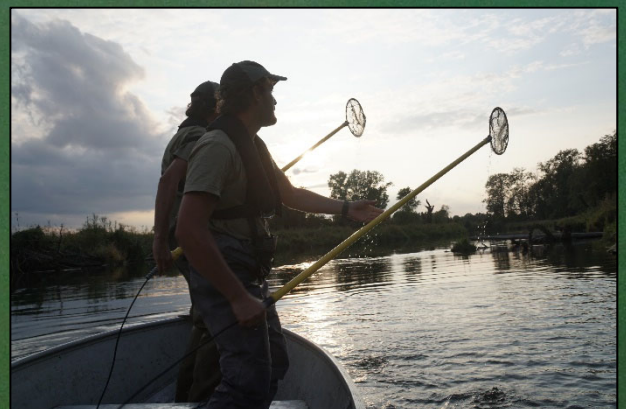
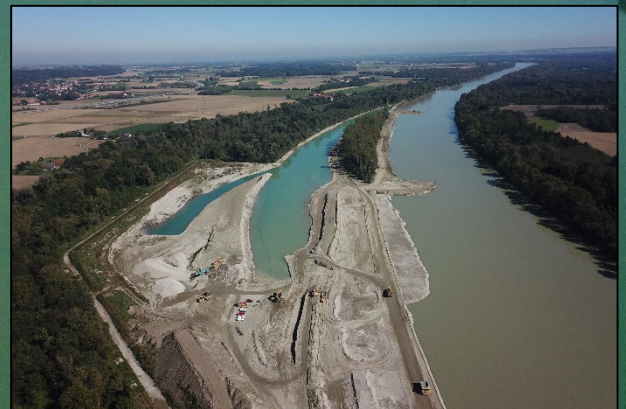


Erhebung der Fischzönose im Innstauraum KW Eggfing-Obernberg

Fischökologische Situation vor Maßnahmenumsetzung



Erhebung der Fischzönose im Innstauraum KW Eggfing-Obernberg

Fischökologische Situation vor Maßnahmenumsetzung

Februar 2019

Im Auftrag der
Innwerk AG

Bearbeitung:

Mag. Michael Jung

Mag. Clemens Ratschan

Michael Schöfbenker M.Sc.

Projektleitung:

DI Dr. Gerald Zauner



ezb – TB Zauner GmbH
Marktstr. 35, 4090 Engelhartzell

Inhalt

1	Einleitung.....	4
2	Methodik.....	5
2.1	Freilanderhebungen.....	5
2.1.1	Befischungstermine und Probestellen.....	5
2.1.2	Elektrobefischung mittels Anodenrechen.....	6
2.1.3	Elektrobefischung mittels Polstange.....	7
2.1.4	Elektrisches Bodenschleppnetz.....	7
2.1.5	Multimaschennetz.....	8
2.1.6	Langleine.....	9
2.2	Gefährdungskategorien laut Roter Listen.....	12
2.3	Bewertung des Erhaltungsgrads der FFH-Fischarten.....	12
2.3.1	Österreichisches Bewertungssystem.....	13
2.3.2	Deutsches Bewertungssystem.....	14
2.4	Fischökologischer Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie.....	14
2.4.1	Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA).....	14
2.4.2	Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS).....	16
3	Ergebnisse und Diskussion.....	19
3.1	Arteninventar.....	19
3.2	Fischbesiedelung der ufernahen Bereiche - Elektrobefischung.....	26
3.3	Fischbesiedelung der Flusssohle – elektrisches Bodenschleppnetz und Langleinen.....	27
3.4	Bestand ausgewählter Arten.....	30
3.4.1	Laube.....	30
3.4.2	Barbe.....	31
3.4.3	Nase.....	32
3.4.4	Aitel.....	33
3.4.5	Äsche.....	34
4	Bestand und Bewertung der FFH-Anhang II-Arten.....	35
4.1	Ukrainisches Bachneunauge, Donau-Bachneunauge.....	35
4.1.1	Allgemeines.....	35
4.1.2	Bestand im Untersuchungsgebiet.....	37
4.2	Schied.....	38
4.2.1	Allgemeines.....	38
4.2.2	Bestand im Untersuchungsgebiet.....	39
4.3	Koppe.....	41
4.3.1	Allgemeines.....	41

4.3.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	41
4.4	Bitterling	43
4.5	Donau-Weißflossengründling, Donau-Stromgründling.....	44
4.5.1	Allgemeines	44
4.5.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	44
4.6	Steingreßling.....	46
4.6.1	Allgemeines	46
4.6.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	47
4.7	Huchen	50
4.7.1	Allgemeines	50
4.7.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	50
4.8	Strömer.....	51
4.8.1	Allgemeines	51
4.8.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	52
4.9	Frauennerfling	52
4.9.1	Allgemeines	52
4.9.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	53
4.10	Schlammpeitzger	53
4.10.1	Allgemeines	53
4.10.2	Bestand im Untersuchungsgebiet	53
4.11	Fischökologischer Zustand nach WRRL	54
4.11.1	Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA).....	54
4.11.2	Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS).....	55
5	Literatur.....	58
6	Anhang	61

1 Einleitung

Die Firma ezb – TB Zauner GmbH wurde von der Innwerk AG mit fischökologischen Erhebungen im Innstauraum Kraftwerk Egglfing-Obernberg beauftragt. Die Erhebungen dienen als Prämonitoring vor Umsetzung bzw. Fertigstellung großräumiger Renaturierungsmaßnahmen in der Stauwurzel und sollen die Fischbesiedelung im Hauptfluss umfassend dokumentieren. Neben der Dokumentation der Fischbesiedelung in ufernahen Bereichen wurden erstmals für den Unteren Inn umfassende Erhebungen der Fischbesiedelung an der Flusssohle sowohl in der Stauwurzel als auch im zentralen Stau durchgeführt. Die Ergebnisse stellen die Grundlage für eine aktuelle Bewertung nach Wasserrahmen- und Fauna-Flora-Habitatrichtlinie für das Behördenverfahren dar.

2 Methodik

2.1 Freilanderhebungen

2.1.1 Befischungstermine und Probestellen

Für die aktuellen Erhebungen wurde der Stauraum Egglfing-Obernberg in 3 zu beprobende Abschnitte unterteilt. Diese umfassen im Wesentlichen die **Stauwurzel** vom KW Ering-Frauenstein bis Fluss-km 42 auf österreichischer Seite (rechtsufrig), den **Übergangsbereich** zwischen Stauwurzel und Stau auf deutscher Seite (linksufrig, Fluss-km 45,5 bis 40,5) und den **zentralen Stau** auf österreichischer Seite (Fluss-km 39,5 bis 36,5). Zusätzlich wurde auch die linksufrig gelegene Baustelle des Insel-Nebenarmsystems in geringer Intensität befischt, wobei diese Befischungstreifen zur „österreichischen Stauwurzel“ gezählt wurden.

Diese Abschnittsbildung wurde aus mehreren Gründen gewählt. Einerseits kann somit der Unterschied der Fischbesiedelung zwischen Stauwurzel und zentralem Stau herausgearbeitet werden. Nach österreichischer Methodik zur Bewertung des fischökologischen Zustands von Stauen gemäß WRRL ist die Stauwurzel zu bewerten, sodass diese alleine deshalb umfassend befischt werden musste. In Bayern liegen WRRL-Messstellen in Stauketten großer Flüsse meist im Übergangsbereich zwischen Stauwurzel und zentralem Stau, weshalb dieser Bereich nach der deutschen Bewertungsmethode (Fischbasiertes Bewertungssystem, FiBS) befischt wurde.

Es wurden zwei Erhebungsserien durchgeführt, und zwar eine Sommerbefischung Ende Juli/Anfang August und eine Herbstbefischung Mitte Oktober. Abfluss und Temperatur des Inns zu den einzelnen Terminen finden sich in Tabelle 1, der Jahresverlauf der beiden abiotischen Parameter ist in Abbildung 1 dargestellt. Es handelte sich um ein ungewöhnlich warmes Jahr mit maximalen Tagesmittelwerten von 21°C. Tagesmittelwerte von über 20°C traten an insgesamt 12 Tagen im August auf.

Die aktuelle Untersuchung konzentrierte sich sehr stark auf den Hauptfluss, Verlandungsbereiche im zentralen Stau mit Altarmcharakter wurden nur in geringem Ausmaß beprobt.

Tabelle 1: Übersicht über die angewandten Methoden, Erhebungsdatum, Wasserstand, Wassertemperatur, Anzahl der befischten Strecken sowie befischte Gesamtlänge mit der jeweiligen Methode bzw. am jeweiligen Termin.

Datum	Abfluss	T [°C]	Befischungsmethode(n)	n Strecken	befischte Länge
30.7.	447	19,9	Elektrobefischung Polstange	30	6086 m
1.8.	451	20,7	Elektrobefischung AnodenRechen	33	8887 m
			Elektrobefischung Nacht	10	3495 m
2.8.	470	21,0	Elektrisches Bodenschleppnetz	15	3160 m
23/24.8.	625	19,4	Langleinen	17	-
10.10.	450	13,1	Kiemennetz	5	-
13.10.	377	13,5	Langleinen	8	-
15.10.	358	13,7	Elektrobefischung Polstange	35	5775 m
			Elektrobefischung Nacht	11	3584 m
16.10.	395	13,6	Elektrobefischung Rechen	35	7567 m
17.10.	403	13,4	Elektrisches Bodenschleppnetz	16	3568 m
gesamt	-	-	Elektrobefischung Polstange	65	11861 m
	-	-	Anodenrechen Tag/Nacht	89	23533 m
	-	-	Elektrisches Bodenschleppnetz	31	6728 m
	-	-	Kiemennetz	5 Netze	-
	-	-	Langleinen	25 LL	-

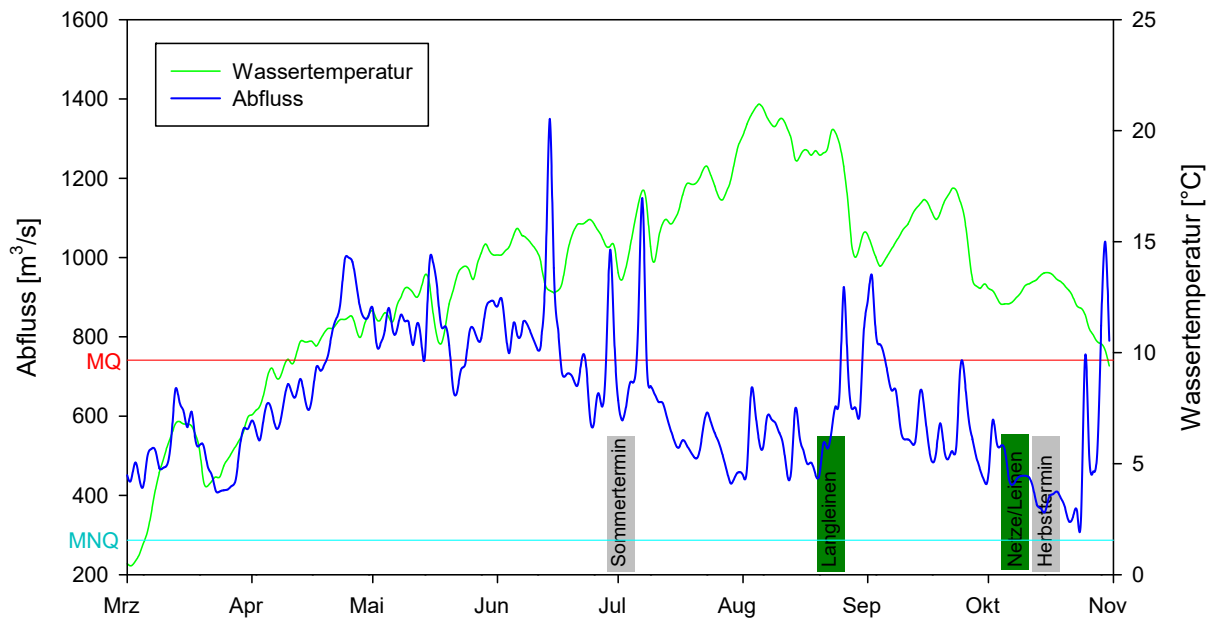


Abbildung 1: Verlauf von Abfluss und Wassertemperatur (Tagesmittelwerte) des Inns zwischen März und Oktober 2018. Datenquelle: www.gkd.bayern.de, Pegel Passau Ingling.

2.1.2 Elektrofischung mittels Anodenrechen

Für die Elektrofischung mittels Anodenrechen wird ein Aluboot mit einem Aggregat von 13 kW Leistung verwendet. Vor dem Bug des Bootes erzeugt ein Anodenrechen mit 10 Elektroden ein elektrisches Feld mit einer Wirkbreite von ca. 6 m in welchem die Fische gekeschert werden können (siehe Abbildung 2). Die Befischungsmannschaft besteht aus einem Bootsführer, zwei Kescherträgern sowie einer Hilfskraft zum Entleeren der Kescher. Die Befischungsstellen werden stromabwärts in einem je nach Uferneigung geeigneten Abstand streifenweise befischt, wobei die Streckenlänge in der Regel ca. 200 bis 500 m beträgt (vergl. Schmutz et al., 2001). Gefangene und gekescherte Individuen werden bestimmt, vermessen und wieder zurückgesetzt. Gesehene aber nicht gekescherte Fische werden durch Schätzung des so genannten Fangerfolges (Anteil der gekescherten an der Zahl insgesamt im elektrischen Feld gesehener Individuen) berücksichtigt.

Wie alle anderen zur Verfügung stehenden Methoden ist die Elektrofischung mittels Anodenrechen art- und grössenselektiv. So sind insbesondere größere, sich ufernahe aufhaltende Individuen (z. B.: großwüchsige Cypriniden) bzw. sich im Freiwasser bewegende Arten (Laube) quantitativ erfassbar, während bodenorientierte Fischarten meist unterrepräsentiert sind.



Abbildung 2: Elektrofischung mit dem großen Aluboot und Anodenrechen.

Die Länge und Position der einzelnen Strecken werden mittels GPS-Verortung aufgenommen. Die Gewichte der individuellen Fische werden mittels Regressions-Gleichungen, welche für alle Arten und Entwicklungsstadien zur Verfügung stehen, aus der Totallänge (TL) rückberechnet, weil ein Wiegen im Gelände in der Regel nicht möglich oder sinnvoll ist (Wind, Wellenschlag).

Aus den gewonnenen Daten werden Fischdichten als Catch Per Unit Effort (CPUE) in Individuen pro 100 m bzw. Fischbiomassen in kg pro 100 m befischter Uferlinie berechnet. Die Berechnung von flächenbezogenen Bestandswerten (Abundanzen; Ind. bzw. kg pro ha) ist unter der Annahme einer Wirkbreite des elektrischen Feldes von 6 m möglich. Grundsätzlich werden von den Autoren für große Flüsse wie Inn und Donau Abundanzwerte als eingeschränkt sinnvoll erachtet, weil sie vortäuschen, Fischbestände in großen Wasserkörpern wie dem Hauptstrom und tiefgründigen Nebengewässern quantitativ und auf Flächen hochrechenbar erfassen zu können. Dabei ist auch zu bedenken, dass die erhobenen Bestandswerte von Umweltfaktoren wie Wasserstand, Trübe, Jahres- und Tageszeit etc. abhängen, welche die Habitatwahl von Flussfischen (tief oder seicht bzw. uferfern oder ufernah) beeinflussen können. Im gegenständlichen Bericht werden trotzdem flächenbezogen Bestandswerte berechnet, da dies für eine Bewertung mittels Fisch Index Austria notwendig ist. Hierfür sind die Ergebnisse der Polstangen- sowie der Rechenbefischung – in Anlehnung an die Streifenbefischung nach Schmutz et al., 2001 – nach Habitaten gewichtet zu kombinieren.

2.1.3 Elektrobefischung mittels Polstange

Zur Erhebung der Fischbesiedelung der Uferzonen werden Befischungen mittels Polstange durchgeführt. Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung erfolgten diese vom großen Boot aus, wobei ein Aggregat mit 13 kW-Leistung (EFKO FEG 13000) zur Anwendung kam. Durch Werfen der Polstange können auch flüchtige Fische, wie juvenile Nasen auf Flachuferbereichen, gut gefangen werden. Nach deutscher WRRL-Methodik hat die Befischung mittels 2 Polstangen zu erfolgen, während nach österreichischer Methodik nur eine Polstange zur Anwendung kommt. Um diesen Unterschieden Rechnung zu tragen wurde der „FiBS-Abschnitt“ (Übergang Stauwurzel-zentraler Stau am linken Ufer) mit 2, die übrigen Strecken mit einer Polstange befischt.

Die Wirkbreite wurde im Zuge der Befischung mit 2 m eingeschätzt, dieser Wert wurde der Abundanz (Ind./ha) bzw. Biomasseberechnung (kg/ha) zugrunde gelegt. Auch für die Befischung mittels 2 Polstangen wurde zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit einer Wirkbreite von 2 m gerechnet, weil mit der äußeren (uferfernen) Polstange am Inn nur sehr wenige Individuen gefangen wurden.

Mittels Polstange werden insbesondere Jung- und Kleinfische die sich unmittelbar am Ufer aufhalten, inklusive stark strukturgebundener (Aitel, Koppe, Aalrutte) und im Sediment lebender Arten (Neunaugen, Steinbeißer) erfasst.

2.1.4 Elektrisches Bodenschleppnetz

Beim elektrischen Bodenschleppnetz handelt es sich um ein relativ neu entwickeltes Gerät zur Erfassung von sohlorientierten Fischen in großen Tiefen. Es handelt sich dabei um einen Stahlrahmen (2 mal 1 m Kantenlänge) auf Rollen mit einem 10 m langen Netzsack, der hinter dem Boot nachgezogen wird. Vor dem Rahmen ist eine kreisförmige Anode (Stahlseil) angebracht, die Kathode befindet sich hinter dem Rahmen. Fische werden von der Anode angezogen und betäubt, anschließend gelangen sie in den Netzsack. Eine ausreichende Größe des Netzsackes garantiert, dass sich gefangene Fische außerhalb des elektrischen Feldes befinden. Die Maschenweite des verwendeten Netzes beträgt 10 mm (lichte Weite ca. 7 mm). Wie sich gezeigt hat ist diese Maschenweite aufgrund der Verformung des Netzes durchaus ausreichend, um auch sehr kleine Fische (z. B. Grundeln von nur 2 cm Länge oder 0+ Streber) effektiv zu fangen.

Das elektrische Bodenschleppnetz kann nur bei relativ homogenem, kiesigem Untergrund eingesetzt werden, wie er im Untersuchungsabschnitt nur stromab der Mündung des neuen Nebenarmsystems auftritt. Sehr wahrscheinlich werden größere Fische wie adulte Nasen und Barben durch diese Methode stark gescheucht und nur selten gefangen. Mit Hilfe des elektrischen Bodenschleppnetzes konnten allerdings bereits Juvenilstadien typischer sohlorientierter Fischarten wie Weißflossengründling, Streber, Zingel, Koppen und Grundeln in uferfernen Habitaten mit großer Wassertiefe nachgewiesen werden, was bisher mit keiner Methode möglich war. Die Methode ist als qualitative Methode zur Erfassung der oben genannten Arten zu sehen, quantitative Aussagen sind aufgrund der derzeit nicht näher quantifizierten Wirkbreite und Scheuchwirkung auf stark flüchtige Arten nicht möglich.



Abbildung 3: Elektrisches Bodenschleppnetz.

2.1.5 Multimaschennetz

Kiemennetze sind ein wichtiges Instrument zur Beprobung von stehenden bzw. sehr langsam fließenden Gewässerbereichen. Wie auch die anderen – bereits vorgestellten – Befischungsmethoden sind Kiemennetze art- bzw. größenselektiv. So erweisen sich vor allem Perciden aufgrund von Lebensweise und Körperbau (Hartstrahlen und Kiemendorn) als sehr gut fangbar, diese sind daher in der Regel in Netzfängen überrepräsentiert. Aufgrund der besonders starken Größenselektivität von Einfachmaschen-Kiemennetzen kommen für Bestandserhebungen vorzugsweise Multimaschen-Kiemennetze zur Anwendung (Šmejkal et al., 2015). Bei Multimaschen-Kiemennetzen sind mehrere einmaschige Netze mit unterschiedlichen Maschenweiten in Serie angeordnet, weshalb es möglich ist unterschiedlichste Größenklassen zu fangen. Für die gegenständlichen Kiemennetzerhebungen wurden benthische Multimaschennetze vom Typ „Nordic“ gemäß EN 14757 verwendet. Diese werden mit Gewichten und Bojen in stagnierenden bzw. gering strömenden Bereichen exponiert. Um eine Fangdauer von ca. 12 Stunden einhalten zu können (CEN, 2005), werden die Netze über Nacht gesetzt und am Morgen wieder geborgen. Die verwendeten Netze sind 30 m lang, 1,5 m breit und haben Maschenweiten (12 x 2,50 m) von 45-18-6,5-10-55-8-12-25-15-6-35-30 mm („Typ Nordic“). Eine Bleileine mit 32 g/m dient als Gewicht um den unteren Netzrand an der Gewässersohle zu halten.

Der Einsatz von Multimaschen-Kiemennetzen ist eine wichtige ergänzende Befischungsmethode in tiefen Gewässern, die mittels Elektrofischerei nicht vollständig erfasst werden können. In Stillgewässern (Altarme, Seen) können unterschiedliche Bereiche innerhalb der vertikalen Wassersäule beprobt werden, was bei vergleichbarem Aufwand mit keiner anderen Methode möglich wäre. Ein wesentlicher Nachteil ist allerdings, dass im Vergleich zu den anderen hier verwendeten

Befischungsmethoden wesentlich höhere Mortalitätsraten auftreten. Durch Kiemennetze kann es einerseits zu einer Verwicklung der Kiemendeckel und dadurch bedingtem Ersticken bereits im Netz sowie Verletzungen und einhergehenden Verpilzungen nach dem Zurücksetzen kommen. Daher kommen Kiemennetze – wie auch aktuell - meist in geringem Umfang zum Einsatz.

2.1.6 Langleine

Als ergänzende Methode zur Dokumentation der Sohlbesiedlung in strömenden Abschnitten von großen Fließgewässern kommen Langleinen zum Einsatz. Aufgrund der Sohlstruktur (große Konglomeratblöcke, siehe Abbildung 6) ist die Stromsohle im Bereich der oberen Stauwurzel KW Egglfing-Obernberg nur mittels Langleinen, nicht jedoch mittels elektrischem Bodenschleppnetz befischbar. Aktuell erfolgte die Langleinenbefischung des Stauraums Egglfing-Obernberg im Rahmen eines anderen Projekts (Nachweis des Steingreßlings, i. A. Land OÖ, Abteilung Naturschutz). Die Ergebnisse wurden trotzdem auch für den gegenständlichen Bericht verwendet.

Für die Erhebung relativer Bestandswerte ("catch per unit effort-Methode"), kommen „Einheitslangleinen“ zum Einsatz. Eine Langleine besteht aus einer 50 m langen Hauptschnur (Nylon 4 mm), an welcher in Meterabständen Seitenvorfächer (0,50 m) befestigt sind. An diesen Seitenschnüren sind Einhängewirbel befestigt um ein Ver- bzw. Abdrehen der Vorfächer zu verhindern und ein schnelles Anbringen der vorher beköderten Hakenvorfächer zu gewährleisten. Die Hakenvorfächer (multifile Angelschnur 0,15 mm, Tragkraft ca. 7,5 kg) werden mit Angelhaken der Größe 6 bis 10 bestückt, wobei aktuell primär kleine Haken zum Einsatz kamen um gezielt Steingreßlinge nachweisen zu können.

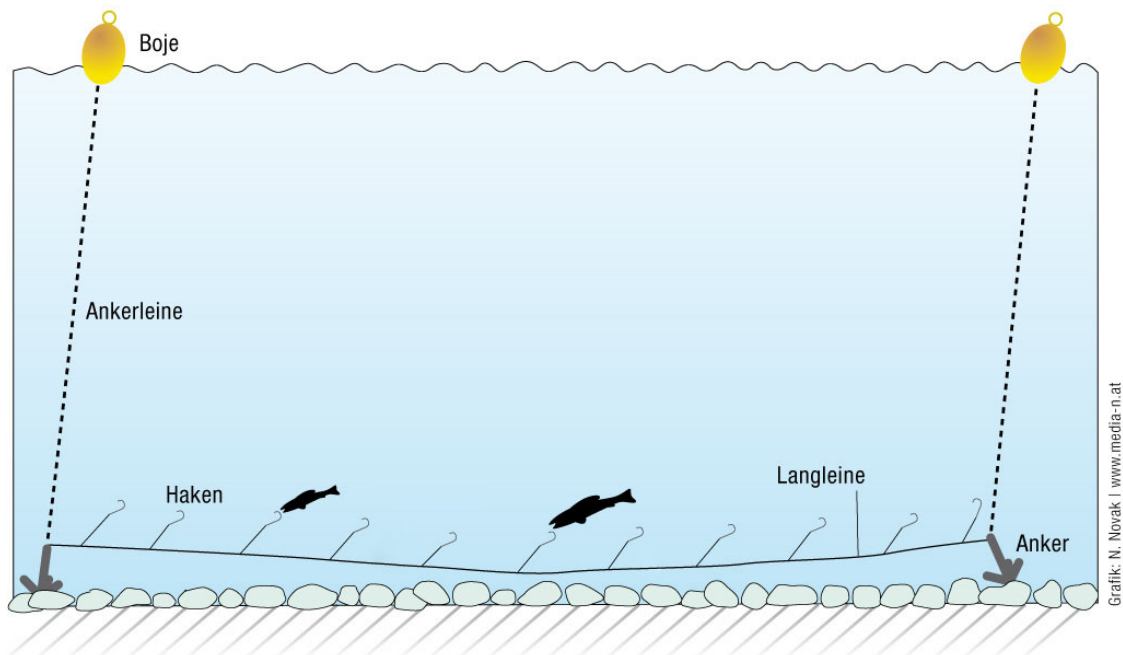


Abbildung 4: Schema einer Langleine.

Die Langleine wird am Flussgrund exponiert, wobei mit Hilfe von Ankern ein Abdriften der Leine verhindert wird. Bojen, welche über eine Bojenschnur mit dem Anker verbunden sind, ermöglichen ein Auffinden der Langleinen. Nach ca. 12-stündiger Expositionsdauer über Nacht wird die Langleine geborgen. Da die verwendeten Köder vom Fisch aktiv gefressen werden, ist auch diese Fangmethode artselektiv. Trotz der damit gefangenen, vergleichsweise geringen Individuenzahl scheint der Aufwand gerechtfertigt, da Bereiche beprobbar sind und Arten gefangen werden können, welche kaum mit einer anderen Methode zu bearbeiten sind. Dies betrifft insbesondere auch FFH-Arten wie Streber, Zingel, die Gründlingsarten und die Barbe.

Als Köder werden meist durchwegs Maden eingesetzt. Seit einigen Jahren ziehen es die Autoren allerdings vor, die Haken abwechselnd mit Maden und kleinen Regenwürmern zu beködern. Es hatte sich nämlich gezeigt, dass die Köder in hohem Maße artselektiv sind (Abbildung 5). So werden die Cyprinidenarten Barbe und Weißflossengründling meist auf Made und Perciden weitaus häufiger auf Wurm gefangen.

Die Position der gesetzten Langleinen kann Abbildung 7 entnommen werden. Langleinen kamen ausschließlich auf österreichischem Hoheitsgebiet zum Einsatz.

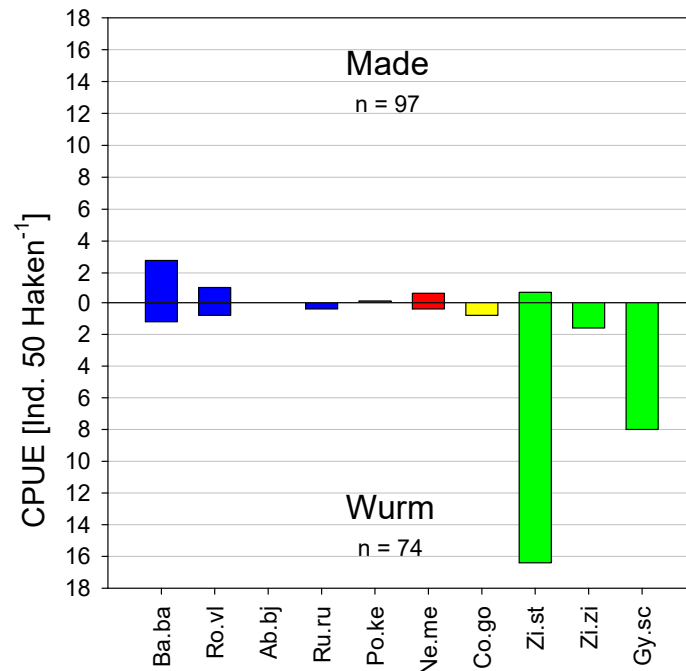


Abbildung 5: Catch per unit effort (CPUE) der einzelnen Fischarten bei Langleinenerhebungen in der Wachau 2013 bei Verwendung unterschiedlicher Köder. Es wurden 20 Langleinen mit jeweils 50 Haken verwendet. Aus: Zauner et al., 2014.

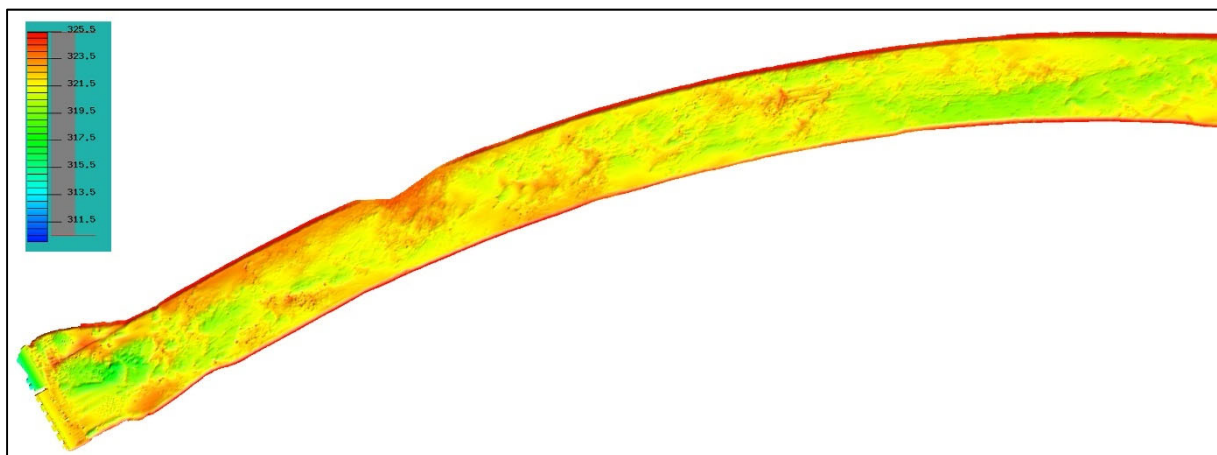


Abbildung 6: Sohlgrundaufnahme der Stauwurzel KW Egglfing-Obernberg.

Bezüglich der Invasivität der Methode sei angemerkt, dass die Mortalitätsrate in der Regel sehr gering bzw. wesentlich geringer als bei Netzbefischungen ist. Dies betrifft insbesondere Cypriniden, die fast ausschließlich in der Lippe gehakt werden, wohingegen Perciden den Köder oft schlucken. Aktuell betrug die Überlebensrate 89 % des Gesamtfanges, bzw. 95 % im Fall der hauptsächlich nachgewiesenen Cypriniden.



Abbildung 7: Lage der mittels Langleinen befisheten Bereiche sowie Fänge von Steingreßlingen. Graues Trapez ... Feinsedimentverklappung im Zuge der Baustelle des Insel-Nebenarmsystems.

2.2 Gefährdungskategorien laut Roter Listen

Im Text wird auf die Gefährdungskategorien laut Roter Listen für Bayern nach Bohl, Kleisinger, & Leuner (2003) und Österreich nach Wolfram & Mikschi (2007) verwiesen. Die dort verwendeten Gefährdungskategorien sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Gefährdungskategorien laut aktueller Roter Listen für Österreich (Wolfram & Mikschi, 2007) und Bayern (Bohl, Kleisinger, & Leuner, 2003).

RL Bayern	RL Ö	verbal	IUCN
	EX	weltweit ausgestorben	Extinct
	EW	in der Natur ausgestorben	Extinct in the Wild
0	RE	regional ausgestorben	Regionally Extinct
1	CR	vom Aussterben bedroht	Critically Endangered
2	EN	stark gefährdet	Endangered
3	VU	gefährdet	Vulnerable
V	NT	Vorwarnliste/potenziell gefährdet	Near Threatened
*	LC	nicht gefährdet	Least Concern
D	DD	Daten defizitär	Data Deficient
	NA	nicht anwendbar	Not Aplicable
	NE	nicht beurteilt	Not Evaluated
R		natürlicherweise extrem selten, Bestand stabil	
G		Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	

2.3 Bewertung des Erhaltungsgrads der FFH-Fischarten

In Österreich wird inzwischen (meist) zwischen den Begriffen „Erhaltungsgrad“ (degree of conservation), der den Zustand innerhalb eines Gebietes beschreibt, und „Erhaltungszustand“ (conservation status), der sich auf die größere räumliche Einheit von Mitgliedsstaaten bzw. biogeografischen Regionen innerhalb der Mitgliedsstaaten bezieht, unterschieden. In Deutschland ist diese Unterscheidung nicht üblich, sondern es wird der Begriff Erhaltungszustand sowohl auf Gebiets- als auch auf Ebene der biogeografischen Regionen verwendet bzw. auf Gebietsebene von „lokalem Erhaltungszustand“ gesprochen. Im gegenständlichen Bericht wird die österreichische Terminologie angewandt, weil sie präziser ist und sich am englischen Original der FFH-Richtlinie orientiert

Der jeweilige Erhaltungsgrad der einzelnen FFH-Fischarten wird anhand der Aspekte Population, Habitat und Beeinträchtigungen in einem dreistufigen System gegliedert (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Kategorien zur Bewertung des Erhaltungsgrads von Schutzgütern.

Erhaltungsgrad		Ausprägung
Günstig	A	Hervorragend
	B	Gut
Ungünstig	C	Mittel bis schlecht

Diese Skala ist nicht mit dem Ampelsystem zu verwechseln, das im Rahmen der Berichte der Mitgliedsstaaten gem. Artikel 17 / FFH-Richtlinie verwendet wird. Dabei entspricht nur die beste Kategorie (FV, favourable) einem günstigen Erhaltungszustand, während die Kategorien U1 (unfavourable-inadequate) und U2 (unfavourable-bad) beide für einen ungünstigen Erhaltungszustand stehen.

Bezüglich der Bewertungen muss berücksichtigt werden, dass der hier untersuchte Stauraum Egglfing-Obernberg nur einen Teil der jeweiligen FFH-Gebiete umfasst. So erstreckt sich das deutsche FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ über die Stauräume KW Schärding-Neuhaus, Egglfing-Obernberg, Ering-Frauenstein und Braunau-Simbach sowie entlang der Salzach bis Freilassing. Das österreichische Gebiet „Unterer Inn“ umfasst immerhin die untersten 3 der oben genannten Inn-Stauräume. Die gegenständlichen FFH-Bewertungen sind daher nur als orientierende Einstufungen anhand aktueller Daten aus einem bisher kaum fischökologisch untersuchten Teilgebiet zu betrachten.

2.3.1 Österreichisches Bewertungssystem

Für Österreich ist die zu verwendende Bewertungsmethodik einschließlich der Bewertungsschemata in Ellmayer, (2005) festgelegt. Nach österreichischer Methodik sind nicht für alle Arten Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikatoren definiert, in einigen Fällen fehlen Beeinträchtigungsindikatoren. Die Verknüpfung der einzelnen Kriterien ist in Abbildung 8 dargestellt. Im Gegensatz zur deutschen Methodik geht das Populationskriterium als „knock out“-Kriterium in die Gesamtbewertung ein.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Abbildung 8: Verknüpfung der einzelnen Indikatoren.

Ein weiterer Unterschied zur deutschen Methodik ist, dass für die einzelnen Arten und Altersstadien unterschiedliche Befischungsmethoden anzuwenden sind, z. B. Langleinen für adulte Streber und Steingreßlinge, Polstangenbefischungen für Neunaugen, Uferzugnetzbefischungen für juvenile Schrätzer oder Rechenbefischungen für adulte Schiede und Frauennerflinge.

Mittels dieser Methoden sind die einzelnen Populationen innerhalb des jeweiligen FFH-Gebiets zu bewerten. Die Gesamtbewertung ergibt sich dann aus den Teilbewertungen der Populationen. Das heißt im gegenständlichen Fall, dass für eine korrekte Bewertung des FFH-Gebiets die Stauräume KW Ering-Frauenstein, Egglfing-Obernberg und Schärding-Neuhaus zu bearbeiten gewesen wären. Die gegenständliche Untersuchung und Bewertungen beschränkte sich allerdings auf den Stauraum KW Egglfing-Obernberg.

Für die aktuellen Bewertungen wurden primär die Populationsindikatoren betrachtet, da bezüglich der Gewässereignung keine Änderungen um eine Zustandsklasse in den letzten Jahren zu erwarten ist. Nur wenn der Populationsindikator eine Abweichung zum Erhaltungsgrad laut Standarddatenbogen zeigte, wurde eine vollständige Bewertung durchgeführt.

2.3.2 Deutsches Bewertungssystem

Für Deutschland bzw. Bayern existieren mehrere Varianten bzw. überarbeitete Versionen von Bewertungsschemata für die FFH-Fischarten. Hier wurden - um eine Vergleichbarkeit mit älteren Einstufungen zu gewährleisten - jene Bewertungsschemata verwendet, die auch im Managementplan für das gegenständliche deutsche FFH-Gebiet „Unterer Inn und Salzach“ enthalten sind. Diese wurden von Sachteleben et al., (2010) veröffentlicht.

Die Verknüpfung der 3 bewerteten Kriterien (Population, Habitat und Beeinträchtigungen) erfolgt nach Tabelle 4 so, dass die Gesamtbewertung jener Note entspricht, die mindestens 2-mal vergeben wurde (Tabelle 4). Mit der Ausnahme, dass gesamt kein A vergeben werden kann, wenn ein Parameter bei C liegt. Die Vergabe von A, B und C ergibt insgesamt B.

Innerhalb eines Kriteriums sind die verschiedenen Indikatoren (z.B.: Abundanz, Populationsstruktur, Stetigkeit beim Kriterium Population) nach dem worst-case-System zu verknüpfen, d.h. es gilt die schlechteste Bewertung für das Gesamtkriterium.

Tabelle 4: Verknüpfungsmatrix für die einzelnen Kriterien.

1. Kriterium	A	A	A	A	B	B	B	C	C	C
2. Kriterium	A	A	A	B	B	B	B	C	C	C
3. Kriterium	A	B	C	C	A	B	C	A	B	C
Gesamtwert	A	A	B	B	B	B	B	C	C	C

Ein wichtiger Einflussfaktor auf das Bewertungsergebnis ist der Beprobungsaufwand. In den aktuellen Veröffentlichungen von Bewertungsschematas wird deshalb gefordert, den Beprobungsaufwand am Handbuch zu fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer, Dußling, 2009) also dem WRRL-Monitoring zu orientieren.

Da bezüglich Habitat und Beeinträchtigung seit Erstellung des Managementplans keine Veränderung um eine Zustandsklasse zu erwarten sind, wurde meist nur das Kriterium Population anhand der aktuellen Befischungsergebnisse bewertet.

2.4 Fischökologischer Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie

2.4.1 Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA)

Für die Berechnung des fischökologischen Zustandes (FÖZ) von Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (Haunschmid et al., 2006) wären grundsätzlich quantitative Befischungsdaten, die mittels Wat- oder Streifenbefischungsmethode erhoben wurden, notwendig. Nur an großen Flüssen wie Inn, Enns oder Donau, die nicht quantitativ erfassbar sind, werden semiquantitative Daten (catch per unit effort, CPUE) verwendet. Hier sind zusätzlich zu Elektrobefischungsdaten mittels Polstange und Anodenrechen auch ergänzende Methoden (Multimaschen-Kiemennetze, Langleinen, elektrisches Bodenschleppnetz) anzuwenden, um möglichst das gesamte Artenspektrum abzubilden.

Der Fisch Index Austria (FIA) stellt ein Maß der Abweichung der aktuellen Fischartengemeinschaft von einer definierten Referenzzönose dar, die den ursprünglichen, anthropogen unbeeinflussten Bedingungen im Gewässer entspricht. Dazu wurden für die einzelnen österreichischen Bioregionen (geologische Großräume bzw. Flusseinzugsgebiete) und Fischregionen (bezüglich Gefälle und Wasserführung ähnliche Fließgewässerabschnitte) fischökologische Leitbilder definiert. Insgesamt ist

Österreich von den „Vergletscherten Zentralalpen“ bis zu den „Östlichen Flach- und Hügelländer und Grazer Feld“ in neun Bioregionen unterteilt. Bezüglich der Fischregionen (biozönotischen Region) werden zehn unterschiedliche Typen vom Epirhithral (Obere Forellenregion) bis zum Metapotamal (Brachsenregion) unterschieden, wobei die Regionen Hyporhithral (Äschenregion) und Epipotamal (Barbenregion) nach der Gewässergröße in weitere Unterregionen unterteilt werden und mit Schmerlen- bzw. Gründlingsbach zusätzlich zwei Sondertypen definiert sind. Besonders für die größeren Gewässer (u.a. Inn) wurden außerdem adaptierte Leitbilder festgelegt. Die Entwicklung der Leitbilder erfolgte einerseits aus historischen Fischfangdaten, anhand aktueller Befischungsergebnisse von anthropogen kaum beeinflussten Referenzstrecken und anhand von Experteneinschätzungen. Ein fischökologisches Leitbild listet die potentiell vorkommenden Arten auf, wobei diese nach ihrer Häufig- und Stetigkeit (unter natürlichen Bedingungen) in Leit- sowie typische und seltene Begleitarten eingestuft sind. Bei den Leitarten handelt es sich um „Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit hoher relativer Häufigkeit vorkommen müssen.“ Typische Begleitarten sind „Fischarten, die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit mittlerer relativer Häufigkeit vorkommen müssten.“ Seltene Begleitarten sind Arten, „die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit geringer relativer Häufigkeit vorkommen könnten.“ (Haunschmid et al., 2006).

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes erfolgt anhand von fünf unterschiedlich gewichteten Teilparametern. Bewertet wird das Artenspektrum, die Präsenz der vorhandenen ökologischen Gilden (Strömung und Reproduktion), der Fischregionsindex, die Populationsstruktur (Altersaufbau) der Leit- und typischen Begleitarten sowie als k.o.-Kriterium die Gesamtbiomasse und wiederum der Fischregionsindex. Die Beurteilung erfolgt nach dem Schulnotensystem (Tabelle 5), als Zielzustand nach EU-WRRL gilt mindestens der gute Zustand (FIA <2,50).

Tabelle 5: Grenzen der fischökologischen Zustände (Haunschmid et al., 2006).

Klasse	Klassengrenze	Fischökologischer Zustand
1	1,00 >1,50	Sehr gut
2	1,50 >2,50	Gut
3	2,50 >3,50	Mäßig
4	3,50 >4,50	Unbefriedigend
5	4,50 -5,00	Schlecht

Im Gegensatz zur deutschen Methodik wird für erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) kein verändertes Leitbild erstellt, sondern die Bewertung erfolgt gleich wie jene von natürlichen Wasserkörpern. Allerdings sind die abgemilderten Qualitätsziele dahingehend berücksichtigt, dass z. B. in schwallgeschädigten Strecken ein geringerer FIA-Wert als Mindest-Zielzustand gilt (3,0 anstatt 2,5). In Stauketten großer Fließgewässer gilt der gute Zustand als Zielwert, dieser muss aber nur in der Stauwurzel erreicht werden.

Das derzeit gültige Leitbild des Unteren Inn von der Salzachmündung bis zur Mündung in die Donau ist in Tabelle 6 dargestellt. Es umfasst 6 Leitarten, 15 typische und 25 seltene Begleitarten. Als Leitarten wurden Nase, Barbe, Aitel, Hasel, Nerfling und Huchen eingestuft, als typische Begleitarten gelten Brachse, Laube, Schneider, Strömer, Rotauge, Gründling, Donau-Weißflossengründling, Aalrutte, Hecht, Wels, Schied, Bachforelle, Schmerle, Koppe und Flussbarsch. Das Leitbild ähnelt somit jenem der Donau stromab der Innmündung wobei allerdings einige Arten fehlen (Zope, Glattdick, Kesslergründling, Moderlieschen, Perlfisch, Seelaube, Semling, Sichling) und einige „rithralere“ Fischarten (Bachforelle, Schmerle, Gründling, Strömer, Schneider, Aitel, Koppe) als häufiger sowie einige „potamalere“ Arten (Güster, Brachse, Rußnase, Zobel, Zander, Streber, Zingel) als seltener eingestuft wurden.

Tabelle 6: Fischökologisches Leitbild 114 - Unterer Inn Salzach – Donau.

Fischart	LB	Fischart	LB
Aitel	l	Karause	s
Nase	l	Rußnase	s
Barbe	l	Zobel	s
Hasel	l	Ukr. Bachneunauge	s
Nerfling	l	Hausen	s
Huchen	l	Sterlet	s
Hecht	b	Waxdick	s
Aalrutte	b	Äsche	s
Bachforelle	b	Bitterling	s
Wels	b	Güster	s
Brachse	b	Karpfen	s
Donau-Weißflossengründling	b	Rotfeder	s
Gründling	b	Schleie	s
Laube	b	Steingreßling	s
Rotaugen	b	Elritze	s
Schied	b	Frauennerfling	s
Schneider	b	Giebel	s
Strömer	b	Schlammpeitzger	s
Schmerle	b	Donau-Steinbeißer	s
Koppe	b	Kaulbarsch	s
Flussbarsch	b	Zander	s
Zingel	s	Schrätzer	s
Donaukaulbarsch	s	Streber	s
Streber	s	gesamt	46

2.4.2 Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS)

Die gültige Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Fische in Deutschland ist das sogenannte „fischbasierte Bewertungssystem“ oder FiBS (Dußling, 2009). Die Bewertung der fischökologischen Zustandsklassen auf Basis des fiBS erfolgt gemäß Tabelle 7. Zu berücksichtigen ist, dass ein hoher Wert des fiBS – entgegen dem Schulnotensystem - eine gute Bewertung bedeutet.

Das Bewertungsverfahren berücksichtigt sechs "Qualitätsmerkmale" der Fischfauna:

- Arten- und Gildeninventar
- Artenabundanz- und Gildenverteilung
- Altersstruktur
- Migration
- Fischregion
- Dominante Arten

Tabelle 7: Zustandsklassen und deren Grenzen in Hinblick auf den Index des fIBS.

Fischökologische Zustandsklasse	Note fIBS
Sehr gut	3,76 - 5,00
Gut	2,51 - 3,75
Mäßig	2,01 - 2,50
Unbefriedigend	1,51 - 2,00
Schlecht	1,00 - 1,50

Diese Aspekte werden mit einer „Referenzzönose“ verglichen, bei der die relativen Anteile der ehemals vorkommenden Arten eingeschätzt wurden (Abbildung 9). Diese Arten sind zu unterteilen in:

- Typspezifische Arten (Anteil $\geq 1\%$)
- davon maximal 10 Leitarten mit $\geq 5\%$
- Begleitarten (Anteil $< 1\%$)

Für die einzelnen Aspekte werden geringe Abweichungen mit der vollen Punktezahl (5) bewertet (repräsentiert einen sehr guten Zustand), mittlere Abweichungen mit 3 (repräsentiert einen guten Zustand), und starke Abweichungen mit nur einem Punkt (repräsentiert mäßigen oder schlechteren Zustand). Die Gesamtbewertung ergibt sich durch eine gewichtete Mittelwertbildung aus allen metrics.

Ein wichtiger Bewertungsansatz ist auch die Einschätzung der Altersstruktur der Leitarten auf Basis des Anteils von Jungfischen des jeweiligen Jahres (0+). Dazu wird neben der Anzahl der Individuen pro Art auch die Zahl jener Fische in das Bewertungssheet eingegeben, die auf Basis der Größenverteilung dem Jahrgang 0+ zuzuordnen sind. Ein zu geringer oder zu hoher Anteil von 0+ wird als gestörter Altersaufbau gewertet.

- 5 Punkte: Anteil 0+ von 30 bis 70% des Gesamtfangs der Leitarten
- 3 Punkte: Anteil 0+ von 10 bis <30 oder >70 bis 90% des Gesamtfangs der Leitarten
- 1 Punkt: Anteil <10 oder $>90\%$ des Gesamtfangs der Leitarten

Es wird vorgegeben, dass die Gesamtzahl gefangener Individuen (Termine aufsummiert) das 30-fache der Artenzahl der Referenz-Fischzönose überschreiten soll. Dies heißt im gegenständlichen Fall mindestens $43 * 30 = 1290$ Individuen. Bei einer geringeren Fangzahl wird eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Fehlbewertungen angegeben. Eine weitere Präzisierung des Erhebungsaufwandes ergibt sich durch die Angabe einer minimal zu befischenden Streckenlänge. Die kumulierte befischte Streckenlänge in Gewässern, die mittels Boot befischt werden, soll grundsätzlich das 100-fache der Gewässerbreite (Termine aufsummiert) vorsehen, wobei in großen Flüssen der Erhebungsaufwand auf 10 km begrenzt werden kann. Im vorliegenden Fall wurde die Länge der Befischungsstrecke an das offizielle WRRL-Monitoring am Unteren Inn angelehnt, im Rahmen dessen pro Termin 3000 m gefischt werden. Am ersten Termin (30.7.2018) wurden mittels FiBS-Methodik 3300 m und am zweiten Termin (15.10.2018) 3487 m befischt, insgesamt also 6787 m.

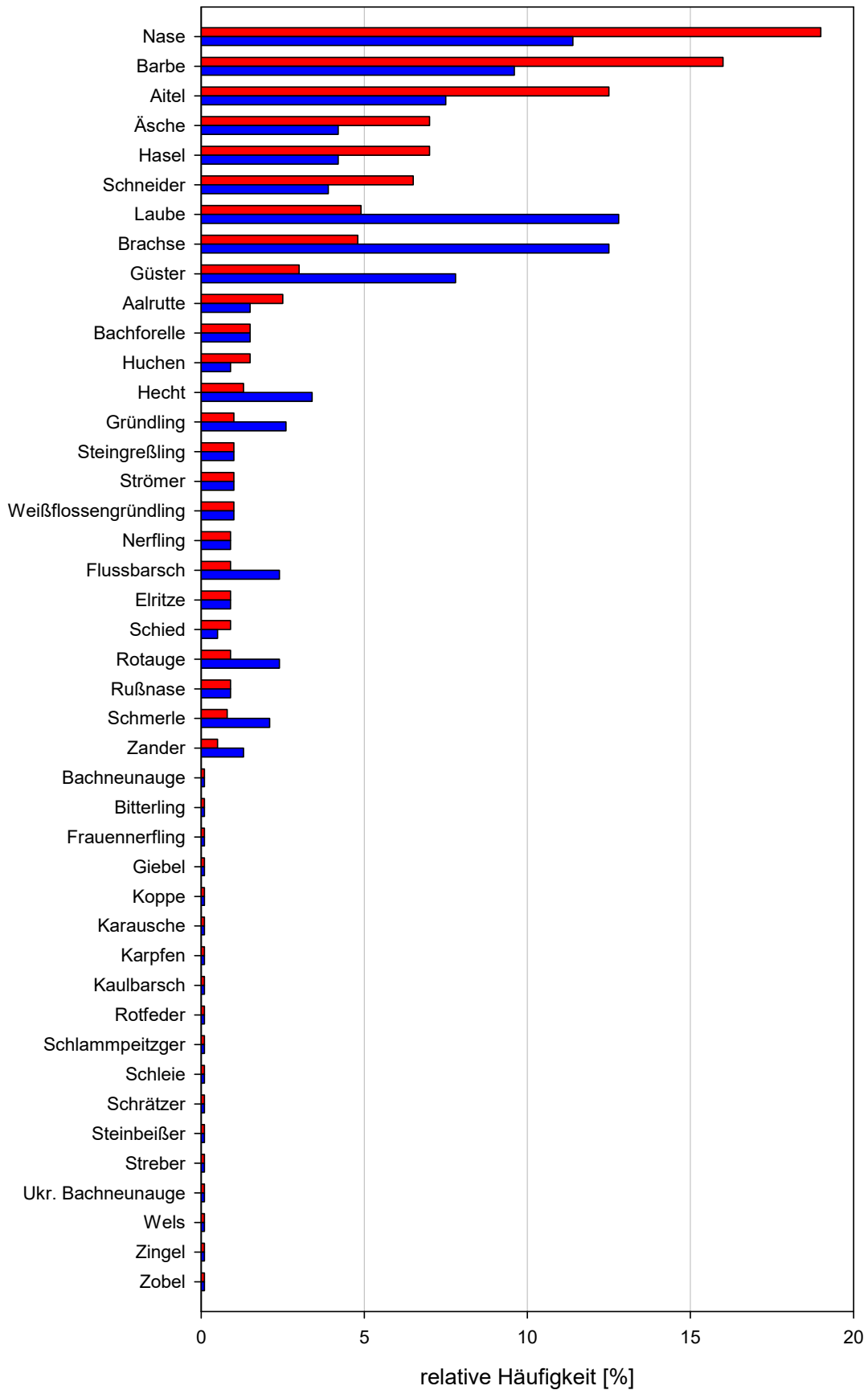


Abbildung 9: Referenzzönose (113, rot) und Potentialzönose (113e, blau) des Unteren Inns.

Im Rahmen des offiziellen Monitorings sind 3 Termine in unterschiedlichen Jahren vorgesehen, woraus sich knapp 10 km Gesamtstrecke ergeben. Die gegenständliche Erhebung mit 2 Terminen innerhalb eines Jahres ist daher als orientierende Bewertung zu verstehen.

Die grundlegende Basis für die Bewertung des fischökologischen Zustands mittels fiBS ist die Wahl des fischökologischen Leitbildes (Referenz- bzw. Potentialzönose). Für den erheblich veränderten **Flusswasserkörper 1_F654** des Inns von der Salzach-Mündung bis unterhalb des Kraftwerks Schärding-Neuhaus gilt die Potentialzönose 113e (Abbildung 9). Sie umfasst insgesamt 43 Arten, die sich aus 20 typspezifischen Arten, davon 6 Leitarten (Nase, Barbe, Aitel, Laube, Brachse und Güster) sowie 23 Begleitarten zusammensetzen.

Etwas überraschend ist die Einstufung von Brachse und Güster, deren Verbreitungsschwerpunkt klar im Metapotamal liegt, als häufige Arten des als Epipotamal mit deutlich rhithralen Komponenten geltenden Unteren Inns. Möglicherweise geht diese Einstufung auf Angaben von Reichenbach-Klinke, (1968) zurück, der in den 1960er Jahren für den Salzach-Unterlauf flussab Tittmoning "erhebliche Mengen Barben, Blikken (=Güster), Brachsen und Aitel" angibt. Zu diesem Zeitpunkt war der Inn bereits in eine Staukette umgewandelt und stautypische Arten wie Brachse und Güster dürften so große Bestände aufgebaut haben, dass sie bis in die Untere Salzach ausstrahlten, ganz besonders in den rückgestauten Abschnitt der Salzach bei Burghausen. Diese These wird von Bruscek, (1953) bestätigt. Dieser Autor nannte die Güster als auch vor Errichtung der Kraftwerke am Unteren Inn vorkommende Art, aufgrund des sehr potamalen Verbreitungsschwerpunktes habe diese aber möglicherweise von der Umwandlung in eine Staukette profitiert und kam ursprünglich seltener vor als im Ist-Zustand. VON DEM BORNE (1881) nennt für den Unteren Inn Barbe, Nase, Aitel, Hecht, Huchen, Strömer, Schied, Zingel, Karausche, Karpfen, Schleie, Wels (primär in Altwässern) und Zander (mündungsnah), nicht jedoch Güster und Brachse, was darauf hindeutet, dass diese Arten vor Aufstau eher selten vorgekommen sind. Aus Sicht der Autoren sollte der Referenzanteil von Brachse und Güster deutlich reduziert werden, um die historische Fischzönose treffend abzubilden.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Arteninventar

Im Rahmen der aktuellen Erhebungen konnten 4109 Individuen aus 35 Arten – davon 28 heimische – nachgewiesen werden (Tabelle 8). Von den 46 im österreichischen Leitbild gelisteten Arten fehlen insgesamt 18 Arten. Von den nachgewiesenen Arten sind 6, nämlich Ukrainisches Bachneunauge, Koppe, Schied, Donau-Weißflossengründling, Steingreßling und Bitterling in Anhang II der FFH-Richtlinie genannt, nur in Anhang V sind Barbe und Äsche angeführt. In der Roten Liste für Bayern sind 2 der nachgewiesenen Arten (Steingreßling, Ukr. Bachneunauge) als vom Aussterben bedroht gelistet, 6 weitere (Äsche, Aalrutte, Nase, Schneider, Weißflossengründling, Bitterling) sind als stark gefährdet eingestuft. In der österreichischen Roten Liste wird der Steingreßling als vom Aussterben bedroht geführt, Schied und Nerfling werden als stark gefährdet eingestuft. Letzteres trifft auch auf den Wildkarpfen zu, aktuell wurden allerdings nur aus Besatzmaßnahmen stammende Karpfen nachgewiesen.

Der Steingreßling wurde erstmals für den Unteren Inn und erstmals seit ca. 150 Jahren für das gesamte Inn-Salzach-System nachgewiesen, wo er bisher als verschollen galt. Weiters handelt es sich um den erst zweiten rezenten Nachweis innerhalb Oberösterreichs sowie ebenfalls den zweiten rezenten Nachweis innerhalb der gesamten Bundesrepublik Deutschland. Auf diese stark spezialisierte Gründlingsart wird in Kapitel 4.6 näher eingegangen.

Der Nachweis des invasiven asiatischen Schlammpeitzgers (Abbildung 10) stellt den Erstnachweis für Österreich dar, während er entlang der rein deutschen Innstrecke stromauf des Untersuchungsgebiets

bereits seit 2013 bekannt war. Belle et al., (2017) ordneten asiatische Schlammpeitzger aus dem Inn bei Rosenheim anhand einer molekularbiologischen Untersuchung der Art *Misgurnus anguillicaudatus* zu, von der bereits aus einem Feuchtgebiet bei Frankfurt/Main sowie aus Spanien und Italien reproduktive Populationen bekannt waren. Laut Freyhof (pers. Mitt. 2019) dürfte es sich bei den im Inn vorkommenden invasiven Schlammpeitzgern allerdings eher um die nahe verwandte und ebenfalls in Ostasien (China) vorkommende Art *Misgurnus bipartitus* handeln. Nach Einschätzung der Autoren ist aufgrund der geringen Körpergröße, des schlanken Körperbaus und der Färbung letzteres wahrscheinlicher. Die genau Artzugehörigkeit muss allerdings derzeit offen bleiben.

Von den Arten des österreichischen Leitbilds wurden die 3 in historischer Zeit belegten Acipenseriden Hausen, Waxdick und Sterlet, einige typische Arten von Augewässern (Schlammpeitzger, Karausche, Giebel), die beiden Großraubfische Huchen und Wels sowie zahlreiche typische Donauarten (Frauennerfling, Rußnase, Zobel, Streber, Schrätzer, Zingel, Donaukaulbarsch) nicht nachgewiesen. Im Zuge der Befischung konnte ein Angler beobachtet werden, der einen juvenilen Wels fing, somit liegt für die Art ein gesicherter aktueller Nachweis vor. Weiters fehlen der Strömer, der im Tiroler Inn aktuell noch vorkommt, und die primär Zubringer bewohnenden Arten Elritze und Donau-Steinbeißer.



Abbildung 10: Die beiden im Stauraum KW Egglfing-Obernberg gefangenen asiatischen Schlammpeitzger. Hinten Männchen, vorne Weibchen.

Tabelle 8: Übersicht über die nachgewiesenen sowie in den fischökologischen Leitbildern gelisteten Fischarten mit taxonomischer Stellung, in den Abbildungen verwendeten Abkürzungen, Strömungsgilde nach Zauner & Eberstaller, (2000), Anhang der FFH-Richtlinie, Rote Liste-Status Bayern und Österreich, Status laut fischökologischem Leitbild für den Unteren Inn (Deutschland u. Österreich) sowie Realfang (n).

Familie	Dt. Name	Wiss. Name	Abk.	Strömung	FFH	RL Bayern	RL Ö	LB D	LB Ö	n
Petromyzontidae	Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	rheophil	II	1	VU	0,1	s	29
	Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	La.pl	rheophil	II	1	EN	0,1		
Acipenseridae	Hausen	<i>Huso huso</i>	Hu.hs	rheophil	V		RE		s	
	Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>	Ac.ru	oligorheophil	V	1	CR		s	
	Waxdick	<i>Acipenser güldenstädti</i>	Ac.gü	rheophil	V		RE		s	
Anguillidae	Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	An.an	indifferent		(3)	RE			13
Gasterosteidae	Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga.ac	limnophil			NE			97
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i>	Es.lu	indifferent			NT	3,4	b	61
Gadidae	Aalrutte	<i>Lota lota</i>	Lo.lo	indifferent		2	VU	1,5	b	45
Siluridae	Wels	<i>Silurus glanis</i>	Si.gl	indifferent			VU	0,1	b	
Salmonidae	Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	rheophil			NT	1,5	b	36
	Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo	rheophil			NE			11
	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my	indifferent			NE			8
	Huchen	<i>Hucho hucho</i>	Hu.hu	rheophil	II,V	3	EN	0,9	I	
Thymallinae	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	rheophil	V	2	VU	4,2	s	17
Cyprinidae	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	indifferent			LC	7,5	I	1032
	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	rheophil	V	3	NT	9,6	I	154
	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	limnophil	II	2	VU	0,1	s	8
	Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps.pa	indifferent			NE			35
	Brachse	<i>Abramis brama</i>	Ab.br	indifferent			LC	12,5	b	18
	Donau-Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	rheophil	II	2	LC	1	b	87
	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	Go.go	rheophil			LC	2,6	b	17
	Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl.bj	indifferent			LC	7,8	s	3
	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	indifferent			NT	4,2	I	82
	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	indifferent		(3)	EN	0,1	s	3
	Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	indifferent			LC	12,8	b	1276

Familie	Dt. Name	Wiss. Name	Abk.	Strömung	FFH	RL Bayern	RL Ö	LB D	LB Ö	n
Cyprinidae	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	rheophil		2	NT	11,4	I	608
	Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	indifferent		3	EN	0,9	I	9
	Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	indifferent			LC	2,4	b	30
	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	limnophil			LC	0,1	s	6
	Schied	<i>Aspius aspius</i>	As.as	indifferent	II,V	3	EN	0,5	b	4
	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	limnophil			VU	0,1	s	1
	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	rheophil		2	LC	3,9	b	53
	Steingreßling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	Ro.ur	rheophil	II	1	CR	1	s	6
	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	indifferent		3	NT	0,9	s	
	Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	Ru.vi	rheophil	II,V	3	EN	0,1	s	
	Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	indifferent			LC	0,1	s	
	Karausche	<i>Carassius carassius</i>	Ca.ca	limnophil		x		0,1	s	
	Strömer	<i>Telestes souffia</i>	Te.so	rheophil	II	1	EN	1	b	
	Rußnase	<i>Vimba vimba</i>	Vi.vi	oligorheophil			VU	0,9	s	
	Zobel	<i>Ballerus sapa</i>	Ba.sa	oligorheophil		3	EN	0,1	s	
Balitoridae	Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	rheophil			LC	2,1	b	18
Cobitidae	Asiatischer Schlammpeitzger	<i>Misgurnus cf. anguillicaudatus</i>	Mi.an	-						2
	Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	Mi.fo	limnophil	II	2	CR	0,1	s	
	Donau-Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	Co.el	oligorheophil	II	1	VU	0,1	s	
Cottidae	Koppe	<i>Cottus gobio</i>	Co.go	rheophil	II		NT	0,1	b	31
Centrarchidae	Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	Le.gi	limnophil			NE			10
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	indifferent			LC	2,4	b	173
	Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gy.ce	indifferent			LC	0,1	s	97
	Zander	<i>Sander lucioperca</i>	Sa.lu	indifferent			NT	1,3	s	29
	Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Gy.sc	oligorheophil		2	VU	0,1	s	
	Streber	<i>Zingel streber</i>	Zi.st	rheophil	II	2	EN	0,1	s	
	Zingel	<i>Zingel zingel</i>	Zi.zi	oligorheophil	II,V	2	VU	0,1	s	
	Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>	Gy.ba	oligorheophil	II,IV		VU		s	
gesamt (einheimische)				54 (47)	20			43	46	35 (28)

Die drei Arten Laube, Aitel und Nase machten mit 2916 Individuen 71 % des Gesamtfanges aus (Abbildung 11). Die nächsthäufigeren Arten waren Flussbarsch, Barbe, Stichling, Kaulbarsch, Weißflossengründling, Hasel, Hecht und Schneider. Auffällig war die relativ hohe Fangzahl von 29 Individuen des Ukrainischen Bachneunauges, einer Art, deren Larven (Querder) die Feinsedimentbänke im zentralen Stau besiedeln. Die in nennenswerten Stückzahlen nachgewiesenen rhithralen Arten Koppe, Äsche, Bachforelle, Schmerle und Ukrainisches Bachneunauge zeigen das kühle Temperaturregime des Unteren Inns an. Die typischen wärmeliebenden bzw. limnophilen Arten Bitterling, Sonnenbarsch, Karpfen, Güster und Schleie wurden nur mit wenigen Individuen nachgewiesen. Diese Arten besiedeln primär die Nebengewässer, welche im Rahmen der aktuellen Erhebung nur in sehr geringem Umfang beprobt wurden.

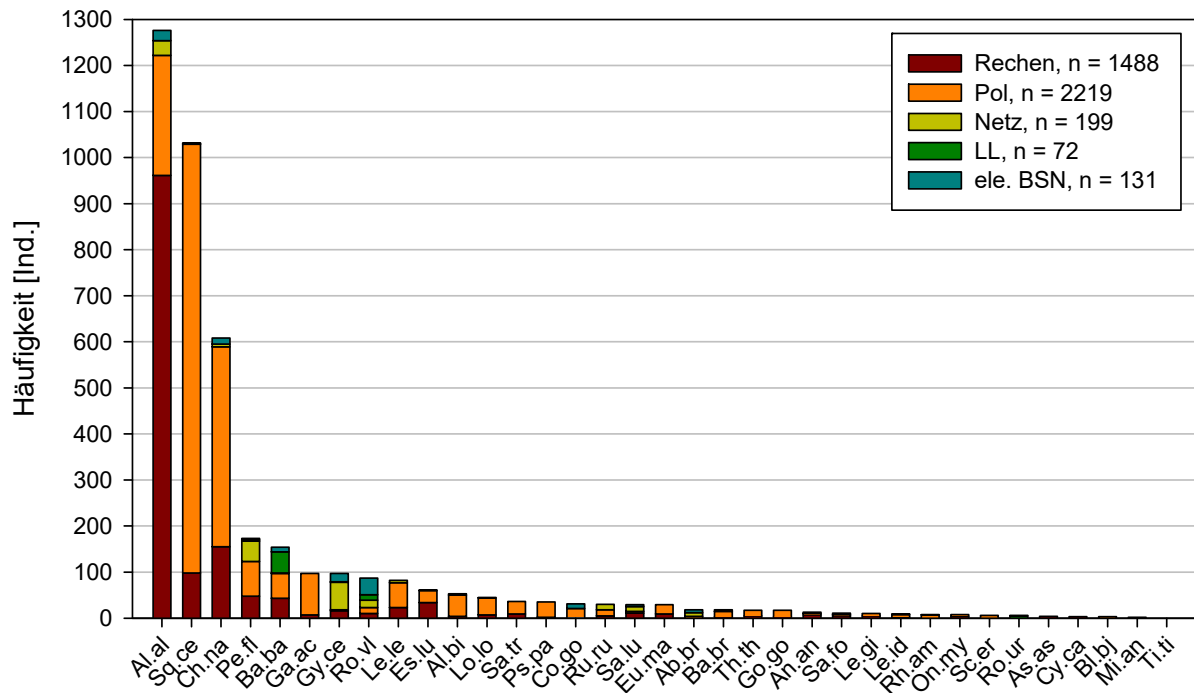


Abbildung 11: Art-Rangkurve des Gesamtfanges im Inn. Farben geben die Befischungsmethodik wieder.

In Tabelle 9 ist ein Überblick über die in den Stauräumen des Unteren Inn (nur Grenzstrecke) bisher nachgewiesenen Fischarten dargestellt. 37 Arten wurden in allen 4 Stauräumen sowie in der Mündungsstrecke in die Donau nachgewiesen bzw. lassen Vorkommen stromauf und stromab und/oder Fänge von Angelfischern darauf schließen, dass sie in der gesamten Strecke zu finden sind. 5 weitere Arten (4 autochthone Arten) sind aktuell nur in den unteren Stauräumen zu finden. So kommen Zobel, Zope, Schrätzer und Donaukaulbarsch aktuell bis zum Stauraum Passau-Ingling vor. Für diese potamalen Arten dürften die dort einmündenden, sommerwarmen Zubringer Rott und Pram eine wichtige Rolle für den Erhalt reproduktiver Populationen spielen. Die historischen Verbreitungsgrenzen dieser Arten im Inn lassen sich leider nicht detailliert rekonstruieren, da im Gegensatz zu vielen einfacher bestimmbarer Arten Angaben in der historischen Literatur fehlen (Schmall & Ratschan, 2011). Nur bezüglich des Schrätzers existieren mehrere Hinweise, dass dieser in historischer Zeit im Unteren Inn vorgekommen ist. Es ist allerdings jedenfalls davon auszugehen, dass diese vier Arten historisch in wesentlichen Teilen der Grenzstrecke des Unteren Inns vorgekommen sind.

Die invasive Kesslergrundel kommt aktuell ebenfalls bis in den Stauraum Passau-Ingling vor, wobei bisher nur ein Einzelnachweis mittels elektrischem Bodenschleppnetz im Rahmen der GZÜV-Erhebung 2014 vorliegt. Ob sich die Art bereits etablieren konnte, ist nicht bekannt, allerdings lassen die Vorkommen von Kessler- und Schwarzmundgrundeln im Unterwasser des KW Passau-Ingling darauf

schließen, dass diese Arten mit dem kühlen Temperaturregime des Inns grundsätzlich zurechtkommen, wenngleich sie nicht so hohen Bestandsdichten erreichen wie in der Donau. Allerdings könnte es sich dort auch um reine Ausstrahleffekte aus der Donau und nicht um reproduktive Populationen handeln.

Eine weitere Art, der Zingel, ist aktuell nur im Unterwasser des KW Passau-Ingling belegt, nicht jedoch in der Inn-Staukette. Der Zingel kam laut Schmall & Ratschan, (2011) in historischer Zeit im Inn bis ca. Rosenheim vor.

Von einigen weiteren Arten liegen Nachweise aus dem anschließenden Donaustauraum Jochenstein, nicht jedoch aus dem Inn selbst vor. Dies trifft auf Streber, Sichling und Sterlet zu. Der Streber kam in historischer Zeit im Inn bis Rosenheim sowie in der Salzach vor und gilt heute als verschollen. Auch vom Sterlet existieren historische Belege aus Inn und Salzach (Schmall & Ratschan, 2011). Außerdem existieren aktuelle Aufnahmen eines Kormorans, der unmittelbar im Unterwasser des KW Paussau-Ingling einen Sterlet frisst, sodass die Art für die Mündungstrecke aktuell nachgewiesen ist. Bezüglich des Sichlings sind hingegen auch in historischer Zeit keine Fänge aus dem Inn bekannt.

Darüber hinaus gibt es auch einige Arten mit disjunkter Verbreitung bzw. deuten zumindest die aktuell vorliegenden Daten darauf hin. Dies trifft auf den Frauenerfling zu, von dem aktuell ausschließlich aus dem Stauraum Ering-Frauenstein mehrere Funde bekannt sind, und der erst wieder in der Donau bei Passau in Erscheinung tritt. Laut Schmall & Ratschan, (2011) wurde der Frauenerfling „*bei älteren Untersuchungen im mündungsnahen Bereich der Rott nachgewiesen*“, was sich auf die 1990er Jahre beziehen dürfte, womit auch ältere Belege aus dem Stauraum Passau-Ingling existieren. Außerdem soll er 1999 im Stauraum Egglfing-Obernberg in größerer Anzahl belegt worden sein (KAINZ & GOLLMANN 2000), wobei genauere Angaben dazu fehlen. Historisch wird der Frauenerfling von mehreren Autoren für den Unteren Inn genannt, wobei die Verbreitungsgrenze laut Schmall & Ratschan, (2011) im Bereich des bayerischen Inn-Abschnitts anzusetzen ist.

Weiters wurden wie bereits erwähnt Steingreßling und Asiatischer Schlammpeitzger im Rahmen der aktuellen Untersuchung erstmals für die Grenzstrecke des Unteren Inns nachgewiesen. Ob diese Arten auch in anderen Inn-Stauräumen vorkommen ist nicht bekannt. Von Sonnenbarsch und Renke liegen ebenfalls nur aus wenigen bzw. einem Stauraum Nachweise vor. Bei ersterem handelt es sich um ein Neozoon, das primär wärmere Nebengewässer besiedeln dürfte und nur sporadisch in den Hauptstrom gelangt. Die Renke, eine Fischart der Voralpenseen, gelangt wohl ebenfalls nur sporadisch durch Abdrift oder fischereiliche Besatzmaßnahmen in den Inn.

Insgesamt zeigt sich, dass zahlreiche Arten seit Errichtung der Staukette aus dem Inn gänzlich verschwunden sind oder nur noch in fragmentierten Restpopulationen vorkommen. Die Errichtung von Fischaufstiegshilfen entlang des Unteren Inns stellt hier eine wichtige Voraussetzung für die Wiederetablierung dieser Arten dar. Langfristig können diese und wahrscheinlich zahlreiche weitere Arten im Inn, der den Rand ihres Verbreitungsgebietes in Richtung stromauf darstellt, nur überleben, wenn ein gewisser Austausch mit der Donau erreicht werden kann. Nicht abschätzen lässt sich derzeit, ob dies zu einer Invasion allochthoner Grundelarten und einer ähnlichen Populationsentwicklung wie in der Donau führen wird. Diese könnten eine ernsthafte Bedrohung für Arten wie Koppe und Bachschmerle, die im Inn derzeit in vergleichsweise guten Beständen vorkommen, darstellen.

Tabelle 9: Überblick über die in den Stauräumen des Unteren Inn nachgewiesenen Fischarten. √ ... sicher nachgewiesen, x ... Vorkommen wahrscheinlich, „Donau“ ... Nachweise existieren aus dem Donaustauraum Jochenstein. Grau ... allochthone Arten, fett ... FFH-Art. Datenquellen: österreichisches & deutsches WRRL-Monitoring, BOKU Wien, ezb – TB Zauner, insgesamt 24 Befischungstermine.

Fischart	Ering-Frauenstein	Egglfing-Obernberg	Schärding-Neuhaus	Passau-Ingling	UW Passau-Ingling
Karpfen	√	√	√	√	√
Regenbogenforelle	√	√	√	√	√
Schied	√	√	√	√	√
Nerfling	√	√	√	√	√
Güster	√	√	√	√	√
Gründling	√	√	√	√	√
Schmerle	√	√	√	√	√
Brachse	√	√	√	√	√
Koppe	√	√	√	√	√
Ukr. Bachneunauge	√	√	√	√	√
Bachforelle	√	√	√	√	√
Aal	√	√	√	√	√
Zander	√	√	√	√	√
Schneider	√	√	√	√	√
Aalrutte	√	√	√	√	√
Donau-Weißflossengründling	√	√	√	√	√
Hecht	√	√	√	√	√
Stichling	√	√	√	√	√
Barbe	√	√	√	√	√
Rotauge	√	√	√	√	√
Kaulbarsch	√	√	√	√	√
Hasel	√	√	√	√	√
Flussbarsch	√	√	√	√	√
Nase	√	√	√	√	√
Aitel	√	√	√	√	√
Laube	√	√	√	√	√
Giebel	√	√	x	√	√
Schleie	√	√	√	x	√
Rotfeder	√	√	√	√	x
Bachsaibling	√	√	√	x	√
Äsche	√	√	√	x	√
Blaubandbärbling	√	√	√	x	√
Bitterling	√	√	√	x	x
Elritze	√	x	√	x	√
Wels	√	x	x	√	√
Huchen	√	x	√	x	x
Rußnase	x	x	√	√	x
Zope				√	√
Schrätzer				√	√
Zobel				√	√
Kesslergrundel				√	x
Donaukaulbarsch				√	x
Zingel					√
Schwarzgrundel					√
Frauennerfling	√				Donau
Asiatischer Schlammpeitzger		√			
Steingreßling		√			
Renke	√				
Sonnenbarsch	√	√			
Streber					Donau
Sichling					Donau
Sterlet					Donau

3.2 Fischbesiedelung der ufernahen Bereiche - Elektrobefischung

Die Ergebnisse der semiquantitativen Elektrobefischungen sind in Abbildung 12 dargestellt. Im Zuge der Polstangenbefischungen wurden die höchsten Individuendichten an beiden Terminen in der Stauwurzel festgestellt, wobei Aitel den Fischbestand dominierten. Diese stark strukturgebundene Art besiedelt hier den angeströmten Blockwurf in wesentlich höheren Dichten als die Feinsediment- und Schilfufer im Stau bzw. Übergangsbereich. Beim ersten Befischungstermin konnte hier erwartungsgemäß auch die höchste Dichte der rheophilen Nase festgestellt werden. Insgesamt waren die Individuendichten beim Sommer- und Herbsttermin recht ähnlich.

Bezüglich der Rechenbefischung ergibt sich ein weniger klares Bild. Normalerweise werden mittels Rechenbefischung eher größere Adultfische wie Nasen und Aitel erfasst, die sich etwas uferferner in tieferen Bereichen aufhalten. Im Rahmen der aktuellen Erhebung wurde der Gesamtfang allerdings sehr stark von der Laube dominiert, die Fangzahl größerer Fische war ausgesprochen gering. Die Laubenschwärme dürften innerhalb des Stauraums Egglfing sehr ausgeprägte Wanderbewegungen durchführen, weshalb es zu sehr hohen Schwankungen der Fangzahlen zwischen den Terminen aber auch zwischen Tag- und Nachtbefischung sowie zwischen den einzelnen Abschnitten kam. Bemerkenswert ist die hohe Dominanz der Nase bei der Erhebung im Stau im Oktober, wo ein einzelner sehr großer Schwarm juveniler Individuen auf einer Feinsedimentbank nachgewiesen werden konnte. Aussagekräftiger als Abundanzen sind die Biomassewerte der Rechenbefischungen. Tendenziell lagen die Biomassewerte in der Nacht deutlich über jenen der Tagbefischung, was den Erfahrungen aus zahlreichen anderen Erhebungen entspricht. Weiters konnten im Juli tendenziell höhere Werte festgestellt werden als im Oktober. Der mit 23 kg/ha höchste Wert wurden im Juli in der Nacht im Stau festgestellt, den mit knapp 2 kg/ha niedrigsten Wert ergab die Befischung im Oktober am Tag in der Stauwurzel. Insgesamt sind sämtliche Bestandswerte als ausgesprochen niedrig zu bezeichnen.

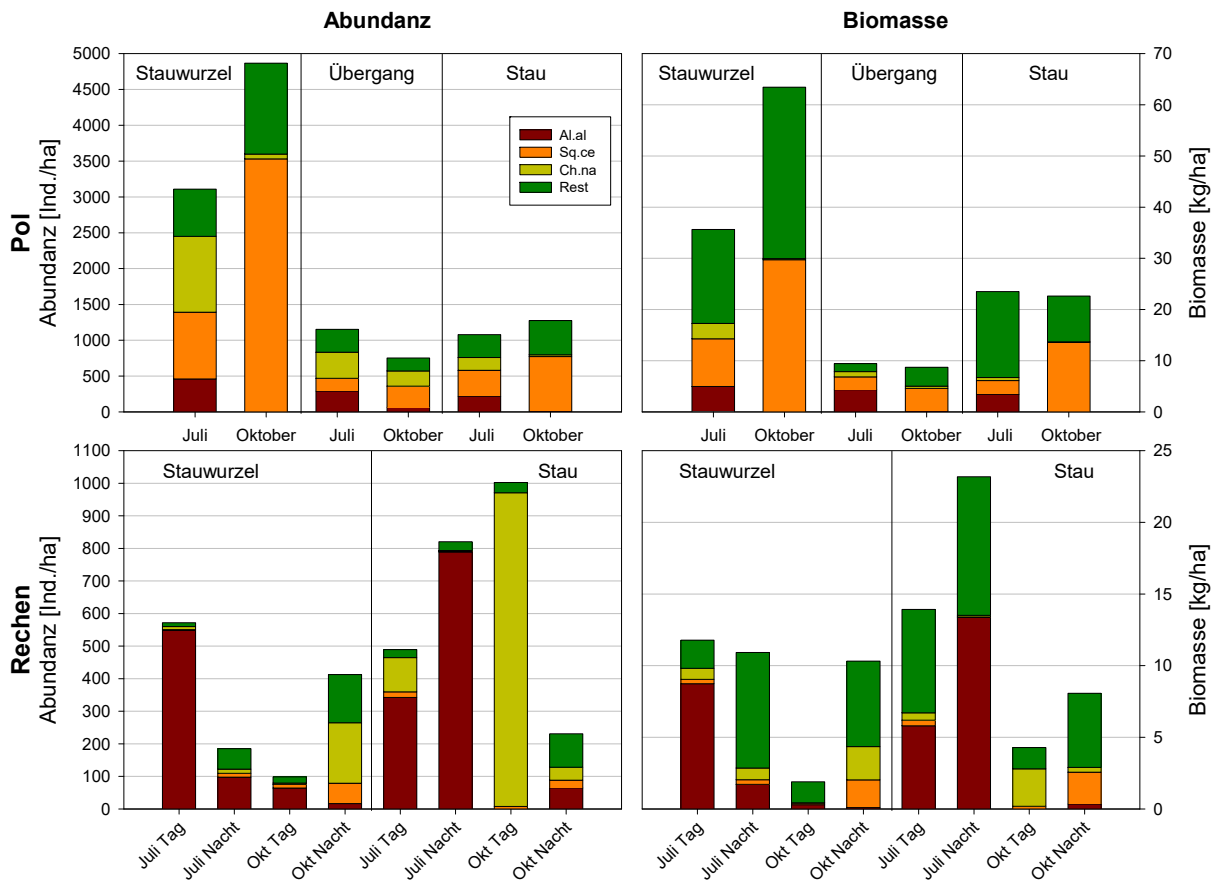


Abbildung 12: Abundanz- und Biomassewerte getrennt nach Befischungsmethode, Gewässerabschnitt und Termin bzw. Tageszeit. Laube, Aitel, Nase und restliche Fischarten differenziert.

Für die Bewertung mittels FIA relevant sind die Biomassewerte am Tag, wobei Rechen- und Polstangenbefischungen kombiniert werden. Diese Werte lagen zwischen 17,7 kg/ha in der Stauwurzel im Juli und 8,9 kg/ha im Stau im Oktober. Die Werte lagen somit deutlich unter dem Grenzwert für den unbefriedigenden Zustand von 25 kg/ha und sehr deutlich unter jenem für den guten Zustand (50 kg/ha). Die Ergebnisse lagen auf sehr ähnlichem Niveau wie bei anderen Befischungen des Unteren Inns bzw. leicht über jenen der einzigen bisher im gegenständlichen Stauraum durchgeführten Erhebung aus dem Jahr 2007. Zum Vergleich seien hier auch einige Biomassewerte aus dem Donaustauraum Jochenstein angeführt, die im Rahmen des GZÜV-Monitorings mit identer Methode erhoben wurden. Dort lag die Biomasse im Stau 2007 bei 55,4 kg/ha, 2011 im Mai bei 14,8 kg/ha, im Oktober bei 18,0 kg/ha, 2013 bei 27,9 kg/ha. In der Stauwurzel wurde 2013 ein Wert von 26,7 kg/ha festgestellt. Tendenziell lagen die Werte somit etwas höher als im Inn.

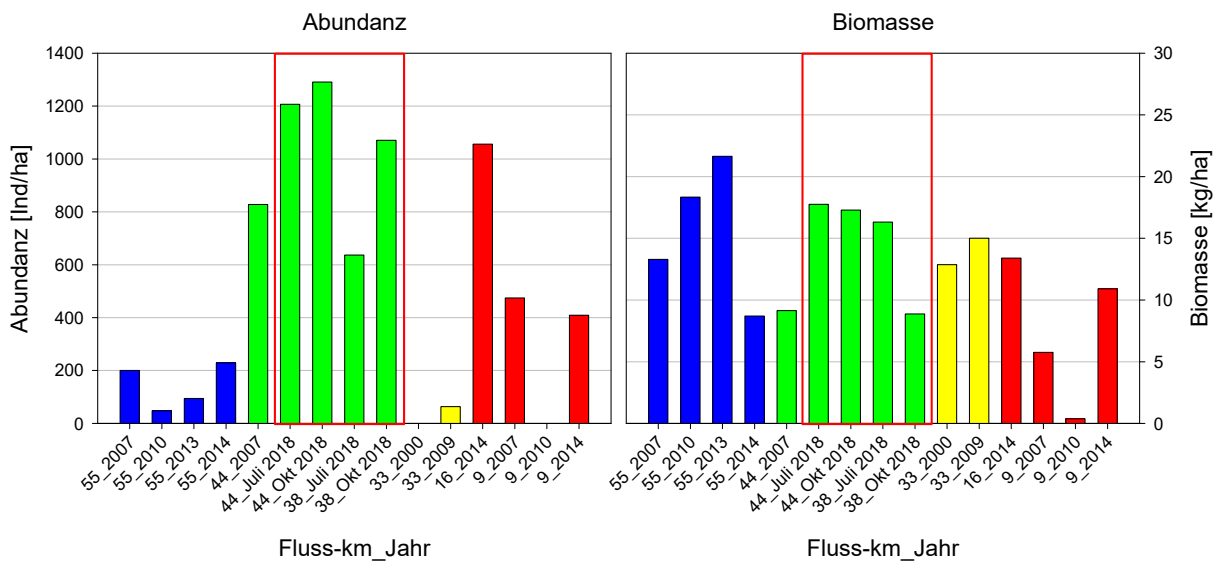


Abbildung 13: Vergleich von Abundanz und Biomasse bei unterschiedlichen Befischungen im Unteren Inn (Kombination aus Polstangen- und Rechenbefischungen). Reihung nach Fluss-km und Erhebungsjahr. Blau ... Stauraum Ering-Frauenstein, grün ... Stauraum Egglfing-Obernberg, gelb ... Stauraum Schärding-Neuhaus, rot ... Stauraum Passau-Ingling. Rot umrahmt ... aktuelle Erhebungen. Datenquellen: österreichisches GZÜV-Monitoring & BOKU Wien.

Die Ergebnisse zeigen bereits, dass eines der Hauptdefizite aus fischökologischer Sicht – ähnlich wie in der Staukette der österreichischen Donau – der insgesamt sehr geringe Fischbestand, der sich in geringen Biomassewerten niederschlägt, darstellt. Im Gegensatz zur Donau liegen allerdings aus dem Inn keine bis in die 1980er-Jahre zurückliegenden Zeitreihen vor, so dass die Entwicklung in den letzten Jahrzehnten nicht anhand von Elektrofischereidaten dargestellt werden kann.

3.3 Fischbesiedelung der Flusssohle – elektrisches Bodenschleppnetz und Langleinen
 Einen Überblick über den Fang mittels elektrischem Bodenschleppnetz gibt Tabelle 10. Insgesamt wurden 131 Fische aus 15 verschiedenen Arten gefangen, wobei Weißflossengründling, Kaulbarsch, Laube und Nase den Fang dominierten. Sehr erfreulich ist die recht hohe Nachweiszahl des Weißflossengründlings sowie der Fang eines juvenilen Steingreßlings. Das größte gefangene Individuum war ein Hecht mit 715 mm Totallänge, die kleinsten Individuen 2 Weißflossengründlinge und 1 Barbe mit jeweils 30 mm. Außerdem wurden mehrere Koppen zwischen 35 und 40 mm gefangen. Diese 0+ Individuen können in den uferfernen, tiefen Bereichen mit keiner anderen Methode erfasst werden. Der CPUE aller Arten lag im August bei 2,7 Ind./100m und im Oktober bei 1,3 Ind./100m.

Tabelle 10: Übersicht über den Gesamtfang mittels elektrischem Bodenschleppnetz.

Familie	Art	August		Oktober		gesamt	TL [mm]
		n	Ind./100m	n	Ind./100m	n	
Balitoridae	Schmerle	3	0,09			3	50-80
Cottidae	Koppe	8	0,25	2	0,06	10	35-75
Cyprinidae	Weißflossengründling	13	0,41	23	0,64	36	30-115
	Laube	22	0,70			22	110-150
	Nase	2	0,06	11	0,31	13	60-145
	Barbe	10	0,32			10	30-340
	Brachse	4	0,13	2	0,06	6	70-350
	Aitel	2	0,06			2	45-150
	Steingreßling			1	0,03	1	75
	Nerfling	1	0,03			1	40
Esocidae	Hecht	1	0,03			1	715
Gadidae	Aalrutte	1	0,03			1	120
Percidae	Kaulbarsch	16	0,51	2	0,06	18	65-110
	Zander			4	0,11	4	95-115
	Flussbarsch	3	0,09			3	60-140
gesamt		86	2,72	45	1,26	131	30-715

Im Vergleich zu unterschiedlichen Erhebungen in der österreichischen Donau ist der CPUE als niedrig anzusehen, wobei auch aus der Donau einzelne „Ausreißer“ mit sehr niedrigem CPUE existieren (Abbildung 14). Beim Vergleich zwischen Inn und Donau muss bedacht werden, dass bei den meisten Erhebungen in der Donau Gobiiden und Donauperciden einen sehr wesentlichen Anteil des Gesamtfanges ausmachen. Diese eher schwimmschwachen Arten dürften mit der Methode wesentlich besser zu fangen sein als beispielsweise größere Cypriniden, welche kaum erfasst werden. Im Innstauraum Egglfing-Obernberg kommen diese Gruppen aktuell nicht vor, so dass sich der Fang in quantitativer Hinsicht primär aus Cypriniden, Kaulbarschen und Koppen zusammensetzt. Betrachtet man nur den CPUE der Cypriniden, liegt dieser auf einem ähnlichen Niveau wie bei den Erhebungen in der Donau.

Mittels Langleinen konnten 72 Individuen aus 7 verschiedenen Arten nachgewiesen werden. Der Gesamtfang wurde sehr deutlich von der Barbe dominiert, die fast 65 % der gefangenen Fische ausmachte, gefolgt von Weißflossengründling und Steingreßling. Letzterer wurde mit 4 Individuen nachgewiesen. Der Kaulbarsch, der mittels Bodenschleppnetz recht häufig gefangen wurde, war nur mit einem Individuum vertreten. Die Artzusammensetzung sowie die insgesamt geringe Artenzahl erklärt sich aufgrund der gewählten Befischungsstellen. Ziel der Langleinenbefischung war der Nachweis von Steingreßlingen, weshalb Langleinen ausschließlich in möglichst stark strömenden Bereichen nahe der Flussmitte gestellt wurden. Diese Bereiche werden erwartungsgemäß primär von Barben und den beiden Gründlingsarten besiedelt, während im Stau häufige Arten wie Kaulbarsch und Brachse in den Hintergrund treten. Weiters sind Langleinen wesentlich art- und größenselektiver als das elektrische Bodenschleppnetz. So wird die Nase aufgrund ihrer sehr vorsichtigen Nahrungsaufnahme nur in Ausnahmefällen mittels Langleinen nachgewiesen. Kleinere Individuen als der 85 mm lange Steingreßling können ebenfalls kaum gefangen werden, während große Barben in der Regel das Vorfach abreißen. Die mit 245 mm wesentlich höhere Durchschnittslänge der Langleinenfänge im Vergleich zu den Bodenschleppnetzfängen (Durchschnittslänge: 105 mm) zeigt die unterschiedliche Größenselektivität der beiden Methoden.

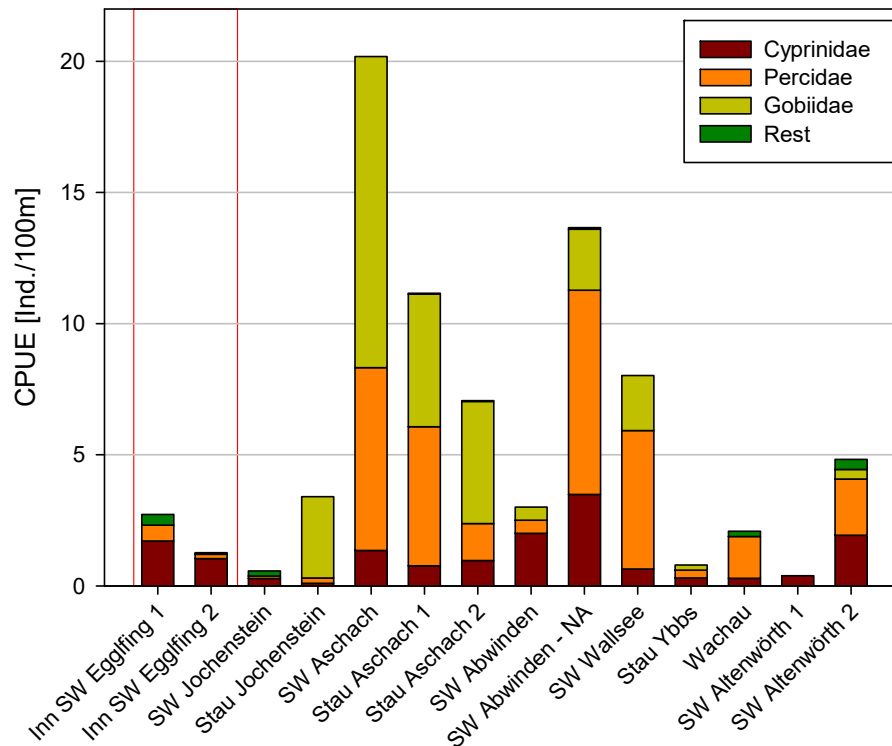


Abbildung 14: CPUE bei Erhebungen mittels Elektrischem Bodenschleppnetz in der Donau sowie aktuelle Erhebung im Inn (rot umrahmt). Reihung in Fließrichtung. Datenquellen: ezb – TB Zauner.

Tabelle 11: Fangzahl, CPUE (catch per unit effort) und Spannweite der Totallänge (TL) aller per Langleine gefangenen Fische.

Familie	Art	n [Ind.]	CPUE [Ind./LL/12h]	Rel. Anteil [%]	TL [mm]
Anquillidae	Aal	3	0,12	4,2	600-700
Percidae	Kaulbarsch	1	0,04	1,4	125
	Flußbarsch	3	0,12	4,2	150-250
Cyprinidae	Schneider	3	0,12	4,2	95-125
	Barbe	46	1,84	63,9	100-405
	Steingreßling	4	0,16	5,6	85-120
	Weißflossengründling	12	0,48	16,7	100-135
	Total	72	2,88	100,0	85-700

Im Vergleich zur Donau lag der CPUE mit 3,6 Ind./LL im August und 1,4 Ind./LL im Oktober auf einem deutlich niedrigerem Niveau (gesamt: 2,9 Ind./LL, Abbildung 15), während er wesentlich höher war als bei den einzigen anderen beiden den Verfassern bekannten Langleinenbefischungen im Inn (Schotzko & Jagsch, 2008). Beim Vergleich mit der Donau muss wiederum bedacht werden, dass dort Gobiiden und Donauperciden (letztere nur stromab der Innmündung) einen sehr wesentlichen Anteil ausmachen, welche im Untersuchungsgebiet aktuell nicht vorkommen. Bei den in Abbildung 15 mit Neozoen gekennzeichneten Anteil (rot) handelt es sich fast ausschließlich um Gobiiden, für eine Vergleich zwischen Inn und Donau sollten daher nur die CPUEs der einheimischen Arten (primär Cypriniden und Perciden) betrachtet werden. Dieser liegt bei der aktuellen Erhebung durchaus auf einem ähnlichen Niveau wie in der Donau.

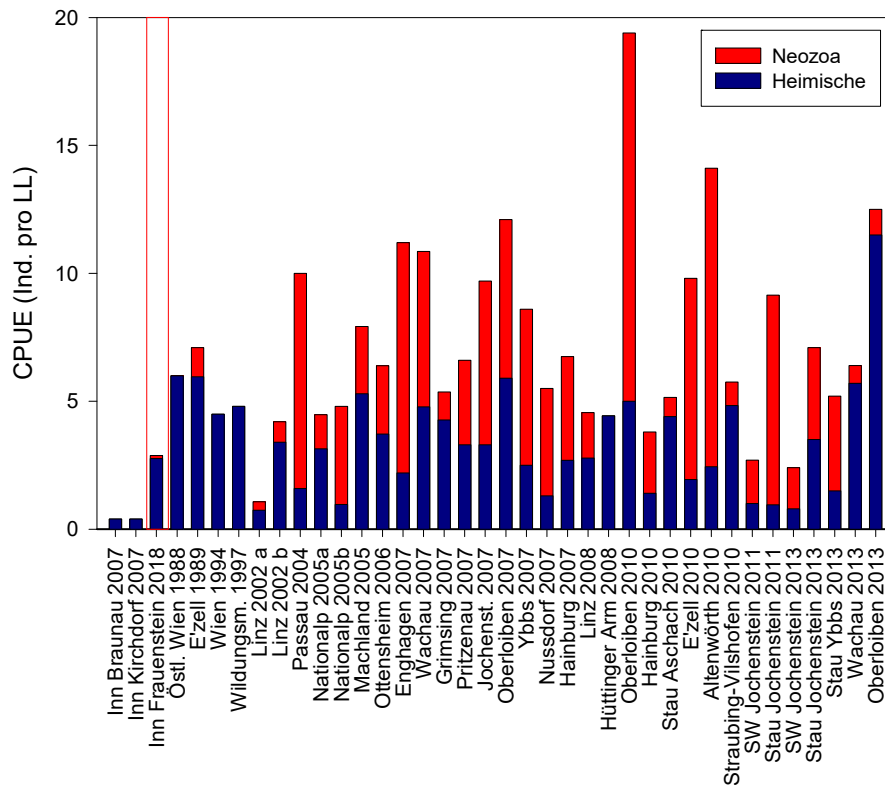


Abbildung 15: Vergleich des CPUEs bei unterschiedlichen Erhebungen mittels Langleinen in Inn (ersten 3 Datensätze, aktuelle Erhebung rot umrahmt) und Donau, gereiht nach Jahr der Erhebung.

Insgesamt zeigt sich, dass die beiden Methoden zur Erhebung der Fischbesiedelung der Sohle wesentliche zusätzliche Ergebnisse zur standardmäßigen Elektrofischung erbrachten. Insbesondere Steingreßlinge, Weißflossengründlinge, Kaulbarsche sowie adulte Barben konnten primär mit diesen Methoden nachgewiesen werden. Die Besiedelungsdichte durch diese Arten ist nicht wesentlich geringer als an der österreichischen Donau. Aufgrund der fehlenden Nachweise trotz des sehr großen Erhebungsumfangs auch an der Sohle ist es als sehr wahrscheinlich einzuschätzen, dass die Arten Streber, Zingel, Schrätzer und Donaukaulbarsch sowie die allochthonen Gobiiden derzeit im Stauraum KW Egglfing-Obernberg nicht vorkommen. Wären nur die Uferbereiche befischt worden, wäre diese Aussage mit wesentlich größeren Unsicherheiten behaftet.

3.4 Bestand ausgewählter Arten

3.4.1 Laube

Die Laube ist am Unteren Inn nur als typische Begleitart eingestuft. Nichtsdestotrotz stellte sie mit 1276 Individuen die am häufigsten nachgewiesene Fischart dar. Rund 50 % der gefangenen Lauben wurden im Bereich der Stauwurzel, 10 % im Übergangsbereich zwischen Stauwurzel und Stau und 40 % im zentralen Stau gefangen (Abbildung 16). Insgesamt waren sehr ausgeprägte Unterschiede zwischen den einzelnen Abschnitten feststellbar und zwar nicht nur zwischen den beiden Terminen, sondern auch zwischen Tag und Nacht.

Das Größenspektrum des Fanges 2018 reichte von 25 mm bis 180 mm Totallänge. Auffallend ist der besonders hohe Anteil an 1+ (> 80 mm Totallänge) und älteren Individuen, wohingegen der Anteil der 0+ Individuen mit 91 (mittlere Totallänge = 67 mm) am Gesamtfang sehr gering ist. 0+ Lauben sind aufgrund ihrer Lebensraumsprüche und geringen Größe unter den zur Anwendung gekommenen Methoden nur mit der Polstangenbefischung quantitativ nachweisbar. Grundsätzlich weist die indifferente Laube eine große Toleranz gegenüber verschiedenen Umweltbedingungen auf und bildet

daher auch in anthropogen stark überprägten Flusssystemen wie Donau und Inn sehr große Bestände aus.

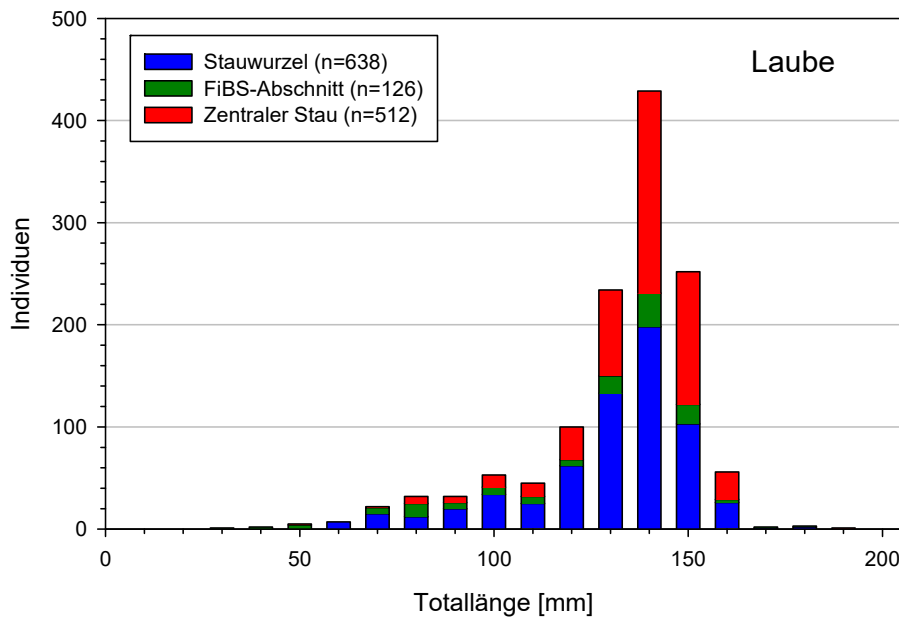


Abbildung 16: Längenfrequenzdiagramm der Laube (*Alburnus alburnus*).

3.4.2 Barbe

Die Barbe gilt als Mitteldistanzwanderer. Ihr aktuelles Verbreitungsgebiet ist vor allem am oberen Ende durch Wanderbarrieren und großflächig strukturell ungünstige Habitatverhältnisse deutlich zurückgegangen. So ist die Barbe mittlerweile aus dem Tiroler Inn und weiten ehemals besiedelten Abschnitten von Flüssen wie Salzach oder Drau – mit Ausnahme von in der Regel nicht nachhaltig wirksamen Besatzversuchen – weitestgehend verschwunden. Die Barbe ist am Unteren Inn als Leitart eingestuft. Nach der Errichtung der Kraftwerke wurde ein rascher Rückgang dokumentiert, der darauf hindeutet, dass ursprünglich ein starker Austausch bzw. ausgeprägte Wanderungen aus der Donau stattfanden.

Adulte Barben halten sich in den Innstauen vorzugsweise in den tieferen uferfernen Bereichen auf, welche mittels Rechenbefischung nur sehr eingeschränkt erfasst werden können. Bei Vorhandensein entsprechender Habitate (stark überströmte, kiesige Bereiche mit mittlerer Wassertiefe) sind Barben mittels Rechenbefischung hingegen sehr gut fangbar.

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchungen konnten 154 Barben aus allen Altersklassen nachgewiesen werden (Abbildung 17). Das Größenspektrum des Fanges reichte von 30 bis 580 mm Totallänge. Die meisten juvenilen Barben (0+) wurden entlang des Ufers (Tag/Nacht) mit der Polstangenbefischung gefangen, während die nachgewiesenen adulten Barben hauptsächlich mittels Langleine (n = 45) dokumentiert wurden. Insgesamt zeigt sich - bei allerdings geringen absoluten Fangzahlen der Größenklassen - eine nahezu idealtypische Größenverteilung, die aber auf den sehr hohen Erhebungsaufwand und den Einsatz von Langleinen zurückzuführen ist. Die günstige Verteilung der Größenklassen darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Populationsdichte ausgesprochen gering ist.

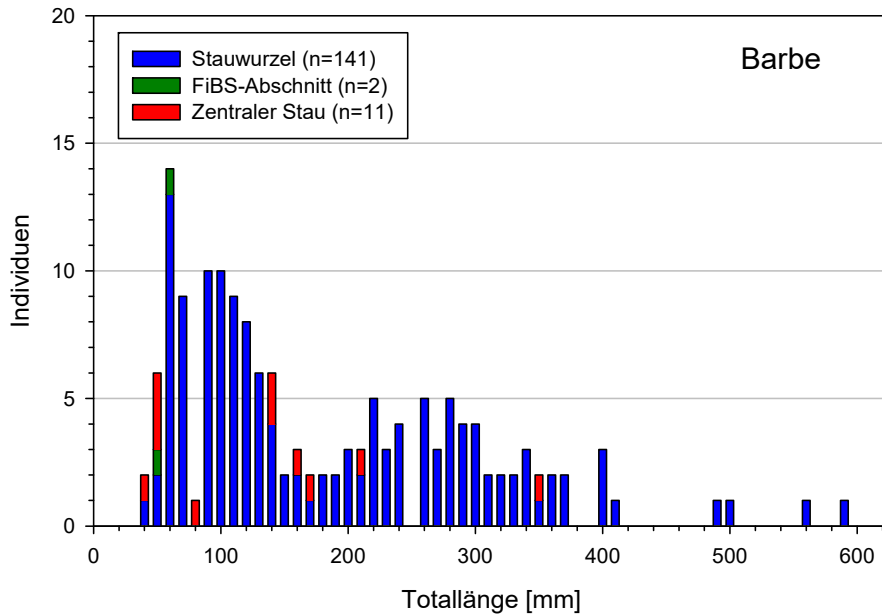


Abbildung 17 Längenfrequenzdiagramm der Barbe (*Barbus barbatus*).

3.4.3 Nase

Die Nase ist als Leitart des Epipotamals wie Barbe und Aitel eine kennzeichnende Charakterart des Unteren Inns. Diese ehemals fischereiwirtschaftlich bedeutende Massenfischart reagiert sehr sensibel auf anthropogen bedingte Veränderungen im Gewässer wie Regulierung, Stauhaltung und Unterbrechung der Migrationsachse. Aufgrund ihrer hohen Sensibilität ist die Nase ein sehr guter Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen im Epipotamal.

Aktuell konnten im Stauraum KW Egglfing-Obernberg 608 Nasen dokumentiert werden (Abbildung 18). Das Größenspektrum des Fanges reichte von 25 mm bis 530 mm Totallänge. Der Bestand wurde von 538 juvenilen (0+) Nasen mit einer mittleren Totallänge von 66 mm und 66 1+ Nasen mit einer mittleren Totallänge von 137 mm Totallänge dominiert. Die geringe Anzahl subadulter und adulter Nasen ($n = 4$) am Gesamtfang deutet einerseits darauf hin, dass der Bestand insgesamt gering ist. Weiters halten sich adulte Nasen in tieferen Bereichen des Unteren Inns auf, welche mittels Rechenbefischung nur bedingt erfassbar sind und die Nase kann aufgrund ihrer äußerst sensiblen Nahrungsaufnahme nicht mittels Langleinen gefangen werden. Allerdings zeigt der Nachweis größerer Mengen adulter Nasen im angrenzenden Stau (Ering-Frauenstein), dass die Befischungsmethode bei einer entsprechenden Bestandsdichte und für den Nachweis förderlichen Uferstruktur durchaus geeignet ist diese auch in der Staukette des Unteren Inns zu erfassen. Zu erwähnen ist in diesem Zusammenhang, dass es einen Laichaufstieg von Nasen in die Mühlheimer Ache kommt, der Beobachtungen zufolge ähnlich individuenstark ausgeprägt sein dürfte wie jener in die Mattig und die Antiesen. Dort steigen im Frühjahr einige Tausend adulte Nasen zum Laichen auf.

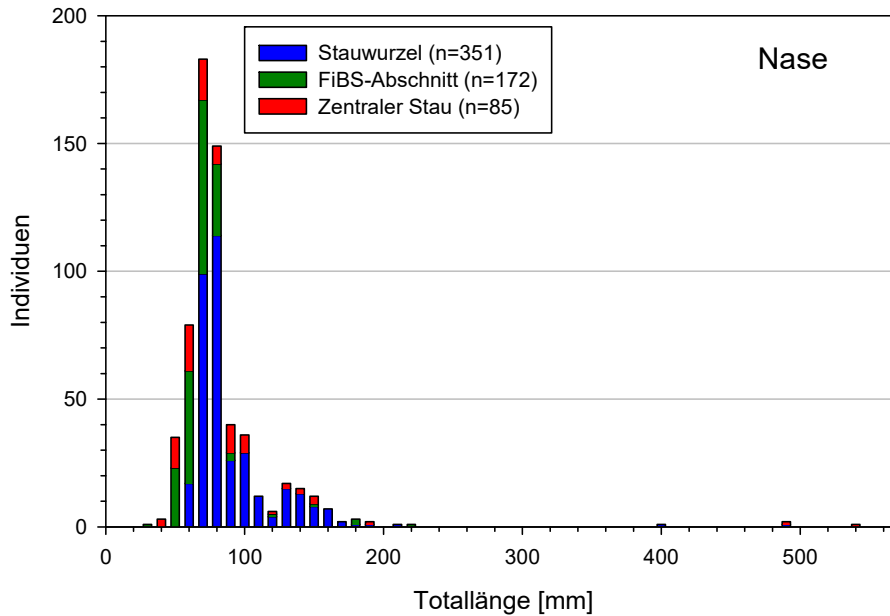


Abbildung 18 Längenfrequenzdiagramm der Nase (*Chondrostoma nasus*).

3.4.4 Aitel

Der ausgesprochen euryöke Aitel, der bevorzugt in fließenden Gewässern der Äschen- und Barbenregion vorkommt, ist am Unteren Inn als Leitart eingestuft. Der Aitel weist grundsätzlich einen hohen Strukturbezug auf, kann aber aufgrund seiner robusten Lebensweise auch in stärker anthropogen beeinflussten Gewässern, in welchen sensiblere Arten (z.B.: Äsche, Nase) bereits rückläufig sind, größere Bestände ausbilden.

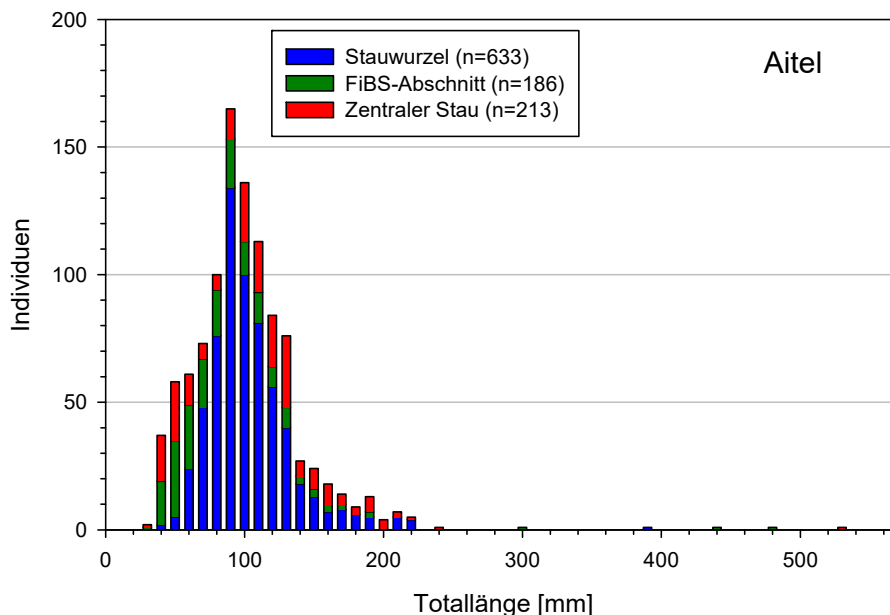


Abbildung 19 Längenfrequenzdiagramm des Aitel (*Squalius cephalus*).

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchungen konnten insgesamt 1032 Aitel nachgewiesen werden, wovon 61 % im Bereich der Stauwurzel, 18 % im Übergangsbereich zwischen Stauwurzel und Stau und 21 % im zentralen Stau gefangen wurden (Abbildung 19). Das Größenspektrum des Gesamtfanges reichte von 25 mm bis 525 mm Totallänge. Der Bestand wurde sehr deutlich von juvenilen Aiteln

dominiert, es konnten nur 5 adulte Aitel größer 250 mm Totallänge gefangen werden. Möglicherweise halten sich letztere primär in Nebengewässern (Mühlheimer Ache, schwach durchströmte Nebenarme im Verlandungsbereich) auf.

3.4.5 Äsche

Die Äsche stellt die namensgebende Leitfischart des Hyporhithrals (Äschenregion) dar und wies historisch eine hohe fischereiwirtschaftliche Bedeutung auf. Der Bestand der Äsche ist in quantitativer Hinsicht in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa so stark rückläufig wie bei kaum einer anderen Fischart. Neben Flussregulierung, Wasserkraftnutzung, stofflichen Einträgen aus der Landwirtschaft, Unterbrechung der longitudinalen Konnektivität und dem Klimawandel sind hierfür auch biotische Faktoren (v.a. Prädation durch Kormoran und Gänsesäger) mitverantwortlich.

Das Verbreitungsgebiet der Äsche nähert sich am epipotamalen Untere Inn stromab der Salzachmündung sicherlich ihrer unteren Grenze. Im österreichischen Leitbild ist sie daher nur als seltene Begleitart eingestuft. Zum historischen Äschenbestand in dieser Strecke existieren widersprüchliche Angaben, die in Schmall & Ratschan, (2011) zusammenfassend dargestellt sind: „Im Unteren Inn war die wirtschaftliche Bedeutung der Äsche gering, dennoch zählte sie zu den ehemals häufigeren Fischarten des Hauptstromes ((Schneeweis, 1979), vgl. Lamprecht, (1860)). Nach den Erhebungen des OBERÖSTERREICHISCHEN FISCHEREI-VEREINES (1884) kam die Äsche flussab Braunau nicht mehr vor, doch erwähnt Borne, (1882) zumindest ein vereinzelt Vorkommen bis zur Mündung in die Donau. Bruscek, (1953, 1954a, 1954b) zählt sie sogar zu den häufigeren Fischarten des Unteren Inn flussab Obernberg. Ein historisches Vorkommen in der Mündungstrecke ist als sehr wahrscheinlich einzustufen, da aktuell sogar noch in der Donau flussab der Innmündung (Stauwurzel KW Aschach) ein kleiner, aber reproduzierender Äschenbestand belegt ist (Zauner, Pinka, & Moog, 2001).“

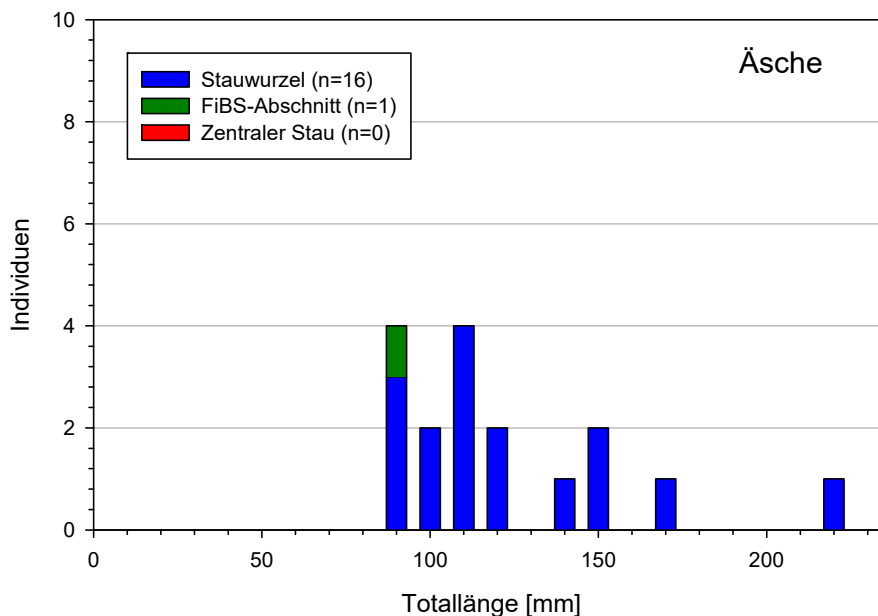


Abbildung 20 Längenfrequenzdiagramm der Äsche (*Thymallus thymallus*).

Trotz dem völligen Fehlen typischer Äschenhabitats konnten im Rahmen der gegenständlichen Untersuchungen immerhin 17 Individuen nachgewiesen werden (Abbildung 20). Erwartungsgemäß wurden praktisch alle Äschen im Stauwurzelbereich dokumentiert. Bei den gefangenen Äschen handelte es sich um 16 0+ Individuen mit einer mittleren Totallänge von 108 mm und eine 1+ Äsche mit einer Totallänge von 210 mm. Wahrscheinlich sind die Nachweise auf die Mühlheimer Ache

zurückzuführen, in welcher ein recht guter Äschenbestand vorkommt und – im Gegensatz zum Inn in der derzeitigen Situation - geeignete Laichplätze vorhanden sind.

4 Bestand und Bewertung der FFH-Anhang II-Arten

Der österreichische Anteil des Untersuchungsgebiets ist Teil des FFH-Gebiets AT3105000 „Unterer Inn“ welches den zentralen Stau Ering-Frauenstein (stromab Braunau), den gesamten Stau Egglfing-Obernberg sowie den mittleren Teil des Staus Schärding-Neuhaus umfasst. Auf deutscher Seite befindet sich das FFH-Gebiet DE7744371 „Salzach und Unterer Inn“, welches neben dem Unterlauf der Salzach den Inn beginnend beim Kraftwerk Stammham bis zur Straßenbrücke bei Neuhaus durchgehend umfasst. Die in den Standarddatenbögen genannten Fischarten sowie deren Erhaltungsgrad sind in Tabelle 12 aufgelistet.

Tabelle 12: Einstufungen des Erhaltungsgrads der Fische in den FFH-Gebieten „Unterer Inn“ (Ö) und „Salzach und Unterer Inn“ (DE), D: Stand September 2016, Ö: Stand Herbst 2018; Nachweis ... die Art wurde 2018 im ggst. Untersuchungsgebiet gefangen.

Dt. Name	Wiss. Name	DE	Ö	Nachweis
Ukrainisches Bachneunauge bzw. Donau-Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i> bzw. <i>vladykovi</i>	B	C	√
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	-	C	√
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	C	D	
Schied	<i>Aspius aspius</i>	-	B	√
Donau-Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	C	√
Steingreßling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	-	C	√
Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	-	C	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	C	A	√
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	C	-	
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	C	-	

4.1 Ukrainisches Bachneunauge, Donau-Bachneunauge

4.1.1 Allgemeines

Aktuell ist unklar, ob die im oberen Donauesystem vorkommenden Neunaugen der Gattung *Eudontomyzon* als *E. mariae* oder *E. vladykovi* zu bezeichnen sind, wobei in Österreich in der Regel ersterer und in Deutschland meist letzterer Name verwendet wird. Dies spiegelt sich auch in den unterschiedlichen deutschen Bezeichnungen Ukrainisches Bachneunauge bzw. Donau-Bachneunauge wieder. Der ebenfalls manchmal verwendete deutsche Name Donauneunauge sollte jedenfalls vermieden werden, da dieser für das parasitische *Eudontomyzon danfordi*, das nur in Zubringern der Mittleren und Unteren Donau vorkommt, vorbehalten ist.

Eine umfangreiche Revision von Neunaugen des „*E. mariae* complex“ (vor allem aus der Mittleren und Unteren Donau) durch Renaud, (1982) ergab, dass verschiedene als Arten und Unterarten der Gattung *Eudontomyzon* beschriebene Taxa einer einzigen, variablen Art *E. mariae* zuzuordnen wären. Unter 17 anderen taxonomischen Einheiten wäre auch *E. vladykovi* als Synonym von *E. mariae* zu bezeichnen. Nach FRIEDL (1995) gehören alle in Kärnten untersuchten Neunaugen *E. mariae* an, gemäß Kottelat, (1997) und Kottelat & Freyhof, (2007) kommt hingegen im Einzugsgebiet der Oberen Donau nur *Eudontomyzon vladykovi* vor. *E. mariae* wäre im Donaueinzugsgebiet auf Zubringer unterhalb des Eisernen Tors beschränkt. Viele österreichische/bayerische Populationen zeigen allerdings das für *E. mariae* typische Merkmal, dass große Querder eine marmorierte Färbung aufweisen. Bei anderen österreichischen *Eudontomyzon*-Populationen fehlt diese Marmorierung. Es verbleiben jedenfalls

massive Unsicherheiten und Widersprüche, die dringend vertiefter taxonomischer und faunistischer Bearbeitungen bedürfen. Hier wird im Sinne eines konservativen Ansatzes der Name *Eudontomyzon mariae* verwendet.

Das Ukrainische Bachneunauge sens. lat. ist von Österreich/Bayern bis Westrussland (Einzugsgebiet der Wolga) zu finden. Weil die Unterscheidung von anderen Neunaugenarten schwierig ist, lässt sich das genaue Verbreitungsgebiet nur sehr schwer eingrenzen. Innerhalb Österreichs kommt *E. mariae* in allen Bundesländern außer Vorarlberg vor, wobei die am besten erhaltenen Bestände südlich der Alpen zu finden sind. Es stellt die mit Abstand häufigere der beiden vorkommenden Neunaugenarten dar. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind in Österreich alle Neunaugenvorkommen südlich der Donau *Eudontomyzon* zuzuordnen, während *Lampetra planeri* ausschließlich nördlich der Donau in der Böhmischen Masse vorkommt. In einigen Gewässersystemen nördlich der Donau (Kamp, Rodl, Naarn-Zubringer) kommt allerdings ebenfalls nur *Eudontomyzon* vor. In Niederbayern erreicht die Art ihr westlichstes Verbreitungsgebiet und kommt nur in wenigen Gewässersystemen vor. Bekannt ist die Art aus dem Inn, dem Einzugsgebiet der Ilz, der Großen Ohe zur Gaißa, der Naab und der Paar. Der Inn stellt innerhalb Deutschlands ein sehr bedeutendes Vorkommensgebiet für diese Art dar.

Das Ukrainische Bachneunauge kommt vom Metarhithral bis ins Epipotamal vor, wenn geeignete Sediment- und Strömungsbedingungen vorhanden sind. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt klar in Rhithralgewässern, es existieren aber auch historische Beschreibungen von dichten Beständen beispielsweise in der Donau bei Wien.

Da hinsichtlich der Biologie des Ukrainischen Bachneunauges und des Bachneunauges keine wesentlichen Unterschiede bekannt sind und wenig spezifisches Wissen über die Biologie des Ukrainischen Bachneunauges vorliegt, wird hier die Biologie des Bachneunauges wiedergegeben.

In der älteren Literatur finden sich oftmals Angaben, dass Bachneunaugen die Geschlechtsreife ab dem 3. Lebensjahr erreichen würden, während als maximales Alter ca. 8 – 10 Jahre angenommen wurden. Neuere Untersuchungen zeigen allerdings, dass norddeutsche Bachneunaugen durchschnittlich 14 – 18 Jahre alt werden (Krappe et al., 2012).

Bei der Umwandlung zum ausgewachsenen Tier im Spätsommer bis Herbst entwickeln sich Augen und die bezahnte Mundscheibe, der Verdauungstrakt wird völlig zurückgebildet. Erwachsene Tiere nehmen keine Nahrung mehr auf. Dies gilt sowohl für *L. planeri* als auch für *E. mariae*, wohingegen sich die jeweils nahe verwandten Taxa *L. fluviatilis* bzw. *E. danfordi* parasitisch von Fischen ernähren. Zum Ausgleich der Abdrift der Larven und Aufsuchen geeigneter Laichplätze vollziehen die Bachneunaugen kurze, stromauf gerichtete Laichwanderungen. Das Ablachen erfolgt, abhängig von der Wassertemperatur, in der Regel zwischen April und Juni. Für das Laichsubstrat wird Kies mit einer Korngröße von 0,2 bis 20 mm angegeben. Beide Geschlechter heben durch Transport von Material, durch Ansaugen von Kiesel, eine Laichgrube mit etwa 15 bis 20 cm Durchmesser und 5 cm Tiefe aus. Der Laichvorgang erfolgt in Gruppen, wobei das Weibchen vom Männchen umschlungen wird und die Geschlechtsprodukte portionsweise abgegeben werden. Während des Laichvorgangs zeigen Neunaugen keinen Fluchtreflex und sind dadurch besonders durch Raubfische gefährdet. Die Elterntiere sterben wenige Tage nach dem Ablachen. Die Larven schlüpfen nach wenigen Wochen bei einer Länge von knapp über 3 mm und wechseln vom kiesigen Laichsubstrat in sandige Bereiche, wo sie bis zum Erreichen der Geschlechtsreife im Sand eingegraben leben. Sie ernähren sich indem sie Algen, Einzeller und pflanzliche Partikel (Detritus) aus dem Wasser filtern.

Diese Angaben beziehen sich primär auf Neunaugenvorkommen in kleineren Gewässern der Forellen- und Äschenregion. Über die Biologie von Neunaugenbeständen in Staubereichen großer Flüsse ist ausgesprochen wenig bekannt. Unklar ist beispielsweise, welche Bereiche hier als Laichhabitate dienen.

4.1.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Während das Ukrainische Bachneunauge im Salzachsystem wahrscheinlich ausgestorben ist, beherbergt der Untere Inn einen durchaus nennenswerten Bestand. Im Managementplan für das deutsche FFH-Gebiet sind die Fangzahlen bei zahlreichen Erhebungen zwischen 1999 und 2013 dargestellt, wobei diese bei 0 bis 11 Individuen pro Befischung lagen. Die aktuellen Fangzahlen von 13 Individuen auf deutscher Seite und 16 Individuen auf österreichischer Seite (Stau) liegen in einem ähnlichen Bereich. Die Ergebnisse aus den deutschen und österreichischen Befischungen sind in Hinblick auf die Nachweisbarkeit von Neunaugen gut vergleichbar, da diese primär mittels Polstangenbefischungen zu fangen sind. In der bisher sehr strukturarmen Stauwurzel, die keine Feinsedimentbänke aufweist, in welchen die Neunaugenquerder leben, wurden erwartungsgemäß keine Neunaugen gefangen. Bei aktuellen WRRL-Erhebungen im Stauraum KW Stammham konnten jeweils mehrere hundert Neunaugen nachgewiesen werden, wobei unklar ist ob dies auf eine Bestandszunahme zurückzuführen ist oder auch methodische Ursachen (Wahl der Probestellen, Details der Beprobungen) hat. So hohe Dichten waren hier in mehreren Jahren nachweisbar, eine einzelne Befischung im Spätherbst bei schon stark gesunkener Wassertemperatur in den selben Probestrecken brachte hingegen nur einen Einzelnachweis. Im darauffolgenden Sommer waren wieder sehr hohe Dichten nachweisbar. Dies deutet darauf hin, dass der Zeitpunkt der Befischung eine große Rolle für die Nachweisbarkeit spielt.

Die 29 aktuell gefangenen Neunaugen waren zwischen 100 und 195 mm lang. Überwiegend handelte es sich dabei um Querder, wobei Mitte Oktober auch 5 bereits metamorphosierte Individuen mit Totallängen zwischen 160 und 195 mm nachgewiesen wurden.

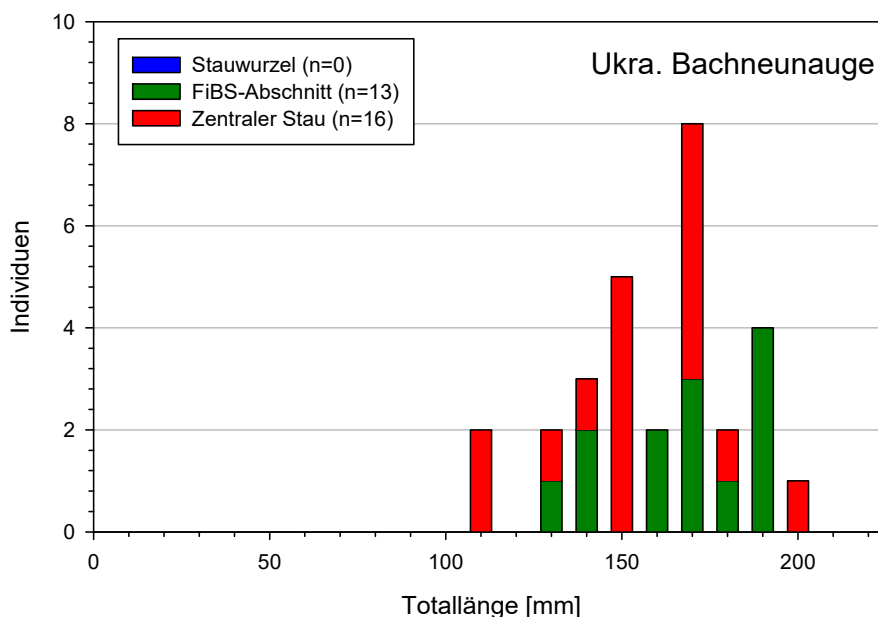


Abbildung 21: Längenfrequenzdiagramm des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae*).

Der Erhaltungsgrad des Ukrainischen Bachneunauges ist im österreichischen FFH-Gebiet mit C und im deutschen mit B eingestuft. Im deutschen Managementplan wird der Bestand allerdings mit C bewertet.

Laut österreichischer Methodik ist für eine Einstufung mit B der Nachweis von mehr als 2 Neunaugen in zumindest 50 % der befischten Strecken notwendig. Betrachtet man nur die befischten Strecken im Stau bzw. im Übergang Stauwurzel – Stau (potentielle Querderhabitats) sowie nur die mittels Polstange befischten Strecken (für die Art adäquate Befischungsmethode) so umfasst das insgesamt

43 Befischungsstrecken. Nur in zwei davon wurden mehr als 2 Neunaugen nachgewiesen, die Einstufung laut SDB mit C erscheint daher auch unter Betrachtung der aktuellen Daten als plausibel.

Tabelle 13: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Ukrainischen Bachneunauges gemäß österreichischer Methodik (aus Ellmauer, 2005).

Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsdichte	Der Nachweis von mehreren (> 2) Quertern <i>und</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitats beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Quertern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitats beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Quertern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitats beinhalten.

Laut deutscher Bewertungsmethodik gibt es nur für die Indikatoren Habitatqualität und Beeinträchtigungen Vorgaben, nicht jedoch für die Population. Aufgrund der aktuellen Befischungen erscheint die Einstufung laut Managementplan (C) plausibel, allerdings umfasst der befischte Stauraum nur einen sehr kleinen Abschnitt des Gesamtgebiets und der Schwerpunkt des Vorkommens liegt innerhalb des Gebiets weiter stromauf.

Tabelle 14: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Ukrainischen Bachneunauges gemäß deutscher Methodik (aus SACHTELEBEN et al. 2010).

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße/ Abundanz:	Der momentane Kenntnisstand läßt eine nachvollziehbare Bewertung z. Zt. nicht zu		

4.2 Schied

4.2.1 Allgemeines

Der Schied war ursprünglich vom Einzugsgebiet des Rheins und der Donau ostwärts bis zum Ural und Aralsee sowie in Südsandinavien verbreitet. In Österreich fehlt er in den westlichsten Bundesländern. Er besiedelt die größeren Flüsse Donau, Inn, Mur, Drau, March, Thaya sowie einige kleinere Fließgewässer und kommt auch im Neusiedler See vor. In Bayern ist er weit verbreitet und kommt in den meisten größeren Fließgewässern aller Flusseinzugsgebiete vor. Ob er im Rheineinzugsgebiet als autochthon zu bezeichnen ist, wurde von manchen Autoren angezweifelt, es existieren aber mehrere historische Berichte über ein Vorkommen, so dass dieses heute als gesichert gelten kann (DUßLING et al. 2018).

Der Schied kommt in Flüssen des Epi- und Metapotamals und seltener auch in Seen vor. Generell bevorzugt er große Gewässer, Vorkommen in kleinen Flüssen wie der Aschach in Oberösterreich stellen eher eine Ausnahme dar.

Dem Schied dienen sowohl der Hauptstrom (v. a. Bereiche mit differenzierten Strömungs- und Tiefenverhältnissen, wie Kehrströmungen, Strömungskanten) als auch angebundene Altarme als Lebensraum. Auch Jungtiere treten sowohl in lotischen als auch lenitischen Habitats auf. Hohe Dichten werden z. B. auf Kiesbänken, im Bereich von Buchten oder in makrophytenreichen bzw. durch Totholz strukturierten Uferzonen von Altarmen angetroffen.

Der Schied ist der einzige als Adulttier rein piscivore Vertreter der Familie Cyprinidae. Ab einer Größe von 20 bis 30 cm wird die Ernährung auf Kleinfische umgestellt. Der Schied raubt häufig oberflächennahe im Freiwasser, dementsprechend sind z.B. Lauben eine wichtige Beutefischart. Er erreicht mit einem Alter von 4 bis 5 Jahren die Geschlechtsreife und laicht im April bis Mai in fließendem Wasser über kiesigem Grund ab. Wahrscheinlich nutzt er aber auch andere Laichhabitats, diesbezüglich bestehen noch Wissensdefizite. Die Jungtiere gelten als Schwarmfische, gehen später jedoch zu einer eher einzelgängerischen Lebensweise über. *Aspius* ist eine schnellwüchsige Art, die im ersten Jahr 10 bis 20 cm und im dritten Jahr bereits 30 bis 47 cm erreicht.

4.2.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Im Inn ist die Bestandsdichte des Schieds im Vergleich zur Donau (stromauf und stromab der Innmündung) sehr gering. Etwas höhere Dichten konnten in den Nebengewässern der Reichersberger Au (Stauraum KW Schärding-Neuhaus) festgestellt werden (Zauner, Glatzel, & Pinka, 2001).

Aktuell wurden trotz umfangreicher Befischungen nur 4 Schiede, allerdings aus 3 unterschiedlichen Altersklassen, gefangen. Schiede konnten ausschließlich mittels Rechenbefischung nachgewiesen werden. Die Fänge gelangen primär im zentralen Stau. Sichtbeobachtungen und Anglerfänge liegen auch aus der Mühlheimer Ache vor, die temporär von Individuen aus dem Inn aufgesucht werden dürfte. Möglicherweise befinden sich dort auch Laichhabitats für die Art.

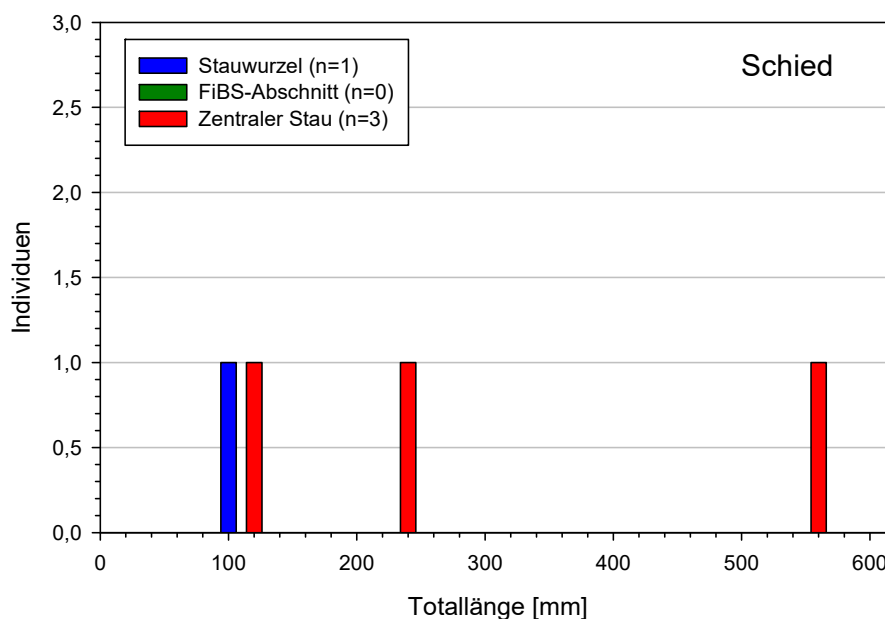


Abbildung 22 Längenfrequenzdiagramm des Schied (*Aspius aspius*).

Der Erhaltungsgrad des Schieds ist im österreichischen FFH-Gebiet mit B eingestuft, im deutschen SDB scheint die Art nicht auf. Im deutschen Managementplan wird der Bestand mit C bewertet.

Nach österreichischer Bewertungsmethode existiert ein Populationsindikator für Jungfische und einer für Adultfische. Bezüglich Jungfische wurden mittels Polstange aktuell etwa 12,5 km befischt, bei einer angenommenen Wirkbreite von 2 m ergibt dies 24000 m², also mehr als das 10fache des geforderten Erhebungsaufwands von 1500 m². Im Rahmen der Polstangenbefischungen wurde kein einziger Schied gefangen, was klar eine Bewertung mit C ergibt. Mittels Anodenrechen, der zur Erfassung der Adultfischdichte dient, wurden 23,5 km befischt und nur ein adulter Schied gefangen. Dieser CPUE ist wesentlich geringer als der für eine Bewertung mit B vorgegebene von 3 adulten Individuen pro 10 km. Die Populationsindikatoren ergeben somit klar eine Bewertung mit C. Aufgrund der aktuell noch nicht

fertiggestellten Fischaufstiegshilfen gemäß Stand der Technik an den Inn-Kraftwerken innerhalb des Gebiets ist auch das Habitatkriterium (derzeit noch) mit C zu bewerten, woraus sich insgesamt eine vom Standarddatenbogen abweichende Beurteilung mit C ergibt.

Tabelle 15: Schema zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Schieds gemäß österreichischer Methodik (aus Ellmayer, 2005).

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässerbeschaffenheit (Habitat-eignung für Jungfische)	Ufer mit gut strukturierten Bereichen, seichten Buchten und Totholz.	Ufer mit wenigen strukturierten Bereichen, seichten Buchten und Totholz.	Ufer ohne strukturierte Bereiche, seichte Buchten und Totholz.
Gewässerbeschaffenheit (Habitat-eignung für Adultfische)	Flussabschnitte mit vielen tiefgründigen Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsarealen oder angebundenen Altarmen sowie gut strukturierten Uferbereichen.	Flussabschnitte mit wenigen, räumlich weit entfernten tiefgründige Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsarealen oder angebundenen Altarmen.	Monotone Gewässerabschnitte ohne tiefgründige Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsareale oder angebundene Altarme.
Kontinuumsverhältnisse	Keine Migrationshindernisse über weite Gewässerstrecken und Durchgängigkeit zumindest bis in die Unterläufe der Zubringergewässer.	Migrationshindernisse in großen Abständen oder fehlende Durchgängigkeit in die Zubringergewässer.	Lebensraum durch Migrationshindernisse in kleine Gewässerabschnitte fragmentiert.

Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Jungfische)	Methoden zur Erhebung der Jungfischfauna ergeben zumindest 1% Schied-Anteil. ODER: Nachweis von mehr als 5 Individuen bei 25 Uferzugnetzfangen bzw. maximal 1500 m ² Elektrobefischung in geeigneten Habitaten.	Methoden zur Erhebung der Jungfischfauna ergeben weniger als 1% Anteil des Schieds, der Nachweis von 0+ oder 1+ Schieden gelingt jedoch mit maximal 25 Uferzugnetzfangen oder maximal 1500 m ² Elektrobefischung geeigneter Habitats.	Der Nachweis von 0+ oder 1+ Schieden gelingt nicht mit 25 Uferzugnetzfangen oder 1500 m ² Elektrobefischung geeigneter Habitats.
Fischdichte (Adultfische)	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von mehr als 10 adulten Schieden.	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von 3 bis 10 adulten Schieden.	Zum Nachweis von 3 adulten Schieden ist die Befischung von mehr als 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot notwendig.

Nach deutscher Methodik ist die Zahl der nachgewiesenen Altersklassen relevant. Aktuell konnten zwar 3 Altersklassen (mit Einzeltieren) nachgewiesen werden, der Erhebungsaufwand ist allerdings um ein Vielfaches höher als im Rahmen einer standardmäßigen WRRL-Befischung, an der sich auch eine Untersuchung zum Erhaltungsgrad zu orientieren hat. Im Rahmen der „FiBS-Befischung“ konnte kein einziger Schied gefangen werden, die Einstufung laut Managementplan mit C erscheint daher auch anhand der aktuellen Daten zur Population im Stauraum Egglfing-Obernberg plausibel.

Tabelle 16: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Schieds gemäß deutscher Methodik (aus Sachtleben et al., 2010).

Zustand der Population	hervorragend	gut	mittel bis schlecht
Art vorhanden
Altersgruppe(n) (AG)	Nachweis von > 3 AG	Nachweis von 2-3 AG	Nachweis einer AG

4.3 Koppe

4.3.1 Allgemeines

Die Gattung *Cottus* ist über ganz Europa verbreitet, wobei nach derzeitigem Kenntnisstand 15 Arten unterschieden werden, von denen fast alle früher als eine Art betrachtet wurden. Innerhalb Österreichs und im bayerischen Donaeinzugsgebiet ist wahrscheinlich nur *Cottus gobio* zu finden, wobei die Art in sämtlichen Bundesländern vorkommt. Neben dem typischen Lebensraum – Fließgewässern der Forellen- und Äschenregion – gibt es auch Vorkommen in Seen sowie in großen Flüssen wie Inn und Donau. Die Bestandsdichten in der Donau sind derzeit sehr gering, was sehr wahrscheinlich durch Konkurrenzphänomene mit den neu eingewanderten Grundelarten zu erklären ist. Koppfen fehlen oft in Wildbächen, kleinen durch Gletscherabfluss geprägten Gewässern und in warmen Tieflandbächen. Die Koppe stellt sowohl in Bayern als auch in Österreich die häufigste FFH-Anhang II-Fischart dar und findet sich in den meisten für die Art geeigneten Gewässern.

Die Koppe führt eine nachtaktive Lebensweise und hält sich nach Möglichkeit tagsüber unter Steinen und anderen Unterständen verborgen. Aufgrund der bodengebundenen Lebensweise ist die Schwimmblase reduziert. *Cottus* bewegt sich typisch ruckartig am Gewässergrund „hüpfend“ fort. Koppfen verteidigen Territorien durch Verhaltensweisen wie Abspreizen von Flossen und Kiemendeckeln sowie Lautproduktion. Die Männchen werden im Gegensatz zu den meisten anderen Fischarten deutlich größer als die Weibchen. Die Geschlechtsreife wird in den meisten Gewässern mit 2 bis 3 Jahren erreicht, das Maximalalter wird in der Literatur mit 4 bis 6, in Extremfällen bis zu 10 Jahren angegeben. Zur Laichzeit, die je nach Höhenlage in die Zeit von März bis Mai fällt, klebt das Weibchen die Eier an die Oberseite von Höhlen. Die Gelege werden bis zum Schlupf der Brut nach etwa 3 bis 4 Wochen vom Männchen bewacht. Die Nahrung kleiner Koppfen besteht vorwiegend aus Zuckmückenlarven und Eintagsfliegenlarven, größere Individuen fressen zusätzlich Köcherfliegenlarven, Steinfliegenlarven, Bachflohkrebse sowie fallweise auch Fische und Fischeier.

4.3.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Für die rhithrale Koppe liegt der epipotamale Untere Inn bereits eher am unteren Ende ihrer Verbreitungsgrenze, allerdings kommt die Art auch noch in der Donau teils bestandsbildend vor. Vor Einwanderung der unterschiedlichen Grundelarten aus dem Schwarzmeergebiet war sie in der Donau noch wesentlich häufiger als heute. Im Bayerischen Inn und in der Salzach zählt die Koppe zu den dominierenden Fischarten, in der Grenzstrecke des Inns tritt sie hingegen etwas in den Hintergrund.

Aktuell wurden 31 Koppfen aus allen Altersklassen gefangen, wobei interessanterweise alle am österreichischen Ufer nachgewiesen wurden. Dies dürfte auf die jeweils befischten Habitate zurückzuführen sein. Beispielsweise waren die befischten Blockwurfbereiche am linken Ufer stärker durch Anlandung von Feinsedimenten überprägt. Die Koppfenfänge verteilen sich gleichmäßig auf Stauwurzel und Stau, wobei Fänge primär mittels Polstange und elektrischem Bodenschleppnetz gelangen, wobei primär Blockwurfufer sowie in den uferfernen Bereichen Abschnitte mit kiesiger Sohle besiedelt werden.

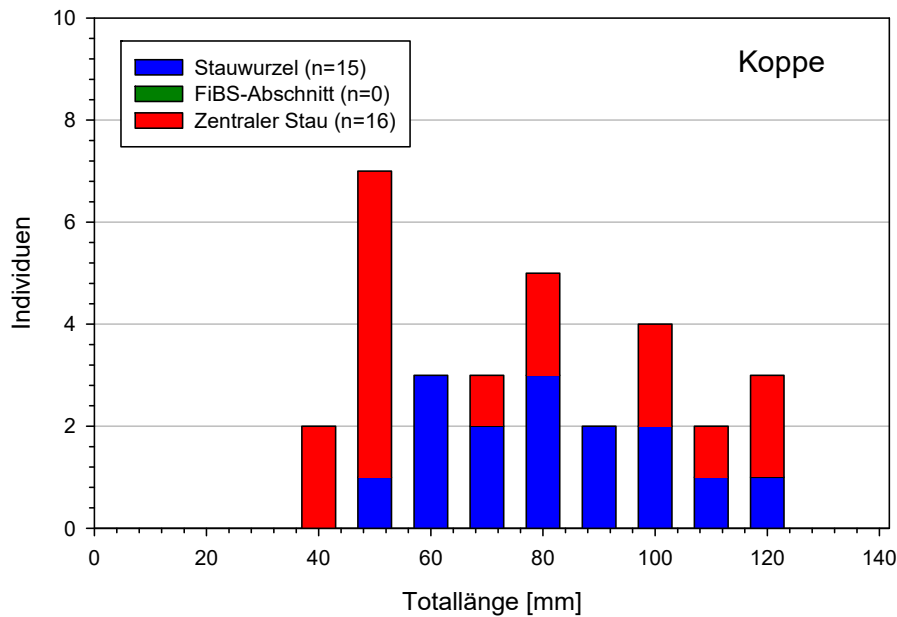


Abbildung 23 Längenfrequenzdiagramm der Koppe (*Cottus gobio*).

Der Erhaltungsgrad der Koppe ist im österreichischen FFH-Gebiet mit A eingestuft, im deutschen SDB scheint die Art nicht auf. Im Managementplan für das deutsche FFH-Gebiet wird die Art mit C bewertet.

Tabelle 17: Schema zur Bewertung des Erhaltungsgrads der Koppe gemäß österreichischer Methodik (aus Ellmauer, 2005).

Habitatindikatoren	A	B	C
Substratverhältnisse	Tiefgründig lockeres, grobkörniges Sohlssubstrat ist über weite Gewässerstrecken vorhanden.	Lockeres, grobkörniges Sohlssubstrat ist zumindest abschnittsweise vorhanden.	Sohlssubstrat vorwiegend Feinsediment oder durch Feinsediment verfülltes Grobsubstrat.
Schwall- oder Stauhaltung	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet (> 75% der Lauflänge) nicht durch Schwall oder Stauhaltung beeinflusst.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet (> 75% der Lauflänge) kaum durch Schwall oder Stauhaltung beeinflusst.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet deutlich durch Schwall oder Stauhaltung beeinflusst.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Der Nachweis von mehr als 25 Koppen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 5 bis 25 Koppen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 5 Koppen pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind:

Laut österreichischer Methodik ist für eine Bewertung mit B der Nachweis von mindestens 5 Koppen pro 50 m Strecke in 75 % der befischten Strecken in geeigneten Habitaten erforderlich. Betrachtet man die mittels Polstange befischten Strecken in der Stauwurzel (geeignete Habitate), so wurden insgesamt 26 Strecken befischt. 5 Koppen wurden nur in einer Strecke nachgewiesen, wobei die maximale

Streckenlänge (50 m) in der Regel deutlich überschritten wurde. Anhand der aktuellen Daten erscheint eine Einstufung mit A keinesfalls gerechtfertigt.

Bezüglich der Habitatindikatoren sind sowohl jener bezüglich Substrat als auch Schwall- oder Stauhaltung mit C zu bewerten. Insgesamt ist daher der Erhaltungsgrad der Koppe anhand der aktuellen Daten klar mit C zu bewerten.

Laut deutscher Methodik sind für die Koppe Individuendichten pro m² zu errechnen. Aktuell wurden in der Stauwurzel (die Uferzonen der Staubereiche stellen kein typisches Kopp habitat dar) mittels Polstange Abundanzen von 17,5 (Juli) bzw. 45,6 Ind./ha (Oktober) ermittelt. Dies entspricht 0,002 bzw. 0,005 Ind./m². Eine Einstufung mit C wie im Managementplan erscheint daher auch anhand der aktuellen Daten plausibel, wobei allerdings angemerkt werden muss, dass die Schwerpunkte des Koppenvorkommens innerhalb des FFH-Gebiets in der Salzach und in stromauf gelegenen Inn-Abschnitten liegen.

Tabelle 18: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads der Koppe gemäß deutscher Methodik (aus Sachteleben et al., 2010).

Zustand der Population	hervorragend	gut	mittel bis schlecht
Bestandsgröße/ Abundanz: Abundanz (Ind. älter 0+)	> 0,3 Ind./m ²	0,1-0,3 Ind./m ²	<0,1 Ind./m ²

4.4 Bitterling

Der Bitterling als wärmeliebende Art besiedelt am Inn primär die Hinterlandgewässer und wurde dementsprechend aktuell nur mit 4 adulten Individuen nachgewiesen. Typische Bitterlingshabitats wurden im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung nicht befishet, weshalb auf diese Art nicht näher eingegangen wird. Die linksufrigen Augewässer des Stauraums KW Egglfing-Obernberg wurden im Zuge der Planung der Fischaufstiegshilfe 2016 sehr detailliert untersucht. Dort wurde die Art stetig aber in geringen Beständen nachgewiesen.

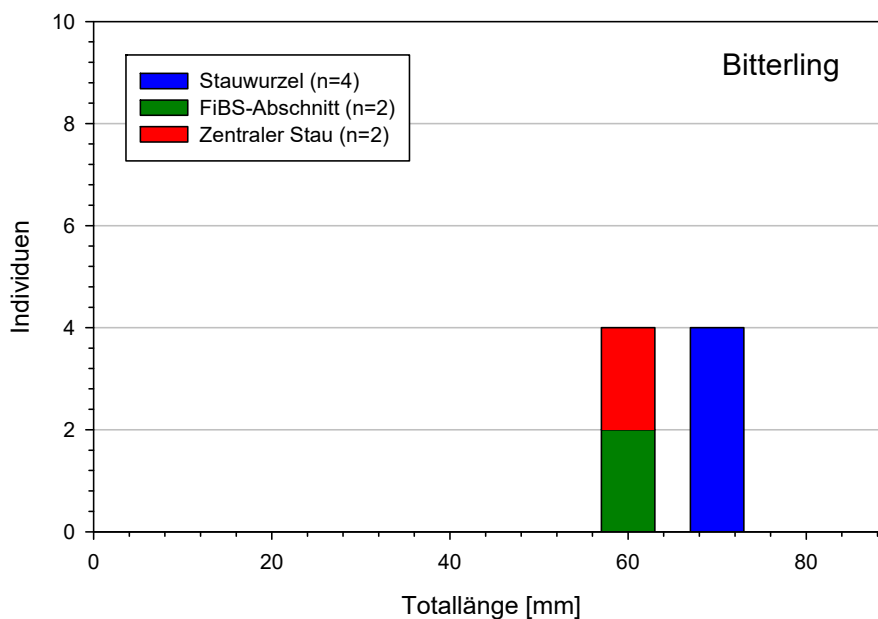


Abbildung 24 Längenfrequenzdiagramm des Bitterlings (*Rhodeus amarus*).

Der Erhaltungsgrad des Bitterlings ist im deutschen FFH-Gebiet mit C (SDB und Managementplan) und im österreichischen mit A eingestuft. Da aktuell keine typischen Habitats der Art untersucht wurden, wird hier von einer Bewertung anhand der aktuellen Daten abgesehen.

4.5 Donau-Weißflossengründling, Donau-Stromgründling

4.5.1 Allgemeines

Die Art *Romanogobio vladkovy* ist auf das Donau-Einzugsgebiet beschränkt. „Weißflossengründlinge“ bzw. „Stromgründlinge“ aus anderen Einzugsgebieten (Elbe, Rhein bzw. Wolga, Ural) werden heute anderen Arten zugerechnet. Früher ging man davon aus, dass die Art nur im Donau-Hauptfluss und einigen großen Zuflüssen vorkommt, wo sie die häufigste Gründlingsart darstellt. Tatsächlich findet man die Art aber auch in den Unterläufen zahlreicher Zubringer. Offensichtlich wurden bzw. werden Weißflossengründlinge häufig übersehen, weil sie mit dem gewöhnlichen Gründling (*Gobio gobio*) verwechselt werden. Dies zeigt sich auch in der Kontroverse, ob die Weißflossengründling-Art *R. belingi* zur autochthonen Fauna des Rheins zählt. Innerhalb Deutschlands kommt die Art ausschließlich in Bayern vor, in Österreich in allen Bundesländern außer Vorarlberg und Tirol.

Über die Biologie des Weißflossengründlings ist vergleichsweise wenig bekannt. Die Laichzeit liegt im Mai und Juni bei einer Temperatur von etwa 16°C, als Laichsubstrat wird wahrscheinlich Sand bevorzugt. Die Geschlechtsreife soll mit 2 Jahren erreicht werden und das Höchstalter bei etwa 6 Jahren liegen. Wie bereits erwähnt liegt der Verbreitungsschwerpunkt in großen Flüssen des Epi- und Metapotamals, es werden teils aber auch kleinere Fließgewässer bis ins Hyporhithral genutzt. Als rheophile Art besiedelt der Weißflossengründling in Donau und Inn hauptsächlich strukturreiche Habitate von Fließstrecken und Stauwurzeln, er tritt aber in der Regel auch im zentralen Stau in Erscheinung. Im Vergleich zur Situation vor 2-3 Jahrzehnten sind die Bestände in der österreichischen Donau zurückgegangen. Diesbezüglich ist ein Zusammenhang mit der Invasion durch verschiedene, ursprünglich nicht heimische Grundelarten anzunehmen (z.B. Schwarzmaulgrundel).

4.5.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

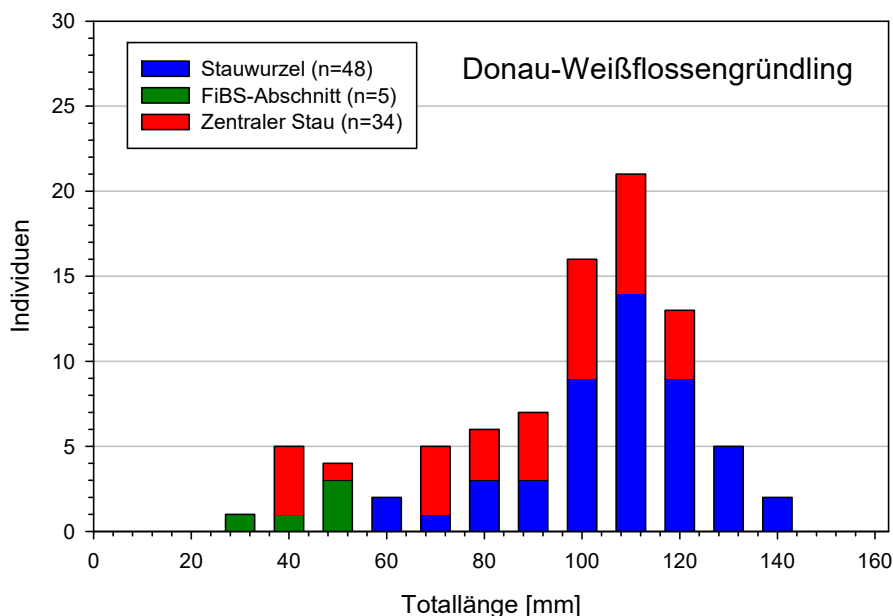


Abbildung 25 Längenfrequenzdiagramm des Donau-Weißflossengründlings (*Romanogobio vladkovy*).

Im Inn kommt die Art wahrscheinlich bis zum Kraftwerk Perach vor, wobei die Nachweisdichten sehr gering sind. Erst ab dem Stauraum KW Passau-Ingling und in der angrenzenden Donaustrecke tritt er häufiger in Erscheinung. Die aktuelle Nachweiszahl von 87 Individuen ist für den Inn als außerordentlich hoch zu bezeichnen, allerdings dürfte dies primär an den verwendeten Methoden liegen. Bei „standardmäßigen“ Elektrofischungen am Tag konnten nur 14 Individuen gefangen

werden, womit der CPUE auf einem ähnlichen Niveau wie bei anderen Erhebungen am Unteren Inn lag. Die meisten Weißflossengründlinge wurden mittels elektrischem Bodenschleppnetz gefangen, nämlich 36 Individuen, gefolgt von Multimaschennetz mit 16 Individuen. Mittels Langleine wurden 12 Individuen und mittels nächtlichen Elektrobefischungen 9 Individuen gefangen. Tendenziell wurden in der Stauwurzel mehr Weißflossengründlinge gefangen als im zentralen Stau.

Der Erhaltungsgrad des Weißflossengründlings ist im österreichischen SDB mit C eingestuft, im deutschen SDB fehlt die Art. Im Managementplan für das deutsche Gebiet wird die Art mit C bewertet.

Für den Weißflossengründling sind laut österreichischer Bewertungsmethode Langleinen- und Uferzugnetzbefischungen durchzuführen. Aktuell kam erstere Methode zum Einsatz. Uferzugnetzbefischungen sind im Inn zumindest in der Stauwurzel aufgrund der Ufermorphologie nicht anwendbar. Im Zuge der Untersuchungen konnten mit insgesamt 25 gelegten Langleinen 12 Weißflossengründlinge dokumentiert werden. Dies entspricht einem CPUE von 4,8 Individuen pro 10 Langleinen, was einer Bewertung mit B entspricht. Allerdings ist das Habitatkriterium klar mit C zu bewerten, weshalb sich gesamt – wie im SDB - eine Bewertung mit C ergibt.

Tabelle 19: Schema zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Donau-Weißflossengründlings gemäß österreichischer Methodik (aus Ellmauer, 2005).

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässermorphologie	Überwiegender Teil der Gewässerstrecke (> 50%) mit leitbildkonformer morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer zumindest streckenweise (=30%) mit heterogener morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer weitgehend mit monotoner Morphologie (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Große Gewässer wie die Donau): Langleinen- und Uferzugnetzbefischungen	Der Fang von mehr als 15 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer. UND: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden mehr als 50 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.	Der Fang von 3-15 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. UND: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden 10 - 50 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.	Der Fang von 3 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt nicht mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. ODER: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden weniger als 10 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.

Nach deutscher Bewertungsmethodik sind die Individuendichte sowie die Zahl der nachgewiesenen Altersklassen relevant. Aktuell konnten zwar alle Altersklassen nachgewiesen werden, der Erhebungsaufwand ist allerdings um ein Vielfaches höher als im Rahmen einer WRRL-Befischung, an der sich auch eine Untersuchung zum Erhaltungsgrad zu orientieren hat. Im Rahmen der „FiBS-Befischung“ konnten nur juvenile Individuen gefangen werden. Die Individuendichten lagen bei den Polstangenbefischungen (getrennt nach Abschnitt und Termin) zwischen 0 und 25,5 Ind./ha. Letzteres entspricht 0,003 Ind./m². Nach deutscher Bewertungsmethode ist daher der Erhaltungsgrad des Weißflossengründlings – wie auch im Managementplan - mit C zu bewerten.

Tabelle 20: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Donau-Weißflossengründlings gemäß deutscher Methodik (aus Sachteleben et al., 2010).

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße/ Abundanz: Juvenile (0+ Ind.) (in geeigneten Habitaten)	> 0,05 Ind./m ²	0,01–0,05 Ind./m ²	< 0,01 Ind./m ²
Altersgruppe(n) (AG)	Nachweis von mehreren AG (inkl. 0+ Ind.)	Nachweis von mehreren AG (inkl. 0+ Ind.)	Nachweis einer AG

4.6 Steingreßling

4.6.1 Allgemeines

Der Steingreßling kommt ausschließlich im Einzugsgebiet der Donau vor. In Mitteleuropa war die Art historisch aus Lech, Isar, Salzach und Donau bekannt ((Borne, 1882, Wanzenböck, Kovacek, & Herzig-Straschil, 1989). In Deutschland galt die Art als ausgestorben (Petersen et al., 2004), wurde aber 2009 im Lech wiederentdeckt (Kapa, 2010). Die Art kommt dort in einem einige Kilometer langen Abschnitt einer Restwasserstrecke im Unterlauf vor.

Aus Österreich liegen ebenfalls nur sehr wenige Nachweise vor. Südlich der Alpen wurden in der Steiermark erst sehr spät Steingreßlinge in der Grenzmur entdeckt (Wiesner & Pinter, 2009). In Kärnten kommen sie sehr kleinräumig in den Unterläufen der Lavant und der Gurk vor (Honsig-Erlenburg, 2011), wobei die Art bei aktuellen Befischungen in der Lavant nicht mehr nachgewiesen werden konnte (Honsig-Erlenburg et al., 2016). Im Rahmen von WRRRL-Befischungen gelangen 2016 erstmals Nachweise in der Lafnitz bei Dobersdorf (7 Individuen) sowie 2017 in der Grenzstrecke der Strem (3 Individuen). Dabei handelt es sich um die ersten Nachweise der Art im Burgenland.

Nördlich der Alpen sind – zumindest rezent - noch weniger Vorkommen bekannt. In den 1980er Jahren waren bei Gründlingsfängen in der niederösterreichischen Donau noch regelmäßig in geringen Stückzahlen Steingreßlinge vertreten (Wanzenböck, Kovacek, & Herzig-Straschil, 1989). Noch in den 1990er Jahren wurde er aus der Fließstrecke östlich von Wien sowie der Stauwurzel des Kraftwerks Freudenu, sowie im Marchfeldkanal und im Gießgang Greifenstein belegt (Wolfram & Mikschi, 2007). Hinweise auf Vorkommen in der Thaya sowie in einigen niederösterreichischen Donauzubringern (Pielach, Traisen, Kamp oder Tulln) durch Fischer sind sehr wahrscheinlich auf Fehlbestimmungen zurück zu führen (Wolfram & Mikschi, 2007). In der niederösterreichischen Donau gelang der letzte Nachweis vor mittlerweile 22 Jahren (Zauner, 1997). In Oberösterreich wurde die Art erstmals im Jahr 2014 entdeckt, und zwar in der Donau bei Wilhering (Ratschan & Andert, 2014). Historisch ist die Art bis in Zubringer der Donau wie die Salzach hinauf vorgekommen, mangels rezenter Nachweise war aber bisher davon auszugehen, dass die Art aus all diesen Gewässern verschwunden ist.

Über die Biologie des Steingreßlings ist vergleichsweise wenig bekannt. Er dürfte vorwiegend im Mai und Juni in mehreren Schüben auf kiesigem Untergrund ablaichen. Das Höchstalter wird mit 6 Jahren angegeben. Im Vergleich zum Weißflossengründling bevorzugt der Steingreßling höhere Strömungsgeschwindigkeiten, er gehört gemeinsam mit dem Streber zu den strömungsliebendsten Arten der heimischen Fischfauna. Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt in der Barbenregion, er kann jedoch bis in die Äschenregion vordringen. Laut Angabe verschiedener Autoren besiedelt die Art in der Donau uferferne, schnell strömende Bereiche.

4.6.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Bezüglich des Steingreßlings wird immer wieder angegeben, dass er zur historisch belegten Fischfauna des Inn zähle, da er von Heckel, (1854) bzw. Heckel & Kner, (1858) erwähnt wird. Allerdings beziehen sich die Autoren auf die Angabe bei Agassiz, (1828), wo tatsächlich aber über ein Vorkommen im Inn nichts erwähnt wird, sondern nur in der Isar. Laut Schmall & Ratschan, (2011) existieren keine gesicherten historischen Belege aus dem Inn, wohl aber aus der Salzach. Nichtsdestotrotz gehen diese sowie zahlreiche weitere Autoren aufgrund der historischen Verbreitung in der Salzach und der Donau plausibler Weise davon aus, dass der Steingreßling zur ursprünglichen Fauna des Inns gehörte bzw. gehört.

Die aktuellen Nachweise des Steingreßlings stellen somit die ersten gesicherten Nachweise der Art aus dem Inn sowie die ersten Nachweise seit mindestens 100 Jahren aus dem Salzach-Innsystem dar. Innerhalb der Bundesrepublik Deutschland sowie Oberösterreich handelt es sich jeweils um eines von nur zwei bekannten rezenten Vorkommen (siehe oben).

Der erste Nachweis gelang im Zuge der nächtlichen Elektrofischerei mittels Anodenrechen im Bereich der Materialverklappungsstelle (Feinsediment-Vorschüttung im Bereich der Baustelle des Nebenarms). Daraufhin wurde vom Land OÖ, Abteilung Naturschutz eine gezielte Erhebung stark strömender Sohlbereiche mittels Langleinen beauftragt, um abzuklären, ob dieser Einzelfang auf eine signifikante Population im FFH-Gebiet schließen lässt. Am 23.8. konnten daraufhin 3 Individuen nachgewiesen werden, die alle mit einer einzigen Leine im Bereich der Vorschüttung gefangen wurden. Am zweiten Termin (13.10.) gelang ein weiterer Nachweis ebenfalls im Bereich der Vorschüttung. Ein sechster Steingreßling wurde am 17.10. mittels Elektrischem Bodenschleppnetz weiter stromab gefangen, wobei es sich um einen der wenigen Bereiche mit kiesiger Sohle (ohne Konglomeratblöcke) in der Stauwurzel und somit einen der wenigen Bereiche handelt, wo diese Methode in der Stauwurzel einsetzbar ist. Durch die Einengung des Inns dürften im Bereich der Vorschüttung temporär für die Art attraktive, besonders hohe Strömungsgeschwindigkeiten entstanden sein, sodass 5 der 6 Nachweise in diesem Bereich gelangen.

Tabelle 21: Übersicht über die im Stauraum KW Eglfing-Obernberg gefangenen Steingreßlinge.

Datum	Totallänge	Methode	Fangort
01.08.18	115 mm	Elektrofischerei Anodenrechen, Nacht	Linkes Ufer im Bereich obere Vorschüttung
23.08.18	115 mm	Langleine (Wurm)	Flussmittig im Bereich obere Vorschüttung (Leinen #5 und #22)
23.08.18	120 mm	Langleine (Wurm)	
23.08.18	85 mm	Langleine (Made)	
13.10.18	120 mm	Langleine	
17.10.18	75 mm	Elektrisches Bodenschleppnetz	ca. 400 m stromauf der Mündung Mühlheimer Ache, nahe re Ufer (Wassertiefe ca. 5 m)

Trotz der Zahl von insgesamt „nur“ 6 Individuen sind klar 2 Altersklassen erkennbar (Abbildung 28). Einerseits Adulttiere um 115-120 mm Totallänge, andererseits subadulte Exemplare, die bei 75-85 mm klar als 1+ (zweisömmerige) Exemplare anzusprechen sind. Dies wird dadurch gestützt, dass 0+ Weißflossengründlinge, die zur selben Jahreszeit mit anderen Methoden gefangen wurden, nur 30-50 mm (n=11) messen.



Abbildung 26: Die am 23.8.2018 mittels Langleinen gefangenen Steingreßlinge.



Abbildung 27: Steingreßling (oben) und Weißflossengründling (unten) aus dem Stauraum Egglfing.

Erstaunlich ist, dass es sich bei dem größeren Tier vom 23.8. um ein laichreifes Weibchen handelte (Abbildung 26, unterstes Individuum). Dies war anhand der Korpulenz und der leicht austretenden Eier erkennbar. In der Literatur wird eine Laichzeit im Mai bis Juni angegeben (Honsig-Erlenburg & Friedl, 1995), allerdings geben Kottelat & Freyhof, (2007) an, dass der Steingreßling im Laborversuch mehrmals pro Jahr zwischen Mai und September ablaicht. Möglicherweise war dies im ausnehmend warmen Sommer 2018 auch im Inn der Fall.

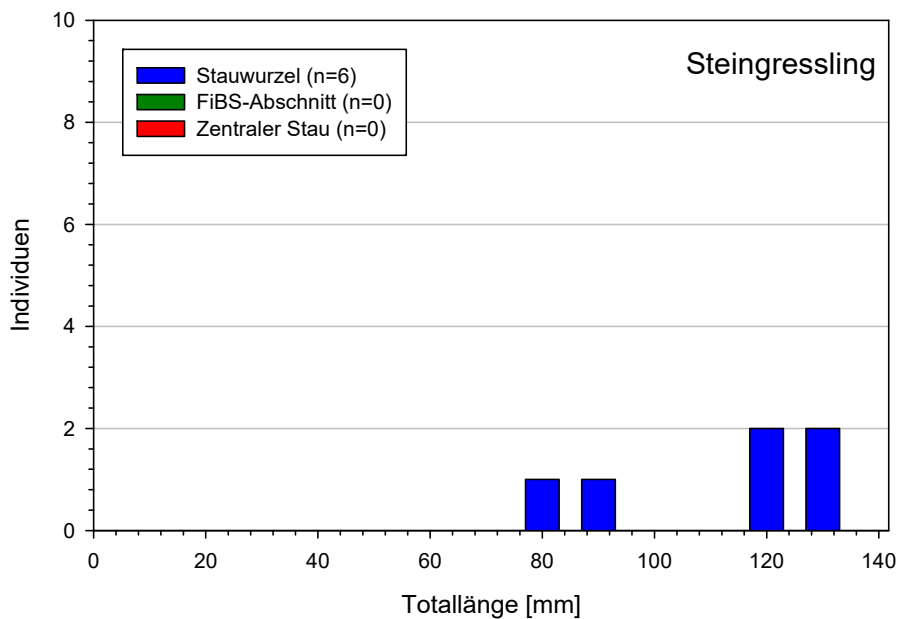


Abbildung 28 Längenfrequenzdiagramm des Steingreßling (*Romanogobio uranoscopus*).

Im Vergleich zur üblicherweise sehr geringen Fangzahlen bei Erhebungen in Gewässern mit bekanntem Vorkommen kann ob der für diese Art steten Nachweisbarkeit in der gegenständlichen Inn-Stauwurzel und dem Nachweis mehrerer Altersklassen mit Sicherheit von einer „signifikanten Population“ dieser Art im Sinne der FFH-Richtlinie ausgegangen werden. Allerdings handelt es sich im konkreten Stau wahrscheinlich um eine isolierte, räumlich stark eingeschränkte Population. Über die Besiedelung der angrenzenden Inn-Stauräume ist nichts bekannt. Bei diversen Standard-Erhebungen im Rahmen des bayerischen und österreichischen Monitorings nach WRRL sowie im Rahmen div. Projekte sind keine Steingreßlinge dokumentiert, was aber auch damit in Zusammenhang stehen kann, dass wenig Aufwand mit Methoden betrieben wurde, die einen Nachweis dieser Art ermöglichen. Ein Vorkommen in den stromab gelegenen Inn-Stauräumen ist durchaus nicht unwahrscheinlich, ebenso in den stromauf angrenzenden sowie in der Unteren Salzach, von wo die Art ja historisch beschrieben wurde. Insbesondere im Tittmoninger Becken und im Bereich der Nonnreiter Enge ist dies nicht auszuschließen, wenngleich diverse Erhebungen dort bisher keinen Nachweis erbringen konnten.

Im österreichischen FFH-Gebiet „Unterer Inn“ wurde die Art aufgrund der aktuellen Nachweise in den Standarddatenbogen aufgenommen, wobei der Erhaltungsgrad aufgrund des sehr kleinräumigen Vorkommens mit C eingestuft wurde. Dies sollte aufgrund der herausragenden Bedeutung des Vorkommens für Deutschland auch für das deutsche FFH-Gebiet erfolgen. Da die Bewertung für das österreichische Gebiet auf den aktuellen Daten beruht, wird hier auf eine erneute Bewertung verzichtet. Diesbezüglich sei auf (Ratschan, Jung, & Schöfbenker, 2018) verwiesen.

Für Deutschland wurde nach Kenntnis der Autoren für den Steingreßling noch keine Bewertungsmethodik entwickelt.

4.7 Huchen

4.7.1 Allgemeines

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Huchens beschränkt sich auf das Einzugsgebiet der Donau. Innerhalb Deutschlands existieren sich selbst erhaltende Bestände ausschließlich in Bayern, während die wenigen Vorkommen in Baden-Württemberg nur noch mittels Besatz aufrechterhalten werden (Dußling et al., 2018). Die Art hat durch Gefährdungsfaktoren wie Gewässerregulierung, Aufstau, Wanderhindernisse, Güteprobleme der Vergangenheit etc. den Großteil seines einstigen Verbreitungsgebiets in Bayern und Österreich eingebüßt. Dies trifft im Wesentlichen – in Bezug auf sich selbst erhaltende Bestände – auch auf die einst bedeutendsten Huchenflüsse wie Donau, Inn, Enns und Drau zu. Sich selbst erhaltende Bestände existieren heute in Bayern noch in der Mitternacher Ohe, dem Schwarzer Regen, der Iller, der Wertach, der Loisach sowie im Lech und in der Isar. In Österreich beschränken sich intakte Populationen im Wesentlichen auf die Mur, die Gail, die Pielach und die Melk.

Beim Huchen erreichen Männchen mit 4 - 5 Jahren und Weibchen mit 4 - 6 Jahren bei einer Länge von 60 - 75 cm die Geschlechtsreife. Große Huchen werden bis etwa 15 Jahre, in seltenen Fällen auch bis etwa 20 Jahre alt.

Hucho hucho gilt als typischer Bewohner des Übergangsbereiches Äschen-Barbenregion. Er führte ursprünglich zur Laichzeit im Frühjahr (Ende März bis Anfang Mai) teils weite Laichwanderungen durch. Diese führten bei großen Flüssen wie der Donau häufig in die Zubringer. Heute werden derartige Wandermöglichkeiten in der Regel durch Querbauwerke eingeschränkt, sodass Bestände nur mehr dort erhalten sind, wo Lebensräume für alle Altersstadien lokal in ausreichender Qualität bestehen. Bevorzugte Laichplätze sind überströmte, etwa 0,5 m tiefe Schotterbänke mit grobkörnigem Substrat. Das Weibchen schlägt dort eine Laichgrube, in die rund 1000 bis 1800 Eier je kg Körpergewicht abgelegt und anschließend wieder mit Kies bedeckt werden. Die Brütlinge erscheinen mit dem Beginn der Nahrungsaufnahme 10 – 14 Tage nach dem Schlupf an der Oberfläche. Die Jungfische ernähren sich zu Beginn auch von Wirbellosen, beginnen aber rasch mit der piscivoren Ernährung. Die wichtigsten Futterfischarten sind Nasen, Barben, Aitel, Forellen, Äschen oder Koppen, dies richtet sich primär nach dem vorhandenen Angebot. Die bevorzugte Größe der Beutefische liegt bei etwa 15-30 % der Körperlänge, in seltenen Fällen bis zu 50 %.

Die Brut bevorzugt ufernahe Bereiche mit geringen bis mäßigen Fließgeschwindigkeiten. Mit zunehmender Länge besetzen die Jungfische immer tiefere Standorte. Ausgewachsene Huchen bevorzugen tiefe Kolke als Einstand.

4.7.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Sporadische Nachweise des Huchens im Inn existieren vom Tiroler Inn bis zur Mündung in die Donau sowie aus der Salzach. Der Schwerpunkt des derzeitigen Huchenvorkommens liegt zwischen Rosenheim und Mühldorf, Reproduktionsnachweise liegen primär aus den Ausleitungsstrecken bei Wasserburg und Jettenbach vor (Hanfland et al., 2015).

Der Huchen konnte im Gebiet aktuell, wie auch von Schotzko & Jagsch, (2008), nicht nachgewiesen werden. Es existieren allerdings Fänge durch die Angelfischerei aus dem Inn sowie zumindest Sichtbeobachtungen und Totfunde aus der Mühlheimer Ache. In beiden Gewässern wird die Art besetzt, Hinweise auf selbsttätige Reproduktion liegen den Verfassern aktuell nicht vor. Im Stauraum Ering-Frauenstein konnte jedoch im Oktober 2017 ein 0+ Huchen mit 130 mm Totallänge nachgewiesen werden, der auf natürliche Reproduktion hindeutet. Die Mattig stellt für die Huchen dieses Stauraumes ein potentiell Laichgewässer dar. Aufgrund des Reproduktionsnachweises im

Bereich des österreichischen FFH-Gebietes sollte der Huchen hier von D (nicht signifikante Population) auf C (ungünstiger Erhaltungsgrad) hochgestuft werden.

Auch in der Unteren Salzach im Bereich Laufen gelang 2017 der Nachweis eines 0+ Huchens. Dieser Nachweis ist zumindest für das deutsche FFH-Gebiet relevant. Der Erhaltungsgrad des Huchens ist im deutschen SDB und im Managementplan mit C eingestuft, in Österreich ist die Art derzeit mit D (keine signifikante Population) bewertet.

Aufgrund des oben erwähnten Reproduktionsnachweises wäre aus fachlicher Sicht die österreichische Einstufung an die deutsche anzulehnen (Erhaltungsgrad C).



Abbildung 29: Im Oktober 2017 im Stauraum Ering-Frauenstein gefangener Junghuchen.

4.8 Strömer

4.8.1 Allgemeines

Telestes souffia kommt von Südfrankreich über Süddeutschland, Österreich, die Schweiz, Slowenien, Kroatien bis Bosnien-Herzegowina und Montenegro vor. Außerdem existiert noch ein isoliertes Vorkommen in der Theiß. Strömer aus anderen europäischen Regionen werden heute anderen Arten zugeordnet. Innerhalb Deutschlands kommt die Art in Bayern und Baden-Württemberg vor, wobei sie sowohl im Einzugsgebiet der Donau als auch des Rheins zu finden ist. In Österreich kam sie früher in allen Bundesländern außer dem Burgenland vor, gilt allerdings in Salzburg als ausgestorben. Die Art dürfte früher weit verbreitet und häufig gewesen sein, ist aber heute aus zahlreichen Gewässersystemen vollständig verschwunden. Dies trifft insbesondere auf das Donaueinzugsgebiet nördlich der Alpen zu.

Strömer werden in ihrem zweiten Lebensjahr bei einer Länge von etwa 11 bis 12 cm geschlechtsreif. Sie laichen in Schwärmen in der Zeit von Ende März bis Anfang Mai bei einer Wassertemperatur von 10 bis 12 °C. Dem Laichgeschehen können kurze, stromauf gerichtete Laichwanderungen vorausgehen, um geeignete Laichhabitats aufzusuchen. Nach etwa 2 Wochen schlüpfen die Larven und dringen zuerst noch tiefer in den Schotterkörper ein, um ihn erst nach 2 bis 3 Wochen wieder zu verlassen. Die erwachsenen Tiere fressen hauptsächlich bodenlebende Wirbellose, als Höchstalter werden 13 Jahre angegeben.

Der Strömer besiedelt Mittelläufe (Hyporhithral und Übergang zum Epipotamal) von Fließgewässern. Unter den heimischen Cypriniden stellt er neben der Elritze die kälteliebendste Art dar. Frühe Entwicklungsstadien benötigen einen tiefgründigen, gut durchströmten Schotterkörper, der ihnen

Schutz gegen Räuber und Verdriftung bietet. Wichtig für erwachsene Strömer sind Deckungs- und Versteckmöglichkeiten im Uferbereich, Buchten, Totholz etc., sprich strukturreiche, naturnahe Gewässer. Im Winter werden tiefe, gut strukturierte Kolke bevorzugt, während im Sommer auch schneller fließende, mitteltiefe Bereiche aufgesucht werden. Auch in Restwasserstrecken und Mühlbächen mit geringer Tiefe, wo die Strömer vor Fressfeinden relativ sicher sind, werden sie teilweise in hohen Dichten gefunden. Diese Gewässer ähneln Nebenarmen verzweigter Fließgewässer, in denen ursprünglich dichte Bestände vorgekommen sind.

4.8.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Der Strömer gilt in der Grenzstrecke des Unteren Inns wie auch im gesamten Salzachsystem als ausgestorben (Ratschan, Jung, & Zauner, 2014, Schmall & Ratschan, 2011). Die nächsten Vorkommen stromauf des gegenständlichen Untersuchungsgebiets liegen im Inn-Zubringer Mangfall und im Tiroler Inn. Stromab ist erst deutlich weiter östlich in der Enns ein recht guter Bestand erhalten.

Im Gebiet konnte die Art ebenfalls nicht nachgewiesen werden. Aufgrund des kühlen Temperaturregimes des Inns ist allerdings - nach einer entsprechenden strukturellen Aufwertung – die Wiederetablierung eines Strömerbestandes durchaus möglich, was in noch stärkerem Ausmaß auf die Salzach zutrifft. Da es von aktueller Relevanz ist sei hier eine kurze Passage aus dem Managementplan zitiert: *„Am Unteren Inn können in Umgehungsarmen bei entsprechender Ausgestaltung (Strukturreichtum, Abfluss- und morphologische Dynamik) hochwertige Strömerbestände wiederhergestellt werden. Wie Ergebnisse aus anderen Gewässern zeigen (Mur, Drau), können in Umgehungsgerinnen oder Umgehungsarmen dichte Strömerbestände auftreten.“* Hier bleibt abzuwarten wie sich der in Bau befindliche Umgehungsarm am Kraftwerk Ering-Egglfing in Bezug auf Lebensräume für den Strömer entwickeln wird.

Der Erhaltungsgrad wurde im deutschen FFH-Gebiet (SDB und Managementplan) mit C eingestuft, im SDB des österreichischen Gebiets ist die Art nicht angeführt.

Da eine Wiederherstellung eines Strömerbestands innerhalb des deutschen Gebiets, dass auch die Salzach umfasst, realistisch ist, ist die Listung der Art im Standarddatenbogen nachvollziehbar. Sollte sich ein Bestand im Inn etablieren, kann die Art auch in den österreichischen Standarddatenbogen aufgenommen werden.

4.9 Frauenerfling

4.9.1 Allgemeines

Der Frauenerfling kommt ausschließlich im Einzugsgebiet der Oberen und Mittleren Donau vor. Er lebt in der gesamten österreichischen Donau samt Zubringern im mündungsnahen Bereich (z.B. Aschach, Innbach, Schwechat). Auch in der Unteren Drau und in der Lavant, im Mur-Unterlauf einschließlich Sulm und Laßnitz sowie in der Leitha sind Bestände erhalten. Innerhalb Deutschlands kommt er ausschließlich in Bayern vor, in Baden-Württemberg gilt er als ausgestorben. Die wichtigsten Vorkommen liegen in Bayern in der Donau, Isar und Amper, daneben ist er nur aus den Unterläufen einiger Donauzubringer (Vils, Regen) und aus dem Inn bekannt.

Der Frauenerfling laicht im Frühjahr von März bis Mai bei Wassertemperaturen von 10 bis 14°C. Er nutzt ähnliche Laichplätze wie andere strömungsliebende Kiesläicher – und zwar rasch überströmte Schotterbänke bzw. Furten. Es handelt sich um eine stark strömungsliebende Flussfischart, die fast nur im Epipotamal auftritt. Ausgewachsene Frauenerflinge werden über weite Teile des Jahres überwiegend in tiefen, stark strömenden Bereichen angetroffen. Jungfische bevorzugen rasch überströmte Uferzonen. Dementsprechend bieten die zentralen Staubereiche von Kraftwerken kaum einen geeigneten Lebensraum für die Art, sie ist obligatorisch auf Fließstrecken und

Stauwurzelbereiche angewiesen. Als Höchstalter des Frauennerflings werden 15 bis 20 Jahre angegeben. Seine Nahrung dürfte vor allem aus Wirbellosen bestehen.

4.9.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Wie in Kapitel 3.1 erwähnt dürfte der Frauennerfling im Inn nur im Stauraum KW Ering-Frauenstein als Reliktbestand vorkommen. Aktuell konnte er nicht nachgewiesen werden und es sind auch keine Fänge seitens der Angelfischerei bekannt.

Der Frauennerfling fehlt im deutschen SDB, während in Österreich der Erhaltungsgrad mit C beurteilt wurde. Im deutschen Managementplan wurde der Erhaltungsgrad mit C beurteilt.

Aufgrund der kleinräumigen Verbreitung, der sehr geringen Nachweisdichte im Stauraum KW Ering-Frauenstein sowie der fehlenden Nachweise im Stauraum KW Egglfing-Obernberg trotz umfangreicher Befischungen mit unterschiedlichen Methoden erscheint eine Einstufung mit C sowohl für das österreichische als auch das deutsche Gebiet plausibel.

4.10 Schlammpeitzger

4.10.1 Allgemeines

Der Schlammpeitzger ist von Nordfrankreich bis in den Ural verbreitet, fehlt allerdings im Mittelmeerraum und in Skandinavien. In Deutschland liegt der Schwerpunkt der Verbreitung im Norden und Osten (Petersen et al., 2004), er kommt aber auch in Bayern im Einzugsgebiet von Donau, Main und Elbe vor (Leuner et al., 2000). In Österreich kam er ursprünglich in allen Bundesländern mit Ausnahme von Vorarlberg, Tirol und Kärntens vor. In Salzburg ist er heute ausgestorben, in Oberösterreich kommen nur noch isolierte Restbestände vor. Ein starker Schwerpunkt der Vorkommen liegt in Ostösterreich.

Der Schlammpeitzger gilt als langlebiger Fisch, dem eine Lebensdauer bis über 20 Jahre nachgesagt wird. Die Geschlechtsreife erreicht er mit 2 bis 3 Jahren. In der Zeit von April bis Juli legt das Weibchen klebrige, 1,3 bis 1,5 mm große Eier über Wasserpflanzen ab. Die Larven verfügen über eine morphologische Besonderheit, sie bilden äußere Kiemen in Form von Kiemenfäden, die während der Metamorphose vom Kiemendeckel überdeckt werden. Diese Bildung wird als eine Anpassung an geringen Sauerstoffgehalt gedeutet. Außerdem können die erwachsenen Tiere atmosphärischen Sauerstoff nutzen, indem sie Luft schlucken, die den Darm passiert und durch den Anus wieder ausgeschieden wird. Im Schlamm vergraben können sie dadurch sogar eine kurzzeitige Austrocknung des Gewässers überdauern. Dem Schlammpeitzger wird zugeschrieben, dass er Schwankungen des Luftdrucks wahrnehmen kann und vor Gewittern im Aquarium unruhig wird („Wetterfisch“).

Die ursprünglichen Lebensräume des Schlammpeitzgers werden als stehende bis langsam fließende Gewässer mit Schlammgrund beschrieben. Dieser Gewässertyp ist häufig in verlandenden Altwässern realisiert. Bereiche mit dichter Vegetation werden deutlich bevorzugt, was als Verhaltensweise gedeutet wird, die Schutz vor Räubern bietet. Gegen sommerliche Sauerstoffarmut und Austrocknung ist *Misgurnus* aufgrund seiner morphologischen Besonderheiten gut gewappnet, sodass er speziell stark verlandete Gewässern mit geringem Konkurrenzdruck durch andere Fischarten besiedeln kann.

4.10.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Entlang von Salzach und Inn sind den Autoren nur 2 rezente Fundorte bekannt. So konnte Bohl, (1993) in Nebengewässern der Salzach im Tittmoninger Becken Schlammpeitzger belegen. Ob die Art dort noch vorkommt ist den Autoren nicht bekannt. Ein weiteres, sehr kleinräumiges Vorkommen existiert bei Mühlheim am Inn im österreichischen FFH-Gebiet „Auwälder am Unterer Inn“. Eine gezielte Suche erbrachte hier 2018 allerdings keinen Nachweis mehr.

Darüber hinaus wurde im Rahmen des Projekts „Gefährdete Kleinfische in Oberösterreich“ in den Salzachauen auf österreichischer Seite ein Wiederansiedelungsversuch durchgeführt (außerhalb der hier behandelten FFH-Gebiete).

Aktuell wurde der Schlammpeitzger erwartungsgemäß nicht nachgewiesen, zumal primär der Inn-Hauptstrom befischt wurde. Sehr umfangreiche Erhebungen in den linksufrigen Augewässern der Eringer sowie der Egglfinger Au in den Jahren 2015 und 2016 erbrachten ebenfalls keinen Nachweis. Jedoch wurden aktuell zwei Individuen des asiatischen Schlammpeitzgers im Inn gefangen (siehe Kapitel 3.1).

Der Erhaltungsgrad des Schlammpeitzgers ist im deutschen FFH-Gebiet mit C eingestuft. Im österreichischen SDB fehlt die Art, da das oben beschriebene Vorkommen im angrenzenden FFH-Gebiet „Auwälder des Unteren Inn“ liegt. Aufgrund der fehlenden Nachweise ist dort der Erhaltungsgrad anhand der aktuellsten Daten mit C zu bewerten.

4.11 Fischökologischer Zustand nach WRRL

4.11.1 Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA)

Mittels FIA wurden insgesamt 4 Bewertungen durchgeführt und zwar wurden Stauwurzel und Stau sowie die Juli- und Oktobertermine getrennt bewertet. Alle Bewertungen ergeben einen schlechten fischökologischen Zustand (5), da zu allen Terminen und in allen Abschnitten das Biomasse-k.o.-Kriterium aktiv wird. Die Biomassewerte lagen mit 8,8 bis 16,0 kg/ha deutlich unter dem Grenzwert für den unbefriedigenden Zustand (25 kg/ha) bzw. sehr deutlich unter jenem für den guten Zustand (50 kg/ha). Ohne Biomasse-k.o. ergeben sich FIA-Werte zwischen 2,56 und 3,04, was einem mäßigen Zustand entspricht. Erwartungsgemäß fielen die Bewertungen im zentralen Stau durchwegs etwas schlechter aus als in der Stauwurzel.

Tabelle 22: Fischökologischer Zustand mittels österreichischer und deutscher Bewertungsmethodik. „Gültige“ Ergebnisse fett. Verwendete Datengrundlagen siehe Kapitel 1. Werte in Klammer ... FIA exkl. Biomasse-k.o.

	FIA		fiBS	
	Juli	Oktober	Juli+Oktober	
Leitbild	Inn (Salzach-Donau)		Potentialzönose enger Stau (113e)	Referenzzönose 113
Stauwurzel	5 (2,56)	5 (2,74)	-	-
Übergang	-	-	2,77	2,57
Stau	5 (2,85)	5 (3,04)	-	-
gesamt	-	-	3,13	2,60

Die aktuellen Ergebnisse ähneln sehr stark jenen des offiziellen GZÜV-Monitorings (Tabelle 23). Mit Ausnahme von zwei Aufnahmen im Stauraum KW Ering-Frauenstein mit einem unbefriedigenden Zustand ergaben sämtliche Befischungen einen schlechten Zustand. Ohne Biomasse-k.o. lag mit einer Ausnahme bei allen Aufnahmen ebenfalls ein mäßiger Zustand vor.

Analysiert man die aktuellen Bewertungen im Detail so zeigen sich folgende Defizite: Abgesehen von der geringen Biomasse, bedingt insbesondere durch den sehr geringen Bestand der großwüchsigeren Cypriniden Nase und Barbe, ist vor allem das Fehlen der Leitfischart Huchen für das schlechte Bewertungsergebnis verantwortlich. Ein weiteres Defizit stellen die fehlenden Nachweise der beiden typischen Begleitarten Strömer und Wels dar, wobei letztere Art im Gebiet vorkommt, allerdings der Bestand im Vergleich zu Donau recht gering sein dürfte. Wesentlich höher ist der Artenfehlbetrag bei den seltenen Begleitarten, allerdings werden diese für die Bewertung nur sehr gering gewichtet.

Tabelle 23: Übersicht über die Ergebnisse der offiziellen österreichischen GZÜV-Erhebungen im Unteren Inn.

Stauraum	Messstelle	Jahr(e)	FIA
Ering-Frauenstein	Braunau	2007	4 (2,48)
		2010	4 (2,66)
		2014	5 (2,75)
Passau-Ingling	Schärding	2014	5 (2,71)
	Ingling	2007	5 (2,89)
		2010	5 (3,41)
		2014	5 (2,86)

Bezüglich des Fischregionsindex (Werte zwischen 5,9 und 6,2) ergeben sich kaum Abweichungen zur Referenzsituation (6,0), dieser Teilparameter wurde jedes Mal mit 1 bewertet. Die Artenzusammensetzung in Hinblick auf ihre längszönotischen Verbreitungsschwerpunkte hat sich gegenüber der Referenzsituation demnach wenig verschoben. Es dominieren nach wie vor Leitarten des Epipotamals wie Aitel, Barbe und Nase neben der typischen Begleitart Laube den Bestand. Allerdings muss diesbezüglich berücksichtigt werden, dass Nebengewässer im Verlandungsbereich des Staus kaum befischt wurden. Wären diese mitberücksichtigt worden, so würde sich sicher eine stärkere Abweichung des Fischregionsindex ergeben. Diesbezüglich sei auf die Ergebnisse der Befischungen in der Reichersberger Au verwiesen (Zauner, Glatzel, & Pinka, 2001).

Bezüglich des Populationsaufbaus sind sowohl bei den Leitarten als auch bei den typischen Begleitarten starke Defizite erkennbar. Bezüglich der Leitarten betrifft dies insbesondere Nerfling und Hasel, die fast immer mit 4 bewertet wurden sowie im Stau auch die Barbe. Aber auch Aitel und Nase waren aufgrund der fast fehlenden Adultfische durchwegs nur mit 3 zu bewerten.

Insgesamt liefern die aktuellen FIA-Berechnungen sehr plausible Ergebnisse, die jenen aus anderen Innstauen stark ähneln. Zentrale Defizite stellen der insgesamt ausgesprochen geringe Fischbestand, das Fehlen der Leitfischart Huchen sowie typischer und seltener Begleitarten sowie die unbefriedigende Altersstruktur zahlreicher Leit- und typischer Begleitarten dar. Die Ergebnisse spiegeln die zentralen fischökologischen Defizite des Gebiets, nämlich das Fehlen entsprechender Habitate rheophiler bzw. rheoparer Flussfischarten, treffend wieder.

4.11.2 Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS)

Mittels FiBS wurden ebenfalls 4 Bewertungen durchgeführt. Zum einen wurden nur die Ergebnisse der Polstangenbefischungen im Übergangsbereich Stauwurzel-Stau berücksichtigt. Diese Vorgangsweise entspricht jener für das deutsche WRRL-Monitoring, wobei allerdings hierfür 3 getrennte Termine in unterschiedlichen Jahren vorgesehen wären. Aktuell wurde an 2 Terminen innerhalb eines Jahres befischt. Dies bedingt auch, dass die befischte Gesamtstrecke nicht den Vorgaben entspricht, sondern um ein Drittel zu kurz ist. Die Individuenzahl beträgt 628 Individuen.

Weiters erfolgte eine Bewertung anhand aller im Rahmen des Projekts erhobenen Fischdaten (alle Abschnitte und Methoden). Es sind dabei auch die Ergebnisse der Netz-, Langleinen- und Bodenschleppnetzbefischung inkludiert. Diese Methoden kommen im Rahmen des deutschen WRRL-Monitorings nicht zum Einsatz. Mittels Anodenrechen wird an manchen offiziellen WRRL-Probestellen in sehr geringem Umfang gefischt. Insgesamt war der Erhebungsaufwand für diesen Datensatz wesentlich höher als für eine standardmäßige WRRL-Erhebung. Die Individuenzahl liegt hier bei 3928, wobei die nicht bewertungsrelevanten Neozoen nicht inkludiert sind (daher der Unterschied zu Tabelle 8).

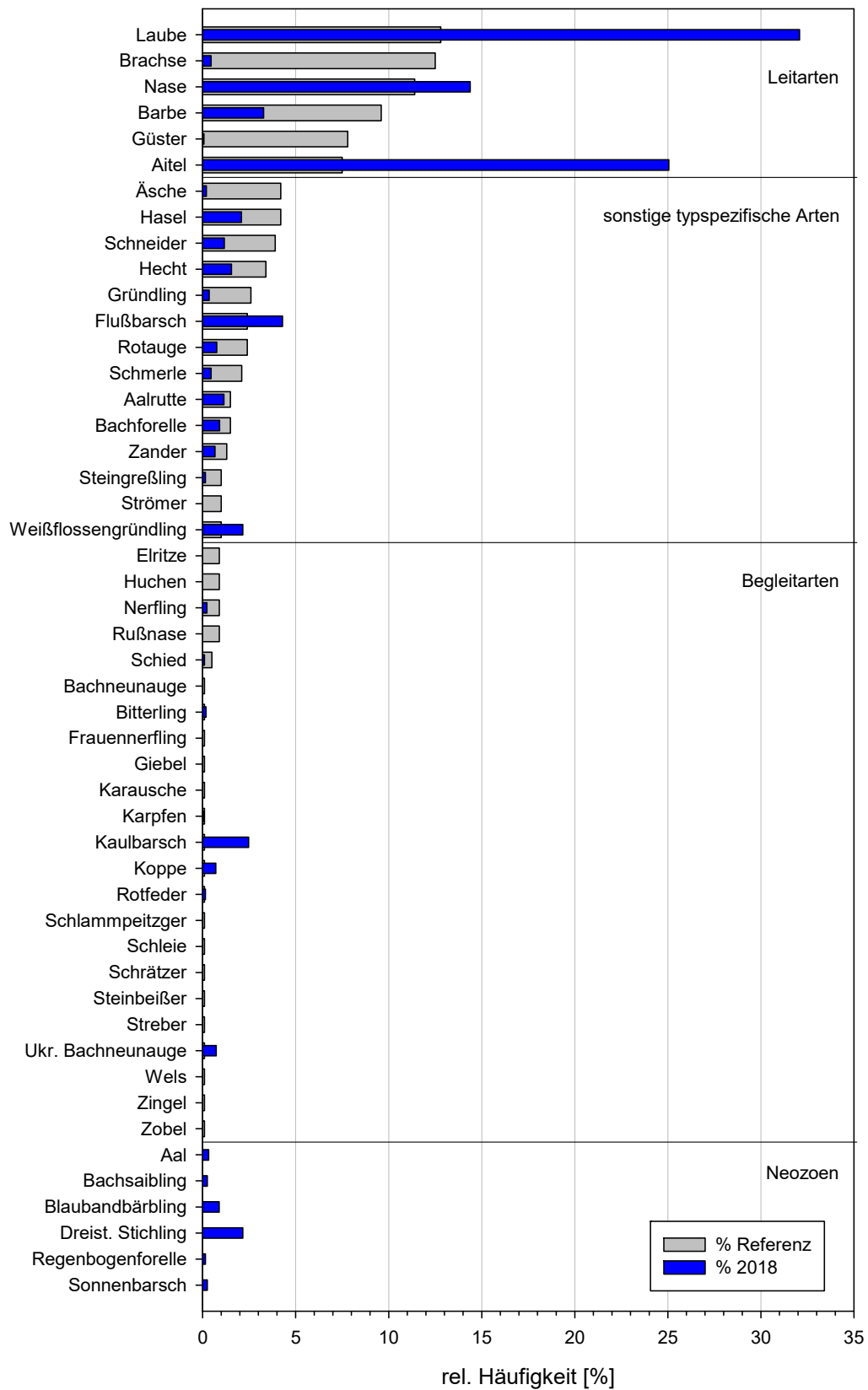


Abbildung 30: Vergleich zwischen Potentialzönose (grau) und aktuellem Befischungsergebnis (blau, Gesamtfang alle Methoden, n = 3928).

Die Bewertungen erfolgten jeweils anhand der Potentialzönose (für HMWB heranzuziehen) und zum Vergleich auch mittels Referenzzönose.

Alle Bewertungen mittels FiBS ergeben ein gutes fischökologisches Potential bzw. einen guten Zustand. Zieht man nur die Daten für die „FiBS-Befischung“ heran und bewertet man anhand der Potentialzönose (für HMWB), errechnet sich ein Wert von 2,77, was doch deutlich über dem Grenzwert für das gute Potential von 2,50 liegt. Dieser Ansatz entspricht weitgehend dem offiziellen WRRL-Monitoring. Verwendet man sämtliche Fangdaten ist das Ergebnis noch wesentlich günstiger und liegt bei 3,13. Bewertungen auf Basis der Referenzzönose würden nur knapp einen guten Zustand ergeben, nämlich 2,57 anhand des „FiBS-Datensatzes“ und 2,60 auf Basis des gesamten Datensatzes.

Betrachtet man das Bewertungsergebnis (FiBS-Datensatz, Potentialzönose) im Detail, so sind folgende Defizite erkennbar: Bezüglich des Arten- und Gildeninventars fließt insbesondere der fehlende Nachweis von 4 typspezifischen Arten (Brachse, Gründling, Steingressling, Strömer) negativ in das Ergebnis ein. Habitat-, Reproduktions- und Trophiegilden waren hingegen alle nachweisbar. Von den 3 anadromen und potamodromen Arten des Leitbildes konnten Aalutte und Nase nachgewiesen werden, der Huchen hingegen nicht. Allerdings fehlen die ursprünglich im Inn beheimateten Wanderfischarten Hausen, Waxdick und Sterlet im deutschen Leitbild und sind daher in dieser Bewertung nicht berücksichtigt.

Starke Abweichungen zur Referenzsituation betreffen die Abundanzen der Leitarten, die durchwegs mit nur einem Punkt bewertet wurden. Der Anteil von Barbe, Brachse und Güster war zu gering, während der Anteil von Nase, Laube und Aitel zu hoch war. Allerdings sei erneut angemerkt, dass die Einstufung von Brachse und Güster als Leitarten stark zu hinterfragen ist (siehe Kapitel 2.4.2).

Bezüglich der Altersstrukturbewertungen der Leitarten ergeben alle bis auf jene des Aitels ungünstige Ergebnisse. Günstig wurde hingegen der Migrationsindex bewertet, wobei wie bereits erwähnt die beiden anadromen Acipenseriden Hausen und Waxdick sowie der potamodrome Sterlet im Leitbild nicht berücksichtigt sind.

Wie bereits beim FIA diskutiert ergibt sich auch bezüglich des Fischregionsindexes kaum eine Abweichung zur Referenzsituation, weshalb die volle Punktzahl erreicht wird.

Ein ungünstiges Ergebnis liefert hingegen der Leitartenindex. Dieser vergleicht die Zahl der Leitarten mit einer relativen Häufigkeit von mehr als 5 % mit der Referenzsituation. Aktuell erreichen 3 von 6 Leitarten (Barbe, Brachse, Güster) diese Häufigkeit nicht.

Insgesamt ist die Bewertung „guter Zustand bzw. gutes Potential“ unter den vor Umsetzung der Maßnahmen gegebenen hydromorphologischen Belastungen aus Sicht der Autoren als nicht plausibel einzustufen. Darunter wäre definitionsgemäß ein Fischbestand zu verstehen, der nur geringfügig von den Verhältnissen abweicht, die sich nach Umsetzung des maximalen ökologischen Potentials einstellen würden.

Das Ergebnis steht auch im Widerspruch zum offiziellen Monitoring, welches in der letzten Monitoringperiode (nach bilateraler Interkalibrierung) ein mäßiges Potential ergab, sowie der österreichischen Bewertung sowohl mit als auch ohne k.o.-Kriterium. Das günstige Ergebnis ist primär auf die Teilbewertungen des Arten- und Gildeninventars, Migrationsindex und Fischregionsindex zurückzuführen. Diese Teilparameter reagieren an großen, epipotamalen Flüssen teils nicht in dem Ausmaß auf hydromorphologische Belastungen und Kontinuumsunterbrechungen wie in anderen Gewässertypen.

Die fischökologischen Hauptdefizite des Unteren Inns sind der insgesamt sehr niedrige Fischbestand, der Ausfall seltener Arten und die ungünstige Altersstruktur flusstypischer Arten, diese Aspekte sind

im Bewertungssystem aber offensichtlich wenig gewichtet. Hydromorphologische Defizite führen in der Regel an großen Flüssen nicht zu einem Ausfall ganzer Gilden (z.B.: Reproduktion, Trophie) oder zu starken Änderungen des Fischregionsindex. Potamodrome Arten wie die Nase gehen zwar stark zurück, da dieser Rückgang aber auch Kurzstreckenwanderer betrifft, treten keine deutlichen Verschiebungen bezüglich der relativen Häufigkeiten auf. Dies bewirkt, dass sich trotz der offensichtlichen Defizite und sehr ungünstigen Ergebnisse bei einzelnen Teilparametern ein gutes fischökologisches Potential errechnet. Genau diese Defizite werden aktuell durch die in Umsetzung befindlichen, großräumigen Renaturierungsmaßnahmen zielgerichtet saniert.

5 Literatur

- Agassiz. 1828. Beschreibung einer neuen Species aus dem Genus Cyprinus Linn. Isis, 21: 1046–1050.
- Belle, C. C., Stoeckle, B. C., Cerwenka, A. F., Kuehn, R., Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. 2017. Genetic species identification in weatherfish and first molecular confirmation of Oriental Weatherfish *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in Central Europe. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, 31.
- Bohl, E. 1993. Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Teilprojekt Ökomorphologie und Fischfauna.
- Bohl, E., Kleisinger, H., & Leuner, E. 2003. Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Borne, M. van dem. 1882. Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich- Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Berlin: W. Moeser.
- Bruschek, E. 1953. Funktionsüberprüfungen an den Fischpässen der Kraftwerke Obernberg und Ering. Österreichs Fischerei, 6: 129–136.
- Bruschek, E. 1954a. Hemmung der Fischwanderung durch Staubecken. Österreichs Fischerei, 7: 33–35.
- Bruschek, E. 1954b. Die Fischwanderung im unverbauten Unterlauf des Inn. Österreichs Fischerei, 7: 116–119.
- CEN. 2005. Water quality—Sampling of fish with multi-mesh gillnets. Brussels.
- Dußling, U. 2009. Handbuch zu fiBS (Heft 15.). Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.
- Dußling, U., Baer, J., Gaye-Siessegger, J., Schumann, M., Blank, S., & Brinker, A. 2018. Das große Buch der Fische Baden-Württembergs. Stuttgart: Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg.
- Ellmayer, T. 2005. Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.
- Hanfland, S., Ivanc, M., Ratschan, C., Schnell, J., Schubert, M., & Siemens, M. 2015. Der Huchen – Fisch des Jahres 2015. Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern.
- Haunschmid, R., Wolfram, G., Spindler, T., Honsig-Erlenburg, W., Wimmer, R., Jagsch, A., Kainz, E., Hehenwarter, K., Wagner, B., Konecny, R., Riedmüller, R., Ibel, G., Sasano, B., & Schotzko, N. 2006. Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft; 23. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde.

- Heckel, J. 1854. Die Fische der Salzach. Verh. zool.-bot. Ver. Wien, 4: 189–196.
- Heckel, J., & Kner, R. 1858. Die Süßwasserfische der österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. Leipzig: W. Engelmann.
- Honsig-Erlenburg, W. 2011. Zum Vorkommen des Steingresslings (*Romanogobio uranoscopus*). Österreichs Fischerei, 64: 291–291.
- Honsig-Erlenburg, W., & Friedl, T. 1995. Erstnachweis des Steingreßlings (*Gobio uranoscopus*, Agassiz, 1828) in Kärnten. Carinthia II, 185/105: 693–695.
- Honsig-Erlenburg, W., Reichmann, M., Kaufmann, H., & Sereinig, N. 2016. Fischökologische Verbesserung der Unteren Lavant (Kärnten) im Rahmen eines Life-Projektes. Österreichs Fischerei, 69: 171–178.
- Kapa, R. 2010. Wiederfund des Steingresslings (*Romanogobio uranoscopus*, Agassiz, 1828) in Bayern – Totgegläubte leben länger. Anliegen Natur, 34: 51–54.
- Kottelat, M. 1997. European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. Biologica, 52: 1–271.
- Kottelat, M., & Freyhof, J. 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Berlin: Kottelat, Cornol and Freyhof.
- Krappe, M., Lemcke, R., Meyer, L., & Schubert, M. 2012. Die Neunaugen. Fisch des Jahres 2012. Verband Deutscher Sportfischer.
- Lamprecht, J. 1860. Beschreibung der k.k. oberösterreichischen Gränzstadt Schärding am Inn und ihrer Umgebungen. Typ. J. Haas.
- Leuner, E., Klein, M., Bohl, E., Jungbluth, J., Gerber, J., & Groh, K. 2000. Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns. Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E., & Ssymank, A. 2004. Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Bonn, Bad Godesberg: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 69/Band 2. Bundesamt für Naturschutz.
- Ratschan, C., & Andert, M. 2014. Nachweis des in Oberösterreich mehr ein Jahrhundert lang verschollenen Steingresslings. Österreichs Fischerei, 67: 290–292.
- Ratschan, C., Jung, M., & Schöffbenker, M. 2018. Fischökologische Erhebungen zum Vorkommen und zur Erhaltung des Steingresslings im Natura 2000 Gebiet „Unterer Inn“.
- Ratschan, C., Jung, M., & Zauner, G. 2014. Fischereifachlicher Beitrag zum Managementplan für das FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ (7744-371).
- Reichenbach-Klinke, H. 1968. Die Fischfauna des unteren Inns und ihre Beeinflussung durch Stauwehre. Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung, 96–98.
- Renaud, C. 1982. Revision of the lampreys genus *Eudontomyzon* Regan, 1911. University of Ottawa.
- Sachteleben, J., Fartmann, T., Weddeling, K., Neukirchen, M., & Zimmermann, M. 2010. Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bundesamt für Naturschutz.
- Schmall, B., & Ratschan, C. 2011. Die historische und aktuelle Fischfauna der Salzach - ein Vergleich mit

- dem Inn. Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs, 21: 55–191.
- Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J., & Jungwirth, M. 2001. Die "Streifenbefischungsmethode": Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichische Fischerei-Zeitung, 54: 14–27.
- Schneeweis, F. 1979. Innfischerei. Die traditionelle Fischerei im Oberösterreichisch- Bayerischen Inngbiet und ihre Wandlungen vom Ende des neunzehnten Jahrhunderts bis zur Gegenwart in volkskundlicher Sicht. Universität Wien.
- Schotzko, N., & Jagsch, A. 2008. Fischbestandsaufnahme Unterer Inn. Braunau bis Kirchdorf 2007.
- Šmejkal, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Muška, M., Blabolil, P., Čech, M., Vašek, M., Južá, T., Herreras, A. M., Encina, L., Peterka, J., & Kubečka, J. 2015. Biomass and abundance biases in European standard gillnet sampling. PLoS ONE, 10: 1–15.
- Wanzenböck, J., Kovacek, H., & Herzig-Straschil, B. 1989. Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: Gobio; Cyprinidae) im österreichischen Donauraum. Österreichs Fischerei, 42: 118–128.
- Wiesner, C., & Pinter, K. 2009. Fischökologisches Monitoring der Maßnahmen im Unteren Murtal (Interreg).
- Wolfram, G., & Mikschi, E. 2007. Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Zauner, G. 1997. Fischökologische Beweissicherung der Sohlstabilisierung mittels Grobkornzugabe im Bereich Wildungsmauer.
- Zauner, G., & Eberstaller, J. 2000. Classification scheme of the Austrian fish fauna based on habitat requirements. Verh. Internat. Verein. Limnol., 27: 2101–2106.
- Zauner, G., Glatzel, J., & Pinka, P. 2001. Natur-Projekt "Unterer Inn mit Auen". Fischbiologische Untersuchung Reichersberger Au & Fischereiliches Bewirtschaftungskonzept.
- Zauner, G., Jung, M., Mühlbauer, M., & Ratschan, C. 2014. LIFE+ Natur Projekt Mostviertel-Wachau. Endbericht Fischökologie Wachau.
- Zauner, G., Pinka, P., & Moog, O. 2001. Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Wien: Wasserstraßendirektion.

6 Anhang

Bewertungsfiles nach Fisch Index Austria und Fischbasiertem Bewertungssystem

Fluss:	Inn	Datum:	30.07.2018		
Standort:	Stauwurzel				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	1195,7	15,984	5		
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,3
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	11	73	2	
Seltene Begleitarten	25	5	20	2	
Ökologische Gilden					1,5
Strömung	6	5	1	2	
Reproduktion	7	7	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,3
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	6,1	0,10	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,2	
Typische Begleitarten	15	11	73	3,3	
Altersaufbau					3,2
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,56

Fluss:	Inn	Datum: 13. - 16.10.2018			
Standort:	Stauwurzel				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	1261,2	14,917			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,3
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	11	73	2	
Seltene Begleitarten	25	5	20	2	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	6	4	2	3	
Reproduktion	7	6	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,6
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	5,9	0,10	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,5	
Typische Begleitarten	15	11	73	3,3	
Altersaufbau					3,4
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,74

Fluss:	Inn	Datum: 30.7. - 2.8.2018			
Standort:	Stau				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	598,3	15,924			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,7
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	10	67	2	
Seltene Begleitarten	25	4	16	3	
Ökologische Gilden					2,0
Strömung	6	5	1	2	
Reproduktion	7	6	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,6
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	6,2	0,20	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,7	
Typische Begleitarten	15	10	67	3,7	
Altersaufbau					3,7
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,85

Fluss:	Inn	Datum: 15. - 17.10.2018			
Standort:	Stau				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	1027,1	8,769			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,7
Leitarten	6	4	67	4	
Typische Begleitarten	15	10	67	2	
Seltene Begleitarten	25	6	24	2	
Ökologische Gilden					1,5
Strömung	6	5	1	2	
Reproduktion	7	7	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,8
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	5,9	0,10	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	4	67	4,0	
Typische Begleitarten	15	10	67	3,7	
Altersaufbau					3,9
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					3,04

Fischbasierte Bewertung Gewässer: **Inn, Stau Egglfing**
 (Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten) Probestelle: **Stau Egglfing**
HMWB / AWB

Referenz (Bezeichnung): 113e
 Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1; 2
 Gesamt-Individuenzahl: 628
 Gesamt-Individuendichte: 308 Ind./ha
 Beprobungszeitraum: 30.7.2018 – 15.10.2018
 Über die gesamte Breite beprobte Strecken: 0 m
 Entlang der Ufer beprobte Strecken: 6787 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz	nachgewiesen	5	3	1	Bewertungsgrundlage	Score
(1) Arten- und Gildeninventar:							3,67
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)							
Anzahl	20	16	100 %	< 100 %	< 100 %	80,0 %	1
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,125	entfällt	und ≤ 0,02	und > 0,02	0,125	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	23	4	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	17,4 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							2,07
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Barbe	0,096	0,003	↑	↑	↑	96,7 %	1
2. Brachse, Blei	0,125	0,000	↑	↑	↑	100,0 %	1
3. Döbel, Aitel	0,075	0,296	↓	↓	↓	294,9 %	1
4. Güster	0,078	0,002	↑	↑	↑	98,0 %	1
5. Nase	0,114	0,274	↓	↓	↓	140,3 %	1
6. Ukelei, Laube	0,128	0,201	↓	↓	↓	56,7 %	1
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,048	0,027	< 0,096	0,096 – 0,144	> 0,144	0,027	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Rheophile	0,565	0,640	↓	↓	↓	13,3 %	3
Stagnophile	0,004	0,005	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	19,4 %	5
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Lithophile	0,482	0,613	↓	↓	↓	27,2 %	1
Psammophile	0,057	0,018	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	69,3 %	3
Phytophile	0,119	0,110	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	7,7 %	5
III) Trophiegilden:			< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		
Invertivore	0,281	0,027	↓	↓	↓	90,4 %	1
Omnivore	0,487	0,615	-6 – +3 %	> -6 – -18 %	> -18 %	+26,2 %	1
Piscivore:	0,062	0,030	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	51,2 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							1,67
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5% Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Barbe (Gesamtfang: 2 Ind.)	> 0,300	1,000	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
2. Brachse, Blei (Gesamtfang: 0 Ind.)	> 0,300	0,000	↑	↑	↑	k. N.	1
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 186 Ind.)	> 0,300	0,548	↑	↑	↑	54,8 %	5
4. Güster (Gesamtfang: 1 Ind.)	> 0,300	1,000	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
5. Nase (Gesamtfang: 172 Ind.)	> 0,300	0,971	↑	↑	↑	97,1 %	1
6. Ukelei, Laube (Gesamtfang: 126 Ind.)	> 0,300	0,056	↓	↓	↓	5,6 %	1
(4) Migration:							5,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,489	1,591	> 1,367	1,245 – 1,367	< 1,245	1,591	5
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	6,16	6,07	Abweichung: < 0,20	Abweichung: 0,2 – 0,41	Abweichung: > 0,41	Abweichung: 0,09	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,500	1	≥ 0,7	< 0,7	0,500	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,570	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,570	1
Gesamtbewertung							2,77
Ökologisches Potenzial							Gut
Gesamtbewertung normiert auf eine Skala von 0 - 1							0,44

Fischbasierte Bewertung(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)**Gewässer: Inn, Stau Egglfing****Probestelle: Stau Egglfing****HMWB / AWB****Referenz (Bezeichnung):** 113e**Gepoolte Probenahmen (Nr.):** 1; 2**Gesamt-Individuenzahl:** 3915**Gesamt-Individuendichte:** 1923 Ind./ha**Beprobungszeitraum:** 30.7.2018 – 15.10.2018**Über die gesamte Breite** beprobte Strecken: 0 m**Entlang der Ufer** beprobte Strecken: 6787 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz	nachgewiesen	Kriterien für			Bewertungsgrundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							4,00
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil $\geq 1\%$)							
Anzahl	20	19	100 %	< 100 %	< 100 %	95,0 %	3
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,010	entfällt	und $\leq 0,02$	und $> 0,02$	0,010	
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	23	9	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	39,1 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden $\geq 1\%$	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							2,20
a) Abundanz der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Barbe	0,096	0,033	↑	↑	↑	65,7 %	1
2. Brachse, Blei	0,125	0,005	↑	↑	↑	96,3 %	1
3. Döbel, Aitel	0,075	0,251	↑	↑	↑	235,1 %	1
4. Güster	0,078	0,001	↑	↑	↑	99,0 %	1
5. Nase	0,114	0,144	↑	↑	↑	26,6 %	3
6. Ukelei, Laube	0,128	0,322	↑	↑	↑	151,4 %	1
	2,001		↓	↓	↓		
	2,001		↓	↓	↓		
	2,001		↓	↓	↓		
	2,001		↓	↓	↓		
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,048	0,051	< 0,096	0,096 – 0,144	> 0,144	0,051	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:							
Rheophile	0,565	0,537	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	4,9 %	5
Stagnophile	0,004	0,002	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	55,3 %	3
II) Reproduktionsgilden:							
Lithophile	0,482	0,487	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	1,0 %	5
Psammophile	0,057	0,030	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	47,6 %	3
Phytophile	0,119	0,041	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	65,9 %	1
III) Trophiegilden:							
Invertivore	0,281	0,113	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	59,9 %	1
Omnivore	0,487	0,644	-6 – +3 %	> -6 – -18 %	> -18 %	+32,3 %	1
Piscivore:	0,062	0,023	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	62,5 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							2,67
0+ Anteile der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Barbe (Gesamtfang: 129 Ind.)	> 0,300	0,147	↑	↑	↑	14,7 %	3
2. Brachse, Blei (Gesamtfang: 18 Ind.)	> 0,300	0,333	↑	↑	↑	33,3 %	5
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 984 Ind.)	> 0,300	0,267	↑	↑	↑	26,7 %	3
4. Güster (Gesamtfang: 3 Ind.)	> 0,300	0,333	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
5. Nase (Gesamtfang: 565 Ind.)	> 0,300	0,888	↑	↑	↑	88,8 %	3
6. Ukelei, Laube (Gesamtfang: 1260 Ind.)	> 0,300	0,011	↑	↑	↑	1,1 %	1
			30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 % oder < 10 Ind. Gesamtfang		
(4) Migration:							5,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,489	1,387	> 1,367	1,245 – 1,367	< 1,245	1,387	5
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	6,16	6,21	Abweichung: < 0,20	Abweichung: 0,2 – 0,41	Abweichung: > 0,41	Abweichung: 0,05	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,500	1	$\geq 0,7$	< 0,7	0,500	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,573	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,573	1
Gesamtbewertung							3,13
Ökologisches Potenzial							Gut
Gesamtbewertung normiert auf eine Skala von 0 - 1							0,53

Fischbasierte Bewertung(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)**Gewässer: Inn, Stau Egglfing****Probestelle: Stau Egglfing****Referenz (Bezeichnung):** 113**Gepoolte Probenahmen (Nr.):** 1; 2**Gesamt-Individuenzahl:** 628**Gesamt-Individuendichte:** 308 Ind./ha**Beprobungszeitraum:** 30.7.2018 – 15.10.2018**Über die gesamte Breite** beprobte Strecken: 0 m**Entlang der Ufer** beprobte Strecken: 6787 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz	nachge- wiesen	Kriterien für			Bewertungs- grundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							3,67
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil $\geq 1\%$)							
Anzahl	17	12	100 %	< 100 %	< 100 %	70,6 %	
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. I ypspez. Arten	entfällt	0,048	entfällt	und $\leq 0,02$	und $> 0,02$	0,048	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	26	8	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	30,8 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden $\geq 1\%$	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							1,93
a) Abundanz der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Äsche	0,070	0,002	↑	↑	↑	97,7 %	1
2. Barbe	0,160	0,003	↑	↑	↑	98,0 %	1
3. Döbel, Aitel	0,125	0,296	↑	↑	↑	136,9 %	1
4. Hasel	0,070	0,008	↑	↑	↑	88,6 %	1
5. Nase	0,190	0,274	↑	↑	↑	44,2 %	3
6. Schneider	0,065	0,003	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %	95,1 %	1
	2,000		↓	↓	↓		
	2,000		↓	↓	↓		
	2,000		↓	↓	↓		
	2,000		↓	↓	↓		
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,018	0,027	< 0,036	0,036 – 0,054	> 0,054	0,027	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:							
<i>Rheophile</i>	0,828	0,640	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	22,7 %	1
<i>Stagnophile</i>	0,004	0,005	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	19,4 %	5
II) Reproduktionsgilden:							
<i>Lithophile</i>	0,764	0,613	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	19,8 %	1
<i>Psammophile</i>	0,028	0,018	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	37,4 %	3
<i>Phytophile</i>	0,050	0,110	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	119,7 %	1
III) Trophiegilden:							
<i>Invertivore</i>	0,370	0,027	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	92,7 %	1
<i>Omnivore</i>	0,346	0,615	-15 – +6 %	> -15 – -45 %	> -45 %	+77,6 %	1
<i>Piscivore</i> :	0,043	0,030	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	29,6 %	3
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							1,67
0+ Anteile der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 1 Ind.)	> 0,300	1,000	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
2. Barbe (Gesamtfang: 2 Ind.)	> 0,300	1,000	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 186 Ind.)	> 0,300	0,548	↑	↑	↑	54,8 %	5
4. Hasel (Gesamtfang: 5 Ind.)	> 0,300	0,600	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
5. Nase (Gesamtfang: 172 Ind.)	> 0,300	0,971	↑	↑	↑	97,1 %	1
6. Schneider (Gesamtfang: 2 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	< 10 Ind.	1
			30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 % oder < 10 Ind. Gesamtfang		
(4) Migration:							3,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,815	1,591	> 1,611	1,408 – 1,611	< 1,408	1,591	3
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	5,91	6,07	Abweichung: < 0,23	Abweichung: 0,23 – 0,46	Abweichung: > 0,46	Abweichung: 0,16	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,333	1	$\geq 0,7$	< 0,7	0,333	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,570	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,570	1
Gesamtbewertung						2,57	
Ökologischer Zustand						Gut	
Gesamtbewertung normiert auf eine Skala von 0 - 1						0,39	

Fischbasierte Bewertung(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)**Gewässer: Inn, Stau Egglfing****Probestelle: Stau Egglfing****Referenz (Bezeichnung):** 113**Gepoolte Probenahmen (Nr.):** 1; 2**Gesamt-Individuenzahl:** 3915**Gesamt-Individuendichte:** 1923 Ind./ha**Beprobungszeitraum:** 30.7.2018 – 15.10.2018**Über die gesamte Breite beprobte Strecken:** 0 m**Entlang der Ufer beprobte Strecken:** 6787 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz	nachge- wiesen	Kriterien für			Bewertungs- grundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							4,00
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil $\geq 1\%$)							
Anzahl	17	15	100 %	< 100 %	< 100 %	88,2 %	
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,015	entfällt	und $\leq 0,02$	und $> 0,02$	0,015	3
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	26	13	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	50,0 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden $\geq 1\%$	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							2,07
a) Abundanz der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Äsche	0,070	0,002	↑	↑	↑	97,1 %	1
2. Barbe	0,160	0,033	↑	↑	↑	79,4 %	1
3. Döbel, Aitel	0,125	0,251	↑	↑	↑	101,1 %	1
4. Hasel	0,070	0,021	↑	↑	↑	70,1 %	1
5. Nase	0,190	0,144	↑	↑	↑	24,0 %	5
6. Schneider	0,065	0,012	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %	81,9 %	1
	2,001		↓	↓	↓		
	2,001		↓	↓	↓		
	2,001		↓	↓	↓		
	2,001		↓	↓	↓		
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,018	0,051	< 0,036	0,036 – 0,054	> 0,054	0,051	3
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Rheophile	0,828	0,537				35,1 %	1
Stagnophile	0,004	0,002	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	55,3 %	3
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Lithophile	0,764	0,487				36,3 %	1
Psammophile	0,028	0,030	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	6,7 %	5
Phytophile	0,050	0,041	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	18,8 %	5
III) Trophiegilden:			< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		
Invertivore	0,370	0,113				69,6 %	1
Omnivore	0,346	0,644	-15 – +6 %	> -15 – -45 % > +6 – +18 %	> -45 % > +18 %	+86,3 %	1
Piscivore:	0,043	0,023	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	45,9 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							2,67
0+ Anteile der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 8 Ind.)	> 0,300	0,625	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
2. Barbe (Gesamtfang: 129 Ind.)	> 0,300	0,147	↑	↑	↑	14,7 %	3
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 984 Ind.)	> 0,300	0,267	↑	↑	↑	26,7 %	3
4. Hasel (Gesamtfang: 82 Ind.)	> 0,300	0,256	↑	↑	↑	25,6 %	3
5. Nase (Gesamtfang: 565 Ind.)	> 0,300	0,888	↑	↑	↑	88,8 %	3
6. Schneider (Gesamtfang: 46 Ind.)	> 0,300	0,848	↑	↑	↑	84,8 %	3
			30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 % oder < 10 Ind. Gesamtfang		
			↓	↓	↓		
(4) Migration:							1,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,815	1,387	> 1,611	1,408 – 1,611	< 1,408	1,387	1
(5) Fischregion:							3,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	5,91	6,21	Abweichung: < 0,23	Abweichung: 0,23 – 0,46	Abweichung: > 0,46	Abweichung: 0,30	3
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,333	1	$\geq 0,7$	< 0,7	0,333	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,573	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,573	1
Gesamtbewertung							2,60
Ökologischer Zustand							Gut
Gesamtbewertung normiert auf eine Skala von 0 - 1							0,40