

Einfluss der
Groppe (*Cottus rhenanus*) auf Überlebensrate und
Wachstum juveniler
Atlantischer Lachse (*Salmo salar*)

Florian Krau

Masterarbeit – Auszüge

- Kurzfassung
- Diskussion der Ergebnisse
- Zusammenfassung und Ausblick

Kurzfassung

Die Populationsgröße der heimischen, bodenbewohnenden Groppe (*Cottus rhenanus*) hat sich in der rheinland-pfälzischen Nister in den letzten Jahren dramatisch erhöht. Die bevorzugten Habitate überschneiden sich mit den Laich- und Aufwuchshabitaten einer Population vom Aussterben bedrohter Atlantischer Lachse (*Salmo salar*). Obwohl zahlreiche Studien die Prädation von Vertretern der Gattung *Cottus* auf juvenile Stadien verschiedener Salmoniden belegen, war der Einfluss der Groppe auf Wachstum und Überlebensrate des Atlantischen Lachses bisher nicht untersucht worden, was in der vorliegenden Arbeit überprüft werden soll.

In einem Freilandversuch wurde der Groppenbestand dreier Versuchsstrecken in der Äschenregion der Nister, von denen zwei mittig zur Fließrichtung durch Netze und eine quer zur Fließrichtung durch einen Steinwall getrennt wurden, mittels Removal-Befischungen bestimmt, der Bestand einseitig ausgedünnt und anschließend beidseitig mit juvenilen Lachsen der AK 0+ (Parr-Stadium) besetzt. Zur Überprüfung der Prädation wurden Magenanalysen im Freiland sowie Laborversuche in drei Rundbecken mit Groppen verschiedener Größen und juvenilen Lachsen durchgeführt.

Im Freiland war die Totallänge der Lachse in Bereichen mit ausgedünntem Groppenbestand signifikant höher, als in Bereichen mit normalem Bestand. Die Überlebensrate im Bereich mit verringertem Groppenbestand lag 2%, bzw. 6,3% (Netzstrecken) über der der Lachse im Bereich mit normaler Groppendichte. Die Laborversuche ergaben signifikante Unterschiede in den Längen mit kleinen Groppen vergesellschafteter Lachse sowie verringerte Überlebensraten in allen Ansätzen mit Groppen bis zu nahezu voll-ständigem Verlust aller Lachse.

Die Ergebnisse der Nahrungsanalyse verdeutlichen die generalistische Ernährungsweise der Groppe und legen nahe, dass sie in den festgestellten Dichten in der Nister substantiellen Einfluss auf Rekrutierung und Wachstum juveniler Salmoniden, sowohl aus Naturvermehrung, als auch Besatz, haben kann. Es wird diskutiert, worin einerseits die Ursachen der hohen Dichten liegen und andererseits inwiefern man dem Einfluss der Groppe durch eine Anpassung des Lachsbesatzes mit fortgeschritteneren Entwicklungsstadien im Spätsommer sowie durch Wiederherstellung der gewässertypischen Fischartengemeinschaft mit natürlichen Prädatoren, entgegenwirken kann.

Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen auf, dass die Groppe bei den aktuell in der Nister vorliegenden Dichten durch Prädation und Konkurrenz signifikanten Einfluss, sowohl auf das Wachstum, als auch auf die Überlebensrate, und damit auf die Rekrutierung juveniler Atlantischer Lachse hat.

Zum ersten Mal seit der Überarbeitung der Taxonomie der Gropfen durch Freyhof et al. (2005) (Freyhof *et al.* 2005) wurde die Artzugehörigkeit der Gropfenpopulation der Nister überprüft und erwartungsgemäß eindeutig als *Cottus rhenanus* identifiziert. Da die Unterscheidung von *C. rhenanus* und *C. gobio* jedoch hauptsächlich auf genetischen Merkmalen, und nicht auf Unterschieden in der Ökologie der Arten basiert, hat dies keinen Einfluss auf die Aussagekraft der Ergebnisse. Im Folgenden werden daher Ergebnisse aus Studien über die Ökologie von *C. gobio* im selben Umfang auch für *C. rhenanus* herangezogen und umgekehrt. Im Folgenden ist mit „Groppe“ *C. rhenanus* gemeint. Andere Arten werden unter Nennung des lateinischen Artnamens angeführt.

Indirekte Effekte

Die bei den Untersuchungen angefertigten Fangprotokolle bestätigen einen Trend, der sich in der Nister seit Jahren herausbildet. Die Fischartengemeinschaft wird von den drei Kleinfischarten Groppe, Schmerle und Elritze dominiert, deren relative Anteile und Dichten je nach Substrat und Strömungsverhältnissen variieren. Eine Auflistung der typischen Artenzusammensetzung der Nister, wie sie noch 1995 vorlag, findet sich in Fangprotokollen aus Schneider (1998). Der Vergleich zwischen 1995 und den im Rahmen dieser Arbeit aufgenommenen Daten gestaltet sich insofern schwierig, da neben unterschiedlichen Probestellen auch anderes Gerät verwendet wurde. Die hier gewonnenen Ergebnisse ähneln jedoch der Datenlage aus dem Jahr 2009 (Schneider 2009), als vier 1995 befischte Probestellen mit identischem Fischereigerät und –aufwand zur gleichen Jahreszeit erneut untersucht wurden.

Beobachtet wurden, neben der extremen Zunahme der Bestände von Groppe, Elritze und Schmerle (*Abbildung*), Bestandseinbrüche bei nahezu sämtlichen größeren gewässertypischen Fischarten (*Abbildung*). Ausnahmen bilden der Aal und die Äsche, deren Bestände sich bereits 1995 auf niedrigem Niveau befanden sowie die durch Besatz gestützten Bestände von Lachs und Bachforelle. Wurden 1995 noch 15 Arten registriert, so waren es 2009 noch 10, die Speciesrichness sinkt dramatisch. *Abbildung* zeigt außerdem, dass die meisten der

festgestellten Arten nur noch mit vereinzelt Individuen nachgewiesen wurden. Döbel, Hasel und Gründling weisen massive Bestandseinbrüche auf. Die 1995 noch dominante Nase war 2009 nur noch subrezent nachzuweisen, Barbe (1995 subdominant) und Schneider (1995 dominant) fehlen gänzlich. Dies erklärt den deutlichen Rückgang des Shannon-Index, da dieser neben der Artenzahl auch die relativen Häufigkeiten berücksichtigt.

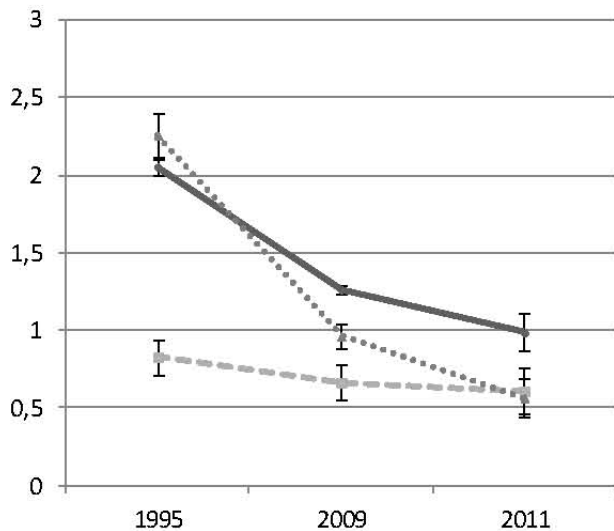


Abbildung 1: Vergleich Diversitäts-Indices. Shannon-Index H_s (durchgezogen), Species-Richness (gepunktet) und Evenness E (gestrichelt). Die Daten basieren für 1995 und 2009 auf der Mittelung vier identischer Probestellen (Ni1, Ni3b, Ni3, Ni4). Die Daten für 2011 basieren auf der Mittelung der 1. Removal-Befischungen aller drei Probestellen.

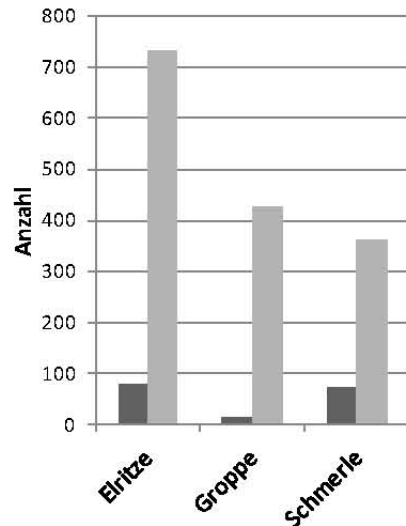


Abbildung 2: Bestandsentwicklung Elritze, Groppe und Schmerle. Gesamtnachweise in den Probestellen Ni1, Ni3b, Ni3, Ni4 aus 1995 (dunkelgrau) und 2009 (hellgrau).

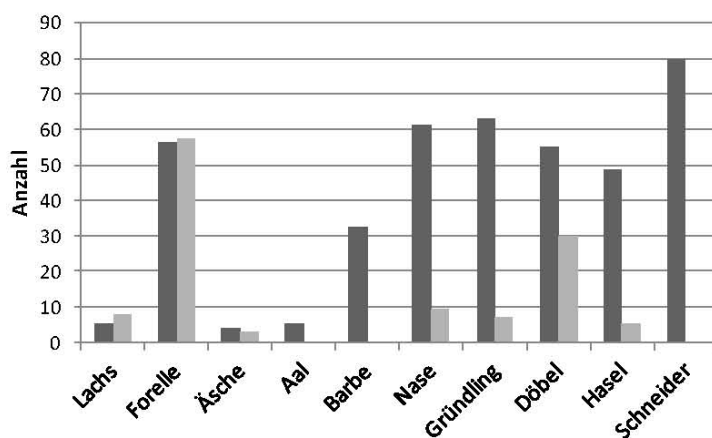


Abbildung 3: Bestandsentwicklung gewässertypischer Fischarten in der Nister. Gesamtnachweise in den Probestellen Ni1, Ni3b, Ni3, Ni4 aus 1995 (dunkelgrau) und 2009 (hellgrau).

Tabelle 1: Dominanzen gewässertypischer Fischarten. Vergleich zwischen den Daten aus 1995 und 2009 sowie den Daten der 1. Removal-Befischung.

| | Lachs | Forelle | Äsche | Aal | Schmerle | Groppe | Barbe | Elritze | Nase | Gründling | Döbel | Hasel | Schneider |
|------|---------|---------|---------|---------|----------|--------|---------|---------|---------|-----------|---------|---------|-----------|
| 1995 | subrez. | subdom. | subrez. | subrez. | dom. | rezed. | subdom. | dom. | dom. | dom. | subdom. | subdom. | dom. |
| 2009 | subrez. | subdom. | spor. | --- | dom. | dom. | --- | eudom. | subrez. | subrez. | rezed. | spor. | --- |
| 2011 | spor. | subrez. | --- | --- | eudom. | dom. | --- | dom. | --- | spor. | Spor. | spor. | --- |

eudom. = eudominant, dom. = dominant, subdom. = subdominant, rez. = rezedent, subrez. = subrezedent, spor. = sporadisch

Die Eveness sinkt schwächer, allerdings auch weil schon 1995 Aal, Lachs und Äsche sowie andere sporadisch auftretende Arten, nur in geringen Individuenzahlen nachgewiesen wurden. Allerdings wird der schlechtere Wert 2009 hauptsächlich durch die hohen Anteile von Elritze, Schmerle und Groppe verursacht. Die Daten dieser Arbeit bestätigen dabei diese Entwicklung. Zwar waren die Methoden unterschiedlich, die spätere Jahreszeit und die dadurch normalerweise vorhanden juvenilen Stadien verschiedener vor allem kieslaichender Arten (Barbe, Döbel, Hasel, Äsche) hätten jedoch eher zu einer Überschätzung der Indices führen müssen. Stattdessen sinken die Werte weiter.

Diese simultanen Einbrüche von Nase, Barbe, Döbel und Hasel und in RLP gefährdeten Arten wie dem Schneider korrelieren dabei zeitlich mit dem Auftreten des Kormorans (Schneider 2005b). Dieser Zusammenhang wurde auch an zahlreichen anderen kleinen Fließgewässern beobachtet (vgl. (Guthörl 2006)). Der Fraßdruck des Kormorans auf verschiedene Fischpopulationen ist dabei meist asymmetrisch und betrifft vor allem den Mittelbau der Fischbestände (Blasel). Die Auswirkungen auf die Fischbestände kleiner Fließgewässer sind dabei meist unabhängig von der Kormorandichte (Guthörl 2006), sodass selbst eine Reduktion des Vogelbestandes meist keine unmittelbaren Bestandserholungen mit sich bringt. In der Nister könnten die geringen Bestände von fakultativ piscivoren Arten wie Döbel und Barbe (aber auch Aal) sowie niedrige Bestände von adulten Bachforellen (unklarer Einfluss der Angelfischerei) ursächlich für die starken Bestandszunahmen von Groppe, Elritze und Schmerle sein (vgl. (Nilsson & Persson 2005)). Anders als bei der Bachforelle hat die Angelfischerei auf Döbel, Barbe und Nase nur geringen oder keinen Einfluss, da diese als Sportfische nicht begehrt sind.

Parallel zum Einbruch vieler Fischarten trat in der Nister starkes Algenwachstum auf, obwohl keine zusätzlichen Belastungsquellen registriert wurden (Nagel & Hugo 2011). Zunächst wurde ab 2003 eine Zunahme von Diatomeen verzeichnet. Seit 2008 treten fädige Grünalgen, mit Massenvorkommen 2010 und 2011, in den Vordergrund. Meist werden herbivore Makrozoobenthos-Taxa als vorwiegende Regulatoren der Algenbiomasse angesehen (vgl.

(Hart 1985; FEMINELLA *et al.* 1989; Feminella & Hawkins 1995; Bohle 1995). Verschiedene Studien zeigen jedoch, dass Fische in Fließgewässern die wichtigsten Herbivoren sein können (Power *et al.* 1985; Power *et al.* 1989). So zeigte Stewart (1987), dass die Biomasse benthischer Algen selbst bei Zugabe von Nährstoffen (N, P) nicht zunahm, solange sich die Bestände einer herbivoren Elritzenart (*Campostoma anomalum*) auf normalem Niveau befanden. Reduktion oder vollständige Entfernung der Elritzen resultierte in signifikanter Zunahme der Algenbiomasse in den Versuchsstrecken.

So dürfte der obligat herbivore Nase mit ihren einst starken Beständen von ca. 30.000 (Schneider 1998b) Fischen im Unterlauf der Nister eine große Bedeutung bei der top-down Kontrolle der Biomasse benthischer Algen zugekommen sein. Vermutlich führte die Abweidung von bevorzugten Diatomeen durch die Nase indirekt auch zur Kontrolle sympatrisch vorkommender Grünalgen. Zudem beschreibt Balestrieri (2006) (Balestrieri *et al.* 2006) dass fädige Grünalgen den Großteil der Nahrung bei Magenanalysen des Döbels ausmachten. Döbel waren bis Ende der 1990er Jahre eine der dominierenden Fischarten der Nister (*Abbildung* und *Tabelle 1*). Auch diese denkbare top-down Kontrolle der Algenbiomasse fehlt in der Nister heute nahezu völlig. Welchen Einfluss Nase und Döbel, sowie andere herbivore Arten, jedoch spezifisch auf die Abundanz und die Zusammensetzung der Algengemeinschaft in der Nister hatten ist unklar und bedarf eingehender Untersuchungen (siehe *Kapitel 5*).

Eine Zunahme der Algenbiomasse kann zudem auch indirekt durch die Anwesenheit von (vorwiegend benthischen) Prädatoren verursacht bzw. verstärkt werden. McIntosh *et al.* (McIntosh & Townsend 1996) zeigten 1996, dass die Aktivität einiger herbivorer Taxa des Makrozoobenthos durch die bloße Anwesenheit von Bachforellen dahingehend verändert wurde, dass durch verringerte Exposition weniger Algenfraß stattfand. Kohler und McPeck (1989) beobachteten diesen Effekt bei der Interaktion von *C. bairdi* mit Larven von *Baetis* sp., deren Fraßaktivität und Aufenthalt auf Nahrungsgründen ebenfalls signifikant verringert wurde. Dahl (1998) (Dahl 1998) wies in enclosure-Versuchen nach, dass *C. gobio* die Biomasse benthischer Algen auch durch direkte Prädation verschiedener herbivorer Makrozoobenthos-Taxa vergrößerte, zusätzlich zu dem hier ebenfalls wahrscheinlichen Einfluss auf die Aktivität der Beuteorganismen. Die festgestellten starken Groppenbestände der Nister, zusammen mit der ebenso abundanten benthivoren Schmerle (Welton *et al.* 1991; Fischer 2000; Kottelat & Freyhof 2007), könnten so einerseits indirekt über Aktivitätsänderungen, andererseits direkt über die Reduzierung der Biomasse herbivorer

Makrozoobenthos-Taxa das Algenwachstum in der Nister begünstigen. Die Bestandszunahmen von Groppe und Schmerle könnten so ein wesentlicher Faktor in der Ursachenkette der schlechten Wasserqualität sein, die sich in pH-Werten von bis zu 9,9 (Hugo 2011) ausdrückt. Die großen Schwankungen der pH-Werte und der Sauerstoffsättigung des Wassers, vor allem aber die Kolmatierung des Interstitials durch biogenes Feinsediment nach Absterben der Algen, könnten zusammen mit anderen Faktoren (s.u.) die Rekrutierung von juvenilen Lachsen in der Nister ernsthaft gefährden. Die theoretischen Beziehungen, die zwischen den verschiedenen angesprochenen Arten und abiotischen Faktoren bestehen könnten sind in Anhang XXX dargestellt. Eine Wiederherstellung der natürlichen Artenzusammensetzung mit herbivoren und piscivoren Fischarten könnte das Algenwachstum einerseits durch direkten Fraß (Nase, Döbel), andererseits durch die Kontrolle der Bestände von kleinen benthivoren Fischarten durch Prädatoren (Bachforelle, Barbe, Döbel, Aal) und mechanische Entfernung durch Substratumlagerung (Bioturbation durch die Barbe, vgl. Statzner B. 2011) effektiv und nachhaltig begrenzen.

Neben indirekten möglichen Effekten der Groppe auf das Wachstum benthischer Algen in der Nister gibt es auch einen möglichen Einfluss auf die Ernährung von sich vorwiegend aus der Drift ernährenden Fischarten wie dem Lachs. Winkelmann (2008) zeigte, dass die Drift von Larven des für Salmoniden generell wichtigen Beute-Taxas *Baetis* sp. durch die Aktivität von *C. gobio* signifikant verringert wurde (Winkelmann *et al.* 2008), Ähnliche Auswirkungen sind auch für andere Taxa denkbar und wahrscheinlich. Da die Drift eine Grundlage der Verbreitung vieler Makrozoobenthos-Taxa darstellt (Waters 1972; Townsend & Hildrew 1976), könnte eine hohe Groppendichte signifikanten Einfluss auf die Verteilung und Abundanz verschiedener Arten haben. Der Einfluss der hier festgestellten starken Bestände der Groppe muss dahingehend genauer untersucht werden. Auch die Bestände der Elritze könnten durch Nutzung gleicher Nahrungsquellen in Konkurrenz mit Lachsen treten und so Einfluss auf Ernährungszustand und Fitness dieser haben (Hesthagen *et al.* 1992). Borgstrom *et al.* (1996) dokumentierten einen erheblichen negativen Einfluss der Elritze auf die Rekrutierung von Forellen (Borgstrom *et al.* 1996). Neben diesen indirekten Effekten stehen direkte Interaktionen der Groppe mit juvenilen Lachsen im Mittelpunkt dieser Arbeit, die bis dato in der Literatur nicht ausreichend behandelt wurden.

Direkte Effekte

Zum Zeitpunkt dieser Arbeit lagen keine Studien vor, die die Groppe (bzw. *C. gobio*) als direkten Prädator juveniler Atlantischer Lachse belegen. Bisherige Studien untersuchten zwar die Überlappung von Habitatnutzung und Nahrung beider Arten, fanden jedoch keine negative

Beeinflussung der Lachse (Pihlaja *et al.* 1998a). Palm *et al.* (2009) erklären dies jedoch mit den niedrigen Beständen der sich in den untersuchten Gewässern noch in der Ausbreitung befindlichen *C. gobio* (Pihlaja *et al.* 1998b). Gabler *et al.* (2001) (Gabler *et al.* 2001) zeigten, dass sich die Nahrung beider Arten zwar aus dem Makrozoobenthos rekrutiert, *C. gobio* sich allerdings hauptsächlich von Organismen im Interstitial, die Lachse von Organismen auf der Substratoberfläche und aus der Drift ernähren. Dennoch postulieren Gabler *et al.* (2001), dass eine Konkurrenz um Nahrungsressourcen zwischen beiden Arten bestehen könnte, da die Rekrutierung von Atlantischen Lachsen in Gewässern mit Groppen niedriger ausfallen, als in Systemen ohne Groppen. Prädation wird von den Autoren allerdings als potentieller Faktor der niedrigeren Rekrutierungsrate nicht diskutiert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit weisen jedoch auf, dass niedrige Rekrutierungsraten und die damit verbundene Mortalität das Resultat aus einer Kombination von Stress und Prädation sein kann. Da selbst Lachse von bis zu 70 mm noch erbeutet werden können (Schneider 2009), erstreckt sich die Phase des Prädationsrisikos von der Eiablage im Interstitial im Herbst bis mindestens in den Spätsommer des folgenden Jahres. Die mit Stress verbundenen Ausweichreaktionen könnten sich negativ auf das Wachstum auswirken. Die Risikoverringerng durch Verdriften nach der Emergenz (Brännäs 1995) spielt nur bei natürlicher Vermehrung eine Rolle, nicht jedoch beim Besatz territorialer Parrs, sodass bei letzteren die Prädation direkt von der Groppendichte im Besatzgebiet abhängig ist. Auch bei natürlichem Aufwuchs ist die Effizienz des Verdriftens zur Prädationsrisikominderung bei den festgestellten Groppendichten in Frage zu stellen.

Diese benthische Ernährungsweise im Interstitial führt bei großen Groppenbeständen zwangsläufig zur Überschneidung vom bevorzugten Habitat und damit den Nahrungsgründen der Groppe und Laichplätzen von Lachsen und anderen Kieslaichern wie bspw. Äsche, Barbe und Nase (Kottelat & Freyhof 2007). Zahlreiche Studien über nordamerikanische Vertreter der Gattung *Cottus* belegen den Fraß von Eiern und Larven verschiedener Salmoniden. Insgesamt wurde Prädation bei fünf Arten nachgewiesen (*C. aleuticus*, *C. asper*, *C. bairdi*, *C. cognatus*, *C. hypselurus*). Mit *C. cognatus* und *C. bairdi* befinden sich darunter Arten, die der heimischen Groppe nicht nur in der Ökologie, sondern auch in der maximalen Körperlänge ähneln (vgl. (Morrow 1980; Kottelat & Freyhof 2007). Im Vordergrund der Studien stand meist der Eifraß verschiedener Arten (Savino & Henry 1991; Savino *et al.* 1999; Biga *et al.* 1998; Fitzsimons *et al.* 2006). Foote und Brown (1998)(Foote & Brown 1998) wiesen sogar

aktive Aggregation von *C. cognatus* und *C. aleuticus* auf Laichplätzen des Rotlachs (*Oncorhynchus nerka*) nach und beobachteten substantiellen Eifraß in den Laichbetten. Generell steigt die Rate des Eifraßes mit der Substratgröße durch größere Interstitialräume für die freie Bewegung der Groppen (Phillips & Claire 1966; Biga *et al.* 1998).

Denselben Zusammenhang fand Krau (Krau 2011) für den Fraß von *S. trutta*-Laich durch die Groppe in der Nister. Die Prädationsrate in groben Substrat (60 mm +/- 7Std) betrug 81,3% und auch im natürlichen Substrat war die Prädationsrate mit 20% beachtlich. Auch Palm *et al.* (2009), dass der Fraß von *S. salar*-Laich durch *C. gobio* in grobem Substrat substantiell (83% bei 62 mm Substratdurchmesser) sein kann. Die Nister ist in weiten Teilen von solchen Substratgrößen geprägt (Schneider 2009), die beobachteten niedrigeren Rekrutierungsraten von Lachsen in Bereichen mit großen Groppenpopulationen dürften daher auch auf Eipredation zurückzuführen sein. Es ist anzumerken, dass der Effekt groben Substrats auf Prädation von Eiern und juvenilen Lachsen genau entgegengesetzt ist. Bietet eine Zusammensetzung des Sediments aus gröberen Substratklassen den juvenilen Lachsen ausreichend Versteckmöglichkeiten um hohe Überlebensraten zu garantieren (siehe *Kapitel 4.1.1*), so sind es doch gerade jene Substrate, in denen die höchste Prädationsrate auf Eier zu erwarten ist. Da Lachse jedoch mit überragender Präzision ihre Geburtsstätten, bzw. ihren Besatzort, zum Laichen aufsuchen, wird der Konflikt mit der Groppe durch Besatz in diesen Strecken in die nächste Generation verlagert.

Auch Ward *et al.* (2008) (Ward *et al.* 2008a) fanden, dass die Dichte von *C. cognatus* negativ mit der Rekrutierung Atlantischer Lachse korreliert. Solche Effekte wurden bei Prädation durch Salmoniden nicht beobachtet (Henderson & Letcher 2003; Ward *et al.* 2008a), wahrscheinlich auch deshalb, da sie sich aus der Drift von den Lachsen ernähren, die kein Territorium etablieren konnten (bzw. als Parr verdrängt wurden) und von vornherein eine niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit haben (Bujold *et al.* 2004). Benthische Prädatoren wie die Groppe erbeuten jedoch neben Eiern auch diejenigen Lachse, die nach der Emergenz feste Territorien etabliert haben und dadurch natürlicherweise die höhere Überlebensrate aufweisen würden (Keenleyside & Yamamoto 1962; Brännäs 1995; Aas *et al.* 2010). Dies erklärt auch die überaus wichtige Tatsache, warum generalistische, benthische Prädatoren die bei Salmoniden typische dichteabhängige Mortalität (Milner *et al.* 2003) umkehren können (Ward *et al.* 2008b).

Während dies gegebenenfalls keinen Effekt auf gesunde, sich selbst-tragende Lachsbestände hat, können durch andere Faktoren geschwächte oder gar vom Aussterben bedrohte

Populationen ernsthaft durch große Bestände eines generalistischen und benthischen Prädators gefährdet werden, was zum kompletten Ausfall ganzer Jahrgänge führen kann (Ward *et al.* 2008b). Dieser Zusammenhang wurde auch bei Prädation von *C. cognatus* auf Saiblinge (*Salvelinus namaycush*) beobachtet (Savino & Henry 1991). In der Nister treffen die überaus abundante Groppen und der im Wiederaufbau befindliche Lachsbestand (Schneider 2010) zusammen. Das Resultat könnte zusammen mit weiteren Faktoren, wie der schlechten Wasserqualität, eine nicht zu unterschätzende Gefahr für den Fortbestand der aufgebauten Lachspopulation und das Wiederansiedlungsprojekt Lachs 2020 in der Nister darstellen. In 2011 wurden Lachse aus natürlicher Reproduktion erneut nur in sehr geringen Dichten angetroffen (Schneider, mündl. Mitteilung).

Die direkte Prädation von *C. gobio* auf juvenile Salmoniden (*S. trutta*) wurde in mehreren Experimenten von Gaudin untersucht (Gaudin & Heland 1984; Gaudin 1985; Gaudin & Caillere 2000). Dabei wurden besetzte Brütlinge in einem künstlichen Flusslauf von einem erheblichen Anteil der vorhandenen *C. gobio* gefressen (Gaudin & Heland 1984). Gaudin folgerte jedoch, dass durch den Besatzzeitpunkt der Forellen nach den Groppen die Prädationsrate überschätzt sei, da unter natürlichen Bedingungen das Prädationsrisiko durch Adaption und Verdriftung nach der Emergenz verringert wird (Brännäs 1995; Hawkins *et al.* 2008). Beim Atlantischen Lachs, dessen Bestand in der Nister noch auf jährlichen Besatz mit Brütlingen angewiesen ist, ist dies jedoch der Fall. Naive Besatzfische besitzen das höchste Prädationsrisiko (Berejikian 1995; Hawkins *et al.* 2008). Stark unterstützt wird diese Annahme durch Laborversuch 1, bei dem nahezu sämtliche Lachse innerhalb kürzester Zeit gefressen wurden. Die um 6,3 % niedrigeren Überlebensraten in den Bereichen mit normalem Groppenbestand von Probestelle 2 und 3 könnten sich ebenfalls auf diesem Umstand zurückführen lassen. Die Ergebnisse des 2. Laborversuchs zeigten neben einer verringerten Überlebensrate auch eine signifikant geringere TL der Lachse im Becken mit kleinen Groppen, die durch Stress durch Anwesenheit der Groppen und Prädation durch ein Individuum erklärt werden kann. Ein solches verringertes Wachstum wiederum resultiert darin, dass die Lachse größenbedingt länger in das Beuteschema der Groppen fallen. Durch das Vorhandensein von Groppen entlang des gesamten Längenspektrums ist im Gewässer entsprechend mit einer komplexen Kombination aus Prädation durch ausreichend große Fische, als auch Konkurrenz um Nahrung und Habitat (Gabler *et al.* 2001) und damit Stress zu rechnen, der sich negativ auf das Wachstum auswirkt. Besonders zum Ausdruck kommt dies in Probestelle 3 durch eine signifikant niedrigere mittlere TL im Bereich mit normalem Groppenbestand. Die im Aquarium beobachteten Attacken belegen dabei, dass es trotz der

relativ großen mittleren Länge der Besatzfische von knapp 60 mm zu Prädation auf das gesamte Längenspektrum gekommen sein dürfte. Zwar sind die größten Lachse nur von ausgewachsenen Groppen zu erbeuten, die heterogene Längenverteilung der Besatzfische (Zusammenlegung aus mehreren Chargen) dürfte jedoch ermöglicht haben, dass auch kleinere und mittlere Groppen Beute machen konnten, wie Laborversuch 2 zeigt. Der größte Prädationsdruck sollte naturgemäß auf den kleinsten Lachsen gelegen haben, da hier ein Großteil der Groppen als Prädator in Frage kommt. Ein Indiz hierfür sind die zu Versuchsende festgestellten Längenfrequenzen der registrierten Lachse, die allesamt normalverteilt sind, im Gegensatz zur Längenverteilung der Besatzfische. Allerdings könnte dies auch durch Auswachsen kleinerer Fische in mittlere Längenklassen erklärt werden. Dass trotzdem keine Lachse in den Magenanalysen gefunden wurden kann einerseits durch den geringen Probenumfang, als auch andererseits durch die Verteilung der Prädation auf ein breites Spektrum an Groppenlängen erklären (siehe *Kapitel 4.1.3*).

Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen auf, dass die Groppe (identifiziert als *Cottus rhenanus*) in hohen Dichten in der Nister substantiellen Einfluss auf das Wachstum und die Überlebensrate juveniler Atlantischer Lachse hat. Die Erkenntnisse legen dabei nahe, dass der Einfluss der Groppe neu überdacht werden sollte, da in hohen Bestandsdichten aus dem Gelegenheitsräuber ein effektiv wirkender Prädator werden könnte.

In Labor- und Freilandversuchen wurde gezeigt, dass eine höhere Groppendichte die Überlebensraten der Lachse verringert und einen signifikanten negativen Einfluss auf das Wachstum juveniler Atlantischer Lachse hat. Unter Laborbedingungen trat substantielle Prädation auf, deren Geschwindigkeit und Intensität überraschte, da die untersuchten Dichten jenen im Freiland ähneln bzw. dort auch regelmäßig überschritten werden. Neben direkter Prädation unterdrückte die Anwesenheit der Gropfen das Wachstum der Lachse signifikant. Die Effekte des Prädationsstresses durch größere Gropfen überlagern dabei dichteabhängige intraspezifische Wachstumsfaktoren der Lachse. Eine Kombination aus Prädation und Stress durch Konkurrenz ist im Freiland als Ursache der dort beobachteten hochsignifikanten Unterschiede wahrscheinlich.

Die Ergebnisse der durchgeführten Magenanalysen verstärkten das Bild der Groppe als generalistischem Prädator, der Beute hauptsächlich nach ihrer Häufigkeit aufzunehmen scheint. Dennoch wurden Hinweise für eine eventuelle Spezialisierung einzelner Gropfen auf eine bestimmte Beute, auch juvenile Fische, gefunden. Allein durch die hohen Bestände stellt die Groppe allerdings auch bei generalistischer Ernährungsweise gegenwärtig eine substantielle Gefahr für die Rekrutierung des Atlantischen Lachses in der Nister dar. Aktive benthische Räuber wie die Groppe erbeuten dabei juvenile Lachse, die Territorien etabliert und dadurch unter normalen Voraussetzungen hohe Überlebenswahrscheinlichkeit hätten. Während dies in gesunden Populationen und bei niedriger Abundanz von Prädatoren nur einen geringen Einfluss hat, werden vor allem bereits gefährdete Bestände wie der des Lachses in der Nister durch die äußerst abundante Groppe besonders stark getroffen. Die Prädation dürfte sich dabei sowohl auf Naturvermehrung, als auch auf besetzte Stadien erstrecken.

Der Einfluss der hohen Gropfenbestände auf Wachstum und Überlebensrate juveniler Atlantischer Lachse ist dabei nur eine Komponente einer komplexen Problematik der Nister, da auch die Zusammensetzung und Aktivität des Makrozoobenthos nachhaltig verändert

werden kann. Das in der Nister beobachtete Algenwachstum könnte indirekt durch die Groppe verstärkt werden und zu der beobachteten schlechten Wasserqualität und Belastung durch organisches Feinsediment beitragen. Die verzeichnete Bestandszunahme der Groppe stellt damit in der Nister durch die Kombination direkter und indirekter Auswirkungen, die bei hohen Dichten auftreten, eine Herausforderung für den Bestandsaufbau und Erhalt des Atlantischen Lachses und die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie dar.

Um den Entwicklungen und dem negativen Einfluss hoher Groppendichten auf den Lachs entgegenzuwirken, sind verschiedene Lösungsansätze denkbar. Der beobachteten hohen Prädationsrate zusammen mit den festgestellten hohen Dichten an adulten Groppen kann durch eine veränderte Besatzstrategie begegnet werden. Um prädationsbedingte Verluste zu minimieren ist zu empfehlen, den Lachsbesatz mit fortgeschritteneren Entwicklungsstadien im späten Sommer durchzuführen. Zusätzlich sollten für den Besatz Strecken mit möglichst grobem Substrat ausgewählt werden, da diese im Versuchsverlauf trotz hoher Groppendichte die höchsten Überlebensraten der Lachse aufwiesen.

Allerdings ist zu bedenken, dass genau jene Bereiche mit grobem Substrat substantiellen Eifraß ermöglichen. Um also die langfristige Stabilität der Lachsbestände sicherzustellen, müssen Maßnahmen ergriffen werden, welche die Wiederansiedelung einer gewässertypischen Fischartenfauna ermöglichen, die verschiedene Prädatoren der Groppe umfasst und den Bestand auf natürliche Weise reguliert. Der Effekt der Wiederansiedelung bzw. Bestandsunterstützung verschiedener Arten auf den Bestand der Groppe, aber auch das Algenwachstum, ließe sich in Biomaniplationsexerimenten überprüfen. (Schneider et al. in Vorbereitung). Sollten durch diese Experimente die fehlende Prädatoren als Ursache der hohen Groppendichte identifiziert werden, ginge kein Weg an einem effektiven Management der Kormoranpopulation im Einzugsgebiet der Nister vorbei.

Unter den aktuellen Bedingungen könnte allerdings der Fortbestand der FFH-Art Atlantischer Lachs in der Nister ernsthaft durch die Groppe, ebenfalls eine FFH-Art, gefährdet werden. Hieraus entstünde ein ernst zu nehmender Konflikt im Management von FFH-Gebieten. Daher sollten früh genug jene Maßnahmen ergriffen werden, die das natürliche, sympatrische Vorkommen beider Arten sichern und im Rahmen einer intakten Artengemeinschaft nachhaltig fördern.

Literatur

- (1885) Staatsvertrag zwischen der Schweiz, Deutschland und den Niederlanden betreffend Regelung der Lachsfischerei im Stromgebiet des Rheins.
- (2000) Rheinland-Pfalz. Gewässergütebericht für die Fließgewässer in Rheinland-Pfalz ; Gewässergütekarte im Maßstab 1:200.000 ; Gewässergütekarten und Overheadfolien im Maßstab 1 : 1.000.000 / Bearb.v. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz. Min. f. Umwelt u. Forsten, Mainz.
- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (2010) Atlantic salmon ecology. Wiley-Blackwell, Oxford, Ames, Iowa.
- Andreasson, S. (1971) Feeding habits of a sculpin (*Cottus gobio* L. Pisces) population. *Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm*, **51**, 5–30.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. (2003) Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, **62**, 143–170.
- Ausonius, D.M., Fortunatus, V.H.C., Schönberger, O. & Symmachus, Q.A. (2000) Mosella. P. Reclam jun., Stuttgart.
- Balestrieri, A., Prigioni, C., Remonti, L., Sgrosso, S. & Priore, G. (2006) Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Italian Journal of Zoology*, **73**.
- Bardonnet, A. & Baglinière, J.L. (2000) Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 497–506.
- Beckmann, C., Biro, P.A. & Post, J.R. (2006) Asymmetric impact of piscivorous birds on size-structured fish populations. *Canadian Journal of Zoology*, **84**, 1584–1593. <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/z06-151>.
- Berejikian, B.A. (1995) The effects of hatchery and wild ancestry and experience on the relative ability of steelhead trout fry (*Oncorhynchus mykiss*) to avoid a benthic predator. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **52**, 2476–2482. <Go to ISI>://A1995TV24600017.
- Biga, H.C. (1995) Sculpins as predators of lake trout eggs and larvae: an assessment of their predatory capabilities and constraints. INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR GREAT LAKES RESEARCH, 2200 BONISTEEL BOULEVARD, ANN ARBOR, MI 48109-2099 (USA). 83 p. 1995.
- Biga, H., Janssen, J. & Marsden, J.E. (1998) Effect of substrate size on lake trout egg predation by mottled sculpin. *J. Gt. Lakes Res.*, **24**, 464–473.
- Bilby, R., Fransen, B. & Bisson, P. (1996) Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams: evidence from stable isotopes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 164–173.
- Blasel, K. Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand im Restrhein. *Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg, Fischereibehörde*.
- Bless, R., Lelek, A. & Waterstraat, A. (1998) Rote Liste der in Binnengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.-Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz, H*, **55**, 53–59.
- Bohle, H.W. (1995) Spezielle Ökologie. Limnische Systeme. Springer-Verlag, Berlin.
- Bohlin, T. (1982) The validity of the removal method for small populations—consequences for electrofishing practice. *Institute of Freshwater Research Drottningholm Report*, **60**, 15–18.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T., Rasmussen, G. & Saltveit, S. (1989) Electrofishing — Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, **173**, 9–43.
- Borgstrom, R., Brittain, J.E., Hasle, K., Skjolaas, S. & Dokk, J.G. (1996) Reduced recruitment in brown trout *Salmo trutta*, the role of interactions with the minnow *Phoxinus phoxinus*. *NORDIC J. FRESHWAT. RES*, **72**, 30–38.
- Borne, M.v. (1883) Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. *Hofbuchdruckerei W. Moeser, Berlin*.
- Brännäs, E. (1995) First access to territorial space and exposure to strong predation pressure: A conflict in early emerging Atlantic salmon (*Salmo salar*; L.) fry. *Evolutionary Ecology*, **9**, 411–420.
- Brehm, A.E. (1884) Brehms Thierleben. Allgemeine Kunde des Thierreichs, Achter Band, Dritte Abtheilung: Kriechthiere, Lurche und Fische. Bibliograph. Inst, Leipzig.
- Bujold, V., Cunjak, R.A., Dietrich, J.P. & Courtemanche, D.A. (2004) Drifters versus residents: assessing size and age differences in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 273–282.
- Bürger, F. (1926) Die Fischereiverhältnisse im Rhein im Bereich der preußischen Rheinprovinz. *Zeitschrift für Fischerei*, **24**, 217–398.

- Calow, P. (1973) The food of *Ancylus fluviatilis* (Müll.), a littoral stone-dwelling, herbivore. *Oecologia*, **13**, 113–133.
- Cederholm, C., Kunze, M., Murota, T. & Sibatani, A. (1999) Pacific salmon carcasses: essential contributions of nutrients and energy for aquatic and terrestrial ecosystems. *Fisheries*, **24**, 6–15.
- Chotkowski, M.A. & Marsden, J.E. (1999) Round goby and mottled sculpin predation on lake trout eggs and fry: Field predictions from laboratory experiments. *J. Gt. Lakes Res.*, **25**, 26–35.
- Clary, J.R. (1972) Predation on the Brown Trout by the Slimy Sculpin. *The Progressive Fish-Culturist*, **34**, 91–95.
- Crisp, D.T. (1995) Dispersal and growth rate of O-group salmon (*Salmo salar* L.) from point-stocking together with some information from scatter-stocking. *Ecology of Freshwater Fish*, **4**, 1–8.
- Dahl, J. (1998) Effects of a benthivorous and a drift-feeding fish on a benthic stream assemblage. *Oecologia*, **116**, 426–432.
- Dekker, W. (2003) Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology*, **10**, 365–376.
- DeLury, D.B. (1947) On the estimation of biological populations. *Biometrics*, **3**, 145–167.
- Dirksmeyer, J. (2008) Untersuchungen zur Ökomorphologie der Laichhabitate von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. Univ., Diss.--Köln, 2008. Verl. Natur & Wiss., Solingen.
- Downhower, J.F., Lejeune, P., Gaudin, P. & Brown, L. (1990) Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, **37**, 119–126.
- Elliott, J.M. (2006) Periodic habitat loss alters the competitive coexistence between brown trout and bullheads in a small stream over 34 years. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 54–63.
- Englbrecht, C.C., Freyhof, J., Nolte, A., Rassmann, K., Schliewen, U. & TAUTZ, D. (2000) Phylogeography of the bullhead *Cottus gobio* (Pisces: Teleostei: Cottidae) suggests a pre Pleistocene origin of the major central European populations. *Molecular Ecology*, **9**, 709–722.
- Feminella, J. & Hawkins, C. (1995) Interactions between stream herbivores and periphyton: a quantitative analysis of past experiments. *Journal of the North American Benthological Society*, 465–509.
- FEMINELLA, J.W., Power, M.E. & RESH, V.H. (1989) Periphyton responses to invertebrate grazing and riparian canopy in three northern California coastal streams. *Freshwater Biology*, **22**, 445–457.
- Feunteun, E. (2002) Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecological Engineering*, **18**, 575–591.
- Fischer, P. (2000) Test of Competitive Interactions for Space Between Two Benthic Fish Species, Burbot *Lota lota*, and Stone Loach *Barbatula barbatula*. *Environmental Biology of Fishes*, **58**, 439–446.
- Fitzsimons, J., Williston, B., Williston, G., Bravener, G., Jonas, J.L., Claramunt, R.M., Ellen Marsden, J. & Ellrott, B.J. (2006) Laboratory Estimates of Salmonine Egg Predation by Round Gobies (*Neogobius melanostomus*), Sculpins (*Cottus cognatus* and *C. bairdi*), and Crayfish (*Orconectes propinquus*). *J. Gt. Lakes Res.*, **32**, 227–241.
- Foote, C.J. & Brown, G.S. (1998) Ecological relationship between freshwater sculpins (genus *Cottus*) and beach-spawning sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in Iliamna Lake, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 1524–1533.
- Freyhof, J. (2009) Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). in: Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 2009. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, **70**, 291–316.
- Freyhof, J., Kottelat, M. & Nolte, A. (2005) Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **16**, 107.
- Froehlich-Schmitt, B. (2004) Rhine salmon 2020. Internat. Komm. zum Schutz d. Rheins, Koblenz.
- Gabler, H.M., Amundsen, P.A. & Herfindal, T. (2001) Diet segregation between introduced bullhead (*Cottus gobio* L.) and Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) in a sub-Arctic river. *Arch. Hydrobiol.*, **151**, 609–625.
- Gaudin, P. (1985) Prédation exercée par le chabot (*Cottus Gobio* L.) sur l'alevin de truite commune (*Salmo trutta* L.): taille maximale de capture des alevins par les chabots. *Hydrobiologia*, **122**, 267–270.
- Gaudin, P. & Caillere, L. (2000) Experimental study of the influence of presence and predation by sculpin, *Cottus gobio* L., on the drift of emergent brown trout, *Salmo trutta* L. *Arch. Hydrobiol.*, **147**, 257–271.
- Gaudin, P. & Caillere, L. (1990) Microdistribution of *Cottus gobio* L. and fry of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii/Polish Archives of Hydrobiology*, **38**, 81–93.
- Gaudin, P. & Heland, M. (1984) Influence of Sculpin adults (*Cottus gobio* L.) on Brown Trout (*Salmo trutta* L.) Fry - Experimental study in semi-natural environments. *Acta Oecologica-Oecologia Applicata*, **5**, 71–83.

- Gee, A.S., Milner, N.J. & Hemsworth, R.J. (1978) The effect of density on mortality in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *The Journal of Animal Ecology*, **47**, 497–505.
- Giger, W. (2007) Brandkatastrophe in Schweizerhalle 1986 — Rückblick und Bilanz. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **19**, 11–23.
- Groot, S. de (1989) Literature survey into the possibility of restocking the river Rhine and its tributaries with Atlantic Salmon (*Salmo salar*). RIVO report: MO 88-205/89.2, Ijmuiden, The Netherlands, 56pp.
- Guthörl, V. (2006) Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax Carbo*) auf Fischbestände und aquatische Ökosysteme. Fakten, Konflikte und Perspektiven für kulturlandschaftsgerechte Wildhaltung. Wildland Weltweit Verlag, St. Ingbert.
- Haase, P. (1999) Zoonosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland, Univ, Witzenhausen.
- Hart, D. (1985) Grazing insects mediate algal interactions in a stream benthic community. *Oikos*, 40–46.
- Hasler, A.D. (1966) Underwater guideposts: homing of salmon. Univ. of Wisconsin Press, Madison.
- Hawkins, L.A., Magurran, A.E. & Armstrong, J.D. (2008) Ontogenetic learning of predator recognition in hatchery-reared Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Animal Behaviour*, **75**, 1663–1671.
- Henderson, J.N. & Letcher, B.H. (2003) Predation on stocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**, 32–42.
- Hesthagen, T., Hegge, O. & Skurdal, J. (1992) Food choice and vertical distribution of European minnow, *Phoxinus phoxinus*, and young native and stocked brown trout, *Salmo trutta*, in the littoral zone of a subalpine lake. *Nordic journal of freshwater research. Drottningholm*, **67**, 72–76.
- Hoffmann, A. (1996) Auswirkungen von Unterhaltungs- und Gestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern auf räumlich und zeitlich verschiedene Nutzungsmuster der Koppe *Cottus gobio*. *Fischökologie*, **9**, 49–61.
- Hugo, R. (2011) Bewertung der trophischen Situation der Nister. *Studie zur trophischen Situation der Nister im Auftrag der SGD Nord, Koblenz*.
- IKSR (1999) Tagungsband. [10. - 12. März 1999, BadnerHalle, Rastatt] = Recueil des interventions = Symposiumbundel. IKSR, Koblenz.
- Keenleyside, M.H. & Yamamoto, F.T. (1962) Territorial behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Behaviour*, **19**, 139–169.
- Kennedy, B.P., Nislow, K.H. & Folt, C.L. (2008) HABITAT-MEDIATED FORAGING LIMITATIONS DRIVE SURVIVAL BOTTLENECKS FOR JUVENILE SALMON. *Ecology*, **89**, 2529–2541.
- Kobler, A., Engelen, B., Knaepkens, G. & Eens, M. (2009) Temperament in bullheads: do laboratory and field explorative behaviour variables correlate? *Naturwissenschaften*, **96**, 1229–1233.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007) Handbook of European freshwater fishes. Publ. Kottelat, Cornol.
- Krau, F. (2011) Die Groppe (*Cottus gobio*) als Prädator von Salmonideiern in der Nister (Rheinland-Pfalz). Projektposter im Rahmen des Moduls M10 MSc Meeresbiologie.
- Kunz, A. (2009) Materialien zur historischen Fischfauna des Westerwaldes (1555-1900). (Vertebrate: Pisces). *Landau. Fauna Flora Rheinland-Pfalz*, **11**, 769–787.
- Lauterborn, R. (1928) Faunistische Beobachtungen aus dem Gebiete des Oberrheins und des Bodensees. 7. Reihe./ Robert Lauterborn. s.n, Freiburg.
- Leaniz, C.G. de & Verspoor, E. (1989) Natural hybridization between Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in northern Spain. *Journal of Fish Biology*, **34**, 41–46.
- Lelek, A. (1976) Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein). *Schr. Reihe Vegetationskde*, **10**, 295–308.
- Libosvsky, J. (1962) Application of De Lury method in estimating the weight of fish stock in small streams. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, **47**, 515–521.
- Libosvsky, J. (1966) Successive removals with electrical fishing gear—a suitable method for making population estimates in small streams. *Verh. into Ver. Linnof*, **16**, 1212–1216.
- Maitland, P. & Campbell, R. (1992) Freshwater fishes of the British Isles. *Freshwater fishes of the British Isles*.
- Marconato, A., Bisazza, A. & Fabris, M. (1993) The cost of parental care and egg cannibalism in the river bullhead, *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **32**, 229–237.
- MARMULLA, G. (1992) Die Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer. Landesanstalt f. Fischerei Nordrhein-Westfalen, Kirchhunden-Albaum.

- McCrimmon, H.R. (1954) Stream Studies on Planted Atlantic Salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **11**, 362–403.
- McIntosh, A.R. & Townsend, C.R. (1996) Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: a trophic cascade mediated by fish-induced changes to grazer behaviour? *Oecologia*, **108**, 174–181.
- Meyer-Waarden, P.F., Halsband, I. & Halsband, E. (1975) Einführung in die Elektrofisherei. Heenemann, Berlin.
- Mills, C.A. & Mann, R.H. (1983) The bullhead *Cottus gobio*, a versatile and successful fish.
- Milner, N.J., Elliott, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S. & Ladle, M. (2003) The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research*, **62**, 111–125.
- Morrow, J. (1980) The freshwater fishes of Alaska. *Alaska Northwest Pub. Co., Anchorage, Alaska*, 248.
- Nagel, K. & Hugo, R. (2011) Studie zur trophischen Situation der Nister im Auftrag der SGD Nord, Koblenz.
- Nilsson, E. & Persson, A. (2005) Do instream habitat variables and the abundance of brown trout *Salmo trutta* (L.) affect the distribution and growth of stone loach, *Barbatula barbatula* (L.)? *Ecology of Freshwater Fish*, **14**, 40–49.
- Ottaway, E.M. & Clarke, A. (1981) A preliminary investigation into the vulnerability of young trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*S. salar* L.) to downstream displacement by high water velocities. *Journal of Fish Biology*, **19**, 135–145.
- Palm, D., Lindberg, M., BrÄNNÄS, E., Lundqvist, H., Östergren, J. & Carlsson, U. (2009) Influence of European sculpin, *Cottus gobio*, on Atlantic salmon *Salmo salar*, recruitment and the effect of gravel size on egg predation – implications for spawning habitat restoration. *Fisheries Management and Ecology*, **16**, 501–507.
- Parrish, D.L., Behnke, R.J., Gephard, S.R., McCormick, S.D. & Reeves, G.H. (1998) Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **55**, 281–287.
- Perrow, M., Punchard, N. & Jowitt, A. (1997) The habitat requirements of bullhead (*Cottus gobio*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the headwaters of selected Norfolk rivers: implications for conservation and fisheries. *Environment Agency: Eastern Area, Ipswich*, **48**.
- Phillips, R. & Claire, E. (1966) Intragravel movement of the reticulate sculpin, *Cottus perplexus* and its potential as a predator on salmonid embryos. *Transactions of the American Fisheries Society*, **95**, 210–212.
- Pihlaja, O., Julkunen, M., Niemelä, E. & Erkinaro, J. (1998a) Changes in the density of introduced bullhead, *Cottus gobio* L., and its impact on juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., densities in a sub-Arctic salmon river in northern Finland. *Fisheries Management and Ecology*, **5**, 189–199.
- Pihlaja, Niemelä & Erkinaro (1998b) Introduction and dispersion of the bullhead, *Cottus gobio* L., in a sub-Arctic salmon river in northern Finland. *Fisheries Management and Ecology*, **5**, 139–146.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2006) Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. *Im Auftrag des Umweltbundesamtes*.
- Power, M., Matthews, W. & Stewart, A. (1985) Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology*, **66**, 1448–1456.
- Power, M.E., Dudley, T.L. & Cooper, S.D. (1989) Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in a Panamanian stream. *Environmental Biology of Fishes*, **26**, 285–294.
- Savino, J., Hudson, P., Fabrizio, M., Bowen, II & Charles, A. (1999) Predation on lake trout eggs and fry: a modeling approach. *Journal of Great Lakes Research*, **25**, 36–44.
- Savino, J.F. & Henry, M.G. (1991) Feeding rate of slimy sculpin and burbot on young lake charr in laboratory reefs. *Environmental Biology of Fishes*, **31**, 275–282.
- SCHMIDT, G.W.L.J.M.G. (1994) Natürliche Fortpflanzung des Lachses (*Salmo salar*) wieder in Deutschland. *Natur u. Landschaft*, **69**: **213**.
- Schmidt, G. (1996) Wiedereinbürgerung des Laches *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen. Allgemeine Biologie des Laches sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten; Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- Schneider, J. (1998a) Habitatwahl juveniler Atlantischer Lachse (*Salmo salar* LINNE, 1758) in ausgewählten Besatzgewässern in Rheinland-Pfalz. *Z. Fischk.*, **1**, 77–100.
- Schneider, J. (1998b) Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. Diss. VNW, Verl. Natur und Wiss, Solingen.
- Schneider, J. (2005a) Der Lachs kehrt zurück. Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Schneider, J. (2005b) Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Nister - Projektfortsetzung. Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.

- Schneider, J. (2009) Erfolgskontrolle der Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.) in Sieg, Saynbach, Ahr und Lahn (Rheinland-Pfalz). - Lachs 2020 Projektphase V - 1. Zwischenbericht. Im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.
- Schneider, J. (2010) Erfolgskontrolle der Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.) in Sieg, Saynbach, Ahr und Lahn (Rheinland-Pfalz). - Lachs 2020 Projektphase V - 2. Zwischenbericht. Im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.
- Schneider, J., Korte, E. & Hugo, R. (2003) FFH-Grunddatenerhebung FFH-GDE 5913-308 Wispental mit Seitentälern. Untersuchung im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.
- Schneider, J. & Korte, E. (2004) Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Nister. Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.
- Smyly, W.J.P. (1957) THE LIFE-HISTORY OF THE BULLHEAD OR MILLER'S THUMB (*COTTUS GOBIO* L.). *Proceedings of the Zoological Society of London*, **128**, 431–454.
- Statzner B. (2011) Bed-sediment engineering by running water, plants and animals: implications for sediment transport and morphodynamic processes. *Ecohydraulics: linkages between hydraulics, morphodynamics and ecological processes in rivers*, pp. 17–21.
- STEINMANN, I.&R.B.i.P.B. (2005) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. 2. Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz.
- Tomlinson, M.L. & Perrow, M.R. (2003) Ecology of the Bullhead. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No 4*.
- Townsend, C., Begon, M. & Harper, J. (2008) Essentials of ecology. Wiley-Blackwell.
- Townsend, C. & Hildrew, A. (1976) Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *The Journal of Animal Ecology*, 759–772.
- Utzinger, J., Roth, C. & Peter, A. (1998) Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *J. Appl. Ecol.*, **35**, 882–892.
- Vehanen, T. (2003) Adaptive flexibility in the behaviour of juvenile Atlantic salmon: short-term responses to food availability and threat from predation. *Journal of Fish Biology*, **63**, 1034–1045.
- Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L. (2007) The Atlantic salmon: genetics, conservation and management. Blackwell Pub.
- Ward, D.M., Nislow, K.H. & Folt, C.L. (2008a) Do native species limit survival of reintroduced Atlantic salmon in historic rearing streams? *Biological Conservation*, **141**, 146–152.
- Ward, D., Nislow, K. & Folt, C. (2008b) Predators reverse the direction of density dependence for juvenile salmon mortality. *Oecologia*, **156**, 515–522.
- Waters, T. (1972) The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology*, **17**, 253–272.
- Watkinson, S. (2000) Life after death: the importance of salmon carcasses to British Columbia's watersheds. *Arctic*, **53**, 92–96.
- Weigensberg, I. & Roff, D. (1996) Natural heritabilities: can they be reliably estimated in the laboratory? *Evolution*, 2149–2157.
- Welton, J.S., Mills, C.A. & Rendle, E.L. (1983) Food and habitat partitioning in two small benthic fishes, *Noemacheilus barbatulus* (L.) and *Cottus gobio* L. *Arch. Hydrobiol.*, **97**, 434–454.
- Welton, J.S., Mill, C.A. & Pygott, J.R. (1991) The effect of interaction between the stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) and the bullhead *Cottus gobio* (L.) on prey and habitat selection. *Hydrobiologia*, **220**, 1–7.
- Western, J.R.H. (1971) Feeding and digestion in two cottid fishes, the freshwater *Cottus gobio* L. and the marine *Enophrys bubalis* (Euphrasen). *Journal of Fish Biology*, **3**, 225–246.
- Winkelmann, C., Petzoldt, T., Koop, J., Matthaei, C. & Benndorf, J. (2008) Benthivorous fish reduce stream invertebrate drift in a large-scale field experiment. *Aquatic Ecology*, **42**, 483–493.
- Youngson, A.F., Knox, D. & Johnstone, R. (1992) Wild adult hybrids of *Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, **40**, 817–820.
- Zbinden, S., Pilotto, J.-D. & Durouvenoz, V. (2004) Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz. BUWAL, Bern.
- Zippin, C. (1958) The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, **22**, 82–90.
- Ziuganov V., K.S.B.V.P.E. (2001) The Pearl Mussel-Salmon Community in the Varzuga River, Northwest Russia: Problems of Environmental Impacts. *Ecology and evolution of the freshwater mussels unionoida* (ed G. Bauer), pp. 359–369. SPRINGER, Berlin