



AQUAKULTUR UND FISCHEREIINFORMATIONEN

AUS UNSERER FISCHEREIVERWALTUNG

Inhalt

| | |
|---|----|
| Vorwort | 2 |
| Hechtertrag im Bodensee-Obersee und -Untersee | 3 |
| Aktuelles zur anzeigepflichtigen Koi-Herpesvirus(= KHV)-Infektion | 6 |
| Auswirkungen von Schwebstoffbelastung auf das Wachstum und die Physiologie von Regenbogenforellen (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) in Kreislaufanlagen | 8 |
| Vergleich der Körperzusammensetzung und Produktqualität von Wild- und Zuchtfelchen | 15 |
| Kormorane in Baden-Württemberg: aktueller Stand der Datenbank (KormoDat) | 19 |
| Der Wels: Fakten und Fiktion | 23 |
| Eine schnelle und effiziente Methode zum Nachweis von Mikroplastik in Fischen | 28 |
| Für Sie gelesen und notiert: Mortalität von zurückgesetzten Amerikanischen Seesaiblingen in den zwei Seen Lake Huron und Lake Superior | 34 |
| Kurzmitteilungen | 36 |

Informationsschrift der Fischereiforschungsstelle, des Fischgesundheitsdienstes und der Fischereibehörden des Landes Baden-Württemberg mit Beiträgen von Gastautoren

Rundbrief 2
August 2017

Liebe Leser,

mit Beiträgen aus verschiedenen Bereichen, wie z.B. zu den Hechterträgen am Bodensee-Obersee und -Untersee, einer aktuellen Untersuchung zum Einfluss einer erhöhten Schwebstoffbelastung auf die Gesundheit und das Wachstum von Regenbogenforellen in einer Kreislaufanlage sowie zum Europäischen Wels hoffen wir, interessante Informationen für Sie zusammengestellt zu haben. Wir wünschen Ihnen viel Spaß beim Lesen.

Das Redaktionsteam

Redaktionelle Zusammenstellung und Versand:

Landwirtschaftliches Zentrum Aulendorf, Ref. 41:
Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg
Argenweg 50/1 - D-88085 Langenargen

Tel.: 07543/9308-0 Fax: 07543/9308-320
eMail: Poststelle-FFS@LAZBW.BWL.DE
Internet: WWW.LAZBW.DE

Nachdruck der AUF AUF-Beiträge ist unter vollständiger Quellenangabe erlaubt.

Zitervorschlag:

Fischereiinformationen aus Baden-Württemberg



Hechtertrag im Bodensee-Obersee und -Untersee

R. Rösch

Der Hecht (*Esox lucius*) hat in den letzten Jahren am See an Bedeutung zugenommen. Für die Angelfischerei sind Hechte schon immer sehr interessant, während die Berufsfischerei am Bodensee-Obersee sich erst mit dem Rückgang des Gesamtertrags verstärkt dem Hechtfang widmete. Am Bodensee-Untersee dagegen war der Hecht für die Berufsfischer schon immer von Bedeutung.

Seit 1999 ist im Bodensee-Obersee der Hechtbesatz verboten und das Schonmaß ist aufgehoben. Es gilt eine Entnahmepflicht für alle Hechte (Abb. 1). Grund für diese Regelung war ein intensiver Befall der Barschlebern mit dem Bandwurm *Triaenophorus nodulosus*. Eine Reduktion des Befalls der Barschlebern ist prinzipiell nur möglich, wenn der Bestand des Endwirts Hecht deutlich verringert wird. In letzter Zeit gab es vor allem von Seiten der Angelfischerei am Bodensee-Obersee immer wieder Diskussionen, ob nicht durch Wiederaufnahme des Besatzes höhere Hechterträge erzielt werden könnten.

Im Folgenden werden die Hechterträge von Angel- und Berufsfischerei am Bodensee-Obersee und -Untersee dargestellt und in Zusammenhang mit aktuellen Entwicklungen diskutiert.



Abbildung 1: Hecht (*Exos lucius*).

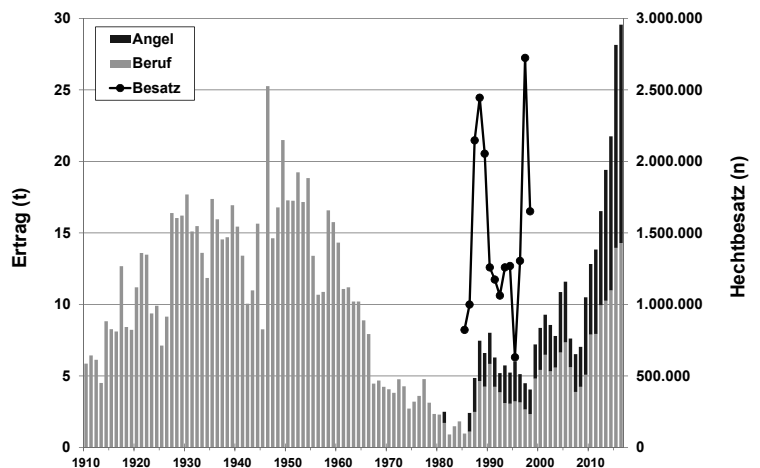


Abbildung 2: Hechtertrag (t) der Berufs- und Angelfischerei im Bodensee-Obersee 1910-2016, zusätzlich eingezeichnet ist der Besatz (n).

Ertrag Berufsfischerei

Von Beginn der Statistik im Jahr 1910 bis Mitte der 1960er Jahre bewegte sich der jährliche Hechtertrag am Bodensee-Obersee zwischen 8 und maximal 25 t (Abb. 2). Von 1967 bis 1998 lag der Ertrag deutlich unter 5 t (Ausnahme 1990) mit den niedrigsten Erträgen im Zeitraum 1982 - 1986. In dieser Zeit wurde nur rund 1 t Hecht pro Jahr gefangen. Danach stieg der Ertrag wieder an. Ab 2000 lag er, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nicht mehr unter 5 t. In den Jahren 2015 und 2016 wurden jeweils ca. 14 t gefangen.

Bis in die 1960er Jahre wurden im Bodensee-Untersee überwiegend zwischen 15 und 20 t Hecht jährlich gefangen (Abb. 3). Im Zeitraum 1965

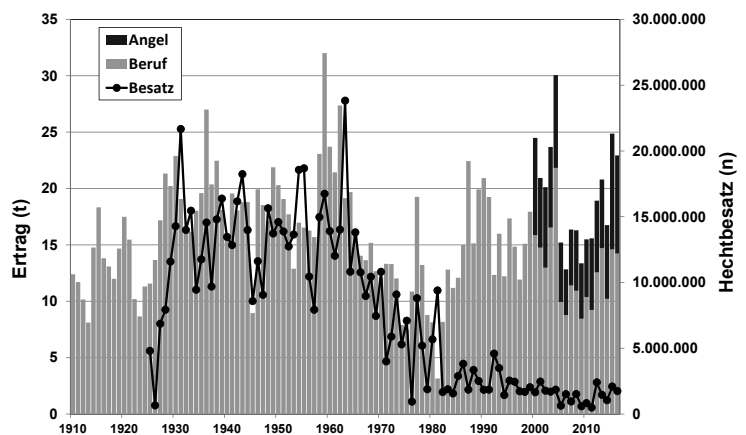


Abbildung 3: Hechtertrag (t) der Berufs- und Angelfischerei im Bodensee-Untersee 1910-2016, zusätzlich eingezeichnet ist der Besatz (n).

bis 1985 lag der Jahresertrag meist deutlich unter 15 t. Danach folgte bis ca. 2004 eine Zeit mit Fängen zwischen 12 und 22 t. Seit 2005 liegt der Ertrag zwischen 8 und 14 t.

Ertrag Angelfischerei

Für den Bodensee-Obersee liegen Hechterträge der Angelfischerei seit 1986 vor. Danach lag der Ertrag bis 2008 meist im Bereich von 2 t mit einzelnen Ausreißern nach oben und unten (Abb. 4). Seit 2009 liegen die Hechterträge der Angelfischerei durchgehend über 4 t und der höchste Ertrag wurde 2016 mit 15,3 t erzielt.

Im Bodensee-Untersee lagen die Hechterträge zwischen 4 und knapp über 10 t (Abb. 5). Der höchste Ertrag mit 10,3 t wurde im Jahr 2015 erzielt.

Vergleich Berufs- und Angelfischerei

Die Hechterträge der Angel- und Berufsfischerei am Bodensee-Obersee verlaufen weitgehend parallel. Bis 2014 war der Hechtertrag der Berufsfischerei höher als der der Angelfischerei (Abb. 4). Erstmals im Jahr 2015 und auch 2016 war der Hechtertrag der Angelfischerei höher als der der Berufsfischerei. In den letzten Jahren ist ein deutlicher Anstieg des Hechtertrags zu beobachten (Abb. 2). So wurden in den Jahren 2015 und 2016 mit knapp 30 t von Berufs- und Angelfischerei zusammen die höchsten Erträge seit Bestehen der Statistik erzielt.

Am Untersee ist der Ertrag der Angelfischerei durchgehend deutlich niedriger als der der Berufsfischerei (Abb. 5). Die Erträge laufen, wie auch am Obersee, parallel. In Jahren mit gutem Ertrag der Berufsfischerei ist auch der Fangerfolg der Angelfischerei hoch und umgekehrt. Betrachtet man die Erträge der Berufs- und Angelfischerei zusammen, ist der Hechtertrag seit dem Jahr 2000 wieder in etwa so hoch, wie er bis Anfang der 1960er Jahre war (Abb. 3).

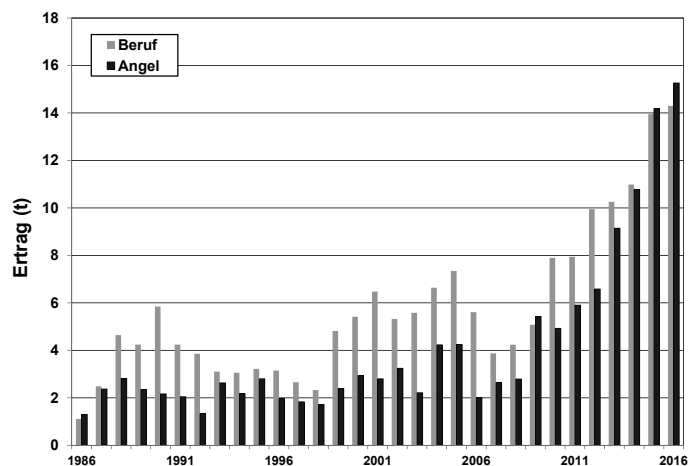


Abbildung 4: Gegenüberstellung des Hechtertrags der Berufs- und Angelfischerei im Bodensee-Obersee.

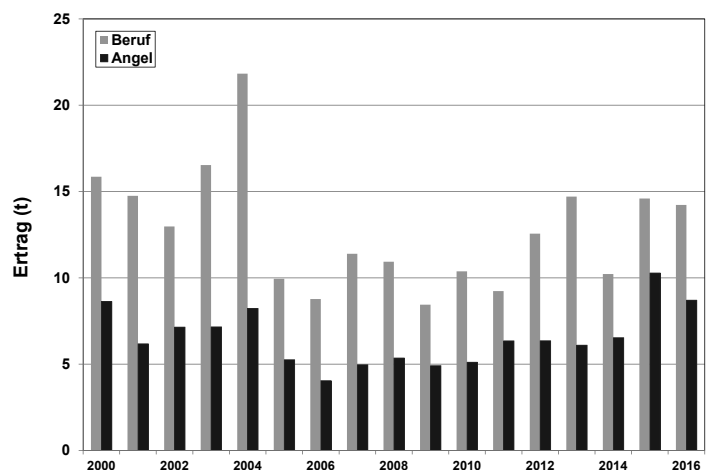


Abbildung 5: Gegenüberstellung des Hechtertrags der Berufs- und Angelfischerei im Bodensee-Untersee.

Besatz und Ertrag

Zahlen für den Hechtbesatz am Bodensee-Obersee liegen seit 1985 vor. Die Besatzmenge schwankte sehr stark (Abb. 2). Der Besatz mit Hechten wurde ab 1999 eingestellt. Rein zeitlich gesehen beginnt erst mit dem Ende des Besatzes ab 1999 der Anstieg des Hechtertrags. Für den Zeitraum, in dem besetzt wurde (1985-1998), ist kein signifikanter Zusammenhang des Besatzes mit dem Ertrag der Berufsfischerei zwei Jahre später festzustellen ($df = 12$, $r^2_{\text{Korr}} = 0,053$). Der zeitliche Versatz von zwei Jahren zwischen Besatz und Ertrag wurde genommen, da davon auszugehen ist, dass Hechte am Ende des zweiten

Lebensjahres Fanggröße erreicht haben.

Am Bodensee-Untersee wird bis heute mit Junghechten besetzt. Es lassen sich für die Höhe des Besatzes zwei Zeiträume unterscheiden. Im ersten Zeitraum ca. 1930 bis 1982 lag der jährliche Besatz fast immer über fünf und überwiegend über 10 Millionen Individuen. Seither liegt der Besatz deutlich niedriger und nur in einem Jahr wurden noch > fünf Millionen Junghechte besetzt, meist weniger als 2 Millionen. Anhand der Graphik ist kein Zusammenhang des Ertrags mit dem Besatz zu erkennen (Abb. 3), eher spiegelt die Höhe des Ertrags wider, wieviel Laich im jeweiligen Jahr gewonnen werden konnte. Für



den Zeitraum ab 1983 ist kein signifikanter Zusammenhang zwischen Besatz und Ertrag der Berufsfischerei zwei Jahre später vorhanden ($df = 21$, $r^2_{\text{kor}} = 0,085$).

Diskussion

Der Tiefpunkt des Ertrags war in beiden Seeteilen von Ende der 1970er bis Mitte der 1980er Jahre. Dies war die eutrophste Phase des Sees. In dieser Zeit war der fischereiliche Gesamtertrag in beiden Seeteilen am höchsten. Warum in dieser Zeit der Hechtertrag in beiden Seeteilen so niedrig war, kann viele verschiedene Ursachen haben. Ein Grund könnte gewesen sein, dass in dieser Zeit im See viele Fische, die leichter als Hechte zu fangen waren und auch einen höheren Marktwert hatten, vorhanden waren, so dass in dieser Zeit die Fangintensität auf Hechte vermutlich gering war. Ein geringer Ertrag kann aber oft auch aus einem geringen Jungfischauftreten resultieren. Der fragliche Zeitraum war der mit den geringsten Schilfbeständen, die bevorzugter Lebensraum von Junghechten sind. In die 1960iger und 1970iger Jahre fällt zudem der intensive Bau von Stauseen zur Stromgewinnung in den Alpen. Seither beginnt der Anstieg des Wasserstandes im Frühjahr im Schnitt mehrere Wochen später, so dass zur Laichzeit der Hechte viele flache Bereiche noch nicht überflutet sind und somit nicht mehr als Laichfläche zur Verfügung stehen. In der eutrophen Phase des Sees gab es zudem überall starken Algenbewuchs und einen starken Rückgang der Laichkräuter, die ein bevorzugter Lebensraum kleiner Hechte sind.

In den letzten 15-20 Jahren nahm mit der Oligotrophierung die Sichttiefe im See deutlich zu. Dies ermöglichte wieder ein stärkeres Aufkommen von Laichkraut in tieferen Wasserschichten und die Wiederausbreitung von Schilfflächen. Damit dürften die Lebensbedingungen für Junghechte wieder besser geworden sein. Da weder am Ober- noch am Untersee ein

signifikanter Zusammenhang zwischen Hechtertrag und Besatz zu finden ist, ist davon auszugehen, dass die vorhandenen Laichflächen ausreichend sind. Sie ermöglichten am Obersee in 2015 und 2016 die insgesamt höchsten Hechterträge seit Beginn der Statistik.

Der Anstieg des Hechtertrags am Bodensee-Obersee in den letzten Jahren mit den höchsten Hechterträgen seit Beginn der Statistik dürfte neben den oben genannten Faktoren insbesondere dem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) geschuldet sein. Seit 2013 sind Stichlinge im See in sehr großen Mengen vorhanden. Sie werden von den Hechten als Nahrung genutzt. Auf lange Sicht ein kleiner Wermutstropfen sind jedoch Berichte von der Ostsee. Dort ist in einigen Bereichen das Jungfischauftreten an Hechten und Barschen drastisch zurückgegangen seit es Stichlinge in großen Mengen gibt. Dies wird damit erklärt, dass die während der Laichzeit in großer Anzahl am Ufer vorkommenden Stichlinge den Laich und die frischgeschlüpften Larven der beiden genannten Arten fressen. Auch am Bodensee-Obersee sind die Stichlinge zur Laichzeit in großen Mengen am Ufer. Ein potentieller Einfluss auf das Jungfischauftreten anderer Arten ist somit auch am Bodensee nicht auszuschließen. In diesem Zusammenhang wird berichtet, dass am badischen Obersee dieses Frühjahr (2017) der Hechtfang durch die Berufsfischer deutlich geringer ausgefallen ist als im Vorjahr. Genaue Zahlen liegen derzeit aber noch nicht vor. Am Untersee zeigt der Hechtertrag, mit Ausnahme eines kurzen Zeitraums Ende der 1970er / Anfang der 1980er Jahre, seit Beginn der Statistik keine gravierenden Änderungen und auch keine Tendenzen.

Von einzelnen Angelfischern wird argumentiert, dass man im Obersee wieder Hechte einsetzen sollte, um den Fraßdruck auf den Stichling zu erhöhen und so den Stichlingsbestand zu reduzieren. Dabei wird aber übersehen, dass die Stichlinge das Jahr über im Pelagial des Bodensee-Obersees vorkommen,

Hechte aber mehr in Ufernähe. Weiterhin gibt es mittlerweile wissenschaftliche Untersuchungen, die belegen, dass in Gewässern, in denen die natürliche Rekrutierung des Hechts funktioniert, ein Besatz nutzlos ist und der Bestand an Hechten durch Besatz nicht weiter erhöht werden kann.

Am Untersee machte im Jahr 2016 der Hechtertrag der Berufsfischer ca. 10 % des Gesamtfanges aus, am Obersee 4,6 %. Dieser Anteil zeigt nachdrücklich, dass der Hechtfang am Bodensee-Obersee trotz des Anstiegs der letzten Jahre die massiven Rückgänge beim Gesamtertrag nicht annähernd ausgleichen kann. Der Hechtfang ist im Frühjahr für einige Berufsfischer ein gutes Zubrot, mehr aber auch nicht.

Aktuelles zur anzeigepflichtigen Koi-Herpesvirus(= KHV)-Infektion

Dr. S. Bornstein, FGD Freiburg

Zahlen, die uns sehr beschäftigen: 2017 wurden bisher **107** KHV-Ausbrüche (davon 10 bei Nutzkarpfen) deutschlandweit gemeldet, sieben Fälle waren in Baden-Württemberg zu verzeichnen (Quelle: Tierseuchennachrichten TSN, Stand 18.07.2017). Wir haben in den letzten Jahren und insbesondere in den vergangenen Wochen gesehen, welche verheerenden und langwierigen Konsequenzen der Zukauf von KHV-infizierten Karpfen in eine Fischhaltung oder ein Aussetzen von erkrankten Fischen in ein freies Gewässer haben können und fassen daher die wichtigsten Informationen über die KHV-Infektion nochmals in einer **Übersicht** in Tabelle 1 zusammen.

Tabelle 1: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen zur KHV-Infektion.

| | |
|--|--|
| Erreger | Koi-Herpesvirus (Cyprinides Herpesvirus 3) |
| Empfängliche Fischarten | Koi-Karpfen, Nutz- bzw. Wildkarpfen (<i>Cyprinus carpio</i>) → Krankheitserscheinungen, Verluste! |
| Überträger-Fischarten (= Carrier) | Goldfisch, Schleie, Karausche, Stör, Graskarpfen → ohne sichtbare Krankheitserscheinungen! |
| Verbreitung | Weltweit (z.B. Israel, Deutschland, Vereinigtes Königreich, Japan, USA, Südafrika...) |
| Krankheitserscheinungen | Apathisches Stehen an der Wasseroberfläche, Fressunlust, Atemnot, eingesunkene Augen, Haut und Kiemenschäden (siehe Abb. 1-3) |
| Krankheitsverlauf | Krankheitssymptome und Verluste ca. 7 bis 21 Tage nach Ansteckung - meist bei Wassertemperaturen über 17°C und nach Stresseinwirkung - bei seuchenartigen Verläufen der gesamte Bestand betroffen! |
| Krankheitsübertragung | <u>Direkt</u> → durch infizierte Koi- und Nutzkarpfen bzw. Carrierfische <u>Indirekt</u> → durch virushaltiges Wasser, kontaminierte Gerätschaften oder Personen (Stiefel!) Die Virusausscheidung erfolgt über die Haut (-schleim), die Virusaufnahme über Kiemen und Maul |
| Therapie/ Impfung | KEINE – Virusinfektionen können nicht durch Medikamente behandelt werden; kein KHV-Impfstoff in Europa zugelassen |



Abbildung 1: KHV-betroffene Karpfen mit Schleimhautveränderungen am Gewässerrand (Foto: FGD Stuttgart).



Wie können also Zierkarpfen- und Nutzkarpfenhalter ihren Fischbestand schützen?

1. Überlegter Zukauf: Koi- und andere Karpfen nur aus solchen zuverlässigen Betrieben beziehen, die ihre Fische regelmäßig auf KHV mit negativen Ergebnissen untersuchen lassen (Dokumentation, Gesundheitszeugnis). Keine immunisierten Koi-Karpfen („durchseuchte, gesund erscheinende Fische“) kaufen; hier besteht die Gefahr der erneuten Reaktivierung und Virusausscheidung!



Abbildung 2: Kiemenveränderungen bei KHV (Foto: FGD Stuttgart).

2. Quarantäne: Zum Schutz des Altbestands vor Infektion durch unerkannt (latent) infizierte Neuzugänge: idealerweise 4 Wochen separate Hälterung der neuen Karpfen bei Temperaturen > 20°C.

3. Optimale Teich- und Beckenhygiene: Separate Gerätschaften (Kescher/ Netze etc.) pro Haltungseinheit; regelmäßige Reinigung und Desinfektion von Gerätschaften, Transportbehältern, Teichen und Becken mit zugelassenen und geeigneten Mitteln.



Abbildung 3: Hautschäden bei KHV (Foto: FGD Sachsen).

4. Zierfisch- und Nutzfischbereich trennen: in ein (freies) Nutz-Karpfengewässer dürfen weder Koi-Karpfen, Goldfische und andere Carrierfische, noch das Ablaufwasser einer solchen Zierfischhaltung gelangen.

Die Fischgesundheitsdienste Baden-Württemberg stehen gerne für weitere Informationen und Fragen zur Verfügung.

FGD Aulendorf

am STUA-Diagnostikzentrum
Löwenbreitestr. 18/20
88326 Aulendorf
Tel.: 07525/942-0
Fax: 07525/942-200

FGD Freiburg

am CVUA Freiburg
Am Moosweiher 2
79108 Freiburg
Tel.: 0761/1502-0
Fax: 0761/1502-299

FGD Stuttgart

am CVUA Fellbach
Schaflandstraße 3/3
70736 Fellbach
Tel.: 0711/3426-1727
Fax: 0711/3426-1729

FGD Karlsruhe

am CVUA Karlsruhe
Weißenburger Str. 3
76187 Karlsruhe
Tel.: 0721/926-7223
Fax: 0721/926-5539

Auswirkungen von Schwebstoffbelastung auf das Wachstum und die Physiologie von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) in Kreislaufanlagen

C. Becke, D. Steinhagen¹, M. Schumann & A. Brinker

Im Zuge des durch die Deutsche Bundestiftung Umwelt geförderten Projekts „Direkte und indirekte Effekte der Schwebstoffbelastung in Kreislaufanlagen auf die Gesundheit und die Wachstumsleistung von Salmoniden“ wurde ein Kurzzeit-Expositionsversuch (4 Wochen) in zwei replizierten Kreislaufanlagen durchgeführt, um die Auswirkungen von erhöhter Partikelkonzentration auf die Physiologie und die Wachstumsleistung von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) zu überprüfen. Dazu wurde ein Kreislaufsystem als Belastungskreislauf verwendet und die Partikelbelastung künstlich auf über 25 mg/L erhöht, während das andere Kreislaufsystem als Kontrolle unter Normalbedingungen betrieben wurde. Die wichtigste Voraussetzung für das Experiment war die Entkopplung der Schwebstoffkonzentration von potentiell störenden Wasserparametern, um eine alleinige Beurteilung der Partikeleffekte zu ermöglichen. Die Auswirkungen der Partikelbelastung wurden anhand verschiedenster physiologischer Parameter (u.a. Kiemenhistologie, Flossenerosion, Blutparameter, Hitzeschockprotein 70-Konzentration) untersucht. Dabei stellte sich entgegen der bisherigen wissenschaftlichen Annahme heraus, dass eine Partikelkonzentration von über 25 mg/L und ein Feinstpartikel-Anteil von ca. 99 % zumindest über einen Zeitraum von 4 Wochen keine negativen Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wachstum von Regenbogenforellen haben.

Allgemeiner Hintergrund

Kreislaufanlagen sind in der Fischzucht eine vergleichsweise standortunabhängige Produktionsform mit geringem Wasserbedarf (Ayer & Tyedmers 2009, Klinger & Naylor 2012), da das verwendete Wasser biologisch aufbereitet wird und anschließend wieder für die Fischzucht zur Verfügung steht. Jedoch sind Kreislaufanlagen im Vergleich zu offenen Durchflusssystemen aufgrund hoher Investitions- und Betriebskosten in der Regel ökonomisch noch nicht konkurrenzfähig. Die Erhöhung der Wirtschaftlichkeit dieser Kreislaufanlagen könnte durch eine Intensivierung der Fischproduktion erreicht werden, da so beispielsweise die Energiekosten pro produzierte Fischmenge reduziert werden könnten. Dies würde aber auch gleichzeitig eine Erhöhung der Partikelbelastung bedeuten, da in Kreislaufanlagen Schwebstoffe hauptsächlich aus dem Kot der Fische entstehen.

Zwar werden in Kreislaufanlagen große Partikel durch mechanische Filtration (z.B. Trommelfilter) effektiv entnommen, jedoch verbleiben

Partikel, die kleiner sind als die verwendete Filtergaze, im System und können sich mit der Zeit anreichern (Chen et al. 1993, Davidson

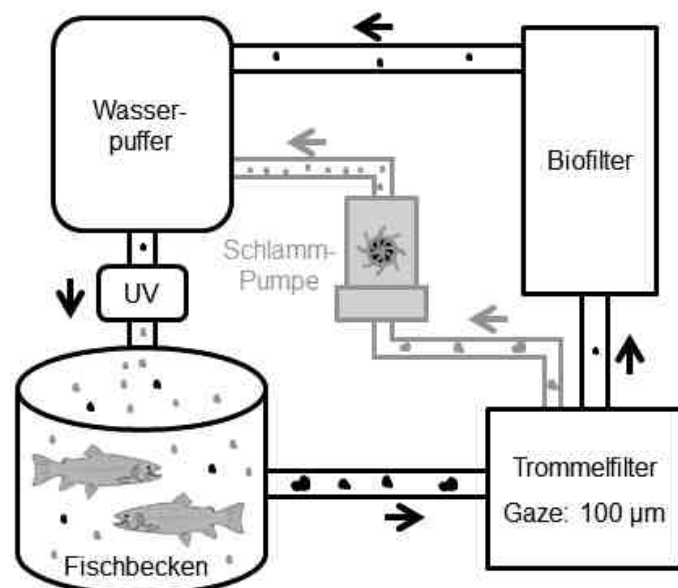


Abbildung 1: Schema der verwendeten Kreislaufanlagen (schwarz). Grau dargestellt ist die modifizierte Partikelanreicherung im Belastungskreislauf.

¹Prof. Dr. Steinhagen, Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Parasitologie, Abteilung Fischkrankheiten und Fischhaltung, Bünteweg 17, 30559 Hannover



et al. 2009). Gerade diesen sich anreichernden Feinstpartikeln wird eine hohe Schädigung zugesprochen (Chapman et al. 1987, Chen & Malone 1991). Schwebstoffe im Allgemeinen können zu Verletzungen der Kiemenstrukturen (u.a. Au et al. 2004, Bash et al. 2001, Bilotta & Brazier 2008, Wong et al. 2013), Veränderung des Verhaltens (Bash et al. 2001, Robertson et al. 2007) und erhöhtem Stress (Awata et al. 2011, Lake & Hinch 1999, Sutherland et al. 2008) führen. In der Literatur wird für die Fischzucht häufig ein Grenzwert von 25 mg/L (TSS) als maximaler Grenzwert für die Partikelbelastung genannt (Alabaster & Lloyd 1982, Timmons & Ebeling 2010, EG-Richtlinie 2006/44/EG). Wie sich jedoch die systemeigenen Schwebstoffe in Kreislaufanlagen auf die Fischgesundheit auswirken, ist bisher nur unzureichend untersucht.

Ziel dieser Untersuchung war es daher, den Einfluss sich akkumulierender Kleinstpartikel in Kreislaufanlagen auf die Physiologie und das Wachstum von Regenbogenforellen zu ergründen. Das entscheidende Kriterium bei dieser Untersuchung und gleichzeitig ein Alleinstellungsmerkmal zu bisherigen Untersuchungen auf diesem Gebiet war eine Entkoppelung der Schwebstoffbelastung von anderen potentiell belastenden Wasserparametern (Ammonium, Nitrit, CO₂, pH, etc.), um den Effekt der Schwebstoffe unbeeinflusst von diesen überlagernden Wasserparametern zu untersuchen.

Total suspended solids (TSS) ist die Gesamtheit aller Partikel pro Liter, die größer als 0,45 µm sind. Dazu wird ein bestimmtes Volumen an Anlagenwasser mit Hilfe von Druckluft und Cellulose-Acetat-Filtern (Sartorius AG, Porengröße: 0,45 µm) gefiltert. Vor der Filterung werden die Gewichte der einzelnen Filter bestimmt, so dass nach Trocknung (103°C, 2 h) das Gewicht der Filterkuchen und somit das Gesamtgewicht der Partikel bestimmt werden kann.

Versuchsdurchführung

Für das Experiment wurden zwei replizierte Kreislaufsysteme im Vollkreislauf verwendet. Eine Kreislaufanlage wurde als Kontrolle unter Normalbedingungen betrieben, während in der zweiten Kreislaufanlage die Partikelkonzentration künstlich erhöht wurde. Für die Partikelanreicherung wurde das Spülwasser des Trommelfilters, das normalerweise in die Kanalisation geleitet wird, in einem Becken aufgefangen und mit Hilfe einer Schlammpumpe in den Wasserpuffer der Anlage gepumpt (Abb. 1). Durch die herrschenden Scherkräfte in der Schlammpumpe wurden größere Partikel weiter zerkleinert, wodurch es zu einer gezielten Anreicherung von Kleinstpartikeln kam. Das Pumpintervall wurde durch einen stetigen Wasserzufluss aus dem Biofilter in das Auffangbecken geregelt.

Pro Kreislaufanlage wurden jeweils ca. 650 Regenbogenforellen in die 10 Rundbecken (à 330 L) gesetzt und bis zu einer maximalen Besatzdichte von 54 ± 3 kg m⁻³ (Kontrolle) bzw. 52 ± 4 kg m⁻³ (Belastung) gehalten. Die Beleuchtung der Anlage erfolgte mittels Vollspektrumlampen mit einem Lichtregime von jeweils 12 Stunden Dunkelheit bzw. Helligkeit inklusive ca. dreißigminütiger Übergangsphasen (Dämmerung). Die Fische wurden an 6 Tagen pro Woche, jeweils von Sonntag bis Freitag, mit einem kommerziellen Fischfutter

(EFICO Enviro 921, Biomar) restriktiv gefüttert, wobei die Futtermenge von 1,4 % des Körpergewichts am Anfang des Versuchs im Laufe des Experiments entsprechend der Gewichtsentwicklung der Forellen auf 1,1 % verringert wurde. Alle fisch-relevanten Wasserparameter wurden kontinuierlich überwacht und in beiden Kreisläufen vergleichbar gehalten. Außerdem wurde darauf geachtet, dass kritische Grenzwerte für Regenbogenforellen nicht überschritten wurden.

Ergebnisse

Wasserparameter

Zwischen den Wasserparametern des Kontroll- und Belastungskreislaufs (Tab. 1), mit Ausnahme der Trübung, die sich aufgrund des experimentellen Designs des Versuchs signifikant zwischen den beiden Kreisläufen unterschied (P < 0,01), wurden während des gesamten Versuchs keine signifikanten Unterschiede (P > 0,05) festgestellt. Auch blieben alle Parameter deutlich unter den für Regenbogenforellen empfohlenen Grenzwerten (Timmons & Ebeling 2010).

Partikelkonzentration

Die Messung der Partikelkonzentration erfolgte jeweils morgens vor der Fütterung, um so die geringste Partikelkonzentration ohne den Einfluss der Fütterung und Reinigung der Becken zu erhalten (best-case

Tabelle 1: Wasserparameter (Mittelwert ± SD; NO₃-N = Maximalwert) des Kontroll- und Belastungskreislaufs mit Grenzwert bzw. Präferenzbereichen nach Timmons & Ebeling (2010).

| | Grenzwert | Kontrolle | Belastung | Statistische Signifikanz |
|--------------------------------|-----------|---------------|---------------|--------------------------|
| pH | 6,5 - 8,5 | 7,38 ± 0,15 | 7,39 ± 0,14 | n.s. |
| Temperatur (°C) | < 16 | 14,1 ± 0,3 | 14,2 ± 0,3 | n.s. |
| O ₂ (mg/L) | > 6 | 11,0 ± 0,8 | 10,8 ± 1,1 | n.s. |
| CO ₂ (mg/L) | < 20 | 14,3 ± 0,5 | 15,0 ± 1,0 | n.s. |
| NH ₄ -N (mg/L) | < 1 | 0,468 ± 0,083 | 0,507 ± 0,090 | n.s. |
| NO ₂ -N (mg/L) | < 1 | 0,131 ± 0,029 | 0,123 ± 0,026 | n.s. |
| max. NO ₃ -N (mg/L) | < 400 | 220 | 192 | / |
| Ø-Wasserverbrauch (L/Tag) | / | 228,6 | 223,2 | n.s. |
| Trübung (NTU) | / | 2,2 ± 0,3 | 14,5 ± 2,3 | P < 0,01 |

*NTU = Nephelometrischer Trübungswert

Szenario). Insgesamt zeigte sich dabei ein signifikanter Unterschied ($P < 0,001$) zwischen Kontroll- und Belastungskreislauf (Abb. 2). Während die Partikelkonzentration im Kontrollkreislauf im Untersuchungszeitraum ca. 5 mg/L betrug, stieg sie im Belastungskreislauf von ca. 4 mg/L auf über 30 mg/L an. Einzelmessungen im späteren Tagesverlauf zeigten sogar Partikelkonzentrationen von bis zu 60 mg/L im Belastungskreislauf. Ab Tag 11 überschritt die Partikelkonzentration im Belastungskreislauf die 25 mg/L-Grenze. Ab diesem Zeitpunkt war der Unterschied zwischen Kontroll- und Belastungskreislauf niemals geringer als 21,2 mg/L. Der starke Anstieg der Partikelkonzentration ab Tag 9 wurde durch das erhöhte Einleiten von Trommelfilter-Spülwasser erreicht.

Partikelgrößen-Verteilung

Die Verteilung der Partikelgrößen unterschied sich signifikant ($P < 0,05$) zwischen dem Kontroll- und Belastungskreislauf (Abb. 3). Die Gesamtanzahl an Partikeln pro Liter war im Belastungskreislauf im Durchschnitt zweimal so hoch wie im Kontrollkreislauf. Vor allem die Anzahl an Partikeln zwischen 6 und 20 μm war im Belastungskreislauf 3,4 bis 4,6-fach höher als im Kontrollkreislauf. Insgesamt zeigte sich dabei in beiden Kreisläufen eine Anreicherung von Feinstpartikeln, so waren im Kontrollkreislauf 99,1 % und im Belastungskreislauf 98,7 % der Partikel kleiner als 15 μm , jedoch mit einer deutlich höheren Partikelanzahl im Belastungskreislauf.

Leistungsparameter der Fische

Die Regenbogenforellen in beiden Kreisläufsystemen zeigten eine sehr gute Wachstumsleistung (Tab. 2) und wiesen bezüglich Überlebensrate, Endgewicht, Futterquotient, spezifischer Wachstumsrate und temperaturbereinigter Wachstumskoeffizient keine Unterschiede ($P > 0,05$) auf. Der einzige Unterschied zwischen Fischen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf war das Fressverhalten: Fische

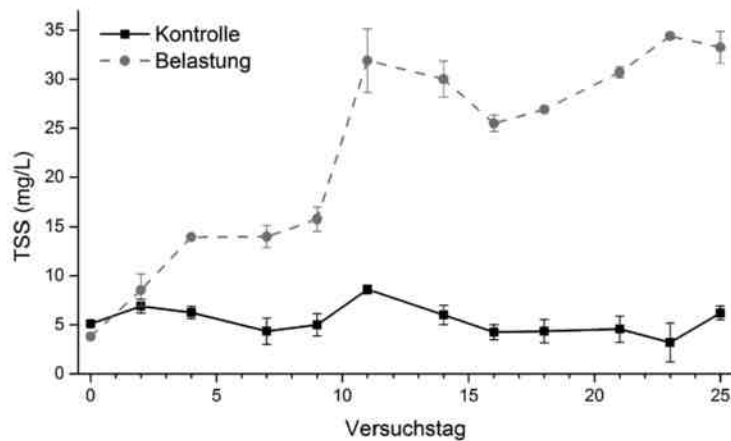


Abbildung 2: Entwicklung der Partikel-Konzentration (Mittelwert \pm SD) im Kontroll- und Belastungskreislauf während des Untersuchungszeitraums. Probenahme: früher Morgen vor der Fütterung.

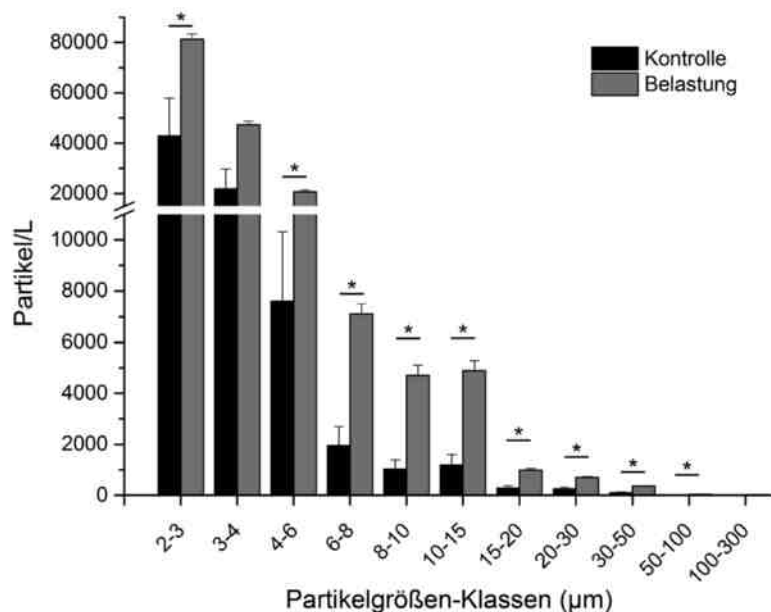


Abbildung 3: Absolute Häufigkeiten der Partikelgrößen-Klassen (MW \pm SE) im Kontroll- ($n = 3$) und Belastungskreislauf ($n = 4$). *zeigt signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den beiden Gruppen. Bitte die Achsenunterbrechung der Y-Achse beachten.

Tabelle 2:

Überlebensrate, Endgewicht, Futterquotient (FQ), spezifische Wachstumsrate (SWR) und temperaturbereinigter Wachstumskoeffizient (TGC) der Fische im Kontroll- und Belastungskreislauf (MW \pm SD).

| | Kontrolle | Belastung | Statistische Signifikanz |
|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------------|
| Überlebensrate (%) | 99,68 | 99,16 | n.s. |
| Endgewicht (g) | 299,4 \pm 64,9 | 299,2 \pm 67,1 | n.s. |
| FQ | 0,88 \pm 0,02 | 0,89 \pm 0,02 | n.s. |
| SWR (%/Tag) | 1,084 \pm 0,017 | 1,085 \pm 0,018 | n.s. |
| TGC | 1,44 \pm 0,02 | 1,43 \pm 0,3 | n.s. |

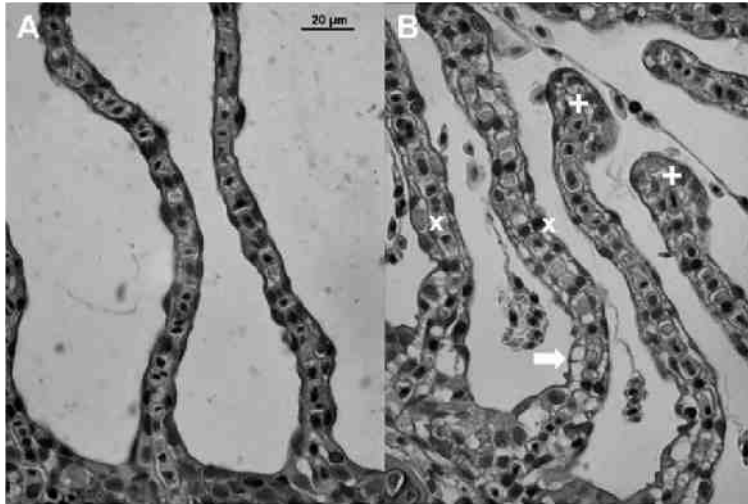


Abbildung 4: (A) Normale Kiemenstruktur und (B) mit pathologischen Veränderungen: + = Verdickung der Sekundärlamellenspitzen; x = Verdickung des Epithels; -> = Zelluläre Schwellung. Fotos wurden bei 400-facher Vergrößerung aufgenommen.

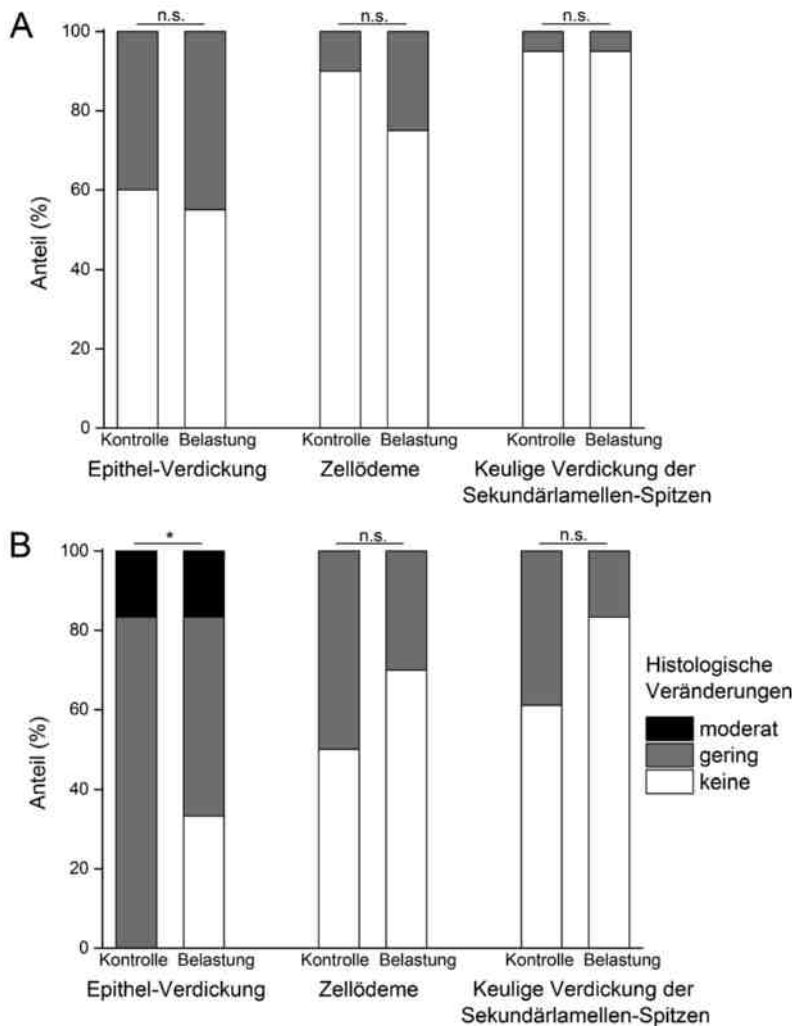


Abbildung 5: Histologische Veränderung der Kiemenstrukturen von Regenbogenforellen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf zu Beginn (A) und am Ende (B) des Versuchszeitraums.

im Belastungskreislauf zeigten ein deutlich ruhigeres und weniger aggressives Fressverhalten als Fische im Kontrollkreislauf. Insgesamt fraßen die Fische in beiden Kreisläufen jedoch die gleiche Menge an Futter, so dass Wachstum und Endgewicht durch das unterschiedliche Fressverhalten nicht beeinflusst wurden.

Histologische Untersuchung der Kiemen

In Abbildung 4 sind der Normalzustand der Kiemenstruktur und beobachtete pathologische Veränderungen dargestellt. Insgesamt wurden während der gesamten Untersuchung keine schweren histologischen Veränderungen beobachtet. Das Vorkommen von zellulären Schwellungen oder keuligen Verdickungen der Sekundärlamellenspitzen (Abb. 5) unterschied sich nicht signifikant ($P > 0,05$) zwischen Regenbogenforellen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf. Die Prävalenz und Intensität von Epithel-Verdickungen unterschied sich zu Beginn der Untersuchung nicht signifikant ($P > 0,05$) zwischen den beiden Kreisläufen, jedoch war das Vorkommen von Epithel-Verdickungen am Ende des Versuchs bei Fischen des Kontrollkreislaufs signifikant höher ($P < 0,05$). Die Dicke des Kiemenepithels unterschied sich am Ende des Versuchs jedoch nicht signifikant ($P > 0,05$) zwischen Fischen aus dem Kontroll- ($4,23 \pm 0,82 \mu\text{m}$) und Belastungskreislauf ($4,06 \pm 1,17 \mu\text{m}$). Insgesamt fielen die histologischen Veränderungen bei Fischen des Belastungskreislaufs weniger stark aus als bei Fischen aus dem Kontrollkreislauf.

Flossenzustand

Die Erosion der Flossen wurde nach Person-Le Ruyet et al. (2007) beurteilt. Zu Beginn des Versuchs war der Zustand der Flossen relativ schlecht (Abb. 6), jedoch zeigten sich keine signifikanten Unterschiede ($P > 0,05$) zwischen Regenbogenforellen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf. Am Ende des Versuchs traten sowohl bei der rechten als auch der linken Brust-

flosse wiederum keine signifikanten Unterschiede ($P > 0,05$) zwischen den beiden Kreisläufen auf, jedoch zeigten die Rückenflossen von Fischen aus dem Kontrollkreislauf einen signifikant schlechteren Zustand ($P < 0,05$). Dies spiegelt sich auch im Flossenindex wider (Tab. 3), der nur am Ende des Versuchs bei der Rückenflosse einen signifikant höheren Wert ($P < 0,01$) bei Fischen aus dem Belastungskreislauf zeigte.

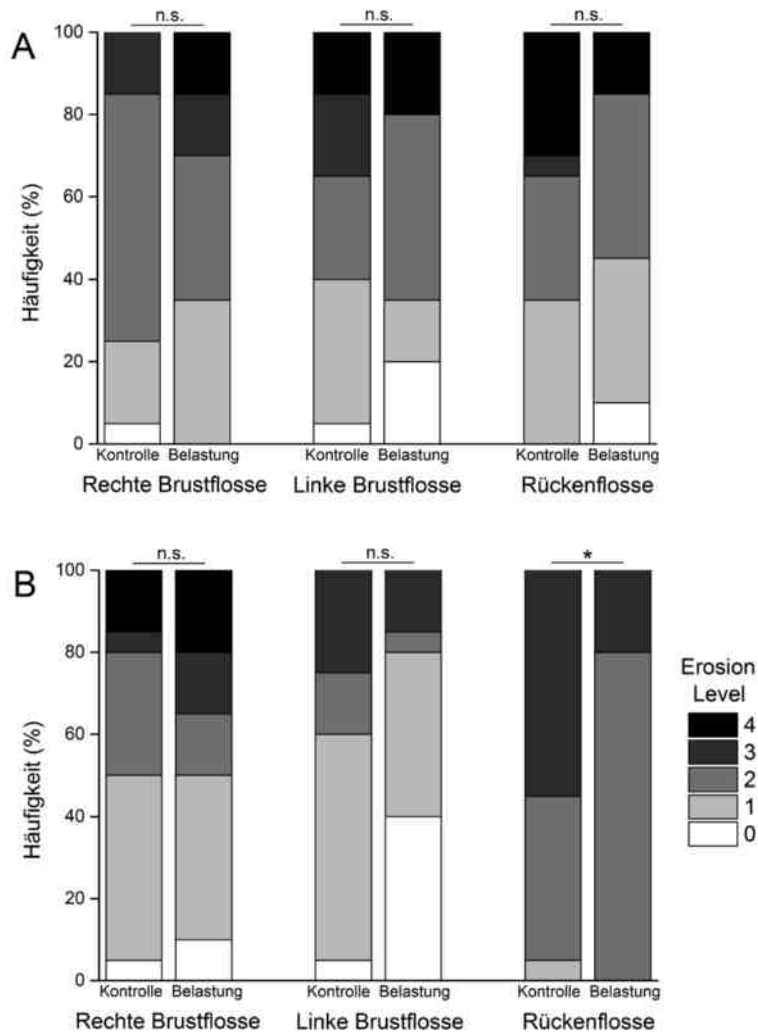
Weitere Ergebnisse (Daten nicht gezeigt)

Alle weiteren untersuchten Blutparameter (Differentialblutbild, Hämatokrit, Leukokrit, Anzahl an Erythrozyten, Hämoglobinkonzentration etc.) waren zu Beginn und am Ende des Versuchszeitraums im Normalbereich und wiesen keine signifikanten Unterschiede ($P > 0,05$) zwischen Regenbogenforellen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf auf. Auch klassische Stressparameter, wie Plasmacortisol-Konzentration und Hitzeschockprotein 70-Konzentration in den Geweben Haut, Kiemen, Leber und Kopfniere, zeigten keine signifikanten Unterschiede ($P > 0,05$) zwischen den beiden Kreisläufen.

Diskussion

Die in diesem Versuch erlangten Ergebnisse geben einen ersten Überblick über die Auswirkungen von erhöhter Schwebstoffkonzentration, entkoppelt von potentiell überlagernden Wasserparametern, auf die Gesundheit und das Wachstum von Regenbogenforellen in Kreislaufanlagen. Der für Salmoniden empfohlene Grenzwert von 25 mg/L (Alabaster & Lloyd 1982, Timmons & Ebeling 2010, EG-Richtlinie 2006/44/EG) wurde ab dem 11. Tag überschritten. Auch die Feinstpartikel ($< 15 \mu\text{m}$), die als besonders schädlich für die Fischgesundheit eingestuft werden (Chapman et al. 1987, Chen & Malone 1991), machten in beiden Kreisläufen mehr als 99 % aller Partikel aus, jedoch mit deutlich höheren Partikelkonzentrationen

Abbildung 6:



Häufigkeiten (%) der Flossenerosionslevel nach Person-Le Ruyet et al. (2007) (A) zu Beginn und (B) am Ende des Untersuchungszeitraums. Es wurden pro Probenahme jeweils 20 Regenbogenforellen untersucht. * zeigt einen signifikanten Unterschied ($P < 0,05$) zwischen den beiden Gruppen.

Tabelle 3:

Flossenindex (Mittelwert \pm SD) nach Kindschi (1987).

| | | Kontrolle (n = 20) | Belastung (n = 20) | Statistische Signifikanz |
|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------------|
| Start | Rückenflosse | 5,50 \pm 1,07 | 5,73 \pm 1,14 | n.s. |
| | Rechte Brustflosse | 7,83 \pm 1,14 | 7,03 \pm 1,55 | n.s. |
| | Linke Brustflosse | 7,30 \pm 1,62 | 6,99 \pm 1,89 | n.s. |
| Ende | Rückenflosse | 7,59 \pm 0,98 | 8,43 \pm 0,87 | $P < 0,01$ |
| | Rechte Brustflosse | 8,72 \pm 2,04 | 8,47 \pm 2,19 | n.s. |
| | Linke Brustflosse | 9,12 \pm 1,03 | 9,59 \pm 1,41 | n.s. |

im Belastungskreislauf. Somit waren Bedingungen erfüllt, bei denen von Autoren in früheren Arbeiten (Chapman et al. 1987, Chen & Malone 1991, Chen et al. 1993) negative Effekte von Schwebstoffen aufgezeigt bzw. erwartet wurden. Die Ent-

kopplung der Partikelbelastung von potentiell überlagernden Wasserparametern war während des gesamten Versuchs gewährleistet, so dass erstmalig eine alleinige Beurteilung der Auswirkungen von Partikeln auf die Fischgesundheit möglich war.



Einzig die Trübung unterschied sich, bedingt durch das experimentelle Design, deutlich zwischen dem Kontroll- und Belastungskreislauf. So zeigten die Regenbogenforellen im Belastungskreislauf ein deutlich ruhigeres und weniger aggressives Fressverhalten im Vergleich zu den Regenbogenforellen im Kontrollkreislauf. Insgesamt wirkte sich dieses veränderte Fressverhalten jedoch nicht auf das Wachstum bzw. die Futtermittelverwertung aus.

Entgegen der bisherigen wissenschaftlichen Annahme wurden jedoch im Zuge dieses Versuchs bei allen untersuchten Parametern keine negativen Auswirkungen der erhöhten Partikelbelastung gefunden. Somit zeigen die Ergebnisse dieses Versuchs, dass – zumindest für die untersuchte Expositionsdauer von vier Wochen – Partikel bei einer Konzentration von über 25 mg/L und einem Feinstpartikel-Anteil von ca. 99 % keine negativen Auswirkungen auf die Physiologie und das Wachstum von Regenbogenforellen in Kreislaufanlagen haben. Besonders erstaunlich ist, dass in Bezug auf den Flossenzustand und die histologischen Veränderungen der Kiemen die Regenbogenforellen aus dem Belastungskreislauf am Ende des Versuchs zum Teil sogar einen besseren Zustand aufwiesen als Fische aus dem Kontrollkreislauf. Das lässt darauf schließen, dass die Haltungsbedingungen trotz der hohen Partikelbelastung eher vorteilhaft als nachteilig waren und sich die erhöhte Partikelkonzentration somit nicht negativ ausgewirkt hat. Auch anhand der klassischen Stressparameter (Plasmacortisol, Hitzeschockprotein 70-Konzentration) und der untersuchten Blutparameter wurden keine Anzeichen dafür gefunden, dass die Partikelbelastung im Belastungskreislauf zu einem erhöhten Stresszustand der Fische geführt hat. Damit würde die bisherige wissenschaftliche Einschätzung, dass sich Schwebstoffe in Kreislaufanlagen negativ auf die Fischgesundheit auswirken, nicht zutreffen und müsste korrigiert werden.

Das fehlende mechanische Schädigungspotential der Partikel in Kreislaufanlagen und damit auch die fehlende Auswirkung auf das Wohlbefinden der Fische ist vermutlich auf den organischen Ursprung der Partikel zurückzuführen, da sie fast ausschließlich aus dem Kot der Fische entstehen und eine Dichte aufweisen, die mit 1010 bis 1153 kg/m³ ähnlich der des Wassers ist (Unger & Brinker 2013). Dadurch ist die mechanische Schädigung dieser Partikel vermutlich nicht so groß wie bei Schwebstoffen in Durchflussanlagen oder im Freiland, z.B. nach Starkregenereignissen, wo die zum größten Teil mineralischen Schwebstoffe eine deutlich höhere Dichte haben und häufig scharfkantige Strukturen aufweisen.

Insgesamt kann somit auf Basis der Ergebnisse dieses Versuchs gesagt werden, dass zumindest eine kurzfristig erhöhte Partikelfracht von über 25 mg/L in Kreislaufanlagen als nicht bedenklich einzustufen ist, wenn Grenzwerte der übrigen fischrelevanten Wasserparameter nicht überschritten werden. Außerdem wird deutlich, wie wichtig die vollständige Entkopplung des zu untersuchenden Parameters, in diesem Fall die Partikelbelastung, von anderen möglicherweise überlagernden Wasserparametern für eine saubere Bewertung bei Experimenten ist. Denn nur so war es erstmalig möglich, die tatsächliche Auswirkung von erhöhten Partikelkonzentrationen auf Regenbogenforellen in Kreislaufanlagen zu untersuchen und einzuschätzen.

Ausblick

Im weiteren Verlauf des Projekts werden diese Ergebnisse u.a. in einem Langzeitversuch überprüft, um auch mögliche chronische Auswirkungen der Partikelbelastung in Kreislaufanlagen zu erfassen. Dabei wird dann noch zusätzlich die Auswirkung der erhöhten Partikelkonzentration auf die bakterielle Aktivität in Kreislaufanlagen näher untersucht.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung können im Detail in Becke et al. (2016): Physiological consequences for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) of short-term exposure to increased suspended solid load, *Aquacultural Engineering* (DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.11.001>) nachgelesen werden.

Literatur

- Alabaster J.S. & Lloyd D.S. (1982). Finely divided solids, in: Water Quality Criteria for Freshwater Fish. Butterworth, London, pp. 1 - 20.
- Au D.W.T. et al. (2004). Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 266: 255 - 264.
- Awata S. et al. (2011). Effects of suspended sediment on cortisol levels in wild and cultured strains of ayu *Plecoglossus altivelis*. Aquaculture 314: 115 - 121.
- Ayer N.W. & Tyedmers P.H. (2009). Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. J. Clean. Prod. 17: 362 - 373.
- Bash J. et al. (2001). Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. University of Washington Water Center.
- Bilotta G.S. & Brazier R.E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Res. 42: 2849 - 2861.
- Chapman P.M. et al. (1987). Differentiation of physical from chemical toxicity in solid waste fish bioassays. Water. Air. Soil Pollut. 33: 295 - 308.
- Chen S. & Malone R.F. (1991). Suspended solids control in recirculating aquacultural systems, in: Engineering Aspects of Intensive Aquaculture, Proceedings from the Aquaculture Symposium. Ithaca, NY, pp. 170 - 186.
- Chen S. et al. (1993). Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications. Aquaculture 112: 143 - 155.
- Davidson J. et al. (2009). Heavy metal and waste metabolite accumulation and their potential effect on rainbow trout performance in a replicated water reuse system operated at low or high system flushing rates. Aquac. Eng. 41: 136 - 145.
- Klinger D. & Naylor R. (2012). Searching for Solutions in Aquaculture: Charting a Sustainable Course. Annu. Rev. Environ. Resour. 37: 247 - 276.
- Lake R.G. & Hinch S.G. (1999). Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 862 - 867.
- Robertson M.J. et al. (2007). Seasonal Effects of Suspended Sediment on the Behavior of Juvenile Atlantic Salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 136, 822 - 828.
- Sutherland A.B. et al. (2008). Effects of suspended sediment on wholebody cortisol stress response of two southern Appalachian minnows, *Erimonax monachus* and *Cyprinella galactura*. Copeia 2008: 234 - 244.
- Timmons M.B. & Ebeling J.M. (2010). Recirculating Aquaculture, 2nd ed. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, NY.
- Unger, J. & Brinker, A. (2013). Feed and treat: What to expect from commercial diets. Aquac. Eng. 53: 19 - 29.
- Wong C.K. et al. (2013). Gill damage to juvenile orange-spotted grouper *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) following exposure to suspended sediments. Aquac. Res. 44: 1685 - 1695.



Vergleich der Körperzusammensetzung und Produktqualität von Wild- und Zuchtfelchen

Göbel S., Gaye-Siessegger J., Baer J. & Geist J.¹

Bodenseefelchen werden überwiegend als hervorragende Speisefische geschätzt. Dementsprechend sind derzeit Verkaufspreise zu erzielen, die deutlich über den Preisen für Forellen aus der Teichwirtschaft liegen. Sollten zukünftig Bodenseefelchen in der Aquakultur aufgezogen werden, ist es für die Vermarktung dieser Fische bedeutsam, dass sich ihre Produktqualität (äußeres Erscheinungsbild, Nährwert, Geschmack, Farbe, Textur, Geruch, etc.) nicht wesentlich von der der „Wildfelchen“ unterscheidet. Daher wurden an der FFS im Rahmen des Forschungsprojektes „Untersuchungen zur Einführung von Felchen (*Coregonus lavaretus*) als neue Art für die heimische Aquakultur“, welches durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gefördert und zusammen mit dem Kooperationspartner, der Fischbrutanstalt Langenargen durchgeführt wurde, Zuchtfelchen vor diesem Hintergrund mit Wildfelchen verglichen.

Einleitung

Ursächlich für die Forschungsarbeiten zum Felchen ist die stark rückläufige regionale Versorgung mit Bodenseefelchen aus der heimischen Binnenfischerei. Insbesondere aufgrund des sinkenden Nährstoffgehaltes im See (siehe AUF AUF 3/2016), aber auch der gestiegenen Nahrungskonkurrenz im Freiwasser (siehe AUF AUF 2/2016) sinken das Wachstum, aber höchstwahrscheinlich auch die Dichte an Felchen und damit zwangsläufig die Erträge. Am Bodensee konnte daher 2012 die Berufsfischerei Schätzungen zufolge gerade einmal die Hälfte der bestehenden Nachfrage decken (Dreßler 2013). Inzwischen dürfte der Versorgungsgrad, infolge der seitdem weiter gefallenen Erträge, noch wesentlich niedriger sein.

Versuchsaufbau

Die getesteten Zuchtfelchen waren Nachkommen wild gefangener Bodenseefelchen aus dem Jahr 2009, welche bis 2011 in Langstromrinnen der Fischbrutanstalt Langenargen aufgezogen wurden. Im August 2011 wurden

25 dieser Felchen geschlachtet. Sie hatten ein durchschnittliches Körpergewicht von 127 g und eine durchschnittliche Körperlänge von 25,2 cm. Zeitgleich wurden im Bodensee 28 Felchen mit annähernd gleicher Gesamtlänge gefangen (Tab. 1). Von allen Fischen wurden Körpergewicht, Gesamtlänge, Körperhöhe, Kopflänge, Geschlecht sowie Innereienfett-, Gonaden-, Leber- und Filetgewicht bestimmt.

Zusätzlich wurden die Filets von je fünf männlichen und fünf weiblichen Zucht- und Wildfelchen (n = 20) in der FFS und in einem externen Institut (Dr.-Oskar-Farny-Institut des Landwirtschaftlichen Zentrums Baden-Württemberg, Wangen) auf die grobchemische Zusammensetzung untersucht. Ermittelt wurden der Rohasche-, Rohfett- und Rohproteingehalt (bezogen auf das Frischgewicht) sowie die Fettsäurezusammensetzung.

Um die Einflüsse der Herkunft und des Geschlechtes auf die Schlachtparameter und die chemische Zusammensetzung statistisch herauszuarbeiten, wurde ein lineares Model angewandt (Näheres dazu siehe Göbel et al. 2017).

Des Weiteren wurden für einen Sensoriktest (Verköstigung) jeweils

18 Filets von Wild- und Zuchtfelchen verwendet. Die Filethälften wurden in Alufolie verpackt, in einem vorgewärmten Ofen (Firma Juno Electrolux) bei 180 °C für 10 Minuten gegart und bis zur Verköstigung warm gehalten. Die Filets von je neun Rognern und neun Milchnern je Herkunft (Zucht/Wild) wurden dann in zwei Teile geteilt (n = 72). Die Verköstigung wurde mit sechs männlichen, erfahrenen Testessern durchgeführt. Jeder Tester bewertete zwei verschiedene Filetstücke pro Durchgang, die von derselben Position des Filets stammten (entweder Schwanz- oder Bauchstücke). Jede Filethälfte wurde somit doppelt beprobt. Alle Teilnehmer prüften jeweils 12 Filetstücke in sechs Durchgängen (einmal Wildfelchen versus Wildfelchen, einmal Zuchtfelchen versus Zuchtfelchen, viermal Wildfelchen versus Zuchtfelchen). Die Proben wurden durch den „paarweise angeordneten Vergleichstest“ gemäß DIN 10954 (1986) bewertet. Alle Tester mussten den Geruch, die Textur, den Geschmack und die Farbe der Filetstücke bezüglich drei Hauptfragen bewerten:

1.) Welche Filethälfte ist hinsichtlich der abgefragten Punkte ausge-

¹Prof. Dr. Geist, TU München, Aquatische Systembiologie, Mühlenweg 22, 85354 Freising

- präger?
- 2.) Welche Filethälfte würden sie hinsichtlich der abgefragten Punkte bevorzugen?
 - 3.) Welche Filethälfte würden sie kaufen?

Ergebnisse

Schlachtkörper

Das Körpergewicht und die Körperlänge der Felchen unterschieden sich nicht zwischen den Geschlechtern und der Herkunft (See/Zucht) (Tab. 1). Die Körperhöhe der Wildfelchen war mit durchschnittlich 5,1 cm allerdings signifikant höher als die der Zuchtfelchen (Durchschnitt 4,6 cm). Diese Ausprägung war für das höhere Gesamtfiletgewicht der Wildfelchen verantwortlich (Tab. 1). Ebenfalls kein Unterschied zwischen Geschlechtern und Herkunft wurde beim Anteil Eingeweidefett (VSI-Wert) festgestellt (Tab. 1).

Chemische Zusammensetzung

Zwischen den Geschlechtern wurden in der grobchemischen Zusammensetzung keine signifikanten Unterschiede gefunden (Tab. 2). Der Proteingehalt bei Zucht- und Wildfelchen lag bei 17-18 % und unterschied sich nicht signifikant zwischen beiden Herkünften. Der Rohfettgehalt war bei den Zuchtfischen mit 4,9 - 5,2 % jedoch signifikant höher als bei den Wildfischen (3,7 - 4,5 %). Der Asche- und Wassergehalt hingegen waren bei den Zuchtfischen im Vergleich zu den Wildfischen mit rund 1,2 % vs. 1,5 % bzw. rund 76 % vs. 77 % signifikant niedriger. Die für die menschliche Gesundheit wichtigen, mehrfach ungesättigten essentiellen Omega-3- und Omega-6-Fettsäuren wurden in den Zuchtfischen in signifikant höheren Konzentrationen gefunden, als in den Wildfischen. Insbesondere die für Menschen essentielle Omega-3-Fettsäure DHA (Docosahexaensäure) war in Zuchtfelchen in signifikant hö-

heren Mengen nachzuweisen als in Wildfelchen (7,3 vs. 2,1 g pro 100 g Fett). Eine andere essentielle Omega-3-Fettsäure, die EPA (Eicosapentaensäure), unterschied sich hingegen nicht zwischen den Felchen verschiedener Herkünfte. Näheres zu den unterschiedlichen Fettsäuremustern ist der Veröffentlichung Göbel et al. (2017) zu entnehmen.

Verköstigung

Die Filets der Zuchtfelchen waren nach dem Garen komplett weiß, die von Wildfelchen hingegen leicht gräulich. Dieser Unterschied wurde von den Testessern wahrgenommen und manifestierte sich in einem signifikanten Unterschied bei der Bewertung der Farbausprägung (Abb. 1). Die Tendenz, dass die Testesser die Festigkeit des Wildfelchenfilets als ausgeprägter empfanden, deutete sich an (Abb. 1), konnte statistisch aber nicht abgesichert werden. Hinsichtlich der Geruchs- und

Tabelle 1: Verschiedene Parameter männlicher (M) und weiblicher (W) Felchen aus dem Bodensee und der Zucht (Fischbrutanstalt Langenargen). Dargestellt sind die jeweiligen Mittelwerte mit Standardabweichung.

| Parameter | Wildfelchen | | Zuchtfelchen | | Einfluss | |
|---|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------|------------|
| | W (n=14) | M (n=14) | W (n=17) | M (n=8) | Herkunft | Geschlecht |
| Körpergewicht (g) | 137,9 ^a ± 22,9 | 133,2 ^a ± 18,7 | 129,8 ^a ± 17,5 | 121,9 ^a ± 12,1 | ns | ns |
| Körperlänge (cm) | 25,8 ^a ± 1,4 | 25,5 ^a ± 1,2 | 25,4 ^a ± 1,5 | 24,8 ^a ± 0,9 | ns | ns |
| Körperhöhe (cm) | 5,2 ^a ± 0,4 | 5,1 ^a ± 0,4 | 4,7 ^b ± 0,3 | 4,6 ^b ± 0,2 | * | ns |
| Kopflänge (cm) | 4,5 ^a ± 0,3 | 4,4 ^a ± 0,3 | 4,6 ^a ± 0,2 | 4,5 ^a ± 0,1 | ns | ns |
| Filetausbeute (Gewicht Filet/Gewicht ausgenommener Fisch in %) | 56,7 ^a ± 2,1 | 56,9 ^a ± 3,4 | 53,1 ^b ± 3,1 | 55,6 ^{ab} ± 2,9 | * | ns |
| Eingeweidefett (Gewicht frei liegendes Fett in der Bauchhöhle/Körpergewicht in %) | 0,8 ^a ± 0,3 | 0,6 ^a ± 0,3 | 0,6 ^a ± 0,3 | 0,7 ^a ± 0,2 | ns | ns |

Unterschiedliche Buchstaben hinter den Werten kennzeichnen signifikante Unterschiede, in den letzten beiden Spalten werden die Ursachen für diese Unterschiede angegeben (ns: nicht signifikant, *: signifikant).

Tabelle 2: Grobchemische Zusammensetzung männlicher (M) und weiblicher (W) Felchen aus dem Bodensee und der Zucht (Fischbrutanstalt Langenargen). Dargestellt sind die jeweiligen Mittelwerte mit Standardabweichung.

| Parameter | Wildfelchen | | Zuchtfelchen | | Einfluss | |
|----------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|----------|------------|
| | W (n=5) | M (n=5) | W (n=5) | M (n=5) | Herkunft | Geschlecht |
| Wasser (%) | 77,3 ^{ab} ± 1,2 | 77,4 ^a ± 0,9 | 75,6 ^b ± 0,3 | 76,6 ^{ab} ± 1,2 | * | ns |
| Rohasche (%) | 1,5 ^a ± 0,1 | 1,6 ^a ± 0,1 | 1,2 ^b ± 0,2 | 1,2 ^b ± 0,1 | * | ns |
| Rohprotein (%) | 17,2 ^a ± 0,5 | 17,7 ^a ± 0,4 | 17,9 ^a ± 0,8 | 17,1 ^a ± 1,0 | ns | ns |
| Rohfett (%) | 4,5 ^{ab} ± 0,7 | 3,7 ^b ± 0,4 | 5,2 ^a ± 0,5 | 4,9 ^a ± 0,7 | * | ns |

Unterschiedliche Buchstaben hinter den Werten kennzeichnen signifikante Unterschiede, in den letzten beiden Spalten werden die Ursachen für diese Unterschiede angegeben (ns: nicht signifikant, *: signifikant).



Geschmacksausprägung konnten die Testesser keinen signifikanten Unterschied zwischen Zucht- und Wildfelchen feststellen (Abb. 1).

Auf die Frage, welche Probe die Testesser bevorzugen würden, gab

es nur hinsichtlich des Parameters „Farbe“ eine eindeutige Aussage: 80 % der Prüfergebnisse fielen zugunsten der weißeren Filets der Zuchtfelchen aus. Bei den anderen drei abgefragten Eigenschaften

Geruch, Festigkeit und Geschmack zeigten sich keine signifikanten Unterschiede (Abb. 2).

Auch auf die abschließende Frage, welches Produkt die Testesser kaufen würden, ließ sich keine eindeutige Präferenz für ein Produkt erkennen: 54 % der Tester würden gezüchtete und 46 % wilde Felchen kaufen.

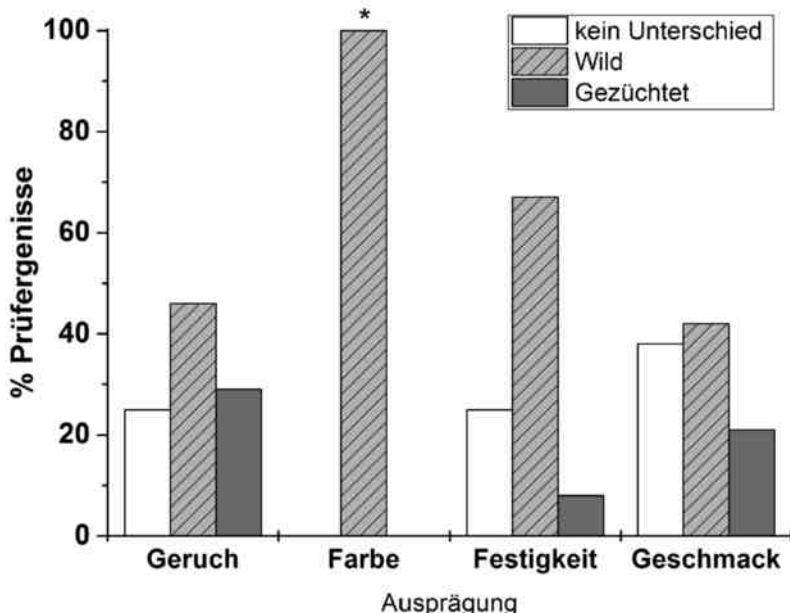


Abbildung 1: Paarweiser Vergleichstest von Wild- und Zuchtfelchen; gefragt wurde nach der Ausprägung einer Probe hinsichtlich Geruch, Farbe, Festigkeit und Geschmack. Signifikante Unterschiede sind mit einem Sternchen gekennzeichnet.

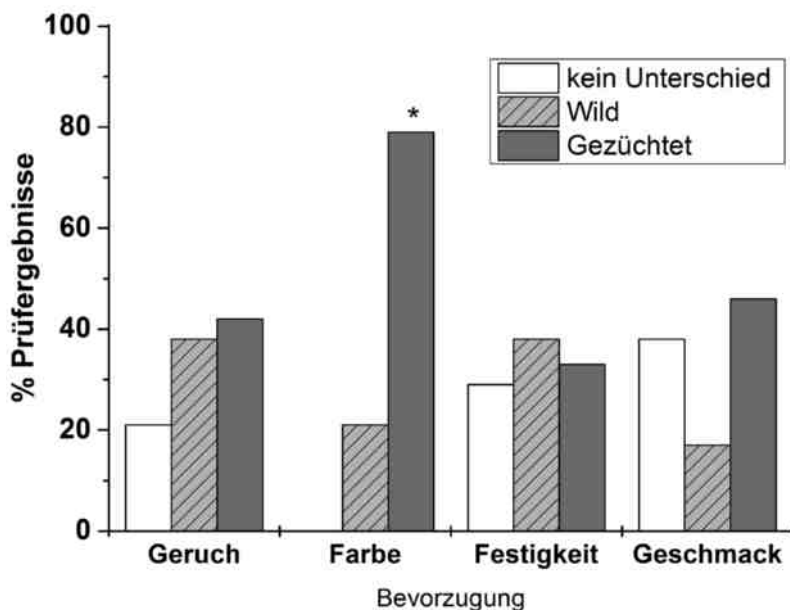


Abbildung 2: Paarweiser Vergleichstest von Wild- und Zuchtfelchen; gefragt wurde nach der Bevorzugung einer Probe hinsichtlich Geruch, Farbe, Festigkeit und Geschmack. Signifikante Unterschiede sind mit einem Sternchen gekennzeichnet.

Fazit und Praxisrelevanz

Ein Vergleich der morphometrischen Parameter zeigt, dass die Unterschiede zwischen Wild- und Zuchtfelchen vergleichsweise gering sind. Für eine zukünftige Erzeugung von Zuchtfelchen könnte es jedoch bedeutsam sein, dass sie im Vergleich zu Wildfelchen durchschnittlich eine geringere Körperhöhe aufweisen, was wiederum eine geringere Filet- ausbeute zur Folge hat. Zukünftige Versuche sollten daher der Frage nachgehen, ob dieser Nachteil durch eine angepasste Fütterung, andere Haltungsbedingungen und fortschreitende Domestikation (Etablierung Elterntierstamm) minimiert werden kann.

Ein Vergleich der grobchemischen Schlachtkörperzusammensetzung zeigt, dass der Fettgehalt der Zuchtfelchen höher ist als der von Wildfelchen. Vorteilhaft dabei ist die Fettsäurezusammensetzung der Zuchtfische, denn aufgrund des signifikant höheren Anteils an mehrfach ungesättigten Fettsäuren ist die Wertigkeit der Filets der Zuchtfische für die menschliche Gesundheit deutlich höher als die der Wildfelchen. Die Gründe für die unterschiedliche Zusammensetzung der Filets liegt in der Ernährung der Felchen: Bodenseefelchen nehmen über ihre Nahrung, das Zooplankton, zwar eine gewisse Menge an Öl zu sich, allerdings beinhaltet dieses Öl deutlich weniger dieser ungesättigten Fettsäuren, als den Zuchtfischen über das Futter zugeführt werden kann.

Gezüchtete Felchen können in Bezug auf die sensorische Eignung mit Wildfelchen konkurrieren. Hinsichtlich der Farbe scheinen die

Filets von Zuchtfelchen gegenüber denen von Wildfelchen sogar im Vorteil zu sein: Die weißlichen Zuchtfelchenfilets werden vom Verbraucher gegenüber den leicht grauen Filets der Wildfelchen vorgezogen. Darüber hinaus können Zuchtfelchen im Gegensatz zu Wildfelchen in einer relativ konstanten Qualität erzeugt werden. Zukünftige Vorhaben, Felchen in der Aquakultur zu etablieren, sollten daher in Bezug auf die Fleischqualität keine Nachteile gegenüber dem Produkt aus freien Gewässern erwarten lassen.

Die hier vorgestellten sowie weitere Ergebnisse zu diesem Themenkomplex wurden in wissenschaftlichen Zeitschriften veröffentlicht:

Göbel S., Gaye-Siessegger J., Baer J. & Geist J. (2017). Comparison of body composition and sensory quality of wild and farmed whitefish (*Coregonus macrophthalmus* [Nüsslin, 1882]). *Journal of Applied Ichthyology* 33: 366-373.

Goebel S.E., Baer J. & Geist J. (2017). Effects of temperature and rearing density on growth of juvenile European whitefish (*Coregonus macrophthalmus*) in aquaculture. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 189: 257-266.

Weitere Literatur

Deutsches Institut für Normung (DIN 10954 German standard assessment document for sensory tests) (1986). Sensorische Prüfung: Paarweise Vergleichsprüfung. Beuth Verlag Berlin (in Überarbeitung).

Dreßler H.G. (2013). Marktsituation für Bodensee-Felchen (Coregonen) aus Baden-Württemberg. Studie im Auftrag der MBW Marketing- und Absatzförderungsgesellschaft für Agrar- und Forstprodukte aus Baden-Württemberg, Produkt + Markt Agribusiness Consulting GmbH, 16 Seiten.



Kormorane in Baden-Württemberg: aktueller Stand der Datenbank (KormoDat)

J. Gaye-Siessegger & S. Blank

Seit 2011 sammelt die Fischereiforschungsstelle (FFS) alle Kormoransichtungen in Baden-Württemberg in einer Datenbank (KormoDat). Neben Meldebögen ist die Meldung über eine Online-Eingabemaske möglich, und seit Herbst 2016 gibt es zudem eine App für mobile Geräte, über die Beobachtungen auch schnell und einfach gemeldet werden können. Alle Meldungen werden vor der endgültigen Übernahme in die Datenbank auf Plausibilität überprüft. Im folgenden Artikel wird der aktuelle Stand der Datenbank dargestellt. Des Weiteren werden Gewässer vorgestellt, für die sehr gute Informationen zum räumlichen und zeitlichen Auftreten der Kormorane vorliegen, in der Hoffnung, dass dies weitere Vereine und Privatpersonen motiviert, Zählungen zu organisieren und diese Ergebnisse sowie Einzelbeobachtungen in die Datenbank einfließen zu lassen.

Wozu es wichtig ist, den Kormoranbestand in Baden-Württemberg zu kennen

Gute Kenntnisse über die Anzahl und Verteilung der Kormorane (Abb. 1) in Baden-Württemberg sind notwendig, um den Einfluss auf Fische und Fischerei abschätzen zu können. Dies ist wichtig, insbesondere als Grundlage der baden-württembergischen Kormoran-Verordnung, aber auch für Anträge von Vergrämungsmaßnahmen in Schutzgebieten. Nach § 5 der Kormoran-Verordnung kann die höhere Naturschutzbehörde (zuständiges Regierungspräsidium) Ausnahmen für Vogelschutzgebiete zulassen und Befreiungen für Naturschutzgebiete erteilen. Für Baden-Württemberg gab es für den Winter 2015/16 für fünf Gewässer und eine Teichanlage Genehmigungen mit weitergehenden zeitlichen und räumlichen Einschränkungen. Auswertungen der Datenbank flossen zudem in die Erstellung der Roten Liste ein (Baer et al. 2014) und sind auch für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) und Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) von Bedeutung.



Abbildung 1: Kormoran im Radolfzeller Aachried.

Datenbank KormoDat

Von 2011 bis 2016 sind jährlich zwischen 518 und 1.357 Meldungen in die Datenbank eingegeben worden (insgesamt 5.344 Meldungen). In diesem Zeitraum wurden Kormorane an rund 1.200 Beobachtungsorten in Baden-Württemberg gemeldet, allerdings ist die räumliche Verteilung der Meldungen im Land weiter verbesserbar

(Abb. 2). Besonders auffällig ist z.B. eine geringe Meldeaktivität entlang der Rheinschiene; für diese wäre eine deutlich bessere Datenlage wünschenswert.

Anhand von zwei Beispielgewässern in Baden-Württemberg soll im Folgenden aufgezeigt werden, wie eine gute Erfassung von Kormoranen erfolgen kann.

Bodensee-Untersee

Im Auftrag des Landesfischereiverbands Baden-Württemberg e.V. werden am Bodensee-Untersee seit Ende der 1990er Jahre Kormorane monatlich auf ihren Schlafbäumen synchron gezählt (Scheu 1998-2015, Girwert 2016-2017). Die Ergebnisse werden u.a. in den jährlichen Kormoranberichten der FFS veröffentlicht (www.lazbw.de). Ergänzt werden diese Daten durch Zählungen der Brutpaare in den Kolonien am Untersee (LUBW 2017, Scheu 1998-2015, Girwert 2016-2017). Die zweitgrößte Kor-

morankolonie des Bodensees im Jahr 2016 lag mit 158 Brutpaaren im Radolfzeller Aachried am Untersee. Sie existiert bereits seit 1997. Kleine, zeitlich begrenzte Kolonien am Untersee waren bzw. sind an der Hornspitze, Mettnau sowie im Wollmatinger Ried. Die größte Kolonie am gesamten See wurde 2016 in der Lipbachmündung am Obersee beobachtet (Abb. 3).

Abbildung 4 zeigt die Entwicklung der Anzahl Kormorane am Bodensee-Untersee. Seit Beginn der Zählungen 1998 hat sich die Anzahl mehr als verdoppelt. Dieser

Anstieg liegt vor allem an der Zunahme von Kormoranen im Frühjahr und Sommer.

Jagst

Über den Winter werden an der Jagst Kormorane an den bekannten Schlafplätzen und bei der Nahrungsaufnahme synchron gezählt. In den Monaten Mai bis August werden keine Zählungen durchgeführt, da im Sommer bisher nur vereinzelt Kormorane an der Jagst beobachtet werden. Organisiert werden die Zählungen von der Fischhegegemeinschaft Jagst. Sie werden bereits

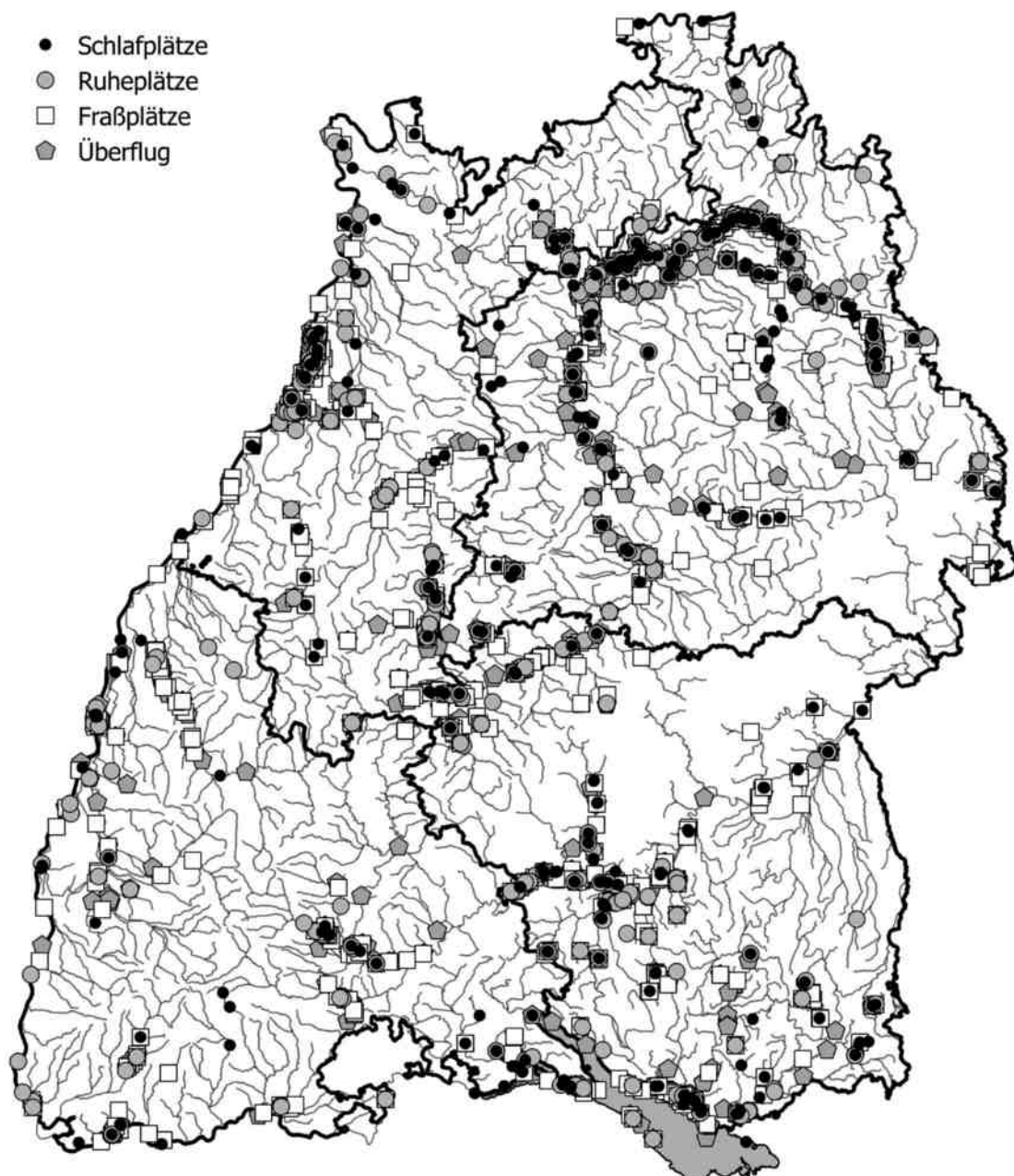


Abbildung 2: Kormoranmeldungen für Baden-Württemberg (Stand Juni 2017). Die Symbole sind Beobachtungsorte, für die teilweise viele Meldungen vorliegen.



Abbildung 3: Kormorankolonie an der Lipbachmündung (Foto: T. Basen).

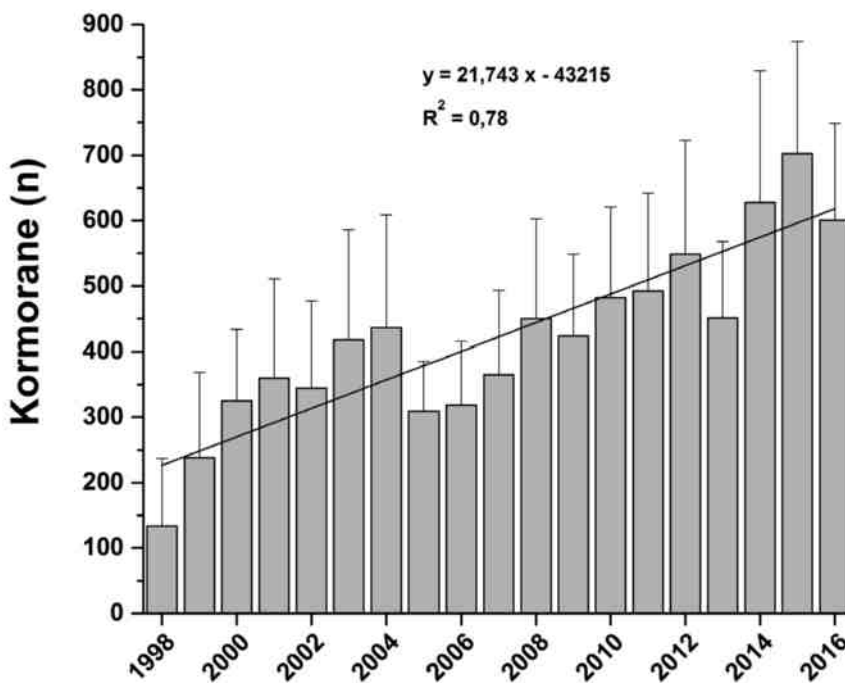


Abbildung 4: Jahresdurchschnittswert an Kormoranen am Bodensee-Untersee mit Trendlinie (Quellen: Scheu & Girwert i.A. des Landesfischereiverbands B.-W.).

seit vielen Jahren durchgeführt. Die Ergebnisse vom Winter 2016/17 sind in Abbildung 5 dargestellt. Im stark vom Fischsterben betroffenen Bereich zwischen Lobenhausen und Langenburg (siehe hierzu auch AUF AUF 2017 Heft 1) lagen mit max. 5 (Hornberg bei Kirchberg) bzw. 22 Kormoranen (NSG Reiherhalde bei Langenburg) zwei kleinere Schlafplätze. Oberhalb der Schadstoffeinführung wurden mehrere, teilweise größere Schlafplätze beobachtet. Die höchste Anzahl an Wintervögeln im dargestellten Jagstabschnitt zwischen Crailsheim und der Mündung in den Neckar wurde am 10.12.2016 mit 194 Kormoranen gezählt (auf den Schlafbäumen in der Dämmerung).

Fazit

Die Ergebnisse der Zählungen am Untersee und an der Jagst werden der FFS gemeldet bzw. direkt in die Datenbank eingegeben. Für das Vogelschutzgebiet „Untersee des Bodensees“ gibt es seit vielen

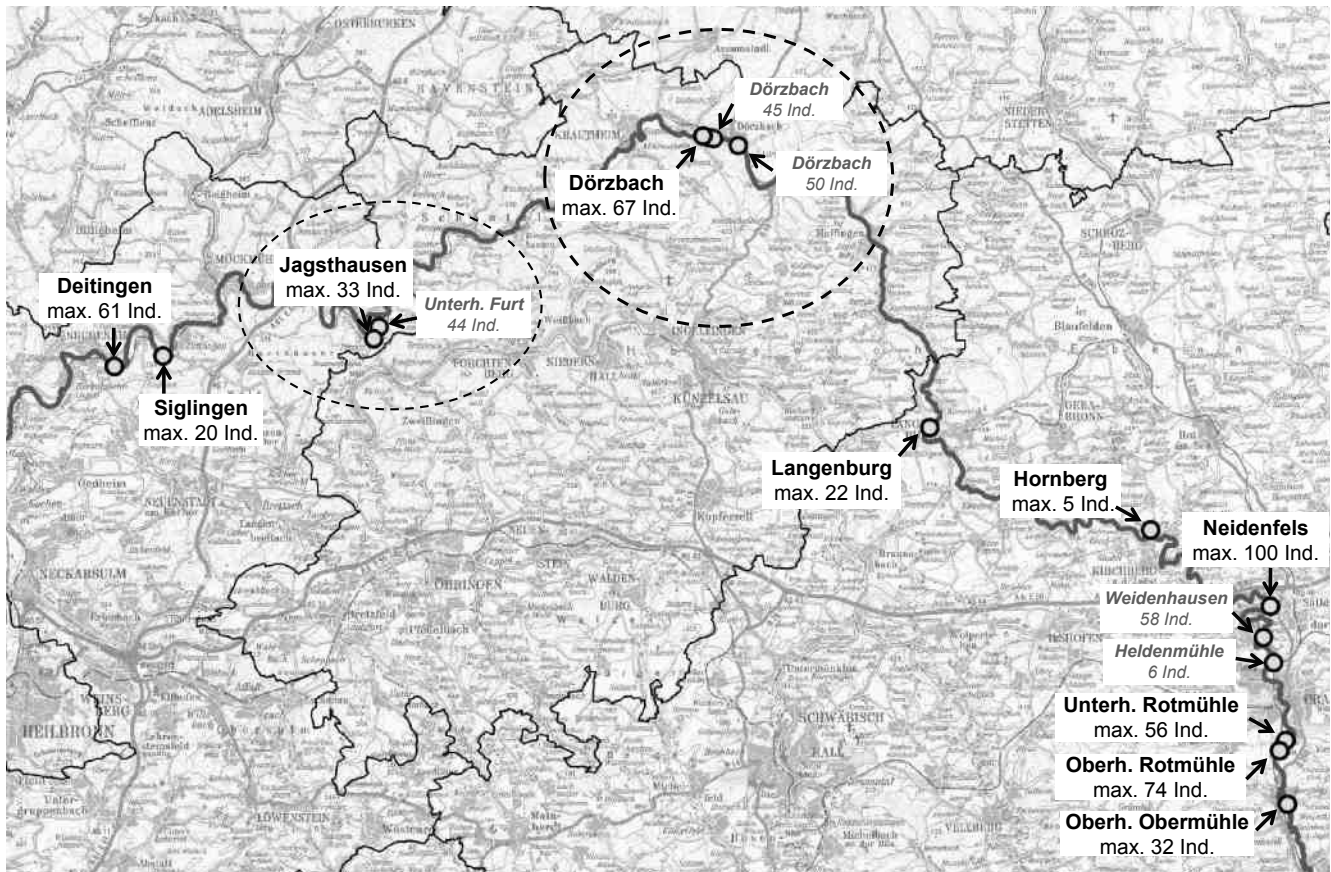


Abbildung 5: Kormoran-Schlafplätze an der Jagst im Winter 2016/17 (Zählungen auf den Schlafplätzen in der Dämmerung). Einmalige Erfassungen sind kursiv dargestellt, gestrichelte Kreise sind um Schlafplätze gezogen, bei denen es zu vorübergehenden Verlagerungen kam.

Jahren eine artenschutzrechtliche Ausnahme, mit der Kormorane im Schutzgebiet, zeitlich und räumlich begrenzt, vergrämt werden dürfen. Auch an der Jagst liegt seit Sommer 2016 wieder eine artenschutzrechtliche Ausnahme für das Vogelschutzgebiet „Jagst mit Seitentälern“ vor. Zuvor war eine Vergrämung im Zeitraum 2008 bis 2011 möglich gewesen. Nach Auslaufen der Allgemeinverfügung war diese nicht verlängert worden. Erst 2016, nach einer sehr ausführlichen Prüfung der Situation an der Jagst (Entwicklung der Kormorane, deren Einfluss auf die Fischbestände sowie Prüfung der Zielarten des Schutzgebiets) wurde eine Ausnahme zugelassen, die bis 2022 gilt. Ohne die guten Kenntnisse über das regelmäßige Auftreten von Kormoranen an diesen beiden Gewässern könnte ein erheblicher Einfluss auf die Fischbestände nicht begründet werden und folglich gäbe es diese Ausnah-

megenehmigungen nicht.

Neben synchronen Zählungen sind aber auch ergänzende Einzelbeobachtungen an allen Gewässern in Baden-Württemberg von Bedeutung. Allerdings können sie synchrone Zählungen nicht ersetzen. Sie helfen jedoch, einen Überblick über die aktuelle Situation und auch die räumliche Verteilung der Kormorane im Land zu bekommen. Dringend erforderlich wäre jedoch ein Wintervogelmonitoring für ganz Baden-Württemberg, da sich aktuell die von verschiedenen Seiten verwendeten Zahlen stark unterscheiden. Wie das Brutvogelmonitoring der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) zeigt, führen insbesondere gemeinsame Zählungen von Vertretern aus der Ornithologie und der Fischerei zu einer hohen Akzeptanz der Zahlen.

Literatur

- Baer J. et al. (2014). Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse – Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz B.-W., Stuttgart.
- Girwert A. (2016-2017). Monatliche Kormoranzählungen am Bodensee-Untersee. Im Auftrag des Landesfischereiverbands e.V., schriftliche Mitteilungen.
- LUBW (2016). Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg - Landesweite Brutbestandserfassung 2015 und 2016 (www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/212964/).
- Scheu W. (1998-2015). Monatliche Kormoranzählungen am Bodensee-Untersee. Im Auftrag des Landesfischereiverbands e.V., schriftliche Mitteilungen.



Der Wels: Fakten und Fiktion

Dr. T. Klefoth¹, Anglerverband Niedersachsen e.V.

Wenn es um den heimischen Europäischen Wels (*Siluris glanis* L.) geht, ist oftmals der Phantasie keine Grenze gesetzt. Wohl jeder von uns kennt diverse Geschichten mit mehr oder weniger Wahrheitsgehalt zur Lebensweise dieser Art. Aber selbst wenn wir darüber lachen, was in manchen Medien verbreitet wird, wüssten wir es denn tatsächlich besser? Wissenschaftliche Erkenntnisse über den Wels sind weniger verbreitet als dies bei anderen Fischarten der Fall ist. Mit der zunehmenden anglerischen und damit auch wirtschaftlichen Bedeutung und Verbreitung von Welsen in Europa ist aber folgerichtig auch die Anzahl der Studien über die Biologie dieser äußerst spannenden Fischart gestiegen. Grund genug einmal in die Welt der Wissenschaft einzutauchen und sowohl die neuesten, als auch bereits länger bestehende Erkenntnisse zusammenzufassen.

Verbreitung

Der natürliche Lebensraum des Europäischen Welses (Abb. 1) erstreckt sich von Mittel- und Osteuropa bis nach Zentralasien. In Deutschland gilt die natürliche Ausbreitungsgrenze von der Oder bis zur Elbe, der Donau und von Baden-Württemberg bis hinein in den westlichen Teil Frankreichs. Vermutlich nicht heimisch ist er in Weser und Ems. Bestände in West- und Südfrankreich, Spanien, Portugal und Italien beruhen auf Besatzmaßnahmen. Selbst in Brasilien wurden mittlerweile Europäische Welse nachgewiesen.

Bestandsentwicklung

Anhand von Fangstatistiken der Berufs- und Angelfischerei wurde erst jüngst für das Einzugsgebiet der Elbe gezeigt, dass die Welsbestände tatsächlich ansteigen (Ritterbusch 2014). Vermutlich ist dieser Trend auf den gesamten deutschen Raum übertragbar. Gründe für diese positive Bestandsentwicklung können vielfältig sein, wobei sich zwei parallele Entwicklungen gegenseitig positiv beeinflusst haben könnten. Zum einen ist die Wassertemperatur in unseren heimischen Fließgewässern in den vergangenen 40 Jahren im Durchschnitt angestiegen, sodass der Warmwasser liebende Wels bessere Lebensbedingungen

vorfmdet und auch die bevorzugte Wassertemperatur zum Laichen von über 20 °C häufiger und länger erreicht wird. Parallel zum Temperaturanstieg wurde in den 80er und 90er Jahren des vergangenen Jahrhunderts vielfach Wels als Satzfish in die Gewässer eingebracht. Dieser Besatz fand parallel zu den verbesserten Temperaturbedingungen

statt, sodass sich diese Effekte gegenseitig befeuert haben könnten (Ritterbusch 2014).

Nahrung

Magenanalysen von Welsen aus verschiedenen Gewässern Europas zeigen, dass die aufgenommene



Abbildung 1: Die Welsbestände in Deutschland nehmen zu, Angler und Fischer fangen regelmäßig auch größere Exemplare.

¹t.klefoth@av-nds.de

Beute häufig sämtliche im Gewässer vorhandenen Organismen und Fischarten umfasst (Copp et al. 2009). Dabei ist vor allem entscheidend, welche Nahrung am besten verfügbar ist, d.h. was oft vorhanden ist, wird auch viel gefressen, und erst zweitrangig spielt die Vorliebe für bestimmte Organismen eine Rolle. Der Ausdruck „Organismen“ ist an dieser Stelle sehr bewusst gewählt, denn neben Fischen spielen in allen bekannten Studien vor allem Krebse eine teils entscheidende Rolle in der Nahrung von Welsen (Copp et al. 2009, Wysujack & Mehner 2005). Von bis zu 15 verschiedenen Beuteorganismen innerhalb eines Welsbestandes reichen die Berichte. Innerhalb aller hier betrachteten 14 Studien zur Ernährungsweise des Welses (Copp et al. 2009) wurden Karpfenartige als Beutefische nachgewiesen. Zudem waren Barschartige (71 % der Studien), Grundeln (43 %) und Schmerlen (36 %) häufig in der Welsnahrung zu finden. Vier Studien berichten zudem über kanibalistische Ernährungsweisen. Neben Fischen wurden Krebse in 79 % der Studien nachgewiesen. Insekten (43 %) und Frösche (36 %) gehören ebenso in das Nahrungsspektrum der Welse, wie Wasservögel (29 %). Ein besonderes Beispiel für eine fast ausschließliche Ernährung durch Krebse bilden die stark beangelteten Ebrowelse (Carol 2007, Carol et al. 2009). Von 2004 bis 2006 wurde der Mageninhalt von insgesamt 324 Welsen zwischen 40 und 210 cm aus dem Ebro, speziell dem Ribo-roja und Flix, untersucht. In beiden Stauseen machten Wirbellose, vor allem Krebse, 81 bis 94 % der gesamten Nahrung aus, während Fische lediglich 5 bis 18 % der gefundenen Nahrungstiere repräsentierten. In Bezug auf das Gewicht machten Fische allerdings einen deutlich höheren Anteil der Gesamtnahrung aus (bis zu 64 %). Speziell Welse zwischen 30 und 90 cm konsumierten so gut wie keine Fische. Karpfen wurden nur in Mägen von Welsen im Flix gefunden, sofern die Welse größer als 120 cm waren. Im Ribo-roja bestand die Nahrung großer Welse > 150 cm

weiterhin fast ausschließlich aus Krebsen. Im Flix dagegen wurde in dieser Größenklasse ca. 25 % Fisch in der Nahrung ausgemacht. Leider geht aus der Studie nicht hervor, wie viele „große“ Fische beprobt wurden, sodass nicht klar wird, wie repräsentativ die Magenanalyse ist. Neben der hohen Anzahl von Krebsen in der Welsnahrung, wurde zudem ein sehr geringer Bestand an Beutefischen in den beiden Stauseen festgestellt (Carol 2007). Vielleicht ist also der Mangel an Beutefischen im Ebro für die verstärkte Aufnahme von Krebsen verantwortlich, was allerdings gleichzeitig die Anpassungsfähigkeit von Welsen an vorhandene Nahrungsquellen unterstreicht. Für den Angler bedeutet dies, dass er mit Köderfischen zwar weiterhin einen äußerst attraktiven Köder für die Welse bereithält, die Fische aber durchaus auch an andere Ernährungsweisen angepasst sind und sich entsprechend auch mit anderen Ködern fangen lassen. Die teils enormen Fänge mit Pellets deuten dabei ebenfalls auf eine stark opportunistische Ernährungsweise hin.

Wie eingangs schon beschrieben, setzt sich die Nahrung der Welse aus dem zusammen, was im Gewässer vorhanden ist. So stellen Krebse nicht nur in Spanien eine wichtige Nahrungsquelle dar. In einem See in Mecklenburg-Vorpommern wurde der Mageninhalt von 155 Welsen mit einer durchschnittlichen Länge von 67 cm untersucht (Wysujack & Mehner 2005). Neben 45 % leeren Mägen, welche mit steigender Wassertemperatur abnahmen, konnten Fische und Krebse als hauptsächliche Nahrungsquellen identifiziert werden. Innerhalb der Fische stellten Rotaugen die am häufigsten gefressene Fischart dar, gefolgt von Barschen und Aalen. Brassen dagegen wurden nur in einem einzigen Wels gefunden. Verglichen mit der Verfügbarkeit von Rotaugen und Brassen in diesem See wurden Rotaugen gegenüber Brassen deutlich bevorzugt. Auch die Länge der Beutefische wurde analysiert. Sie betrug im Mittel 15,2 cm. Insgesamt wurde ein Längenverhältnis vom Wels zur Beute

von 4,8:1 gefunden. Im Vergleich zu Zander (4,1:1), Hecht (3,9:1) und Barsch (2,6:1) frisst der Wels damit verhältnismäßig kleine Fische.

Wie bereits zuvor erwähnt, waren regelmäßig Wasservögel in den Welsmägen zu finden. Ebenfalls im Ebrogebiet wurde eine starke Verbindung zwischen hohem Welsbestand und geringem Vogelaufkommen, vor allem von Stockenten, dokumentiert (Carol et al. 2009). Offen bleibt allerdings die Frage, ob die Enten im Ebrogebiet eine Vermeidung von Gewässern mit hohem Welsbestand gelernt haben oder aber die Entenbestände jeweils durch den Wels direkt stark verringert wurden. Zudem ist es zumindest denkbar, dass Welse und Enten im Ebrogebiet unterschiedliche Anforderungen an ein Gewässer stellen, und somit ein regelmäßiges Aufeinandertreffen von vornherein unwahrscheinlich oder selten ist. In einer aktuellen Studie aus Südwest-Frankreich konnte zudem gezeigt werden, dass sich einige wenige Welse speziell auf die Jagd von Tauben im Uferbereich spezialisiert haben. Dieses Verhalten wurde bisher nur sehr lokal begrenzt nachgewiesen, zeigt aber erneut die enorme Anpassungsfähigkeit dieser Fischart (Cucherousset et al. 2012). Unabhängig von diesem Spezialverhalten bilden Vögel einen eher kleinen, aber relevanten Anteil in der Welsnahrung.

Zusammenfassend lässt sich das Nahrungsspektrum des Welses als sehr breit beschreiben, wobei Wirbellose und vor allem Krebse einen überraschend hohen Anteil in der Nahrung ausmachen können und teilweise sogar die Hauptbeute darstellen. Anders als gelegentlich behauptet, ist dies offenbar in ganz Europa der Fall. Im Vergleich zu seiner Körperlänge frisst der Wels zudem verhältnismäßig kleine Organismen.

Wachstum

Welse haben ein hohes Wachstumspotential und der offiziell größte Wels wurde mit einer Länge von 2,73 m



und 130 kg Gewicht in der Rhône in Südfrankreich gefangen (Boulêtreau & Santoul 2016). Einzelne Fänge von Anglern und Berufsfischern können noch etwas größer gewesen sein, sind aber nicht offiziell dokumentiert. Im ersten Lebensjahr wachsen Welse auf 20 - 30 cm und können im zweiten Lebensjahr 40 cm Totallänge überschreiten. Mit ca. 80 cm werden sie im dritten bis vierten Lebensjahr geschlechtsreif und erreichen mit 6 - 7 Jahren eine Länge von rund einem Meter. Ab dem 14. Lebensjahr wachsen sie dann nur noch 5 - 7 cm im Jahr, wobei sich das Wachstum regional stark unterscheiden kann und in südlichen Regionen Europas mit deutlich höheren Wassertemperaturen auch ein höheres Wachstumspotential besteht. Zudem werden die Männchen größer als die Weibchen (zusammengefasst in Copp et al. 2009).

Einfluss auf heimische Fischbestände

Wie ist der Einfluss des Welses auf die heimischen Fischbestände einzuordnen? Auf Basis der bestehenden Literatur kann für das natürliche Verbreitungsgebiet gesagt werden, dass der Wels keinen größeren räuberischen Einfluss auf das Ökosystem hat als die anderen Räuber Hecht, Barsch und Zander (Hickley & Chare 2004, Backiel 1971, Syväranta et al. 2010) und die Fischartengemeinschaften, die Artendiversität sowie die Gesamtbio-masse sich nicht messbar zwischen vergleichbaren Flussabschnitten mit und ohne Welse unterscheiden (Guilleraut et al. 2015). Rückläufige Weißfischbestände lassen sich vielmehr durch die deutlich reduzierten Nährstofffrachten der Fließgewässer erklären (Behrendt et al. 1999). Eine andere Situation liegt auf der Iberischen Halbinsel vor, da Welse dort vermutlich 1974 illegal besetzt wurden (Copp et al. 2009) und natürlicherweise keine weiteren großen Räuber vorkommen. Dort ist ein negativer Einfluss auf das Ökosystem durch Welse

am wahrscheinlichsten, zumal viele endemische Arten (die nur dort vorkommen) für den Wels eine einfache Beute darstellen, da sie nicht an die Räuber angepasst sind bzw. angepasst waren (Copp et al. 2009). Parallel zum Welsbesatz fand allerdings auch in Spanien eine massive Gewässerverbauung statt und andere Fischräuber, wie Kormorane, haben in ganz Europa zugenommen, sodass sich die möglichen negativen Effekte der Welse auf andere Fischarten nicht isoliert betrachten lassen.

Temperaturvorlieben

Betrachtet man die Anzahl leerer Mägen zu unterschiedlichen Jahreszeiten und Wassertemperaturen, so kann man indirekt ein Bild über das saisonale Fressverhalten ableiten. Die Nahrungsaufnahme wird dabei hauptsächlich durch die Stoffwechselrate bestimmt, welche bei wechselwarmen Tieren vor allem von der Wassertemperatur abhängt (Clarke & Johnston 2002). Bei höherer Wassertemperatur fressen Welse im Allgemeinen also mehr. Nach Studien beginnt das vermehrte Fressen im Frühjahr bei steigender Wassertemperatur zwischen 7 und 12°C und endet für gewöhnlich auch bei diesen Temperaturen im Herbst (Copp et al. 2009). Die Temperatur für das maximale Wachstum liegt dabei zwischen 25 und 27 °C (Hilge 1985). Diese Temperaturen werden in heimischen Gewässern so gut wie nie erreicht, weswegen das Wachstum in südlicheren Gefilden alleine aufgrund der längeren Fressphasen im Frühjahr und Herbst höher sein kann.

Aktivitätsmuster

Eine weitere Möglichkeit die tages- und jahreszeitlichen Schwankungen in der Nahrungsaufnahme zu beobachten ist eine Dokumentation der Aktivität von Welsen, da es bei Fischen einen positiven Zusammenhang zwischen Schwimm- und Fressaktivität gibt. Zwar spielen für

die Aktivität auch andere Gründe eine Rolle, aber grundsätzlich gilt, dass ein Fisch, der mehr schwimmt, auch mehr frisst. In Freilandversuchen werden zur Aktivitätsbestimmung häufig Peilsender verwendet. Durch die Peilung der Fische kann dabei gleichzeitig die Habitatwahl untersucht werden. Genau dies wurde sowohl im Flix Reservoir in Spanien (Carol et al. 2007), als auch im Elbeeinzugsgebiet in der Tschechischen Republik (Slavik et al. 2007) gemacht. Die besenderten Welse im Flix wurden im Jahr 2005 beobachtet und waren zwischen 103 und 143 cm lang. Die höchste Aktivität wurde in der Nacht und den Dämmerungsphasen beobachtet, wobei größere Fische längere Strecken zurücklegten. Allerdings fanden sich Unterschiede zwischen den Fischen, bei der auch eine gewisse Tagaktivität einzelner Welse beobachtet werden konnte. Im Mittel lag die Tagaktivität allerdings deutlich unterhalb der Nachtaktivität. Die Fische zeigten zudem eine hohe Standorttreue und bewegten sich während der Nacht maximal rund 700 m flussab- und aufwärts. Die Strecken wurden dabei nicht zielgerichtet zurückgelegt, sondern waren durch eine Art zick-zack Kurs geprägt. Anschließend kehrten sie zum Ausgangspunkt zurück und verbrachten dort die meiste Zeit des Tages. Die Aufenthaltsplätze am Tag lagen häufig in flachen Uferbereichen, dichtem Bewuchs und Totholz.

Im Tschechischen Elbegebiet wurden 17 Welse zwischen 49 und 145 cm beobachtet. Im Vergleich zwischen den Jahreszeiten waren die Fische im Frühjahr hauptsächlich am Tag aktiv, während im Sommer kein Unterschied zwischen Tag und Nacht bestand. Im Herbst wechselte die Aktivität, vor allem der größeren Fische, in die Abend- und Nachtstunden und im Winter war fast keine Aktivität zu verzeichnen. Jene wenigen Bewegungen fanden am Tag statt. Interessanterweise war der Einfluss von Hochwasser im Sommer positiv auf die Aktivität, während zu allen anderen Jahreszeiten die Bewegungsaktivität mit

steigendem Wasser abnahm (Slavík et al. 2007). Die saisonalen Verhaltensunterschiede scheinen allerdings gewässerspezifisch zu sein, sodass auch von fast ausschließlich nachtaktiven Populationen in den Frühjahrs- und Sommermonaten berichtet wird (Daněk et al. 2016). Allgemein wurde in allen Studien ein positiver Zusammenhang zwischen Temperatur und Aktivität festgestellt, wobei sich die individuellen Verhaltensmuster der Fische durchaus stark unterscheiden und sich Einzeltiere gegensätzlich zum Durchschnitt der Population verhalten können (Slavík & Horký 2012). Neuere Untersuchungen in einem Brandenburger Natursee (bisher unpubliziert) belegen aber auch im Spätherbst und Winter durchaus spürbare Schwimmaktivitäten, was neben der Nahrungsaufnahme auch mit dem Wechsel in Gewässerabschnitte mit besseren Umweltbedingungen, etwa einer höheren Sauerstoffkonzentration, zusammenhängen kann (Daněk et al. 2014). Zudem zeigten die Fische im Elbezufluss, ähnlich wie im Ebro, eine ausgeprägte Standorttreue, wobei die Aktionsfläche im Sommer auf maximal knapp 5 ha Wasserfläche begrenzt war. Diese Aktivitätsfläche stieg mit Fischgröße und Wassertemperatur an (Slavík et al. 2007; Daněk et al. 2016). Neben dieser eigentlichen Standorttreue sind gelegentlich aber auch riesige Biomasseansammlungen (über 600 kg) von großen Welsen beobachtet worden, welche weder mit dem Fressen, noch mit dem Laichgeschäft in Verbindung standen (Boulêtreau et al. 2011). Warum die Tiere ihre angestammten Plätze verlassen, um sich mit bis zu über 40 anderen Artgenossen auf engstem Raum zu treffen, ist bisher ungeklärt.

Geht man von dem genannten Zusammenhang zwischen Aktivität und Nahrungsaufnahme aus, so sind die Welse natürlich immer dann am besten für Angler und Fischer fangbar, wenn sie sich am meisten bewegen und folgerichtig auch die Wahrscheinlichkeit steigt, dass sie in der Nähe des Fanggeräts vor-

beischwimmen. Aber selbst dann ist der Fang nicht garantiert. Aufgrund individueller Verhaltensweisen, die den Fang positiv oder negativ beeinflussen können (z.B. Aggressivität und Risikofreude) (Klefoth 2017), sind nicht wenige Welse in der Lage, sich dem Fang zu entziehen, selbst wenn sie sich bspw. in unmittelbarer Nähe eines Angelköders befinden und offensichtliches Interesse daran zeigen (Boulêtreau et al. 2016).

Besondere Fähigkeiten

Um das Verhalten und die Nahrungsaufnahme von Welsen zu verstehen, bedarf es nicht nur Informationen zur Nahrungszusammensetzung, zu Aktivitätsmustern und zur Habitatwahl. Ein elementarer Bestandteil ist das WIE jagen Welse ihre Beute. Bereits im Jahr 2001 erschien hierzu eine aufsehenerregende Studie von der Universität Konstanz (Pohlmann et al. 2001). Aber fangen wir bei den Grundlagen der sensorischen Fähigkeiten von Welsen an. Generell gilt, dass Welse zur Nahrungsaufnahme nicht nur über Geschmacksorgane im Maul verfügen, sondern diese auch an den Lippen, Barteln, Flossen und der Haut zu finden sind, wobei sich die meisten Geschmacksrezeptoren im Kopfbereich befinden. Er kann dabei zwischen süß, sauer, bitter und salzig unterscheiden (Mihalik 1995). Zudem verfügt er über einen sehr ausgeprägten Geruchssinn, sowie über ein System von Elektrorezeptoren, welche beide entscheidend zur erfolgreichen Nahrungsaufnahme beitragen können. Zudem sind auch das Seitenlinienorgan und das Gehör gut ausgeprägt. Das Gehör wird vor allem durch den sogenannten Weberschen Apparat begünstigt. Dieser ist ein Zusammenschluss von Hörorgan und Schwimmblase, wobei die Schwimmblase als eine Art Verstärker dient und somit eine für Fische sehr sensitive Geräuschwahrnehmung ermöglicht wird. Einzig das Sehvermögen der Welse ist eingeschränkt, was als Anpassung an trübes Wasser und Nachtaktivität gesehen werden

kann (Copp et al. 2009). Mit diesen Grundlagen wird es möglich, die Ergebnisse der Wissenschaftler von der Universität Konstanz nachzuvollziehen. Diese fanden heraus, dass Welse einer Spur von Wasserverwirbelungen und Geruch, welche von einem schwimmenden Beutefisch hinterlassen werden, auf relativ weite Distanz folgen können, diesen einholen und letztlich erbeuten. Die Welse waren in der Lage, im Abstand von 55 Körperlängen des Beutefisches, der Spur im dreidimensionalen Raum zu folgen. Die Versuche fanden in Aquarien statt, sodass durch die räumliche Begrenzung unklar bleibt, ob und wie viel mehr der Abstand zwischen Wels und Beutefisch im natürlichen Umfeld betragen kann. Der Wels folgt dabei oft der exakten und natürlich nicht geradlinigen Schwimmstrecke der Beute. Das Ganze erfolgt durch die Wahrnehmung der Wasserverwirbelung, vermutlich über das Seitenlinienorgan und der hinterlassenen Geruchsspur. Zeitlich ausgedrückt kann sich der Wels dabei 10 Sekunden hinter dem Beutefisch befinden und dennoch dessen Spur verfolgen.

Bei insgesamt 94 einzelnen Attacken auf den Beutefisch führten 59 zum Fang (Pohlmann et al. 2001). Insgesamt 80 % der Attacken fanden auf einen aktiven Beutefisch statt, was überproportional häufig ist, denn die Beutefische bewegten sich nur 43 % der Zeit. Die meisten Attacken erfolgten von hinten (46 %), aber auch von vorne (21 %), von der Seite (9 %), von oben (6 %) und von unten (18 %). Von allen Attacken erfolgten 57 nachdem die Spur der Beute verfolgt worden war, 23 erfolgten ohne Verfolgung der Beute und somit eher aus zufälligen Begegnungen heraus, und 14 Attacken erfolgten auf still stehende Fische. Insgesamt scheinen die Welse also aktive Fische besser fangen zu können als stationäre. In Folgeversuchen konnte dann gezeigt werden, dass die Welse bei experimenteller Blockierung des Seitenlinienorgans kaum noch den Schwebbewegungen der Beutefische folgen konnten und



die Attacken auf die Beute nur noch in wenigen Fällen erfolgreich waren. Ein extern blockierter Geruchssinn dagegen hatte deutlich weniger drastische Auswirkungen (Pohlmann et al. 2004). Auf nähere Distanz, etwa einer Körperlänge der Beute, können Welse den Fisch vermutlich auch über ihre Elektrorezeptoren wahrnehmen (Kalmijen 1988). Für

die Lokalisierung stationärer Beute scheint der Geschmackssinn von besonderer Bedeutung. Wie weit das Gehör eine Rolle bei der Verfolgung und Attackierung von Beutfischen spielt, ist bisher unklar.

Natürlich können in einem solchen Artikel nicht alle Aspekte der Welsbiologie vorgestellt werden. Den-

noch hoffe ich, den Wels und seine Lebensweise besser verständlich gemacht zu haben. Allerdings gibt es auch für die Wissenschaft noch viele offene Fragen zum Leben der Welse, die hoffentlich im Laufe der Jahre Stück für Stück geklärt werden können.

Literatur

- Backiel T. (1971). Production and food consumption of predatory fish in the Vistula River. *J. Fish Biol.* 3(4): 369 - 405.
- Behrendt H. et al. (1999). Nutrient emissions into river basins of Germany. *Environmental Research of the Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety* 75: 350.
- Boulêtreau S. et al. (2011). Colossal aggregations of giant alien freshwater fish as a potential biogeochemical hotspot. *Plos One* 6(10), e25732.
- Boulêtreau S. & Santoul F. (2016). The end of the mythical giant catfish. *Ecosphere* 7 (11).
- Boulêtreau S. et al. (2016). Do you eat or not? Predation behaviour of European catfish (*Silurus glanis*) toward live bait on a hook. *The Open Fish Science Journal* 9 (1).
- Carol J. (2007). Ecology of an invasive fish (*Silurus glanis*) in Catalan Reservoirs. Diss. Universitat de Girona, 120 pp.
- Carol J. et al. (2009). Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 174: 317 - 328.
- Carol J. et al. (2007). Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 450 - 456.
- Clarke A. & Johnston N.M. (2002). Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *Journal of Animal Ecology* 68: 893 - 905.
- Copp G.H. et al. (2009). Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries* 10: 252 - 282.
- Cucherousset J. et al. (2012). "Freshwater Killer Whales": Beaching Behavior of an Alien Fish to Hunt Land Birds. *PloS one* 7.12 (2012): e50840.
- Daněk T. et al. (2014). Move or die: change in European catfish (*Silurus glanis* L.) behaviour caused by oxygen deficiency. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (414): 08.
- Daněk T. et al. (2016). Seasonal changes in diel activity of juvenile European catfish *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758) in Byšická Lake, Central Bohemia. *J. Appl. Ichthyol.* 32: 1093 - 1098.
- Guillerault N. et al. (2015). Does the non-native European catfish *Silurus glanis* threaten French river fish populations? *Freshwater Biology* 60: 922 - 928.
- Hickley P. & Chare S. (2004). Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment. *Fisheries Management and Ecology* 11: 203 - 212.
- Hilge V. (1985). The influence on temperature on the growth of the European catfish (*Silurus glanis* L.). *Journal of Applied Ichthyology* 1: 27 - 38.
- Kalmijn A. J. (1988). In: *Sensory Biology of Aquatic Animals* (Springer, Berlin), pp. 83 - 129.
- Klefoth T. (2017). The phenotypic correlates of individual vulnerability to angling. Diss. Humboldt-Universität zu Berlin, 236 pp.
- Mihalik J. (1995). *Der Wels*. Die Neue Brehm-Bücherei 2nd edn. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 71 pp.
- Pohlmann K. et al. (2001). Tracking wakes: The nocturnal predatory strategy of piscivorous catfish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 7371 - 7374.
- Pohlmann K. et al. (2004). The importance of the lateral line in nocturnal predation of piscivorous catfish. *Journal of Experimental Biology* 207: 2971 - 2978.
- Ritterbusch D. (2014). *Der Wels in der Elbe - Bestandsentwicklung und Wachstum*. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Band 37, 66 Seiten.
- Slavik O. et al. (2007). Diurnal and seasonal behaviour of adult and juvenile European catfish as determined by radio-telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *Journal of Fish Biology* 71: 101 - 114.
- Slavik O. & Horký P. (2012). Diel dualism in the energy consumption of the European catfish *Silurus glanis*. *Journal of Fish Biology* 81: 2223 - 2234.
- Syväranta J. et al. (2010). Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the Tarn River (Garonne River basin), southwest France. *Aquatic Biology* 8: 137 - 144.
- Wysujack K. & Mehner T. (2005). Can feeding of European catfish prevent cyprinids from reaching a size refuge? *Ecology of Freshwater Fish* 14: 87 - 95.

Eine schnelle und effiziente Methode zum Nachweis von Mikroplastik in Fischen

S. Roch & A. Brinker

Die Belastung der Umwelt mit Mikroplastik bedeutet eine steigende Gefahr für die aquatischen Ökosysteme weltweit. Ozeane, Flüsse und Seen sind in gleichem Maße davon betroffen (siehe AUF AUF 2015/1). In einer Vielzahl von Wasserorganismen, darunter auch Fische, wurden die Plastikpartikel und -fasern kleiner 5 mm im Verdauungstrakt nachgewiesen. Gerade für Fische fehlt jedoch eine schnelle und effiziente Methode, um das Mikroplastik im Magen-Darm-Trakt der Tiere nachzuweisen. Bereits verfügbare Methoden sind meist sehr aufwendig und/oder erfordern eine Vielzahl an Zersetzungsschritten, was wiederum die Gefahr von Kontaminationen und den Verlust von Probenmaterial erhöht. An der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg wurde daher eine Methode entwickelt, welche die komplette Zersetzung des Magen-Darm-Trakts in weniger als einer Stunde ermöglicht, ohne das Mikroplastik zu schädigen. Ein optionaler Dichteseparationsschritt entfernt zudem mineralische Rückstände und erleichtert die Identifizierung des Mikroplastiks erheblich.

Hintergrund

Die Belastung der Ozeane mit Mikroplastik ist nun schon seit Längerem bekannt. Aktuelle Studien zeigen zudem, dass auch Flüsse und Seen in ähnlich starkem Maße von der Problematik betroffen sind (Wagner et al. 2014). Aufgrund ihrer geringen Größe können die Plastikpartikel und -fasern kleiner 5 mm für praktisch alle aquatischen Organismen zu einem Problem werden. Die Aufnahme birgt zum einen direkte Risiken z.B. in Form einer Akkumulation im Magen-Darm-Trakt oder Blockierung des Verdauungstraktes, zum anderen können toxische Substanzen im Plastik oder langlebige organische Schadstoffe (engl: „persistent organic pollutants“) in erhöhten Mengen an die Organismen abgegeben werden. Mikroplastik konnte unter anderem im Verdauungstrakt von Zooplankton, Makrozoobenthos, Muscheln, Vögeln und Fischen nachgewiesen werden (Wright et al. 2013).

Gerade für Fische ist jedoch der Nachweis von Mikroplastik im Magen-Darm-Trakt nicht einfach. Eine visuelle Untersuchung des Mageninhalts führt z.B. oft dazu, dass kleine, unscheinbare Partikel und Fasern übersehen werden.

Um die Identifizierung des Plastiks zu erleichtern, wird aus diesem Grund das organische Material mit Hilfe von Chemikalien zersetzt. Verfügbare Methoden sind jedoch häufig sehr zeitaufwendig und/oder benötigen eine Reihe von Zersetzungsschritten. Dadurch steigt aber auch die Gefahr, dass ein Teil der Probe verloren geht oder es zu einer Kontamination der Probe kommt. Gerade die Kontamination mit künstlichen Fasern aus der Luft ist derzeit ein großes Problem, da es keinerlei praktikable Methoden zu ihrer Vermeidung gibt (Woodall et al. 2015). Auch weitere nicht organische Materialien im Magen-Darm-Trakt der Fische, wie z.B. Sand, können die Identifizierung von Mikroplastik erschweren.

Aus diesem Grund wurde an der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS) eine Methode entwickelt, die (i) Chemikalien nutzt, welche den kompletten Magen-Darm-Trakt effizient zersetzen, ohne die wichtigen Plastikarten zu zerstören, (ii) die Anzahl an Arbeitsschritten minimiert und dadurch die Kontamination sowie den Probenverlust gering hält, und (iii) effizient anorganische Mineralien abtrennt. Die Methode wurde in einem nächsten Schritt in Hinblick

auf die Effizienz und den Einfluss auf die häufigsten Plastikarten untersucht und am Ende unter realen Bedingungen mit Fischen aus dem Altrhein bei Istein getestet.

Methodenüberblick

Ein Überblick des Zersetzungsprotokolls ist in Abbildung 1 dargestellt. Es umfasst zwei Zersetzungsschritte und einen optionalen Dichteseparationsschritt. Um die Gefahr von Kontaminationen gering zu halten, sollten alle Arbeiten unter dem Abzug durchgeführt werden. Während der gesamten Untersuchung sollten zudem nicht synthetische Kleidung und Handschuhe getragen werden. Sämtliche Labormaterialien müssen vor ihrer Verwendung möglichst mehrmals mit hochreinem gefiltertem Wasser gespült werden.

Um das organische Material zu zersetzen, wird die Probe in ein 250 ml Becherglas überführt und je nach Probenmenge Natronlauge (NaOH, 1 mol/L) hinzugegeben (Tab. 1). Die Lösung wird für 15 Minuten auf 50°C erhitzt und mit Hilfe eines Rührfisches stetig durchmischt. Anschließend wird die Probe mit Salpetersäure (HNO₃, 65 %) neutralisiert und anschlie-

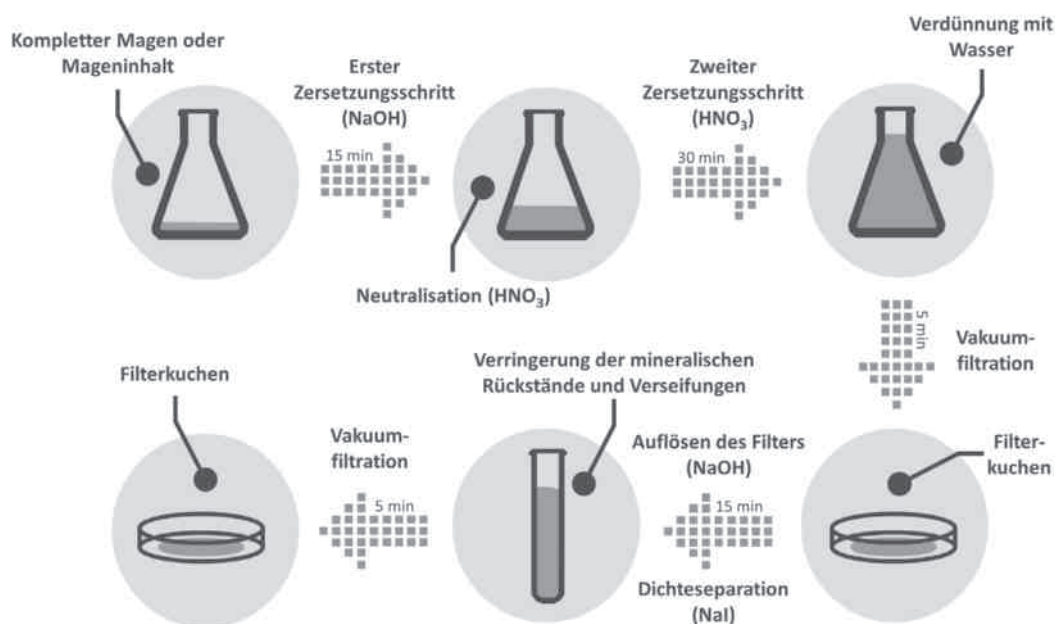


Abbildung 1: Methodenüberblick zum Nachweis von Mikroplastik in Fischen mit den jeweils verwendeten Chemikalien und der Dauer der einzelnen Schritte. Die ersten beiden Schritte stellen eine komplette Zersetzung des organischen Materials sicher. Der optionale Dichteseparationsschritt reduziert die Menge an mineralischem Material und/oder verbleibende Verseifungen auf dem Filter (NaI = Natriumiodid).

ßend eine entsprechende Menge an HNO_3 hinzugefügt, bis die Endkonzentration 10 mol/L entspricht (Tab. 1). Die Lösung wird für weitere 15 Minuten bei 50°C erhitzt, bevor die Temperatur für 15 Minuten auf 80 °C erhöht wird, um verbleibende Schwebstoffe zu entfernen. Für die Filtration wird die Probe mit 80°C heißem filtrierten Wasser verdünnt (1:2, v:v) und auf einen Cellulose-nitratfilter (CN Filter) vakuumfiltriert. Der Vorteil von CN Filtern besteht

darin, dass sie recht einfach mit Hilfe von NaOH wieder zersetzt werden können. Die Behältnisse und das Filtrationsgerät werden mit ausreichend gefiltertem Wasser gespült, um einen Probenverlust zu verhindern.

Befinden sich lediglich geringe Verseifungsrückstände auf dem Filter, so wird dieser in ein Becherglas überführt und mit einer geringen Menge an NaOH (1 mol/L) bei 80°C aufgelöst. Nach einer Verdünnung

mit gefiltertem Wasser wird die Lösung auf einen Quarzfilter vakuumfiltriert. Quarzfilter haben ein deutlich unterscheidbares Spektrum zu Plastik, was bei der Auswertung des Mikroplastiks mit Hilfe von spektroskopischen Methoden (FTIR, Raman) eine wichtige Rolle spielen kann.

Falls sich mineralische Rückstände auf dem Filter befinden, so wird der Probenfilter in einen Scheidetrichter überführt und 25 mL

Tabelle 1: Volumina an Chemikalien für verschiedene Probenmengen, welche in dem beschriebenen Zersetzungsprotokoll verwendet werden können.

| Gewicht der Probe [g] | Volumen NaOH ^a [mL] | Volumen HNO_3 ^b [mL] | Volumen Wasser [mL] | Finales Volumen ^c [mL] |
|-----------------------|--------------------------------|--|---------------------|-----------------------------------|
| < 1 g | 5 | 17,5 | 2,5 | 25 |
| 1 - 3 g | 10 | 36 | 4 | 50 |
| 3 - 5 g | 25 | 72 | 3 | 100 |
| 5 - 10 g | 50 | 144 | 6 | 200 |
| 10 - 15 g | 75 | 221 | 4 | 300 |

^a Natronlauge: 1 mol/L, ^b Salpetersäure: 65 %, ^c Endkonzentration HNO_3 : 10 mol/L.

80°C heißes NaOH (1 mol/L) hinzugegeben. Der Trichter wird solange geschüttelt, bis sich der Filter vollständig aufgelöst hat. Anschließend wird 20 g Natriumiodid (NaI) zu der Probe gegeben. Diese Menge an NaI erhöht die Dichte der Lösung auf ca. 1,6 g/cm³, wodurch sämtliche Plastikpartikel und -fasern auf der Oberfläche schwimmen. Schwerere Mineralien hingegen sinken auf den Boden ab. Nach 5 Minuten werden 15 ml der Lösung abgelassen und die restliche Lösung mit 80°C heißem gefiltertem Wasser (1:2, v:v) verdünnt. Die Lösung wird dann auf einen Quarzfilter vakuumfiltriert und die Laborgeräte mit ausreichend gefiltertem Wasser ausgespült.

Untersuchungen zur Effizienz und zum Einfluss auf wichtige Plastikarten

Um zu überprüfen, wie effizient die Methode arbeitet, wurde der Magen-Darm-Trakt von 6 Felchen (*Coregonus lavaretus*, Abb. 2A) mit bekannten Mengen an Mikroplastik versetzt. Das Mikroplastik bestand

aus Polystyrol (PS) und umfasste drei Größenklassen: 900-550 µm, 549-300 µm und 299-100 µm. Zur einfacheren Unterscheidung besaßen die verschiedenen Größenklassen eine unterschiedliche Farbe und fluoreszierten unter Schwarzlicht (Abb. 2C). Das Zersetzungsprotokoll wurde wie oben beschrieben angewendet und die verbleibenden Plastikpartikel anschließend gezählt. Nach der Durchführung des Dichteseparationsschrittes wurde die Zählung wiederholt. Es zeigte sich, dass der Magen-Darm-Trakt ohne nennenswerte Rückstände zersetzt wurde (Abb. 2B). Die Wiederfindungsrate der zugesetzten Partikel lag zwischen 95 und 100 % (Abb. 2D). Damit ist die Methode mit anderen Ansätzen vergleichbar und erlaubt eine sehr gute quantitative Abschätzung der Mikroplastikbelastung in Fischen.

Ein weiteres Experiment sollte klären, welchen Einfluss die Zersetzungsmethode auf wichtige Plastikarten hat. Aufgrund der eingesetzten Chemikalien besteht die Gefahr, dass bestimmte Polymere zersetzt oder zumindest in ihrer

Form oder Farbe verändert werden. Aus diesem Grund wurden Plastikfragmente von gängigen Haushalts- und Laborutensilien (1 - 2 mm Größe, 2) der oben beschriebenen Methode ausgesetzt. Anschließend wurden die Partikel unter dem Mikroskop auf Veränderungen hin untersucht. Folgende Kategorien wurden unter anderem in die Bewertung mit aufgenommen: Farbveränderungen, Gewichtsveränderungen und Oberflächenveränderungen. Zudem wurde überprüft, ob es zu Veränderungen in den spektroskopischen Eigenschaften kommt. Über spektroskopische Messungen wird häufig die Plastikart von unbekannt Partikeln und Fasern bestimmt. Dadurch können eventuell Rückschlüsse über die Herkunft des Mikroplastiks gewonnen werden. In diesem Fall wurde das jeweilige Spektrum der unterschiedlichen Partikel mit Hilfe eines FTIR Spektrometers (Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer) aufgenommen und mit Spektren der gleichen Plastikart vor der Durchführung des Zersetzungsprotokolls verglichen. Bis auf Polyamid (PA) wurden

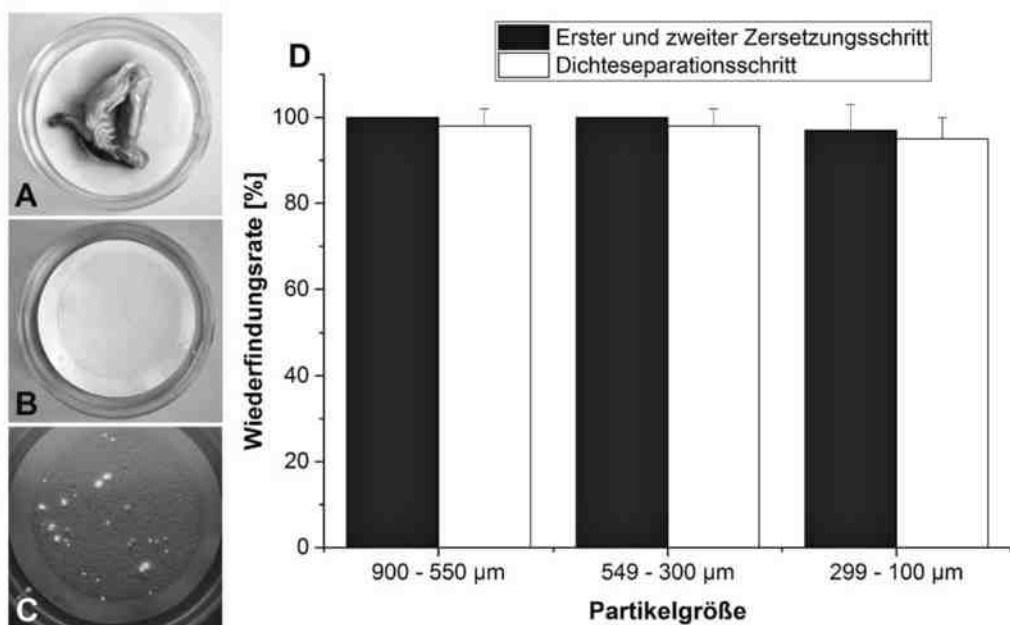


Abbildung 2: Effizienz und Wiederfindungsrate von Mikroplastik bei der vorgestellten Zersetzungsmethode. (A) Magen-Darm-Trakt eines Felchens vor der Zersetzung. (B) Filter nach Durchführung der Zersetzungsschritte. (C) Wiedergefundene Polystyrol Partikel, welche unter Schwarzlicht leuchten. (D) Wiederfindungsrate nach dem ersten und zweiten Zersetzungsschritt (schwarze Balken) und nach dem Dichteseparationsschritt (weiße Balken), jeweils für verschiedene Größenklassen.



alle der verwendeten Plastikpartikel ohne Probleme identifiziert. Lediglich bei wenigen Plastikarten wurden leichte Veränderungen in der Farbe festgestellt (Tab. 2). Die gemessenen Gewichtsveränderungen lagen meist bei wenigen Prozent und unterschieden sich im Vergleich vor und nach der Durchführung der Methode statistisch nicht (Tab. 3). Nur bei Polyethylenterephthalat (PET) wurde ein signifikanter Gewichtsverlust von rund 16 % festgestellt. Betrachtet man die Oberflächenveränderungen bei den verschiedenen Plastikarten, so wurde ein deutlicher Verlust bei expandiertem Polystyrol (EPS) festgestellt (Tab. 2). Durch die schwammähnlichen Eigenschaften von EPS kam es durch den Einsatz der zersetzenden Chemikalien zu einem Schrumpfen der Partikel. Bei „low density“ Polyethylen (LDPE), sowie Polyvinylchlorid mit und ohne Weichmacher (PVC-P, PVC-U) kam es hingegen zu einer Vergrößerung der Oberfläche (Tab. 2). Diese Veränderung deutet auf leichte Schmelz-effekte hin, welche während des Zersetzungsprozesses entstehen. Des Weiteren zeigte die

Auswertung der FTIR Spektren vor und nach Durchführung der oben beschriebenen Methode keinerlei Auswirkungen auf die charakteristischen Peaks der einzelnen Plastikarten (Abb. 3). Damit ist eine weitere Untersuchung der gefundenen Partikel und Fasern ohne Probleme möglich.

Zusammenfassend kann somit gesagt werden, dass die vorgestellte Zersetzungsmethode nur geringe Auswirkungen auf gängige Plastikarten hat und dadurch ohne Bedenken für die Aufarbeitung von Proben genutzt werden kann. Berücksichtigt werden muss, dass PA als einzige der untersuchten Plastikarten komplett zersetzt wurde. Dies ist ein allgemein bekanntes Problem, da es sehr leicht durch die verwendete Salpetersäure abgebaut wird. Obwohl PA nur einen sehr geringen Teil an der globalen Plastikproduktion und -nutzung ausmacht, kann es in bestimmten Gewässern zu einer relevanten Belastung führen. Aus diesem Grund muss vor Nutzung des Zersetzungsprotokolls sichergestellt werden, dass PA keine wichtige Rolle im untersuchten Gewässer spielt.

Abschätzung der Kontaminationen während der Zersetzung

Die Kontaminierung von Proben mit Mikroplastik oder plastikähnlichen Partikeln und Fasern während der Aufarbeitung ist ein Problem, das häufig übersehen wird. Vor allem Fasern, welche von der getragenen Kleidung stammen und überall in der Umgebungsluft zu finden sind, können das Ergebnis einer Mikroplastikzählung erheblich verfälschen. Aus diesem Grund ist es wichtig, bestimmte Vorkehrungen zu treffen und so das Risiko einer Kontamination zu minimieren. Das Tragen von kunststofffreier Kleidung, die Reinigung sämtlicher Gerätschaften mit gefiltertem Wasser und das Arbeiten unter einem Abzug können die Gefahr einer Kontamination reduzieren. Auch ist es unerlässlich, Kontrollen während der Durchführung der Zersetzung mitlaufen zu lassen.

Auch für die vorliegende Methode wurden 10 Kontrollen ohne das Vorhandensein von organischem Material untersucht. Dazu wurden

Tabelle 2: Einfluss des Zersetzungsprotokolls auf gängige Plastikarten. Pfeile geben einen statistisch signifikanten Unterschied im Vergleich vor und nach der Durchführung der Methode in der jeweiligen Kategorie an.

| Plastiktyp ^a | Ursprung | Farbveränderungen (vor/nach) | Gewichtsveränderungen | Oberflächenveränderungen | Andere Veränderungen |
|-------------------------|---------------------|------------------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|
| EPS | Verpackungsmaterial | nein | nein | ja ↓ | |
| HDPE | Zentrifugenröhrchen | nein | nein | nein | |
| LDPE | Plastikschale | nein | nein | ja ↑ | Verklumpung der Partikel |
| PA | Monofiles Seil | - | - | - | komplett zersetzt |
| PET | Trinkflasche | ja (grün/weiß) | ja ↓ | nein | |
| PP | Shampoo Flasche | nein | nein | nein | |
| PS | CD Hülle | nein | nein | nein | Zersetzung an Rändern |
| PVC-P | Kabelummantelung | ja (blau/weiß) | nein | ja ↑ | |
| PVC-U | Wasserrohr | ja (braun/weiß) | nein | ja ↑ | |

^a EPS = Expandiertes Polystyrol, HDPE = „high density“ Polyethylen, LDPE = „low density“ Polyethylen, PA = Polyamid, PET = Polyethylenterephthalat, PP = Polypropylen, PS = Polystyrol, PVC-P = Polyvinylchlorid mit Weichmacher, PVC-U = Polyvinylchlorid ohne Weichmacher.

dieselben Schritte wie bei einer normalen Probenzersetzung durchgeführt. Die gefundenen Partikel und Fasern wurden anschließend vermessen und die Farbe bestimmt. Die Auswertung ergab, dass im Schnitt $12,8 \pm 6,3$ Fasern pro Filter als Kontamination berücksichtigt werden müssen. Die Fasern waren zwischen 101 und 4774 μm lang und es wurden sechs verschiedene Farben identifiziert. Am häufigsten wurden weiße Fasern gefunden (43 %). Andere Farben kamen wesentlich seltener vor (blau: 17 %, schwarz: 17 %, grau: 11 %, gelb: 8 %, rot: 4 %). Die Länge und die Beschaffenheit der Fasern legen nahe, dass es sich bei den Fasern um Kleidungsfasern handelt. Kontaminationen in Form von Partikeln wurden nicht gefunden. Die in den Kontrollen gefundenen Kontaminationen wurden bei der folgenden Untersuchung von realen Proben aus dem Freiland berücksichtigt und nicht mit in die Auswertung genommen.

Test der Methode an realen Fischen

Um die vorgestellte Zersetzungsmethode unter realen Bedingungen zu testen, wurde der Magen-Darmtrakt von zwei benthischen Fischarten verwendet. Fünfzehn Schwarzmund-Grundeln (*Neogobius melanostomus*, $26,5 \pm 10,0$ g Nassgewicht) und 10 Barben (*Barbus barbus*, $27,9 \pm 13,9$ g Nassgewicht) wurden während einer Befischung im Juni 2015 im Altrhein in der Nähe von Istein gefangen und der Magen-Darm-Trakt präpariert. Anschließend wurde das organische Material mit der oben beschriebenen Methode zersetzt. Die gewonnenen Filter wurden unter dem Mikroskop untersucht und verdächtige Partikel und Fasern mit Hilfe einer heißen Nadel verifiziert (die heiße Nadel hinterlässt einen Abdruck auf Plastik, während mineralische und organische Materialien unverändert bleiben). Die Menge an Mikroplastik pro Fisch wurde berechnet und die Partikel und Fasern wurden vermessen.

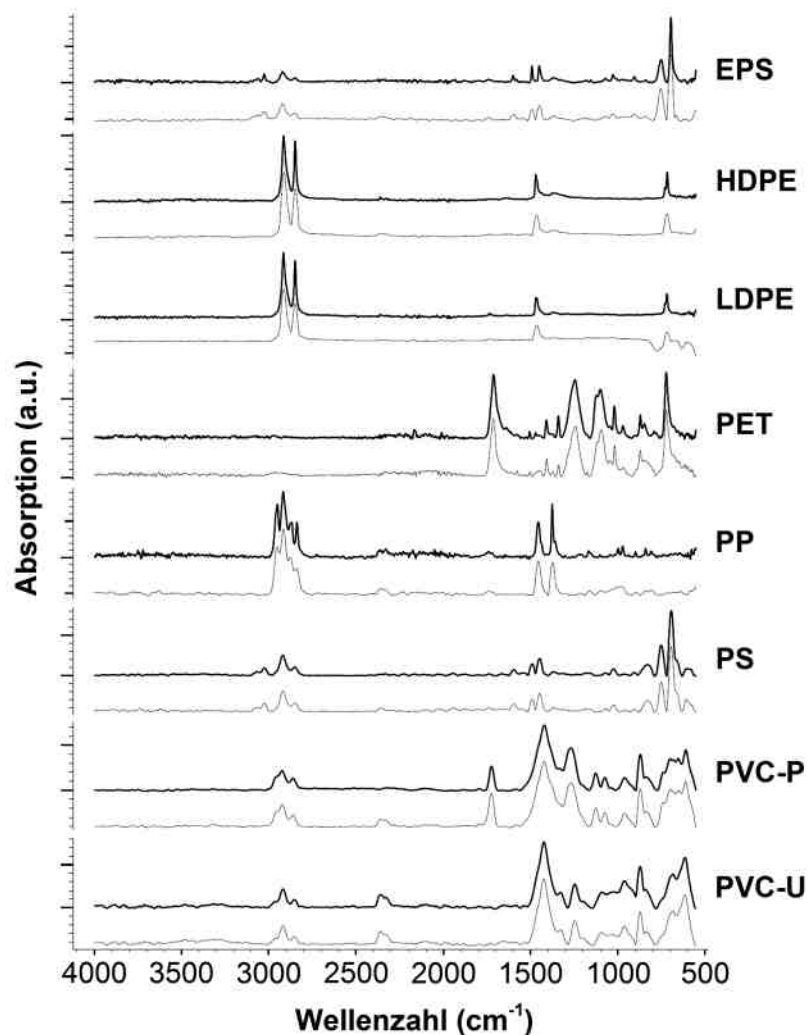


Abbildung 3: FTIR (Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer) Spektren von gängigen Plastikarten vor (graue Linien) und nach (schwarze Linien) Durchführung der vorgestellten Zersetzungsmethode.

Alle Proben wurden mit der Methode komplett zersetzt. Es wurden keinerlei Rückstände an organischem Material gefunden und die Menge an mineralischen Rückständen wurde durch die Dichteseparation wesentlich reduziert. Bei den Schwarzmund-Grundeln hatten 27 % der Fische Mikroplastik im Magen-Darm-Trakt, bei den Barben waren es 20 %. Die mittlere Anzahl an Mikroplastik betrug $1,0 \pm 0,0$ für Barben und $1,25 \pm 0,5$ für Schwarzmund-Grundeln. Die Partikel waren zwischen 264 und 2907 μm lang und unterschieden sich zudem in ihrer Farbe (Abb. 4). Da es sich bei dieser Untersuchung nur um eine Evaluation der Methode

unter realen Bedingungen handelte, wurden keine weiteren ökologischen Faktoren in die Auswertung aufgenommen. Es handelt sich jedoch bei dem gefundenen Mikroplastik um Fragmente von größerem Plastikmüll. Der Anteil an Fischen mit Mikroplastik im Magen-Darm-Trakt ist durchaus mit anderen Studien vergleichbar, dieser kann sich jedoch von Gewässer zu Gewässer stark unterscheiden. Während zum Beispiel lediglich 12 % der Gründlinge in französischen Gewässern mit Mikroplastik belastet waren (Sanchez et al. 2014), wurden in 75 % der untersuchten Flundern aus der Themse in England Plastikfasern und -partikel gefunden



(McGoran et al. 2017).

Fazit und Ausblick

Die Entwicklung der vorgestellten Methode hatte zum Ziel, den Nachweis von Mikroplastik in Fischen zu erleichtern und die Effizienz einer chemischen Zersetzung von organischem Material zu erhöhen. Es ist nun möglich, in relativ kurzer Zeit eine hohe Anzahl an Proben zu untersuchen. Zudem werden die Gefahr von Kontaminationen und die Zeit, in denen das Mikroplastik den korrosiven Chemikalien ausgesetzt ist, reduziert. In einem nächsten Schritt werden nun mit Hilfe der Zersetzungsmethode repräsentative Fischarten aus Flüssen und Seen in ganz Baden-Württemberg auf Mikroplastik hin untersucht werden. Ziel ist es, einen Überblick über die Belastung der baden-württembergischen Fischfauna zu erlangen und mögliche Belastungsschwerpunkte zu identifizieren. Zusammen mit Expositionsversuchen im Labor kann so das Verständnis der aktuellen Mikroplastikbelastung in unseren heimischen Gewässern verbessert werden, aber auch Hinweise auf die zukünftige Situation geben. Durch die langlebigen Eigenschaften von Plastik ist davon auszugehen, dass die Belastungen in den nächsten Jahrzehnten weiter ansteigen werden. Auch wenn sich herausstellen sollte, dass die derzeitigen Mengen an Mikroplastik nur moderate Auswirkungen auf die Fischfauna haben, so ist es dennoch wichtig, dass die Problematik frühzeitig erkannt, untersucht und verstanden wird.

Weitere Informationen zu der vorgestellten Methode und Details zu den Untersuchungen finden sie hier: Roch S. & Brinker A. (2017). Rapid and Efficient Method for the Detection of Microplastic in the Gastrointestinal Tract of Fishes. *Environmental Science & Technology* 51: 4522–4530.

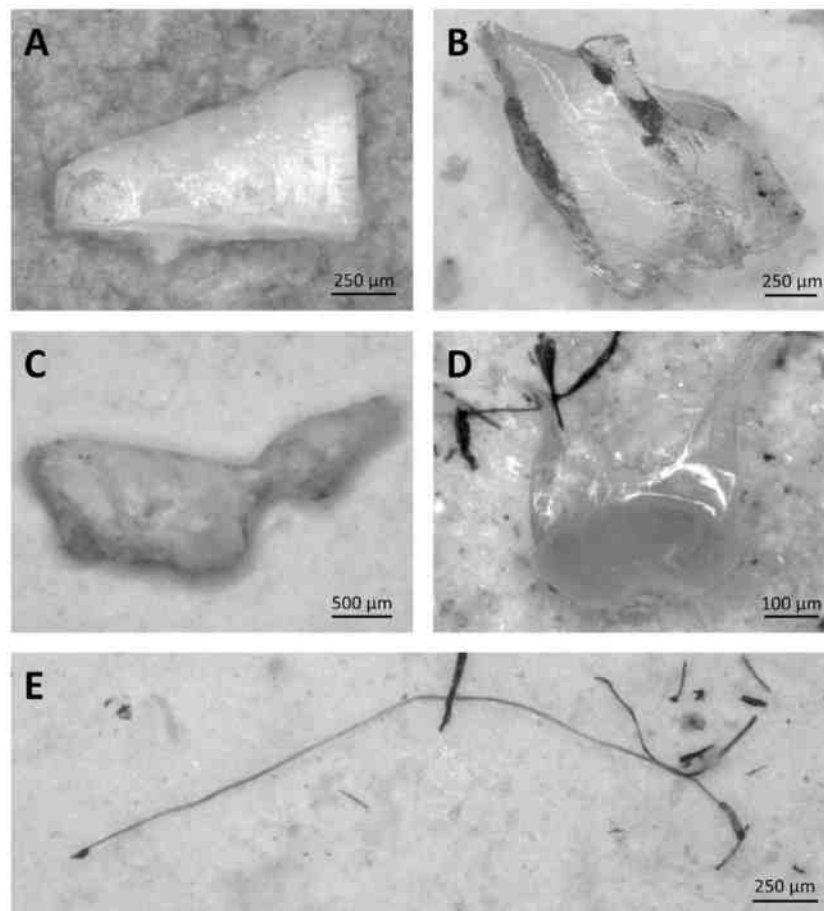


Abbildung 4: Auswahl an Mikroplastik, welches in Schwarzmund-Grundeln und Barben aus dem Altrhein bei Istein im Juni 2015 mit Hilfe der vorgestellten Zersetzungsmethode nachgewiesen werden konnten. Das Mikroplastik kann in Fragmente (A-C), Kügelchen (D) und Fasern (E) kategorisiert werden.

Literatur

- McGoran A.R. et al. (2017). Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames. *Environmental Pollution* 220: 744 - 751.
- Sanchez W. et al. (2014). Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environmental Research* 128: 98 - 100.
- Wagner M. et al. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe* 26: 1 - 9.
- Woodall L.C. et al. (2015). Using a

- forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin* 95: 40 - 46.
- Wright S.L. et al. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178: 483 - 492.

Mortalität von zurückgesetzten Amerikanischen Seesaiblingen in den zwei Seen Lake Huron und Lake Superior

Zusammengefasst durch R. Rösch

Lake Superior und Lake Huron sind die zwei größten Seen der „Laurentian Great Lakes“ in Nord-Amerika. In beiden Seen ist der Amerikanische Seesaibling (*Salvelinus namaycush*) ein begehrter Fisch. Er wird sowohl von Angelfischern als auch von Berufsfischern gefangen. Die Berufsfischer fangen ihn überwiegend mit großen Trappnetzen, während die Angler verschiedene Methoden der Schleppangelei anwenden. Für das fischereiliche Management in diesen Seen wird bisher von 15 % Mortalität bei den von den Angelfischern zurückgesetzten Saiblingen ausgegangen.

Um die tatsächlichen Verluste nach dem Zurücksetzen zu bestimmen, wurden in einer großen Studie von Anglern zurückgesetzte Saib-

linge mit Floy-Tags markiert, und als Kontrollgruppe von Berufsfischern in Trappnetzen (Großreusen) gefangene Fische. Bei den von den Anglern gefangenen und nach der Markierung wieder freigelassenen Fischen wurden beim Fang noch zusätzliche Parameter bestimmt: Gesamtlänge, Fangtiefe, Fangmethode, Dauer des Drills, Wassertemperatur, Ort, an dem der Haken saß, Barotrauma (Frage, ob die Schwimmblase übermäßig groß war durch Heraufdrillen aus großer Fangtiefe), die Zeit für das Handling (also Vermessen und Markieren) und auch ob sich Möwen zum Zeitpunkt des Freilassens in der Nähe aufhielten. Hierzu wurden die Angler, die sich dazu bereit erklärt hatten, mitzumachen, speziell geschult. Um die Zeit für den Drill

und das Handling genau bestimmen zu können, erhielt jeder Angler einen Zeitmesser, wie er beim Schachspielen verwendet wird, um die Zeit zwischen zwei Zügen zu messen.

Markiert wurden die Fische in den Jahren 2010 bis 2013. Wiederauffänge wurden in den Jahren 2010 bis Mai 2016 registriert. Die genauen Zahlen sind in Tabelle 1 aufgeführt. Um die Motivation der Rückmeldung eines markierten Saiblings zu erhöhen, wurde jede Rückmeldung mit einer Prämie von 10 \$ belohnt.

Schon ohne Statistik sieht man, dass die Wiederauffangraten in den beiden Seen deutlich unterschiedlich waren, und auch große Unterschiede in den Wiederauffangraten zwischen von Anglern und Berufsfischern gefangenen Fischen be-

Tabelle 1: Anzahl markierter und wiedergefangener Saiblinge (Kontrolle markiert sind die von Berufsfischern mit Trappnetzen schonend gefangenen Fische).

| | Jahr | Anzahl markiert | Jahr des Wiederfangs | | | | | | Wiederfang | Wiederauffangrate | |
|-----------------------------|--------|-----------------|----------------------|------|------|------|------|------|------------|-------------------|--------------|
| | | | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | | | 2016 |
| Lake Superior | | | | | | | | | | | |
| Anglerfänge markiert | 2010 | 535 | 32 | 76 | 32 | 27 | 13 | 8 | | 188 | 0,351 |
| | 2011 | 595 | | 50 | 76 | 61 | 32 | 9 | 2 | 230 | 0,387 |
| | 2012 | 590 | | | 52 | 67 | 55 | 24 | 7 | 205 | 0,347 |
| | 2013 | 609 | | | | 29 | 64 | 35 | 11 | 139 | 0,228 |
| | Gesamt | 2.329 | | | | | | | | 762 | 0,327 |
| Kontrolle markiert | 2010 | 601 | 90 | 100 | 66 | 36 | 11 | 7 | | 310 | 0,516 |
| | 2011 | 38 | | 7 | 6 | 5 | | 1 | | 19 | 0,500 |
| | 2012 | 576 | | | 110 | 129 | 51 | 28 | 1 | 319 | 0,554 |
| | 2013 | 603 | | | | 171 | 99 | 60 | 3 | 333 | 0,552 |
| | Gesamt | 1.818 | | | | | | | | 981 | 0,540 |
| Lake Huron | | | | | | | | | | | |
| Anglerfänge markiert | 2010 | 249 | 8 | 4 | 3 | 1 | 2 | | | 18 | 0,072 |
| | 2011 | 124 | | 1 | 2 | 3 | 5 | | | 11 | 0,089 |
| | 2012 | 326 | | | 6 | 7 | 2 | 2 | | 17 | 0,052 |
| | 2013 | 235 | | | | 1 | 2 | 1 | 1 | 5 | 0,021 |
| | Gesamt | 934 | | | | | | | | 51 | 0,055 |
| Kontrolle markiert | 2010 | 585 | 60 | 36 | 25 | 6 | 5 | 4 | | 136 | 0,232 |
| | 2011 | 459 | | 40 | 37 | 8 | 4 | | | 89 | 0,194 |
| | 2012 | 310 | | | 26 | 20 | 7 | 4 | | 57 | 0,184 |
| | 2013 | 317 | | | | 16 | 6 | 1 | 1 | 24 | 0,076 |
| | Gesamt | 1.671 | | | | | | | | 306 | 0,183 |



standen.

In verschiedenen Rechenmodellen, auf die hier nicht eingegangen wird, die aber im Originalartikel ausführlich beschrieben sind, wurden die oben genannten Parameter mit einbezogen und ihr Einfluss auf die Wiederfangrate abgeschätzt. Hinzu kam noch die Wassertemperatur an der Oberfläche zum Zeitpunkt des Fanges und Wiederfreilassens.

Die Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst.

- Die Zeit des Handlings der Fische (vom Fang bis zum Wiederfreilassen nach der Markierung, <1 bis >2,5 Minuten) hatte keinen Einfluss auf die Wiederfangrate.
- Die Dauer des Drills hatte keinen Einfluss mit Ausnahme der DR-REL*¹-Methode: wenn hier der Drill weniger als 1 Minute dauerte, war die Wiederfangrate wesentlich niedriger.
- Die Wiederfangrate von Fischen mit Schwimmblasenproblemen ("bloated") war deutlich schlechter, wenn zum Zeitpunkt des Freilassens Möwen in der Nähe waren.
- Der Ort, an dem die Fische gehakt waren, hatte überwiegend keinen Einfluss. Nur die Wiederfangrate von Fischen, die am Auge oder in den Kiemen gehakt waren, war deutlich schlechter.
- Je höher die Wassertemperatur an der Oberfläche war, desto geringer war die Wiederfangrate. Bei Temperaturen > 16°C war die Wiederfangrate am geringsten.

Anmerkung:

Zu den Ursachen, warum die Wiederfangraten im Lake Huron und im Lake Superior unterschiedlich waren, machen die Autoren keine Angaben. Insgesamt zeigen die Wiederfangraten deutlich, dass offensichtlich der Fang mit der Angel einen deutlich größeren Effekt auf die Saiblinge hat, als der Fang mit dem Trappnetz. Von den mit der Angel gefangenen und danach wieder freigelassenen Saiblingen wurde ein

deutlich geringerer Anteil wiedergefangen, als von den mit dem Trappnetz gefangenen. Die Prozedur und Dauer der Markierung eines Fisches waren bei beiden Fangmethoden gleich. Anders herum gesehen könnte man auch schlussfolgern, dass der Fang mit der Angel und das anschließende Wiederaussetzen („catch and release“) im Fall der amerikanischen Seesaiblinge zu Beeinträchtigungen der Fische führt, die deutlich größer sind als die durch den Fang mit dem Trappnetz und das Wiederaussetzen.

Quelle: Sitar S.P. et al. (2017). Recreational postrelease mortality of Lake Trout in Lakes Superior and Huron. North American Journal of Fisheries Management 37: 789-808.

*1: DR-REL: down-rigger with release

Kurzmitteilungen

J. Gaye-Siessegger & R. Rösch

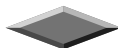
Fachforum Angelfischerei

Wie bereits in der letzten AUF AUF-Ausgabe angekündigt, findet am 18. November 2017 (10:00 h -16:00 h) in der Fischereiforschungsstelle in Langenargen das dritte Fachforum Angelfischerei statt. Auch diesmal werden namhafte Redner zu unterschiedlichsten Fachthemen berichten: Frau Dr. Jasminca Behrmann-Godel (Universität Konstanz) über die neu entdeckte Höhlenschmerle, Herr Simon Weltersbach (Thünen-Institut, Rostock) über das Fangen und Zurücksetzen von Aalen und Herr Dr. Sebastian Hanfland (Landesfischereiverband Bayern) über das ganzheitliche fischereiliche Management von Fischereivereinen. Fachvorträge aus der FFS zum Donau-Streber und zur Bestandsentwicklung heimischer Fischarten werden diese Themen ergänzen. Wie die Jahre zuvor wird zusätzlich wieder Herr Dehus (Fischereireferent Baden-Württemberg) aus dem Ministerium berichten, außerdem wird der Landesfischereiverband Baden-Württemberg die derzeit laufenden Projekte des Verbands vorstellen. Eine Anmeldung zu diesem dritten Fachforum ist bald online über die Homepage der LAZBW (www.lazbw.de) möglich. Überdies wird das Programm demnächst auf der Homepage der FFS sowie in der nächsten AUF AUF-Ausgabe veröffentlicht.

Fachforum Forellenzucht

Am Montag, den 6. November 2017 (10:15 h - 16:00 h) findet das Fachforum für Forellenzüchter in den Tagungsräumen des Hotels Sternen in Geisingen statt. Zum dritten Mal nach der Wiederbelebung dieser Fachtagung werden wieder mehrere Referenten über neueste Entwicklungen im Bereich der Forellenzucht berichten. Aktuell laufende Projekte an der FFS sowie Neuigkeiten vom Fischgesundheitsdienst stehen ebenso auf dem Programm, wie die Bereiche Tierwohl und künstliche Vermehrung, für die hochkarätige Gastredner geladen sind.

Die Anmeldung ist in Kürze über die Homepage der LAZBW (www.lazbw.de) möglich. Ein detailliertes Programm wird ebenfalls dort und in der nächsten AUF AUF-Ausgabe bekannt gegeben.

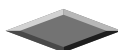


Fischseuchen

Schutzgebiete nach Fischseuchenverordnung

Von den in der Bekanntmachung zu den Schutzgebieten in Deutschland hinsichtlich IHN und VHS zugelassenen Kompartimenten (siehe Abschnitt 2 Teil 2) hat ein Kompartiment in Baden-Württemberg die Zulassung verloren. Somit liegen noch 70 von 113 hinsichtlich IHN und VHS zugelassenen Kompartimenten in Baden-Württemberg.

Quelle: 32. Bekanntmachung zur Änderung der Bekanntmachung der tierseuchenrechtlichen Zulassung von Schutzgebieten (Zonen und Kompartimenten), die frei von infektiöser hämatopoetischer Nekrose (IHN), viraler hämorrhagischer Septikämie (VHS), Koi-Herpesvirus-Infektion (KHV) und Weißpünktchenkrankheit sind. Vom 29. Juni 2017, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (www.bmel.de/DE/Tier/Tiergesundheit/Tierseuchen/_texte/Bekanntmachungen.html).



Kormoran

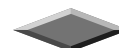
Kormoranstudie der IBKF

Der Kormoranbestand am Bodensee steigt weiter an. In den vergangenen zwei Jahren wurden sowohl beim mittleren Bestand als auch bei den Brutpaaren die höchsten jemals beobachteten Anzahlen erreicht.

Die Fischmengen, die von den Kormoranen gefressen werden,

betragen inzwischen schon mehr als die Hälfte der Fänge der Berufsfischerei. Vor diesem Hintergrund hat die Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF) eine Studie erstellen lassen, die die Entwicklung und die aktuelle Situation des Kormoranbestandes im Bodenseeraum sowie dessen Auswirkungen auf den Fischbestand und die Erträge anhand von vorliegenden Daten, Ergebnisberichten und Publikationen zusammenfasst und wertungsfrei darstellt. Darauf aufbauend soll ein internationales Kormoran-Management im Bodenseeraum entwickelt werden.

Die Studie kann von der Homepage der IBKF heruntergeladen werden: www.ibkf.org/index.php



Sonstiges

Verordnung zur Anpassung der Mindestversicherungssummen des Pflichtversicherungsgesetzes

Für Risiken im Zusammenhang mit der Elektrofischerei muss in Baden-Württemberg eine Haftpflichtversicherung mindestens in Höhe der Mindestversicherungssumme für Kraftfahrzeuge abgeschlossen sein. Mit der Verordnung vom 6. Februar 2017 erhöht sich die Summe für Sachschäden von 1.12 Mio. Euro auf 1.22 Mio. Euro.

Quelle: Pflichtversicherungsgesetz vom 5. April 1965 (BGBl. I S. 213), das zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 6. Februar 2017 (BGBl. I S. 147) geändert worden ist.