.

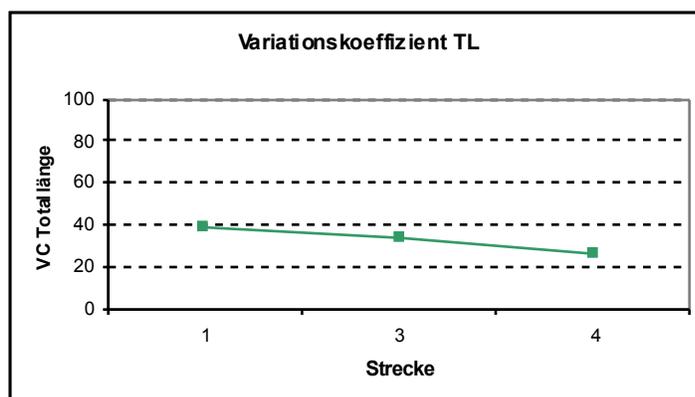
5.2.2.5 Konditionsfaktor der Bachforellen



Die Bachforellen haben in Strecken 1 und 3 Konditionsfaktoren kleiner als 1 und die Referenzstrecke hat mit 1,129 den grössten Konditionsfaktor (Abb. 49).

Abb. 49 Box-Plot-Darstellung der Konditionsfaktoren der Bachforellen im Ticino.

5.2.2.6 Variationskoeffizient der Bachforellentotalängen



Gemäss Abb. 50 nehmen die Variationskoeffizienten mit zunehmender Streckennummer ab. Am tiefsten ist die Variabilität der Bachforellentotalänge in der Restwasserstrecke. Die VC sind allgemein eher gering.

Abb. 50 Variationskoeffiziente der Bachforellentotalängen.

5.2.2.7 Deformationen der Bachforellen

Der Anteil der Anomalien ist in allen Strecken relativ hoch. In Strecke 1 weisen rund 32 % der Bachforellen eine Anomalie auf, wobei ungefähr gleich viele Individuen fehlende Schuppen und/ oder deformierte Flossen haben. Die Strecke 3 hat mit 37% leicht mehr Tiere mit Anomalien vorzuweisen und 75 % der Fische haben fehlende Schuppen. Die höchste Anzahl Bachforellen mit Anomalien hat die Restwasserstrecke mit insgesamt 65 % deformierten Individuen. Fast 90 % davon haben fehlende Schuppen. Insgesamt weisen zwei Fische Verpilzungen auf und eine Bachforelle hat in Strecke 1 einen verkürzten Kiemendeckel.

Der Anteil von mechanischen Verletzungen ist in der Restwasserstrecke ebenfalls am höchsten. Rund 25 % der Bachforellen haben Schnitte in den Flossen und bei 2 Tieren finden sich verheilte Angelverletzungen am Maul. In den Strecken 1 und 3 liegt der Anteil der mechanischen Verletzungen bei ca. 10 %.

5.3 Morobbia

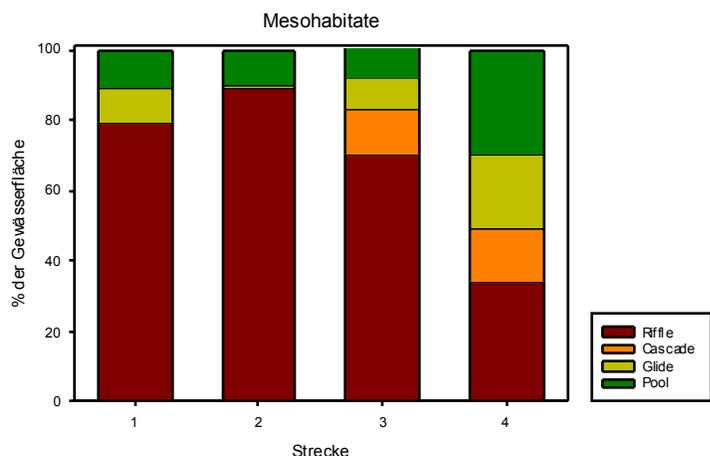
Tab. 15 gibt einen Überblick über die ausgewerteten Fischdaten der vier untersuchten Strecken in der Morobbia. Die Strecke 4 ist eine Restwassersrecke.

Tab. 15 Dominanz, Fischbiomasse und-abundanz sowie weitere Bachforellencharakteristika in der Morobbia.

		Strecke			
Fischdaten		1	2	3	4
Befischung und Datenerhebung		12.05.05	26.05.05	12.05.05	26.05.05
Dominanz					
Bachforelle	[%]	10	7	65	100
Groppe	[%]	85	93	35	-
Strömer	[%]	5	-	-	-
Fischbiomasse	[kg/ha]	50,52	23,50	12,69	29,80
Fischabundanz	[N/ha]	3079	1806	207	1240
Bachforellen					
<i>Pro Hektare</i>					
Bachforellenabundanz	[N/ha]	318	126	135	1240
Bachforellenbiomasse	[kg/ha]	23,30	9,30	11,60	29,80
0+-Jahrgang Dichte	[N/ha]	-	16	-	606
0+-Jahrgang Biomasse	[kg/ha]	-	0,03	-	0,32
<i>Pro 100 m</i>					
Bachforellenabundanz	[N/100 m]	22	11	16	90
Bachforellenabundanz	[kg/100]	1,46	0,8	0,94	2,16
0+-Jahrgang Dichte		-	1	-	44
0+-Jahrgang Biomasse		-	0,003	-	0,02
VC Totallänge		26,3	35,2	30,6	68,1
Deformationen	[%]	30	50	20	41
Konditionsfaktor (Median)		1,047	0,873	1,046	0,918

5.3.1 Habitate

5.3.1.1 Hydraulische Habitate

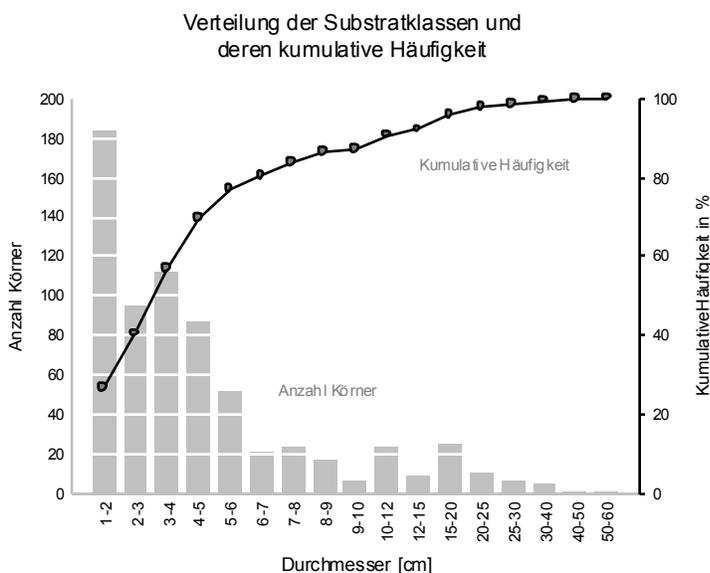


Tab. 16 Die vier Mesohabitate in % der Gewässerfläche in jeder untersuchten Strecke.

Alle Strecken sind durch einen hohen Anteil an Riffle-Pool Sequenzen charakterisiert (Abb. 16). Die hydraulischen Verhältnisse sind am heterogensten in der Restwasserstrecke und der Anteil von 21 % Glide ist hier im Vergleich zu den anderen Schwallstrecken am grössten. Die homogensten Verhältnisse weist die Strecke 2 aus mit praktisch 100 % Riffle-Pool Sequenzen.

Charakteristisch für die Strecken 3 und 4 sind die relativ hohen Anteile von 13 % resp. 15 % Kaskaden. Im Vergleich zu den Strecken 1 und 2, die näher zur Mündung in den Ticino liegen, ist die Morobbia in diesen Abschnitten steiler.

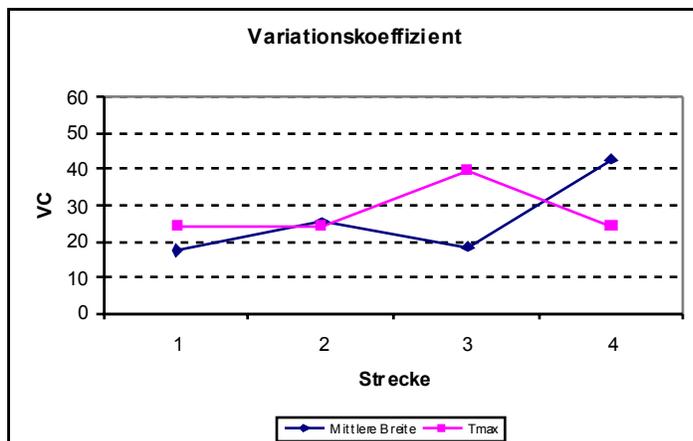
5.3.1.2 Substratgrössenverteilung



Tab. 17 Die Substratgrössenverteilung und deren kumulative Häufigkeit im Untersuchungsgebiet der Morobbia. Das Frequenzhistogramm beinhaltet alle vier Proben.

Die Anzahl der Körner < 6 cm sind in den Strecken dominierend, insbesondere die Durchmesserklasse 1-2 cm (Abb. 17). In den Strecken 3 und 4 sind aufgrund des Geschiebetransports viele grössere Steinblöcke vorhanden, welche die Flussbettstruktur in diesen oberen Strecken massgeblich prägen (in der Grafik nicht erfasst).

5.3.13 Variationskoeffizient



Beim Vergleich der maximalen Tiefen in Abb. 51 weist die Strecke 3 den höchsten VC von 40 auf, wobei die restlichen Strecken ungefähr gleiche Werte um 24 haben. Interessant ist, dass bei der Betrachtung der mittleren Breite die Strecke 3 einen tiefen VC von 18 hat, sie aber im Vergleich zu Strecken 1 und 2 nicht kanalisiert ist. Die kanalisierte Strecke 2 hat mit 25 sogar einen höheren VC der mittleren Breite als Strecke 3.

Am variabelsten sind die Breitenverhältnisse in der Restwasserstrecke.

Abb. 51 Die Variationskoeffizienten der mittleren Breite und der maximalen Tiefe aller Strecken im Vergleich.

5.3.14 Abflussregime

Für die Bestimmung eines Schwall/Sunk-Verhältnisses wurde am 14.07.2005 eine Abflussmessung in der Restwasserstrecke vorgenommen. Der Abfluss zu diesem Zeitpunkt betrug 57,8 l/s.

Das geschätzte Schwall/Sunk-Verhältnis beträgt für die ganze Länge von der Wasserrückgabe bis zur Mündung in den Ticino 72:1 (Tab. 18). Der konzessionierte Mindestabfluss in den Schwallstrecken beträgt 80 l/s.

Tab. 18 Geschätztes Abflussregime in der Morobbia mit den maximalen Schwall/Sunk-Verhältnissen.

		Abflussregime			
		Strecke			
		1	2	3	4
Q im Sunk	[m³/s]	0,080	0,080	0,080	0,058*
Q im Schwall	[m³/s]	5,695	5,695	5,695	-
Geschätztes max. Schwall/Sunk-Verhältnis**	[x:1]	72	72	72	-

* am 14.07.2005; für Strecken 1, 2, 3 gilt ein konzessionierter Mindestabfluss von 80 l/s

** bei Maximalbetrieb KW 5,695 m³/s

5.3.2 Fische

5.3.2.1 Artenspektrum und Dominanz

Es wurden 3 Fischarten in der Morobbia nachgewiesen:



Die Bachforelle
(*Salmo trutta fario*)



Die Groppe
(*Cottus gobio*)



Der Strigione
(*Leuciscus souffia muticellus*)

Aus der Abb. 52 ist ersichtlich, dass in den ersten beiden Strecken die Groppen mit 85 % und 93 % der Fischabundanz dominieren und nach Mühlenberg (1993) die eudominante Hauptart ist. Auch in Strecke 3 gelten die Groppen zusammen mit den Bachforellen immer noch als eudominante Hauptart.

In der Strecke 1 tragen die Groppen etwa gleich viel zur Fischbiomasse bei wie die Bachforellen und Strömer zusammen. In der Strecke 2 machen sie mit 14,2 kg/ha über die Hälfte der Fischbiomasse in dieser Strecke aus. Deutlich zu erkennen ist die kontinuierliche Abnahme der Groppenabundanz mit zunehmender Nähe zur Wasserrückgabe und das Fehlen in der Restwasserstrecke. Hier kommen ausschliesslich Forellen vor.

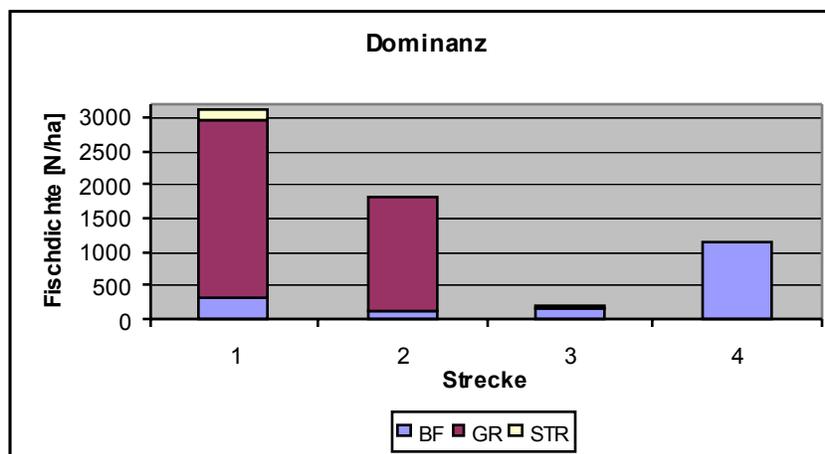
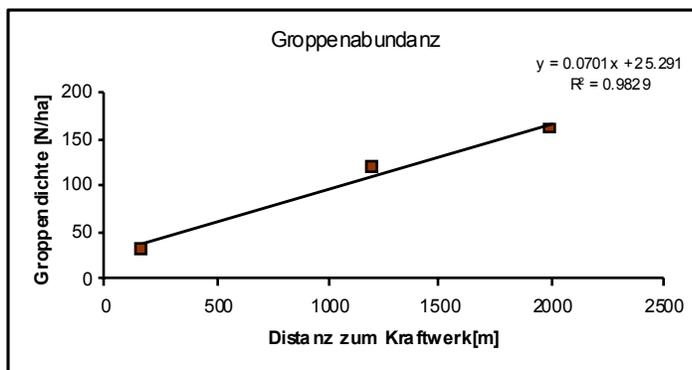


Abb. 52 Die Fischdichten und vorherrschend Dominanz der drei nachgewiesenen Arten in der Morobbia; STR = Strigione, GR = Groppe, BF = Bachforelle.

Die Bachforellen sind in der Strecke 2 und 1 eine subdominante Hauptart mit einem Anteil von weniger als 10 %. In den anderen beiden Strecken sind sie die dominante Hauptart. Der Südströmer als gefährdete Art, wurde nur in der ersten Strecke nachgewiesen und ist mit einem Vorkommen von 5 % eine subdominante Hauptart. Mit 3,6 kg/ha trägt er rund 7 % zur Fischbiomasse in der Strecke 1 bei.



Die Abb. 53 zeigt die lineare Zunahme der Groppenabundanz (wurzel transformiert) mit der Entfernung vom Kraftwerk. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,98.

Abb. 53 Die wurzel transformierten Groppendichten in den schwallbeeinflussten Strecken.

5.3.2.2 Populationsaufbau der Bachforellen

Die Bachforellenpopulation bestehen aus Individuen mit Totallängen von 21-340 mm (Abb. 54). Die größte Bachforelle wurde in der Strecke 1 gefangen, die kleinste in der Restwasserstrecke. Das Längenhäufigkeitshistogramm der Strecke 4 zeigt eine deutliche Differenzierung der 0+-Fischen von den älteren Jahrgängen. Auch in Strecke 2 können die zwei 0+-Fische abgegrenzt werden. In den restlichen Strecken konnten keine 0+-Fische nachgewiesen werden.

Interessant ist das zahlreiche Vorkommen von 0+-Fischen in der Restwasserstrecke. Sie hat im Vergleich zu den schwallbeeinflussten Strecken den natürlichsten Populationsaufbau mit zahlreichen 0+-Fischen.

Der Populationaufbau in den Strecken 2 und 3 ist lückenhaft mit relativ wenig vorhandenen Individuen.

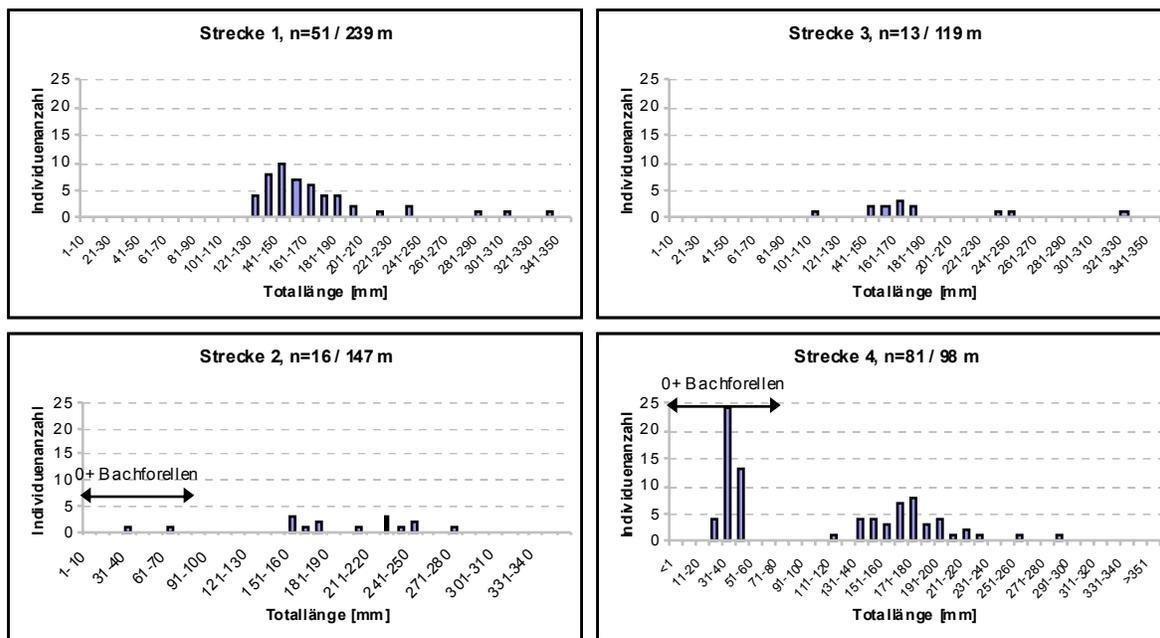


Abb. 54 Längenhäufigkeitshistogramme der Bachforellen in der Moroblia. Die Streckelängen sind angegeben.

5.3.23 Bachforellenabundanz

Klar dominierend bezüglich der Bachforellendichte ist die Restwasserstrecke mit insgesamt 1'240 Individuen/ha bestehend aus etwa gleich vielen Individuen der mittelgrossen Kohorte und dem 0+-Jahrgang sowie einer geringen Dichte von Bachforellen > 240 mm (Abb. 55).

Die abgeschätzte Bachforellenpopulation in Strecke 1 ist mit 318 Tieren - hauptsächlich mittelgrosse Forellen – mehr als doppelt so gross wie in den Strecken 2 und 3. Diese haben mit etwa 130 Tieren/ha eine 10 Mal kleinere Bachforellendichte als die Restwasserstrecke.

Die Bachforellen > 240 mm sind in allen Strecken schwach vertreten und in den schwallbeeinflussten Strecken dominiert die mittelgrosse Kohorte.

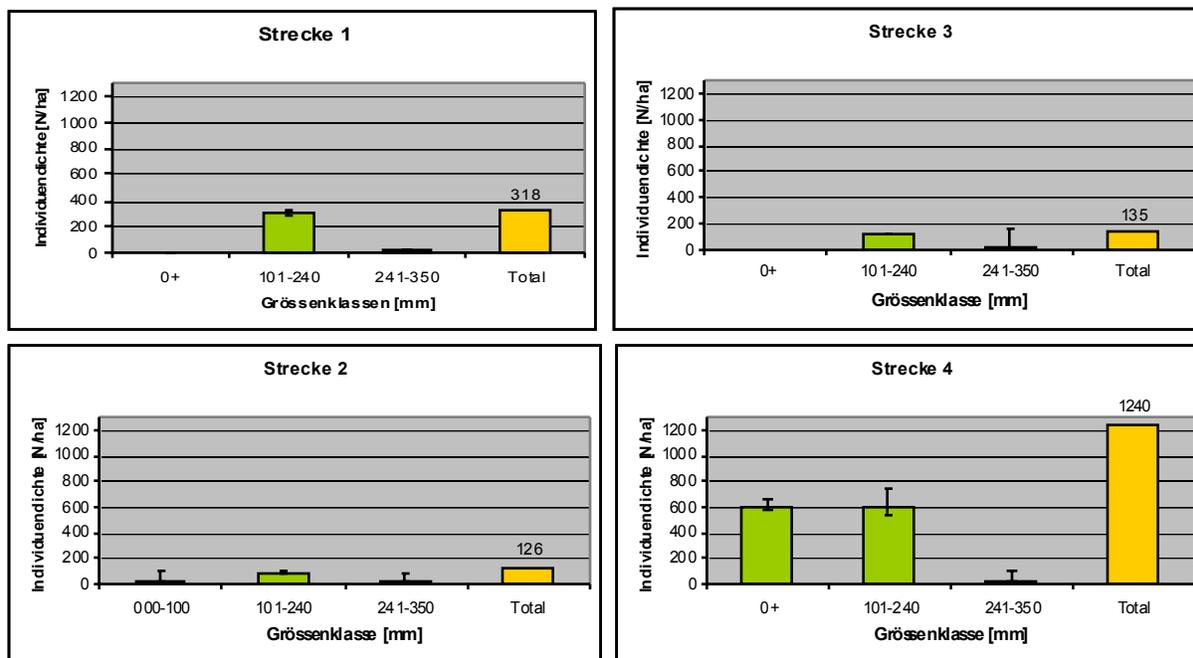


Abb. 55 Die Bachforellenabundanz/ha der verschiedenen Grössenklassen in jeder Strecke.

Bei der Betrachtung der abgeschätzten Bachforellenpopulation/100 m ändert sich die Verteilung bei den Grössenklassen nicht und die höchste Dichte findet man weiterhin in der Restwasserstrecke (Abb. 56). Einzig der Dichteunterschied zwischen Strecke 1 und Strecken 2 und 3 ist kleiner geworden.

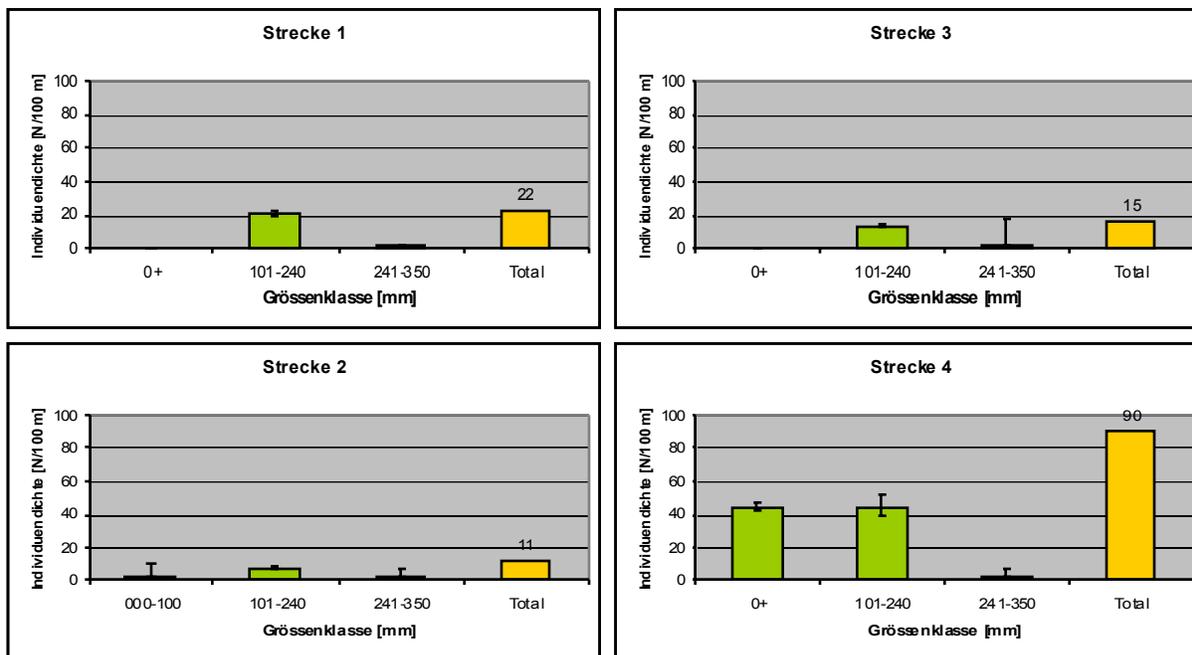


Abb. 56 Bachforellenabundanz/100 m.

5.3.2.4 Bachforellenbiomasse

Die Restwasserstrecke hat mit fast 30 kg/ha die grösste Bachforellenbiomasse, gefolgt von der Strecke 1 mit rund 29 % weniger Biomasse (Abb. 57). Strecke 2 schneidet auch bei der Abschätzung der Bachforellenbiomasse am schlechtesten ab mit 2/3 weniger Biomasse als in der Restwasserstrecke.

Die mittlere Grössenklasse ist in Strecke 1 und 4 klar dominierend. In den anderen beiden Strecken hat insbesondere die Strecke 3 eine grosse Unsicherheit bei den Bachforellen > 240 mm. Die 0+-Bachforellendichten in den Strecken 2 und 4 fallen nicht ins Gewicht.

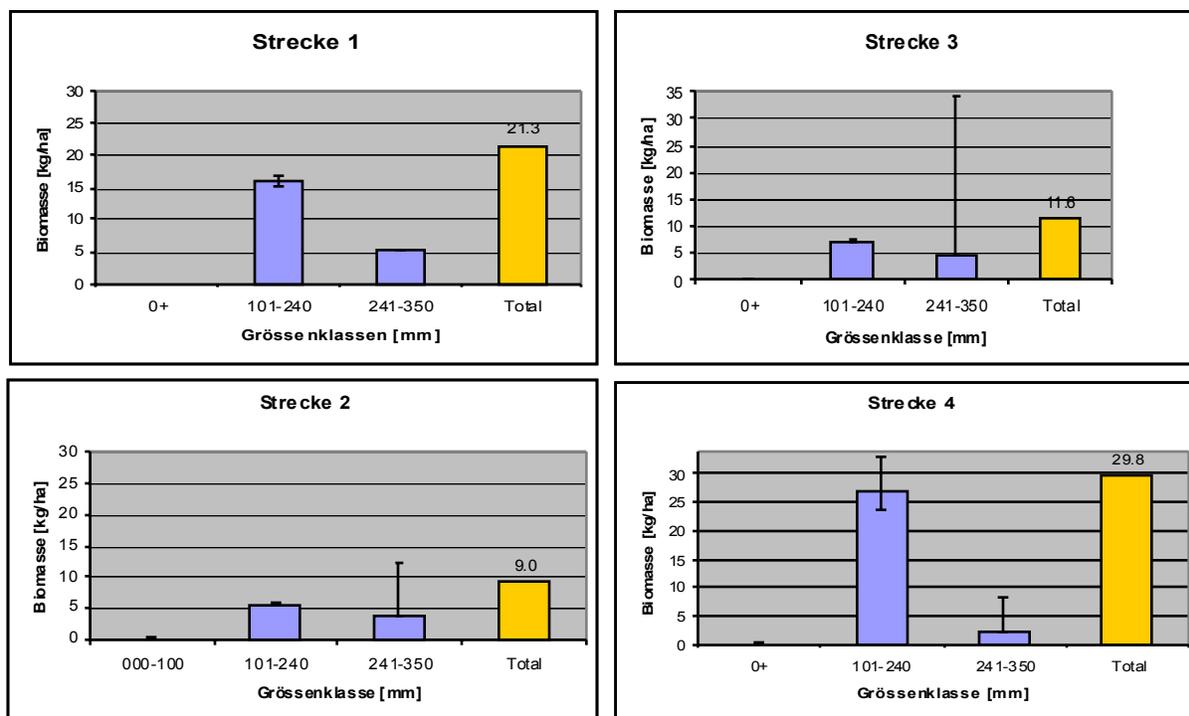


Abb. 57 Bachfordlenbiomasse/ha der verschiedenen Grösse nklassen in jeder Strecke.

Beim Biomassenvergleich/100 m ändert sich die Situation nur geringfügig und es herrschen ähnliche Verhältnisse wie bei der Abschätzung auf eine Hektare (Abb. 58).

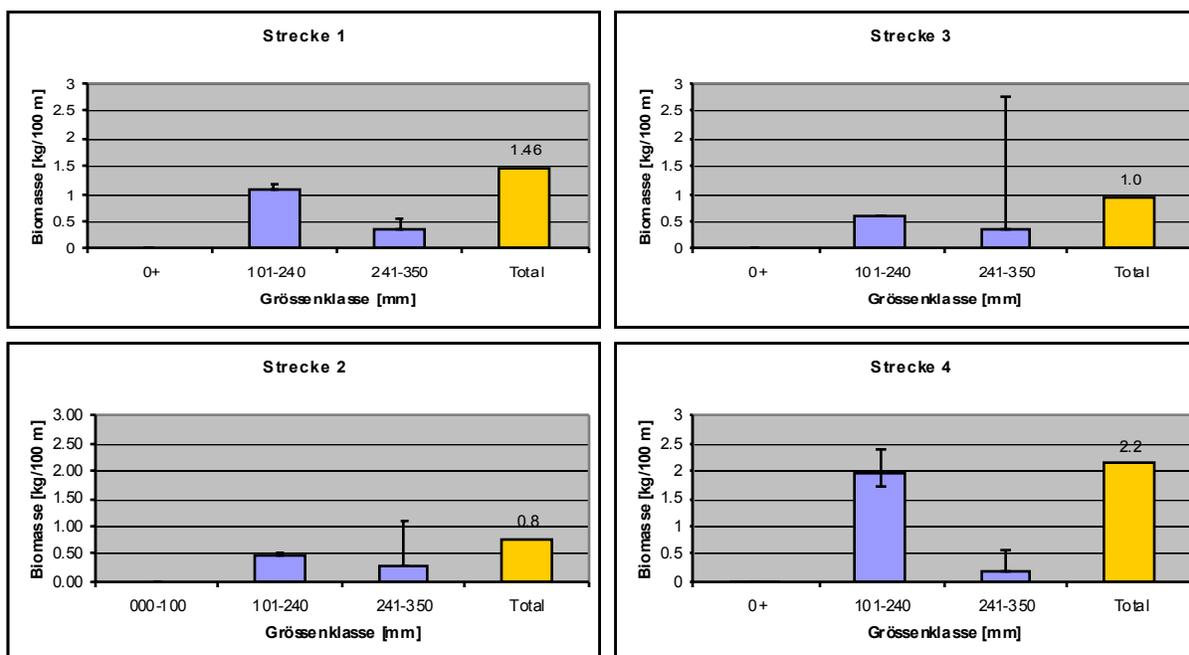
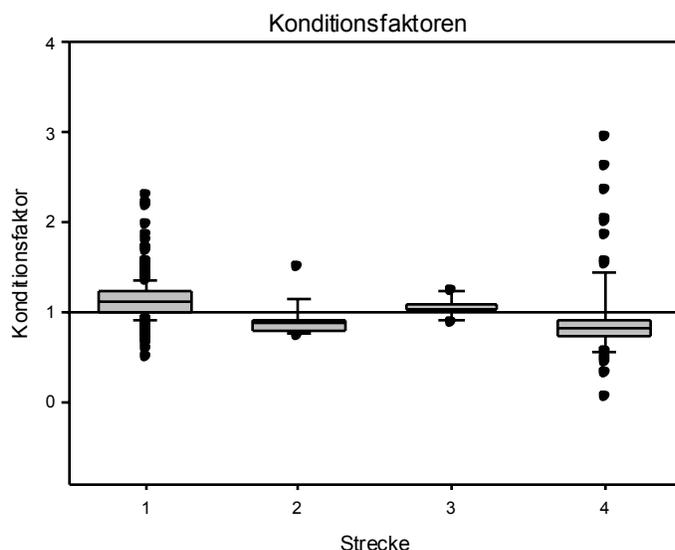


Abb. 58 Bachfordlenbiomasse/100 m.

5.3.2.5 Konditionsfaktor der Bachforellen

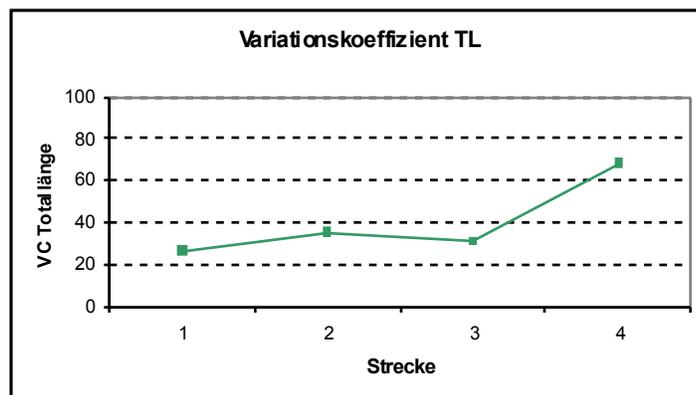


Die Bachforellen in der Strecke 2 haben mit 0,873 den tiefsten Konditionsfaktor, gefolgt von der Referenzstrecke mit 0,918 (Abb. 59).

In Strecken 1 und 3 betragen die Konditionsfaktoren der Bachforellen knapp 1. Die Faktoren streuen besonders in den Strecken 1 und 4.

Abb. 59 Box-Plot-Darstellung der Konditionsfaktoren der Bachforellen in der Moroblia.

5.3.2.6 Variationskoeffizient der Bachforellentotalängen



Die Restwasserstrecke 4 hat gemäss Abb. 60 den höchsten Variationskoeffizienten bezüglich der Bachforellentotalängen, aufgrund der Abundanz des 0+-Jahrgangs. Bei den restlichen Strecken variieren die VC zwischen 20 und 40.

Abb. 60 Variationskoeffiziente der Bachforellentotalängen.

5.3.2.7 Deformationen der Bachforellen

In allen Strecken waren fehlende Schuppen die häufigste Ursache der Anomalien bei den gefangenen Bachforellen. In der Strecke 2 beträgt der Anteil von fehlenden Schuppen sogar 100 %. Ein Individuum in Strecke 1 hatte eine verpilzte Schwanzflosse und eine weitere Bachforelle wies eine Verwachsung am Oberkiefer auf. Von den 15 Bachforellen mit Anomalien sind rund 30 % auf deformierte Flossen zurückzuführen. In der Restwasserstrecke hatte nur ein Individuum von allen Bachforellen mit Anomalien eine deformierte Flosse. Eine andere wies einen verkürzten Kiemendeckel auf.

Mechanische Verletzungen traten am häufigsten in der Restwasserstrecke auf. Dort hatten rund 37 % aller Bachforellen Schnitte in den Rücken- oder Schwanzflossen.

5.4 Dorfbach Büron

Tab. 19 gibt einen Überblick über die ausgewerteten Daten der untersuchten Strecken im Dorfbach Büron und Geunsee (Strecke 5). Die Strecken 4 und 5 sind hydrologisch unbeeinflusste Referenzstrecken mit einem natürlichen Abflussregime.

In der Tabelle nicht erfasst sind die Strecken 1 und 2, da bei der Abfischung *keine* Fische gefangen wurden. Eine nachträgliche Testabfischung im Geschiebesammler durch den Fischereiaufseher des Kantons Luzern zeigte, dass auch dort keine Tiere mehr vorhanden waren, obwohl dies bei einer kantonalen Abfischung am 12. März 2005 noch der Fall war. Das Fehlen der Fische könnte durch Revitalisierungsarbeiten im kanalisierten Bereich des Baches oberhalb der Bahnlinie im Siedlungsbereich verursacht worden sein. Die Abschlussarbeiten des Projektes fanden im März/ April statt (Mitteilung P. Amrein).

Bei einer Einleitung von Betonmischwasser kann sich der pH-Wert in kurzer Zeit erhöhen und das Gewässer wird alkalisch. Fische tolerieren pH-Werte zwischen 5 - 9,5 (Mills, 1971). In kleinen Fließgewässern mit tiefen Abflussmengen kann die Einleitung von Bauwasser dramatische Folgen für die aquatischen Organismen haben und der betroffene Gewässerabschnitt wird regelrecht „ausgeräumt“, da der erhöhte pH-Wert nur langsam durch Verdünnung wieder gesenkt wird.

Tab. 19 Dominanz, Fischbiomasse und-abundanz sowie weitere Bachforellencharakteristika für die unterteilte Strecke 3 sowie die Referenzstrecken 4 und 5 (Dorfloch Geuensee).

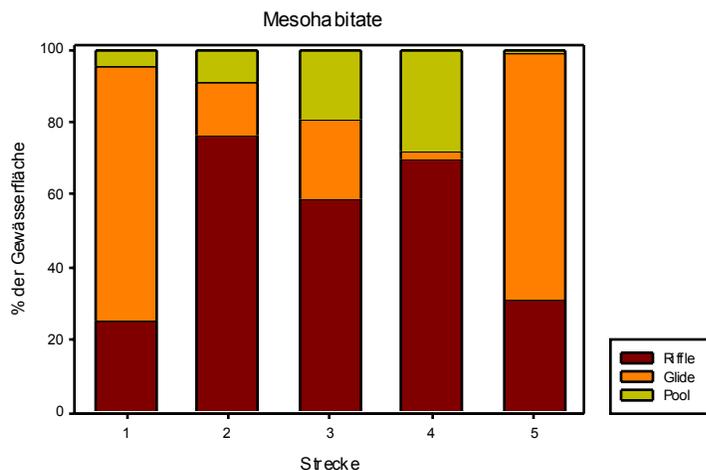
Fischdaten		Strecke				
		3 offene Strecke	3 Pod 1	3 Pod 2	4	5
Befischung / Datenerhebung		15.07.2005	15.07.2005	15.07.2005	15.07.2005	05.08.2005
Dominanz						
Bachforelle	[%]	98	100	73	100	69
Regenbogenforelle	[%]	2	-	20	-	-
Gründling	[%]	-	-	7	-	-
Groppe	[%]	-	-	-	-	4
Schmerle	[%]	-	-	-	-	22
Egli	[%]	-	-	-	-	4
Fischbiomasse	[kg/ha]	56	3'156	2'171	45	229
Fischa bundanz	[N/ha]	2'000	45'455	20'605	1'648	16'550
Bachforellen						
<i>Pro Hektare:</i>						
Bachforellenabundanz	[N/ha]	1'959	45'455	15'110	1'648	11'462
Bachforellenbiomasse	[kg/ha]	54,06	3'156	1'870	45,70	178,14
0+Jahrgang Abundanz	[N/ha]	1'428	15'152	1'374	924	9415
0+Jahrgang Biomasse	[kg/ha]	6,3	69,4	5,8	2,6	47,8
<i>Pro 100 m:</i>						
Bachforellenabundanz	[N/100 m]	41	1'000	393	51	131
Bachforellenbiomasse	[kg/100 m]	1,1	69,4	48,6	1,4	2,0
0+Jahrgang Abundanz	[N/100 m]	30	333	36	29	107
0+Jahrgang Biomasse	[kg/100 m]	0,13	1,53	0,15	0,08	0,54
VC Totallänge		56,50	39,70	42,60	55,90	43,50
Deformationen	[%]	10	27	9	24	6,2
Konditionsfaktor (Median)		1,087	1,095	1,137	1,076	0,974

Wird die Strecke 3 nicht in Pools und offene Strecke unterteilt, so hat sie rund 30 % weniger Fischbiomasse und 80 % weniger Fischdichte als die Referenzstrecke (165 kg/ha; 3'251 N/ha).

Die abgeschätzten Bachforellenpopulation für die Strecke 3 beträgt 3'055 Individuen und hat somit 73 % weniger Tiere als der Geuenseebach. Bei den Biomassen hat das Referenzgewässer rund 14 % mehr Bachforellenbiomasse als die Schwallsstrecke.

5.4.1 Habitate

5.4.1.1 Hydraulische Habitate



Das Strömungsbild zeigt sich differenziert auf die drei hydraulischen Habitate Riffle, Pool und Glide (Abb. 61). Strecken 1 und 5 weisen jeweils den grössten Anteil an Glides auf und gleichzeitig den kleinsten Anteil an Pools mit nur 5 % resp. 1 %. Diese Strecken haben im Vergleich zu den anderen ein flacheres Gefälle, was sich durch den hohen Anteil von beruhigten Gewässerabschnitten resp. Glides zeigt.

Die Referenzstrecke 4 ist geprägt durch Riffle-Pool Sequenzen, was das steile Gefälle in diesem Gewässerabschnitt widerspiegelt.

Abb. 61 Die Verteilung der hydraulischen Habitate in den Strecken des Dorfbach Büron (14) und im Geunseebach (5).

5.4.1.2 Substratgrössenverteilung

Die Körner mit Durchmesser bis 5 cm sind im Dorfbach Büron dominierend mit den meisten Körnern in der 1-2 cm Klasse (Abb. 62). Steine, die grösser als 50 cm im Durchmesser sind, wurden nicht beobachtet. Die Variation der Substratklassen ist im Dorfbach Büron deutlich grösser als in der Referenzstrecke Geunsee. Hier wurden keine grösseren Steine > 10 cm auf der Gewässersohle beobachtet und im Bach kommen mehr kiesiges Material, vereinzelt auch Steine bis 10 cm vor. Das charakteristische Hauptsohlenmaterial ist jedoch < 1 cm.

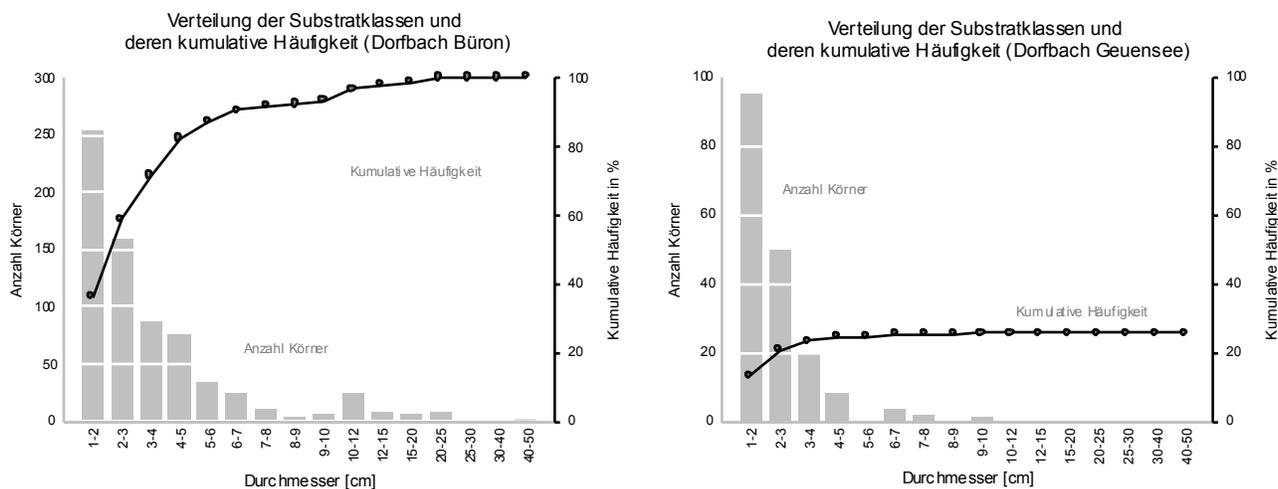


Abb. 62 Die Frequenzhistogramme der Substratgrössenverteilung und deren kumulative Häufigkeiten im Dorfbach Büron rechts (beinhaltet alle 4 Proben) und in der Referenzstrecke links.

5.4.1.3 Variationskoeffizient

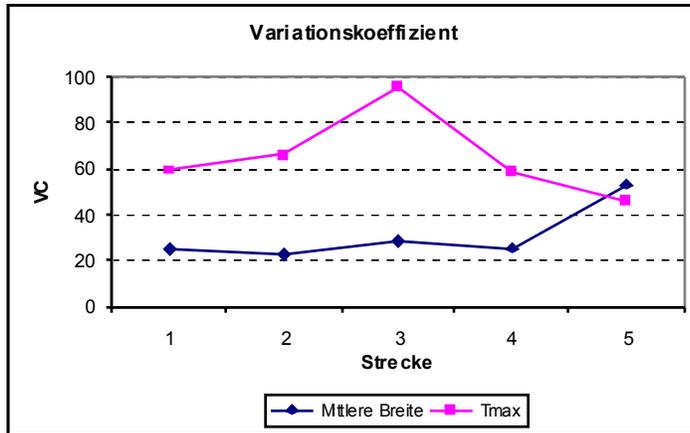


Abb. 63 Die Variationskoeffizienten der mittleren Bräte und der maximalen Tiefe aller Strecken im Dorfbach Büron und Geuensee.

Die Abb. e zeigt, dass die VC für die mittlere Breiten im Dorfbach Büron in allen Strecken einen tiefen Wert haben und wenig variabel sind (Abb. 63). Nur die Referenzstrecke 5 zeichnet sich durch einen grossen VC der mittleren Breite von 53 aus und spiegelt die unverbaute Uferstruktur wider. Interessant ist, dass sich die Breitenvariabilität in der revitalisierten Strecke nicht wesentlich von der in den anderen Strecken unterscheidet.

Bei Betrachtung der maximalen Tiefen fällt in Abb. 63 der sehr hohe VC von rund 96 in der kanalisiertem Strecke 3 auf. Der grosse Wert wird durch die beiden Pools verursacht. Pool 1 ist bis 0,8 cm Meter tief und Pool 2 sogar über einen Meter, wobei an anderen Stellen die Gewässertiefe im Transekt bspw. nur 5 cm

beträgt. Die revitalisierte Stecke 2 hat bezüglich der maximalen Tiefe den zweithöchsten VC und der Dorfbach Geuensee den tiefsten. Allgemein ist der Dorfbach Büron bezüglich seiner Gewässertiefen variabler als bezüglich seiner mittleren Breite.

5.4.1.4 Abflussregime

Die schwallbeeinflussten Strecken im Dorfbach Büron weisen alle das gleiche Schwall/Sunk-Verhältnis von 28:1 auf, da keine weiteren Zuflüsse in den Bach erfolgen (Tab. 20). Am 5. August 2005 wurde die Restwasserabflussmenge gemessen. Sie betrug zu diesem Zeitpunkt 3,61/s.

Die nutzbare Abflussmenge beträgt im Dorfbach Büron 40 l/s (AFU Luzern 2000). Am 1. August 2005 ergab aber eine Abflussmessung im Schwall 1091/s, wobei der Abfluss des Restwassers nicht grösser als 51/s war. Somit ergibt sich eine turbinierte Wassermenge in der Grössenordnung von 100 l/s, wodurch die nutzbare Abflussmenge überschritten wurde. Die Abflussmessung im Dorfbach Geuensee fand am Tag der Abfischung statt.

Tab. 20 Geschätztes Abflussregime im Dorfbach Büron und Geuensee mit den maximalen Schwall/Sunk-Verhältnissen.

		Abflussregime				
		Strecke				
		1	2	3	4	5
Q im Sunk	[m ³ /s]	0,003*	0,003*	0,003*	0,027	0,037
Q im Schwall	[m ³ /s]	0,112	0,112	0,112	0,027	0,037
Geschätztes max. Schwall/Sunk-Verhältnis	[x:1]	28	28	28	-	-

*am 05.08.2005; für Strecken 1, 2, 3 gilt keine Restwasserdotierung

Das natürliche Abflussregime im Dorfbach Büron wird durch die Wasserenntnahme mehrere Monate im Jahr komplett unterbrochen (AFU Luzern 2000). Die Restwasserstrecke wird nur durch Sickerwasser und kleine Seitenzuflüsse benetzt. Es wird daher angenommen, dass das Schwall/Sunk-Verhältnis an Tagen mit wenig natürlicher Wasserzufuhr in der Restwasserstrecke deutlich höher liegen kann (bspw. > 100:1 bei 1 l/s Restwasserabfluss).

5.4.2 Fische

5.4.2.1 Artenspektrum und Dominanz

Im Dorfbach Büron wurde die Bachforelle und Regenbogenforelle, sowie ein Exemplar eines Gründlings gefangen (Abb. 64).



Abb. 64 Von links nach rechts die Bachforelle (*Salmo trutta fario*), der Gründling (*Gobio gobio*) und die faunenfremde Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Alle Fische sind rheophile (strömungsliebende) Arten.

Der Dorfbach Geuensee hat ein breiteres Fischartenspektrum mit insgesamt 4 Arten (Abb. 65).



a) *Salmo trutta fario*



c) *Barbatula barbatula*



b) *Cottus gobio*



d) *Pena fluviatilis*

Abb. 65 Die viernachgewiesenen Arten im Dorfbach Geuensee: die rheophilen (strömungsliebenden) Arten Bachforelle (a), Groppe (b) und Schmerle (c), sowie der der eurytope (strömungsdifferenzierte) Egli (d).

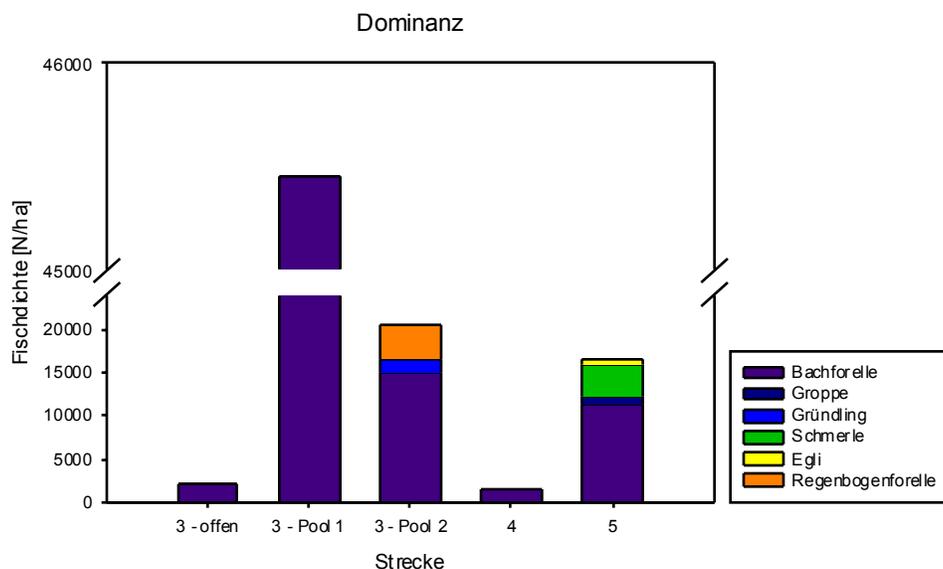


Abb. 66 Die Fischdichten sowie vorherrschende Dominanz der nachgewiesenen Arten im Dorfbach Büron und Geuensee.

Abb. 66 zeigt eine hohe Dominanz der Bachforellen im Dorfbach Büron. Im Pool 2 wurden neben der eudominanten Bachforelle rund 20 % Regenbogenforellen gefangen, sowie ein Gründling, der mit 6,6 % Dichteanteil eine subdominante Hauptart ist. Die nicht einheimische Regenbogenforelle macht 10 % der Fischbiomasse im Pool 2 aus. In der offenen Strecke 3, dem Pool 1 und der Referenz 4 kommen ausschliesslich Bachforellen vor.

Im Dorfbach Geuensee treten neben der eudominanten Bachforelle auch viele Schmerlen auf. Sie machen über 25 % der Dichte aus und können daher als dominante Hauptart klassifiziert werden.

Interessant ist, dass der eurytopen (strömungsdifferenzierte) Egli im Geuenseebach vorkommt. Es wurden mit je 4,2 % gleich viele Groppen wie Eglis gefangen. Sie sind somit eine subdominante Hauptart und tragen zusammen mit 9,3 kg/ha zur Fischbiomasse in der Referenzstrecke bei.

5.4.2.2 Populationsaufbau der Bachforellen

Die Bachforellenpopulation im Dorfbach Büron setzt sich aus Individuen mit Totallängen von 41-290 mm zusammen (Abb. 67). In Strecke 3 ist eine klare Abgrenzung des 0+-Jahrgangs möglich, wobei sich die 0+-Fische fast ausschliesslich in der offenen Strecke befinden. Die Verteilung von älteren Bachforellen ist in beiden Pools lückenhaft. In der Referenzstrecke 4 lässt sich der 0+-Jahrgang ebenfalls abgrenzen.

Die zweite Referenzstrecke 5 im Dorfbach Geuensee hat absolut gesehen am meisten 0+-Fische mit Totallängen zwischen 51-110 mm. Die Abgrenzung dieses Jahrgangs kann bei 100 mm vorgenommen werden und weist die breiteste Basis auf. Die gesamte Bachforellenpopulation setzt sich aus Individuen mit Totallängen von 51-290 mm zusammen.

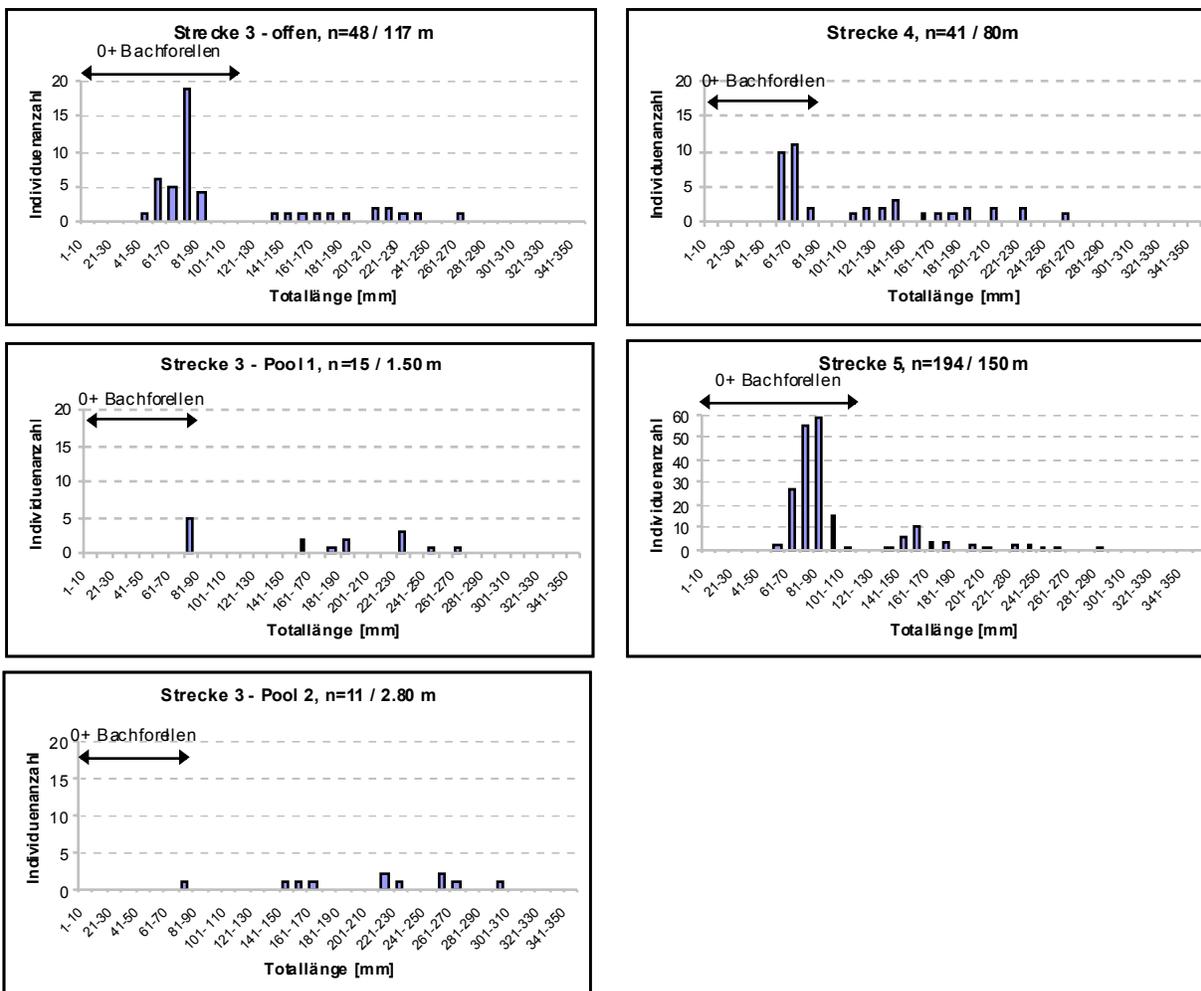


Abb. 67 Längenhäufigkeitshistogramme der Bachforellen im Dorfbach Büron mit der Unterscheidung der Strecke 3 in die Habitate offen, Pool 1 und Pool 2, sowie der Referenzstrecken 4 und 5 (Dorfbach Geunensee; andere Skalierung!). In allen Strecken kann der 0+-Jahrganges abgegrenzt werden.

5.4.2.3 Bachforellenabundanz

Die Populationsabschätzung für die „aufgeteilte“ Strecke 3 zeigt, dass ein überragender Anteil von 97 % der Bachforellen in den Pools zu finden ist (Abb. 68).

Aus der Abbildung ist zu sehen, dass in der offenen Strecke 3 der 0+-Jahrgang am stärksten vertreten ist, wobei auch im Pool 1 der Anteil der 0+-Fische relativ hoch ist. Hier dominieren aber die mittelgrossen Bachforellen, ebenso im Pool 2. Die Bachforellen > 240 mm und somit die ältesten Jahrgänge sind in der Strecke 3 ausschliesslich in den Pools zu finden. In der Referenzstrecke 4 ist die abgeschätzte Populationsgrösse am geringsten mit einer ungefähr gleichen Verteilung der 0+-Fische und der Grössenklasse 101-240 mm.

Der Dorfbach Geunsee zeigt eine hohe abgeschätzte Bachforellenabundanz von 82 % des 0+-Jahrgangs und einen Anteil von 16 % der mittelgrossen Bachforellen. Ohne Unterteilung der Strecke 3, würde die Populationsabschätzung bei rund 3'060 Tieren liegen und der Dorfbach Geunsee hätte mit 11'462 Bachforellen fast 4 mal mehr Individuen vorzuweisen als die Strecke 3.

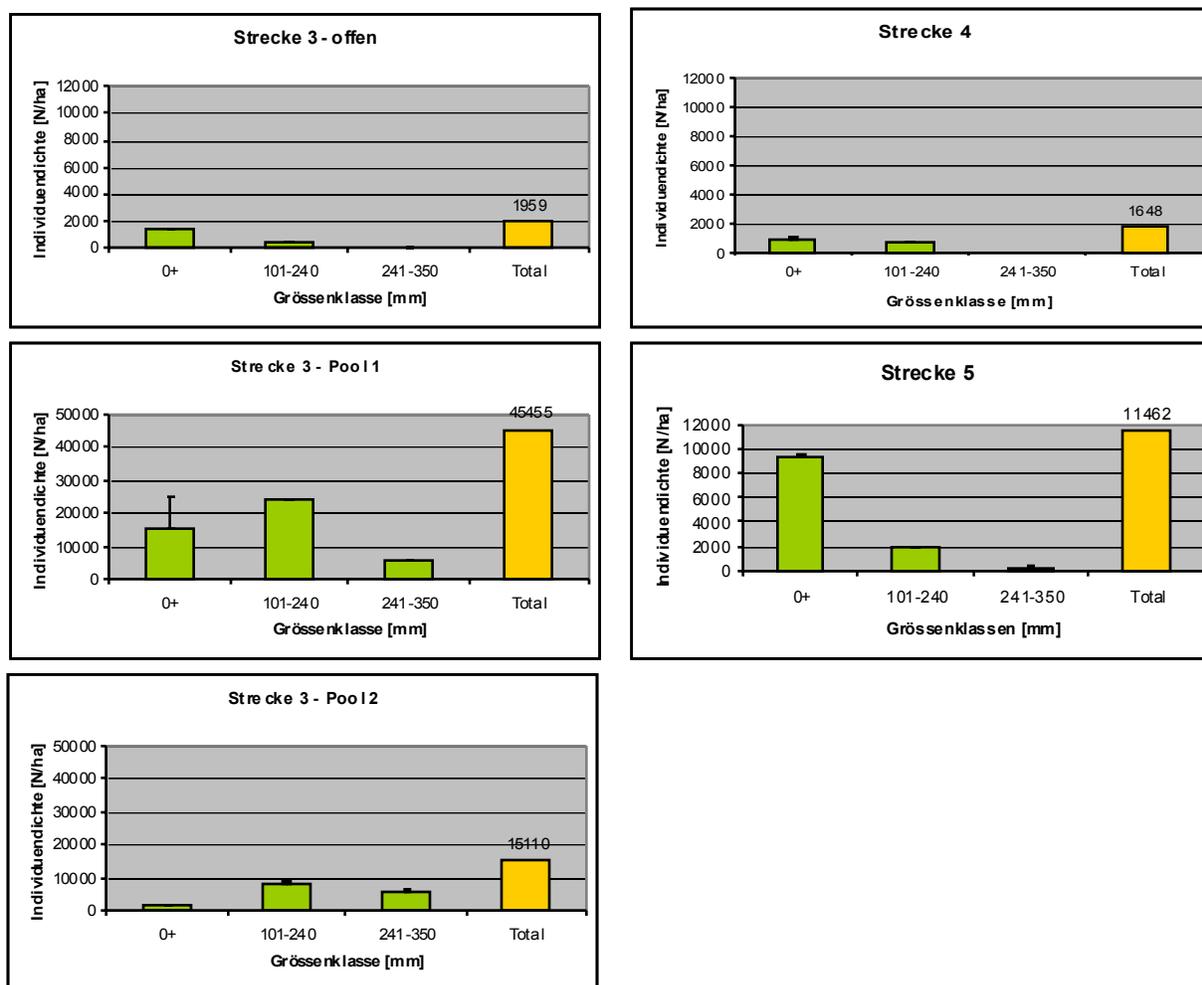


Abb. 68 Die Bachforellenabundanz/ha der verschiedenen Grössenklassen in den Strecken 3, 4 und 5 mit einer Unterteilung der Strecke 3 in offene Strecke, sowie Pool 1 und 2 (die Pools haben eine andere Skalierung).

Nachfolgend finden sich die abgeschätzten Populationsgrössen/100 m. Hier sind keine wesentlichen Unterschiede im Vergleich zur Abschätzung auf die Hektare vorhanden (Abb. 69).

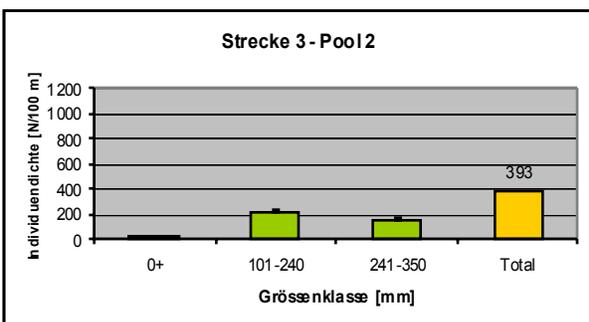
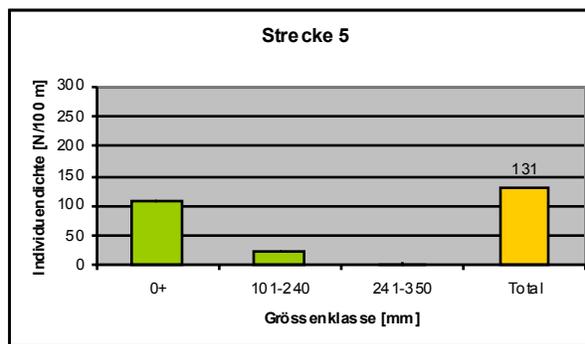
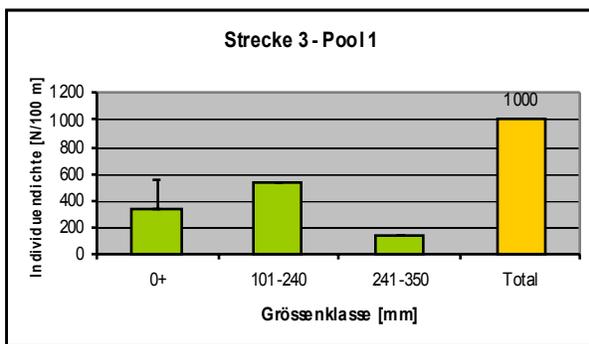
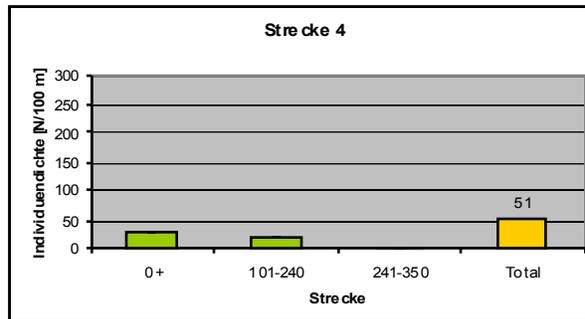
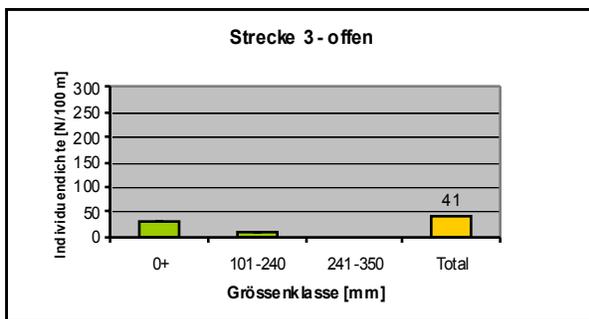


Abb. 69 Bachfördlenabundanz/100 m. Die Pools haben eine andere Skalierung.

5.4.2.4 Bachforellenbiomasse

Auch bei der Betrachtung der Fischbiomasse schneidet die Referenzstrecke 4 am schlechtesten ab (Abb. 70). Dominierend sind wiederum die beiden Pools in Strecke 3. Die offene Strecke 3 trägt mit 54,1 kg/ha nur 1.1 % zur gesamten abgeschätzten Biomasse im Abschnitt bei.

Mit Ausnahme des Pools 2 sind in allen Strecken die mittelgrossen Bachforellen in der Grösseklasse 101-240 mm dominierend. Die Bachforellen > 240 mm machen in beiden Pools einen grossen Anteil an der Biomasse aus. Im Dorfbach Geunsee ist der hohe Biomassenanteil von rund 27 % der 0+-Fische auffallend und spiegelt die grosse Abundanz dieses Jahrgangs wider.

Würde man die Bachforellenbiomasse für die ganze Strecke 3 ohne Habitatunterscheidung abschätzen, so hätte die Strecke 3 rund 14 % (24 kg/ha) weniger Biomasse vorzuweisen als der Dorfbach Geunsee.

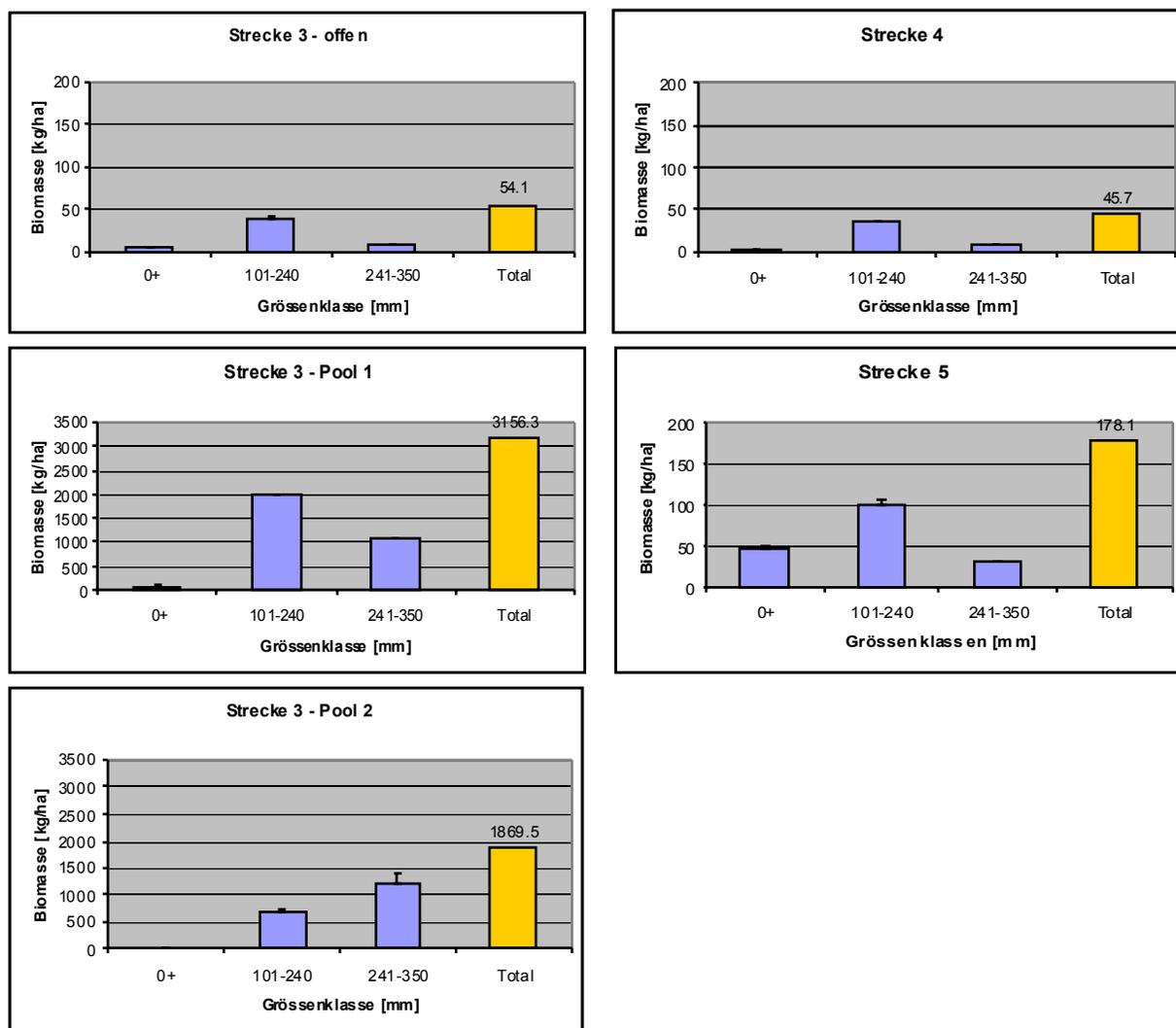


Abb. 70 Die Bachforellenbiomasse/ha der verschiedenen Grösseklassen in der offenen Strecke, dem Pool 1 und 2, sowie in den Referenzstrecken 4 und 5.

Bei der Betrachtung der geschätzten Biomasse/100 m schneidet die Referenzstrecke 4 etwas besser ab, resp. der Unterschied zu den anderen beiden Strecken verringert sich (Abb. 71). Insgesamt bleiben die Verhältnisse der Grössenklassen gleich und die beiden Pools schneiden wiederum am besten ab.

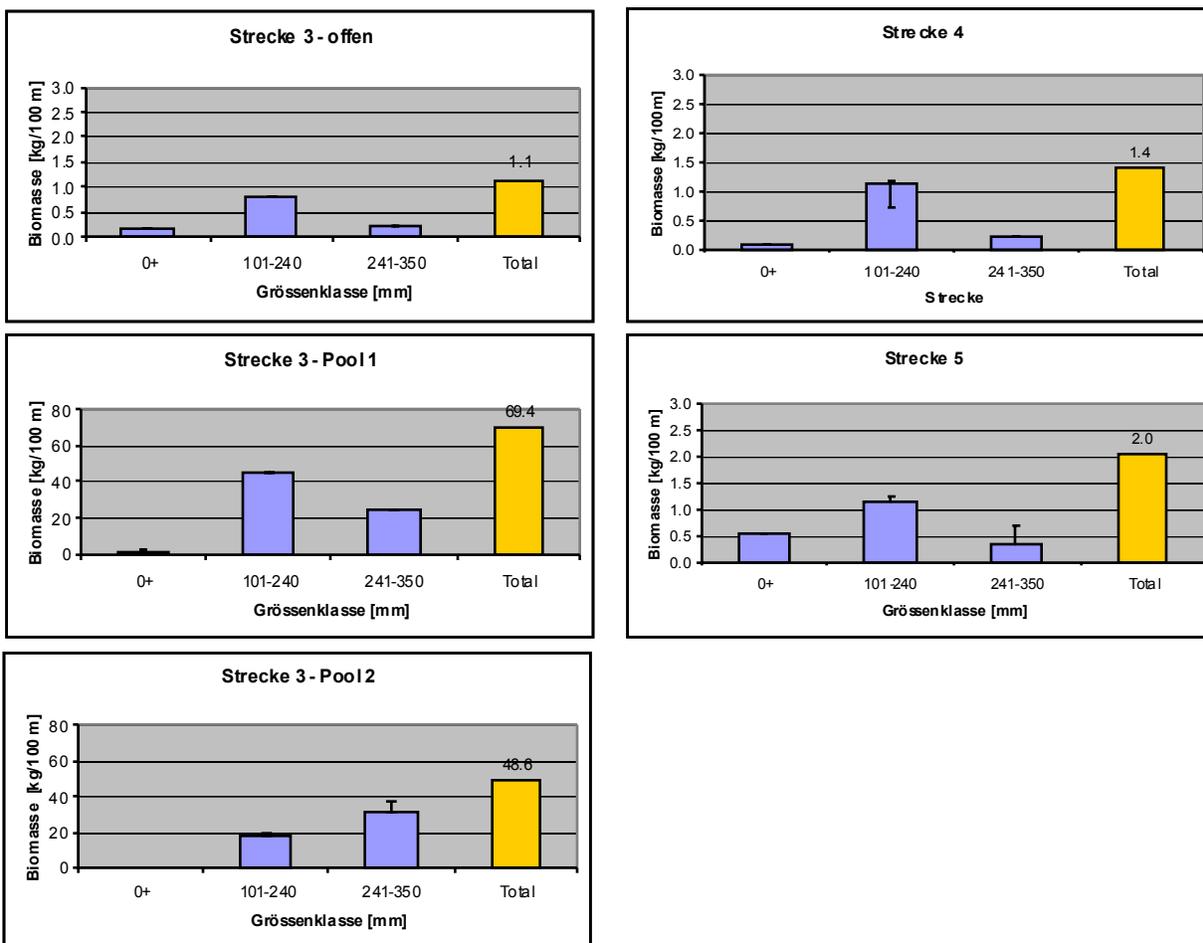
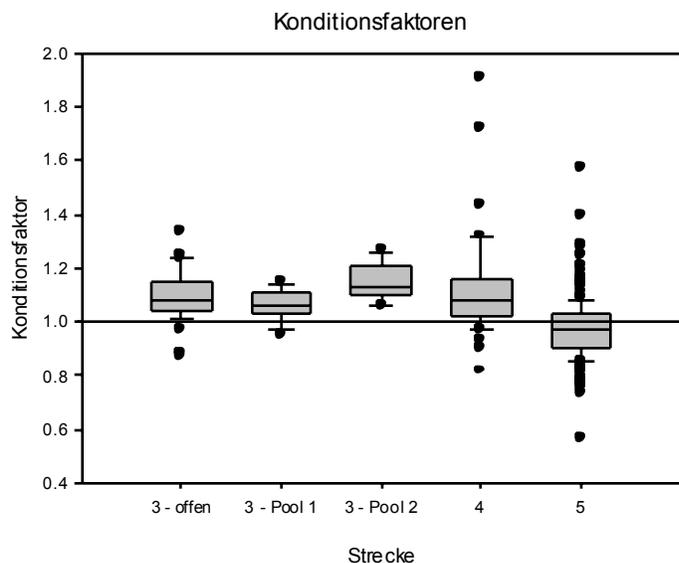


Abb. 71 Die Bachfordlenbiomasse/100 m.

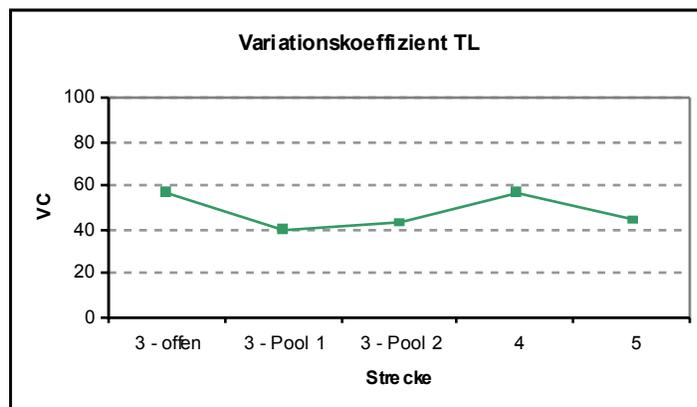
5.4.2.5 Konditionsfaktor der Bachforellen



Der Konditionsfaktor ist mit 0,974 nur im Dorfbach Geuensee kleiner als 1 (Abb. 72). Alle anderen Strecken haben Konditionsfaktoren über eins. Die Werte streuen bei beiden Referenzstrecken relativ hoch.

Abb. 72 Box-Plot-Darstellung der Konditionsfaktoren der Bachforellen in der unterteilten Strecke 3 und den beiden Referenzstrecken 4 und 5.

5.4.2.6 Variationskoeffizient der Bachforellentotalängen



Die Variationskoeffizienten der Totalängen zeigen ähnliche Werte in den jeweiligen Strecken (Abb. 73). Die offene Strecke 3 und die Referenzstrecke im Dorfbach Büron weisen jedoch die grössten Werte aus.

Abb. 73 Variationskoeffiziente der Bachforellentotalängen in der Strecke 3, 4 und 5 im Vergleich.

5.4.2.7 Deformationen der Bachforellen

Insgesamt haben in Strecke 3 rund 14 % aller Forellen Anomalien. Der Mehrheit von ihnen hat fehlende Schuppen und nur eine Bachforelle weist einen verkürzten Kiemendeckel auf. Verpilzungen oder deformierte Flossen kamen nicht vor. Dafür hatten 12 % mechanische Verletzungen wie Schnitte in den Flossen.

In der Referenzstrecke 4 fehlten nur einer Forelle Schuppen, womit der Anteil der Anomalien bei 2,4% liegt. Eine weitere Bachforelle hatte Kratzer am Bauch. Im Geuensee hatten insgesamt 6,2 % der Bachforellen Anomalien und 3,6 % mechanische Verletzungen. Die häufigste Ursache der Anomalien waren wiederum fehlende Schuppen und nur 2 Tiere hatten deformierte Flossen.

5.5 Statistik

5.5.1 Regionaler Effekt

Die Resultate der zweifaktoriellen Varianzanalyse zeigen, dass sich die Fischbiomasse und -abundanz aller Arten zwischen den vier Flüssen signifikant unterscheiden ($p < 0,05$), nicht aber zwischen den einzelnen Strecken ($p > 0,05$; Tab. 21).

Der Dorfbach Büron hat als mittelländisches Fließgewässer dabei signifikant verschiedene Fischbiomasse- und Abundanzwerte im Vergleich zu den anderen (Multipler Vergleich; Tab. 22, $p < 0,05$).

Tab. 21 Zusammenfassung der Resultate der zweifaktoriellen ANOVA mit den abhängigen Variablen Fischbiomasse und -abundanz und den Flüssen und Strecken als Faktoren (ohne Interaktionen). *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

Source	df	F	Probability (p)
<i>Fischbiomasse/ha:</i>			
Fluss	3	59,524	***
Strecke	3	2,376	0,169
<i>Fischabundanz/ha:</i>			
Fluss	3	9,097	*
Strecke	3	1,516	0,304

Tab. 22 Multipler Vergleich der Flüsse untereinander bzgl. ihrer Fischbiomasse und -abundanz (Post Hoc Test nach Tukey). *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

	Probability (p)	
	Fischbiomasse/ha	Fischabundanz/ha
Büron vs. Secklisbach	***	**
Büron vs. Ticino	***	**
Büron vs. Morobbia	***	*
Secklisbach vs. Ticino	0,842	0,972
Secklisbach vs. Morobbia	0,599	0,253
Morobbia vs. Ticino	0,981	0,483

5.5.2 Naturverlaichung von Bachforellen

Die Analyse für die mittleren Bachforellenlängen zeigt, dass sich diese zwischen den Flüssen wie auch zwischen der Streckennummerierungen signifikant unterscheiden (Tab. 23, $p < 0,001$). Die mittleren Fischlängen sind nur beim Vergleich des Secklisbachs mit der Morobbia *nicht* verschieden (Multipler Vergleich; Tab. 24).

Tab. 23 Resultate der „nested“ ANOVA mit den abhängigen Variablen mittlere Bachforellenlänge und Faktoren Fluss und Strecken. Die Strecke ist im Faktor Fluss eingebettet. *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

Source	df	F	Probability (p)
<i>Mittlere Bachforellenlänge:</i>			
Fluss	3	34,558	***
Strecke(Fluss)	9	12,932	***

Tab. 24 Multipler Vergleich der Flüsse untereinander bzgl. mittlerer Bachforellenlänge (Post Hoc Test nach Tukey). *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

Source	Probability (p)
<i>Mittlere Bachforellenlänge:</i>	
Bürön vs. Secklisbach	**
Bürön vs. Ticino	***
Bürön vs. Morobbia	***
Secklisbach vs. Ticino	***
Secklisbach vs. Morobbia	0,864
Morobbia vs. Ticino	***

Die Tab. 25 zeigt den multiplen Vergleich der in den Flüssen „eingebetteten“ Strecken untereinander für jedes Fließgewässer. Die mittleren Bachforellenlängen in der Referenzstrecke der Morobbia unterscheiden sich signifikant von allen Schwallstrecken, was das Vorkommen von zahlreichen 0+-Fischen in der Referenzstrecke widerspiegelt ($p < 0,001$).

Gleich verhält es sich mit dem Dorfbach Bürön und dem Geuenseebach ($p < 0,01$). In beiden Strecken wurden 0+-Fische gefunden, der Dorfbach Geuensee wies jedoch eine breitere und somit variabelere Basis der Grössenklassen dieses Jahrgangs auf. Beim Ticino hingegen bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen der Referenz und den beeinflussten Strecken, wie auch beim Vergleich der Schwallstrecken untereinander ($p > 0,999$). Hier wurden nur vereinzelte 0+-Fische gefangen.

Im Secklisbach wurde nur in der Strecke 1 ein 0+-Jahrgang nachgewiesen. Daher unterscheiden sich die mittleren Bachforellenlänge der Strecke 1 signifikant von der Referenz und der Strecke 2 ($p < 0,001$).

Es besteht kein Unterschied beim Vergleich der stärksten schwallbeeinflussten Strecke 3 ($p = 0,222$) und der Strecke 1, obwohl die mittlere Bachforellenlängen in der Strecke 3 gross ist. Dies wird in Zusammenhang mit der geringen Individuenzahl in Strecke 3 gebracht (keine Variabilität).

Tab. 25 Multipler Vergleich der Strecken untereinander bzgl. mittlerer Bachforellenzlänge (Post Hoc Test nach Tukey).
 *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

Flüsse	Strecken	MOR			SE			TI		DB	
		1	2	3	1	2	3	1	3	3	
MOR	1										
	2	0,998									
	3	0,999	1,000								
	Ref.	***	***	***							
SE	1										
	2				***						
	3				0,222	0,999					
	Ref.				***	0,997	1,000				
TI	1										
	3							1,000			
	Ref.							1,000	1,000		
DB	3										
	Ref.									**	

5.5.3 Gradient von Fischbiomasse/-abundanz und relativer mittlerer Fischlänge

Für die Fischbiomassen und -abundanzen der Flüsse Secklisbach, Ticino und Morobbia konnte kein signifikanter Zusammenhang mit der Distanz vom Kraftwerk festgestellt werden (Tab. 26, $p > 0,05$). Der Dorfbach Büron konnte für die Regressionsanalyse nicht berücksichtigt werden.

Zum Zeitpunkt der Abfischungen in den Schwallstrecken des Ticinos musste die Zentrale Stalvedro aufgrund des mit Schmelzwasser gefüllten Ausgleichsbeckens in Airolo zeitweise bis $6 \text{ m}^3/\text{s}$ Wasser turbinieren. Die Fischdaten wurden nicht im eigentlichen Sunkzustand erhoben. Die Regressionsanalyse wurde daher ohne die Daten des Ticinos nochmals durchgeführt (Tab. 26).

Tab. 26 Zusammenfassung der Resultate der Regressionsanalyse von Fischbiomasse und -abundanz als abhängige Variable und der Kraftwerk/distanz resp. dem Schwall/Sunk-Verhältnis als Faktor. *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$

Source	R ² (mit Ticino)	Probability (p)	R ² (ohne Ticino)	Probability (p)
<i>Faktor Distanz:</i>				
Fischbiomasse/ha	0,265	0,192	0,759	**
Fischabundanz/ha	0,212	0,251	0,735	**
<i>Faktor Verhältnis:</i>				
Fischbiomasse/ha	0,507	*	-	-
Fischabundanz/ha	0,323	0,142	-	-

Gemäss Abb. 74 besteht ein exponentieller Zusammenhang mit der Distanz vom Kraftwerk und den Fischbiomassen von Secklisbach und Morobbia. Die exponentielle Regression ist signifikant ($p < 0,01$). Ganz rechts in der Abbildung sind die Referenzwerte für die drei Flüsse eingezeichnet (Dreiecke). Die Schwalldaten des Ticinos wurden vollständigerweise eingezeichnet.

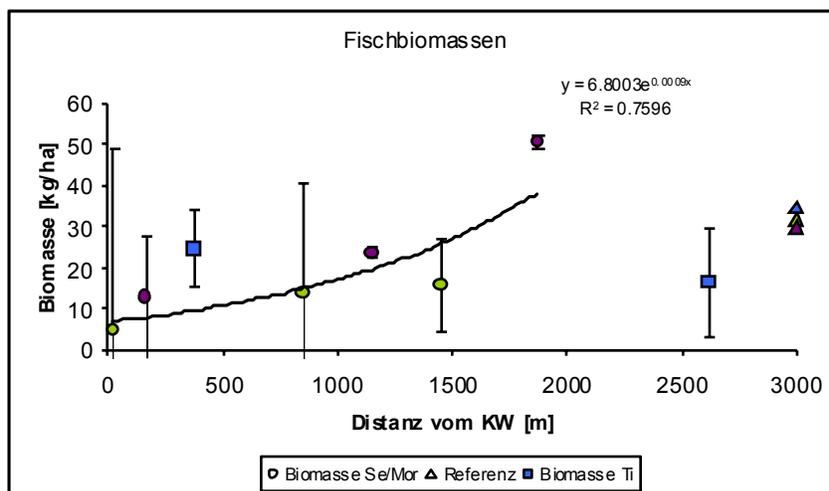


Abb. 74 Positiver exponentieller Zusammenhang der Fischbiomassen von Secklisbach (grün) und Morobbia (violett) mit der Distanz vom Kraftwerk (ohne Ticino; blau). Die Werte der Referenzstrecken befinden sich rechts in der Abbildung (Dreiecke), und die Standardfehler sind eingezeichnet (Balken).

Die Situation ist für die mittleren Fischdichten ähnlich wie bei der mittleren Biomasse (Abb. 75). Es erfolgt eine exponentielle Zunahme der Abundanzen mit der Entfernung zum Kraftwerk. Die exponentielle Regression ist ebenfalls signifikant ($p < 0,01$).

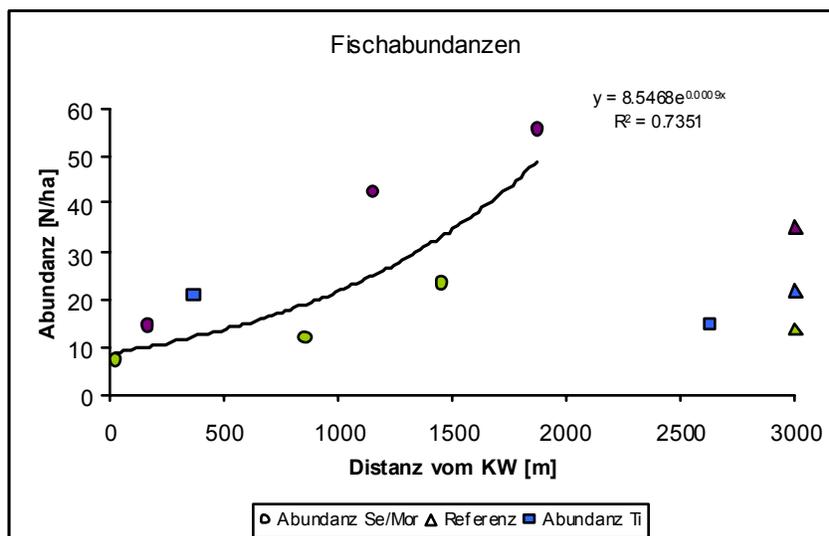


Abb. 75 Positiver exponentieller Zusammenhang der Fischabundanzen von Secklisbach (grün) und Morobbia (violett) mit der Distanz vom Kraftwerk (ohne Ticino; blau). Die Werte der Referenzstrecken befinden sich rechts in der Abbildung (Dreiecke).

In Abb. 76 sind die Fischbiomassen- und -abundanzen aller Schwallstrecken der Flüsse Secklisbach, Ticino und Morobbia gegen das geschätzte maximale Schwall/Sunk-Verhältnis aufgetragen. Dieses weist einen signifikanten Zusammenhang mit der Fischbiomasse, nicht aber mit der Fischabundanz auf (Tab. 26, $p < 0,05$)

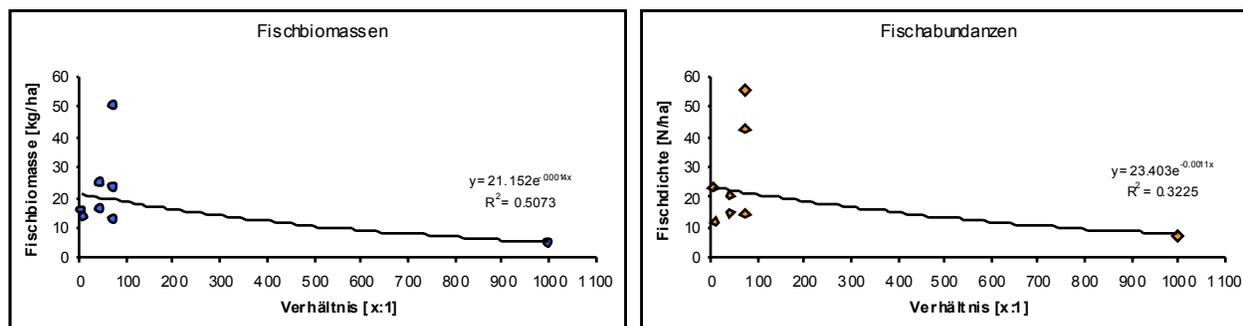


Abb. 76 Negativer exponentieller Zusammenhang der Fischabundanz und -biomasse aller Schwallstrecken der Flüsse Secklisbach, Ticino und Morobbia mit dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis.

Im Folgenden wurden die Werte für die Fischbiomasse wurzeltransformiert, um die hohe Streuung der Daten zu minimieren. Für die Regressionsanalyse wurde der Secklisbach aufgrund seiner allgemein tiefen Fischbiomassen nicht mehr berücksichtigt (Abb. 77). Die Regression ist nicht signifikant, es besteht aber ein gewisser Trend ($p > 0,05$).

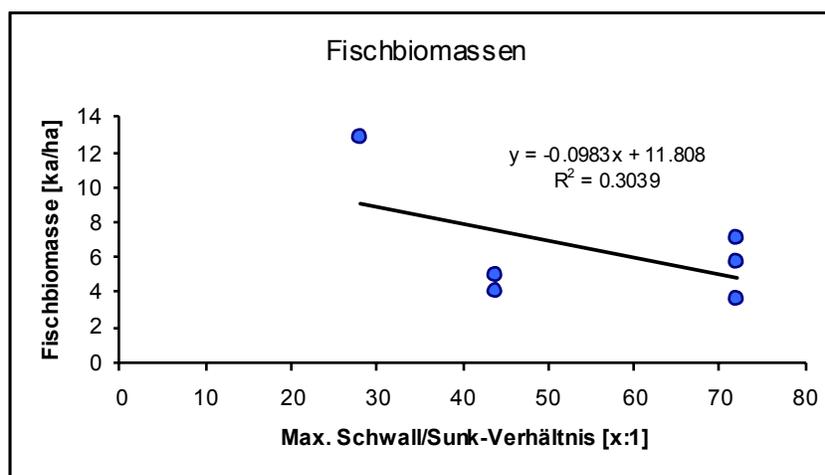


Abb. 77 Linearer Zusammenhang der Fischbiomassen aller Schwallstrecken von Ticino, Morobbia und Dorfbach Biron mit dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis.

Die Abb. 78 zeigt den Zusammenhang zwischen der relativen mittleren Fischlänge von Bachforellen und Gropen mit der Entfernung vom Kraftwerk.

Die relativen mittleren Bachforellenlängen im Secklisbach ($y = -0,0004x + 1,0827 / R^2 = 0,46$) und der Morobbia (BF: $y = -0,7 \cdot 10^{-5}x + 1,7666 / R^2 = 0,89$; GR: $y = -0,8 \cdot 10^{-5}x + 1,0088 / R^2 = 0,97$) zeigen eine Abnahme mit zunehmender Distanz. Auch die relativen mittleren Gropenlängen in der Morobbia nehmen mit der Entfernung vom Kraftwerk ab. Der Ticino hingegen zeigt weder eine Zunahme noch eine Abnahme.

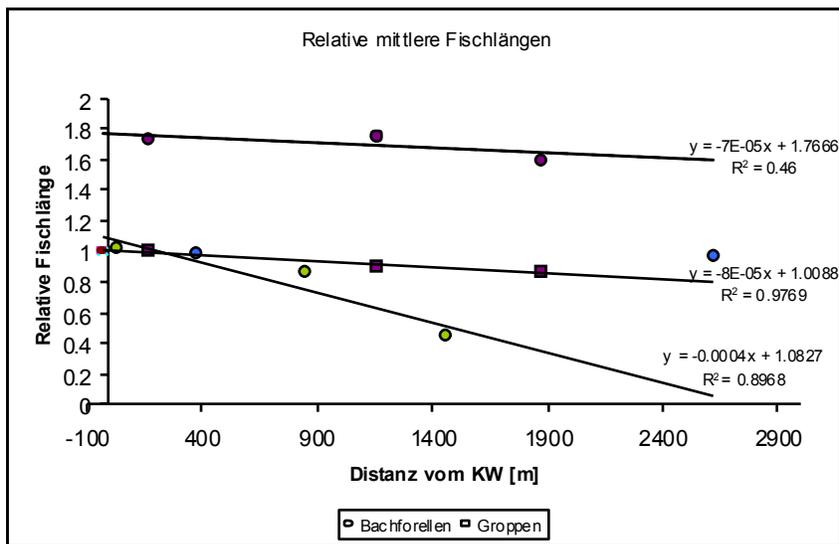


Abb. 78 Linearer Zusammenhang der relativen mittleren Fischlängen im Secklisbach (grün) und in der Morobbia (violett) sowie im Ticino (blau) in Abhängigkeit mit der Distanz vom Kraftwerk für die Bachforellen und Gropen.

6 Diskussion

6.1 Artendiversität

Fragestellung 1: Welches sind die Auswirkungen auf das Fischartenspektrum?

Einzig in der Referenzstrecke des Geuenseebachs ist die Artendiversität im Vergleich zur Schwallstrecke grösser. Aufgrund des Fischsterbens waren in den beiden untersten Schwallabschnitten keine Fische vorhanden (siehe Kap. 5.4). Jedoch konnte in einer früheren Untersuchung die Groppe im unteren Lauf des Dorfbachs Büron nachgewiesen werden (Zbinden et al. 2004). Die Artendiversität dürfte daher vor dem Unfall in den Schwallstrecken 1 und 2 grösser gewesen sein als in Strecke 3 und lässt daher keine abschliessende Beurteilung der Artenvielfalt im Dorfbach Büron zu.

Im Ticino und Secklisbach ändert sich die Artenvielfalt zwischen der Referenzstrecke und den Schwallstrecken nicht. In der Restwasserstrecke der Morobbia ist die Artendiversität sogar kleiner als in den schwallbeeinflussten Strecken, wo neben der Groppe auch die Südströmer nachgewiesen werden konnten.

Annahme: die Artendiversität ist in den schwallbeeinflussten Strecken im Vergleich zur Referenz geringer

☞ nicht bestätigt

Ein genereller Zusammenhang zwischen der Artendiversität und einem Schwallbetrieb konnte nicht festgestellt werden, da in den untersuchten Gewässern weitere Faktoren einen wesentlichen Einfluss auf das Vorkommen einer Art haben. So wird das Gewässerkontinuum nach Vannote et al. (1980) in den untersuchten Flüssen durch gewässerbauliche Eingriffe wie bspw. Ausgleichsbecken (Secklisbach), Kiessammler (Dorfbach Büron), künstliche Schwellen (Morobbia, Ticino, Secklisbach) vollständig unterbrochen oder beeinträchtigt.

Künstliche Schwellen von $< 0,8$ m können von Bachforellen zwar teilweise überwunden werden (Reiser & Peacock 1985), für Kleinfischarten sind jedoch Hindernisse von mehr als 15-20 cm Höhe nicht mehr überwindbar (Utzinger, Roth & Peter 1998). Populationen werden so isoliert und das natürliche Einwandern von Fischen wird durch die Fragmentierung erschwert oder verhindert. Durch einen Schwallbetrieb bedingte Fischverluste, wie bspw. Abdrift oder Stranden, können deshalb nicht oder nur wenig kompensiert werden (siehe Kap. 6.7).

Annahme: neben der hydrologischen Beeinflussung spielen auch andere Faktoren eine Rolle

☞ bestätigt

6.2 Einfluss der Distanz vom Kraftwerk

Fragestellung 2: Lässt sich mit zunehmender Distanz von der Schwallenleitung eine Verringerung der Auswirkungen feststellen?

Zwei der fischökologisch untersuchten Gewässer zeigen eine statistisch signifikante exponentielle Zunahme der Fischbiomasse und -abundanz mit der Entfernung vom Kraftwerk (Secklisbach, Morobbia).

Bei Moog (1993) ist der Verlust an Fischbiomasse in den ersten Flusskilometern nach der Schwallenleitung grösser als in den weiter flussabwärts liegenden Gewässerabschnitten. Die Zunahme der Fischbiomasse in den weiter entfernten Strecken wird bei Moog (1993) mit der Reduktion des Schwall/Sunk-Verhältnisses begründet. Bain et al. (1999) fanden einen Zusammenhang zwischen den Habitatverlusten durch Schwallbetrieb und der Veränderung des Fischbestands. Besonders kleine Fische waren in den beeinflussten Abschnitten zahlenmässig stark unterrepräsentiert und fehlten in den Bereichen der höchsten Abflussschwankungen. Des Weiteren fanden Liebig et al. (1999) eine Abschwächung des Schwalleffekts (Habitatverluste) mit der Entfernung vom Kraftwerk, was sich in einer Zunahme der 0+-Bachforellenabundanz äusserte.

Annahme: steigende Fischbiomasse und -abundanz mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk

☞ teilweise bestätigt

In der Morobbia kann eine Zunahme der Artenvielfalt mit der Distanz vom Kraftwerk beobachtet werden. Die Südströmer sind nur in der weitesten entfernten Strecke 1 vorhanden und fehlen in den stärker beeinflussten Strecken. Kinsolving & Bain (1993) konnten zeigen, dass sich mit zunehmender Distanz zur Schwallengabe die Struktur der Fischgemeinschaften verbesserte (longitudinaler Gradient). Störungsempfindlichere Jungfischarten fehlten in den stärker durch Schwall beeinflussten Abschnitten, da sich die Flachwasserzonen durch die wechselnden Pegelstände ständig verlagerten. Dieser Effekt war im Bereich der Schwallrückgabe am stärksten. Flussabwärts erfolgte eine Abnahme der Abflussschwankungen und eine Verbesserung der Habitatbedingungen, was sich in einer Zunahme der Fischabundanz und Artenvielfalt äusserte. In den restlichen Fliessgewässern ist keine Zunahme der Artenvielfalt mit der Entfernung zur Schwallrückgabe zu erkennen. Für den Dorfbach Büron wird jedoch erwartet, dass sich weitere Arten in den untersten zwei Schwallstrecken finden lassen würden.

Annahme: Zunahme der Diversität in den weiter entfernten Strecken

☞ teilweise bestätigt

Im Secklisbach sowie im Dorfbach Büron lassen sich in je einer Schwallstrecke mehrere 0+-Bachforellen nachweisen. Ansonsten wurden nur vereinzelte Exemplare in den anderen Schwallstrecken gefangen oder die Jungfische fehlten vollständig (Ticino, Morobbia).

Grundvoraussetzung für eine Reproduktion der Bachforellen sind verfügbare Laichplätze, die hauptsächlich von den Abflussverhältnissen, der Substratpartikelgrösse und der Kolmation abhängig sind (Baglinière & Maisse 1991). Laichgruben werden bevorzugt in flacheren, rasch fliessenden Bereichen der Riffle und Glide mit lockerem Kiessubstrat in der Durchmesserklasse 6-76 mm geschlagen (Bottom, Howell & Rodgers 1985). In allen Strecken war immer ausreichend Substrat < 8 cm vorhanden, was auch die kumulativen Häufigkeiten der Substratklassen zeigen.

Durch die sich wiederholend wechselnden Pegelstände in den Schwallstrecken werden die Laichgruben hingegen negativ beeinflusst. Potentielle Laichplätze während des Schwallbetriebs laufen viel grössere Gefahr, bei Sunk nicht mehr überflutet zu werden. Umgekehrt können potentielle Laichplätze bei Sunk in Zeiten mit höherem Abfluss plötzlich viel grössere Fließgeschwindigkeiten aufweisen, was zum Ausspülen der Forelleneier führen kann (ARGE Trübung Alpenrhein 2002). Zusätzlich brauchen Bachforelleneier und -larven für das Überleben bis zur Emergenz in den freien Wasserkörper ein gut durchströmtes Interstitial (Grenzraum zwischen Gewässersohle und Grundwasser). Nach Cobel (1961) ist die Mortalität von Bachforellenembryonen umso grösser, je tiefer die gelöste Sauerstoffkonzentration im Wasser ist. Eine hohe innere Kolmation kann daher zum Absterben der Bachforellenembryonen führen, da die eingelagerten Feinsedimente < 5 mm in der Gewässersohle die Durchströmung des Interstitials reduzieren und die Eier und Larven Folge dessen unzureichend mit Sauerstoff versorgt werden.

Die innere Kolmation hat sich in den untersuchten Schwallstrecken nicht wesentlich in ihrer Ausprägung mit zunehmender Distanz zum Kraftwerk geändert. Mit Ausnahme der Morobbia (mittel-schwach) war sie in allen Schwallstrecken durchgehend stark, konnte aber lokal z.T. sehr variabel sein. Ein Bestand an 0+-Fischen wurde im Secklisbach nur in der Strecke 1 und im Dorfbach Büron in der Strecke 3 nachgewiesen. In beiden Abschnitten war die Kolmation stellenweise gering. Trotz der besseren Bedingungen wurden in der Morobbia nur einzelne 0+-Fische gefangen. Zwar verstärkt oder beschleunigt ein Schwallbetrieb den Kolmationsprozess in einem Gewässer (ARGE Trübung Alpenrhein 2002). Die fehlenden Brütlinge in den Schwallstrecken der Morobbia machen jedoch deutlich, dass weitere Faktoren Einfluss auf die Reproduktion der Bachforellen haben können. Es zeigt sich, dass zwischen der Distanz vom Kraftwerk und der mittleren Bachforellenlänge in der Morobbia und im Secklisbach – in der Morobbia auch für die Groppen - ein negativer Trend besteht. Dh. je weiter eine Strecke vom Kraftwerk entfernt ist, desto mehr kleinere Fische sind im jeweiligen Abschnitt vorhanden.

Das Fehlen von Jungfischen in den stärkeren schwallbeeinflussten Strecken könnte im Zusammenhang mit einem Abdriften der kleineren Fische in den Flachwasserzonen während des Schwallanstiegs oder einem Stranden beim Schwallrückgang stehen. Unverbaute Flachufer bieten zwar den Jungfischen nach Valentin (1995) bei Schwall, wie auch bei Sunk potentiell geeignete Habitate. Sie liegen aber jeweils weit auseinander und zwingen die Brütlinge zwei Mal täglich zu einem Ortswechsel. Ist die Anstiegs- und Rückgangsrate des Wasserpegels zu schnell, driften die Jungtiere in den stärker überströmten und ungünstigen Bereichen ab, oder sie können der Wasserlinie nicht mehr folgen und stranden, wobei das Risiko des Strandens von Jungfischen erst bei einem Pegelrückgang von weniger als 0,3 cm/m in ausgeschaltet werden kann (Halleraker et al. 2003).

Ein regelmässig erzwungener Habitatswechsel durch einen ständig schwankenden Wasserspiegel stellt für die Jungfische auch eine hohe energetische Belastung dar. Salmoniden wählen Mikrohabitate aus, die einen maximalen Nettoenergiegewinn (Differenz zwischen Energieaufnahme und -kosten) ermöglichen (Heggens, Baglinière & Cunjak 1995). D.h. sie halten sich die überwiegende Zeit an Ruhestandorten auf, von denen aus sie zur Nahrungsaufnahme in die Strömung schwimmen (Fausch 1984). Ein energetisch optimaler Standort ist aber bei häufigem Schwallanstieg und -rückgang kaum mehr vorhanden.

Im vergangenen Jahr wurde im November 2004 in der Morobbia eine Abfischung durch den Kanton durchgeführt. Es konnten dabei im Abschnitt, in dem Strecke 1 liegt, zahlreiche 0+-Fische nachgewiesen werden. Nach Abklärung mit dem Fischereiverein stammten diese Jungfische nicht aus einem Besatz (Mitteilung B. Polli). Die Situation der 0+-Fische ist daher in der Morobbia ähnlich wie im Secklisbach, in dem die Jungfische auch nur in der am weitesten vom Kraftwerk entfernten Strecke gefangen wurden.

Annahme: Flussabwärts verbessern sich die Bedingungen für die natürliche Reproduktion der Bachforellen

☞ teilweise bestätigt

6.3 Der Vergleich mit der Referenz

Fragestellung 3: Sind die vom Schwall betroffenen Abschnitte im Vergleich zur Referenz beeinträchtigt (Lebensraum/ Fischbestände)?

Ein Vergleich mit den Referenzwerten soll einen Eindruck über die mögliche, tragbare Populationsgrösse im Gewässer ohne hydroelektrische Nutzung geben. In den untersuchten Gewässern sind die Fischdichten in den weitesten vom Kraftwerk entfernten Schwallstrecken teilweise grösser als in der Referenz selbst (Ausnahme Ticino). Bei der Fischbiomasse haben alle Gewässer mit Ausnahme der Morobbia in den Referenzstrecken grössere Werte. Der Geuenseebach hat als Referenzgewässer ebenfalls mehr Fischabundanz und -biomasse zu verzeichnen als der Dorfbach Büron, wenn die Schwallstrecke nicht in Pools und offene Abschnitte unterteilt wird.

Eine Abnahme der Bachforellenpopulation und -biomasse in einem Flussabschnitt vor und nach dem Bau eines Kraftwerkes wurde von Almodovar & Nicola (1999) nachgewiesen. Lagarrigue et al. (2002) fanden eine reduzierte Biomasse und Abundanz bei juvenilen Bachforellen in einem schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt im Vergleich zur Referenz. Die Bachforellenbiomassen und -abundanzen sind ausschliesslich in den Referenzstrecken grösser als in den Schwallstrecken. Die Verluste sind in den stärksten beeinträchtigten Schwallstrecken am massivsten (50-90%). Nur im Secklisbach hat die Strecke 1 eine grössere Dichte als die Referenzstrecke. Auch der Dorfbach Geuensee hat die grössere Bachforellenpopulation und mehr Biomasse als der Dorfbach Büron (ohne Unterteilung Strecke 3).

Ein häufiges Problem bei Untersuchungen von Schwallgewässern ist das Fehlen von geeigneten Vergleichssystemen, da mangels Wahlmöglichkeiten oft die Restwasserstrecke als Referenz gewählt werden muss (Bsp. Ticino, Morobbia). Restwasserstrecken vermindern jedoch die Kapazitäten eines Gewässers und somit die Fischbiomassen und -abundanzen (Gherke & Harris 2001). Es kann daher angenommen werden, dass die Abundanz und Biomasse der Bachforellen in den hydrologisch beeinflussten Restwasserstrecken grösser wären.

Annahme: grösserer Fischbestand, mehr Biomasse in der Referenz

- ☞ teilweise bestätigt
- ☞ nur Bachforellen: bestätigt

Der Nachweis einer natürlichen Reproduktion ist in der Referenzstrecke der Morobbia und dem Dorfbach Geuensee möglich. In beiden Gewässern sind die Bedingungen für eine Naturverlängerung von der Kolmation her gegeben. Die Tragfähigkeit eines Gewässers kann durch einen Schwallbetrieb reduziert werden (z.B. geeignete, verfügbare Habitate) und eine Abnahme des 0+-Jahrgangs verursachen (Liebig et al. 1999). Es wird daher angenommen, dass die Habitatebedingungen für die 0+-Fische in den Referenzstrecken besser sind als in den Schwallstrecken. So hat bspw. der Dorfbach Büron zwar 0+-Fische in der Schwallstrecke 3, aber die Referenzstrecke 4 und der Dorfbach Geuensee haben beide eine deutlich grössere Abundanz dieses Jahrgangs.

Annahme: bessere Bedingungen für die natürliche Reproduktion der Bachforellen in der Referenz.

- ☞ teilweise bestätigt

64 Allgemeine Reaktionen der Fische

Fragestellung 4: Besteht eine allgemeingültige Reaktion der Fische auf Schwallbetrieb?

Jungwirth (1992) charakterisierte den Schwallbetrieb mit der Fischbiomasse in verschiedenen österreichischen Rhithralgewässern (Forellenregion). Er fand eine hoch signifikante Beziehung zwischen der effektiv festgestellten Fischbiomasse und dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis. Mit den Daten vom Secklisbach, Ticino und der Morobbia konnte zwar ein exponentieller Trend zwischen Fischbiomasse und dem Schwall/Sunk-Verhältnis festgestellt werden, die einzelnen Datenpunkte streuen jedoch stark um die Trendlinie. Zudem verfälschen die allgemein tiefen Biomassewerte des Secklisbaches das Ergebnis. Ohne Berücksichtigung dieser tiefen Werte kann ein linearer Zusammenhang beobachtet werden, wobei die Fischbiomasse mit zunehmendem Schwall/Sunk-Verhältnis abnimmt. Die Regression ist jedoch nicht signifikant.

Annahme: es besteht ein Zusammenhang zwischen der Fischbiomasse und der Höhe des Schwall/Sunk-Verhältnisses.

 nicht bestätigt

Nachfolgend werden die einzelnen Fließgewässer noch separat diskutiert.

6.5 Secklisbach

Für die Strecke 3 im Secklisbach wurde das höchste Schwall/Sunk-Verhältnis berechnet (1'000:1). Die starke Beeinflussung durch den Schwall äussert sich in einer sehr geringen Fischabundanz. In keiner anderen Strecke und keinem anderen Gewässer war die Fischdichte derart niedrig (2 Bachforellen/100 m).

Zwar ist die Strecke 3 ökomorphologisch in einem naturnahen Zustand, doch sind die hydraulischen Verhältnisse und die Variabilität der Gewässertiefe sehr homogen. Zudem existieren kaum Rückzugsmöglichkeiten in Pools und Unterstände. Ungenügend ist die Abflusssituation für Fische im Sunk, wenn kaum Wasser im Bachbett vorhanden ist. Denkbar wäre auch eine gewisse Limitierung der Forellen in der Strecke 3 durch ein ungenügendes Nahrungsangebot, da die Makroinvertebraten durch die Schwallwelle abgeschwemmt werden („Katastrophendrift“, Poff & Ward 1991, Lagarrigue et al. 2002). Quantitative Untersuchungen über benthische Invertebraten in österreichischen Schwallgewässern ergaben massive Biomassenausfälle in den ersten Flusskilometern (Bretschko & Moog 1990, Moog 1993).

Die Verringerung der Schwallamplitude hat einen positiven Effekt auf das Vorkommen von Brütlingen, die in der Strecke 1 gefunden wurden. Der Nachweis von 0+-Fischen in der am schwächsten schwallbeeinflussten Strecke 1 lässt sich mit dem tieferen Schwall/Sunk-Verhältnis (4:1), der stellenweise schwachen Kolmation wie auch mit geeigneten Habitatsbedingungen in Zusammenhang bringen. Die Jungfische wurden hauptsächlich in den strömungsberuhigten Zonen nahe dem Ufer gefangen. Trotz eines moderaten Schwall/Sunk-Verhältnisses von 8:1 konnten in der Strecke 2 keine 0+-Fische nachgewiesen werden, was an der überall stark kolmatierten Gewässersohle liegen dürfte.

In der Referenzstrecke wurden nur grössere Fische gefangen. Die Habitate scheinen für Jungfische hier nicht günstig zu sein, obwohl die Laichbedingungen erfüllt wären (mittel-schwache Kolmation). Der Haldibach hat ein steileres Gefälle, eine geringere mittlere Breite als das Hauptgerinne und ist als Referenz für den Secklisbach daher weniger geeignet. Im Haldibach wurde der höchste Anteil von allochthonen (eingebürgerten) Regenbogenforellen gefangen, obwohl seit 1992 im Secklisbach keine Regenbogenforellen mehr ausgesetzt werden (Mitteilung P. Blättler). Sie kann in Konkurrenz mit der Bachforelle stehen, da sich die geeigneten Habitate adulter Bach- und Regenbogenforellen überlappen können (Baran et al. 1995). Regenbogenforellen laichen von Februar bis Mai und können in hoher Dichte auch Probleme bei der Reproduktion der Bachforellen verursachen, indem sie im Frühjahr die Laichgruben der Bachforellen durch Schlagen von eigenen Laichgruben gefährden (Hayes 1987). Da nur einzelne Tiere nachgewiesen wurden, ist die natürliche Reproduktion der Bachforelle jedoch kaum gefährdet.

Die Untersuchungen im Secklisbach haben gezeigt, dass die Fischbiomasse und -dichte entlang eines Gradienten zunimmt, wobei der Effekt von der Entfernung zum Kraftwerk wie auch vom kleineren Schwall/Sunk-Verhältnis abhängt. Dies scheint auch bei der natürlichen Reproduktion der Fall zu sein, da 0+-Fische erst bei einem Schwall/Sunk-Verhältnis von 4:1 vorkommen. Auch bei Ammann (1993) nimmt die Besiedlungsdichte des Makrobenthos mit zunehmender Distanz zum Kraftwerk zu und es tritt eine gewisse „Normalisierung“ im Secklisbach ein.

6.6 Ticino

Im Ticino konnten neben der Leitart Bachforelle keine weiteren Fischarten nachgewiesen werden. Bezüglich der Fischbiomasse und -abundanz verhalten sich die schwallbeeinflussten Strecken invers im Vergleich zu den anderen Gewässern. Es kommt zu einer Abnahme mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk und die relativen mittleren Bachforellenlängen unterscheiden sich zwischen den Strecken kaum.

Möglicherweise hängt die inverse Situation mit den Habitatsbedingungen in den untersuchten Strecken zusammen. Valentin (1995, 1997) stellte fest, dass die schwallbedingten Auswirkungen oft umso gravierender sind, je monotoner ein Gewässer ausgebildet ist. Betrachtet man die Variationskoeffizienten der mittleren Breite und der maximalen Tiefe, so hat die Strecke 3 im Vergleich zu den anderen beiden Strecken die relativ grössten Werte, was eine grössere Variabilität der morphodynamischen Verhältnisse widerspiegelt. Absolut gesehen sind die Variationskoeffizienten jedoch sehr gering. Der Ticino ist auf seiner ganzen Länge von der Referenz bis zur Strecke 1 ökomorphologisch stark beeinträchtigt mit Ausnahme eines kurzen Abschnittes von ungefähr 200 m, der als wenig beeinträchtigt beurteilt wurde. Die Strecke 3 liegt mit dem unteren Ende genau in diesem Abschnitt (Aufweitung mit Kiesbank). Des Weiteren sind in der Strecke 3 die hydraulischen Verhältnisse heterogener als im Vergleich zur Strecke 1, die praktisch keine Breiten- und Tiefenvariabilität aufweist. Im Bereich des Ufers nach der Wasserrückgabe waren auch vereinzelt grössere Steinblöcke vorhanden, die die Fische als Unterstände im begrädigten Bachbett nutzen können. Solche Unterstände wurden in der Strecke 1 nicht beobachtet.

Eine natürliche Reproduktion scheint in den untersuchten Abschnitten des Ticinos kaum stattzufinden. Es wurden in allen Strecken nur einzelne Exemplare von 0+-Fischen gefunden. Gemäss B. Polli ist die natürliche Fortpflanzung der Bachforellen auch im Restwasserbereich eher gering, obwohl dort die Habitatbedingungen für Jungfische gegeben wären (Bsp. Kolmation). Der Grund für die nicht funktionierende Fortpflanzung ist unbekannt. Der Grossteil des Forellenbestandes stammt somit aus Besatz, was sich auch am hohen Anteil der Anomalien zeigt (bis 65%).

In Bezug auf das Nahrungsangebot scheint die Situation im Restwasser günstiger zu sein als in der Schwallstrecke, da der Konditionsindex in den Schwallstrecken < 1 und in der Referenzstrecke > 1 ist. Im Alpenrhein konnte eine Katastrophendrift bei Wirbellosen bereits bei Schwall/Sunk-Verhältnissen im Bereich von 2,5:4:1 beobachtet werden (ARGE Trübung Alpenrhein 2002), wobei im Ticino das Schwall/Sunk-Verhältnis rund 18 resp. 11 Mal grösser ist.

Die fischökologische Situation in den beiden Schwallstrecken macht deutlich, wie gewässermorphologische Strukturen die Fischabundanz und -biomasse beeinflussen. Obwohl die Strecke 1 rund 2,2 km von der Strecke 3 entfernt ist, wird durch die Begrädigung des Bachbettes und der monotonen Gewässerbreite (VC) die Schwallwirkung kaum verringert. Sind lokal die Habitatsbedingungen variabler - wie in Strecke 3 - erhöht sich als Reaktion die Fischbiomasse und -abundanz. Dass die Auswirkung eines Schwalls entscheidend von der Gewässermorphologie geprägt ist, konnte gezeigt werden (Valentin 1995, 1997, ARGE Trübung Alpenrhein 2002). Je monotoner ein Gerinne ausgebildet ist, desto gravierender können die negativen Auswirkungen auf die Fische werden. Für die Jungfische stehen bei einer geringen Habitats-Vielfalt zu wenige Rückzugsmöglichkeiten (Refugien) zur Verfügung, wodurch das Risiko eines Abdriftens und Strandens erhöht wird.

Die Gewässermorphologie bleibt auch flussabwärts nach der Strecke 1 monoton und stark beeinträchtigt. Das hohe Schwall/Sunk-Verhältnis von 44:1 hat aufgrund der Gewässerstruktur sehr wahrscheinlich weitreichende Folgen und beeinflusst die aquatischen Lebensgemeinschaften auch in den weiter entfernt liegenden Gewässerabschnitten. Für eine genauere Beurteilung der fischökologischen Situation im Ticino sind weitere Untersuchungsstrecken nötig.

6.7 Morobbia

Auffallend in der Morobbia ist der Zusammenbruch des Groppenbestandes in Strecke 3 auf weniger als 5 % der Populationsgrösse aus Strecke 1. Die relative mittlere Groppenlänge ist in Strecke 3, im Bereich der höchsten Schwallwirkung, grösser als in den anderen Strecken, d.h. es fehlen hauptsächlich die kleineren Individuen. Dies ist ein Indiz dafür, dass ein grosser Teil der Junggruppen in Strecke 3 durch den schnell ansteigenden und fallenden Pegelstand abgeschwemmt werden oder stranden. Die Verluste können nicht durch Zuwanderungen ersetzt werden, da anschliessend an Strecken 1 und 2 künstliche Schwellen im Kanal eingebaut sind (< 1 m). Für die Groppen als Kleinfischart mit fehlendem Springvermögen sind Hindernisse mit mehr als 15-20 cm Höhe unüberwindbar (Uttinger et al. 1998).

Durch diese Migrationsbarrieren wird die Groppenpopulation in der Morobbia fragmentiert. Der Schwallbetrieb verhindert als weitere Beeinflussung durch Abdrift den Aufbau einer grösseren Groppenpopulation im Bereich der stärkeren Schwallwirkung. Valentin (1995) konnte zeigen, dass Groppen im Gegensatz zu anderen Fischarten, wie bspw. die Bachforelle, stärker unter einer Schwallwirkung leiden. So gesehen ist die Morobbia als potentieller Lebensraum für Groppen nur in beschränktem Ausmass nutzbar. In der Schweiz gilt ihr Vorkommen zwar als häufig, sie hat aber mit einer Anzahl Gefährdungen zu kämpfen, die besonders ihren Lebensraum betreffen. Seit 50 Jahren geht der Groppenbestand in der Schweiz zurück und die Art wird daher als potentiell gefährdet klassiert (BUWAL 1994). In der Restwasserstrecke konnten keine Groppen nachgewiesen werden, obwohl hier geeignetes grobes und strukturiertes Substrat, sowie eine schwache Kolmation vorhanden sind. Die Habitatbedingungen im Restwasser sind für ein Vorkommen der Groppen anscheinend unzureichend.

Als typische Art der Äschenregion kommt der Strigione in Strecke 1 in einer kleinen Population vor. Die Südströmer sind Kiesläicher, deren Laichzeit von März bis Juni dauert (Schwarz 1996). Bei den Männchen war zum Zeitpunkt der Abfischung ein deutlicher Laichausschlag zu erkennen. Es ist wahrscheinlich, dass die Strömer die Morobbia als Laichgewässer und als permanenten Lebensraum nutzen. Ein genereller Einfluss des Schwallbetriebs auf die Südströmer kann nicht beurteilt werden, da nicht klar wird, ob ihre Ausbreitung durch den Schwallbetrieb oder durch die künstliche Barriere limitiert wird. Da Strömer eher schlechtere „Springer“ sind, ist es jedoch wahrscheinlich, dass sie die Schwelle nach der Strecke 1 nicht überwinden können.

Für die Bachforellen sind die Bedingungen für eine natürliche Reproduktion vom Substrat und der Kolmation (mittel) her in allen Schwallstrecken gegeben. Es wurden jedoch nur in der Strecke 2 insgesamt zwei 0+-Bachforellen gefangen. Direkt oberhalb der Wasserrückgabe besteht aber eine grössere Population von Jungfischen. Dies deutet darauf hin, dass Brütlinge, die vom Restwasser in die Schwallstrecke einwandern, entweder stranden oder aber in die unterliegenden Strecken abgedriftet werden. Die relativen mittleren Forellenlängen nehmen zudem mit der Distanz vom Kraftwerk ab und zeigen, dass sich im Bereich der Wasserrückgabe, wie bei den Groppen, hauptsächlich grössere Exemplare aufhalten. Experimentelle Untersuchungen haben gezeigt, dass juvenile Bachforellen häufiger stranden als bspw. ältere und grössere Individuen (Salveit et al. 2001, Halleraker et al. 2003). Zudem besteht bei juvenilen Bachforellen eine grössere Gefahr des Abdriftens, wenn die Strömungsgeschwindigkeiten zunehmen (Heggens & Traaen 1988, Crisp & Hurley 1991).

Eine Abfischung im November 2004 durch den Kanton hat einen Bestand an 0+-Bachforellen in der Strecke 1 nachweisen können, die nicht aus einem Besatz stammen (Mitteilung B. Polli). Eine Naturverlaichung für Bachforellen scheint daher in der Strecke 1 möglich zu sein. Das hohe Schwall/Sunk-Verhältnis von 72:1 hat in der Morobbia besonders in der direkt flussabwärts liegenden Strecke 3 eine grosse Auswirkung. Von da ab wird das Gefälle zur Mündung hin flacher. Zusammen mit den künstlichen Schwellen wirkt sich das auf die Energie des Wassers aus und die Wirkung der Schwallwelle wird mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk abgeschwächt. Dies äussert sich in der Zunahme der Fischbiomasse, -abundanz sowie der Artendiversität (Strigione).

In der Restwasserstrecke der Morobbia direkt oberhalb des Kraftwerks wird ein genereller Rückgang des Forellenbestandes beobachtet. In den 90er Jahren wurde eine Bachforellenbiomasse von 200 kg/ha nachgewiesen (Mitteilung B. Polli). Ab dem Jahr 2000 betrug die Biomasse durchschnittlich noch 40 kg/ha. Die vorliegende Arbeit zeigt eine weitere Reduktion der Bachforellenbiomasse auf 30 kg/ha. Über die möglichen Gründe dafür können keine Aussagen getroffen werden.

6.8 Dorfbach Büron

Das Schwall/Sunk-Verhältnis von 28:1 bedeutet für ein kleines Fließgewässer wie dem Dorfbach Büron eine grosse Beeinflussung. Die Pegelstandänderungen können bis 30 cm betragen und bei Schwallbetrieb wird die angrenzende Ufervegetation überflutet. Problematisch ist in Sunkzeiten die Restwassersituation. Das gesamte Wasser wird vom Kleinkraftwerkbetreiber gefasst und in den Speicherweiher abgeleitet. Somit wird die Restwasserstrecke nur durch Grundwässer aufstoss und Zuflüssen von Meteorwasser benetzt und durch den geringen Basisabfluss wird das Schwall/Sunk-Verhältnis relativ gross.

In der kanalisiertn Strecke 3 sind zwei grössere Stufen eingebaut. Die dadurch entstandenen Pools vor den Stufen beeinflussen die maximale Gewässertiefe im Abschnitt enorm ($VC=96$). In diesen Pools wurden während den Niedrigwasserphasen hauptsächlich die grösseren Individuen > 240 mm gefangen. Heggenes (1988) konnte zeigen, dass adulte Bachforellen in einem schwallbeeinflussten Gewässer tiefere Gewässerbereiche bevorzugen, während sich die Jungfische mehr in den Flachwasserzonen mit geringen Tiefe aufhalten. Dies hat sich auch in der Strecke 3 bestätigt. Die Jungfische wurden fast ausschliesslich in den flachen und wenig wasserführenden Gewässerabschnitten gefangen. Dass sich diese Jungfische bei Schwallanstieg in der Strecke halten können, hängt wahrscheinlich mit dem Vorhandensein von Refugien zusammen. Die Kanalwand ist stellenweise unterspült und überhängende Vegetation dient den 0+-Fischen sowie den grösseren Bachforellen als Unterstände. Die Gefahr eines Abdriftens von Jungfischen wird dadurch reduziert.

Der gesamte Bachforellenbestand im Dorfbach Büron stammt aus einer Naturverlaichung, da hier seit 8 Jahren kein Besatz mehr vorgenommen wurde (Mitteilung P. Amrein). Stellenweise ist die Gewässersohle stark, teilweise nur mittel kolmatiert. Im Gegensatz zu den weiter unten liegenden Strecken „kleben“ die Körner in Strecke 3 viel weniger aneinander und die Bedingungen für eine Naturverlaichung scheinen zu stimmen.

Die Artendiversität ist im Dorfbach Büron geringer als in der Referenz, zumal die Regenbogenforelle eine faunenfremde Fischart ist und daher nicht bei der Diversität berücksichtigt wird. Da die Strecke 3 stellenweise Unterstände mit Rückzugsmöglichkeiten hat, wären noch weitere Arten zu erwarten gewesen. Der Geschiebesammler nach dem Siedlungsgebiet stellt wahrscheinlich für Kleinfischarten ein schlecht überwindbares Hindernis dar. Zwar besteht eine Fischtreppe, im Geschiebesammler selber ist das Wasser jedoch tief und könnte Kleinfischarten vom Durchwandern abhalten.

Das Referenzgewässer zeichnet sich hingegen durch eine hohe Abundanz der 0+-Fische und eine grössere Artendiversität aus. Es sind zahlreiche Schmerlen vorhanden, die neben den Bachforellen eine stabile Population bilden (kleine und grosse Exemplare). Für den Egli als eurytope (strömungsdifferenzierte) Art sind die Bedingungen im Dorfbach Büron wahrscheinlich suboptimal, in der Referenz mit den konstanteren Strömungsgeschwindigkeiten und wasserberuhigten Zonen jedoch besser. Groppen kommen im Geuenseebach seltener vor, es findet aber eine Naturverlaichung statt (0+-Fische).

Die Bedeutung von Unterständen durch die häufig überhängende und eingetauchte Vegetation zeigt sich im Geuenseebach besonders deutlich, da diese einen positiven Effekt auf die Abundanz und Biomasse von Bachforellen haben können (Zika & Peter 2002). Unterstände bieten den Fischen Rückzugsmöglichkeiten, Schutz vor Prädation und optimieren somit den Energiehaushalt und die Reproduktion (Peter 1992).

Für den Dorfbach Büron können aufgrund des Fehlens der Fischen in den ersten beiden Schwallstrecken kaum allgemein vergleichende Aussagen über die Auswirkungen des Schwallbetriebs gemacht werden. Das Referenzgewässer kann aber aufgrund seiner grossen 0+-Abundanz als das bessere Forellengewässer beurteilt werden. Trotz der geringen Gewässergrösse konnten vier Fischarten im Geunseebach nachgewiesen werden.

Tab. 27 zeigt abschliessend eine Zusammenstellung der wichtigsten Auswirkungen des Schwallbetriebs auf die untersuchten Gewässer.

Tab. 27 Zusammenfassung der wesentlichsten Auswirkungen des Schwallbetriebs in den untersuchten Gewässern.

Secklisbach	<ul style="list-style-type: none"> - Gradient von Fischbiomasse und -abundanz - Gradient von 0+-Fischen - Beeinträchtigung des Lebensraums: Kolmation; Habitat
Morobbia	<ul style="list-style-type: none"> - Gradient von Fischbiomasse und -abundanz - Gradient der Fischdiversität - Fehlen von 0+-Fischen - Beeinträchtigung des Lebensraums: Habitat
Ticino	<ul style="list-style-type: none"> - Fehlen von 0+-Fischen - Beeinträchtigung des Lebensraums: Kolmation, Habitat
Dorfbach Büron	- keine Bewertung möglich wegen Fischsterben

6.9 Möglichkeiten zur Reduktion der Gewässerbeeinträchtigungen

Eine primäre Möglichkeit besteht in einer generellen Aufwertung des gewässerökologischen Zustandes durch Revitalisierungsmassnahmen. Dies würde auch eine Erhöhung des Abflusses während dem Sunk resp. eine grössere Restwasserdotations beinhalten. Valentin (1995, 1997) fand, dass der verbleibende Abfluss bei Sunk ein entscheidender Steuerfaktor für die gewässerökologischen Auswirkungen ist. Eine erhöhte Niedrigwasserführung resp. ein kleineres Schwall/Sunk-Verhältnis verbesserte die ökologischen Verhältnisse.

Eine weitere Möglichkeit besteht im stufenweisen An- und Zurückfahren der Kraftwerksturbinen, wie es bereits von manchen Schweizer Kraftwerken praktiziert wird (Baumann & Klaus 2003). Diese Massnahme dämpft den Übergang von beiden Abflusszuständen und würde den Jungfischen und dem Makrozoobenthos mehr Zeit lassen, der ansteigenden und abfallenden Wasserlinie zu folgen. Halleraker et al. (2003) empfehlen das stufenweise Zurückfahren der Turbinen nach längeren stabilen Abflussperioden, um die Gefahr des Strandens von juvenilen Fischen zu senken.

Als eine der wesentlichen Voraussetzungen für die Verbesserung der ökologischen Struktur und Funktion der Gewässer ist jedoch eine erhebliche Reduktion des Schwallbetriebs kaum zu umgehen.

7 Schlussfolgerung

Mit der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass teilweise massive Einbrüche in der Fischbiomasse und -abundanz in den schwallbeeinflussten Gewässern stattfinden. Die Auswirkungen sind in allen untersuchten Strecken durchwegs in der Nähe der Wasserrückgabe sehr viel stärker als in den weiter entfernten Strecken. Mit zunehmender Distanz vom Kraftwerk erfolgt eine relative Zunahme der Fischbiomasse und -abundanz entlang eines Gradienten. Das heisst aber nicht, dass sich die Lage flussabwärts gänzlich erholt hat. Ein Endpunkt der Auswirkungen ist oft auch viele Kilometer nach der Schwallrückgabe nicht feststellbar (Kinsolving & Bän 1993, Moog 1993).

Eine anhaltende Beeinträchtigung in den entfernteren Gewässerabschnitten wird durch die schlecht funktionierende Reproduktion bestätigt. In keiner Schwallstrecke wurden 0+-Bachforellen in mehr als einem Abschnitt gefangen. Dies wird hauptsächlich auf die kolmatisierte Gewässersohle und ungenügenden Habitatsbedingungen für Jungfische zurückgeführt. Allgemein ist die innere Kolmation in den Schwallstrecken stärker als in den Referenzstrecken. Dies wird in Zusammenhang mit der erhöhten Deposition und Resuspension von Feinsedimenten gebracht, wie sie typischerweise verstärkt in Schwallstrecken auftritt (ARGE Trübung Alpenrhein 2002). Es zeigt sich, dass in den untersuchten Gewässern eine nicht zu starke innere Kolmation eine notwendige, aber nicht hinreichende Voraussetzung für eine funktionierende Bachforellen-Reproduktion ist.

In Baumann & Klaus (2003) sind einige maximal „zu trägliche“ Schwall/Sunk-Verhältnisse für verschiedene Bioindikatoren zusammengestellt, wobei die abgeschätzten Verhältnisse aus den untersuchten Gewässern deutlich über den für die Bioindikatoren angegebenen Verhältnissen liegen und daher mit massiven Beeinträchtigungen gerechnet werden muss.

Eine qualitative Aussage über die Fischdiversität in den untersuchten Gewässern kann nicht gemacht werden, da sich die Restwasserstrecken im Ticino und in der Morobbia, wie auch der hydrologisch ungenutzte Haldibach als Vergleichsstrecken dazu weniger eignen. In keiner der Referenzstrecken wurden mehr Arten als in den schwallbeeinflussten Abschnitten nachgewiesen. Auch haben die weiter entfernten Schwallstrecken teilweise höhere Fischbiomassen und -abundanz als die Referenzstrecken, was die Bedeutung von geeigneten Referenzgewässern wie bspw. dem Geuenseebach deutlich macht. In diesem hydrologisch unbeeinflussten Referenzgewässer wurde die grösste Artendiversität und 0+-Bachforellendichte beobachtet.

Einen starken Einfluss auf das Ausmass und die Art der Schwallauswirkung hatte die jeweilige Gewässermorphologie und das Vorhandensein von Refugien und Unterständen für kleine, wie auch für grosse Fische. Gute und günstige Fischhabitats können lokal die Situation verbessern und die Fischkapazität des Gewässers erhöhen. Sie können aber die generelle Beeinflussung des Schwallbetriebs nicht ausgleichen. Die Beeinträchtigungen bleiben nach wie vor massiv und es besteht grosser Handlungsbedarf zur Verbesserung des fisch- und gewässerökologischen Zustandes.

Die Spitzenstromproduktion aus Wasserkraft stellt für Fließgewässer einen Eingriff in das Abflussgeschehen dar, wie es natürlicherweise nicht vorkommen würde. Mit der vollständigen Marktöffnung im Elektrizitätsbereich ist es absehbar, dass der Druck auf die Strompreise weiter ansteigt und sich die Schwallbetriebsproblematik in der Schweiz verschärfen wird. Zur Regelung des Schwallbetriebs existieren jedoch noch keine gesetzlichen Grundlagen.

Die Nachfrage nach Ökostrom ist in der Schweiz tendenziell steigend, was eine Umstellung auf Ökostromproduktion für Kraftwerksbetreiber lukrativ macht. Für die untersuchten Gewässer würde das eine neue Chance zur qualitativen Aufwertung ihres gewässerökologischen Zustandes bedeuten, wovon die aquatischen Lebensgemeinschaften und insbesondere die Fische profitieren könnten.

8 Literaturverzeichnis

- AFU Luzern (2000). Sanierungsbericht Wasserentnahmen, Zwischenbericht. Amt für Umweltschutz. Militär-, Polizei- und Umweltschutzdepartement. Luzern.
- Almodovar A. & G. G. Nicola (1999). Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation. *Regulated Rivers-Research & Management* **15**(5): 477-484.
- Ammann M. (1993). Das durch Wasserkraftnutzung veränderte Abflussregime eines alpinen Fließgewässers und dessen Auswirkungen auf das Makrobenthos. *Diss. ETH Zürich Nr. 10107*. Zürich, 147 pp.
- Andersen W. G. (1997). The use of clove oil as an anesthetic for rainbow trout and its effects on swimming performance. *North American Journal of Fisheries Management* **17**: 301-307.
- ARGE Trübung Alpenrhein (2002). Trübung und Schwall im Alpenrhein. Kurzfassung des Syntheseberichts im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 47 pp.
- Arnekleiv J. V., H. A. Urke, T. Kristensen, J. H. Hallaker & L. E. W. Flodmark (2004). Recovery of wild, juvenile brown trout from stress of flow reduction, electrofishing, handling and transfer from river to an indoor simulated stream channel. *Journal of Fish Biology* **64**: 541-552.
- Bain M. B., J. T. Finn & H. E. Booke (1988). Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* **69**(2): 382-392.
- Baran P., M. Delacoste, J. M. Lascoux, F. Dauba & G. Segura (1995). The interspecific competition between brown trout (*Salmo trutta* L) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* *Walbaum*): Influence on habitat models. *Bulletin Français De La Peche Et De La Pisciculture*(337-9): 283-290.
- Baumann P. & I. Klaus (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. Herausgegeben vom BUWAL, Bern. *Mitteilungen zur Fischerei* **75**, 112 pp.
- Bisson P. A., J. L. Nielsen, R. A. Palmason & L. E. Grove (1981). A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low stream flow. In acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information. Proceedings of a Symposium Held 28-30 October 1981. Portland, Oregon, 62-73.
- Bottom D. L., P. J. Howell & J. D. Rodgers (1985). The effects of stream alterations on salmon and trout habitat in Oregon. *Oregon Department of Fish and Wildlife*, Portland, Oregon, 69 pp.
- Bradford M. J. (1997). An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in sidechannels during rapid flow decreases. *Regulated Rivers-Research & Management* **13**(5): 395-401.
- Bretschko G. & O. Moog (1990). Downstream effects of intermittent power-generation. *Water Science and Technology* **22**(5): 127-135.
- Budhu M. & R. Gobin (1995). Seepage erosion from dam-regulated flow: case of Glen Canyon Dam, Arizona. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce* **121**(1): 22-33.
- Bundesamt für Wasser und Geologie (2005). www.bwg.admin.ch.

- BUWAL (1994). Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. *Reihe Vollzug Umwelt*, 97 pp.
- Crisp D. T. & M. A. Hurley (1991). Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L and salmon, *S. salar* L. I. effect of four different water velocity treatments upon dispersal rate. *Journal of Fish Biology* **39**(3): 347-361.
- Cushman R. M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* **5**: 330-339.
- Denver Van J. S. & W. B. Platts (1986). Microfish 3.0. Software package. *Am. Fish. Soc.*, Computer Users Section, Seattle, WA
- Fausch K. D. (1984). Profitable stream positions for salmonids: Relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian Journal of Zoology* **62**(3): 441-451.
- Fehr R. (1987). Einfache Bestimmung der Korngrößenverteilung von Geschiebematerial mit Hilfe der Linienzahlanalyse. *Schweizer Ingenieur und Architekt* (**38**): 1104-1109.
- Frutiger A. (2004). Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. *Archiv Fur Hydrobiologie* **159**(1): 43-56.
- Garcia de Jalon D., C. Montes, E. Barcelo, C. Casado & F. Menes (1988). Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers-Research & Management* **2**: 479-491.
- Gehrke P. C. & J. H. Harris (2001). Regional-scale effects of flow regulation on lowland riverine fish communities in New South Wales, Australia. *Regulated Rivers-Research & Management* **17**(4-5): 369-391.
- Gislason J. C. (1985). Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. *North American Journal of Fisheries Management* **5**: 39-46.
- Gore J. A., S. Niemela, V. H. Resh & B. Statzner (1994). Near-Substrate Hydraulic Conditions under Artificial Floods from Peaking Hydropower Operation - a Preliminary-Analysis of Disturbance Intensity and Duration. *Regulated Rivers-Research & Management* **9**(1): 15-34.
- Halleraker J. H., S. J. Saltveit, A. Harby, J. V. Amekleiv, F. H.-P. & K. B. (2003). Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* **19**: 589-603.
- Hayes J. W. (1987). Competition for spawning space between brown (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a Lake Inlet Tributary, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**(1): 40-47.
- Heggenes J. (1988). Effects of short-term flow fluctuations on displacement of, and habitat use by, brown trout in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**(4): 336-344.
- Heggenes J., J.-L. Baglinière & R. Cunjak (1995). Synthetic note on spatial niche selection and competition in young atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in lotic environments. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **337/338/339**: 231-239.
- Heggenes J. & T. Traaen (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* **32**(5): 717-727.

- Huet M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **11**: 333-351.
- Hunter M. A. (1992). Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report **No. 119**, 46 pp.
- Hütte M. & P. Niederhäuser (1998). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Herausgegeben vom BUWAL, Bern. *Mitteilung zum Gewässerschutz* **27**, 37 pp.
- Jungwirth M. (1992). Fließgewässer - limnologische und fischökologische Probleme. *Landschaftswasserbau (Wien)* **13**: 13-28.
- Karr J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**(6): 21-27.
- Kinsolving A. D. & M. B. Bain (1993). Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient. *Ecological Applications* **3**(3): 531-544.
- Kubecka J., J. Matena & P. Hartvich (1997). Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech Republic: 1. Bypass plants. *Regulated Rivers-Research & Management* **13**(2): 101-113.
- Lagarigue T., R. Cereghino, P. Lim, P. Reyes-Marchant, R. Chappaz, P. Lavandier & A. Belaud (2002). Diel and seasonal variations in brown trout (*Salmo trutta*) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. *Aquatic Living Resources* **15**(2): 129-137.
- Landeshydrologie (BWG) (2001). Hydrologischer Atlas der Schweiz. Bern.
- Liebig H., R. Cereghino, P. Lim, A. Belaud & S. Lek (1999). Impact of hydropeaking on the abundance of juvenile brown trout in a Pyrenean stream. *Archiv Für Hydrobiologie* **144**(4): 439-454.
- Limnex (2001). Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Hiessgewässern. Grundlagenstudie im Auftrag des BUWAL Bern. *Abteilung Gewässerschutz und Fischerei*, 29 pp.
- Meng H. J. (1978). Leitfaden für die Elektrofischerei. *Veröffentlichungen des Eidgenössischen Amtes für Umweltschutz und der Eidgenössischen Fischereinspektion* **35**, 109 pp.
- Mills D. H. (1971). Salmon and trout resource, its ecology, conservation and management. Oliver & Boyd, Edinburgh, 351 pp.
- Moog O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers-Research & Management* **8**(1-2): 5-14.
- Mühlenberg M., A. Bogenrieder & G. F. Behre (1993). Freilandökologie. Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.
- Parasiewicz P., S. Schmutz & O. Moog (1998). The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management & Ecology* **5**(5): 403.
- Peter A. (1992). Analyse von Fischmikrohabitaten zur Beurteilung der strukturellen Komplexität eines Hiessgewässers. *EAWAG Jahresbericht*, 60-61.

- Poff N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg (1997). The natural flow regime. *Bioscience* **47**(11): 769-784.
- Poff N. L. & J. V. Ward (1991). Drift Responses of Benthic Invertebrates to Experimental Streamflow Variation in a Hydrologically Stable Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**(10): 1926-1936.
- Reiser D. W. & R. T. Peacock (1985). A technique for assessing upstream fish passage problems at small scale hydropower developments. Pages 423-432 in F. W. Olsen, R. G. White, and R. H. Hamre, editors. Symposium on small hydropower and fisheries. American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, Maryland.
- Resh V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace & R. C. Wissmar (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **7**(4): 433-455.
- Saltveit S. J., J. H. Halleraker, J. V. Arnekleiv & A. Harby (2001). Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers-Research & Management* **17**(4-5): 609-622.
- Schäger E. & A. Peter (2004). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Fische Stufe F (flächendeckend). Herausgegeben vom BUWAL, Bern. *Mitteilungen zum Gewässerschutz* **44**, 42 pp.
- Schälchli U. (1993). Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. *VAW Mittalungen* **124**: 273 pp.
- Schälchli U. (2002). Kolmation, Methoden zur Erkennung und Bewertung. *Fischnetz Publikation*, EAWAG, Dübendorf, 24 pp.
- Schwarz M. (1996). Verbreitung und Habitatsansprüche des Strömers (*Lenciscus souffia* RISSO 1826) in den Fließgewässern der Schweiz. *Diplomarbeit*. Universität Freiburg.
- Schwarz M. (1998). Biologie, Gefährdung und Schutz des Strömers (*Lenciscus souffia*) in der Schweiz. Herausgegeben vom BUWAL, Bern. *Mitteilung zur Fischerei* **59**, 51 pp.
- Strahler A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* **38**(6): 913-920.
- Uttinger J., C. Roth & A. Peter (1998). Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* **35**(6): 882-892.
- Valentin S. (1995). Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques: effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. Etudes de cas (Ance du Nord et Fontaulière) et approches expérimentales. *Thèse Univ. Claude Bernard Lyon I*, 272 pp.
- Valentin S. (1997). Effets écologiques des éclusées en rivière. Expérimentations et synthèse bibliographique. Etudes du Cemagref, série Gestion des milieux aquatiques **13**, 79 pp.
- Valentin S., F. Laueters, C. Sabaton, P. Breil & Y. Souchon (1996). Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout (*Salmo trutta*) in hydropeaking conditions. *Regulated Rivers-Research & Management* **12**(2-3): 317-330.

- Valentin S., J. G. Wasson & M. Philippe (1995). Effects of hydropower peaking on epilithon and invertebrate community trophic structure. *Regulated Rivers-Research & Management* **10**(2-4): 105-119.
- Vannote R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing (1980). River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**(1): 130-137.
- Zaugg B., P. Stucki, J.-C. Pedrolì & A. Kirchofer (2003). Pisces Atlas. *Fauna Helvetica* **7**.
- Zbinden S., J.-D. Pilotto & V. Durouvenoz (2004). Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz. Herausgegeben vom BUWAL, Bern. *Mitteilung zur Fischerei* **77**, 42 pp.
- Zika U. & A. Peter (2002). The introduction of woody debris into a channelized stream: Effect on trout populations and habitat. *River Research and Applications* **18**(4): 355-366.

9 Anhang

9.1 Übersichtstabelle allgemeine Gewässercharakteristika

Tab. 28 Übersichtstabelle der allgemeinen Gewässercharakteristika (Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Höhenlage, Gefälle, Flussordnungszahl)

Gewässer	Strecke	Wassertemperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm]	Höhenlage [m.ü.M.]	Gefälle [%]	Flussordnungszahl
Dorfbach Büron	1	15.2	496	487	1.4	2
	2	15.7	513	490	1.4	2
	3	14.3	612	510	1.4	2
	4	14.2	501	584	7.5	2
Dorfbach Geuensee	5	12.9	478	494	1.4	3
	1	9.1	273	850	5.2	4
Secli sbach	2	7.1	264	860	5.2	4
	3	3.7	219	880	5.2	3
	4	6.3	230	860	15.4	3
Ticino	1	7.9	577	970	1.08	5
	3	9.4	521	990	2.5	5
	4	8.2	611	1000	2.5	5
Morobbia	1	10.3	99	222	1.68	4
	2	14.1	73	239	1.68	4
	3	11.6	96	255	1.74	4
	4	12.4	81	260	1.74	4

9.2 Übersichtstabelle hydraulische Habitate, Beschattung

Tab. 29 Übersichtstabelle der hydraulischen Habitate und Beschattung (in % der Gewässerfläche).

Gewässer	Strecke	Riffles	Kaskaden	Glides	Pools	Beschattung
Dorfbach Büron	1	25	0	70	5	93
	2	79	0	15	9	37
	3	59	0	22	19	40
	4	70	0	2	28	83
Dorfbach Geuensee	5	31	0	68	1	59
	1	84	0	0	16	9
Secli sbach	2	87	0	0	11	27
	3	97	0	0	3	79
	4	53	30	0	17	36
Ticino	1	93	0	2	5	10
	3	50	0	45	5	3
	4	60	0	32	8	8
Morobbia	1	80	0	10	10	15
	2	90	0	1	9	0.5
	3	70	13	8	9	44
	4	34	15	21	30	46

9.3 Übersichtstabelle mittlerer Korndurchmesser, innere Kolmation, Ökomorphologie.

Tab. 30 Übersichtstabelle mittlerer Korndurchmesser (mit STABW), innerer Kolmation und Ökomorphologie.

Gewässer	Strecke	mittlerer Korndurchmesser [cm]	STAB mittlerer Korndurchmesser	Innere Kolmation	Okomorphologie - Beeinträchtigung
Dorfbach Büron	1	3.29	2.58	stark	-
	2	2.56	1.78	stark	-
	3	2.99	3.00	stark-keine	-
	4	3.39	3.42	stark	-
Dorfbach Geuensee Seckli sbach	5	1.87	1.31	stark-mittel	-
	1	5.95	8.55	stark-keine	wenig
	2	4.72	5.11	stark	naturnah
	3	4.21	5.94	stark	naturnah
Ticino	4	3.30	4.53	mittel-schwach	naturnah
	1	5.42	6.15	mittel	stark
	3	6.04	6.94	stark	stark-wenig
	4	5.27	5.72	stark-mittel	stark
Morobbia	1	5.52	7.60	mittel	stark
	2	6.73	6.81	mittel-schwach	stark
	3	5.67	8.48	schwach	wenig
	4	2.01	1.46	schwach	naturnah

9.4 Übersichtstabelle Gewässerabmessung, Variabilität

Tab. 31 Übersichtstabelle der Gewässerabmessungen und der Variabilität (Streckenlänge, mittlere Breite, maximale Tiefe, VC mittlere Breite und max. Tiefe).

Gewässer	Strecke	Streckenlänge	mittlere Breite	T max	VC mittl. Breite	VC T max
Dorfbach Büron	1	100	1.58	0.11	24.63	59.59
	2	160	1.75	0.13	22.45	66.10
	3	121	2.11	0.18	28.11	95.62
	4	80	3.11	0.21	25.59	58.94
Dorfbach Geuensee Seckli sbach	5	150	1.14	0.23	53.16	46.22
	1	130	6.35	0.55	24.50	46.30
	2	103	6.85	0.6	22.15	33.59
	3	103	3.82	0.32	19.55	13.79
Ticino	4	200	3.80	0.4	28.40	24.10
	1	147	22.33	0.60	2.31	10.54
	3	58	16.90	0.61	13.81	21.40
	4	144	9.64	0.53	5.68	14.94
Morobbia	1	239	6.85	0.27	17.37	24.09
	2	147	8.61	0.38	25.26	24.56
	3	119	8.12	0.5	18.47	39.56
	4	98	7.24	0.6	42.93	24.25

9.5 Übersichtstabelle Bachforellencharakteristika

Tab. Übersichtstabelle der Bachforellencharakteristika (Dominanzverhältnisse, Deformationen, Konditionsfaktor, VC Totallängen).

Gewässer	Strecke	Dominanzverhältnis BF [%]	Deformationen [%]	Konditionsfaktor (Median)	VC Totallänge
Dorfbach Büron	1	98	10	1.087	-
	2	100	27	1.095	-
	3	73	9	1.137	54.9
	4	100	2.4	1.076	55.9
Dorfbach Geuensee	5	69	6.2	0.974	43.5
	1	100	15	0.963	85.9
Secklisbach	2	90	11	0.990	42.5
	3	79	100	0.998	21.9
	4	100	36	1.240	20.1
	1	100	32	0.948	38.7
Ticino	3	100	37	0.864	45.5
	4	100	65	1.129	26.8
	1	10	30	1.047	26.3
Morobbia	2	7	50	0.873	35.2
	3	65	20	1.046	30.6
	4	100	41	0.918	68.1

9.6 Übersichtstabelle abgeschätzte Bachforellenabundanz/-biomasse pro ha

Tab. 3.2 Übersichtstabelle der Bachforellendichte und -biomasse sowie der 0+-Fische pro Hektare (Populationsabschätzung).

Gewässer	Strecke	BF total [N/ha]	BF total [kg/ha]	0+-Jahrgang	0+-Jahrgang
				[N/ha]	[kg/ha]
Dorfbach Büron	3-offen	1959	54.06	1428	6.3
	3-Pool 1	45455	3156	15152	69.4
	3-Pool 2	15110	1870	1374	5.8
	4	1648	45.70	924	2.6
Dorfbach Geuensee	5	11462	178.14	9415	47.8
	1	540	15.90	416	0.54
Secklisbach	2	128	10.70	-	-
	3	51	5.04	-	-
	4	145	16.45	-	-
	1	219	16.3	-	-
Ticino	3	428	24.6	-	-
	4	461	34.6	-	-
	1	318	23.30	-	-
Morobbia	2	126	9.30	16	0.03
	3	135	11.60	-	-
	4	1240	29.80	606	0.32

9.7 Übersichtstabelle abgeschätzter Bachforellenabundanz/-biomasse pro 100

Tab. 33 Übersichtstabelle der Bachforellendichte und -biomasse sowie der 0+-Fische pro 100 m (Populationsabschätzung).

Gewässer	Strecke	BF total	BF total	0+-Jahrgang	0+-Jahrgang
		[N/100 m]	[kg/100 m]	[N/100 m]	[kg/100 m]
Dorfbach Büron	3-offen	41	1.1	30	0.13
	3-Pool 1	1000	69.4	333	1.53
	3-Pool 2	393	48.6	35	0.15
	4	51	1.4	29	0.08
Dorfbach Geuensee	5	131	2.0	107	0.54
Secklisbach	1	27	0.79	21	0.08
	2	9	0.74	-	-
	3	2	0.19	-	-
	4	6	0.63	-	-
Ticino	1	49	3.7	-	-
	3	72	4.2	-	-
	4	44	3.3	-	-
Morobbia	1	22	1.5	-	-
	2	11	0.8	1	0.003
	3	16	0.9	-	-
	4	90	2.2	44	0.02

9.8 Übersichtstabelle der Fischabundanzen

Tab. 34 Übersichtstabelle der Fischabundanzen pro Hektare in den untersuchten Gewässern und Strecken (O=offen, P1=Pool 1, P2=Pool 2).

Art	Dorfbach Büron/Geuensee					Secklisbach				Ticino			Morobbia			
	Strecke					Strecke				Strecke			Strecke			
	O	P1	P2	4	5	1	2	3	4	1	2	4	1	2	3	4
Forelle	1959	45455	15110	1648	11462	540	128	51	145	219	428	461	317	126	135	1240
Groppe	-	-	-	-	702	-	-	-	-	-	-	-	2614	1680	72	-
Gründling	-	-	1374	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Egli	-	-	-	-	702	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schmerle	-	-	-	-	3684	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strigione	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	147	-	-	-
Regenbogenforelle	41	-	4121	-	-	-	14	-	39	-	-	-	-	-	-	-
N	2000	45455	20605	1648	16550	540	142	51	184	219	428	461	3078	1806	207	1240

9.9 Übersichtstabelle der Fischbiomasse

Tab. 35 Übersichtstabelle der Fischbiomasse pro Hektare in den untersuchten Gewässern und Strecken (O=offen, P1=Pool 1, P2=Pool 2).

Art	Dorfbach Büron/ Geuensee Strecke					Sec klisbach Strecke				Ticino Strecke			Morobbia Strecke			
	O 3	P1 3	P2 3	4	5	1	2	3	4	1	2	4	1	2	3	4
Forelle	54	3156	1870	45	178	15.9	11	5	16.5	16.3	24.6	34.6	21.3	9.3	11.6	29.8
Groppe	-	-	-	-	9.9	-	-	-	-	-	-	-	25.6	14.2	1.1	-
Gründling	-	-	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Egli	-	-	-	-	11.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schmerle	-	-	-	-	30.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strigione	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.6	-	-	-
Regenbogenforelle	2.3	-	272	-	-	-	3	-	15.1	-	-	-	-	-	-	-
Total [kg/ha]	56.3	3156	2171	45	229.3	15.9	14	5	31.5	16.3	24.6	34.6	50.5	23.5	12.7	29.8

9.10 Tabelle der nachgewiesenen Arten und deren Gefährdungsstatus

Tab. 36 Abgefischte Arten in den Untersuchungsgebieten und Gefährdungsstatus nach ROTE LISTE (BUWAL, 1994).

Familie	Art	Status	Einzugsgebiet
Salmonidae	Forelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	4	Rhein, Rhone, Doubs, Ticino, Inn
Cottidae	Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	4	Rhein, Rhone, Doubs, Ticino, Inn
Percidae	Egli, Flussbarsch (<i>Percia fluviatilis</i>)	NG	Rhein, Rhone, Doubs, Ticino, Inn
Balitoridae	Schmerle, Bartgrundel (<i>Barbatula barbatula</i>)	NG	Rhein, Rhone, Doubs, Ticino, Inn
Cyprinidae	Gründling (<i>Cobio gobio</i>)	4	Rhein, Rhone, Doubs, Ticino, Inn
Cyprinidae	Strigione* (<i>Leuciscus souffia muticellus</i>)	3, E	Ticino
Salmonidae	Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Faunenfremd (W-Kanada/ USA)	

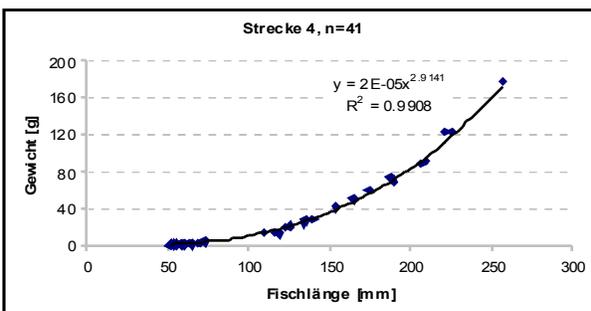
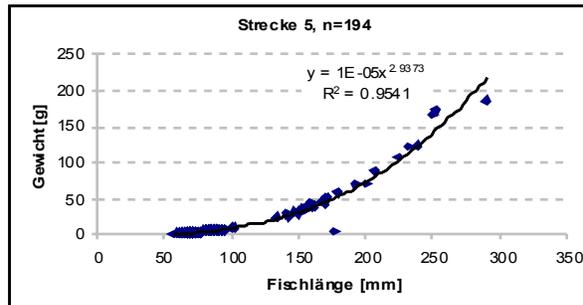
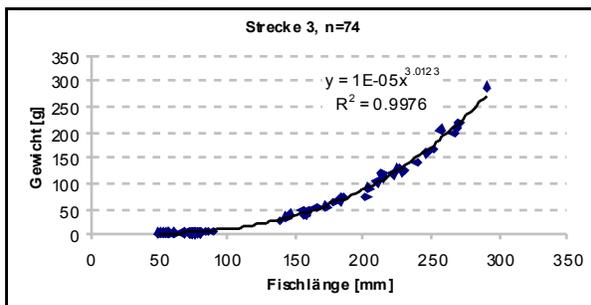
* Südart

Gefährdungsstatus: 0 = ausgestorben, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, NG = nicht gefährdet
E = europäisch geschützt nach Berner Konvention

* Die Fischfauna der Alpensüdseite enthält Arten, die auf der Alpennordseite nicht vorkommen, da die Alpen seit ihrer Entstehung ein unüberwindbares Hindernis für Fische darstellen. Das „Pendant“ zum Nordströmer auf der Alpennordseite ist der Südströmer (Strigione) im Tessin, der dort stark gefährdet ist (*Leuciscus souffia muticellus*, Status 2).

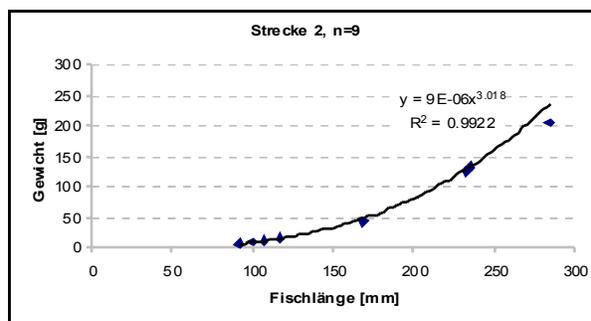
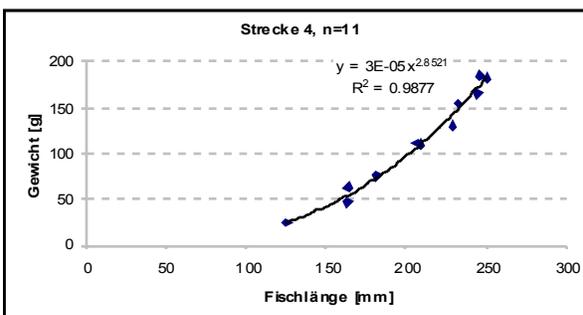
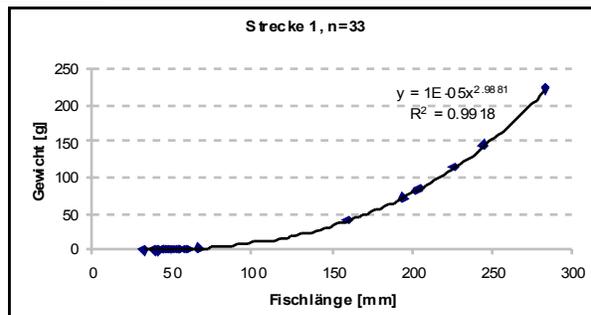
9.11 Längen-Gewichts-Beziehungen der Bachforellen

Dorfbach Büron



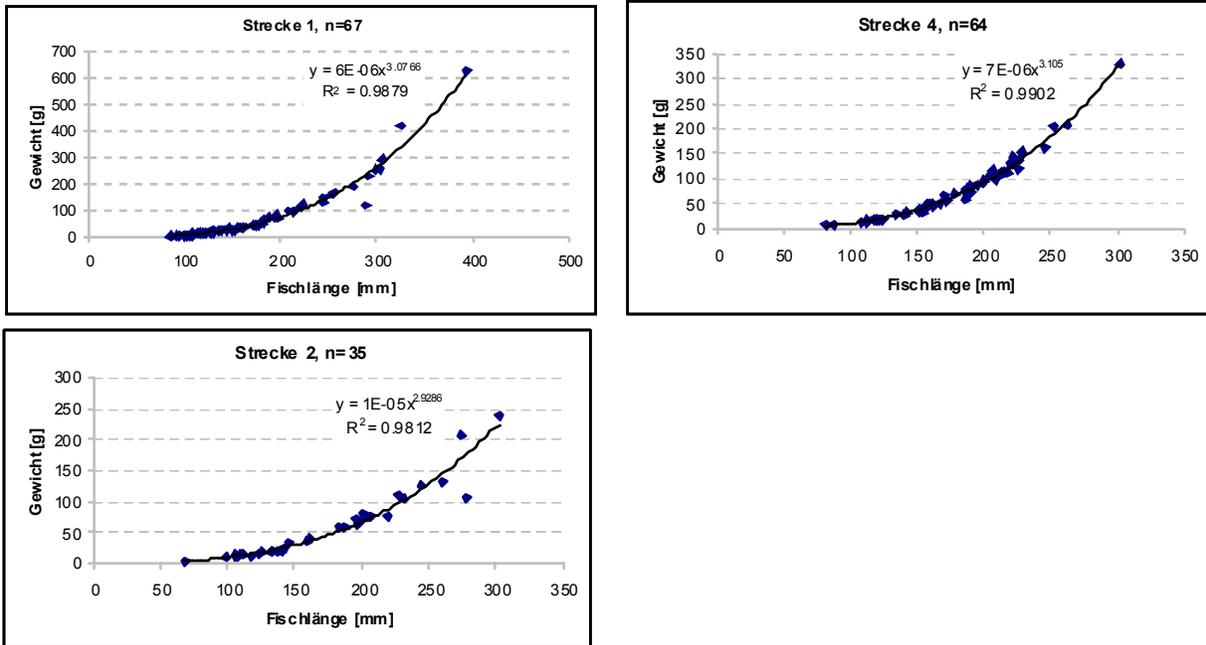
Tab. 37 Längen-Gewichtsbeziehung der Bachforellen im Dorfbach Büron und Genensee (Strecke 5).

Secklisbach



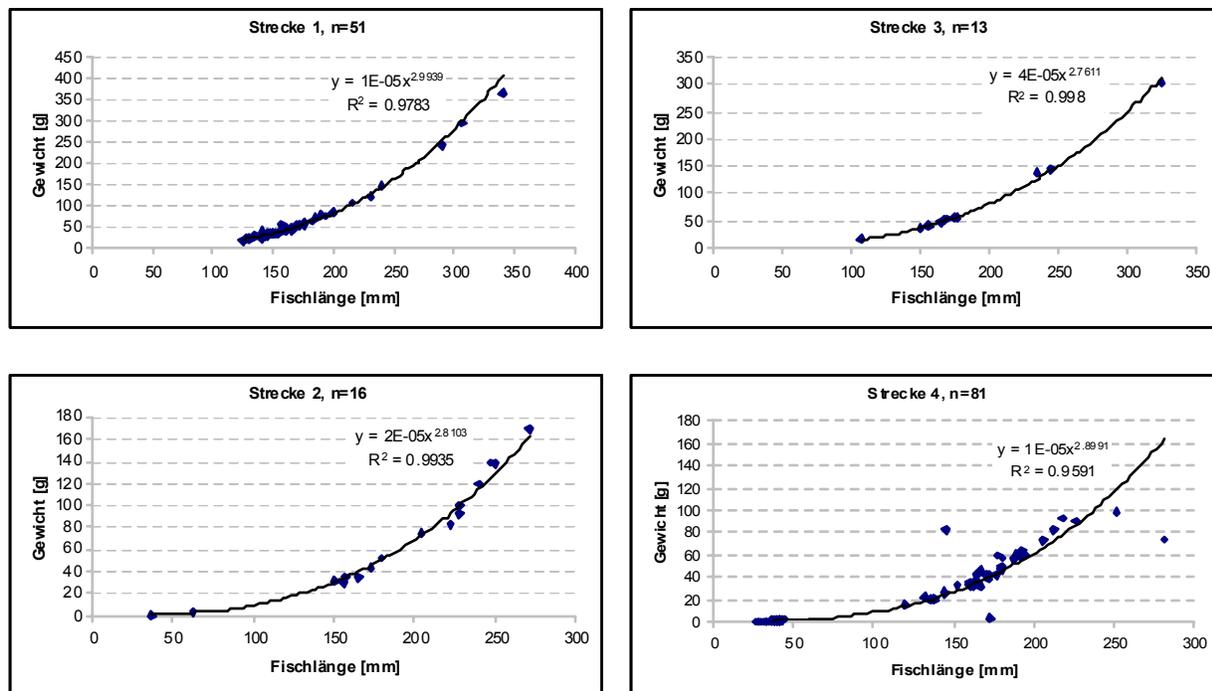
Tab. 38 Längen-Gewichtsbeziehung der Bachforellen im Secklisbach und Haldlach (Strecke 4).

Ticino



Tab. 39 Längen-Gewichtsbeziehung der Bachforenlen im Ticino.

Morobbia



Tab. 40 Längen-Gewichtsbeziehung der Bachforenlen in der Morobbia.