

Schnorcheln: eine einfache Methode zur Gewinnung quantitativer Daten fischereilich relevanter Fischarten

DANIEL S. HAYES | Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada Da Ajuda, Lissabon 1349-017, Portugal

KURT PINTER | Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33/DG, 1180 Wien

Abstract

Snorkeling: a simple method to gain quantitative data of fisheries-relevant fish species

In two consecutive years, we sampled twelve habitat units of a fourth-order Austrian mountain stream by snorkeling and electrofishing to estimate the strength of day-time snorkeling versus electrofishing. The number of salmonids counted by snorkeling correlated with abundance estimates determined by electrofishing ($R^2 = 0.77$). The results showed species-specific deviations, as brown trout (*Salmo trutta*) snorkel counts were 75 % (Δ 23 ind./100 m), and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) counts 143 % (Δ 3 ind./100 m) of electrofishing estimates. On the habitat scale, brown trout abundance was higher by electrofishing in pools and riffles. Snorkel counts generally exceeded electrofishing estimates in runs for both species, respectively. Size-class distribution of brown trout and rainbow trout obtained by snorkeling were similar to those obtained by electrofishing. We conclude that snorkeling has a great potential to be a good and cost-effective alternative to electrofishing depletion estimates, and to lay the foundation for management decision making.

Einleitung

Die gebräuchlichste und auch anerkannte Methode für die Erhebung von Fischbeständen in Flüssen ist die Elektrofischerei. Das Spektrum der gängigsten Analyseparameter elektrisch erhobener Fischbestandsdaten ist weit und umfasst u.a. die Bestimmung der Artenzahl und -zusammensetzung, Abundanz- und Biomasseschätzungen, die Analyse der Größenklassenverteilung (Populationsstruktur) und die Berechnung von dynamischen Werten, wie z. B. der Reproduktionsrate, dem Wachstum und der Mortalität (Reynolds & Kolz, 2012). Die Erhebung der Daten kann eine Vielzahl an Aufgaben oder Fragestellungen zum Zweck haben. Sei es die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit der Bewertung des fischökologischen Zustandes und dem regelmäßigen Monitoring der Bestände, oder die Erhebung von Daten für unterschiedlichste Forschungszwecke. Besonders auch für die Nutzung von Fischbeständen durch die Angelfischerei ist die Kenntnis über den Zustand des Fischbestandes unerlässlich, setzt man eine nachhaltige Nutzung der Tierbestände voraus. Es müssen jedoch nicht alle der eingangs genannten Parameter für

die Festlegung der Eckpfeiler der fischereilichen Entnahme zwingend bekannt sein. Vielmehr können bereits Abschätzungen der Bestandsgröße und des Populationsaufbaus und vor allem auch die regelmäßige Überprüfung dieser Bestandseigenschaften wertvolle Entscheidungshilfen in der Festlegung und Adaption von Fischereiordnungen liefern.

Die Erhebung von Fischbestandsdaten mit der Elektrobefischungsmethode birgt die Nachteile, dass die Methode aufwändig und kostenintensiv ist, beziehungsweise speziell geschultes Personal dafür vonnöten ist. Eine Alternative zur Elektrobefischung ist, Fischdaten mit der Schnorchelmethode zu ermitteln. Schnorcheln ist eine visuelle Methode, bei der die Fische unter Wasser beobachtet und gezählt werden. Sie ermöglicht es, schnell und ohne großen Personal- und Materialaufwand sowie ohne größere Störung der Tiere Daten über den Fischbestand zu erheben und Aussagen darüber zu treffen (Thurow et al., 2012). Diese Methode wird seit den 1960ern für die Abundanzschätzung von Salmoniden in Flüssen angewandt (Orell & Erkinaro 2007). Laut Thurow (1994) sind hierfür nur folgende drei Minimumkriterien notwendig: 1. Tiefe: Wenn der Schnorchler imstande ist durch das Habitat zu kriechen, muss das Wasser nur tief genug sein, um die Taucherbrille unterzutauchen. 2. Temperatur: Die Aktivität der Fische korreliert mit der Wassertemperatur. Als Faustregel wird angegeben, dass Schnorchelzählungen bei Wassertemperaturen über 9 °C durchgeführt werden sollten. Diese Empfehlung bezieht sich aber vorwiegend darauf, dass juvenile Fische, Erfahrungen zufolge, bei kalten Temperaturen schwerer zu detektieren sind und die Zählungen damit ungenau werden. Grundsätzlich hängen Temperatureffekte mit den örtlichen Begebenheiten und der untersuchten Fischart zusammen. Entsprechend der Fragestellung einer Beschnorchelung (Laichfischzählung, Bestandserhebung, etc.) kann der Zeitpunkt der Erhebungen an das Temperaturregime angepasst werden. 3. Unterwassersichtbarkeit: Die empfohlene Mindestsichtbarkeit unter Wasser liegt ca. zwischen 1,5 und 4 m. In jedem Fall müssen Schnorchler imstande sein, die Zielart zu identifizieren, in die tiefsten Habitate einzusehen und fliehende oder sich versteckende Fische rechtzeitig zu entdecken.

In der vorliegenden Studie werden die beiden Methoden Elektrofischen und Schnorcheln am Beispiel von 12 Habitaten eines Gewässers der nördlichen Kalkalpen gegenübergestellt. Es wird überprüft, inwieweit die beiden Methoden vergleichbare Ergebnisse erzielen und ob die bei Unterwasserbeobachtungen gewonnenen Informationen von ausreichender Qualität sind, um sie für fischereiwirtschaftliche Überlegungen heranziehen zu können. Des Weiteren werden anhand der verfügbaren internationalen Literatur und im Kontext der gewonnenen Daten die Stärken und Einschränkungen der Schnorchelmethode aufgezeigt.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der unteren Forellenregion (Metarhithral) der Ois, einem niederösterreichischen Voralpenfluss. Die dominierenden Fischarten sind die Bachforelle (*Salmo trutta*), die Koppe (*Cottus gobio*), die Äsche (*Thymallus thymallus*) und die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Bei Lunz am See weist die Ois ein Einzugsgebiet von 117,9 km² auf; der durchschnittliche Jahresabfluss (MQ) beträgt 4,5 m³/s. Die mittlere Gewässerbreite der Ois im betrachteten Gebiet misst 14 m. Der Großteil der Strecke liegt in einem Kerbtal. Am unteren und oberen Ende des Untersuchungsabschnittes fließt die Ois in einem Sohlental. Die Varianz der Tiefen und Breiten wie auch der Korngrößenverteilung ist sehr heterogen und bildet einen vielfältig strukturierten Fischlebensraum. Mikro- und Mesolithal sind die dominierenden Korngrößen.

Im Rahmen einer im Vorfeld zu der hier präsentierten Studie durchgeführten Habitatkartierung (siehe Hayes, 2014) wurde die Lebensraumausstattung der Ois auf einer

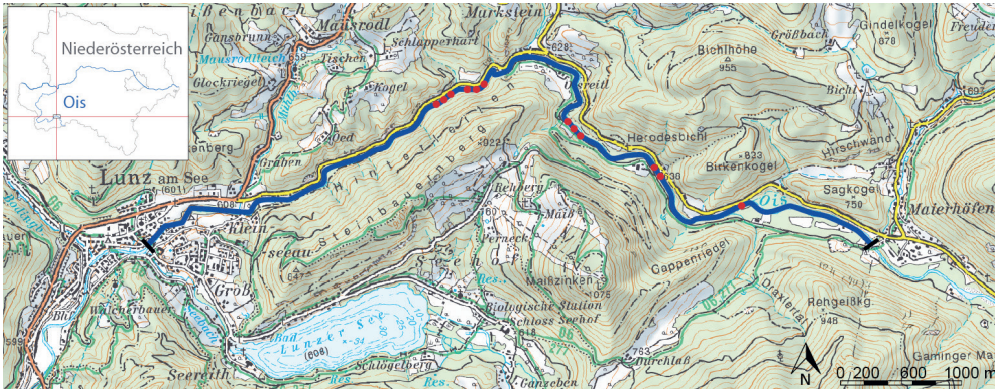


Abb. 1: Die blaue Linie markiert die Lage des 8 km langen Untersuchungsabschnittes, der für die Habitatgewichtung herangezogen wurde. Die roten Punkte lokalisieren die 12 für den Methodenvergleich herangezogenen Habitate (Kartengrundlage: BEV, 2005).

Gesamtlänge von 8 km erfasst. (Abb. 1). Das Gewässerbett der Ois ist durch eine klassische Kolk-Furt-Sequenz charakterisiert (siehe Frissell et al., 1986); für die Kartierung wurden daher die Habitateinheiten Furt, Kolk und Rinner (und ggf. Rausche) unterschieden (Abb. 2). Daraus ergab sich eine Habitatverteilung von: Furt: 37 %, Kolk: 16 %, Rinner: 44 %, Rausche: 3 %. Die Grundlage für den hier vorgestellten Methodenvergleich bilden 12 der abgegrenzten Mesohabitateinheiten (4 × Furt, 4 × Kolk, 4 × Rinner) (Abb. 1 & Abb. 2).

Material und Methoden

Elektrobefischung

Die Elektrofischungen fanden jeweils Ende September in den Jahren 2012 und 2013 statt und wurden nach den Bestimmungen von Woschitz & Honsig-Erlenburg (2002) beziehungsweise Haunschmid et al. (2010) durchgeführt. Für die Befischungen wurden die Probestrecken am oberen Ende mit einem Abspermetz gesichert und mit drei bis vier Anodenführern mit Gleichstrom-Rückenaggregaten (1,5 – 2,5 kW) flussaufwärts wattend befishet. Da die Kolke per Watbefischung nicht gänzlich beprobt werden können, wurde hier zusätzlich von einem Boot aus mit einem 5 kW Generator und einer Handanode gefischt. Jedes Habitat wurde mit zwei bis drei Durchgängen bearbeitet. Die gefangenen Fische wurden im Anschluss an die Befischung nach Arten getrennt protokolliert und vermessen.



Abb. 2: Habitatausstattung an der Ois: (a) Furt, (b) Kolk, (c) Rinner.

Die Darstellung der Längenfrequenzen erfolgte unter Berücksichtigung der Habitatverteilung. Die Bestandsberechnung pro Habitateinheit wurde bei zwei Durchgängen gemäß Seber & LeCren (1967) und bei drei Durchgängen gemäß DeLury (1947) durchgeführt. Die Fischabundanz wurde auf 100 m standardisiert. Da Brutfische (hier: Bachforelle/Äsche <120 mm, Regenbogenforelle <140 mm) durch Schnorchelzählungen nicht quantitativ erfasst werden können (s.u.), wurden diese für die Vergleichbarkeit der Methoden aus dem Datenset der Elektrofischfangung exkludiert.

Schnorcheln

Die Unterwasser-Fischzählungen wurden in den Tagen vor den Elektrofischfangungen durchgeführt und stützen sich auf die Vorgehensweise von Thurow (1994). Zwei Schnorchler waren mit Taucherbrille, Schnorchel, Trockentauchanzug und einer Schreibrille ausgerüstet. Sie betraten vorsichtig das zu untersuchende Habitat (Furt, Kolk oder Rinner) und bewegten sich in Flussmitte stromauf. Einer der Schnorchler identifizierte und zählte alle Fische zu seiner Linken, der andere zu seiner Rechten (vgl. Abb. 3). Bachforelle, Regenbogenforelle und Äsche wurden jeweils in drei Größenklassen (klein, mittel, groß) aufgeteilt. Die Brutfische wurden ausgeschlossen, weil sie aufgrund ihrer Habitatpräferenz (seichte Uferzonen) mittels dieser Methode quantitativ nur unzureichend erfasst werden können (Thurow, 1994; Heggenes et al., 1990). Beim Bestimmen der Größenklasse müssen die Schnorchler eine Unterwasser-Vergrößerung von 25 % berücksichtigen (Mullner et al., 1998). Die Fische werden gezählt, sobald sie an dem Schnorchler vorbeischwimmen. Aufgrund der hohen Fischdichte in den Kolken wurden die Forellenarten in diesem Habitattyp separat gezählt. Die Äsche, welche nur in geringen Dichten vorkommt, wurde von beiden Tauchern gezählt. Die Fischzahl in den Kolken wurde zwei- bis dreimal gezählt, um den Fehler durch Doppelzählungen oder sich versteckende Fische zu minimieren. Furten und Rinner wurden in einem Durchgang bearbeitet. Die Zählergebnisse wurden auf der am Unterarm montierten Schreibrille notiert. Später wurden die Daten in ein Protokoll übertragen, in dem zusätzlich die Informationen Sichtweite und Wassertemperatur vermerkt wurden. Die Sichtweite wurde nach der Methode von Thurow (1994) festgestellt. Die Schnorcheldaten wurden wie bei den E-Fischfangdaten auf Individuen pro 100 m standardisiert. In den Jahren 2012 und 2013 wurden unterschiedliche Teams eingesetzt.

Methodenvergleich

Die Habitatverteilung wurde im Methodenvergleich lediglich im Fall des Populationsaufbaus berücksichtigt, die Gegenüberstellung der Fischdichten erfolgte unter Ausschluss der Habitatverteilung und bezog sich direkt auf die beprobten Habitate (standardisiert auf 100 m). Für die Gegenüberstellung der Populationsstrukturen beider Methoden wurden die drei Größenklassen der Betauchung in mm-Klassen abgegrenzt. Hierfür war die Einschätzung der Schnorchler unter Berücksichtigung der Längenfrequenzdiagramme der E-Fischfangung ausschlaggebend. Die Klassen beider Methoden wurden wie folgt festgelegt: klein = 120 – 200 mm (Bachforelle), 140 – 200 mm (Regenbogenforelle); mittel = 200 – 320 mm; groß \geq 320 mm. Da Schnorcheldaten keine Rückschlüsse auf die Biomasse zulassen, konnte diesbezüglich kein Vergleich durchgeführt werden.

Die Übereinstimmung zwischen den Schnorchelzählungen und der Elektrofischfangung wurde durch einfache lineare Regression ermittelt. Mittels Chi-Quadrat-Test wurden die Längenfrequenzen beider Methoden verglichen, wie auch der Unterschied zwischen den Jahren (Teams) in allen beprobten Habitateinheiten analysiert ($\alpha = 0,01$).

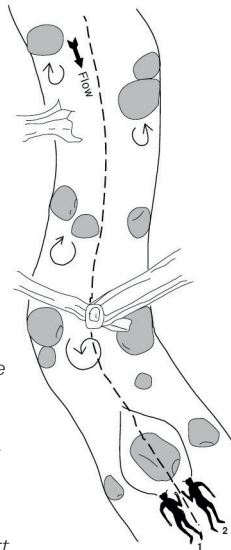


Abb. 3: Links:
Zwei Schnorchler
bewegen sich
stromauf durch eine
Habitateinheit und
zählen Fische
(Bildquelle: Thurow,
1994).
Rechts oben/unten:
ein Schnorchler
untersucht eine Furt.



Ergebnisse

Um einen ersten Eindruck der Salmonidenbestände der Ois zu vermitteln, sind in *Abb. 4* die aus den Elektrofischungen ergangenen Populationsstrukturen abgebildet. Diese lassen sowohl bei der Bach- als auch bei der Regenbogenforelle in beiden Jahren einen intakten Populationsaufbau erkennen, wobei die Reproduktion in den Jahren unterschiedlich gut funktionierte. Die Äsche ist nicht abgebildet, weil nur einzelne Individuen gefangen wurden. Die in den Grafiken nach dem vorhandenen Lebensraum gewichteten Häufigkeiten lassen bereits erkennen, dass die Bachforelle in deutlich höheren Dichten vorkommt als die Regenbogenforelle.

Im Methodenvergleich nimmt die Bachforelle je nach Methode und Untersuchungsjahr einen Anteil von 57 – 73 % an der Artenverteilung ein, gefolgt von der Regenbogenforelle (26 – 42 %) und der Äsche (1 %) (*Abb. 5*). Beide Untersuchungsjahre haben gemein, dass der Anteil an Bachforellen bei der Befischung höher ausfällt als bei der Beschnorchelung. Bei der Regenbogenforelle ist es umgekehrt. Die Unterschiede zwischen den beiden Methoden sind im Jahr 2013 deutlich geringer als 2012.

Eine erste Gegenüberstellung der Fischbestandsdaten lässt bereits eine Übereinstimmung der beiden Methoden erkennen (*Abb. 6*; $R^2 = 0,77$). Über beide Jahre, alle Arten und alle Habitate gesehen, kommen die Ergebnisse der Schnorchelzählungen auf 86 % derer aus der Elektrofischerei und liegen damit also unter den Befischungsergebnissen. Die nach Arten getrennte Betrachtung zeigt ein differenziertes Bild. Im Fall der Bachforelle beliefen sich die Zählungen auf 75 % der Befischungsergebnisse. Bei der Regenbogenforelle wurden mehr Forellen gezählt als bei den Elektrofischungen erfasst werden konnten (143 %). Im Fall der Regenbogenforelle muss jedoch erwähnt werden, dass diese in relativen Zahlen hoch ausfallende Differenz in absoluten Zahlen nur einer durchschnittlichen Differenz von drei Ind./100 m entspricht. Im Fall der Bachforelle sind es über beide Jahre gesehen 23 Ind./100 m.

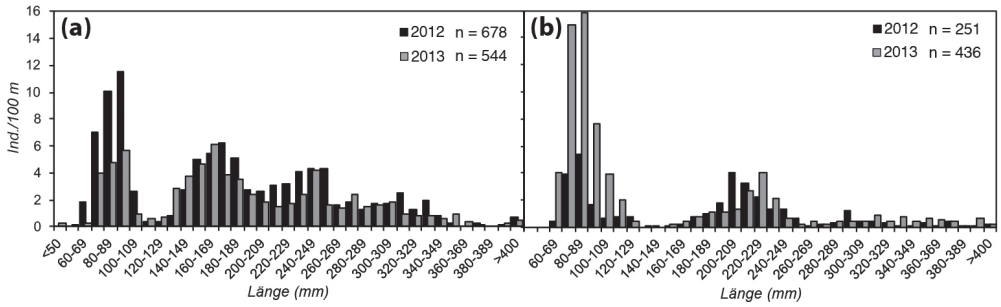


Abb. 4: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle (a) und der Regenbogenforelle (b); erstellt aus den Daten der Elektrofischungen.

Die Zählungen ergaben für die 12 untersuchten Habitate eine durchschnittliche Gesamtdichte von 77 und 103 Ind./100 m beim Schnorcheln beziehungsweise 112 und 108 Ind./100 m bei der Befischung (Tab. 1). Im Jahr 2012 wurde zwischen den beiden Methoden eine deutlich höhere Differenz von in Summe 35 Ind./100 m festgestellt als im Jahr 2013 (5 Ind./100 m). Bei der nach Arten getrennten Betrachtung wird klar, dass die Bachforelle die am schwierigsten zu erfassende Art war, weil bei ihr die größten Unterschiede entstanden. Im Jahr 2012 betrug die Differenz der beiden Methoden durchschnittlich 38 Ind./100m. Im darauf folgenden Jahr waren es im Schnitt 9 Ind./100m. Die das Freiwasser bevorzugende Regenbogenforelle wurde in beiden Jahren mit deutlich höherer Übereinstimmung dokumentiert. Die Abundanz der Äsche unterschied sich zwischen beiden Erhebungsmethoden um <math><1</math> Ind./100 m.

Beide Untersuchungsjahre haben des weiteren gemein, dass die am dichtesten besiedelten Habitate, die Kolke, die am schwierigsten zu bearbeitenden Lebensräume waren, weil dort die größten Unterschiede zu finden waren. Diese sind aber wiederum primär auf die Bachforelle zurückzuführen. Regenbogenforellen wurden in annähernd gleicher Stückzahl in den Kolken erfasst. In den flachen Furten wurden bei der Bachforelle ebenfalls auffällig hohe Unterschiede dokumentiert, wohingegen die Regenbogenforelle in an-

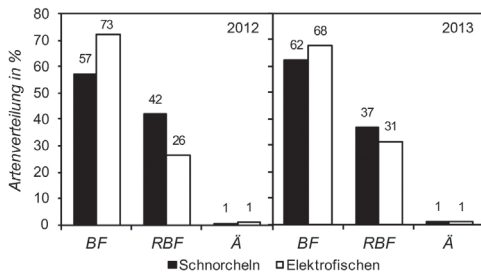


Abb. 5: Artenverteilung in Prozent, nach Methode, Fischart, Jahr. Die Darstellung berücksichtigt die Daten aller beprobten Habitate. BF = Bachforelle; RBF = Regenbogenforelle; Ä = Äsche.

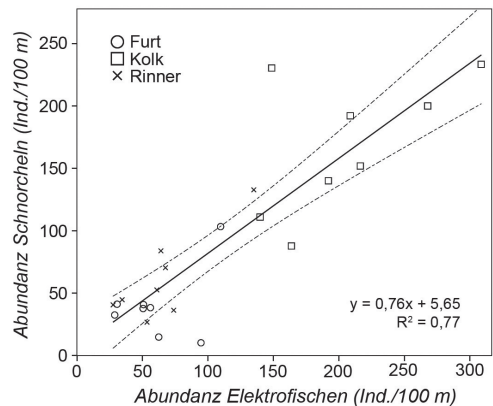


Abb. 6: Übereinstimmung der Methoden Elektrofischen und Schnorcheln, basierend auf Häufigkeiten für alle Arten und Habitate; lineare Regression (schwarze Linie); 95 % Konfidenzintervall (strichlierte Linie).

nähernd gleicher Dichte erfasst werden konnte. Die wenigen Äschen, die gefangen beziehungsweise gesichtet wurden, befanden sich hauptsächlich in den Kolken. Die Differenz beider Methoden war, wie erwähnt, sehr gering.

Anhand der Differenzen aus den beiden Methoden wurde überprüft, ob signifikante Unterschiede zwischen den beiden eingesetzten Teams, also zwischen den beiden Untersuchungsjahren, festzustellen sind. Dabei konnte gezeigt werden, dass es sowohl bei der Bachforelle als auch bei der Regenbogenforelle zu signifikanten Unterschieden gekommen ist ($p < 0,01$). Bei der weiteren Betrachtung, nunmehr getrennt nach Habitattypen, ergab sich, dass dieser Unterschied auf die Kolke zurückzuführen ist ($p < 0,01$). In den Furten und Rinnern konnte in Bezug auf die Differenz der Fischabundanz bei beiden Methoden kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Abb. 7 visualisiert nochmals die Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren, wobei klar zu erkennen ist, dass die Ergebnisse der beiden Methoden im Jahr 2013 deutlich besser übereinstimmen. Am Beispiel der Kolke im Jahr 2013 wird durch die Darstellung der Streuung auch ersichtlich, dass die Übereinstimmung der Mittelwerte in Tab. 1 darüber hinwegtäuschen kann, dass es im Fall einzelner Kolke mitunter deutliche Unterschiede zwischen den beiden Methoden gegeben hat. Dies trifft bei den Furten und Rinnern deutlich weniger bzw. nicht zu und ist vor allem durch die generell hohe Fischdichte mit bis zu rund 150 Ind./100 m pro Art und der damit erschwerten Bearbeitbarkeit der Kolke erklärbar. Generell konnte festgestellt werden, dass mit steigender Fischdichte auch die Differenz zwischen den beiden Methoden steigt ($R^2 = 0,34$), also der Unterschied zwischen den Methoden zunimmt.

Tab. 1: Durchschnittliche Abundanz der Salmoniden (Ind./100 m, gerundete Werte) getrennt nach Art und Methode. Sn. = Schnorcheln; Ef. = Elektrofischung. Der Stern (*) zeigt an, wo Schnorcheln die höhere Abundanz erzielte.

Fischart	Habitat	2012			2013		
		Sn.	Ef.	Δ Ind.	Sn.	Ef.	Δ Ind.
Bachforelle	Kolk	76	133	57	116	133	17
	Furt	22	56	34	34	50	16
	Rinner	35	56	21	41	36	5*
	Ø	44	82	38	64	73	9
Regenbogenforelle	Kolk	66	60	6*	75	80	5
	Furt	4	5	1	19	10	9*
	Rinner	26	23	3*	18	12	6*
	Ø	32	30	2*	38	34	4*
Äsche	Ø	<1	1	<1	1	1	<1
Gesamt	Kolk	143	195	52	194	216	22
	Furt	26	61	35	54	60	6
	Rinner	62	81	19	60	48	12*
	Ø	77	112	35	103	108	5

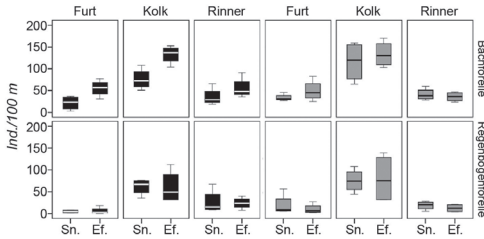


Abb. 7: Abundanz der Bachforelle und der Regenbogenforelle getrennt nach Methode und Jahr. Schwarze Boxplots = 2012; graue Boxplots = 2013; Sn. = Schnorchele, Ef. = Elektrofische.

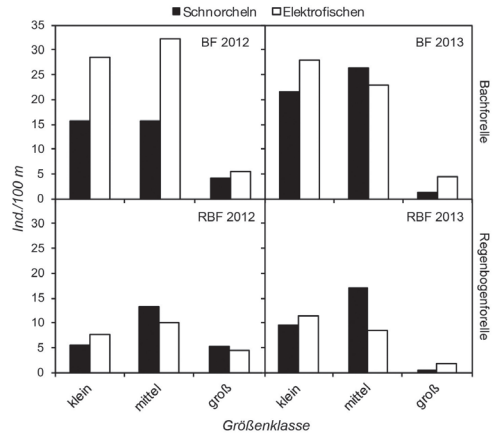


Abb. 8: Größenklassen der Bach- (oben) und Regenbogenforelle (unten) für die Jahre 2012–2013, gezählt bei Unterwasserbeobachtungen (schwarz) und gefangen bei Elektrofischungen (weiß), aufgeteilt in drei Größenklassen.

Die Gegenüberstellung der Größenklassen zeigte, dass die zwei Datensets für Bach- und Regenbogenforellen ähnliche Resultate liefern (Abb. 8). Besonders im Fall der Regenbogenforelle wurden in beiden Untersuchungs-jahren weitgehend übereinstimmende Ergebnisse erbracht. Im Jahr 2012 erscheinen die Abweichungen bei der Bachforelle auf den ersten Blick gravierend. Die statistische Prüfung der Ergebnisse belegt jedoch, dass bei keiner der Gegenüberstellungen ein signifikanter Unterschied besteht.

Diskussion

Um einen Überblick über die Stärken und Einschränkungen der Methoden Schnorchele und Elektrofische zu bekommen, verweisen wir auf Tab. 2. In folgendem Kapitel gehen wir nochmals auf die Ergebnisse der Studie ein, um anschließend jene Faktoren zu diskutieren, die in der Ois den größten Einfluss auf die Ergebnisse hatten.

Übereinstimmung der Methoden

Zieht man den Datensatz beider Untersuchungs-jahre heran, so betragen die Schnorchelezählungen durchschnittlich 86 % der Bestandsberechnungen der Elektrofischung (Abb. 6). Auch der Vergleich der Größenklassen zeigte eine hohe Übereinstimmung (Abb. 8). Im Detail konnten jedoch Unterschiede in Bezug auf die Fischarten, die Habitate und die Jahre (Teams) festgestellt werden. Generell übertrifft das hohe Maß der Übereinstimmung jenes anderer Studien. Mullner et al. (1998) verglichen beide Methoden mittels Zählung von Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis*), Regenbogenforellen und Cutthroat-Forellen (*Oncorhynchus clarkii*). Hierbei betragen die Schnorchelezählungen 65 % der Elektrofischung. In der Studie von Thurow & Schill (1996) kamen die Schnorchelezählungen von Stierforellen (*Salvelinus confluentus*) auf 75 % der Elektrofischungen. Die von Wildman & Neumann (2003) untersuchten Bachforellen und Bachsaiblinge kamen auf 66 %. Zu erwähnen ist, dass im Gegensatz zu den Zählungen an der Ois auch Brutfische berücksichtigt wurden. Wie einleitend bereits erwähnt, wird diese Größenklasse von Schnorchlern leicht übersehen (Heggenes et al., 1990; Thurow & Schill, 1996), wodurch das bessere Ergebnis an der Ois im Vergleich zu den eben zitierten Studien erklärt werden könnte.

Dass es zu unterschiedlich guten Ergebnissen in den verschiedenen Habitaten kommt, wurde auch in anderen Studien belegt. Hankin & Reeves (1988) beispielsweise berechneten eine sehr hohe Korrelation von $r = 0,98$ für die Abundanz von 1+ Steelhead-Forellen in Furten. In den Kolken korrelierten beide Methoden weniger gut ($r = 0,61$). Die Ursachen dafür sind in der Habitatausprägung und den damit verbundenen methodischen Einschränkungen zu suchen beziehungsweise aber auch in der Habitatnutzung.

Rinner

Der Rinner ist der einzige Habitattyp, bei dem fast ausnahmslos eine höhere Stückzahl mittels der Schnorchelmethode festgestellt wurde (Tab. 1). Der Grund hierfür scheint in den Habitateigenschaften und im Verhalten der Fische zu liegen. Die Rinner in der Ois weisen mittlere Maximaltiefen von knapp 70 cm auf. Die Fließgeschwindigkeit ist deutlich höher als in den Kolken. Die Schnorchler haben bemerkt, dass unter solchen Umständen die Fische erst sehr spät Fluchtversuche unternehmen und die Schnorchler sie somit visuell gut erfassen können. Heggenes et al. (1990) beschrieben dies genauso. In Bezug auf die Elektrobefischungen ist anzunehmen, dass die Habitatcharakteristika (Tiefe, Fließgeschwindigkeit) dafür verantwortlich sind, dass in manchen Fällen betäubte Fische, ohne vom Befischungsteam entdeckt zu werden, stromabwärts driften. Unter solchen Umständen scheint es, dass Schnorcheldaten vertrauenswürdiger sind, wenn sie von erfahrenen Personen ermittelt werden.

Furt

In den Furten war die Abundanz der Bachforellen höher, wenn sie mit E-Befischungsdaten berechnet wurde. Für die Regenbogenforelle brachten in diesem Habitattyp beide Methoden ähnliche Ergebnisse (Tab. 1). Dies kann vorwiegend durch das artspezifische Verhalten erklärt werden, ist aber auch im Zusammenhang mit den Habitateigenschaften zu sehen. Furten sind generell aufgrund ihrer seichten Wasserführung und der groben Substratfraktionen schwer zu bearbeiten. Oft mussten die Schnorchler über weite Distanzen über den Flussgrund robben. Die Sicht war hierbei sehr eingeschränkt, vor allem durch die Substratklassen Meso- ($\varnothing 6,3 - 20$ cm) und Makrolithal ($\varnothing 20 - 40$ cm), welche besonders die Sicht auf juvenile Bachforellen verhinderten, die sich dahinter versteckten. Im Vergleich dazu weist die juvenile Regenbogenforelle ein deutlich aktiveres Verhalten auf, womit sie auch leichter zu entdecken war.

Heggenes et al. (1990) stellten ebenfalls fest, dass Schnorchler juvenile Bachforellen und juvenile Atlantische Lachse (*Salmo salar*) in Habitaten mit grobem Substrat und hoher Strömungsgeschwindigkeit nur sehr schwer ausmachen können. Mittels Elektrofischerei konnte in den seichten, schnell fließenden, grobkörnigen Flussabschnitten eine deutlich höhere Anzahl an juvenilen Individuen gefangen werden (Heggenes et al., 1990). In diesen Tiefen haben die Fische weniger Möglichkeiten dem Stromkreis oder dem Anblick der Anoden- und Kescherführer zu entgehen.

Kolk

Die Fischdichte in den Kolken betrug beim Elektrofischen bis über 300 Ind./100 m und beim Schnorcheln bis über 230 Ind./100 m. Die größte Herausforderung für die Schnorchler bestand demzufolge darin, in Kolken oder auch anderen Habitaten beziehungsweise Abschnitten mit ähnlich hohen Fischdichten, Doppelzählungen zu vermeiden. Solch hohe Stückzahlen bestätigen die methodische Herangehensweise, die Fischarten auf die Schnorchler aufzuteilen beziehungsweise das Habitat in mehreren Durchgängen zu bearbeiten. Des weiteren zeigte sich, dass mit zunehmender Größe der Habitate die Ungenauigkeit stieg. Je schmaler die jeweilige Habitatbreite war, desto leichter war es,

die Fische zu zählen, wenn sie im Talweg des Kolkes an den Schnorchlern vorbeischwammen. Generell ergaben die Auswertungen der Bachforellenbestände in den Kolken der Ois höhere Zahlen, wenn die E-Befischungsdaten herangezogen wurden (*Tab. 1*). Die Hauptursache dafür ist wiederum im Verhalten der Bachforelle zu suchen.

Faktoren, die Bestandsschätzungen beeinflussen

Artspezifisches Verhalten

Die Ergebnisse zeigen, dass die Bestandskalkulationen von Bach- und Regenbogenforellen in der Ois gegenläufige Tendenzen in Bezug auf die Stärke der Methode aufweisen. Zieht man die Differenz aus allen Habitaten in Betracht, dann erzielten die Bestandsschätzungen der Regenbogenforelle mit beiden Methoden annähernd gleiche Ergebnisse. Denn in beiden Jahren ergaben die Daten der Schnorchelzählungen durchschnittlich nur drei Fische pro 100 m mehr als die E-Befischungsdaten. Bei der Bachforelle hingegen waren die Unterschiede viel deutlicher ausgeprägt (siehe *Tab. 1*).

Die Ursache dafür liegt darin, dass die Regenbogenforelle die freie Wassersäule bevorzugt und nicht an Gewässerstrukturen oder Verstecke gebunden ist. Somit kann sie wesentlich leichter als die Bachforelle von Schnorchlern erfasst werden. Bachforellen leben strukturbezogen und weisen die Fähigkeit der Krypsis (Tarnung) auf. Auch Pert et al. (1997) kamen demnach zu der Schlussfolgerung, dass die festgestellten Variationen in den Zählungen durch diese artspezifischen Verhaltensunterschiede entstehen. Die Bachforelle war in dieser Studie von Schnorchlern schwieriger zu sichten als die Regenbogenforelle, weil sie sich während des Tages unter > 1 m großen Felsen versteckte. Dies führte zu einer deutlichen Unterschätzung der Bachforellenzählungen im Vergleich zu denen der Regenbogenforelle (Pert et al., 1997). Auch in den Kolken der Ois versteckten sich die Bachforellen zwischen oder unter großen Felsen. Sie vertrauten oftmals auf ihre Tarnung, wenn Schnorchler sich ihnen näherten und verharren regungslos (vgl. *Abb. 9*). Diese Individuen können somit nur aus dem richtigen Winkel gesichtet und gezählt werden. Auch aus diesem Grund wurden die Kolke in der Ois mehrmals betaucht und es wurde große Aufmerksamkeit auf die Spalten zwischen den Felsen gelegt. Der Vergleich mit den E-Befischungsdaten zeigte jedoch, dass trotzdem nicht alle Fische gesichtet wurden. Demzufolge erwarten auch Heggenes et al. (1990), dass E-Befischungen höhere Resultate als Betauchungen erzielen, wenn Fische Einstände aufsuchen. Wildman & Neumann (2003) empfehlen, dass Gewässerstrukturen in der Berechnung von Fischdichten basierend auf Betauchungen berücksichtigt werden sollten. In diesem Fall führten Holzansammlungen zu niedrigeren Fischzählungen und erklärten 5 – 33 % der Variation im Vergleich zu E-Befischungen.

Fischgröße

Die Fischgröße beeinflusst, wie leicht ein Fisch von Schnorchlern gesichtet werden kann. Deshalb haben wir großen Wert darauf gelegt, dass, ähnlich wie beim Elektrofischen größenselektives Zählen von Fischen vermieden wird.

Untersuchungen, bei denen die Elektrobefischungsdaten an die Größenklasse der Schnorchelnden angepasst wurden, zeigen, dass es mit wenigen Ausnahmen keine signifikanten Unterschiede in den Längenfrequenzdiagrammen zwischen Schnorchel- und E-Befischungsdaten gibt (z. B. Mullner et al., 1998; Wildman & Neumann, 2003). In unserem Vergleich stellte sich heraus, dass in der Ois beide Methoden imstande waren, in ähnlichem Maße die Populationsstruktur von Bach- und Regenbogenforelle in den drei Größenklassen abzubilden (*Abb. 8*).



Abb. 9: Nahaufnahme von Bachforellen, die sich während Schnorchelzählungen zwischen dem Substrat versteckten.

Foto links: IHG; Foto rechts: Koblinger

Tageszeit und Wassertemperatur

Einige Studien besagen, dass Tageszeit und Wassertemperatur einen signifikanten Einfluss auf Fischzählungen haben, weil das Verhalten der Fische davon abhängig ist. Pert et al. (1997) und Orell & Erkinaro (2007) schreiben, dass adulte Bachforellen untertags Deckung bevorzugen. Aus der Studie von Thurow et al. (2006) geht hervor, dass die Effizienz von Betauchungen bei 1+ Regenbogenforellen in der Nacht höher ist als untertags. Goetz (1994) kam bei seinen Untersuchungen der Stierforelle zu denselben Ergebnissen. Ebenso kann ein Rückgang der Wassertemperaturen bei Salmoniden eine Verlagerung der Aktivität in die Nacht bedeuten (Fraser et al., 1993, 1995). Im Winter verharren Bachforellen <250 mm, aber auch Regenbogenforellen während des Tages passiv in den Lücken des Substrats (Heggnes et al., 1993; Vondracek & Longanecker 1993). Somit ist davon auszugehen, dass nächtliche Fischzählungen zu einer noch besseren Übereinstimmung der beiden Methoden in der Ois führen könnten. Wir empfehlen dennoch die Erhebungen bei Tageslicht aus Gründen der Sicherheit durchzuführen.

Gewässerbreite

Orell & Erkinaro (2007) entdeckten Unterschiede in der Genauigkeit der Schnorchelzählungen in Flüssen von kleiner (5 – 20 m) und mittlerer (20 – 40 m) Breite. In der Ois gab es keine signifikante Korrelation zwischen der Flussbreite (7,6 – 20,3 m in beprobten Habitaten) und den Fischzählungen. Dies lässt die Vermutung zu, dass Schnorchelzählungen in Flüssen mit <20 m Breite die besten Ergebnisse liefern.

Sichtigkeit

Thurow (1994) empfiehlt eine Sichtigkeit von 1,5 – 4 m. In der Ois variierte sie meist zwischen 3 – 4 m, die höchste Sichtweite betrug 4,5 m und die niedrigste 2 m. Für Schill & Griffith (1984) ist die Sichtbarkeit Unterwasser der Hauptfaktor für erfolgreiche Beobachtungen. Die Beziehung zwischen Fischzählungen und der Sichtigkeit scheint aber nicht linear zu sein. Denn wenn die Sichtigkeit zu niedrig ist, lässt sie keine Zählungen zu, wenn sie aber zu hoch ist, fliehen Fische womöglich vor den Schnorchlern bereits aus großer Distanz (Thurow et al., 2001, 2006). Laut Thurow et al. (2006) sind Zählungen von Regenbogen- und Cutthroat-Forellen untertags am erfolgreichsten, wenn die Sichtigkeit 2,5 – 3,5 m beträgt.

Tab. 2: Vergleich der Stärken und Einschränkungen der Methoden Schnorcheln und Elektrofischung.

	Schnorcheln	Quelle	Elektrofischung	Quelle		
Datenerhebung	Störung	Die Taucher können Fische in ihrer natürlichen Umgebung rücksichtsvoll beobachten und erhalten in situ Information	[1] [2]	Stören beziehungsweise Versetzen von Fischen	[2]	
	Mikrohabitat	Identifikation und Messung der exakten Mikrohabitat-Parameter ist möglich	[3]	Nicht möglich		
	Handhabung der Fische	Keine Berührung: geschützte oder sensible Populationen werden nicht gestört	[1]	Mögliche Verletzungen oder Tod: gefährdete Bestände sollten nur sehr restriktiv befischt werden	[4] [5] [6]	
	Artidentifikation	Falschidentifikation möglich		Akkurate Identifikation der Art	[2]	
	Art-spezifisches Verhalten	Schnorchler können getarnte Fische übersehen; tägliche oder saisonale Verhaltensschwankungen können die Ergebnisse beeinflussen	[1] [7] [8]	Fische, die Deckung suchen, können mit größerem Erfolg gefangen werden	[2]	
	Abundanz	Mehrfachzählungen möglich; gröbenselektives Zählen (größere Individuen werden leichter gesehen als kleinere)	[1] [7] [9]	Größere Fische werden leichter als kleinere gefangen; gröbenselektives Keschern soll vermieden werden	[6] [10]	
	Fischgröße	Die Größe könnte falsch geschätzt werden (Unterwasser-Vergrößerung von ~25 %)	[1] [10]	Messung der Fischlänge in mm	[2]	
	Fisch Biomasse	Berechnung der Biomasse ist nicht möglich	[1]	Jeder gefangene Fisch kann gewogen werden		
	Kosteneffektivität	Zeit / Personal	Geringere Zeit / weniger Personal notwendig	[1] [7] [10]	Zeitaufwändig / viel Personal	[7]
		Ausrüstung	Wenig Ausrüstung notwendig (Schnorchel-Untersuchungen können leicht an abgelegenen Orten ohne Zufahrtsstraße durchgeführt werden)	[1]	Eine große Menge an Ausrüstung wird benötigt	
Sonstiges		Seichtes Wasser (< Tiefe, um Taucherbrille unterzutauchen)	[11]	Tiefes Wasser (>250/300 cm)		
		Trübes Wasser	[1] [12]	Zu hohe oder zu niedrige Konduktivität; trübes Wasser	[6]	
	Limitation der Methode	Turbulente Strömungen (artspezifisch)	[2] [8]	Turbulente Strömungen		
		Schwer einsehbare Unterwasserstrukturen limitieren die Genauigkeit der Fischzählungen	[8] [9]	Versteckte, wie unterspülte Ufer od. grobes Sediment oder große Flussbreiten (bei Wabefischungen) reduzieren die Fangwahrscheinlichkeit	[13]	
	Vorteile in	klaren Gewässern (Fische könnten Schnorchler aber auch frühzeitig entdecken und fliehen)	[8] [12] [14]			

Quellen: [1] Thurow et al., 2012; [2] Heggenes et al., 1990; [3] Heggenes et al., 1991; [4] Reynolds & Holliman, o.J.; [5] Schreer et al., 2004; [6] Reynolds & Kolz, 2012; [7] Hankin & Reeves, 1988; [8] Pert et al., 1997; [9] Orell et al., 2011; [10] Mullner et al., 1998; [11] Thurow, 1994; [12] Persinger et al., 2004; [13] Peterson et al., 2004; [14] Thurow et al., 2006.

Reaktion der Fische auf Schnorchler

In der Studie von Orell & Erkinaro (2007) reagierte der Großteil der Atlantischen Lachse auf Schnorchler, indem diese entweder still verharrten oder stromauf flüchteten. Nur wenige flüchteten stromab. Die Schnorchler in der Ois beobachteten ein anderes Verhalten. Bei der ersten Begegnung stand der Großteil der Fische still oder schwamm wenige Meter stromauf, um wenig später stromab am Schnorchler vorbeizuschwimmen.

Als Orell & Erkinaro (2007) Kolke beprobten, entdeckten sie dieselben Verhaltensmuster wie die Autoren es in der Ois taten. In deren Studie blieben 98 % der Lachse im Kolk, nur fünf Individuen flüchteten stromab, nachdem das Habitat zum dritten Mal beschnorchelt wurde. Cunjak & Power (1986) stellten fest, dass man sich den Fischen mindestens auf 1,5 m Distanz nähern kann, bevor diese ihr Verhalten ändern (z. B. Flucht). Wie oben beschrieben, kann diese Distanz unter gewissen Umständen (z. B. in schnell fließenden Rinnern) reduziert werden.

Team

Die Ergebnisse beider Methoden zeigten einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den beiden Jahren. Im Jahr 2012 betrug die Differenz der Fischabundanz 35 Ind./100 m, während sie im darauffolgenden Jahr nur 5 Ind./100 m betrug. Dies könnte darin begründet sein, dass unterschiedliche Teams zum Einsatz kamen. Das zweite Schnorchelteam konnte in den Kolken und Furten mehr Bachforellen sichten als das erste, im Rinne zählten die Schnorchler mehr Bachforellen, als es die E-Befischung ergab (Tab. 1). Bei der Regenbogenforelle waren die Teams gleichmäßig stark. Hier betrug die Differenz zwischen den Methoden in keinem Habitat mehr als 10 Individuen pro 100 m. In der Studie von Orell et al. (2011) war die Effizienz von Unterwasserzählungen niedriger, wenn ein weniger erfahrenes Team (65 – 72 %) statt einem erfahrenen (81 – 82 %) zum Einsatz kam. Grundsätzlich ist daraus abzuleiten, dass vorzugsweise Personen mit Erfahrung eingesetzt werden und im Idealfall das Team nicht oft gewechselt wird. Mit dem Anspruch möglichst exakt zu arbeiten, kann auch die Qualität der Daten deutlich gehoben werden. Im Zusammenhang mit der Teamwahl wollen wir auch darauf hinweisen, dass im Fall von rasch fließenden Bereichen oder Totholzstrukturen auf potentielle Gefahren zu achten ist.

Schlussfolgerung

Der Methodenvergleich verdeutlicht, dass trotz teilweise sehr hoher Fischdichten mit der Schnorchelmethode Bestandsdaten der in der Ois vorkommenden, fischereilich relevanten Arten – Bachforelle, Regenbogenforelle und Äsche – in einer ausreichenden Qualität erfasst werden können, um eine gute Basis für fischereiwirtschaftliche Überlegungen zu liefern. Einschränkungen der Methode können freilich gegeben sein, wie auch die internationale Literatur umfassend aufzeigt. Trübe oder turbulente Gewässer(abschnitte) sind für die Schnorchelmethode gänzlich ungeeignet. Ebenso muss davon ausgegangen werden, dass das Verhalten der Tiere oder auch andere (Umwelt-) Faktoren Einfluss auf die Datenqualität nehmen können. Gegenüber Elektrobefischungen bestehen Vorteile, wie beispielsweise, dass bei Unterwasserbeobachtungen große Flussabschnitte von mehreren hundert Metern bis wenigen Kilometern in einer vergleichsweise kurzen Zeit untersucht werden können, und dass es sich bei der Methode um eine sehr kosteneffiziente Alternative handelt. Bei Bedarf können Beschnorchelungsdaten auch durch eine zusätzliche Elektrobefischung abgesichert bzw. validiert werden. Dass die Schnorchelmethode kein Ersatz für eine wasserrahmenrichtlinienkonforme Beprobung darstellt, steht außer Frage.

Dennoch ist es mit dem Einsatz von geübten beziehungsweise sorgfältig vorgehenden Personen möglich, umfassende und wertvolle Einblicke in die Welt unter Wasser und in die Bestandssituation von Fischpopulationen zu gewinnen. So können genaue Aussagen zur Artenverteilung und zum Populationsaufbau gemacht werden und unter Berücksichtigung der Habitatausstattung und der bearbeiteten Fläche Bestandsgrößen realistisch abgebildet werden. Damit liegen zentrale Kenngrößen vor, die für die Planung und die fischereiliche Nutzung von Fischpopulationen von großer Relevanz sind. Werden die Aufnahmen jährlich wiederholt, lassen sich Bestandsentwicklungen erfassen, also populationsdynamische Prozesse abbilden. Ebenso können Unregelmäßigkeiten oder Einflüsse durch bspw. Prädatoren oder Extremereignisse abgebildet werden. Die richtige Interpretation der Daten, gerade im Fall von festgestellten Defiziten, setzt jedoch ausreichend Kenntnis über fischbiologische und gewässerökologische Grundlagen voraus und sollte unter Einbeziehung von Experten erfolgen.

Unabhängig davon, ob Beschnorchelungen mit dem Ziel der Datenerhebung durchgeführt werden, bietet diese Form der Naturbeobachtung auch die Möglichkeit, Eindrücke von der Unterwasserwelt zu sammeln, die über die Bestandserfassung hinausgehen. Die Nutzung und Verteidigung des Lebensraumes oder das Verhalten bei der Nahrungssuche kann beobachtet werden. Ebenso können Verhaltensunterschiede zwischen den verschiedenen Spezies erkannt werden. Auch Verunreinigungen, sowie Veränderungen im Lebensraum wie beispielsweise in der Substratqualität sind zu beobachten (Versandung, etc.). Es sind also Eindrücke zu sammeln, die insgesamt zu einem besseren Verständnis für die Prozesse und das Leben unter Wasser beitragen und für einen sorgsamen Umgang mit Wildfischbeständen wertvoll sind.

DANKSAGUNG

Unser Dank gebührt Thomas Koblinger, Lucia Sittenthaler und Marcia Sittenthaler für ihre Unterstützung bei den Freilandarbeiten, sowie Manuel Hinterhofer und Ulrich Pulg für ihr wertvolles Feedback zu dem Manuskript. Danke auch an Alban Kuriqi und Mario Eckert.

LITERATUR

- BEV – Eich- und Vermessungswesen, 2005. Österreichische Karte 1:50.000 (ÖK50). Verfügbar unter: www.austrianmap.at (abgerufen am 23. April 2013).
- Cunjak, R.A. und Power, G., 1986. Winter Habitat Utilization by Stream Resident Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1970 – 1981.
- DeLury, D.B., 1947. On the Estimation of Biological Populations. Biometrics 3: 145 – 164.
- Fraser, N.H.C., Metcalfe, N.B., Thorpe, J.E., 1993. Temperature-Dependent Switch between Diurnal and Nocturnal Foraging in Salmon. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 252: 135 – 139.
- Fraser, N.H.C., Metcalfe, N.B., Heggenes, J., Thorpe, J.E., 1995. Low summer temperatures cause juvenile Atlantic salmon to become nocturnal. Canadian Journal of Zoology 73 (3): 446 – 451.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., 1986. A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a Watershed Context. Environmental Management 10 (2): 199 – 214.
- Goetz, F.A., 1994. Distribution and Juvenile Ecology of Bull Trout (*Salvelinus confluentus*) in the Cascade Mountains. Master thesis, Oregon State University.
- Hankin, D.G. und Reeves, G.H., 1988. Estimating Total Fish Abundance and Total Habitat Area in Small Streams Based on Visual Estimation Methods. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 834 – 844.
- Haunschmid, R., Schotzko, N., Petz-Glechner, R., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Spindler, T., Unfer, G., Wolfram, G., Bammer, V., Hundritsch, L., Prinz, H., Sasano, B., 2010. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 - Fische. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII, Wien.
- Hayes, D.S., 2014. The Influence of Recreational Fishery on Salmonid Populations in the Ois River & Comparison of Two Sampling Strategies for Estimating Salmonid Stocks. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

- Heggenes, J., Brabrand, A., Saltveit, S.J., 1990. Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 101 – 111.
- Heggenes, J., Brabrand, A., Saltveit, S.J., 1991. Microhabitat use by brown trout, *Salmo trutta* L. and Atlantic salmon, *S. salar* L., in a stream: a comparative study of underwater and river bank observations. *Journal of Fish Biology* 38: 259 – 266.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindas, O.R., Dokk, J.G., Bremnes, T., 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* 62: 295 – 308.
- Mullner, S.A., Hubert, W.A., Wesche, T.A., 1998. Snorkeling as an Alternative to Depletion Electrofishing for Estimating Abundance and Length-Class Frequencies of Trout in Small Streams. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 947 – 953.
- Orell, P. und Erkinaro, J., 2007. Snorkelling as a method for assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Fisheries Management and Ecology* 14: 199 – 208.
- Orell, P., Erkinaro, J., Karppinen, P., 2011. Accuracy of snorkelling counts in assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*, verified by radio-tagging and underwater video monitoring. *Fisheries Management and Ecology* 18: 392 – 399.
- Peterson, J.T., Thurow, R.F., Guzevich, J.W., 2004. An Evaluation of Multipass Electrofishing for Estimating the Abundance of Stream-Dwelling Salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 462 – 475.
- Persinger, J.W., Orth, D.J., Newcomb, T.J., 2004. A Comparison of Snorkeling Versus Throwable Anode Electrofishing for Evaluating Stream Fish Habitat Use. *Journal of Freshwater Ecology* 19 (4): 547 – 556.
- Pert, E.J., Deinstadt, J.M., Erman, D.C., 1997. Evidence of Differential Detectability of Lotic Adult Rainbow and Brown Trout: Implications for Habitat Use Inference from Direct-Underwater Observation. *Journal of Freshwater Ecology* 12 (3): 359 – 365.
- Reynolds, J.B. und Holliman, F.M., o.J. Guidelines for Assessment and Reduction of Electrofishing-Induced Injuries in Trout and Salmon. Verfügbar unter: <https://www.sfos.uaf.edu/shockingnews/effects/guidelines/studyguide.html> (abgerufen am 25. März 2016).
- Reynolds, J.B. und Kolz, A.L., 2012. Electrofishing. 267 – 304, in: Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (editors), 2012: *Fisheries techniques*, 3rd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Schill, D.J. und Griffith, J.S., 1984. Use of underwater observations to estimate cutthroat trout abundance in the Yellowstone River. *North American Journal of Fisheries Management* 4: 479 – 487.
- Schreer, J.F., Cooke, S.J., Connors, K.B., 2004. Electrofishing-induced cardiac disturbance and injury in rainbow trout. *Journal of Fish Biology* 64: 996 – 1014.
- Seber, G.A.F. und Le Cren, E.D., 1967. Estimating Population Parameters from Catches Large Relative to the Population. *Journal of Animal Ecology* 36: 631 – 643.
- Thurow, R.F., 1994. Underwater Methods for Study of Salmonids in the Intermountain West. General Technical Report, United States Department of Agriculture, Intermountain Research Station, Ogden.
- Thurow, R.F. und Schill, D.J., 1996. Comparison of Day Snorkeling, Night Snorkeling, and Electrofishing to Estimate Bull Trout Abundance and Size Structure in a Second-Order Idaho Stream. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 314 – 323.
- Thurow, R.F., Peterson, J.T., Guzevich, J.W., 2001. Development of Bull Trout Sampling Protocols. Final Report. U.S. Fish and Wildlife Service, Aquatic Resources Division, Lacey.
- Thurow, R.F., Peterson, J.T., Guzevich, J.W., 2006. Utility and Validation of Day and Night Snorkel Counts for Estimating Bull Trout Abundance in First- to Third-Order Streams. *North American Journal of Fisheries Management* 26: 217 – 232.
- Thurow, R.F., Dolloff, C.A., Marsden, J.E., 2012. Visual Observation of Fishes and Aquatic Habitat. 781 – 817, in: Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (editors), 2012: *Fisheries techniques*, 3rd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Vondracek, B. und Longanecker, D.R., 1993. Habitat selection by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in a California stream: implications for the Instream Flow Incremental Methodology. *Ecology of Freshwater Fish* 2: 173 – 186.
- Wildman, T.L. und Neumann, R.M., 2003. Comparison of snorkeling and electrofishing for estimating abundance and size structure of brook trout and brown trout in two southern New England streams. *Fisheries Research* 60: 131 – 139.
- Woschitz, G. und Honsig-Erlenburg, W., 2002. Mindestanforderung bei quantitativen Fischbestandserhebungen in Fließgewässern, Richtlinie 1/2002.