

Innkraftwerk Egglfing-Obernberg

Weiterbetrieb

Gewässerökologie

Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)

Durchgängigkeit

Schutz der Fischpopulation

Anlage 22



Innkraftwerk Eggfing-Obernberg
Gewässerökologie

Stand

21.02.2022

Verfasser

EBN, Walter Reckendorfer, 51624

ESK, Christian Kraus, 21421

1	Aufgabenstellung	5
2	Bewertungsrahmen	7
3	Rechtliche Rahmenbedingungen	8
3.1	Bewirtschaftungsziele	8
3.2	Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme	9
3.3	Durchgängigkeit	11
3.4	Schutz der Fischpopulation	12
3.5	Österreichisches Wasserrecht	14
4	Identifizierung der betroffenen Wasserkörper	15
5	Beschreibung und Bewertung IST-Zustand	16
5.1	Rahmenbedingungen	16
5.1.1	Hydromorphologie	16
5.1.2	Kraftwerksbetrieb	17
5.1.3	Wehrbetrieb	26
5.2	Ökologisches Potenzial	27
5.3	Chemische Qualitätskomponenten	30
5.4	Biologische Qualitätskomponenten	30
5.5	Fische	31
5.5.1	Referenzzönose und Fischökologisches Leitbild	31
5.5.2	Fischökologischer Zustand	34
5.5.3	Ergebnisse der Fischbestandserhebungen gemäß Gewässerüberwachungsverordnung (GZÜV)	35
5.5.4	Ergebnisse aktueller Fischbestandserhebungen im Rahmen des prä-Monitorings	38
6	Auswirkungen des Weiterbetriebs auf das ökologische Potenzial im Inn und den ökologischen Zustand der größeren Zubringer (§27 WHG)	40
6.1	Hydraulische und hydromorphologische Rahmenbedingungen	40
6.2	Indirekte Wirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten über die unterstützenden Qualitätskomponenten	40
6.3	Chemisch physikalischer Zustand	42
6.4	Makrophyten	42
6.5	Phytobenthos	42
6.6	Fische	42
6.7	Makrozoobenthos	43
6.8	Ökologischer Zustand der größeren Zubringer	43
6.9	Fazit	46
7	Auswirkungen einen naturschutzfachlich optimierten Wehrbetriebes	47
8	Auswirkungen unterschiedlicher Ausbauwassermengen	48
8.1	Kein Turbinenbetrieb	48
8.2	Unterschiedliche Ausbauwassermengen	48
8.2.1	Berechnungsgrundlagen	48
8.2.2	Ausbauwassermenge 990 m³/s	51
8.2.3	Ausbauwassermenge 1080 m³/s	51
9	Beiträge zur Erreichung des Guten Ökologischen Potenzials	52
9.1	Der Weg zum „guten ökologischen Potenzial“ in einer Staukette	52

9.2	Vorgehensweise und Maßnahmen zur Erreichung des Guten Ökologischen Potenzials im Stauraum Egglfing-Obernberg	55
9.3	Kurzbeschreibung der geplanten Maßnahmen der Innwerk AG	60
9.3.1	Durchgängigkeit (§34 WHG)	60
9.3.2	Maßnahmen zur Habitatverbesserung	63
9.3.3	Durchführung von Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben (v.a. hinsichtlich Verlandungsproblematik)	65
9.4	Bezug zum „Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau (Maßnahmenprogramm für den Inn)“	66
9.5	Bezug zu den FFH-Erhaltungszielen	67
9.6	Fazit	69
10	Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation (§35 WHG)	70
10.1	Turbinentyp	70
10.2	Rechen	70
10.3	Gewässerökologische Maßnahmen	71
10.4	Fazit	72
11	Literaturverzeichnis	74
12	Glossar	80
Anhang 1 Biologie der vorkommenden Arten		81
Allgemeines		81
Wandernde Größenklassen		82
Wander- bzw. Bewegungsdistanzen		82
Fruchtbarkeit		87
Populationsbiologie – Kompensatorische Prozesse		87
Saisonale Aspekte der Abwärtswanderung		90
Zusammenfassung		91
Anhang 2 Mortalitätsraten vergleichbarer Turbinen		93
Anhang 3 Blade-strike Modelle		95
Anhang 4 Wirkung der Habitatmaßnahmen		97
Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall		99
Anhang 6 Abschätzung der Schädigung durch Barotrauma		102
Druckverhältnisse in großen Kaplan-turbinen		102
Mortalitäten durch Barotrauma		104
Literatur		109
Anhang 7 Welcher Anteil einer Population kommt mit Turbinen in Berührung		111
Konzeptionelle Überlegungen		111
Fallbeispiele		112
Literatur		113
Anhang 8 Maßnahmenpotential im Stauraum Egglfing-Obernberg (Teil von LIFE Riverscape Lower Inn)		115

Aufgabenstellung

Die Innwerk AG betreibt das in den Jahren 1941-1944 errichtete Kraftwerk Eggfling-Obernberg. Die im Zusammenhang mit der Errichtung des Kraftwerks erteilten wasserrechtlichen Zulassungen waren bis 5.3.2018 befristet. Aktuell wird das Kraftwerk aufgrund einer beschränkten Erlaubnis des Landratsamts Passau weiterbetrieben. Das Kraftwerk soll auch zukünftig betrieben werden. Mit dem Vorhaben sind wasserrechtliche Tatbestände der Gewässerbenutzung erfüllt, sodass ein entsprechendes Bewilligungsverfahren erforderlich ist. Darüber hinaus wird auch eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchgeführt.

Der vorliegende Bericht beinhaltet die Darstellung des gewässerökologischen Ist-Bestands im gegenständlichen Projektgebiet hinsichtlich der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Phytobenthos und Fischfauna als Basis für die Auswirkungsanalyse für das Projekt Weiterbetrieb Innkraftwerk Eggfling-Obernberg.

Die Erhebungen und Darstellungen orientieren sich an dem im Bereich der Gewässerökologie derzeit gültigen Rechtsrahmen, insbesondere der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, im Folgenden: WRRL) sowie den in Deutschland bzw. Bayern geltenden gesetzlichen Maßgaben (insbesondere Wasserhaushaltsgesetz WHG) bzw. solchen der aktuellen Rechtsprechung. Die Maßgaben des österreichischen Wasserrechtsgesetzes werden im dortigen Wiederverleihungsverfahren betrachtet und sind in Abschnitt 3.5 zusammenfassend dargestellt. Die fachliche Begutachtung selbst richtet sich nach den in Deutschland anerkannten, besten wissenschaftlichen Erkenntnissen, berücksichtigt jedoch auch österreichische Methoden.

Im vorliegenden Gutachten werden neben der Beschreibung des IST-Zustandes und der Beschreibung der Auswirkungen des Weiterbetriebes auch die für den Betrieb von Stauanlagen bzw. Wasserkraftanlagen erforderlichen Maßnahmen hinsichtlich Durchgängigkeit (§34 WHG) und Schutz der Fischpopulation (§35 WHG) beschrieben, Diese Maßnahmen tragen auch signifikant zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele (guter ökologischer Zustand bzw. gutes ökologisches Potenzial) bei, werden zum Teil aber im Rahmen von gesonderten Anträgen umgesetzt.

Folgende Themen werden behandelt:

- Beschreibung und Bewertung der betroffenen Wasserkörper im Ist-Zustand (biologisch und chemisch)
- Ermittlung der Auswirkungen des Weiterbetriebes auf die Qualitätskomponenten und die Erreichung der Bewirtschaftungsziele der betroffenen Wasserkörper
- Ermittlung von Maßnahmen als Beitrag zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL bzw. des guten ökologischen Potenzials

- Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation (§ 35 WHG)
- Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit (§ 34 WHG)

Details zu den Berechnungsmethoden und Annahmen, welche den Prognosen zu Grunde liegen, finden sich im Anhang.

Die hier vorgenommene Bestandsbeschreibung sowie die Ermittlung und Bewertung der Auswirkungen in Bezug auf die Gewässerökologie sind teilweise auch für die Prüfung der FFH-Verträglichkeit des Vorhabens relevant, siehe hierzu die gesonderte fachgutachterliche Stellungnahme zur FFH-Verträglichkeitsuntersuchung, Anlage 26.

2 Bewertungsrahmen

Bei der Beurteilung, ob im Rahmen des § 12 Abs. 1 WHG schädliche Gewässeränderungen oder Verstöße gegen die Anforderungen anderer öffentlich-rechtlicher Vorschriften vorliegen, ist ein Vorher-Nachher-Vergleich anzustellen. Als maßgeblicher Referenzzustand („Vorher“) ist – im Einklang mit nationaler und europäischer Rechtsprechung – grundsätzlich der Ist-Zustand heranzuziehen (Referenzzeitpunkt: Ende der Bewilligungsdauer). Aus Vereinfachungsgründen darf dabei grundsätzlich auf den Gewässerzustand abgestellt werden, wie er in dem jeweiligen Bewirtschaftungsplan dargestellt ist.

Dieser Zustand hat sich implizit auf Basis der klimatischen, flussmorphologischen, und hydrologischen Rahmenbedingungen des Gewässers eingestellt inklusiver aller zum Zeitpunkt der Behördenentscheidung bestehenden anthropogenen Nutzungen.

Eine Weiterführung der Nutzung, insbesondere wenn sie solange besteht wie der Kraftwerksbetrieb, führt zu keinen Veränderungen der chemische, physikalischen, oder hydromorphologischen Rahmenbedingungen, und daher auch zu keinen Änderungen in den biologischen Qualitätselementen. Auswirkungen gemäß Verschlechterungsverbot sind daher implizit ausgeschlossen (die Zönose (inklusive aller biologischen Qualitätselemente) hat sich u.a. auch wegen des Kraftwerkbetriebs eingestellt).

Basierend auf mehreren Gesprächen mit Sachverständigen und Behörde werden zwei weitere Fälle betrachtet:

- 1) Vergleich Ist-Zustand mit naturschutzfachlich optimiertem Wehrbetrieb
 - Jährliche Absenkung um 0,25 m im September / Oktober, vorausgesetzt es herrscht mittlerer Innabfluss (MQ), sowie
 - Absenkung bei jedem zweiten oder dritten Hochwasserereignis (mindestens MHQ) um zwei Meter.

- 2) Vergleich Ist-Zustand mit einem Zustand mit reduzierter Turbinendotation (990 m³/s)

Aussagen dazu finden sich in den Kapiteln „7 Auswirkungen einen naturschutzfachlich optimierten Wehrbetriebes“ und „8 Auswirkungen unterschiedlicher Ausbauwassermengen“.

3 Rechtliche Rahmenbedingungen

3.1 Bewirtschaftungsziele

Die Europäische Union hat mit der Wasserrahmenrichtlinie (im Folgenden WRRL) einheitlich geltende Umweltziele für den Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer aufgestellt und eine rechtliche Basis dafür geschaffen. Neben den Zielen und Instrumenten des Umweltschutzes sind auch wirtschaftliche Aspekte der Wassernutzung bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu betrachten.

Die Bewirtschaftung von Oberflächengewässern muss so erfolgen, dass die Bewirtschaftungsziele der §§ 27-31, 44, 47 WHG beachtet werden. Danach sind Gewässer so zu bewirtschaften, dass die durch Art. 4 WRRL rechtsverbindlich vorgegebenen Umweltziele erreicht werden.

Die Hauptinstrumente bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme. Die konkreten Bewirtschaftungsziele für das jeweilige Gewässer werden in den Bewirtschaftungsplänen der entsprechenden Flussgebietseinheit festgelegt. Der Bewirtschaftungsplan für ein Flussgebiet oder einen Teil davon ist Grundlage für die einzugsgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung. Für jede Flussgebietseinheit werden im Sinne von Art. 1 WRRL Maßnahmenprogramme nach § 82 WHG aufgestellt. In den Maßnahmenprogrammen werden gem. § 82 Abs. 1 WHG die Maßnahmen dargestellt, die zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele und damit die in der Wasserrahmenrichtlinie festgeschriebenen Umweltziele in einem Flussgebiet für notwendig erachtet werden.

Grundsätzlich sind nach § 27 Abs. 1 WHG oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass eine Verschlechterung des ökologischen oder chemischen Zustands vermieden wird und ein guter ökologischer und chemischer Zustand erhalten oder erreicht wird. Künstliche oder erheblich veränderte Gewässer sind dagegen in Anlehnung an Art. 4 Abs. 3 WRRL gem. § 27 Abs. 2 WHG so zu bewirtschaften, dass die beschriebenen Ziele mit der Maßgabe eines guten ökologischen und chemischen Potenzials gelten. § 27 WHG normiert damit unabhängig von der Einstufung eines Gewässers ein Verschlechterungsverbot.

Bei der Beurteilung, ob im Rahmen des § 12 Abs. 1 WHG schädliche Gewässeränderungen oder Verstöße gegen die Anforderungen anderer öffentlich-rechtlicher Vorschriften vorliegen, ist jeweils ein Vorher-Nachher-Vergleich anzustellen. Die Situation des beantragten Weiterbetriebs des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg ("Nachher") ergibt sich dabei aus diesem Erläuterungsbericht sowie den beigefügten Fachbeiträgen zu möglichen Auswirkungen. Als maßgeblicher Referenzzustand ("Vorher") ist – im Einklang mit nationaler

und europäischer Rechtsprechung – grundsätzlich jeweils der derzeitige Ist-Zustand heranzuziehen. Er entspricht grundsätzlich dem Zustand des Wasserkörpers, wie er in dem zum Zeitpunkt der Behördenentscheidung geltenden Bewirtschaftungsplan dokumentiert ist.

Im Rahmen der wasserrechtlichen Prüfung folgt dies aus der zum Verschlechterungsverbot ergangenen Rechtsprechung, insbesondere des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG, Urteil vom 09.02.2017 zur „Elbvertiefung“, Az. 7 A 2.15, Rn. 488f.). Danach ist bei Erteilung einer wasserrechtlichen Gestattung, deren zeitliche Geltung unmittelbar an eine vorhergehende Erlaubnis anschließt, auf den tatsächlichen Ist-Zustand im Sinne der Wasserbeschaffenheit abzustellen. Aus Vereinfachungsgründen darf dabei grundsätzlich auf den Gewässerzustand abgestellt werden, wie er in dem jeweiligen Bewirtschaftungsplan dargestellt wird (LAWA, Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot 2017; Vollzugshinweise zur Auslegung und Anwendung des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots, Anlage zum UMS vom 09.01.2018, Az. 52a-U4504-2013/5-135).

Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands/Potenzials im Sinne von § 27 Abs. 1 und 2 WHG liegt vor, sobald sich der Zustand/das Potenzial mindestens einer biologischen Qualitätskomponente der Anlage 3 Nr. 1 zur Oberflächengewässerverordnung um eine Klasse verschlechtert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung eines Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt. Ist die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet, stellt jede Verschlechterung dieser Komponente eine Verschlechterung des Zustands/Potenzials eines Oberflächenwasserkörpers dar (BVerwG, Urteil vom 09.02.2017 zur „Elbvertiefung“, Az. 7 A 2.15, Rn. 479; im Anschluss an EuGH, Urteil vom 1. Juli 2015 - C-461/13 - LS 2, „Weser-Urteil“, Rn. 70).

Bei der Prüfung des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots gilt nach ständiger Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts nicht der strenge Maßstab des FFH-Rechts, sondern der allgemeine ordnungsrechtliche Maßstab. Danach verstößt das Vorhaben gegen die Vorgaben aus § 27 WHG i.V.m. Art. 4 WRRL, wenn der Eintritt eines Schadens – hier der Verschlechterung – hinreichend wahrscheinlich ist. Es sind zudem nur messbare oder sonst feststellbare künftige Veränderungen aufgrund des geplanten Vorhabens relevant.

3.2 Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme

Die WRRL fordert von den Mitgliedsstaaten alle sechs Jahre die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen. Diese umfassen unter anderem

- die Festsetzung von Umweltzielen,
- die Aufstellung von Maßnahmenprogrammen,
- die Umsetzung der Maßnahmen in die Praxis.

Für die Maßnahmenplanung und zum Erreichen der gesetzlich vorgegebenen Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele sind die Aufstellung und Abstimmung von überregionalen Strategien eine bedeutende Grundlage. Von besonderer Bedeutung sind dabei die gemeinsam für das Einzugsgebiet festgelegten und mit der Öffentlichkeit abgestimmten sogenannten **wichtigen Fragen der Gewässerbewirtschaftung**, deren strategische Verfolgung ein gemeinsames Ziel aller am Bewirtschaftungsprozess Beteiligten ist. Wichtige Fragen der Gewässerbewirtschaftung zielen auf Belastungen und Veränderungen der Gewässer ab, die für die Bewirtschaftung des Flussgebietes als Ganzes und somit überregional von Bedeutung sind. Somit geben die wichtigen Fragen der Gewässerbewirtschaftung einen Überblick über die Handlungsschwerpunkte im jeweiligen Flussgebiet. Im Bewirtschaftungsplan für den in Bayern liegenden Anteil des Flussgebietes der Donau wurden die folgenden **wichtigen Fragen der Gewässerbewirtschaftung** festgestellt:

- Hydromorphologische Veränderungen der Oberflächengewässer bzgl. Gewässerstruktur (Morphologie), Durchgängigkeit und Wasserhaushalt
- Nähr- und Schadstoffeinträge aus Punktquellen und diffusen Quellen in Oberflächengewässer und das Grundwasser sowie Bodeneinträge in Oberflächengewässer

Ziel der Maßnahmenplanung ist es, die jeweilige Beeinträchtigung und/oder Belastung durch die Auswahl geeigneter Maßnahmen so zu vermindern, dass die Umweltziele der WRRL bzw. die in den §§ 27, 44 und 47 Absatz 1 WHG festgelegten Bewirtschaftungsziele nach bis 2021, spätestens bis 2027, erreicht werden können. Das Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau Bewirtschaftungszeitraum 2016– enthält folgende Arten von Maßnahmen (siehe Art. 11 Abs. 3–5 WRRL):

- Grundlegende Maßnahmen sind zu erfüllende Mindestanforderungen an den Gewässerschutz; sie sind in Art. 11 Abs. 3 WRRL aufgelistet,
- Ergänzende Maßnahmen sind Maßnahmen, die zusätzlich zu den grundlegenden Maßnahmen in das Maßnahmenprogramm aufgenommen werden, wenn die grundlegenden Maßnahmen nicht ausreichen, um die festgelegten Umweltziele zu erreichen,
- Zusatzmaßnahmen sind Maßnahmen, die nachträglich in das jeweils geltende Maßnahmenprogramm aufgenommen werden, wenn die festgelegten Umweltziele voraussichtlich mit den zuvor vorgesehenen Maßnahmen nicht erreicht werden können.

Die „Grundlegende Maßnahmen“ sind in Art. 11 Abs. 3 WRRL aufgelistet. Die eindeutige Abgrenzung zwischen grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen ist in einigen Fällen

schwierig, insbesondere bei den grundlegenden Maßnahmen, die sich aus Art. 11 Abs. 3, Buchstaben e, h, i, k WRRL ableiten. Als **grundlegende Maßnahmen** aus dem Bereich hydromorphologische Maßnahmen werden deshalb momentan lediglich **Unterhaltungsmaßnahmen** (§ 39 WHG) und Maßnahmen nach §§ 33-35 WHG (**Mindestwasserführung und Durchgängigkeit** oberirdischer Gewässer) angesehen.

Die Umsetzung grundlegender Maßnahmen ist rechtlich verbindlich, die Umsetzung der ergänzenden Maßnahmen erfolgt in Bayern weitgehend auf freiwilliger Basis (nach dem Prinzip „Freiwilligkeit vor Ordnungsrecht“).

Die folgenden ergänzende Maßnahmen im Handlungsbereich Hydromorphologie zur Behebung der Defizite werden im Maßnahmenprogramm angeführt:

- Schaffen ökologisch verträglicher hydraulischer Verhältnisse,
- Wiederzulassen bzw. Ermöglichen hydromorphologischer und hydrodynamischer Prozesse (incl. feststoffdynamischer Prozesse an Ufer- und Sohlbereichen),
- Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit (Längs- und Quervernetzung) im Hinblick auf biologische multidirektionale Migration, Förderung intakter Metapopulationen sowie Feststoffdurchgängigkeit,
- Schaffen und Erhalten von Strukturen zur Habitatverbesserung im Gewässer und an Uferbereichen,
- Vermindern und Beseitigen der Verschlammung im Gewässerbett und in Wechselwasserbereichen,
- Habitatverbesserungen und -wiederherstellung im Uferstreifen/Gewässerentwicklungskorridor,
- Förderung des natürlichen Rückhaltes und des Wasserhaushaltes in den Auen mit ihren Lateral- und Temporärgewässern sowie dem natürlichen Hochwasserabflussgebiet.

3.3 Durchgängigkeit

§ 34 WHG knüpft die Zulässigkeit einer Anlage an die Erhaltung oder Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Gewässers. § 34 WHG setzt damit die Vorgaben der WRRL zur Durchgängigkeit in Anhang V Nummer 1.2.1 und 1.2.5 WRRL um. Das Maß der zu erhaltenden oder zu erreichenden Durchgängigkeit ist im Gesetz nicht näher definiert und ist daher durch naturwissenschaftlich-technische Wertungen ausfüllungsbedürftig. Die Erhaltung oder Wiederherstellung der Durchgängigkeit ist gem. § 34 Abs. 1 WHG zu gewährleisten, soweit dies zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der § 27-31 WHG erforderlich ist.

3.4 Schutz der Fischpopulation

In Deutschland werden die Anforderungen hinsichtlich des Schutzes der Fischpopulation im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) 2010 geregelt.

Nach § 35 Absatz 1 darf eine Wasserkraftnutzung nur zugelassen werden, wenn auch geeignete Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation ergriffen werden. § 35 fordert einen Schutz insoweit, als dies zum Erhalt der Fischpopulation erforderlich ist. Regelungsziel ist nach der Gesetzesbegründung nicht der Schutz eines einzelnen Tieres oder einer Gruppe, sondern die Sicherstellung der Reproduktionsfähigkeit einer Art. Geschützt werden die gewässertypischen Arten, nicht jedoch solche, die im Gewässer derzeit nicht heimisch sind, deren Wiederansiedlung aber als ökologisch wünschenswert erachtet wird (Reinhardt, NVwZ 2011, 1089, 1092).

Die für den Schutz der Fischpopulation notwendigen Maßnahmen werden im WHG 2010 offen gelassen, allerdings in den Bewirtschaftungsplänen konkretisiert. Hinsichtlich Fischabstieg finden sich im „Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil der Flussgebiets-einheit Donau“ (BWP 2009) folgende Aussagen:

„Im Donau-Flussgebiet spielt die Aufwärtswanderung die entscheidende Rolle. Die abwärtsgerichtete Wanderung ist hier nicht im gleichen Maße für die Fischfauna überlebenswichtig wie z. B. in den Aal-/Lachsgewässern des Main- oder Elbe-Gebietes. Aus diesem Grund wird im bayernweiten Durchgängigkeitskonzept für das Donau-Flussgebiet nur die aufwärtsgerichtete Wanderung betrachtet.“

„Die Wirksamkeit von Fischschutz- und Fischechanlagen ist in Deutschland in der Praxis bislang noch nicht ausreichend erprobt, wenngleich es im Bereich kleinerer Wasserkraftanlagen Lösungsansätze gibt. Diese liegen z. B. in Schutzeinrichtungen, die das Eindringen der Fische in die Turbinenanlage verhindern, in Umleiteinrichtungen und in Fisch schonenden Turbinenanlagen bzw. einem entsprechenden Turbinenmanagement. An großen Wasserkraftanlagen liegen in Deutschland bislang keine ausreichenden Erfahrungen hinsichtlich eines wirksamen Fischschutzes vor.“

Für den Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 wird weiter auf laufende Forschungsvorhaben verwiesen (BWP 2015):

„Gegenwärtig ist festzuhalten, dass beim Thema Fischschutz und -abstieg insgesamt jedoch noch großer Bedarf an Forschungs- und Entwicklungsarbeit

vorherrscht. Im Rahmen des vom Freistaat Bayern beauftragten Forschungsvorhabens „Wasserkraftnutzung und Gewässerökologie“ werden an bestehenden und innovativen neuen Wasserkraftstandorten die Auswirkungen verschiedener Anlagentypen auf die Gewässerökologie untersucht. Der Erkenntnisgewinn des bis Ende 2016 laufenden Forschungsprogramms soll die breite Anwendung fischschonender Wasserkraftwerkstechniken unterstützen.“

Die Gleichstellung technischer und ökologischer Fischschutzmaßnahmen wurde auch beim Workshop „Ökologie und Wasserkraft an großen Gewässern“ breit diskutiert. Der Workshop fand am 28. Februar und 1. März 2019 im Landesamt für Umwelt in Augsburg statt und wurde von Wasserkraftunternehmen organisiert. Insgesamt nahmen 120 Teilnehmer Vertreter von Fachbehörden, Universitäten, planenden Büros, Wasserkraftbetreibern und Fischereiverbänden teil. Die Gleichstellung technischer und ökologischer Fischschutzmaßnahmen wird oft kritisiert unter anderem mit der Begründung, dass jedes Individuum bzw. auch wenige Individuen zur Population beitragen, was in der extremsten Position einem Individualschutz entspricht. Für den Landesfischereiverband Bayern e. V. sind ökologische Fischschutzmaßnahmen bei der großen Wasserkraft - im Gegensatz zur Kleinwasserkraft - als pragmatische Übergangslösung denkbar (Göttle und Schnell 2019). Alternativen zum technischem Fischschutz sind bei der Großwasserkraft schon deshalb erforderlich, da nach derzeitigem Stand des Wissens und der Technik mechanische Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen nur bis 50 m³/s und für Fische ab 10 cm Größe sicher betrieben werden können (Naumann et al. 2019).

Für Bayern sieht das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) beim Themenfeld Populationsschutz durch Verbesserung der Habitatausstattung einen Ansatz, für große Wasserkraftanlagen die Anforderungen des § 35 WHG zu erfüllen. Um den diesbezüglichen Wissenstand weiter zu verbessern wurde von VERBUND gemeinsam mit dem StMUV ein Forschungsprojekt konzipiert, das den vorgeschlagenen Ansatz zur Erfüllung der Anforderungen gemäß § 35 WHG (Fassung 2010) im Detail untersucht (Forschungsprojekt „Bewertung habitatverbessernder Maßnahmen zum Schutz von Fischpopulationen“). Aus heutiger Sicht des Freistaates Bayern wird daher von einer Forderung nach engeren Rechenabständen an den bestehenden Wasserkraftanlagen am Inn zwischen dem Kraftwerk Oberaudorf-Ebbs und Kraftwerk Passau-Ingling, sowie an der Bestandsanlage Donaukraftwerk Jochenstein für die Zeitdauer des Forschungsprojektes abgesehen .

3.5 Österreichisches Wasserrecht

In Österreich werden die Anforderungen hinsichtlich Durchgängigkeit und Schutz der Fischpopulation im Wasserrechtsgesetz (WRG 1959) geregelt. Grundsätzlich ist bei allen bewilligungspflichtigen Vorhaben der Stand der Technik (§ 12a WRG) einzuhalten.

Hinsichtlich Fischschutz und Fischabstieg wurde vom Bundesminister für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) bislang kein Stand der Technik iSd § 12a WRG in einer Verordnung nach § 12a Abs 2 WRG idF der WRG-Novelle 2003 bestimmt. In diesem Fall ist die Frage im Einzelfall mit Hilfe von Sachverständigen zu klären. Dabei können von den Sachverständigen als Grundlage für die Beurteilung des Standes der Technik neben - nicht auf § 12a Abs 2 WRG gestützten - Verordnungen des Bundesministers für Nachhaltigkeit und Tourismus auch einschlägige Regelwerke, wie z.B. ÖNORMEN, als objektivierte, generelle Gutachten herangezogen werden.

Im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) 2015 (BMLFUW 2015) wird hinsichtlich Fischschutz und Fischabstieg folgendes festgestellt:

„Aussagen zur Notwendigkeit und allfällige Konkretisierungen der Anforderungen bzgl. Fischschutz und -abstieg können erst nach Vorliegen gesicherter Erkenntnisse nach 2021 erfolgen, wobei auch die Ergebnisse europäischer Forschungsprojekte berücksichtigt werden.“

D.h. auch in österreichischen Richtlinien und Managementplänen sind derzeit keine konkreten Vorgaben hinsichtlich Fischabstieg beschrieben. Wie oben ausgeführt können Aussagen hinsichtlich Anforderungen bzgl. Fischschutz und -abstieg nach Meinung des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) erst nach Vorliegen gesicherter Erkenntnisse erfolgen. Aus diesem Grund wurden sowohl von VERBUND als auch vom BMLRT Forschungsprojekte konzipiert, die den Kenntnisstand zur flussabwärts gerichteten Fischwanderung der heimischen Fischfauna erweitern.

4 Identifizierung der betroffenen Wasserkörper

Das Innkraftwerk Eggfing Obernberg befindet sich im Wasserkörper „1_F654, Inn von Einmündung Salzach bis unterhalb Stau Neuhaus“. In Österreich handelt es sich um zwei Wasserkörper: WKNr. 305340007 (Inn_Eggfing_Obernberg, Inn-km 48,0 bis Inn-km 35,5) und WKNr. 305340005 (Inn_Schärding_Neuhaus, Inn-km 19,0 bis Inn-km 35,5). Der gesamte Flussabschnitt ist als erheblich verändert eingestuft.

Potenziell betroffen können auch Zubringer sein. Im Unterwasser des Kraftwerks münden der Malchinger Bach (Gewässerkennzahl 18752) auf deutscher Seite und der Gurtenbach (Wasserkörpernummer 305750000), der Hartbach (305760024), die Antiesen (305760048), der Toddenmannbach (307480001), und der Etzelshofer Bach (205770000) auf österreichischer Seite. Im Oberwasser des Kraftwerks münden der Kirnbach/Mühlbach (18736) auf deutscher Seite und der Ahamer Bach (Miningbach, Stampfbach, 305730003), der Stockerbach (Sunzingerbach, 308010010), und die Mühlheimer Ache (305740013) auf österreichischer Seite.

5 Beschreibung und Bewertung IST-Zustand

5.1 Rahmenbedingungen

5.1.1 Hydromorphologie

Ursprünglich war der Inn ein typischer Alpenfluss mit ganzjährig kühlem Wasser und geprägt durch eine hohe Schwebstofffracht. Durch die Errichtung der Kraftwerkskette, die Mitte der 60er Jahre abgeschlossen war, entstanden am Unteren Inn großflächige offene Wasserflächen und Aubereiche. Hochwasserschutz und Landgewinnung führten zur Abdämmung großer Aubereiche vom Fluss, sowie zu einer eingeschränkten morphologischen Dynamik.

Aus gewässerökologischer Sicht führten diese massiven Änderungen zur Ausweisung als stark veränderter Wasserkörper. Hauptbelastungen für die Gewässerfauna sind die Auswirkungen des Aufstaus auf Fließgeschwindigkeiten, Tiefenverhältnisse und Sedimente, Uferverbauungen, welche die morphologische Dynamik einschränken, sowie die Unterbrechung der Durchgängigkeit.

Die hohe Sedimentfracht führte auch zu weitläufigen Anlandungen, sodass der Untere Inn zu einem wichtigen Refugialraum für die Vogelwelt wurde (Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiet von internationalem Rang für annähernd 300 Vogelarten), was schließlich zur Ausweisung von Schutzgebieten gemäß FFH-Richtlinie (DE7744371, AT3105000, AT3119000) und Vogelschutzrichtlinie (DE7744471, AT3105000, AT3105000) führte.

Der Verlandungsprozess hält allerdings weiter an und die gerichtete Entwicklung wird – ohne Managementmaßnahmen – zu einem vorhersehbarem Schlusstadium mit verringerten Wasserflächen und Wasservolumen im Stauraum führen. Diese Entwicklung betrifft mittlerweile ausschließlich die meist durch Leitdämme abgetrennten Seitenbuchten der Stauräume, während sich im Flussschlauch seit vielen Jahrzehnten ein Gleichgewichtszustand eingestellt hat. Im Stauraum Eggfing-Obernberg finden sich derartige Seitenbuchten mit weiter fortschreitender Verlandungsentwicklung ausschließlich auf österreichischem Staatsgebiet.

Details zu Hydrologie, Flussmorphologie, geschichtlicher Entwicklung und Prognosen zur weiteren Entwicklung des Inn finden sich im „Gutachten naturschutzfachlich optimierter Wehrbetrieb“ (Anlage 28).

5.1.2 Kraftwerksbetrieb

5.1.2.1 Wassernutzung

Bei Errichtung der Kraftwerksanlage lag die höchste Ausbauwassermenge bei Überöffnung bei 990 m³/s. Mitte der 90er Jahre wurden die Turbinen erneuert, wodurch die technisch mögliche Ausbauwassermenge auf 1080 m³/s erhöht wurde (Tabelle 1).

Bescheid	Ausbauwassermenge
Wasserrechtliche Genehmigung Reichsstatthalter Oberdonau, 6.3.1943	Betriebswassermenge bis zu 900 m³/s
DE: Bescheid Errichtung und Betrieb LRA Griesbach, 27.3.1957	höchste Ausbauwassermenge bei Überöffnung 990 m³/s
AT: Wasserrechtliche Überprüfung Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 7.7.1966	höchste Ausbauwassermenge bei Überöffnung 990 m³/s
Turbinenumbau Neunziger Jahre	technisch mögliche Ausbauwassermenge 1080 m³/s
DE: Beschränkte Erlaubnis über den bewilligten Benutzungsumfang hinaus (weitere 90 m ³ /s) LRA Passau, 2.8.2017	Ausbauwassermenge 1080 m³/s
AT: Genehmigung zur Erhöhung des Maßes der Wasserbenutzung, BMLFUW, 11.8.2017	Maß der Wasserbenutzung 1080 m³/s
DE: Beschränkte Erlaubnis zum Aufstauen, Ableiten und Wiedereinleiten bis 31.12.2024, LRA Passau, 21.12.2021	Ausbauwassermenge 1080 m³/s

Tabelle 1 Bescheide zur Ausbauwassermenge

Im Zuge der Turbinenrevision wurde auch der Laufraddurchmesser vergrößert, die Nenn-drehzahl blieb gleich (Tabelle 2).

Turbine	Laufraddurchmesser (m)		Max. Durchfluss (m ³ /s)		Nenn Drehzahl (U/min)
	Kollaudierung	Nach Revision	Kollaudierung	Nach Revision	Keine Änderung
1	5,10	5,25	165	182	100
2	5,10	5,25	165	182	100
3	5,10	5,25	165	182	100
4	5,10	5,25	165	182	100
5	5,10	5,25	165	182	100
6	5,10	5,10	165	170	100

Tabelle 2 Turbinendaten

Die Jahresabflussfracht des Inn am Kraftwerk Eggfing-Obernberg liegt im Regeljahr bei 22,5 Mrd. m³. Bei einer Ausbauwassermenge von 990 m³/s werden davon im Regeljahr 20,7 Mrd. m³ Wasser pro Jahr über die Turbinen abgearbeitet, bei einer Ausbauwassermenge von 1080 m³/s sind es 21,1 Mrd. m³ (etwa 2 % mehr, Abbildung 1).

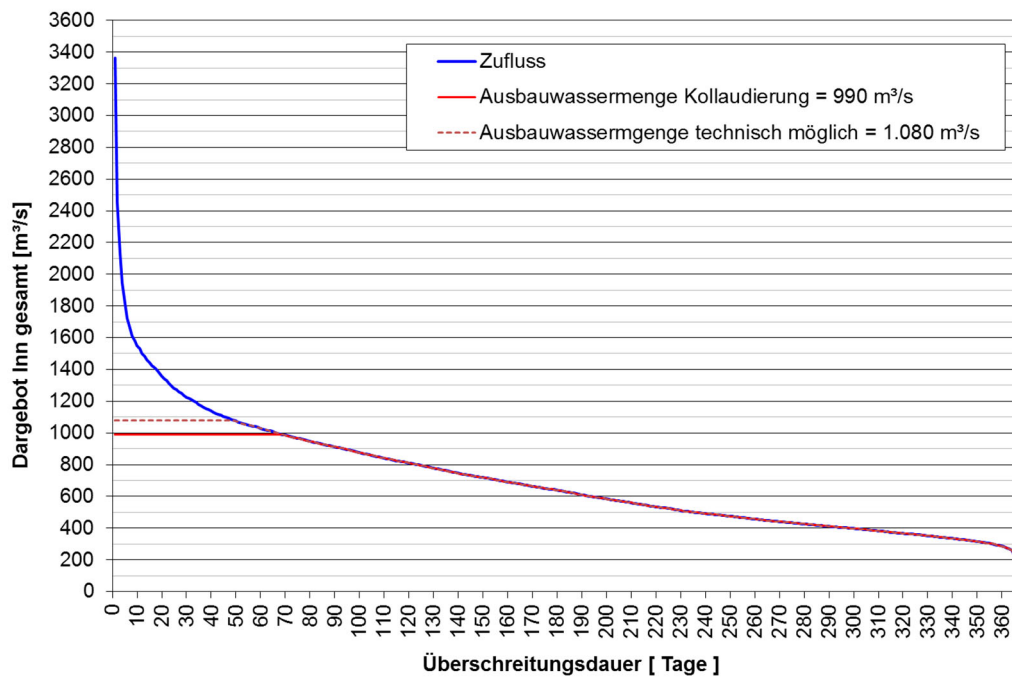


Abbildung 1 Innkraftwerk Eggfing-Obernberg, Durchschnittsdauerlinien

5.1.2.2 Schädigung von Fischen

Im Folgenden wird zunächst die Schädigung einzelner Fische analysiert (individuelle Betrachtung). Des Weiteren werden Aussagen zu allfälligen Auswirkungen auf die Fischpopulation abgeleitet (Populationsbetrachtung).

Die Aussagen zur individuellen Betrachtung stützen sich dabei auf

- Analogieschlüsse
Es werden die Schädigungsraten vergleichbarer Turbinen dargestellt
- Blade-Strike-Modelle
Schädigungsraten durch den Kontakt mit der Turbinenschaufel werden durch mathematische Modelle beschrieben
- Untersuchungen zu Barotrauma
Schädigungen durch die Druckverhältnisse bei Turbinenpassage werden durch empirische Modelle beschrieben

Die Aussagen zu den potenziellen Auswirkungen auf Populationsebene werden einerseits

- an Hand einer Literaturanalyse beschrieben, andererseits
- durch die Kombination der individuellen Schädigungsraten mit der Häufigkeit eines Kontaktes mit Turbinen.

5.1.2.2.1 Annahmen

Hinsichtlich Übertragbarkeit der Ergebnisse verschiedener Studien auf den Turbinenbetrieb und die Fischarten des Inn, bzw. die Prognose der Auswirkungen des Turbinenbetriebes auf die einzelnen Fischarten wurden die folgenden plausiblen Annahmen getroffen:

- Die Turbinen des Innkraftwerks Eggfling-Obernberg verhalten sich hinsichtlich Blade-strike wie jede andere Kaplan-turbine
Die Annahme ist plausibel, da alle Kaplan-turbinen sehr ähnliche Konstruktionsmerkmale aufweisen. Das verwendete Blade-strike-Modell wurde explizit für Kaplan-turbinen entwickelt.
- Die Inn-Turbinen verhalten sich hinsichtlich Druckbedingungen wie die bisher untersuchten großen Kaplan-turbinen
Die Annahme ist plausibel. Die Untersuchungen wurden an großen, langsam laufenden

Kaplanturbinen durchgeführt, die eine ähnliche Fallhöhe aufweisen, wie jene des Innkraftwerks Egglfing-Obernberg (siehe Anhang Abbildung 22).

- Die Fische des Inn weisen eine ähnliche Empfindlichkeit hinsichtlich Blade strike auf, wie die bisher untersuchten Arten
Die Annahme ist plausibel. Der wesentliche Parameter, der die Empfindlichkeit beeinflusst, ist die Fischgröße und die Form des Fisches. Weitere artspezifische Unterschiede (Schuppengröße, Schuppendicke, Dicke des Integuments, ...) sind zwar vorhanden, haben aber einen nur geringen Einfluss auf die Empfindlichkeit.
- Die Fische des Inn weisen eine ähnliche Empfindlichkeit hinsichtlich Barotrauma auf, wie die bisher untersuchten Arten
Die Annahme ist plausibel. Es wurden verschiedene Größenklassen und sowohl physoclistische Arten (Arten mit geschlossener Schwimmblase) als auch physostome Arten (Arten mit offener Schwimmblase) untersucht. Die Schätzungen sind eher konservativ, da als Endpunkt der Versuche meist nicht die „Mortalität“ sondern ein Index („mortality injured“) verwendet wurden, und die Untersuchungen zum Teil bei sehr hohen Gassättigungen durchgeführt wurden.
- Die Bewegungsmuster / Driftmuster sind vergleichbar, d.h. der Anteil einer Population, der in die Turbine geraten kann, liegt im Bereich der bisher untersuchten Arten
Die Annahme ist plausibel. Es gibt zwar große Art- und stadienspezifische Unterschiede, aber alle bisherigen Untersuchungen zeigen, dass nur ein geringer Anteil (0-25 %) der Population potamodromer Arten in Turbinen gerät (siehe Anhang 7 Welcher Anteil einer Population kommt mit Turbinen in Berührung); Generell dürfte der Anteil juveniler Fische größer sein (bis 25 %), als jener der Adultfische (bis 3 %).

Die angewandten Methoden sind international anerkannt. Bis Anfang der 1990er Jahre wurden in den Vereinigten Staaten zahlreiche Studien zu Überlebensraten von Fischen bei Turbinenpassage durchgeführt. Diese Daten wurden anschließend vom Electric Power Research Institute (EPRI) in einer umfassenden Datenbank zusammengestellt (EPRI 1992). Eine Überprüfung der bestehenden Studien und Methoden wurde auch von der FERC (Federal Energy Regulation Commission) durchgeführt (FERC 1995). Seit Mitte der 1990er Jahre ist die Übertragung dieser Ergebnisse auf andere Projekte unter Verwendung der EPRI-Datenbank von staatlichen Behörden der Vereinigten Staaten, einschließlich der FERC, dem United States Fish and Wildlife Service und dem National Marine Fisheries Service, anerkannt, einerseits über „Analogieschlüsse“ basierend auf Mortalitätsstudien für ähnliche Turbinentypen, andererseits über Blade-Strike Modellierung. Seit den 1990er Jahren wurden weit über 100 von den US-Behörden akzeptierte

"Desktop"-Analysen durchgeführt. Einige Beispiele für von den Behörden akzeptierte Bewertungen sind: Markland Hydroelectric Project Desktop Fish Entrainment and Turbine Mortality Analysis (Kleinschmidt Associates 2008); Claytor Hydroelectric Project Fish Entrainment and Impingement Desktop Assessment (Normandeau Associates, Inc 2009); und Saluda Hydro Project Desktop Fish Entrainment and Turbine Mortality Report (Kleinschmidt Associates 2007).

5.1.2.2.2 Individuelle Betrachtung- Schädigung durch Kontakt mit der Turbinenschaufel

Eine Möglichkeit die Schädigungsraten abzuschätzen, sind Analogieschlüsse auf Basis von Untersuchungen an vorhandenen, ähnlichen Turbinen (z.B. FERC 1995, Details siehe Anhang 2 Mortalitätsraten vergleichbarer Turbinen). Im Zuge einer Literaturanalyse (siehe Anhang 2 Mortalitätsraten vergleichbarer Turbinen) konnten 66 Versuche an 16 Standorten mit ähnlicher Turbinengeometrie identifiziert werden. Eine Regression der Überlebensrate in Abhängigkeit von der Fischlänge erklärt 72 % der Variabilität (Abbildung 2).

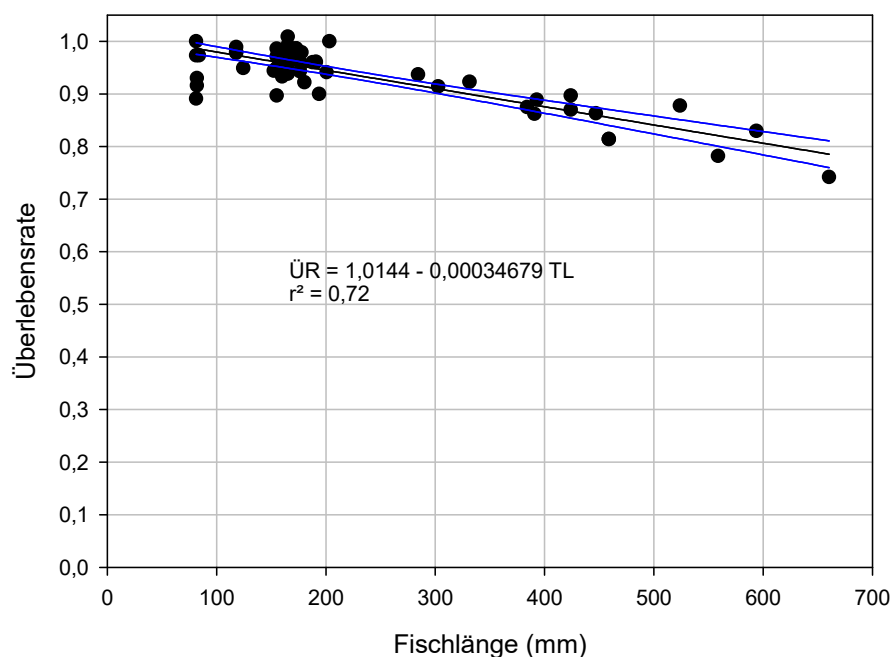


Abbildung 2 Überlebensraten vergleichbarer Kaplanturbinen in Abhängigkeit von der Fischgröße

Mit der Regressionsgerade ergeben sich folgende Überlebensraten für unterschiedlich große Fische für die Turbinen in Ering-Frauenstein.

TL (mm)	Überlebensrate
100	98.0%
200	94.5%
300	91.0%
400	87.6%
500	84.1%

Tabelle 3: Berechnete Überlebensraten (Regressionsanalyse)

Eine weitere Möglichkeit sind so genannte Blade-strike Modelle. Sie berechnen die Wahrscheinlichkeit der Kollision eines Fisches mit einer Turbinenschaufel. Im gegenständlichen Fall erfolgte die Berechnung der potentiellen Schädigungsrate für zufällig orientierte Fische (L_{eff} nach van Esch & Spierts 2014) mit größenabhängigem Korrekturfaktor nach Turnpenny et al (1992). Details dazu finden sich in Anhang 3 Blade-strike Modelle.

Die in den Neunziger Jahren umgebauten Turbinen weisen bei den Berechnungen trotz höherem Ausbaudurchfluss gegenüber den originalen Turbinen eine geringfügig niedrigere Schädigungsrate auf (Abbildung 3). Die berechnete Schädigungsrate einer 50 cm großen Barbe liegt bei 14,25 % (T1-T5) bzw. bei 14,20 % (T6). Bei den alten Turbinen betrug sie 14,63 %.

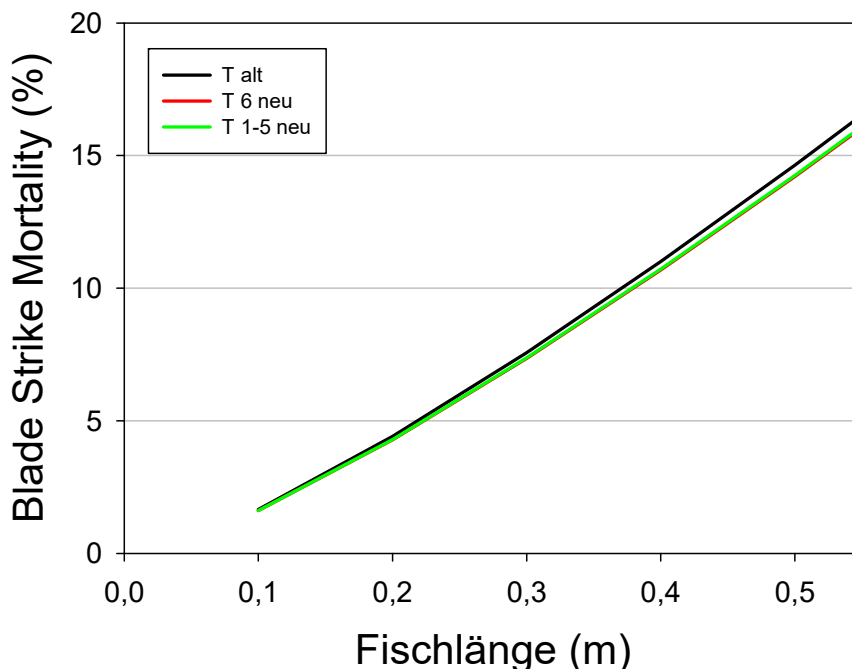


Abbildung 3 Schädigungsraten für Barben unterschiedlicher Größe bei den drei verwendeten Turbinentypen.

Da es sich beim überwiegenden Teil der abwandernden Fische um Jugendstadien handelt (Anhang 1 Biologie der vorkommenden Arten: Wandernde Größenklassen) ist die Turbinen-bedingte Mortalität für den Großteil der abwandernden Fische deutlich geringer und liegt bei den alten Turbinen für eine 10 cm große Barbe bei 1,66 %, bei den erneuerten Turbinen bei 1,61 % (T1-T6).

Die sehr gute Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den ermittelten Überlebensraten an vorhandenen, ähnlichen Turbinen (siehe Anhang 2 Mortalitätsraten vergleichbarer Turbinen) zeigt dass die Modelle plausibel sind und valide Ergebnisse liefern. Weiters wurden die Modelle im Rahmen des FFG - Projektes „Fischabstieg an mittelgroßen Flüssen in Österreich“ an zwei großen Kraftwerken in Österreich mit Freilanddaten (HI-Z Turb'N Tag, U.S. Patent No. 4,970,988, Heisey et al. 1992) überprüft, und auch dort wurde eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und gemessenen Mortalitätsraten festgestellt.

Der Vergleich der Schädigungsraten bei unterschiedlicher Ausbauwassermenge findet sich in „Kapitel 8 Auswirkungen unterschiedlicher Ausbauwassermengen“.

5.1.2.2.3 Individuelle Betrachtung - Schädigung durch Barotrauma

Schädigungen können aber nicht nur durch den Kontakt mit der Turbinenschaufel auftreten, sondern auch durch Scherkräfte und Barotrauma. Bis zu einem gewissen Grad sind diese Schädigungen über die Korrekturfaktoren in den Blade-strike Modellen enthalten. Eine zusätzliche Schädigung durch Barotrauma ergibt sich nur bei tiefenadaptierten Fischen (Details zu den wissenschaftlichen Hintergründen und zur Berechnung siehe Anhang 6 – Abschätzung der Schädigung durch Barotrauma).

Unter der Annahme, dass sich die Kaplan Turbinen des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg weitgehend wie die untersuchten Kaplan Turbinen verhalten, liegen der Median Wert des Nadirs bei 135.000 Pascal (Tabelle 4).

Quantile (%)	1	5	10	15	25	50	75	90	95	99	Kumulierte Mortalität (Nadir < 101 kPa)
Nadir (kPa)	46	75	91	101	115	135	158	175	185	203	
Königslachs (112-127 % TDG)	7.1	1.2	0.6	0.4	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.17 %
Australian bass	2.6	0.7	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.09 %
Gudgeon	1.5	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.07 %
Murray-Dorsch	0.6	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.02 %
Silver perch	5.6	2.9	2.3	2.0	1.6	1.3	1.1	0.9	0.9	0.8	0.39 %
Sander vitreum	6.0	1.6	0.9	0.7	0.5	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.20 %
Muskellunge	8.3	3.4	2.4	2.0	1.5	1.1	0.8	0.7	0.6	0.5	0.44 %

Tabelle 4 Mortalitätsindex („mortally injured“) verschiedener Fischarten (adulte und juvenile, oberflächenadaptiert) bei unterschiedlichen Nadirwerten (Quantile der an großen Turbinen beobachteten Nadirwerte); Grau hinterlegt sind Werte, die bei oberflächenadaptierten Fisch rechnerisch zwar Mortalitäten ergeben, in der Realität aber keine Schädigung durch Barotrauma hervorrufen können.

Für Oberflächen-adaptierte Fische ergeben sich im Großteil der untersuchten Fälle keine Mortalitäten, da nur bei ca. 15 Prozent der Turbinenpassagen überhaupt Nadirwerte unter dem normalen atmosphärischen Druck (Luftdruck, 101 kPa) auftraten, die theoretisch zu Schädigungen führen können (Tabelle 4). Die in der Tabelle ausgewiesenen Mortalitäten geben zwar auch oberhalb des atmosphärischen Luftdrucks Mortalitäten an, diese ergeben sich aber Formel bedingt, da die logistischen Regressionen nicht durch den Ursprung laufen. Bereiche mit niedrigen Drücken, die für Fische letal sein können, sind örtlich eng begrenzt, bei nur ca. 1 % der Turbinenpassagen traten Drücke von unter 50 kPa auf. Integriert man Auftrittshäufigkeiten und Mortalitäten über den relevanten Bereich (< 101 kPa), so ergeben sich bei allen bisher untersuchten Arten für oberflächenadaptierte Fische Gesamtmortalitäten von deutlich unter einem Prozent.

Da der Großteil der abwärtswandernden potamodromen Fische Larven und Juvenile sind, die in der Regel oberflächenadaptiert sind, sind Auswirkungen auf potamodrome Fischpopulationen durch Turbinen bedingtes Barotrauma an großen Anlagen unwahrscheinlich bzw. nicht nachweisbar.

5.1.2.2.4 Populationsbetrachtung

Durch den Kraftwerksbetrieb können Fische, welche die Turbine passieren, geschädigt und getötet werden. Die wesentliche Frage hinsichtlich Gewässerökologie oder Naturschutz ist, ob diese Schädigungen Einfluss auf Populationsebene haben. Diese Frage wird in verschiedenen Foren zwar kontroversiell diskutiert, auf wissenschaftlicher Ebene sind allerdings keine Studien bekannt, die einen messbaren Einfluss auf die Produktivität des Gewässers oder auf potamodrome Fischpopulationen zeigen.

Algera et al (2020) untersuchten diese Frage für Wasserkraftwerke an Hand eines systematischen Protokolls mittels einer Metaanalyse (264 Studien aus 87 Artikeln). Barnthouse (2013) untersuchte die Frage für Wasserentnahmen (von der Wirkung her mit einem Turbinenbetrieb vergleichbar) an großen nordamerikanischen Flüssen mit teils jahrzehntelangen umfangreichen Monitoringdaten. Weder Algera et al. (2020) noch Barnthouse (2013) fanden Studien, die schlüssig einen Effekt auf Fischpopulationen nachwiesen. Auch wenn negative Auswirkungen von Turbinenbetrieb oder Wasserentnahmen bisher nicht schlüssig dokumentiert wurden, beweist dies nicht, dass negative Auswirkungen nicht auftreten oder nie auftreten können. Dass solche Auswirkungen - trotz mehreren Jahrzehnten Betrieb von Großkraftwerken, von denen einige langjährige, umfangreiche Überwachungsprogramme durchführen - bisher praktisch nicht dokumentiert wurden, ist jedoch ein starker Hinweis darauf, dass die Auswirkungen von Turbinen oder Wasserentnahmen im Vergleich zu anderen Stressoren wie Überfischung, Lebensraumzerstörung, Verschmutzung und invasive Arten gering sind.

Als weiterer Ansatz zur Abschätzung von Populationseffekten kann die Kombination der individuellen Schädigungsraten mit der Häufigkeit eines Kontaktes mit Turbinen herangezogen werden. Kombiniert man die Wahrscheinlichkeiten bei Turbinenpassage getötet zu werden ($< 5\%$ für kleine Fische, ca. 15% für große Fische, siehe Anhang 2 Mortalitätsraten vergleichbarer Turbinen sowie Anhang 3 Blade-strike Modelle) mit jener Wahrscheinlichkeit, überhaupt in eine Turbine zu gelangen ($0-3\%$ für große Fische, $0-25\%$ für kleine Fische, siehe Anhang 7 Welcher Anteil einer Population kommt mit Turbinen in Berührung), so ergeben sich Mortalitätsraten auf Populationsniveau von $< 1\%$ (d.h. bei einer Populationsgröße von 1.000 Individuen werden 5-10 Individuen pro Jahr durch den Kraftwerksbetrieb getötet).

Beide Ansätze zeigen, dass bei potamodromen Fischen messbare negative Auswirkungen eines Turbinenbetriebes auf einzelne Fischpopulationen eher die Ausnahme und nicht die Regel sein dürften.

5.1.2.3 Resumee

Die Aussagen zu Überlebensraten und Populationseffekten beruhen auf den aktuellsten Studien zu Fischbewegungen, Turbinenmortalität, und Barotrauma. Hinsichtlich Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Studien auf den Turbinenbetrieb und die Fischarten des Inn, bzw. die Prognose der Auswirkungen des Turbinenbetriebes auf die einzelnen Fischarten wurden verschiedene plausible Annahmen getroffen:

- Die Turbinen des Innkraftwerks Ering-Frauenstein verhalten sich hinsichtlich Blade-strike wie jede andere Kaplan-turbine.
- Die Inn-Turbinen verhalten sich hinsichtlich Druckbedingungen wie die bisher untersuchten großen Kaplan-turbinen.
- Die Fische des Inn weisen eine ähnliche Empfindlichkeit hinsichtlich Blade strike auf, wie die bisher untersuchten Arten.
- Die Fische des Inn weisen eine ähnliche Empfindlichkeit hinsichtlich Barotrauma auf, wie die bisher untersuchten Arten.
- Die Bewegungsmuster / Driftmuster sind vergleichbar, d.h. der Anteil einer Population, der in die Turbine geraten kann, liegt im Bereich der bisher untersuchten Arten.

Weder individuelle Betrachtungen noch direkte Untersuchungen von Populationseffekten lassen den Schluss zu, dass der Turbinenbetrieb am Innkraftwerk Eggfing-Obernberg zu messbaren Veränderungen der dort vorkommenden Fischpopulationen führt.

5.1.3 Wehrbetrieb

5.1.3.1 Ist-Zustand

Derzeit wird am Innkraftwerk Eggfing-Obernberg ein konstanter Wasserspiegel gehalten. Unter diesen Rahmenbedingungen inklusiver aller bestehenden anthropogenen Nutzungen hat sich der gewässerökologische Zustand des Gewässers eingestellt.

In den Seitenbereichen des Stauraumes (Anm.: primär auf österreichischem Staatsgebiet) entspricht die derzeitige Flussmorphologie keinem Gleichgewichtszustand, sondern ist durch zunehmende Verlandung geprägt. Langfristig führt dies zu einem Verlust von aquatischen und semiaquatischen Flächen zugunsten von terrestrischen Habitaten mit negativen Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten gem. WRRL. Details dazu finden sich in Anlage 24.0 UVP-Bericht.

Diese Entwicklung des Stauraumes ist eine Folge des Bestandes der abschließend bewilligten Kraftwerksanlage und der Stauerrichtung in den Vierzigerjahren des Zwanzigsten Jahrhunderts und tritt unabhängig vom weiteren Kraftwerksbetrieb ein.

5.1.3.2 Fischeschädigung durch Wehrüberfall

Hohe Fallhöhen können theoretisch zu einer Schädigung der Fische bei Wehrpassage führen. Die maximale Fallhöhe des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg beträgt im Ist-Zustand etwa 10 m und verringert sich mit zunehmendem Durchfluss. Das Ausmaß der Schädigung bei Wehrpassage ist abhängig von der Aufprallgeschwindigkeit und der Art des Aufpralls (freier Fall in der Luft, Fall im Wasserstrahl, Aufprall auf die Wasseroberfläche bzw. auf eine feste Oberfläche).

Für das Innkraftwerk Eggfing-Obernberg sind keine Schädigungen zu erwarten:

- Bei Wehrüberfall fallen Fische immer auf einen ausreichend tiefen Wasserpolster (mindestens ca. 5 m) im Tosbecken. Das Wehrfeld weist auch keine herausstehenden Teile auf, an die Fische stoßen könnten.
- Aufprallgeschwindigkeiten (Aufprall auf die Wasseroberfläche) bis etwa 18 m/s sind für Fische in der Regel nicht mit Verletzungen verbunden (siehe Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall).
- Die maximale Fallgeschwindigkeit von Wassertropfen beträgt etwa 9 m/s für einen 2,5 mm großen Wassertropfen, Fische innerhalb des Wasserstrahls werden daher in der Regel nicht geschädigt (siehe Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall).
- Die maximal erreichbare Geschwindigkeit im freien Fall ist abhängig vom Gewicht des Fisches. Kleine Fische bis etwa 12 cm Länge erreichen im freien Fall keine Geschwindigkeiten, die zu Verletzungen führen (siehe Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall).
- Für einen Damm mit 10 Metern Höhe erreichen auch größere Fische keine kritischen Aufprallgeschwindigkeiten. Die maximale Aufprallgeschwindigkeit liegt mit etwas über 14 m/s deutlich unter den für Fische kritischen Werten (siehe Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall).

5.2 Ökologisches Potenzial

Gemäß der Abstimmung zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Österreich im Bereich der Gewässerüberwachung an den gemeinsamen Grenzgewässern beider Staaten werden die Umweltziele (guter Zustand bzw. gutes Potenzial) derzeit (Stand

2017) nicht erreicht (Tabelle 5). Grund dafür sind die Bewertungsergebnisse hinsichtlich der Fischfauna. Der gesamte Abschnitt ist als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB) ausgewiesen und weist ein mäßiges (DE) bzw. mäßiges oder schlechteres (AT) ökologisches Potenzial auf. Der chemische Zustand wurde im BWP 2009 bzw. NGP 2009 mit gut bewertet. Die Zielerreichung ist gemäß NGP 2015 und BWP 2015 für 2027 vorgesehen.

Grenzwässer	Beteiligter DWK Österreich	Beteiligter FWK Deutschland	Länge des Grenzbildenden Gewässerabschnittes (km)	Gewässer-kategorie AT / Einstufung DE	abgestimmte Bewertung Erreichung des Umweltziels	Im Regelungsbereich des Regensburger Vertrags
Inn Einmündung Salzach bis Innstau Passau-Ingling (Staatsgrenze)	AT_305340010 AT_305340009 AT_305340007 AT_305340005 AT_305340012	DEBY_1_F654 DEBY_1_F655	64,3	HMWB	Ziel nicht erreicht	Ja

Tabelle 5 Abgestimmte Beurteilung der grenzbildenden Gewässerabschnitte hinsichtlich der Zielerreichung gemäß EU-Wasser-rahmenrichtlinie zwischen Österreich und Deutschland

Tabelle 6 und Tabelle 7 zeigen den Ökologischen Status im Projektgebiet nach deutscher und österreichischer Bewertungsmethodik.

	BWP 2015	BWP 2021 Entwurf
Flusswasserkörper (Kennzahl)	1_F654	1_F654
Flusswasserkörper (Name)	Inn von Einmündung Salzach bis unterhalb Stau Neuhaus	Inn von Einmündung Salzach bis unterhalb Stau Neuhaus
Gewässertyp	F4	F4
Einstufung	HMWB	HMWB
Ökologischer Zustand/Potential	3	2
Makrozoobenthos	2	2
Fischfauna	3	2
Makrophyten & Phytobenthos	2	2
Phytoplankton	n.r.	n.r.
Spez. Schadstoffe (Anhang 5 OGewV)	e	E
Grund für Zustandsänderung		
Zielerreichung	2027	nach 2015
Chemischer Zustand	nicht gut	nicht gut
ohne Berücksichtigung ubiquitärer Stoffe	gut	gut
Zielerreichung	2027	Nach 2045

Tabelle 6 Ökologischer Status des Inn im Projektgebiet (DE). BWP = Bewirtschaftungsplan; HMWB = heavily modified waterbody; e = UQN (Umweltqualitätsnorm) erfüllt; R = Geänderte Rechtslage (z. B. Umweltqualitätsnormrichtlinie);

Wasserkörpernummer	NGP 2015		NGP 2021 Entwurf	
	305340007	305340005	305340007	305340005
betroffene Bundesländer	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe
Fluss	Inn	Inn	Inn	Inn
Fluss-km (von)	35.50	19.00	35,50	19,00
Fluss-km (bis)	48.00	35.50	48,00	35,50
Chemischer Zustand	1	1	3	3
Bewertungstyp für Ch. Z.	B	B	C	C
Ubiquitäre Schadstoffe	3	3	3	3
Bewertungstyp für ubiqu. Schadst.	C	C	C	C
National geregelte Schadstoffe	2	2	2	2
Bewertungstyp für Nat. geregelte S.	B	B	B	B
stoffliche Komponente des ök. Z.	2	2	3	3
Bewertungstyp für stoffl. Komp.	B	B	A	A
hydromorph. Komponente des ök. Z.	4	5	4	5
Bewertungstyp für hy. Komp.	B	A	A	A
Ökologischer Zustand / Potential	33	33	33	33
Bewertungstyp für Ök.Z./ Potential	B	A	A	A
GESAMTZUSTAND	33	33	33	33
Bewertungstyp für GESAMT-ZUST.	B	A	A	A

Tabelle 7 Ökologischer Status des Inn im Projektgebiet (AT). NGP = Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan); 1- Sehr guter Zustand, 2 – Guter Zustand, 3 –Mäßiger Zustand, 4 – Unbefriedigender Zustand, 5 – Schlechter Zustand, 22 - Gutes oder besseres Potential, 33 - Mäßiges oder schlechteres Potential; A - Bewertung anhand von Messungen, B - Bewertung anhand von Gruppierung, C - Bewertung anhand von Belastungsanalyse;

5.3 Chemische Qualitätskomponenten

Der chemische Zustand ohne Berücksichtigung der ubiquitären Stoffe ist gemäß geltenden Bewirtschaftungsplan sowohl nach österreichischer als auch deutscher Bewertungsmethode in allen Detailwasserkörpern gut bis sehr gut. Unter Berücksichtigung der ubiquitären Schadstoffe werden die Bewirtschaftungsziele hinsichtlich chemischen Zustand derzeit nicht erreicht.

5.4 Biologische Qualitätskomponenten

Tabelle 8 zeigt Details (Teilbewertungen, diverse Indizes) der Bewertungen für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten für die beiden Detailwasserkörper 305340009 und 305340003 für die Jahre 2007 und 2013 gemäß österreichischer Bewertungsmethode.

Jahr	2007	2013	2007	2013
GZÜV ID	FW40502017	FW40502017	FW40502037	FW40502037
Bezeichnung der Messstelle	Braunau	Braunau	Ingling	Ingling
Bundesland	OÖ	OÖ	OÖ	OÖ
Gewässer	Inn	Inn	Inn	Inn
Qualitätselement Makrozoobenthos				
SI (Zelinka & Marvan)	2,23	2,16	2,01	2,02
SI ZKL	3	2	2	2
MMI1	0,33	0,45	0,55	0,68
MMI1 ZKL	4	3	3	2
MMI2				
MMI2 ZKL				
Ökol. ZKL	4	3	3	2
Qualitätselement Phytobenthos				
TI	2,25	2,26	2,54	2,52
TI ZKL	2	2	2	2
SI	1,91	1,95	2	2,12
SI ZKL	1	2	2	2
Ref. EQR	0,51	0,42	0,67	0,31
Ref. ZKL	2	3	2	3
Ökol. ZKL	2	3	2	3
Qualitätselement Fische				
FIA ohne ko Krit.				
Bewertung Biomasse				
FRI Teilbewertung				
Ökol. ZKL	4		5	
Qualitätselement Makrophyten				
Index MPH	1,90		1,80	
Ökol. ZKL	2	2	2	3

Tabelle 8 Bewertung der biologischen Qualitätselemente für das Beobachtungsjahr 2007 (AT): Verwendete Abkürzungen: GZÜV – Gewässerzustandsüberwachungsverordnung; ZKL – Zustandsklasse; SI – Saprobienindex; MMI1 – Multimetrischer Index 1; MMI2 – Multimetrischer Index 2; TI – Trophieindex; Ref. – Referenzarten; EQR – Ecological quality ratio; MPH – Makrophyten (Quellen: Erhebung der Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2010, Jahresbericht 2015)

5.5 Fische

5.5.1 Referenzzönose und Fischökologisches Leitbild

In Tabelle 9 und Tabelle 10 sind die Referenzzönose für den Unteren Inn gemäß fiBS sowie das Fischökologische Leitbild gemäß Leitbildkatalog des Österreichischen Bundesamts für Wasserwirtschaft (BAW, Stand Mai 2014) dargestellt.

Wissenschaftlicher Name	Fischart	rel. Anteil
<i>Leuciscus idus</i>	Aland, Nerfling	0,9
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	4,2
<i>Salmo trutta, Fließgewässerform</i>	Bachforelle	1,5
<i>Lampetra planeri</i>	Bachneunauge	0,1
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	9,6
<i>Perca fluviatilis</i>	Barsch, Flussbarsch	2,4
<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	0,1
<i>Abramis brama</i>	Brachse, Blei	12,5
<i>Leuciscus cephalus</i>	Döbel, Aitel	7,5
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	0,9
<i>Rutilus pigus virgo</i>	Frauennerfling	0,1
<i>Carassius gibelio</i>	Gibel	0,1
<i>Cottus gobio</i>	Groppe, Mühlkoppe	0,1
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	2,6
<i>Abramis bjoerkna</i>	Güster	7,8
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	4,2
<i>Esox lucius</i>	Hecht	3,4
<i>Hucho hucho</i>	Huchen	0,9
<i>Carassius carassius</i>	Karausche	0,1
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	0,1
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	0,1
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	11,4
<i>Lota lota</i>	Quappe, Rutte	1,5
<i>Aspius aspius</i>	Rapfen	0,5
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge, Plötze	2,4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	0,1
<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	0,1
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	0,1
<i>Barbatula barbatula</i>	Schmerle	2,1
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	3,9
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Schrätzer	0,1
<i>Cobitis taenia</i>	Steinbeißer	0,1
<i>Gobio uranoscopus</i>	Steingressling	1,0
<i>Zingel streber</i>	Streber	0,1
<i>Leuciscus souffia agasizii</i>	Strömer	1,0
<i>Eudontomyzon mariae</i>	Ukr. Bachneunauge	0,1
<i>Gobio albipinnatus</i>	Weißflossengründling	1,0
<i>Silurus glanis</i>	Wels	0,1
<i>Vimba vimba</i>	Zährte	0,9
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	1,3

Wissenschaftlicher Name	Fischart	rel. Anteil
<i>Zingel zingel</i>	Zingel	0,1
<i>Abramis sapa</i>	Zobel	0,1

Gesamtartenzahl der Referenz-Fischzönose: 43
 typspezifische Arten, Anzahl: 20
 davon Leitarten, Anzahl: 6
 Begleitarten, Anzahl: 23

Tabelle 9 Referenzzönose für den Inn gemäß deutschem Bewertungssystem (FiBS)

Wissenschaftlicher Name	Fischart	Typ
<i>Lota lota</i>	Aalrutte	b
<i>Squalius cephalus</i>	Aitel	l
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	s
<i>Salmo trutta fario</i>	Bachforelle	b
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	b
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	l
<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	s
<i>Abramis brama</i>	Brachse	b
<i>Gymnocephalus baloni</i>	Donaukaulbarsch	s
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	s
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	b
<i>Rutilus pigus</i>	Frauennerfling	s
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	s
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	b
<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	s
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	l
<i>Huso huso</i>	Hausen	s
<i>Esox lucius</i>	Hecht	b
<i>Hucho hucho</i>	Huchen	l
<i>Carassius carassius</i>	Karassche	s
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	s
<i>Cottus gobio</i>	Koppe	b
<i>Alburnus alburnus</i>	Laube	b
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	l
<i>Leuciscus idus</i>	Nerfling	l
<i>Eudontomyzon mariae</i>	Neunauge	s
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotaug	b
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	s
<i>Vimba vimba</i>	Rußnase	s
<i>Aspius aspius</i>	Schied	b
<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	s

Wissenschaftlicher Name	Fischart	Typ
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	s
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	b
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Schrätzer	s
<i>Cobitis taenia</i>	Steinbeißer	s
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	Steingreßling	s
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	s
<i>Zingel streber</i>	Streber	s
<i>Telestes souffia</i>	Strömer	b
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Waxdick	s
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Weißflossen Gründling	b
<i>Silurus glanis</i>	Wels	b
<i>Cyprinus carpio</i>	Wildkarpfen	s
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	s
<i>Zingel zingel</i>	Zingel	s
<i>Ballerus sapa</i>	Zobel	s

Leitarten (l)	6
Typische Begleitarten (b)	15
Seltene Begleitarten (s)	25
gesamt	46

Tabelle 10 Fischökologische Leitbild gemäß Leitbildkatalog des Österreichischen Bundesamts für Wasserwirtschaft (BAW, Stand Mai 2014)

Das Fischökologische Leitbild beschreibt analog zum deutschen Bewertungsverfahren die natürliche Fischartengemeinschaft eines Gewässerabschnittes. Die Fischarten des Leitbildes sind in Leitarten, typische und seltene Begleitarten unterteilt. Leitarten sind Fischarten, welche die Fischgemeinschaft dominieren sollten. Typische Begleitfischarten sind Fischarten, die häufig, aber nicht dominant sind. Von seltenen Begleitarten sind nur geringe Dichten zu erwarten und sie können auch ganz fehlen.

5.5.2 Fischökologischer Zustand

5.5.2.1 Deutsche Bewertungsmethode

An den Messstellen Simbach (Stauwurzel – erheblich veränderter Wasserkörper) und Passau (Fließstrecke bzw. Stauwurzel Donaukraftwerk Jochenstein – natürlicher Wasserkörper) wird der gute Fischökologische Zustand erreicht.

Messstelle 2011-13	FIBS - Zustand	FIBS Potenzial	Klasse
Inn Passau	(3,15)	3,35	Guter Zustand
Inn Simbach	2,80	(3,02)	Gutes Potenzial

Tabelle 11 Fischökologischer Zustand nach deutscher Bewertungsmethode

5.5.2.2 Österreichische Bewertungsmethode

Nach österreichischer Bewertungsmethode wird ein unbefriedigender oder schlechter Fischökologischer Zustand erreicht.

Messtelle	Jahr	FIA	Biomasse KG/ha	Zustand
Braunau	2007	2,48	26,4	4 - unbefriedigend
	2010	2,66	36	4 - unbefriedigend
	2014	2,75	6,9	5 - schlecht
Ingling	2014	2,71	13,1	5 – schlecht
Ingling (Stau)	2007	2,89	5,7	5 – schlecht
	2010	3,41	0,4	5 – schlecht
	2014	2,86	10,9	5 - schlecht

Tabelle 12 Fischökologischer Zustand nach österreichischer Bewertungsmethode

5.5.3 Ergebnisse der Fischbestandserhebungen gemäß Gewässerüberwachungsverordnung (GZÜV)

Bestandsdaten sind aus den Jahren 2007 und 2010 (GZÜV-Gewässerüberwachungsverordnung) für die beiden Detailwasserkörper 305340009 und 305340003 (beide OWK-Code 1_F654) vorhanden. Tabelle 13 zeigt die Ergebnisse der Erhebungen.

Deutscher Name	Wiss. Artname	Leitbild	FFH	Rote Liste	IUCN	Braunau						Ingling					
						2007			2010			2007			2010		
						[Ind/ha]	[kg/ha]	AA	[Ind/ha]	[kg/ha]	AA	[Ind/ha]	[kg/ha]	AA	[Ind/ha]	[kg/ha]	AA
Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	s	II	VU	DD	0,0	0,0	4	0,2	0,0	3						
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	b		NT		0,1	0,0	3	0,3	0,0	3	0,1	0,0	3			
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	I	II; V	EN	EN												
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	s	V	VU	LC	0,2	0,0	4	0,9	0,1	3						
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	I		LC	LC	11,3	0,6	3	14,6	1,3	2	0,4	0,0	3	0,1	0,0	4
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	I	V	NT	LC	0,0	0,0	4	0,1	0,0	4	0,0	0,0	4	0,0	0,0	4
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	s	II	VU	LC	0,6	0,0	3									
Brachse	<i>Abramis brama</i>	b		LC		8,5	4,1	2	7,6	11,2	3	0,1	0,1	3	0,1	0,2	4
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	s		NT	LC	0,1	0,0	4	0,0	0,0	4						
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus</i>	s	II; V	EN	DD												
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	s		LC		0,0	0,0	4									
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b		LC	LC	0,0	0,0	3				0,0	0,0	4	0,0	0,0	4
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	s		LC	LC				0,2	0,0	4	0,0	0,0	2	0,2	0,0	3
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	I		NT	LC	8,4	0,0	2	2,3	0,0	2	19,9	0,3	3			
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	s		EN	LC												
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	s		EN	DD	0,7	2,6	4				0,0	0,0	4			
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	b		LC	LC	38,1	0,4	1	5,2	0,1	2	250,7	4,5	1	0,1	0,0	4
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	I		NT	LC	109,3	2,0	2	7,5	3,0	2	203,0	0,6	3	0,2	0,1	4
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	I		EN	LC	1,3	0,5	4	0,2	0,0	4	0,1	0,1	4	0,1	0,0	4
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	b		LC	LC	6,1	0,3	1	1,9	0,0	2	0,1	0,0	3	0,2	0,0	3
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	s		LC	LC	0,3	0,0	4							0,0	0,0	4
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>	s		VU	LC												
Schied	<i>Aspius aspius</i>	b	II	EN	DD	1,3	0,2	3				0,2	0,0	3	0,2	0,0	4
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	s		VU	LC	0,2	0,0	4									
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	b		LC	LC	0,6	0,0	2	0,2	0,0	3						
Steingressling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	s	II	CR	DD												
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	b	II	EN	LC												
Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	b	II	LC	DD				0,0	0,0	4	0,0	0,0	2	0,0	0,0	3
Zobel	<i>Ballerus sapa</i>	s		EN								0,0	0,0	4	0,0	0,0	3

Deutscher Name	Wiss. Artname	Leitbild	FFH	Rote Liste	IUCN	Braunau						Ingling					
						2007			2010			2007			2010		
						[Ind/ha]	[kg/ha]	AA	[Ind/ha]	[kg/ha]	AA	[Ind/ha]	[kg/ha]	AA	[Ind/ha]	[kg/ha]	AA
Hecht	<i>Esox lucius</i>	b		NT		1,7	1,0	3	1,4	2,1	3	0,1	0,1	3	0,1	0,0	4
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b		VU		1,1	0,2	3	0,7	0,1	3						
Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>	s		VU	DD							0,0	0,0	4	0,0	0,0	4
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b		LC	LC	6,6	0,1	1	2,5	0,0	2	0,0	0,0	4	0,1	0,0	4
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	s		LC	LC	0,5	0,0	1	0,3	0,0	2	0,0	0,0	4	0,0	0,0	4
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	s	II; V	VU	VU							0,0	0,0	4	0,0	0,0	4
Streber	<i>Zingel streber</i>	s	II	EN	VU												
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	s		NT	LC	0,5	0,0	3	0,1	0,0	3	0,1	0,0	2	0,0	0,0	4
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	s	II; V	VU	VU												
Wels	<i>Silurus glanis</i>	b		VU	LC												
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	b	II	NT	LC	0,0	0,0	4	0,5	0,0	4	0,0	0,0	4			
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	s	II	CR	NT												
Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	s	II	VU	LC												
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	b		LC	LC	0,0	0,0	4	0,0	0,0	4						
Hausen	<i>Huso huso</i>	s	V	RE	EN												
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>	s	V	CR	VU												
Waxdick	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	s	V	RE	EN												
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	N!		NE		0,0	0,0	4	0,3	0,1	4				0,0	0,0	4
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	N!		NE		0,0	0,0	4									
Zope	<i>Ballerus ballerus</i>			EN											0,0	0,0	4
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	N!		NE		0,0	0,0	4									
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>			RE		3,0	1,1	3	0,8	0,4	3						
Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	a!		NE	LC				0,2	0,0	4	0,0	0,0	4			
Reinanke	<i>Coregonus lavaretus</i>	a!	V		DD				0,0	0,0	4						

Tabelle 13 Ergebnisse der Fischbestandserhebungen in Braunau und Ingling. AA-Altersaufbau; I Leitart, b typische Begleitart, s seltene Begleitart, a! allochthon, N! Neozoa, RE regional ausgestorben, der verschollen (regionally extinct), CR vom Aussterben bedroht (critically endangered), EN stark gefährdet (endangered), VU gefährdet (vulnerable), NT Gefährdung droht (near threatened), LR geringes Risiko (lower risk), LC nicht gefährdet (least concern), DD Datenlage für eine Einstufung nicht ausreichend (data deficient), NE nicht eingestuft, es handelt sich meist um verbreitete und reproduzierende Neobiota (not evaluated)

5.5.4 Ergebnisse aktueller Fischbestandserhebungen im Rahmen des prä-Monitorings

(aus Anlage 22.1 „Erhebung der Fischzönose im Innstauraum Eggfling-Obernberg - Fischökologische Situation vor Maßnahmenumsetzung“)

Im Rahmen des Prä-Monitorings vor Umsetzung bzw. Fertigstellung der großräumigen Renaturierungsmaßnahmen in der Stauwurzel wurde im Sommer und Herbst 2018 die Fischbesiedelung im Hauptfluss umfassend dokumentiert. 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. Details finden sich in Anlage 22.1.

Die Untersuchungen bestätigen die vorliegenden Ergebnisse. Mittels „Fisch Basiertes Bewertungssystem“ (FiBS) wurden vier Bewertungen durchgeführt. Zum einen wurden nur die Ergebnisse der Polstangenbefischungen im Übergangsbereich Stauwurzel-Stau berücksichtigt (dieser Ansatz entspricht weitgehend dem offiziellen WRRL-Monitoring). 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. 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 fischökologischen Zustand**.

Mittels „Fisch Index Austria“ (FIA) wurden ebenfalls vier 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 mit 8,8 bis 16,0 kg/ha die Minimalwerte für die Fischbiomasse nicht erreicht wurden. 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 etwas schlechter aus als in der Stauwurzel.

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

Tabelle 14: Fischökologischer Zustand mittels österreichischer und deutscher Bewertungsmethodik. Werte in Klammer ... FIA exkl. Biomasse-k.o.

6 Auswirkungen des Weiterbetriebs auf das ökologische Potenzial im Inn und den ökologischen Zustand der größeren Zubringer (§27 WHG)

6.1 **Hydraulische und hydromorphologische Rahmenbedingungen**

Durch den Weiterbetrieb des Innkraftwerks in dem schon bisher praktizierten, bis zum 05.03.2018 auch mit der beantragten Ausbauwassermenge von 1080 m³/s zugelassenen Umfang kommt es weder im Inn noch in den Nebengewässern zu Änderungen in den Wasserspiegellagen und den Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zum Ist-Zustand.

Die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen wie Durchgängigkeit und Flussmorphologie werden durch die in Kapitel 5 beschriebenen Maßnahmen signifikant verbessert. Diese Maßnahmen sind ein signifikanter Beitrag zur Zielerreichung.

Die Entwicklung des Stauraums mit seiner zunehmenden Verlandung und den damit für Lebensräume und Arten verbundenen Folgen sind als unabhängig vom Kraftwerksbetrieb zu sehen. Insbesondere ist der hier beantragte Weiterbetrieb des Innkraftwerks nicht für die Veränderungen des Stauraums, insbesondere für die fortschreitende Verlandung der Seitenbereichen (vorwiegend auf österreichischem Staatsgebiet), ursächlich. Sie sind vielmehr Folgewirkungen der Errichtung der abschließend bewilligten Staustufe und der Stauerrichtung in den Vierzigerjahren des Zwanzigsten Jahrhunderts (siehe Anlage 28).

Die Auswirkungen auf die einzelnen Qualitätskomponenten werden nachstehend im Einzelnen dargestellt.

6.2 **Indirekte Wirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten über die unterstützenden Qualitätskomponenten**

Bei der Beurteilung, ob im Rahmen des § 12 Abs. 1 WHG schädliche Gewässerveränderungen oder Verstöße gegen die Anforderungen anderer öffentlich-rechtlicher Vorschriften vorliegen, ist ein Vorher-Nachher-Vergleich anzustellen. Als maßgeblicher Referenzzustand („Vorher“) ist – im Einklang mit nationaler und europäischer Rechtsprechung – grundsätzlich der Ist-Zustand heranzuziehen (Referenzzeitpunkt: Ende der Bewilligungsdauer).

Dieser Zustand hat sich implizit auf Basis der klimatischen, flussmorphologischen, und hydrologischen Rahmenbedingungen des Gewässers eingestellt inklusive aller zum Zeitpunkt der Behördenentscheidung bestehenden anthropogenen Nutzungen.

Eine Weiterführung der Nutzung, insbesondere wenn sie solange besteht wie der Kraftwerksbetrieb, führt zu keinen Veränderungen der chemischen, physikalischen, oder hydromorphologischen Rahmenbedingungen (siehe Tabelle 15), und daher auch zu keinen indirekten Wirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten.

Tabelle 15 Vorhabenbedingte Veränderung der unterstützenden Qualitätskomponenten (aus „Leitfaden zur Erstellung des Fachbeitrags Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bei Vorhaben der WSV an BWaStr“ nach OGewV (2016) und IBL (2015), verändert)

	Qualitätskomponente (QK)	Parameter	Kurzdarstellung vorhabenbedingter Veränderungen	Relevanzfrage
Hydromorphologische QK gem. Anlage 3 Nr. 2 OGewV	Wasserhaushalt	Abfluss und Abflussdynamik	Abfluss und Abflussdynamik werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
		Verbindung zu Grundwasserkörpern	Die Verbindung zu Grundwasserkörpern wird durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit	Die Durchgängigkeit wird durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
	Morphologie	Tiefen- und Breitenvariation	Tiefen- und Breitenvariation werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
		Struktur und Substrat des Bodens	Struktur und Substrat des Bodens werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
		Struktur der Uferzone	Die Struktur der Uferzone wird durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten gem. Anlage 3 Nr. 3.2 OGewV	Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	Temperaturverhältnisse	Die Temperaturverhältnisse werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
		Sauerstoffhaushalt	Der Sauerstoffhaushalt wird durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
		Salzgehalt Versauerungszustand	Salzgehalt und Versauerungszustand werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
		Nährstoffverhältnisse	Die Nährstoffverhältnisse werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können
Chemische QK gem. Anlage 3 Nr. 3.1 OGewV	Flussgebiets-spezifische Schadstoffe	Synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe in Wasser, Sedimenten, Schwebstoffen oder Biota gemäß Anlage 6 OGewV	Synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe werden durch das Vorhaben nicht verändert	Es sind keine vorhabenbedingten Veränderungen zu erwarten, die zu einer relevanten Beeinträchtigung der biologischen QK führen können

6.3 Chemisch physikalischer Zustand

Durch den Weiterbetrieb kommt es weder im Inn noch in den Nebengewässern zu Änderungen in chemisch-physikalischen Parametern und daher auch zu keinen Auswirkungen auf den chemisch-physikalischen Zustand.

6.4 Makrophyten

Durch den Weiterbetrieb kommt es zu keinen Änderungen im Vergleich zum Ist-Zustand im Sinne des Verschlechterungsverbotes. Im Rahmen gesonderter Vorhaben (insbesondere die von Innwerk AG geplanten Maßnahmen zur Durchgängigkeit und Habitatverbesserung) werden allerdings wesentliche Maßnahmen im Sinne des Verbesserungsgebotes umgesetzt. Da die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten gleichbleiben, die Durchgängigkeit sowie die Flussmorphologie ökologisch verbessert werden, kann eine Verschlechterung des biologischen Qualitätselements „Makrophyten“ durch den Weiterbetrieb ausgeschlossen werden.

6.5 Phytobenthos

Durch den Weiterbetrieb kommt es zu keinen Änderungen im Vergleich zum Ist-Zustand im Sinne des Verschlechterungsverbotes. Im Rahmen gesonderter Vorhaben (insbesondere die von Innwerk AG geplanten Maßnahmen zur Durchgängigkeit und Habitatverbesserung) werden allerdings wesentliche Maßnahmen im Sinne des Verbesserungsgebotes umgesetzt. Da die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten gleichbleiben, die Durchgängigkeit sowie die Flussmorphologie ökologisch verbessert werden, kann eine Verschlechterung des biologischen Qualitätselements „Phytobenthos“ durch den Weiterbetrieb ausgeschlossen werden.

6.6 Fische

Durch den Weiterbetrieb kommt es zu keinen Änderungen im Vergleich zum Ist-Zustand im Sinne des Verschlechterungsverbotes. Im Rahmen gesonderter Vorhaben (insbesondere die von Innwerk AG geplanten Maßnahmen zur Durchgängigkeit und Habitatverbesserung) werden allerdings wesentliche Maßnahmen im Sinne des Verbesserungsgebotes umgesetzt. Da die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten gleichbleiben, die Durchgängigkeit sowie die Flussmorphologie ökologisch verbessert werden, kann eine Verschlechterung des biologischen Qualitätselements „Fische“ durch den Weiterbetrieb ausgeschlossen werden.

6.7 Makrozoobenthos

Durch den Weiterbetrieb kommt es zu keinen Änderungen im Vergleich zum Ist-Zustand im Sinne des Verschlechterungsverbotes. Im Rahmen gesonderter Vorhaben (insbesondere die von Innwerk AG geplanten Maßnahmen zur Durchgängigkeit und Habitatverbesserung) werden allerdings wesentliche Maßnahmen im Sinne des Verbesserungsgebotes umgesetzt. Da die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten gleichbleiben, die Durchgängigkeit sowie die Flussmorphologie ökologisch verbessert werden, kann eine Verschlechterung des biologischen Qualitätselements „Makrozoobenthos“ durch den Weiterbetrieb ausgeschlossen werden.

6.8 Ökologischer Zustand der größeren Zubringer

Im Unterwasser des Kraftwerks münden der Malchinger Bach auf deutscher Seite und der Gurtenbach, der Hartbach, die Antiesen, der Toddenmannbach, und der Etzelshofer Bach auf österreichischer Seite. Im Oberwasser des Kraftwerks münden der Kirnbach/Mühlbach auf deutscher Seite und der Ahamer Bach (Miningbach, Stampfbach, der Stockerbach (Sunzingerbach), und die Mühlheimer Ache auf österreichischer Seite.

Durch den Weiterbetrieb werden die Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten im Inn nicht verändert. Daher sind auch keine Auswirkungen auf die Nebengewässer gegeben und damit auch keine Auswirkungen auf die biologischen und chemischen Qualitätskomponenten in diesen Gewässern.

Im Zuge der Errichtung der Fischwanderhilfe wird der unterste Teil des Malchinger Baches ökologisch aufgewertet was zu einer Verbesserung des Ökologischen Zustandes in diesem Gewässer führt. Details dazu finden sich im Projekt zur Errichtung der Fischwanderhilfe. Im Zuge des LIFE Projektes „LIFE Riverscape Lower Inn“ werden die Mündungsbecken des Stampfbachs und der Mühlheimer Ache ökologisch aufgewertet.

Wasserkörpernummer	Unterwasser					Stauraum		
	305750000	305760024	305760048	307480001	205770000	305730003	308010010	305740013
betroffene Bundesländer	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe
Fluss	Gurtenbach	Hartbach [Inn]	Antiesen	Todtenmann- bach	Etzelhofer Bach	Miningbach	Stockerbach [Inn]	Ach
Fluss-km (von)	0,00	-4,72	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00
Fluss-km (bis)	18,00	7,10	2,00	1,50		3,50	8,18	9,20
keine Bewertung weil trockenfallend								
Chemischer Zustand	1	1	1	1		1		1
Bewertungstyp für Ch.Z..	B	B	B	B		B		B
Ubiquitäre Schadstoffe	3	3	3	3		3	3	3
Bewertungstyp für ubiqu. Schadst.	C	C	C	C		C	C	C
National geregelte Schadstoffe	2	2	2	2		2		2
Bewertungstyp für Nat. geregelte S.	B	A	B	B		B		B
stoffliche Komponente des ök. Z.	3	3	3	2		2		2
Bewertungstyp für stoffl. Komp.	A	A	A	B		B		A
hydromorph. Komponente des ök. Z.	3	4	3	3		3		3
Bewertungstyp für hy. Komp.	A	B	A	C		C		A
Ökologischer Zustand / Potential	3	4	3	3		3		3
Bewertungstyp für Ök.Z./ Potential	A	B	A	C		C		A
GESAMTZUSTAND	3	4	3	3		3		3
Bewertungstyp für GESAMTZUST.	A	B	A	C		C		A

Tabelle 16 Ökologischer Status der österreichischen Zubringer im Ober- und IUnterwasser des Kraftwerks Eggfing-Obernberg (AT). NGP = Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan; 1- Sehr guter Zustand, 2 – Guter Zustand, 3 –Mäßiger Zustand, 4 – Unbefriedigender Zustand, 5 – Schlechter Zustand, 22 - Gutes oder besseres Potential, 33 - Mäßiges oder schlechteres Potential; A - Bewertung anhand von Messungen, B - Bewertung anhand von Gruppierung, C - Bewertung anhand von Belastungsanalyse; ++ ... Bewertung anhand von Messungen, + ... Bewertung anhand von Gruppierungen (NGP 2015)

	Unterwasser					Stauraum		
Wasserkörpernummer	305750000	305760024	305760048	307480001	205770000	305730003	308010010	305740015
betroffene Bundesländer	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe	Ooe
Fluss	Gurtenbach	Hartbach [Inn]	Antiesen	Todtenmann- bach	Etzelshofer Bach	Miningbach	Stockerbach [Inn]	Ach
Fluss-km (von)	0,00	-4,72	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00
Fluss-km (bis)	18,00	7,10	2,00	1,50		3,50	8,18	1,00
keine Bewertung weil trockenfallend								
Chemischer Zustand	3	3	3	3		3	3	3
Bewertungstyp für Ch.Z..	C	C	C	C		C	C	C
Ubiquitäre Schadstoffe	3	3	3	3		3	3	3
Bewertungstyp für ubiqu. Schadst.	C	C	C	C		C	C	C
National geregelte Schadstoffe	1	1	1	1		1	1	1
Bewertungstyp für Nat. geregelte S.	B	B	B	B		B	B	B
stoffliche Komponente des ök. Z.	2	2	2	2		2		2
Bewertungstyp für stoffl. Komp.	B	A	B	B		B	0	B
hydromorph. Komponente des ök. Z.	3	3	3	3		2	3	2
Bewertungstyp für hy. Komp.	A	A	A	B		B	C	A
Ökologischer Zustand / Potential	3	4	3	3		3	3	4
Bewertungstyp für Ök.Z./ Potential	A	B	A	C		C	C	B
GESAMTZUSTAND	3	4	22	3		3	3	33
Bewertungstyp für GESAMTZUST.	A	B	A	B		C	C	B

Tabelle 17 Ökologischer Status der österreichischen Zubringer im Ober- und IUnterwasser des Kraftwerks Eggfing-Obernberg (AT). NGP = Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan; 1- Sehr guter Zustand, 2 – Guter Zustand, 3 –Mäßiger Zustand, 4 – Unbefriedigender Zustand, 5 – Schlechter Zustand, 22 - Gutes oder besseres Potential, 33 - Mäßiges oder schlechteres Potential; A - Bewertung anhand von Messungen, B - Bewertung anhand von Gruppierung, C - Bewertung anhand von Belastungsanalyse; ++ ... Bewertung anhand von Messungen, + ... Bewertung anhand von Gruppierungen (NGP 2021 Entwurf)

Durch den unveränderten Weiterbetrieb kommt es weder im Inn noch in den Nebengewässern zu Änderungen in den Wasserspiegellagen, den Fließgeschwindigkeiten, den hydro-morphologischen Rahmenbedingungen oder den chemisch-physikalischen Verhältnissen im Vergleich zum Ist-Zustand. Insbesondere auch im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot können Auswirkungen auf die chemischen und biologischen Qualitätskomponenten und damit das ökologische Potenzial durch den Weiterbetrieb ausgeschlossen werden.

Schädliche Gewässerveränderungen sind nach fachlicher Einschätzung nicht zu erwarten.

Die in den Neunziger Jahren erneuerten Turbinen weisen im Zusammenspiel mit der höheren Ausbauwassermenge (1080 m³/s) gegenüber den alten Turbinen mit niedrigerer Ausbauwassermenge (990 m³/s) eine geringfügig niedrigere Schädigungsrate auf (s. Kap. 5.1.2). Eine Reduktion der Ausbauwassermenge auf 990 m³/s führt daher zu einer geringfügigen Erhöhung der Mortalität.

Insgesamt werden die Zustandsklassen der biologischen und chemischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässerkörpers nach fachlicher Einschätzung nicht verändert, insbesondere nicht verschlechtert. Der Weiterbetrieb des Innkraftwerks im beantragten Umfang von 1080 m³/s steht auch einer Verbesserung des Gewässers nicht im Wege.

Die sehr geringen Turbinen-bedingten Schädigungsraten können bei Fischen keinen merklichen Einfluss auf Populationsparameter haben, d. h. aus wissenschaftlicher Sicht besteht kein vernünftiger Zweifel, dass eine erhebliche Beeinträchtigung der Erhaltungsziele bzw. des Erhaltungszustandes bzw. eine Verschlechterung gemäß § 27 WHG durch den Turbinenbetrieb und damit den Weiterbetrieb des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg ausgeschlossen ist.

Aus diesem Grund sind für den Weiterbetrieb des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg keine diesbezüglichen Vermeidungs-, Verminderungs-, Ausgleich- oder sonstige Kompensationsmaßnahmen erforderlich.

Die wesentlichen abiotischen Rahmenbedingungen wie Durchgängigkeit und Flussmorphologie werden durch die in Kapitel 9.3 beschriebenen Maßnahmen signifikant verbessert. Diese Maßnahmen sind ein signifikanter Beitrag zur Zielerreichung (gutes ökologisches Potenzial).

Auswirkungen einen naturschutzfachlich optimierten Wehrbetriebes

Die langfristigen Entwicklungen entsprechen weitgehend jener des Ist-Zustandes, mit einer fortschreitenden Verlandung aquatischer und semiaquatischer Flächen in den Seitenbereichen des Stauraumes (Anm.: vorwiegend auf österreichischen Staatsgebiet).

Die beim naturschutzfachlich optimierten Wehrbetrieb betrachteten Wasserspiegelabsenkungen können allerdings zusätzliche Effekte auf die biologischen Qualitätskomponenten haben. Es ist aus vielen Stauräumen bekannt, dass selbst kurzfristige Absenkungen des Stauzieles negative Auswirkungen auf wasserlebende Organismen haben können. Potenziell negative Auswirkungen sind durch das Trockenfallen von Uferbereichen sowie durch die Bildung von „Fischfallen“ gerade in den verlandenden Seitenbereichen gegeben.

Das Trockenfallen von Ufer- und Seitenbereichen kann insbesondere zum Stranden von Wasserpflanzen und wenig mobile Tierarten, wie benthischen Evertebraten, aber auch Neunaugen führen. Auf Grund der bestehenden Morphologie des Stauraums Eggfing-Obernberg sind auch bei geringen Absenkungen große Flächen betroffen, mit negativen Auswirkungen auch auf die biologischen Qualitätskomponenten. Auch wenn Flächen nicht gänzlich trockenfallen, können sich Fischfallen bilden (abgeschlossene Flachwasserbereiche). In diesen Flachwasserbereichen können Sauerstoffdefizite und erhöhter Räuberdruck auftreten, mit potenziell negativen Effekten auf die Qualitätskomponente „Fische“.

8 Auswirkungen unterschiedlicher Ausbauwassermengen

Die Wirkungen unterschiedlicher Ausbauwassermengen sind auf den Aspekt des Fischabstieg über Turbine bzw. Wehranlage beschränkt. Wirkungen abseits des Kraftwerks können von vornherein ausgeschlossen werden.

8.1 Kein Turbinenbetrieb

Die Einstellung des Kraftwerksbetriebes hätte folgende ökologische Auswirkungen:

- Keine Verschlechterung des ökologischen Potenzials gegenüber dem Ist-Zustand
- Eine messbare Verbesserung des ökologischen Potenzials ist nicht zu erwarten
- Kompensation der ausgefallenen Stromerzeugung durch alternative Kraftwerke; ggf. auch Neubau von Kraftwerken

8.2 Unterschiedliche Ausbauwassermengen

8.2.1 Berechnungsgrundlagen

8.2.1.1 Schädigungsraten der einzelnen Turbinen

Wie in Kapitel „Schädigung von Fischen“ dargestellt, weisen die Turbinen nach der Großrevision in den Neunziger Jahren mit einem Maximaldurchfluss von jeweils 182 m³/s (T1 bis T5) bzw. 170 m³/s (T6) unter optimalen Betriebsbedingungen geringfügig geringere Schädigungsraten auf als davor mit einem Maximaldurchfluss von jeweils 165 m³/s. Werden sie mit geringerem Durchfluss (Q = 165 m³/s, entspricht einem Gesamtausbaudurchfluss von 990 m³/s) beaufschlagt, so weisen sie rechnerisch jedoch geringfügig höhere Schädigungsraten durch Bladestrike auf (Abbildung 4).

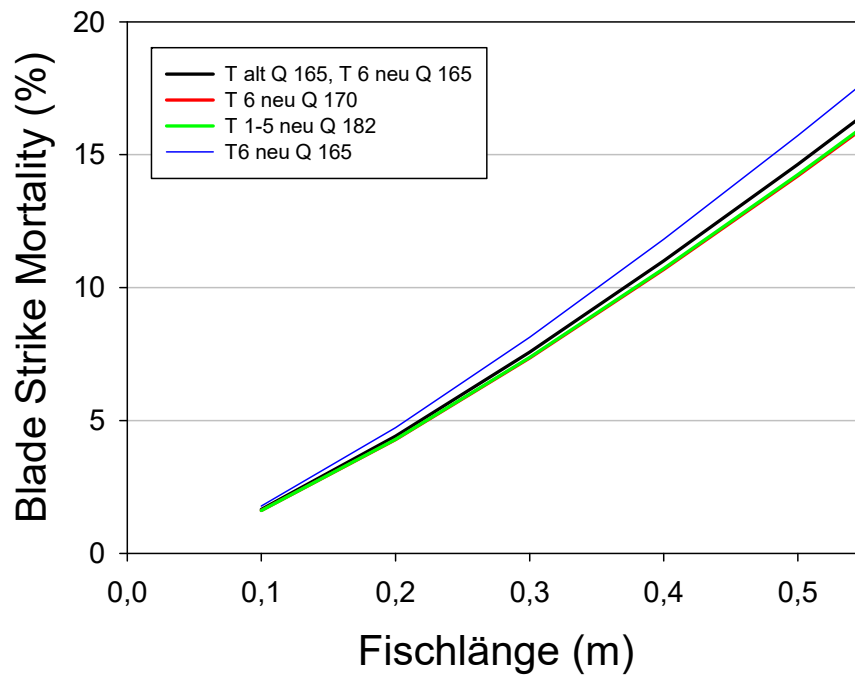


Abbildung 4 Schädigungsraten von Barben unterschiedlicher Größe bei unterschiedlicher Beaufschlagung der Turbinen

8.2.1.2 Einzug in die Turbine bei verschiedenen Ausbaudurchflüssen

Durch einen höheren Ausbaudurchfluss werden im Regeljahr eventuell mehr Fische in die Turbine eingezogen. Geht man davon aus, dass die Anzahl der eingezogenen Fische proportional zur eingezogenen Wassermenge ist, so werden etwa 2,1 % mehr Fische eingezogen (ca. 21,1 Mrd. m³/Jahr vs. ca. 20,7 Mrd m³/Jahr).

8.2.1.3 Schädigungsraten der einzelnen Turbinen unter Berücksichtigung verschiedener Ausbaudurchflüsse

Auf der einen Seite weisen die neuen Turbinen unter Vollast geringere Schädigungsraten auf als vor der Turbinenrevision (Tabelle 18), andererseits wird aber auch etwas mehr Wasser und damit auch eventuell mehr Fische eingezogen (Tabelle 19).

Turbine	Q Turbine	Blade-Strike Mortalität		Anmerkung
		100 mm	500 mm	
Vor Revision	165 m³/s	1.66%	14.63%	
T6 nach Revision	165 m³/s	1.66%	14.63%	
	170 m³/s	1.61%	14.20%	
T1-5 nach Revision	165 m³/s	1.78%	15.72%	
	182 m³/s	1.61%	14.25%	

KW Mortalität vor Revision	1.66%	14.63%	mit Turbinendurchfluss gewichtetes Mittel
KW Mortalität nach Revision (TL)	1.76%	15.54%	
KW Mortalität nach Revision (VL)	1.61%	14.24%	

Tabelle 18 Berechnete Schädigungsraten bei unterschiedlichen Betriebszuständen der Turbinen (TL – Teillast, VL – Vollast) und mit Turbinendurchfluss gewichtetes Mittel für das Innkraftwerk Eggfing-Oberberg

8.2.1.4 Gesamtschädigungsraten am Innkraftwerk Eggfing-Oberberg unter Berücksichtigung verschiedener Ausbaudurchflüsse

Da ein Teil der im Querschnitt Eggfing-Oberberg abwärts wandernden Fische auch die Wehranlage passiert, sind bei der Ermittlung der Gesamtschädigungsrate die Abflussanteile (Jahresfracht im Regeljahr) für Wehr und Turbine bei unterschiedlichen Ausbaudurchflüssen zu berücksichtigen:

Ausbaudurchfluss	Wehr	Turbine	Inn gesamt	Anteil Turbine
Q _A = 990 m³/s	1820	20.680	22.500	92 %
Q _A = 1080 m³/s	1370	21.130	22.500	94 %

Tabelle 19 Aufteilung der Jahresabflussfracht (in Mio m³) des Inn auf Wehranlage und Kraftwerk/Turbine bei unterschiedlichem Ausbaudurchfluss Q_A

Unter der plausiblen Annahme, dass die Aufteilung der abwärts wandernden Fische auf Wehranlage und Turbinen etwa der Abflussaufteilung entspricht, ergeben sich durch Kombination der berechneten Schädigungsraten an den Turbinen mit dem Anteil des Turbinenabflusses an der gesamten Jahresabflussfracht folgende Zahlen:

	Blade-Strike Mortalität		Aufteilung Jahresfracht
	100 mm	500 mm	
Schädigungsrate vor Revision (Q _A = 990 m³/s)	1.53%	13.45%	92 % KW – 8 % Wehr
Schädigungsrate nach Revision (Q _A = 990 m³/s)	1.62%	14.28%	92 % KW – 8 % Wehr
Schädigungsrate nach Revision (Q _A = 1080 m³/s)	1.51%	13.38%	94 % KW – 6 % Wehr

Tabelle 20 berechnete Schädigungsraten am Innkraftwerk Eggfing-Oberberg vor und nach der Großrevision der Turbinen in den Neunziger Jahren unter Berücksichtigung unterschiedlicher Ausbaudurchflüsse Q_A

Auf Grundlage der Ergebnisse dieser Modellberechnungen kann eine Erhöhung der Schädigungsraten infolge des Turbinenumbaus im Zuge der Großrevision in den Neunziger Jahren samt höherer Ausbauwassermenge jedenfalls ausgeschlossen werden.

8.2.2 Ausbauwassermenge 990 m³/s

Die Reduktion der faktischen Ausbauwassermenge von 1080 m³/s auf 990 m³/s hat folgenden ökologische Auswirkungen:

- Im Vergleich zu einem Wehrbetrieb ohne Kraftwerk kommt es zur Schädigung von Fischen bei der Turbinenpassage; merkliche Auswirkungen auf die Fischpopulation können jedoch aufgrund der geringen Schädigungsraten ausgeschlossen werden.
- Im Vergleich zu einem Ausbaudurchfluss von 1080 m³/s werden geringfügig mehr Fische geschädigt.
- Eine Verbesserung des ökologischen Potenzials durch Reduktion der Ausbauwassermenge kann daher ausgeschlossen werden.
- Kompensation der ausgefallenen Stromerzeugung durch alternative Kraftwerke; ggf. auch Neubau von Kraftwerken

8.2.3 Ausbauwassermenge 1080 m³/s

- Im Vergleich zu einem Wehrbetrieb ohne Kraftwerk kommt es zur Schädigung von Fischen bei der Turbinenpassage; merkliche Auswirkungen auf die Fischpopulation können jedoch aufgrund der geringen Schädigungsraten ausgeschlossen werden.
- Im Vergleich zu einer Limitierung des Ausbaudurchflusses der bestehenden Kraftwerksanlage mit der derzeitigen maschinellen Ausstattung auf 990 m³/s werden weniger Fische geschädigt
- Keine Verschlechterung des ökologischen Potenzials gegenüber dem Ist-Zustand

9 Beiträge zur Erreichung des Guten Ökologischen Potenzials

Im Zuge von bereits umgesetzten und laufenden Projekten, zum Teil mit Förderungen aus dem Interreg - und LIFE-Programm, wurden und werden die ökologischen Rahmenbedingungen im Projektgebiet deutlich verbessert. Diese Projekte leisten einen signifikanten Beitrag zur Erreichung des Guten Ökologischen Potenzials am Inn.

Sie können einerseits als Habitatverbesserungsmaßnahmen gesehen werden, andererseits auch als Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit, oder auch als Ökologische Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation. Eine Trennung der Wirkungen der einzelnen Maßnahmen ist in der Regel nicht möglich, da es sich um synergistische Maßnahmen handelt, die mehrerer Ziele gleichzeitig verfolgen.

9.1 Der Weg zum „guten ökologischen Potenzial“ in einer Staukette

Die Vorgangsweise zur näheren Konkretisierung des guten ökologischen Potentials basiert auf dem CIS-Guidance No 4, dem CIS guidance No 13 „Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential“ (2003), sowie dem CIS guidance n°37 “Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies”. Die Ableitung des GÖP erfolgt nach dem Leitfaden des BML-FUW (Eberstaller et al. 2015), der auf CIS guidance documents basiert (ein deutscher Leitfaden existiert nicht). Dort sind einige Beispiele angeführt, wann das Gute Ökologische Potenzial erreicht ist, u.a.:

Als grundsätzliches biologisches Ziel soll ein sich selbst erhaltender Fischbestand mit ausreichender Biomasse angestrebt werden. Artenvorkommen und die Zusammensetzung des Fischbestandes können deutlich vom guten Zustand abweichen. Diese Verhältnisse können in der Regel erfüllt werden, wenn ein fischökologischer Zustand entsprechend FIA von 3,0 (mit einer Bandbreite von 2,8-3,2) erreicht wird.

Kann aufgrund der lokalen Rahmenbedingungen die Ausbildung sich selbst erhaltender Bestände eines zumindest wesentlichen Teils der Leitarten und eines zumindest geringen Teils der typischen Begleitarten, sowie eine ausreichende Biomasse nicht erreicht werden, sind das höchste und das gute Potential anhand der im Einzelfall möglichen Maßnahmen festzulegen. Eberstaller et al (2015) zeigen die dafür notwendigen Bearbeitungsschritte auf und geben einen Überblick über mögliche Maßnahmen und deren Verbesserungspotenzial. Folgende Bearbeitungsschritte sind notwendig:

- Festlegung der im jeweiligen Gewässerabschnitt/Wasserkörper technisch möglichen Maßnahmen, die keine signifikante Beeinträchtigung der Nutzung zur Folge haben

- Abschätzung der entstehenden Lebensraumverhältnisse und der dadurch resultierenden Verbesserungen für charakteristische Gruppen der gewässertypischen Fischbestände
- Festlegen der zulässigen, geringfügigen Abweichung von den biologischen Verhältnissen beim höchsten Potential
- Auswahl der Maßnahme(-nkombination), mit der das gute ökologische Potential am effizientesten erreicht werden kann

Für Stauketten sind die ökologischen Wirkungen (=erreichbare Verbesserungen) verschiedener Maßnahmen in Tabelle 21 angeführt.

Maßnahmentypen	Rheophile+kieslaichende Indifferente			Indifferente+ Stagnophile		
	Reproduktion	Lebensraum Juvenile	Lebensraum Adulte	Reproduktion	Lebensraum Juvenile	Lebensraum Adulte
kl. Strukturierung Stauwurzel	++ bis +++	++ bis +++	+ bis +	++ bis +++	++ bis +++	+ bis +++
gr. Strukturierung Stauwurzel	+++ bis ++++	+++ bis ++++	++ bis +++	++ bis +++	+++ bis ++++	++ bis +++
kl. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)	++ bis +++	+ bis +++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++
gr. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)	+++ bis ++++	+++ bis ++++	++ bis +++	++ bis +++	++ bis ++++	++ bis +++
Strukturierung Ufer zentr. Stau	bis	+ bis +++	bis +	+ bis +++	+ bis +++	+ bis +++
Flachwasserzonen	bis	+ bis ++	bis	++ bis ++++	++ bis ++++	++ bis +++
Anlage/Vernetzung Nebengewässer	bis	+ bis ++	bis +	++ bis ++++	++ bis ++++	++ bis ++++
Vernetzung intakter Zuflüsse	++ bis ++++	++ bis +++	+ bis +++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++
Vernetzung mit gutem Lebensraum (gut strukturierte Stauwurzel)	++ bis +++	++ bis +++	++ bis +++	++ bis +++	+++ bis ++++	++ bis +++
Vernetzung mit schlechtem Lebensraum (Stau)	+ bis ++	bis ++	+ bis ++	+ bis +++	++ bis +++	++ bis +++
Vernetzung mit gr. Vorfluter	+ bis +++	+ bis +++	+ bis +++	++ bis +++	++ bis +++	++ bis +++
Erhöhung Kieseintrag aus OW	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++	bis ++	bis ++
ökolog. optimierter Feinsedimenteintrag aus OW	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++	+ bis ++

Tabelle 21 Erreichbare Verbesserungen für einzelne Aspekte (z.B. Reproduktion rheophiler und kieslaichender indifferenter Arten; Lebensraum Adulte Indifferenter & Stagnophiler Arten) bei Stauketten (aus Eberstaller et al. 2015). +... geringer Beitrag zur Erfüllung eines Aspektes; ++... mittlerer Beitrag zur Erfüllung eines Aspektes; +++... starker Beitrag zur Erfüllung eines Aspektes, erfüllt alleine Mindestanforderung für kurz/mittelfristige Erhaltung des Bestands; ++++... sehr starker Beitrag zur Erfüllung eines Aspektes, erfüllt alleine Erfordernis für langfristige Erhaltung des Bestands; +++++... Maßnahme beseitigt fast Defizit, dieser Aspekt verhindert nicht mehr Erreichung des guten Zustandes

Für die Gesamtbewertung eines Aspektes (z.B. Reproduktion rheophiler und kieslaichender indifferenter Arten; Lebensraum adulte indifferenter & stagnophiler Arten) werden anschließend die Einzelbewertungen für die einzelnen Maßnahmen gemäß folgendem Bewertungsschema zusammenfasst:

mind. + & +	→	++
mind. ++ & ++	→	+++
mind. +++ & +++	→	++++
mind. ++ & ++ & ++ & ++ & ++	→	++++
mind. ++++ & ++++	→	+++++
mind. +++ & +++ & +++ & +++ & +++	→	+++++
mind. +++++	→	+++++

Zur Bestimmung des höchsten Potentials werden alle technisch möglichen Maßnahmen, welche die Nutzung nicht signifikant gefährden, ausgewählt und die sich insgesamt ergebende Verbesserung entsprechend dem Bewertungsschema bewertet. Diese Gesamtbewertung für die einzelnen Teilaspekte stellt das „höchste ökologische Potential“ dar.

Das Gute Ökologische Potenzial ergibt sich durch die Reduktion des Höchsten Ökologischen Potentials um eine Stufe wenn das höchste ökologische Potenzial > ++++ ist (z.B.

Höchstes Potenzial = +++++ → Gutes Potenzial = ++++) bzw . um eine halbe Stufe, wenn das Höchste ökologische Potenzial < +++++ ist (z.B. Höchstes Potenzial = +++(+)) → Gutes Potenzial = +++).

9.2 **Vorgehensweise und Maßnahmen zur Erreichung des Guten Ökologischen Potenzials im Stauraum Eggfing-Obernberg**

Erste Grundlagen zur Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzial im Sinne der WRRL wurde für den Stauraum Eggfing-Obernberg von Mühlbauer et al. (2011) ermittelt. Im Rahmen dieser Studie wurden sechs Maßnahmenbereiche definiert und deren Ökologischer Nutzen bewertet (Tabelle 19):

1. Dynamischer Umgehungsarm, Organismenwanderhilfe
2. Fischaufstiegshilfe
3. Uferstrukturen im Stau
4. Feinsediment- und Altarmstrukturen im Stau
5. Strukturierung Stauwurzel
6. Zubringer Mühlheimer Ache Strukturierung

Maßnahmenbereich	Maßnahme	ökologische Tragweite	Allgemeiner ökologischer Nutzen	Nutzen für das Qualitätselement Fische	Restrukturierungspotential
Durchgängigkeit	Dynamischer Umgehungsarm	Sehr groß	Sehr hoch	Sehr hoch	hoch
	Technischer Fischaufstieg	Sehr groß	gering	Sehr hoch	hoch
Uferstrukturen im Stau	Vorschüttung	mittel	mittel	mäßig	mittel
	Uferrückbau	mittel	hoch	mittel	hoch
Feinsediment- und Altarmstrukturen im Stau	Feinsediment- und Altarmstrukturen im Stau	mittel	hoch	hoch	mittel
Strukturierung Stauwurzel	Fluss-km 44,1L bis 46,7L	mittel	hoch	hoch	hoch
	Fluss-km 44,5R bis 45,9R	mittel	hoch	hoch	hoch
	Fluss-km 45,3L bis 46,9L	groß	hoch	hoch	hoch
	Fluss-km 45,9R bis 47,8R	groß	hoch	Sehr hoch	hoch
	Fluss-km 46,9L bis 47,9L	groß	Sehr hoch	Sehr hoch	hoch
Mühlheimer Ache Strukturierung	Mühlheimer Ache Strukturierung	sehr groß	Sehr hoch	Sehr hoch	hoch

Tabelle 22 Wirkungen unterschiedlicher Maßnahmen

Darauf aufbauend erfolgte 2015 eine detailliertere Bearbeitung für den Stauraum Eggfling-Obernberg (Zauner et al. 2015). Die wesentlichen Ergebnisse dieser Studie waren (siehe auch Tabelle 23):

- Das größte Potenzial zur Wiederherstellung von Schlüssellebensräumen liegt in der Stauwurzel und in Dynamischen Umgehungsarmen.
- Wesentlich ist auch die Erhaltung bestehender Altarm- und Feindsedimentstrukturen des Staus. Auf Grund ihrer Komplexität sollten diese Maßnahmen Gegenstand vertiefender Konzepte und Untersuchungen sein.
- Von den Uferstrukturierungen im Stau ist keine umfassende Verbesserung der Lebensraumbedingungen zu erwarten.

Aus den möglichen Maßnahmen wurden daher drei Maßnahmentypen ausgewählt und weiter verfolgt:

- große Strukturierung Stauwurzel
- großes Umgehungsgerinne und
- Anlage/Vernetzung Nebengewässer

Da sowohl bei den Strukturierungen als auch bei der Länge und Dotation des Umgehungsarmes Abstriche gegenüber dem höchsten Potenzial gemacht werden müssen (bedingt durch Grundstücksverfügbarkeit, Hochwasserschutz, andere öffentlichen Interessen,...), ergeben sich die in Tabelle 24 dargestellten Verbesserungen für die einzelnen Aspekte. Trotz der Abstriche bei den einzelnen Maßnahmentypen wird das gute ökologische Potenzial gemäß den „Additionsregeln“ nach der Methodik des Leitfadens mit den geplanten Maßnahmen erreicht (siehe Tabelle 24).

Maßnahmentyp	Rheophile			Stagnophile			sinnvoll bzw. möglich
	Reproduktion	Juvenile	Adulte	Reproduktion	Juvenile	Adulte	
kl. Strukturierung Stauwurzel							N
gr. Strukturierung Stauwurzel	++++	++++	+++	+++	++++	+++	J
kl. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)							N
gr. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)	++++	++++	++	+++	+++	+++	J
Strukturierung Ufer zentr. Stau	0	++	+	++	+++	++	J
Flachwasserzonen	0	++	0	++++	++++	+++	J
Anlage/Vernetzung Nebengewässer	0	+	+	++++	++++	++++	J
Vernetzung intakter Zuflüsse	+++	+++	+	+	+	+	J
Vernetzung mit gutem Lebensraum (gut strukturierte Stauwurzel)	+++	+++	+++	+++	+++	+++	J
Vernetzung mit schlechtem Lebensraum (Stau)							N
Vernetzung mit gr. Vorfluter							N
Erhöhung Kieseintrag aus OW	++	+	+	0	+	+	J
ökolog. optimierter Feinsedimenteintrag aus OW	+	+	+	+	+	+	J
Höchstes Potenzial	+++++	+++++	++++	+++++	+++++	+++++	
Gutes Potenzial	++++	++++	+++	++++	++++	++++	

Tabelle 23 Durch Maßnahmen erreichbare Verbesserungen (höchstes ökologisches Potenzial) und Ableitung des guten ökologischen Potenzials

Maßnahmentyp	Rheophile			Stagnophile			Umgesetzt
	Reproduktion	Juvenile	Adulte	Reproduktion	Juvenile	Adulte	
kl. Strukturierung Stauwurzel							N
gr. Strukturierung Stauwurzel	+++	++++	+++	+++	++++	+++	J
kl. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)							N
gr. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)	+++	+++	++	++	++	++	J
Strukturierung Ufer zentr. Stau Flachwasserzonen							N
Anlage/Vernetzung Nebenge- wässer	0	+	+	++++	++++	++++	J
Vernetzung intakter Zuflüsse*							N
Vernetzung mit gutem Lebensraum (gut strukturierte Stauwurzel)**	(+++)	(+++)	(+++)	(+++)	(+++)	(+++)	J
Vernetzung mit schlechtem Lebensraum (Stau)							N
Vernetzung mit gr. Vorfluter							N
Erhöhung Kieseintrag aus OW							N
ökolog. optimierter Feinsedi- menteintrag aus OW							N
Höchstes Potenzial gemäß Tabelle 23	+++++	+++++	++++	+++++	+++++	+++++	
Erreichtes Potenzial	++++	++++(+)	+++(+)	++++(+)	+++++	++++(+)	

Tabelle 24 Durch die lokalen Maßnahmen erreichte Verbesserungen; *die Anbindung der Mühlheimer Ache ist zwar gegeben, allerdings weist die Mühlheimer Ache einen mäßigen Zustand auf; ** wirksam nach Umsetzung von Strukturierungsmaßnahmen in der Stauwurzel Eggfing-Obernberg.

9.3 Kurzbeschreibung der geplanten Maßnahmen der Innwerk AG

9.3.1 Durchgängigkeit (§34 WHG)

9.3.1.1 Korridore der Aufwärtswanderung

9.3.1.1.1 Umgehungsfluss

Mit Schreiben vom 18.12.2019 hat die Innwerk AG mit Blick auf die beantragte Fortsetzung der Wasserkraftnutzung die wasserrechtliche Planfeststellung für das Vorhaben „Innkraftwerk Egglfing-Obernberg: Durchgängigkeit und Lebensraum“ beantragt. Im Rahmen dieses Projektes wird eine Fischwanderhilfe als naturnaher Umgehungsfluss (Abbildung 5, Abbildung 6) errichtet, der den rheophilen Fischarten des Inn – über die Funktion als Fischaufstiegshilfe hinaus – Lebensraum in Form von Laich- und Jungfischhabitaten bietet. Das Gerinne hat je nach Wasserführung eine benetzte Breite von 10 bis 15 Meter. Eine dynamische Kiessohle in Kombination mit einer regelmäßigen Kieszugabe stellt sicher, dass die gewünschten Habitatfunktionen wie sauerstoffreicher Lückenraum und Strukturvielfalt erhalten und gefördert werden.

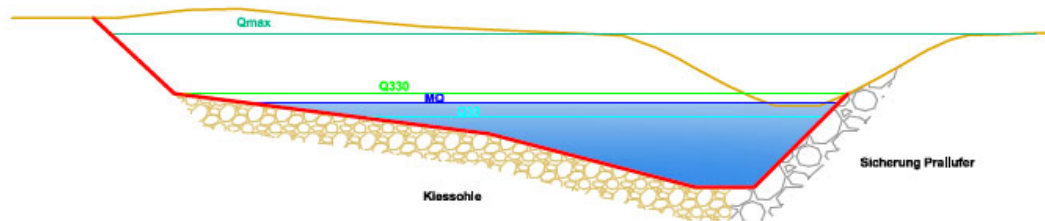


Abbildung 5 Umgehungsgerinne - Profil



Abbildung 6 Leitbild für das Umgebungsgewässer

Das Umgebungsgewässer wurde hinsichtlich Gefälle und Dotation so dimensioniert, dass von einer positiven Wirkung auf die Arten der Barbenregion ausgegangen werden kann. Erfahrungen an der Donau bei Freudenau zeigen, dass mit einem Durchfluss von ca. 4 m³/s Laichplätze und Lebensraum für eine Vielzahl von Fischarten geschaffen werden können. Unter anderem wurde von 23 Fischarten 0+ Stadien nachgewiesen und die Reproduktion von sechs FFH-Arten dokumentiert (siehe Anhang 1 Biologie der vorkommenden Arten).

Es ist zu erwarten, dass die laufende Instandhaltung des Umgebungsgewässers auf Grund seiner Größe und seines Durchflusses sehr gering sein wird. Auf Grund der hohen Schwebstoffführung des Inns könnte es in einigen Bereichen des Gerinnes zu Feinsedimentanlandungen kommen. Daher wird das Umgebungsgerinne bei Bedarf „gespült“. Dadurch werden zwei ökologische Ziele erreicht. Einerseits werden eventuell vorhandene Feinsedimentanlandungen entfernt, andererseits wird eine morphologische Dynamik initiiert. Dadurch ist die Habitatqualität im Umgebungsgerinne nachhaltig gesichert.

9.3.1.1.2 Historische Fischwanderhilfe - Fischschleuse

Als weitere Option steht den Fischen die historische Fischwanderhilfe zur Verfügung. Untersuchungen zum Fischeaufstieg zeigen, dass diese vor allem von größeren Individuen angenommen wird. Um die Durchwanderbarkeit weiter zu verbessern, wird die historische Fischwanderhilfe ähnlich wie am Innkraftwerk Ering-Frauenstein adaptiert.

9.3.1.2 Korridore der Abwärtswanderung

9.3.1.2.1 Wehr

Eine Auswertung der Daten von 1997 bis 2015 zeigt, dass an über 20 % der Tage (1387 von 6925) zumindest einmal am Tag ein Wehrüberfall auftrat (Abbildung 7). Die Tage mit Wehrüberfall sind nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt, sondern finden sich vor allem in jenen Monaten, wo mit einer ausgeprägten Fischabwärtswanderung zu rechnen ist (Abbildung 8, Anhang 1). Der Abstieg über das Wehr ist den Fischen gefahrlos möglich (Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall).

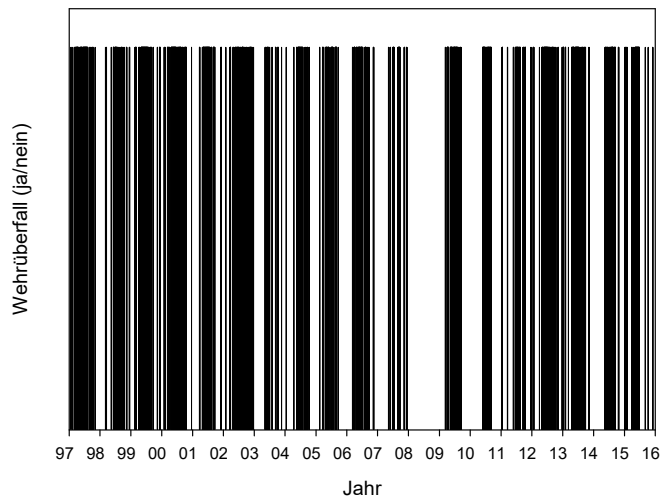


Abbildung 7 Tage mit Wehrüberfall am Innkraftwerk Eggfing-Obernberg (1997 bis 2015)

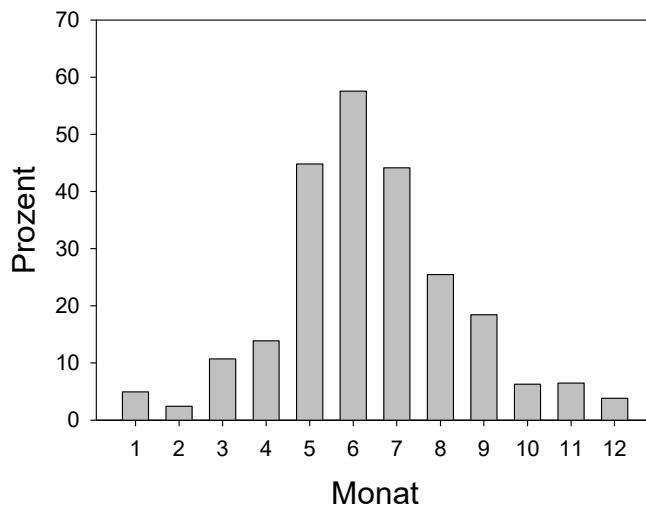


Abbildung 8 Saisonale Verteilung der Tage mit Wehrüberfall (Prozent pro Monat) am Innkraftwerk Eggfing-Obernberg

9.3.1.2.2 Umgehungsfluss

Fischwanderhilfen werden nicht nur zur Aufwärtswanderung, sondern von größeren, aktiv wandernden Fischen, auch zur Abwärtswanderung genutzt. Untersuchungen an Fischaufstiegshilfen an der Salzach und am Mondego (Portugal) zeigen, dass das Verhältnis zwischen Abwärtswanderern und Aufwärtswanderern etwa 1:2,1 bis 1:2,7 beträgt (Petz-Glechner et al. 2009, Telhado et al. 2015). Unfer und Rauch (2019), die den Fischabstieg an drei Kraftwerken in Österreich untersuchten, berichten, dass der Großteil der Abwanderungen über die Fischaufstiegshilfen erfolgte. Sanz-Ronda et al. (2021) zeigten an Hand

von Markierungsversuchen, dass über 35 % markierter Barben - vom Oberwasser kommend - den Ausstieg eines Schlitzpasses fanden. Bei größeren, bzw. erfahrenen Fischen war dieser Prozentsatz noch deutlich größer.

9.3.1.2.3 Turbine

Bei dem in Eggfing-Obernberg eingesetzten Turbinentyp handelt es sich um eine Technologie, welche auf Grund der geringen Spaltmaße, der geringen Umdrehungsgeschwindigkeit und dem großem Turbinendurchmesser hohe Überlebensrate (> 98 % für den Großteil der wandernden Individuen, Details siehe Kapitel „Schädigung von Fischen“) garantiert. Auch die Turbine ist daher als potenzieller Wanderkorridor zu betrachten.

9.3.1.2.4 Resumee

Ein gefahrloser Fischabstieg ist über das Wehr und über die großzügige neue Fischwanderhilfe möglich. Ein Abstieg über die Fischwanderhilfe ist ganzjährig möglich, ein Wehrüberfall findet v.a. in jenen Monaten statt, wo auch die höchste Abwanderungsaktivität zu erwarten ist.

Der Abstieg über die Turbine ist ganzjährig möglich. Die damit verbundenen Schädigungsraten sind – wie im Kapitel „Schädigung von Fischen“ ausgeführt – für den Großteil der abwandernden Arten und Entwicklungsstadien gering (< 2 %).

9.3.2 Maßnahmen zur Habitatverbesserung

9.3.2.1 Umgehungsfluss

Siehe 9.3.1.1.1 Umgehungsfluss;

9.3.2.2 Zubringer

Bei folgenden Zubringer werden Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit bzw. der Habitate im Rahmen von LIFE Riverscape Lower Inn umgesetzt

- Stampfbach
- Mühlheimer Ache
- Malchinger Bach

9.3.2.3 Strukturierungen in der Stauwurzel

Im Unterwasser des Innkraftwerks Ering-Frauenstein und damit in der Stauwurzel des Innkraftwerkes Eggfing-Obernberg wurde ein knapp 2 km langes Insel-Nebenarmsystem errichtet. Eine kiesige Sohle und flache Kiesbänke bieten den rheophilen Fischarten Laich- und Jungfischhabitate. Ein einseitig angebundener Nebenarm dient als Rückzugsgebiet bei Hochwässern bzw. als Wintereinstand, und bietet Fischarten, die in ihrem Lebenszyk-

lus zwischen Stillwasser und Fließgewässer wechseln („rheophil b“) das notwendige Habitatangebot. Darüber hinaus konzentrieren sie auf Grund eines attraktiven Habitatangebotes die Fische in sicherer Entfernung zum Turbineneinlaufs des Kraftwerks. Die Umsetzung dieser Maßnahmen wurde mit Blick auf den beantragten Weiterbetrieb des Innkraftwerks beim LRA Rottal-Inn gesondert beantragt und im Sommer 2019 abgeschlossen. Die Maßnahmen fördern ebenfalls die Zielerreichung und den Schutz der Fischpopulation im Stauraum des Innkraftwerkes Eggfing-Obernberg.



Abbildung 9 Strukturierungen in der Stauwurzel (nach Fertigstellung © Lorenz)

Im Zuge von „LIFE Riverscape Lower Inn“ werden mehrere Kilometer befestigte Ufer rückgebaut und verlandete Altwässer entlandet (siehe Anhang 8 LIFE Riverscape Lower Inn, Action C3 MAP 3 und Action C3 Map 4).

Im Rahmen des Projektes „Innkraftwerk Ering Frauenstein: Durchgängigkeit und Lebensraum“ wurde ein Altwasser entlandet und dynamisch an den Umgehungsfluss angebunden. Dadurch wird der Lebensraum stark aufgewertet, die laterale Konnektivität verbessert, und hydrologische Dynamik im Auwald initiiert.

9.3.2.4 Strukturierungen im Unterwasser

Die im Rahmen des Vorhabens „Innkraftwerk Eggfing-Obernberg: Durchgängigkeit und Lebensraum“ (gesonderter Antrag auf wasserrechtliche Planfeststellung vom 18.12.2019 und auch Teil von LIFE Riverscape Lower Inn) geplanten Maßnahmen in der Stauwurzel des Innkraftwerks Schärding-Neuhaus sind in ihrer Funktion vergleichbar mit jenen im Oberwasser und fördern sowohl Arten, die ihren gesamten Lebenszyklus im Fluss absolvieren („rheophil a“) als auch jene, die in ihrem Lebenszyklus zwischen Stillwasser und Fließgewässer wechseln („rheophil b“).

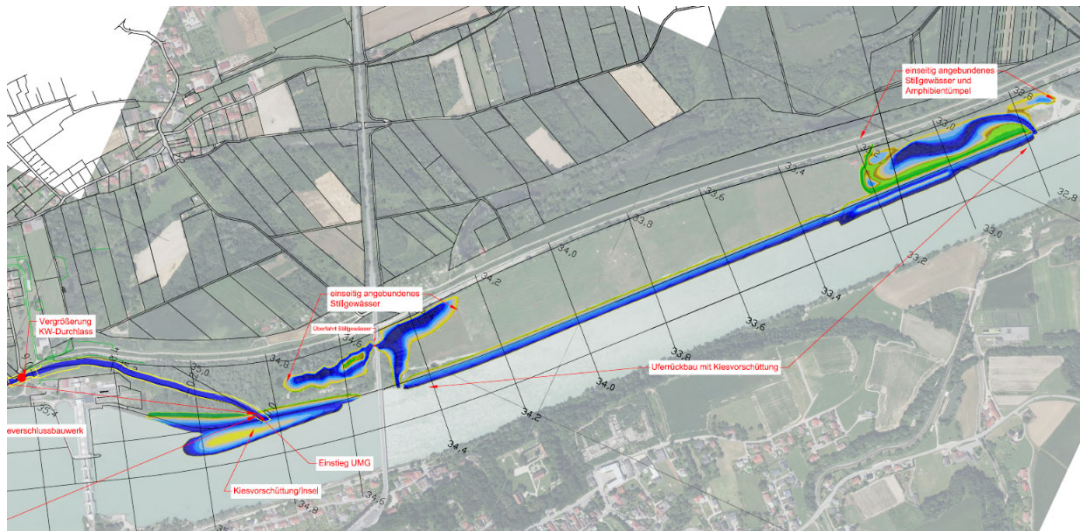


Abbildung 10 Neue Strukturen in der Stauwurzel des Innkraftwerk Schärding-Neuhaus (Insel, Uferabbruch, einseitig angebundener Altarm)

9.3.3 Durchführung von Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben (v.a. hinsichtlich Verlandungsproblematik)

Altarm- und Feinsedimentstrukturen des Staus sind von großer Bedeutung für die indifferente Fischfauna. Diese Strukturen sind im Bestand noch gegeben, allerdings einer fortschreitenden Verlandung unterworfen. Der Schwerpunkt bei diesen Maßnahmen bzw. Strukturen liegt daher auf dem funktionellen Erhalt dieser Strukturen. Zentral ist hierbei die weitere Verlandung möglichst hintanzuhalten bzw. durch Dynamisierungsmaßnahmen bzw. Maßnahmen im Sinne des in Zauner et al. (2010) dargestellten Mosaik-Zyklus-Konzepts die Neubildung funktioneller Habitate sicherzustellen.

Folgende Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben im Sinne des „Maßnahmenprogramms für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau (Maßnahmenprogramm für den Inn)“ (siehe auch nächste Kapitel) sind vorgesehen:

- **Forschung:**

Da es sich um komplexe Vorgänge bei der Feinsedimentumlagerung in den Stauen handelt, sollen diese Maßnahmen Gegenstand vertiefender Konzepte und Untersuchungen sein. Untersucht werden diese Fragestellungen in den Jahren 2020 bis 2023 im Christian Doppler Labor „Sedimentforschung“.

- **Laufende Beobachtung:**

Als Grundlage dafür muss die Entwicklung des Stauraums und der neu geschaffenen Strukturen kontinuierlich dokumentiert werden. Dies betrifft vor allem die Veränderung der Flächenanteile der einzelnen, hauptsächlichen Lebensraumtypen sowie die Veränderung der Anteile einzelner Gewässertypen. Aussagen dazu können im Wesentlichen aus den regelmäßig durch den Kraftwerksbetreiber durchgeführten Staurampeilungen sowie aus Luftbildern abgeleitet werden. Ergänzungen sind für weitergehend verlandete Seitenbuchten nötig, die von den Peilungen nicht mehr erfasst werden. Auswertungen sollten alle zehn Jahre erfolgen.

- **Demonstrationsvorhaben**

Innwerk AG hat in Abstimmung und mit Unterstützung der Naturschutzbehörden in Niederbayern und Oberösterreich und auch mit Blick auf den beantragten Weiterbetrieb der Innkraftwerke ein LIFE-Projekt „Riverscape Lower Inn“ konzipiert, das darauf abzielt mit einem systemischen, großräumigen Ansatz, den ökologischen Wert des Gebietes langfristig zu sichern, und hat dessen Förderung im Februar 2020 beantragt. Die Maßnahmen ergänzen auch bereits realisierte Projekte in den Stauräumen der Innkraftwerke Ering-Frauenstein und Eggfling-Obernberg sowie bisherige LIFE-Projekte. Das geplante LIFE-Projekt zielt darauf ab, standorttypische Lebensräume und deren Vernetzung in einem der größten zusammenhängenden Auensysteme des Inn zu verbessern.

Ein wesentlicher Projektbestandteil des LIFE-Projekts sind auch Entlandungsmaßnahmen zur Wiederherstellung von Gewässerlebensraum am Stauraum Eggfling-Obernberg. Der nachhaltige Erfolg dieser Maßnahmen wird durch ein Monitoringprogramm dokumentiert.

9.4 Bezug zum „Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau (Maßnahmenprogramm für den Inn)“

Für jedes Flussgebiet werden begleitend zu den Bewirtschaftungsplänen Maßnahmenprogramme aufgestellt, die alle Maßnahmen aufführen, die notwendig sind, um die Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele gemäß WRRL bzw. Wasserhaushaltsgesetz zu erreichen und in der folgenden Bewirtschaftungsperiode durchgeführt werden sollen. Für den Inn von der Einmündung der Salzach bis unterhalb Stau Neuhaus (Kennzahl

1_F654) werden im „Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau“ vier Maßnahmenbündel ausgewiesen (Tabelle 25), die dazu beitragen, die Ziele des Art. 4 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu verwirklichen. Dabei handelt es sich gemäß Maßnahmenprogramm um „die für einzelne Wasserkörper als notwendig erachteten und in der zweiten Bewirtschaftungsperiode durchführbar erscheinenden ergänzenden Maßnahmen“.

Wo gesichertes Wissen um die Wirksamkeit einer Maßnahme vorhanden ist (z.B. Durchgängigkeit, Strukturierung Stauwurzel, Anbindung Nebengewässer) werden diese – wie beschrieben – umgesetzt.

Wo Wissensdefizite und damit Forschungsbedarf bezüglich Machbarkeit oder Wirksamkeit besteht (z.B. Verlandung Stau), werden weiterführende Untersuchungen durchgeführt.

Kennzahl	Geplante Maßnahmen gem. Maßnahmenprogramm
69	Maßnahmen zur Herstellung/Verbesserung der linearen Durchgängigkeit an Staustufen/Flusssperren, Abstürzen, Durchlässen und sonstigen wasserbaulichen Anlagen gemäß DIN 4048 bzw. 19700 Teil 13
71	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil
73	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Uferbereich
502	Durchführung von Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben

Tabelle 25 Auszug aus dem Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau - Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021 (1_F654, Inn von Einmündung Salzach bis unterhalb Stau Neuhaus)

9.5 Bezug zu den FFH-Erhaltungszielen

Das „Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau“ berücksichtigt bereits explizit Maßnahmen aus Managementplänen zu Natura 2000-Gebieten und geht diesbezüglich von Synergieeffekten aus:

„Erhebliche Teile der Schutzgüter der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie (also Arten und Lebensräume) besitzen einen engen unmittelbaren oder mittelbaren Bezug zu Oberflächen- oder Grundwasserkörpern. Für aquatische und semiaquatische Lebensräume, Arten und Habitate ist die Gewässerumwelt der wesentliche Faktor zur Erhaltung bzw.

Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustandes. In der Regel ergeben sich daher positive wechselseitige Beeinflussungen bei der Umsetzung der WRRL wie auch der Natura 2000-Managementpläne.“

„Grundsätzlich ergeben sich bei den Umweltzielen der WRRL und den Erhaltungszielen gemäß Natura 2000 vielfach Entsprechungen. Das gilt auch für Synergien bei Maßnahmen. Ein enger Zusammenhang zwischen dem Maßnahmenprogramm der WRRL und den Erhaltungszielen von Natura 2000 besteht im Bereich der hydromorphologischen Maßnahmen an Flusswasserkörpern.“ (Auszug aus dem Maßnahmenprogramm für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau.)

Derzeit liegt der Managementplan für das Natura-2000 Gebiet auf deutscher Seite im Entwurf vor. Die von Innwerk AG geplanten, oben beschriebenen Maßnahmen (Herstellung der Durchgängigkeit, Umgehungsgerinne, Uferrückbau, Schaffung und Anbindung von Augewässern, Strukturierungen in der Stauwurzel) haben über einen Beitrag zur Erreichung der Ziele des Art. 4 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) hinaus (siehe Kapitel 6) auch einen wesentlichen positiven Effekt auf den Erhaltungszustand der aquatische und semiaquatische Lebensräume, Arten und Habitate und entsprechen dem Entwurf des Managementplanes. Auf österreichischer Seite werden im Managementplan für das Natura 2000 Gebiet AT3119000 (Eisner & Mörtelmaier 2005) als Entwicklungsmaßnahmen u.a. die abschnittsweise Entfernung von Steinschichtungen und die Errichtung einer Fischwanderhilfe vorgeschlagen, beides Maßnahmen, welche im Zuge des Projektes umgesetzt werden.

Durch die Maßnahmen profitieren u.a. die rheophilen Arten Koppe, Steingressling und Huchen durch das Umgehungsgerinne und die Strukturierungen in der Stauwurzel, die stagnophilen Arten Bitterling und Schlammpeitzger durch die Schaffung von Augewässern.

Im Fischökologischen Leitbild gemäß Leitbildkatalog des Österreichischen Bundesamts für Wasserwirtschaft ist auch der Donaukaulbarsch *Gymnocephalus baloni* aufgelistet, der im Anhang IV der FFH-Richtlinie angeführt ist. Er wurde im Projektgebiet allerdings bisher nicht nachgewiesen und ist auch nicht in den Standarddatenbögen (DE7744371, DE7744471, AT3105000, AT3119000) aufgelistet. Die von Innwerk AG geplanten Maßnahmen werden die Etablierung einer Population unterstützen und werden vom Bundesamt für Gewässerkunde auch als mögliche Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen für den Donaukaulbarsch genannt:

- das Anlegen und unterhalten versteckreicher Ufersicherungen, z.B. Einbringen von unterschiedlich großen Wasserbausteinen mit teilweise variierender Böschungsneigungen,
- das Einbringen von Steinen/Steinnestern in tiefere Gewässerbereiche,
- das Anlegen an den Strom angebundener Stillwasserbereiche, und

- das Zulassen von Totholz im Fluss, soweit möglich

Im Zuge des Projektes werden strukturreiche Ufer geschaffen, Raubäume eingebracht und Stillwasserbereiche geschaffen bzw. an den Fluss angebunden. All diese Maßnahmen kommen auch dem Donaukaulbarsch zu Gute und können helfen, eine Population zu etablieren bzw. den Erhaltungszustand dieser Art zu verbessern.

9.6 Fazit

Die Innwerk AG plant als Beitrag zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials die Umsetzung verschiedener Maßnahmen in Deutschland und in Österreich. Dazu gehören insbesondere die Herstellung der Durchgängigkeit, Maßnahmen zur Habitatverbesserung sowie die Durchführung von Forschungsvorhaben. Soweit für die Durchführung von Maßnahmen die Einholung von Genehmigungen erforderlich ist, wird die Innwerk AG rechtzeitig die notwendigen Anträge stellen bzw. hat die entsprechenden Verfahren bereits eingeleitet.

10 Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation (§35 WHG)

10.1 Turbinentyp

Bei dem in Eggfing-Obernberg eingesetzten Kaplan turbinen handelt es sich um eine fischfreundliche Technologie. Der große Laufraddurchmesser, der hohe Durchfluss sowie die niedrige Drehzahl (Tabelle 2) garantieren hohe Überlebensraten.

10.2 Rechen

Der Rechen wurde im Herbst 1978 erneuert. Er hat eine Länge von etwa 180 m und eine Höhe von etwa 13 m. Die lichte Weite der Rechenstäbe beträgt 146 mm (Anlage 22.2).

Für große Wasserkraftanlagen existiert derzeit kein Stand der Technik hinsichtlich Fischschutz und Fischabstieg (Forum Fischschutz 2015, Naumann & Heimerl 2013, BMLFUW 2015, Naumann et al. 2019), technische Lösungen sind nach derzeitigem Wissenstand nicht machbar.

Die Effizienz geringer Rechenabstände für den Schutz potamodromer Fischpopulationen ist derzeit nur unzureichend untersucht. Feinrechen können v.a. für kleine schwimmschwache Arten bzw. Juvenile gefährlich sein. Moser et al (2012) kamen beispielsweise bei ihren Untersuchungen an Neunaugen zum Schluss, dass diese durch Turbinenpassage kaum gefährdet werden, dagegen aber empfindlich hinsichtlich Anpressen an Rechen sind. Während an Kaplan Turbinen bei Neunaugen üblicherweise Schädigungsraten von < 1,5 % auftreten, ist die Sterblichkeit am Rechen oft wesentlich größer (Review in Moser et al. 2014).

Auf Grund der möglichen negativen Konsequenzen, des begrenzten Wissens an großen Wasserkraftanlagen, und der niedrigen Turbinen-bedingten Mortalität am Standort ist eine Änderung des Rechenstababstands nicht vorgesehen. Die Möglichkeiten eines technischen Fischschutzes an der Anlage sowie des Fischabstiegs sollen aber in regelmäßigen Abständen überprüft werden. Sobald geeignete technische Mittel zur Verfügung stehen, können entsprechende Anpassungen vorgenommen werden.

10.3 Gewässerökologische Maßnahmen

Mit Ökologischen Maßnahmen können vier Ziele erreicht werden:

- Minimierung der notwendigen Wanderdistanzen
Die Schaffung von Laich- und Jungfischhabitaten in den einzelnen Stauräumen (v.a. im Bereich von Stauwurzeln, Umgehungsgerinnen und Zubringern) minimiert die zur Absolvierung des Lebenszyklus notwendigen Wanderdistanzen der vorkommenden Fischarten.
- Umgehung des Abstiegsweges am Kraftwerk vorbei
Staubegleitende Umgehungsflüsse und vernetzten Fischlebensräume ermöglichen die Rückwanderung ohne Kontakt mit der Kraftwerksanlage.
- Konzentration in attraktiven Habitaten
Attraktive Habitate in der Stauwurzel werden von den Fischen aktiv aufgesucht und halten die Fische in sicherer Entfernung zum Turbineneinlauf.
- Stärkung der Population durch Schlüsselhabitats
Eine Reihe fischökologischer Untersuchungen in den letzten Jahrzehnten hat Defizite in der Habitatausstattung als den Schlüsselparameter für den Rückgang potamodromer Arten (Arten, die nur in Süßgewässern leben bzw. wandern) identifiziert. Die Schaffung von Schlüsselhabitats führt zu einer Stärkung dieser Populationen.

Maßnahmen werden in vier Bereichen umgesetzt:

- Großzügiger naturnaher Umgehungsfluss (siehe 9.3.1.1.1 Umgehungsfluss)
- Strukturierung im Unterwasser des KW Eggfing-Obernberg (siehe 9.3.2.4 Strukturierungen im Unterwasser Anhang 8 Maßnahmenpotential im Stauraum Eggfing-Obernberg (Teil von LIFE Riverscape Lower Inn))
- Strukturierung der Stauwurzel des KW Eggfing-Obernberg (Anhang 8 Maßnahmenpotential im Stauraum Eggfing-Obernberg (Teil von LIFE Riverscape Lower Inn))
- Maßnahmen in den Zubringern Obernberg (Anhang 8 Maßnahmenpotential im Stauraum Eggfing-Obernberg (Teil von LIFE Riverscape Lower Inn))
 - Stampfbach
 - Mühlheimer Ache

- Enknach

In ihrer Kombination dienen diese Maßnahmen nicht nur dem Schutz der Fischpopulationen sondern tragen darüber hinaus zu deren Stärkung bei.

Details zu den Maßnahmen finden sich im Kapitel 9.3. Details zu den Annahmen und prognostizierten Wirkungen sind im Anhang, Kapitel „Wander- bzw. Bewegungsdistanzen“ zu finden.

10.4 Fazit

Die von Innwerk AG mit Blick auf den Weiterbetrieb des Innkraftwerks geplanten Maßnahmen dienen der Verbesserung der Durchgängigkeit und des Fischschutzes und zudem den Bewirtschaftungszielen, führen insbesondere zu einer Verbesserung der Situation.

Für große Wasserkraftanlagen existiert derzeit kein Stand der Technik hinsichtlich Fischschutz und Fischabstieg (Forum Fischschutz 2015, Naumann & Heimerl 2013, BMLFUW 2015), technische Lösungen sind nach derzeitigem Wissenstand nicht machbar. Die wesentlichen Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulationen bestehen daher aus „ökologischen Maßnahmen“. Solche Maßnahmen sind nachweislich wirksam und gewährleisten in mehrerer Hinsicht den Schutz der Fischpopulation:

1. Minimierung der notwendigen Wanderdistanzen
2. Konzentration in attraktiven Habitaten
3. Umgehung des Abstiegsweges am Kraftwerk vorbei
4. Stärkung der Population durch Schlüsselhabitate

Eine solche Vorgehensweise ergibt sich auch aus dem § 12a des österr. Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959): „Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere jene vergleichbaren Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen heranzuziehen, welche am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind“. Eine vergleichbare Sichtweise wird derzeit auch vom StMUV vertreten, das beim Themenfeld Populationsschutz durch Verbesserung der Habitatausstattung einen Ansatz sieht, für große Wasserkraftanlagen die Anforderungen des § 35 WHG zu erfüllen, dies wird derzeit in einem Forschungsprojekt der TU München („Bewertung von habitatverbessernden Maßnahmen zum Schutz von Fischpopulationen“) unter Leitung von Prof. Jürgen Geist verifiziert.

Des Weiteren handelt es sich bei dem in Eggfing-Obernberg eingesetzten Turbinentyp um eine fischfreundliche Technologie, welche eine hohe Überlebensrate garantiert (> 98 % für den Großteil der wandernden Individuen).

Ein gefahrloser Fischabstieg ist über weite Zeiträume, insbesondere während der bevorzugten Abwanderungszeiträume (Frühsommer bis Herbst) über das Wehr möglich. Weitere Abstiegsmöglichkeiten bestehen über den großzügigen neuen Fischaufstieg, sowie – mit sehr geringen, die Reproduktionsfähigkeit der Populationen nicht in Frage stellenden Mortalitäten - über die Turbinen.

Auf eine Verringerung der lichten Stabweite beim Rechen wird verzichtet, da die Gefahr besteht, dass dadurch die Mortalität v.a. schwimmschwacher Arten, und hier insbesondere des Bachneunauges, vergrößert wird.

Mit dem geplanten Maßnahmenbündel ist der Schutz der Fischpopulationen entsprechend den Vorgaben des § 35 WHG gewährleistet.

Al-Chokhachy, R., Sorel, M., Beauchamp, D., Clark, C., & Lowery, E. (2013). Development of New Information to Inform Fish Passage Decisions at the Yale and Merwin Hydro Projects on the Lewis River.

Alexandre, C. M., Almeida, P. R., Neves, T., Mateus, C. S., Costa, J. L., & Quintella, B. R. (2015). Effects of flow regulation on the movement patterns and habitat use of a potamodromous cyprinid species. *Ecohydrology*.

Algera, D. A., Rytwinski, T., Taylor, J. J., Bennett, J. R., Smokorowski, K. E., Harrison, P. M., ... & Cooke, S. J. (2020). What are the relative risks of mortality and injury for fish during downstream passage at hydroelectric dams in temperate regions? A systematic review. *Environmental Evidence*, 9(1), 3.

Barnthouse, L. W. (2013). Impacts of entrainment and impingement on fish populations: a review of the scientific evidence. *Environmental science & policy*, 31, 149-156.

BAW (2014) Leitbildkatalog des Österreichischen Bundesamts für Wasserwirtschaft (BAW, Stand Mai 2014)

Bell M. C. 1991. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. Fish Passage and Development Evaluation Program, U.S. Army Corps of Engineers, Portland, OR.

Benitez, J. P., Matondo, B. N., Dierckx, A., & Ovidio, M. (2015). An overview of potamodromous fish upstream movements in medium-sized rivers, by means of fish passes monitoring. *Aquatic Ecology*, 49(4), 481-497.

BMLFUW (2015) Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 - Entwurf

Britton, J. R., Davies, G. D., & Pegg, J. (2013). Spatial variation in the somatic growth rates of European barbel *Barbus barbus*: a UK perspective. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(1), 21-29.

Brown R.S., T.J. Carlson, A.J. Gingerich, J.R. Stephenson, B.D. Pflugrath, A.E. Welch, M.J. Langeslay, M.L. Ahmann, R.L. Johnson, J.R. Skalski, A.G. Seaburg, R.L. Townsend 2012a. Quantifying mortal injury of juvenile Chinook salmon exposed to simulated hydro-turbine passage. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141, pp. 147–157

Brown R.S., T.J. Carlson, A.J. Gingerich, J.R. Stephenson, B.D. Pflugrath, A.E. Welch, M.J. Langeslay, M.L. Ahmann, R.L. Johnson, J.R. Skalski, A.G. Seaburg, R.L. Townsend 2012b. Erratum: quantifying mortal injury of juvenile Chinook salmon exposed to simulated hydro-turbine passage. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141, p. 570

BWP (2009). Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil der Flussgebietseinheit Donau. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, München, Dezember 2009

BWP 2015 (2015) Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau - Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, München, Dezember 2015

Čada G.F. and Schweizer P.E. (2012) The Application of Traits-Based Assessment Approaches to Estimate the Effects of Hydroelectric Turbine Passage on Fish Populations (No. ORNL/TM-2012/110). Oak Ridge National Laboratory (ORNL).

Calles, O., Olsson, I. C., Comoglio, C., Kemp, P. S., Blunden, L., Schmitz, M., & Greenberg, L. A. (2010). APPLIED ISSUES: Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, 55(10), 2167-2180.

Cattanéo, F., Lamouroux, N., Breil, P., & Capra, H. (2002). The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59(1), 12-22.

Charles, S., Mallet, J. P., & Persat, H. (2006). Population dynamics of grayling: Modelling temperature and discharge effects. *Mathematical Modelling of Natural Phenomena*, 1(01), 31-48.

CIS guidance No 13 (2003) Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential

CIS guidance No 37 (2019) Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies

CIS guidance No 4 (2003) Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies

Davies, G. D., & Britton, J. R. (2015). Influences of population density, temperature and latitude on the growth of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Ecology of Freshwater Fish*, 24(1), 91-98.

De Vocht A. & E. Baras (2005). Effect of hydropeaking on migrations and home range of adult Barbel (*Barbus barbus*) in the river Meuse. In *Aquatic Telemetry: Advances and Applications: Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry Held in Europe, Ustica, Italy, 9-13 June 2003* (p. 35). Food & Agriculture Org..

Eberstaller, J., Köck, J., Haunschmid, R., Jagsch, A., Ratschan, C., & Zauner, G. (2015). Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer. Biologische Definition des guten ökologischen Potentials. IA des Bundesministeriums für Land-und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Edler, C., O. Diestelhorst & M. Kock (2011): Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Abschlussbericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Münster. – Planungsgemeinschaft terra aqua, Bochum. -Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V.

Eisner J., Th. Mörtelmaier, 2005: Landschaftspflegeplan "Auwälder am Unteren Inn, AT3119000"

fishbase.org. <http://www.fishbase.org/>

Forum Fischschutz (2015). Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015) Forum „Fischschutz und Fischabstieg“ - Empfehlungen und Ergebnisse des Forums „Fischschutz und Fischabstieg“-Synthesepapier-

FPC (Fish Passage Center) (2013) FPC lamprey data queries. website. www.fpc.org/lamprey/lamprey_home.html. December 2013

Freshwaterecology.Info. <http://www.freshwaterecology.info/>

Grenouillet, G., Hugueny, B., Carrel, G. A., Olivier, J. M., & Pont, D. (2001). Large-scale synchrony and inter-annual variability in roach recruitment in the Rhone river: The relative role of climatic factors and density-dependent processes. *Freshwater Biology*, 46(1), 11-26.

Gubbels, R.E.M.B., 2010. Rapportage monitoring stroomopwaartse en stroomafwaartse vismigratie in 2009 bij de ECI-centrale te Roermond. Intern rapport. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard.

Gubbels, R.E.M.B., M.H.A.M. Belgers & H.-J. Jochims, 2011. Monitoring vismigratie Roer ECI. Resultaten 2010. Intern rapport. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard

Gubbels, R.E.M.B., M.H.A.M. Belgers & H.-J. Jochims, 2012. Monitoring vismigratie Roer ECI. Resultaten 2011. Intern rapport. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard.

Gubbels, R.E.M.B., M.H.A.M. Belgers & H.-J. Jochims, 2013. Monitoring vismigratie Roer ECI. Resultaten 2012. Intern rapport. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard.

Guti, G., & Gaebele, T. (2009). Long-term changes of sterlet (*Acipenser ruthenus*) population in the Hungarian section of the Danube. *Opuscula Zoologica Budapest*, 40(2), 17-25.

GZÜV 2007 Fischereiliche Erhebungen im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung 2007 Oberösterreich in Ingling und Braunau

GZÜV 2010 Fischereiliche Erhebungen im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung 2010 Oberösterreich in Ingling und Braunau

HDR ENGINEERING, INC. (2014). TOMAHAWK HYDROELECTRIC PROJECT (FERC No. 1940) FISH ENTRAINMENT MORTALITY STUDY

Heisey, P. G., Mathur, D., & Rineer, T. (1992). A reliable tag-recapture technique for estimating turbine passage survival: application to young-of-the-year American shad (*Alosa sapidissima*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(9), 1826-1834.

Holzner, M. (2000). Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach (Doctoral dissertation, Technische Universität München).

Huber, M., & Kirchhofer, A. (1998). Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium-sized rivers. *Hydrobiologia*, 371, 309-319.

Mills, C. A. (1982). Factors affecting the survival of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in the early post-hatching period. *Journal of Fish Biology*, 20(6), 645-655.

Moser et al (2012) A review of downstream migration behaviour in juvenile lamprey and potential sources of mortality at dams and irrigation diversions. 9th ISE 2012, Vienna

Moser, M. L., Jackson, A. D., Lucas, M. C., & Mueller, R. P. (2014). Behavior and potential threats to survival of migrating lamprey ammocoetes and macrophthalmia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25(1), 103-116.

Mühlbauer M., Zauner G., Herrmann T. & C. Ratschan (2011) Ökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Studie im Auftrag der ÖBK & EON. 174 Seiten

Naumann S., Stein u. & H. Schritt (2019). Forum Fischschutz und Fischabstieg – Ergebnisse und Diskussion. *WasserWirtschaft*10/2019, 36-39.

Naumann, S., & S. Heimerl (2013). Fischschutz und Fischabstieg im Dialog-Forum „Fischschutz und Fischabstieg“. *WasserWirtschaft*, 103(10), 30-35.

NGP 2009 Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 (Hrsg. BMLFUW)

NGP 2015 Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 – Entwurf (Hrsg. BMLFUW)

Pavlov D.S., Lupandin A.I. & V.V. Kostin 2002: Downstream Migration of Fish Through Dams of Hydroelectric Power Plants. Trans. T. Albert, trans. ed. G. F. Cada. ORNL/TR-02/02. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Pegg, J., & Britton, J. R. (2011). Effects of inter-and intra-specific competition on the growth rates of juvenile European barbel *Barbus barbus* used in the stock enhancement of UK fisheries. *Fisheries Research*, 112(1), 8-12.

Petz-Glechner R. (2009) Salzach Kraftwerk Gamp – Funktionskontrolle der Fischwanderhilfe. Im Auftrag von Salzburg AG für Energie, Verkehr und Telekommunikation

Reckendorfer, W., Badura, H., & Schütz, C. (2019). Drawdown flushing in a chain of reservoirs—Effects on grayling populations and implications for sediment management. *Ecology and Evolution*.

Reinhardt, M. (2011) Neue wasserrechtliche Anforderungen an die Modernisierung von Wasserkraftanlagen, *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 2011, 1089.

Reinhardt, M. (2012) Gewässerdurchgängigkeit und Schutz der Fischpopulation an Bundeswasserstraßen- Rechtsgutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes

Schmalz W. & M. Schmalz 2007 Durchführung systematischer Untersuchungen zur Konzeption funktionsgerechter Wanderhilfen im Bereich von Wasserkraftanlagen am Beispiel der Wasserkraftanlage Camburg/Döbritschen (Thüringen)

Schmalz W. 2010. Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen

Schneider (2012) Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der ! Wasserkraftanlage Kostheim am Main

Schotzko, N. & A. Jagsch (2007): Fischbestandsaufnahme Unterer Inn, Braunau bis Kirchdorf 2007. – BAW-IGF Scharfling. I. A. Abt. Naturschutz, Land OÖ. 48 S.

Schützeneder T. (2009) Gewässerökologische Untersuchung der Fischmigration an der Wasserkraftanlage Ering am Inn - Endbericht

Telhado et al. 2015, Coimbra Fishway: Restoring connectivity in River Mondego. Fish Passage. June 20-25, 2015 Groningen, The Netherlands

Tonn, W. M., Holopainen, I. J., & Paszkowski, C. A. (1994). Density-dependent effects and the regulation of crucian carp populations in single-species ponds. *Ecology*, 824-834.

Turnpenny, A.W.H., Clough, S., Hanson, K.P., Ramsay, R., McEwan, D., 2000. Risk Assessment for Fish Passage Through Small, Low-Head Turbines, Technical Report for Energy Technology Support Unit: Harwell, UK, 20. ETSU report no. H/06/00054/REP.

Turnpenny, A.W.H., M.H. Davis, J.M. Fleming, and J.K. Davies. 1992. Experimental studies relating to the passage of fish and shrimps through tidal power turbines. Marine and Freshwater Biology Unit, National Power, Fawley, Southampton, Hampshire, England.

van Esch, B. P. M., & Spierts, I. L. Y. 2014. Validation of a model to predict fish passage mortality in pumping stations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1910-1923.

Von Raben K. 1957. "Regarding the problem of mutilations of fishes by hydraulic turbines." Originally published in *Die Wasserwirtschaft* (100):4:97. Fisheries Research Board of Canada Translation Series, No. 448, 1964.

Wedekind, C., Evanno, G., Székely, T., Pompini, M., Darbellay, O., & Guthruf, J. (2013). Persistent unequal sex ratio in a population of grayling (*Salmonidae*) and possible role of temperature increase. *Conservation Biology*, 27(1), 229-234.

WHG 2010 "Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 320 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist"

WRG 1959. Wasserrechtsgesetz 1959 StF: BGBl. Nr. 215/1959

Zauner G., Jung M., Ratschan C. & M. Mühlbauer 2015b Fischökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau ge. WRRL: Immer der Nase (*Chondrostoma nasus*) nach. Österreichs Fischerei 68. 177-196

Zauner G., Mühlbauer M., Herrmann T., Lauber W. & C. Ratschan 2015 Erreichung des guten ökologischen Potentials am Inn vom KW Braunau-Simbach bis zum KW Eggfling-Obernberg. Studie im Auftrag der Innwerke AG. 45 Seiten

<i>Abkürzung</i>	
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
CIS	Common Implementation Strategy
EuGH	EU Gerichtshof
FFH	Fauna-Flora-Habitat
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
NGP	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan
<i>WHG</i>	Wasserhaushaltsgesetz
<i>WRRL</i>	EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)

Anhang 1 Biologie der vorkommenden Arten

Wie oben (Kapitel 2) ausgeführt ist für große Flüsse und potamodrome Fischarten derzeit kein gesicherter Stand der Technik hinsichtlich Fischschutz und Fischabstieg vorhanden. Ziel ist sowohl in Deutschland als auch in Österreich die Erreichung des Guten Ökologischen Zustandes bzw. des Guten Ökologischen Potentials. Ob dieses Ziel erreicht wird hängt im Wesentlichen von der Erreichung des Guten Fischökologischen Zustands gemäß Fischindex Austria (FIA, AT) oder gemäß fischbasiertem Bewertungssystem (fiBS, DE) ab, da die anderen Qualitätskriterien (Saprobie, Trophie) bereits einen guten Zustand indizieren.

Die Anforderungen an den Schutz der Fischpopulation diskutiert man sinnvollerweise nicht auf der Ebene des einzelnen Fisches, sondern auf Ebene der Population. Einerseits kann sich der Tod einzelner Individuen, aber auch eine reduzierte Nachkommenanzahl durch Fitnessverlust, bis auf die Populationsebene und gegebenenfalls weiterführend auf die Fischbiozönose auswirken. Andererseits löst die Entfernung einzelner Fische aus einer Population eventuell kompensatorische Reaktionen aus, wie verstärktes Wachstum und besseres Überleben anderer Individuen. Der Effekt auf die Population hängt unter anderem von Anteil der Fische ab, die eine Turbine passieren, vom Zeitpunkt der Turbinenpassage im Hinblick auf Reproduktion und kompensatorische Prozesse, und den arteigenen „life history“ Parametern wie etwa Fruchtbarkeit und Lebenserwartung. Eine kurzlebige Art mit hoher Fruchtbarkeit, die erst nach dem Ablaichen die Turbine passiert wird diesbezüglich weniger empfindlich sein und keine signifikante Auswirkungen auf die Population zeigen. Im Gegensatz dazu kann für eine langlebige Art mit niedriger Fertilität, die erst in hohem Alter erstmals ablaicht, und während ihres Lebens mehrere Male Turbinen passiert bereits eine niedrige Turbinen-bedingte Mortalitätsrate große Auswirkungen haben. Es ist daher notwendig, bei der Diskussion der Auswirkungen Turbinen-bedingter Mortalität nicht nur Mortalitätsraten bzw. Schädigungsraten zu betrachten, sondern auch deren Einfluss auf eine bestimmte Art basierend auf deren Biologie. Auch wenn derzeit keine zusammenfassende Darstellung gegeben werden kann, geht aus diesen Ausführungen hervor, dass Turbinen bedingte Mortalität bei potamodromen Arten mit großem Vermehrungspotential anders zu beurteilen ist, als bei diadromen Arten (z.B. Stör, Aal, Lachs).

Allgemeines

Eine wesentliche Grundlage um effiziente Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulationen treffen zu können, ist die Kenntnis der biologischen Eigenschaften der vorkommenden Arten.

Grundlagen zur Populationsbiologie, wie zum Beispiel Wanderverhalten, Habitatansprüche Fischgrößen, Eizahlen, maximales Alter, oder Alter bei der ersten Eiablage, sind für fast alle relevanten Arten vorhanden (z.B. fishbase.org). Für einige seltene Arten fehlen sie zwar, hier können aber Daten ähnlicher Arten herangezogen werden. Diese Daten können verwendet werden, um die einzelnen Arten bezüglich ihrer Sensibilität hinsichtlich Turbinen-bedingter Schädigung zu charakterisieren (Cada & Schweizer 2012).

Wandernde Größenklassen

In den letzten Jahren wurde eine Reihe von Untersuchungen zum Fischabstieg an verschiedenen europäischen Flüssen durchgeführt. Bei allen Untersuchungen zeigt sich, dass der Großteil der abwärtswandernden Fische Larven und Juvenile sind (Tabelle 26). Diese Ergebnisse werden auch durch Untersuchungen an Nordamerikanischen Flüssen bestätigt. Es gibt keine Anhaltspunkte dafür, dass diese Erkenntnisse nicht auch für den hier relevanten Untersuchungsraum beim Innkraftwerk Eggfling-Obernberg zutreffen.

Quelle	Fluss / Abschnitt	Larven & Juvenile
Schmalz 2010	Werra	95 % < 15 cm
Pavlov 2002	7 verschiedene Flüsse	85 % < 1+
Schmalz & Schmalz 2006/07	Saale	95 % < 15 cm
Edler et al. 2011	Bocholter Aa	97 % < 15 cm
Gubbels 2010, 2011, 2012, 2013	Rur / Roer	Cypriniden & Perciden: 95 % < 20 cm

Tabelle 26 Abwärtswanderung in Europäischen Flüssen - Wandernde Größenklassen

Die Anzahl adulter Fische, die durch Turbinen abwärts wandern, ist in der Regel gering. In Dettelbach/Main waren es von über 32.000 Fischen etwa 50-60 Barben, Hasel und Zander, 10 Aitel und Hechte, drei Nerflinge und Schied, und keine einzige adulte Nase. Die häufigste adulte Fischart waren Brachsen (etwa 300 Stück, Holzner 2000).

Wander- bzw. Bewegungsdistanzen

Potamodrome Arten bewegen sich im Fluss um Laich-, Nahrungs-, und Ruhehabitate aufzusuchen. Der Median der Home Range (Gesamtlänge des Flussabschnittes, der von einzelnen Fischen genutzt wird (inklusive Laichwanderung)) der typischen Arten schwankt in den einzelnen Gewässern für die Äsche zwischen <1 – 16 km, für die Barbe zwischen <0,5 – 12 km, und für die Nase zwischen <0,5 – 9 km.

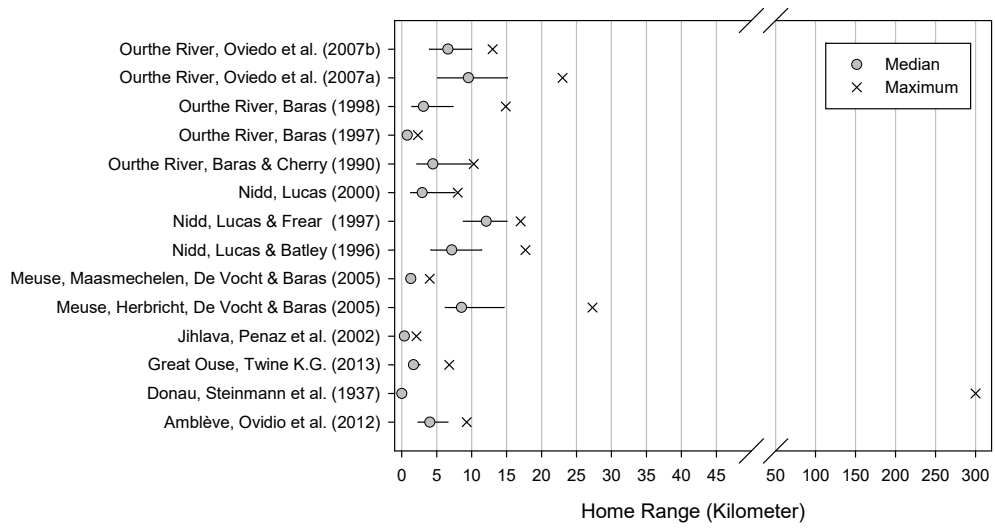


Abbildung 11 Wanderdistanzen (Median, Q25, Q75, Max) der Barbe in verschiedenen Europäischen Flüssen

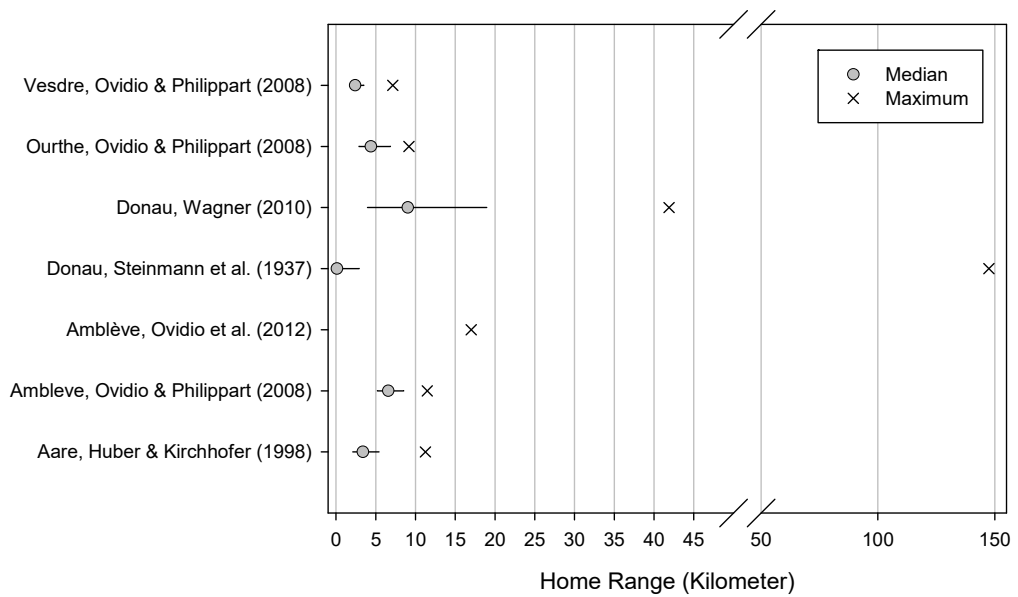


Abbildung 12 Wanderdistanzen (Median, Q25, Q75, Max) der Nase in verschiedenen Europäischen Flüssen

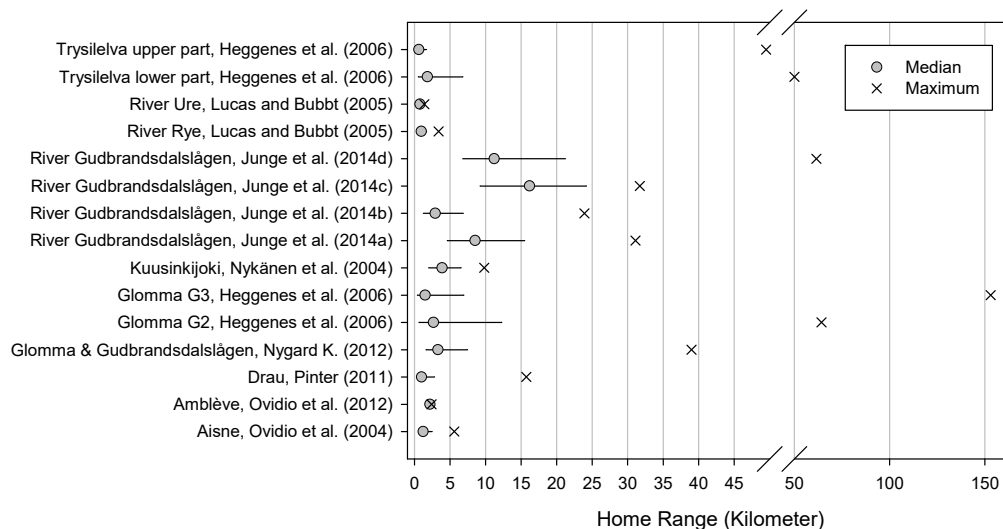


Abbildung 13 Wanderdistanzen (Median, Q25, Q75, Max) der Äsche in verschiedenen Europäischen Flüssen

Grundlage der Darstellungen in Abbildung 11, Abbildung 12, Abbildung 13 sind Verteilungsfunktionen aufbauend auf Ergebnissen von Telemetrie- und Fang-Widerfanguntersuchungen. Details zu den Untersuchungen finden sich in den Grafiken.

Einzelne Fische bewegen sich auch über längere Distanzen bis > 100 km. In reich strukturierten Gewässern sind der Home Range bzw. die Wanderdistanzen in der Regel geringer, da die unterschiedlichen Habitats näher beieinander liegen. De Vocht & Baras (2005) fanden z.B. deutliche Unterschiede im Home Range von Barben in zwei unterschiedlich strukturierten Abschnitten der Meuse. Im reich strukturierten Abschnitt mit hoher Verfügbarkeit von Laich-, Jungfisch- und Nahrungshabitats betrug dieser etwa 1,5 km, während er im unstrukturierten Abschnitt über 12 km betrug. Ähnliches wurde auch von Alexandre et al. (2015) für die Iberische Barbe beobachtet. Auch in der Donau waren die Wanderdistanzen von zwei Leitarten - Nase und Barbe - in den 30er Jahren, wo noch reich strukturierte Gewässerabschnitte vorhanden waren, deutlich geringer als in den letzten Jahren (siehe Abbildung 11 und Abbildung 12).

All diese wissenschaftlichen Untersuchungen zeigen, dass Fische in strukturreichen Gewässern in der Regel geringere Bewegungsdistanzen haben, als in strukturarmen Gewässern. Da die Bewegungsdistanzen mit der Wahrscheinlichkeit korrelieren, in eine Turbine eingezogen zu werden, können andererseits Strukturierungsmaßnahmen diese Wahrscheinlichkeit senken und somit als ökologische Fischschutzmaßnahmen wirken.

Literatur

Baras, E., & Cherry, B. (1990). Seasonal activities of female barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium), as revealed by radio tracking. *Aquatic Living Resources*, 3(4), 283-294.

Baras, E. (1997). Environmental determinants of residence area selection by *Barbus barbus* in the River Ourthe. *Aquatic Living Resources*, 10(04), 195-206."

Baras (1998) Selection of optimal positioning intervals in fish tracking: an experimental study on *Barbus barbus*. *Hydrobiologia* 371/372: 19–28

De Vocht A. & E. Baras (2005). Effect of hydropeaking on migrations and home range of adult Barbel (*Barbus barbus*) in the river Meuse. In *Aquatic Telemetry: Advances and Applications* (eds: Spedicato, M. T., Lembo, G., & Marmulla, G.): Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry Held in Europe, Ustica, Italy, 9-13 June 2003 (p. 35). Food & Agriculture Org..

Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M. D., & Taylor, E. B. (2006). Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(6), 1309-1319.

Huber, M., & Kirchhofer, A. (1998). Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium-sized rivers. *Hydrobiologia*, 371, 309-319.

Junge, C., Museth, J., Hindar, K., Kraabøl, M., & Vøllestad, L. A. (2014). Assessing the consequences of habitat fragmentation for two migratory salmonid fishes. *Aquatic Conservation*

Lucas, M. C., & Batley, E. (1996). Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology*, 1345-1358.

Lucas, M. C., & Frear, P. A. (1997). Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*, 50(2), 382-396.

Lucas, M. C. (2000). The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. *Science of the total environment*, 251, 223-232.

Lucas M.C. and D.H.Bubb Grayling Research Trust 2005 Seasonal movements and habitat use of grayling in the UK. Science Report: SC030210/SR Coarse Fish Migration Occurrence , Implications Causes and Research and Development

Nygaard K. (2012) Movement and growth of European grayling *Thymallus thymallus* in two Norwegian rivers

Nykänen, Mari; Huusko, Ari; Lahti, Markku 2004 Movements and habitat preferences of adult grayling (*Thymallus thymallus* L.) from late winter to summer in a boreal river. *Archiv für Hydrobiologie* 161, 417-432

Ovidio, M., & Philippart, J. C. (2008). Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(3), 256-262.

Ovidio, M., Dierckx, A., Benitez, J. P., Philippart, J. C., & Orban, P. (2012). Behavioural adaptations of rheophilic fish radio-tracked in a river highly fragmented by hydroelectric plants. Outcomes of a partial reopening of their migration routes. In *Proceedings of the 9th International Conference on Ecohydraulics*.

Ovidio, M., Parkinson, D., Sonny, D., & Philippart, J. C. (2004). Spawning movements of European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne (Belgium). *Folia Zoologica*, 53(1).

Oviedo et al. (2007) Multiyear homing and fidelity to residence areas by individual barbel (*Barbus barbus*)

PENAZ, M., BARUS, V., PROKES, M., & HOMOLKA, M. (2002). Movements of barbel, *Barbus barbus* (Pisces: Cyprinidae). *Folia zoologica*, 51(1), 55-66.

Pinter (2011) Telemetriestudie: Untersuchungen zur flussabwärts gerichteten Wanderung der Aalrutte und Äsche in einem durch Wasserkraftnutzung stark beeinträchtigten Gewässersystem

Steinmann P., W. Koch and L. Scheuring 1937. Die Wanderungen unserer Süßwasserfische dargestellt auf Grund von Markierungsversuchen. – *Z. f. Fischerei*, 35: 369-67."

Twine K.G. 2013 Conservation of barbel (*Barbus barbus*) in the River Great Ouse. Thesis, University of Hull

Wagner (2010) Fischökologisches Monitoring im Rahmen des EU-LIFE-Projekts "Vernetzung Donau Ybbs" mit Hilfe der Radiotelemetrie"

Fruchtbarkeit

Potamodrome Arten zeigen im Vergleich zu anderen Arten eine hohe Fruchtbarkeit. Sowohl die Eizahlen, als auch die potenziellen Laichzyklen sind bei potamodromen Arten höher als bei stationären Arten (Abbildung 14).

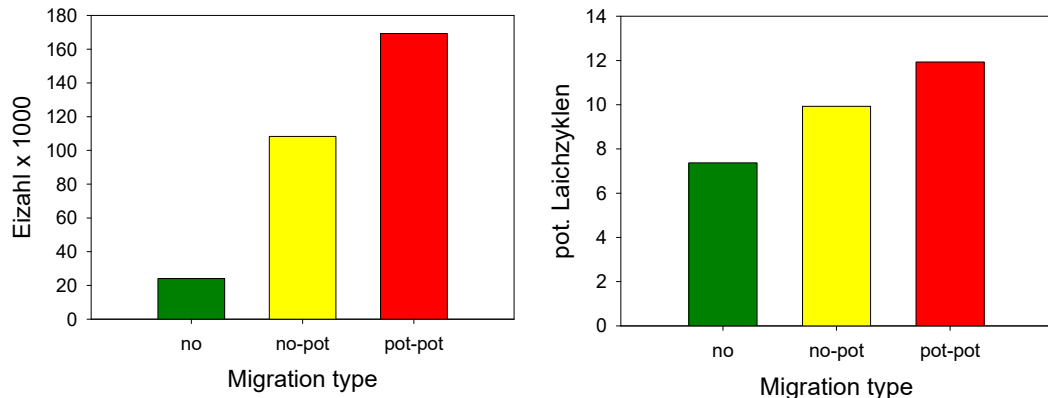


Abbildung 14 Eizahl (links) und Laichzyklen (rechts) in Abhängigkeit vom Migrationstyp (Einteilung nach dem fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FiBS) und nach „Freshwaterecology.Info“: no - Art wandert nicht, no - pot: unterschiedliche Angaben in den beiden Systemen; pot-pot: Art ist potamodrom (wandert im Süßwasser). Potenzielle Laichzyklen = $age_{max} - age_{mat}$, mit age_{max} = Maximales Alter und age_{mat} = Alter bei erster Eiablage.

Die Einstufung hinsichtlich Wanderverhalten erfolgte dabei an Hand von zwei Expertensystemen, dem fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer (FiBS), und nach „Freshwaterecology.Info“. Die Eizahlen, das maximale Alter, und das Alter bei der ersten Eiablage wurden an Hand einer Literaturanalyse für 60 Arten ermittelt, wesentlichste Quelle war dabei „Fishbase.org“.

Populationsbiologie – Kompensatorische Prozesse

Mechanismen, welche die Populationsgröße beeinflussen lassen sich grob in dichteabhängige und dichteunabhängige Prozesse einteilen. Während die Rolle der dichteunabhängigen Prozessen bei der Bestimmung der letztendlichen Populationsgröße weiterhin umstritten ist und es hierbei noch viele offene Fragen gibt (Sutherland et al., 2013), ist im Gegensatz dazu unbestritten, dass zumindest ein negativer dichteabhängiger Mechanismus - die Wahrscheinlichkeit des Überlebens einzelner Individuen steigt mit abnehmender Populationsdichte – auf jeden Fall gegeben sein muss, damit Populationen langfristig fortbestehen (Elliott, 2001; Haldane, 1953). Die Frage ist also nicht „Gibt es kompensatorische Prozesse“, sondern „In welchem ontogenetischen Stadium treten negative dichteabhängige Prozesse auf“.

Dichteabhängige Prozesse betreffen selten alle Lebensstadien - oft wirken sie bei einem oder mehreren ontogenetischen Ereignissen unverhältnismäßig stark (Dingsør et al. 2007; Ratikainen et al. 2008). Lebensstadiumspezifische, negative, dichteabhängige Effekte, die die Populationsgröße begrenzen, können als kritische Perioden oder „Bottlenecks“ betrachtet werden.

In Fischpopulationen sind es oft die frühen Larval- und Juvenilstadien, die eine hohe Sterblichkeitsrate aufweisen. Diese hohe Sterblichkeitsrate ist häufig auf Nahrungsmangel und/oder auf einen Mangel an verfügbaren Nahrungshabitaten zurückzuführen. Ein Beispiel hierfür sind die Nasenpopulationen der Donau, wo Nahrungsmangel während der Larval- und Juvenilphase zu intraspezifischer Konkurrenz führt (Reckendorfer et al. 2001). Auch die Drift larvaler und juveniler Fische wurde oft auf hohe Populationsdichte und damit verbundener intraspezifischer Konkurrenz zurückgeführt. Eine andere kritische Periode ist während der Laichzeit gegeben: Bei einer sehr großen Anzahl von Laichfischen und Überlappungen von Laichhabitaten kann es zu räumlicher Konkurrenz und damit verbundener Zerstörung älterer Laichgruben und der darin enthaltenen Eier kommen (Huntsman et al. 2017).

Eine ganze Reihe von Untersuchungen an Fischpopulationen hat gezeigt, dass Laich-, Larval-, - und Jungfischphase die wesentlichen Bottlenecks in großen anthropogen veränderten Flüssen darstellen.

Kompensatorische bzw. dichteabhängige Prozesse (z.B. innerartliche Konkurrenz bei hohen Dichten, verstärktes Wachstum bei niedriger Dichte) wurden bei vielen Salmonidenpopulationen nachgewiesen (Tabelle 27), aber auch bei Cypriniden spielen solche Prozesse eine signifikante Rolle (z.B. Barbe (Pegg & Britton 2011), Rotauge (Grenouillet et al. 2001), Blaubandbärbling (Davies & Britton 2015), Karausche (Tonn et al. 1994)). Da solche Prozesse praktisch in jeder Fischpopulation auftreten (Ausnahme: Besiedlung neuer Gebiete, sehr hohe Entnahme durch Fischerei oder Räuber), ist der Bestand in der Regel selbst-regulierend, und der Tod einzelner Individuen hat keinen Einfluss auf die Population. Eine Reduktion der Mortalität (z.B. durch Fischschutzmaßnahmen) kann in diesem Zusammenhang keinen signifikanten Einfluss auf die Populationsgröße haben. Die einzig wirksame Maßnahme ist die Schaffung von neuem Lebensraum. Obwohl dadurch auch die turbinenbedingte Mortalität reduziert wird, ist ihr wesentlich größerer Effekt die Stärkung der Populationen.

Art	Populationsparameter	Untersuchte und signifikante Faktoren	Quelle
Äsche	Jahrgangsstärke	Hydrologie, Temperatur, Stauraumpülungen, Predatoren, Dichteabhängige Prozesse	Reckendorfer et al. 2019
Äsche	Geschlechterverhältnis	Wassertemperatur	Wedekind et al. (2013)
Äsche	Kohortenspezifische Überlebensraten, Fekundität	Hydrologie, Temperatur	Charles et al. (2006)
Bachforelle	Kohortenspezifische Überlebensraten	Hydrologie (nur während Eiablage und Schlupf), Dichteabhängige Prozesse	Cattaneo et al. (2002)
Barbe	Wachstum	Zwischen- und innerartliche Konkurrenz	Pegg & Britton (2011)
Barbe	Wachstum	Wasserqualität, Temperatur, Durchfluss, Nährstoffe	Britton, Davies, & Pegg, (2013)
Blaubandbärbling (Freiland)	Wachstum	Dichteabhängige Prozesse	Davies & Britton (2015)
Blaubandbärbling (Labor)	Wachstum	Dichteabhängige Prozesse, Temperatur	Davies & Britton (2015)
Hasel	Wachstum & Überlebensraten	Dichteabhängige Prozesse	(Mills 1982)
Karausche	Wachstum & Jahrgangsstärke	Dichteabhängige Prozesse	Tonn et al. (1994)
Nase	Kohortenspezifische Überlebensraten	Hydrologie, Temperatur (Schlupferfolg, Überlebensraten Larven & Juvenile)	Huber & Kirchhofer 2001
Rotauge	Überlebensraten im ersten Winter	Dichteabhängige Prozesse, Temperatur, Durchfluss	Grenouillet et al. 2001
Sterlet	Fangzahlen	Hydrologie, Habitat	Guti 2009

Tabelle 27 Zusammenstellung einiger populationsdynamischer Studien; signifikante Faktoren sind fett dargestellt

Literatur

Dingsør, G. E., Ciannelli, L., Chan, K. S., Ottersen, G., & Stenseth, N. C. (2007). Density dependence and density independence during the early life stages of four marine fish stocks. *Ecology*, 88, 625– 634

Elliott, J. M. (2001). The relative role of density in the stock-recruitment relationship of salmonids. In E. Prevost, & G. Chaput (Eds.), *Stock, Recruitment and Reference Points: Assessment and Management of Atlantic Salmon* (pp. 25– 66). Paris: INRA.

Haldane, J. B. S. (1953). Animal populations and their regulation. *New Biology*, 15, 9– 24.

Huntsman, B. M., Falke, J. A., Savereide, J. W., & Bennett, K. E. (2017). The role of density-dependent and –independent processes in spawning habitat selection by salmon in an Arctic riverscape. *PLoS ONE*, 12(5), e0177467.

Johnson JH, McKenna JE, Douglass KA (2013) Movement and feeding ecology of recently emerged steelhead in Lake Ontario tributaries. *J Appl Ichthyol* 29:221–225. doi:10.1111/Jai.12032

Johnston TA (1997) Downstream movements of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick. *J Fish Biol* 51:1047–1062. doi:10.1111/j.1095-8649.1997.tb01543.x

Ratikainen, I. I., Gill, J. A., Gunnarsson, T. G., Sutherland, W. J., & Kokko, H. (2008). When density dependence is not instantaneous: Theoretical developments and management implications. *Ecology Letters*, 11, 184– 198.

Reckendorfer, W., Keckeis, H., Tiitu, V., Winkler, G., & Zornig, H. (2001). Diet shifts in 0+ nase, *Chondrostoma nasus*: size-specific differences and the effect of food. *Archiv fuer Hydrobiologie Supplement*, 13512, 425-440.

Sutherland, W. J., Freckleton, R. P., Godfray, H. C. J., Beissinger, S. R., Benton, T., Cameron, D. D., Carmel, Y., Coomes, D. A., Coulson, T., Emmerson, M. C., Hails, R. S., Hays, G. C., Hodgson, D. J., Hutchings, M. J., Johnson, D., Jones, J. P. G., Keeling, M. J., Kokko, H., Kunin, W. E., Lambin, X., Lewis, O. T., Malhi, Y., Mieskowska, N., Milner-Gulland, E. J., Norris, K., Phillimore, A. B., Purves, D. W., Reid, J. M., Reuman, D. C., Thompson, K., Travis, J. M. J., Turnbull, L. A., Wardle, D. A., & Wiegand, T. (2013). Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*, 101, 58– 67.

Teubner, D., Klein, R., Paulus, M., & Wesch, C. (2019). Changes of fish growth in German rivers. *Current opinion in environmental science & health*.

Saisonale Aspekte der Abwärtswanderung

Der Wanderaktivität der potamodromen Arten ist in den Frühjahrs- und Sommermonaten am stärksten ausgeprägt. Die Erhebungen von Holzner (1999) am Kraftwerk Dettelbach am Main zeigen einen deutlichen Peak im Juni und Juli (Abbildung 15). Der Höhepunkt der

Abwärtswanderung der Bachforelle fand im April und Mai statt. An der Salzach erfolgte der Großteil der Abwanderung im Juli (Petz-Glechner 2009). An der Ambleve erfolgte der Großteil der flussabwärts gerichteten Wanderung der potamodromen Cypriniden im Mai (Benitez et al. 2015).

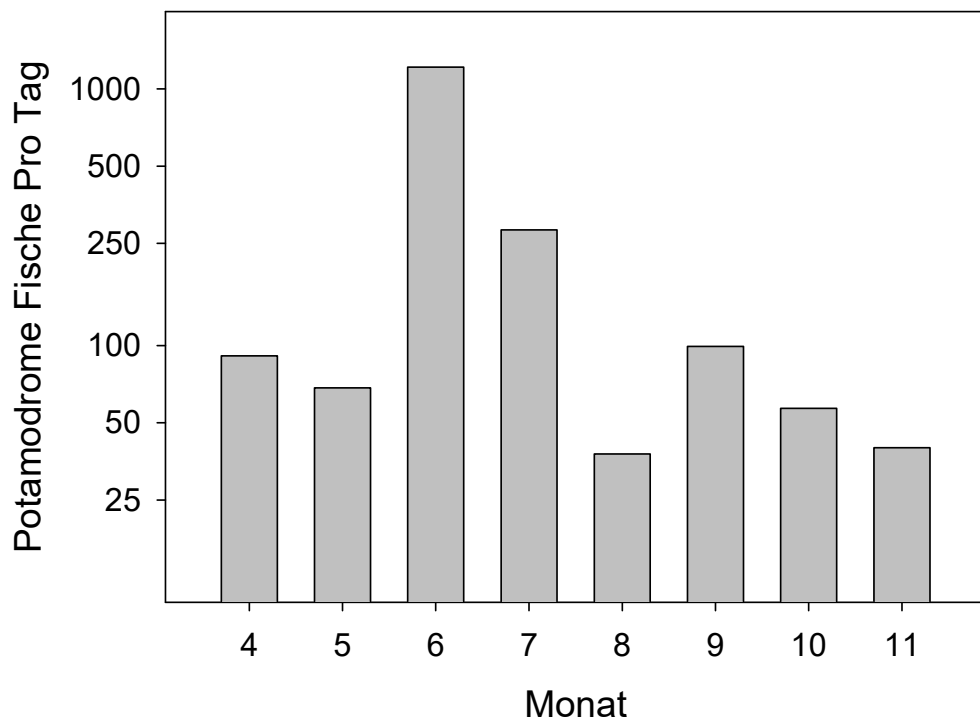


Abbildung 15 Saisonale Verteilung der abwandernden Fische (Datengrundlage: KW Dettelbach/Main, Holzner 2000).

Zusammenfassung

Generell ist nach aktuellem Wissensstand auf Grund ihrer Biologie für die meisten potamodromen Arten der Effekt der Turbinenschädigung auf die Fischpopulationen eher gering sein. Es bestehen jedenfalls keine konkreten Anhaltspunkte dafür, dass der Turbinenbetrieb zu einer erheblichen Schädigung der Fischpopulation führen könnte. Biologische Eigenschaften, die darauf hinweisen, dass Turbinen-bedingte Mortalität für den Erhalt und Schutz der Populationen wahrscheinlich eine untergeordnete Rolle spielt, sind:

- Der Großteil der abwärtswandernden potamodromen Fische sind Juvenile. Diese haben eine große Wahrscheinlichkeit Turbinen ohne Verletzungen zu passieren
- Bei ausreichendem Habitatangebot wird nur ein geringer Anteil der Adulten überhaupt Turbinen passieren; eine Passage über mehrere Turbinen ist unwahrscheinlich, d.h.

kumulative Mortalität spielt keine bzw. eine geringe Rolle (siehe auch „Anhang 7
Welcher Anteil einer Population kommt mit Turbinen in Berührung“)

- Die meisten potamodromen Arten laichen öfters und haben eine hohe Fruchtbarkeit
- Die Entfernung einzelner Fische aus einer Population kann kompensatorische Reaktionen auslösen, wie verstärktes Wachstum und besseres Überleben anderer Individuen

Des Weiteren sind derzeit für potamodrome Arten keine Studien bekannt, die einen Effekt der Turbinen-bedingten Mortalität auf Populationsniveau erkennen lassen (siehe Kapitel „Schädigung von Fischen“).

Saisonal ist mit der höchsten Abwanderungsrate im späten Frühjahr und Sommer zu rechnen.

Anhang 2 Mortalitätsraten vergleichbarer Turbinen

Die Turbinen in Eggfing-Obernberg haben folgende technische Parameter:

Parameter	Turbinen 1-5	Turbine 6	Alte Turbinen
Durchmesser (m)	5,25	5,1	5,1
Anzahl Schaufeln	5	5	5
Umdrehungsgeschwindigkeit (rpm)	100	100	100
Nenndurchfluss (m ³ /s)	182	170	165
Fallhöhe (m)	8,5 – 10	8,5 – 10	8,5 – 10

Tabelle 28: Turbinenparameter

Um eine Abschätzung der Schädigungsraten an den Turbinen des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg vorzunehmen, wurden zunächst die Schädigungsraten vergleichbarer Turbinen erhoben (14 Standorte, 66 Versuche). In einem zweiten Schritt wurde eine Regression der Schädigungsraten mit der Fischlänge durchgeführt.

Parameter	Min	Max	MW
Durchmesser (m)	2,7	7,9	6,1
Anzahl Schaufeln	4	7	5
Umdrehungsgeschwindigkeit (rpm)	75	150	100
Nenndurchfluss (m ³ /s)	106	453	320
Testdurchfluss (m ³ /s)	72	314	207
Fallhöhe (m)	9,2	27,4	17,7

Tabelle 29: Turbinenparameter vergleichbarer Turbinen

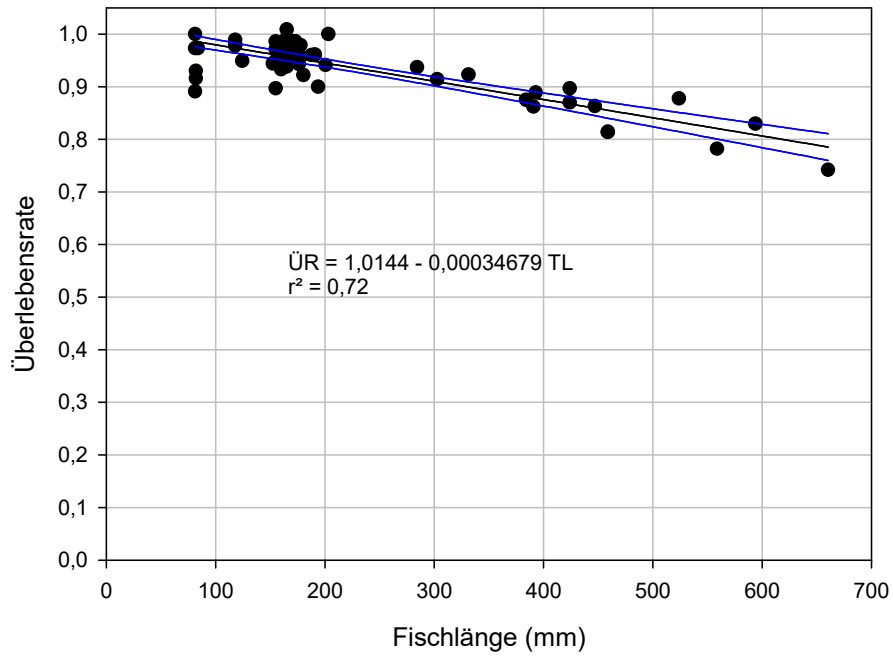


Abbildung 16 Überlebensraten vergleichbarer Kaplansturbinen in Abhängigkeit von der Fischgröße

Mit der Regressionsgerade ergeben sich folgende Überlebensraten für unterschiedlich große Fische für die Turbinen in Eggfing-Obernberg.

TL (mm)	Überlebensrate
100	98.0%
200	94.5%
300	91.0%
400	87.6%
500	84.1%

Tabelle 30: Berechnete Überlebensraten (Regressionsanalyse)

Anhang 3 Blade-strike Modelle

Eine Möglichkeit die Schädigungsraten abzuschätzen sind so genannte Blade-strike Modelle. Sie berechnen die Wahrscheinlichkeit der Kollision eines Fisches mit einer Turbinenschaufel. In der Literatur wurden mehrere Ansätze publiziert (Von Raben 1957, Bell 1991, Turnpenny et al. 2000, Pavlov et al. 2002), welche im Wesentlichen identisch sind, und sich nur in der Benennung der Variablen unterscheiden. In der Form von Turnpenny et al. 2000 lautet die Formel:

$$P = \frac{\text{Fish Length}}{\text{Water Length}} = \frac{l}{\left(\frac{V_{axial}}{\cos\theta \cdot n \cdot \frac{N}{60}} \right)}$$

Mit l =(effektive) Fischgröße, v_{axial} = Axialgeschwindigkeit, θ = Winkel zwischen absolutem und axialem Geschwindigkeitsvektor, n = Schaufelanzahl, N = Umdrehungsgeschwindigkeit. Mit Ausnahme von θ sind alle Parameter verfügbar. Für θ wurde ein Winkel von 35° angenommen, dies entspricht der Schaufelstellung im Normalbetrieb.

Die effektive Fischgröße ist abhängig von der Fischform, der Sinuosität (Krümmung) des Fisches und dessen Orientierung in der Turbine. Zur Abschätzung der effektiven Fischgröße gibt es in der Literatur zwei verschiedene Ansätze, empirische Daten dazu sind sehr wenige vorhanden:

- Der Fisch ist parallel zu den Strömungslinien orientiert, dann entspricht die effektive Fischgröße der tatsächlichen Fischgröße: $L_{eff} = L$
- Der Fisch ist zufällig orientiert – diese Annahme wird durch empirische Versuche unterstützt;
Bei einer 2-D Rotation des Fisches kann die effektive Fischgröße mit folgender Formel abgeschätzt werden (van Esch & Spierts 2014.):

$$\overline{L_{eff}} = \frac{2L_{max}}{\pi} \left[\sin\left(\frac{\pi}{2} + \theta_0\right) - \sin(\theta_0) \right], \text{ mit } L_{max} = \sqrt{L^2 + W^2}, \text{ und } \theta_0 = -\text{atan}(W/L)$$

Da nicht jede Kollision zu einer Schädigung führt, wurden schon früh Korrekturfaktoren eingeführt, welche die Berechnung von Mortalitäten ermöglichen. Von Raben (1957) beobachtete, dass seine Formel die Schädigungsrate um 43 % überschätzt. Turnpenny et al (1992) beobachteten, dass die Schädigung auch von der Fischlänge abhängt, ausgedrückt durch folgende Formel:

$$MR = 0.15533Ln(l) + 0.0125$$

Hemsen (1960) berechnete bereits 1960 mittels der Formel von van Raben die Schädigungsraten für verschiedene Turbinen am Inn und an der Donau.

TL (mm)	Jochenstein	Ybbs	Ering -Frauenstein	Egglfing-Obernberg
100	97 %	96 %	97 %	95 %
200	94 %	92 %	94 %	90 %
300	91 %	88 %	91 %	85 %

Tabelle 31: Berechnete Überlebensraten (Blade strike Modelle, Hemsen 1960)

Das Modell von van Raben nimmt dabei an, dass die Fische in der Turbine parallel zu den Strömungslinien orientiert sind. Wenn man davon ausgeht, dass die Fische auf Grund von Turbulenzen anders bzw. zufällig orientiert sind, so werden die Schädigungsraten noch deutlich geringer (van Esch 2012).

Anhang 4 Wirkung der Habitatmaßnahmen

Wie in Kapitel 9.2 dargestellt, wird durch die gewählte Maßnahmenkombination das gute ökologische Potenzial erreicht. Im vorliegenden Abschnitt werden detailliertere Prognosen aufbauend auf Modellen und bisherigen Erfahrungen zu den ökologischen Wirkungen des Weiterbetriebs bzw. der ökologischen Maßnahmen auf relevante Arten und ökologische Prozesse abgegeben.

Durch die oberliegenden Innkraftwerke wird der Großteil des Geschiebes zurückgehalten. Dies hat unmittelbare Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Habitaten lithophiler Gewässerbewohner bzw. auf die Verfügbarkeit von Laichhabitaten für Kieslaicher.

Wie in Kapitel 9.2 dargestellt werden diese Defizite durch eine Maßnahmenkombination aus Stauwurzelstrukturierung, naturnahem Umgehungsgerinne und der Vernetzung mit der strukturierte Stauwurzel des Innkraftwerks Eggfing-Obernberg ausgeglichen. Durch die Maßnahmen werden großzügig Kiesflächen im Nebenarm bzw. Unterwasser neu geschaffen, bzw. erfolgt eine Vernetzung mit den dynamischen Kiesflächen unterhalb des Innkraftwerks Ering-Frauenstein.

Erfahrungen an der österreichischen Donau zeigen, dass diese Habitats von der rheophilen Fauna genutzt werden und damit unmittelbar positive Auswirkungen auf diese Lebensgemeinschaften haben.

- Die Fischaufstiegshilfe Freudenau, ein naturnahes Umgehungsgerinne an der Donau mit einer Dotation zwischen 1,5-3,6 m³/s wird jedes Jahr im Frühjahr von mehr als 9000 Nasen zum Ablachen genutzt. Von 23 Fischarten wurden 0+ Stadien nachgewiesen und die Reproduktion von sechs FFH-Arten dokumentiert. Darüber hinaus nutzen auch lithophile Benthosbewohner die Fischaufstiegshilfe darunter eine Reihe gefährdeter Arten wie z.B. die Donau-Kahnschnecke *Theodoxus danubialis*.
- Vergleichbar mit dem Inn war auch der Nasenbestand in der Stauwurzel des Donaukraftwerks Aschach in den 1980er Jahren bis auf eine kleine Restpopulation zurückgegangen. Die Strukturierungen in der Stauwurzel des Kraftwerks Aschach ab 1993 führten rasch zu einer Rekrutierung von Jungfischen. Die Wirkungen halten weiter an und die Befischungen 2008 zeigen einen ausgewogenen Bestandsaufbau (Zauner et al. 2105b).

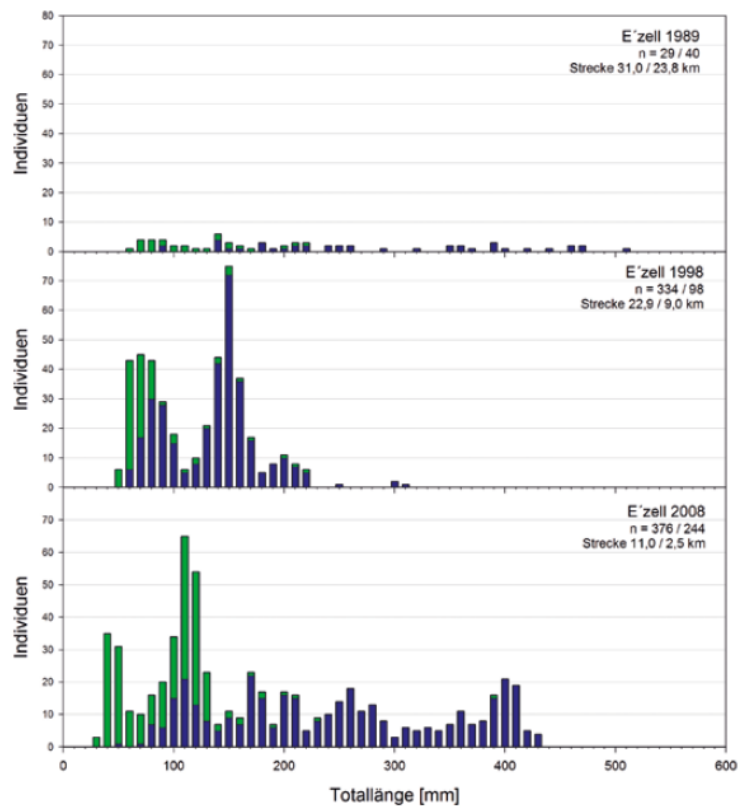


Abbildung 17 Längenfrequenzdiagramm der Nase im Bereich Engehartszell 1989, 1998 und 2008 (blau: Anodenrechen, grün: Polstangen; aus Zauner et al. 2015b)

- Auch in der Wachau ist in den letzten Jahren ein Aufwärtstrend beim Nasenbestand erkennbar, der schlüssig mit der Umsetzung großflächiger Revitalisierungsmaßnahmen und der Schaffung von Schlüsselhabitaten in Zusammenhang gebracht werden kann. Einen ähnlichen positiven Bestandstrend zeigen dort auch die (oligo)rheophilen Aten Barbe, Frauenerling, Schneider, Schrätzer und Zingel (Zauner et al. 2015b).

Anhang 5 Mortalität bei Wehrüberfall

Die maximale Fallhöhe beträgt im Ist-Zustand etwa 10 m und verringert sich mit zunehmendem Durchfluss (Abbildung 18).

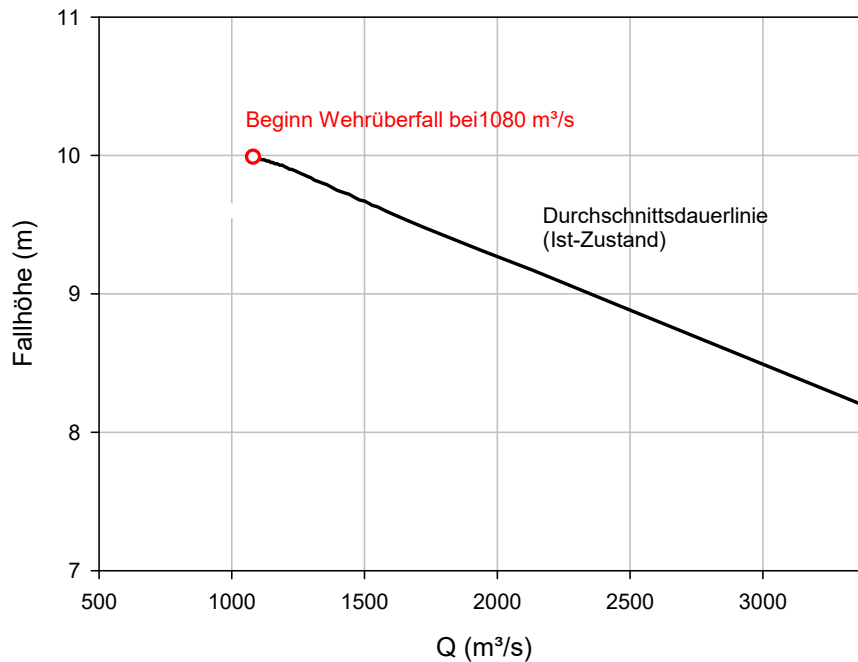


Abbildung 18 Fallhöhe in Abhängigkeit vom Durchfluss.

Hohe Fallhöhen können theoretisch zu einer Schädigung der Fische bei Wehrpassage führen. Diesbezüglich gibt es eine Reihe von Untersuchungen vor allem zu Lachsen. Untersuchungen bei anderen Arten gibt es nur vereinzelt. Das Ausmaß der Schädigung bei Wehrpassage ist abhängig von der Aufprallgeschwindigkeit und der Art des Aufpralls (freier Fall in der Luft, Fall im Wasserstrahl, Aufprall auf die Wasseroberfläche bzw. auf eine feste Oberfläche). Aufprallgeschwindigkeiten bis etwa 18 m/s sind für Fische in der Regel nicht mit Verletzungen verbunden (Bell 1991, Abbildung 19).

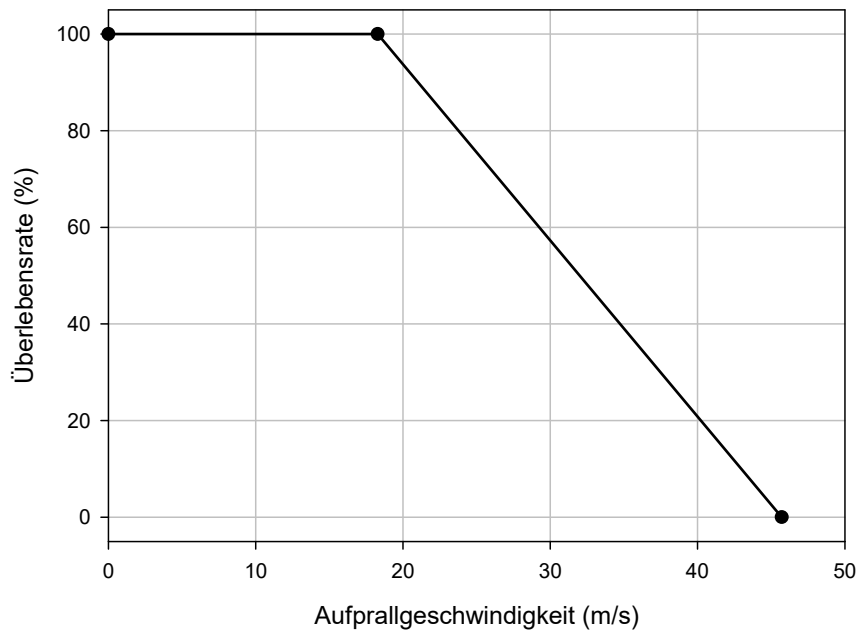


Abbildung 19 Überlebensraten in Abhängigkeit von der Aufprallgeschwindigkeit auf eine Wasseroberfläche (nach Bell 1991)

Für detailliertere Aussagen wurde der freie Fall mit Luftwiderstand mit Aufprall auf die Wasseroberfläche näher untersucht.

Dafür wurden folgende Annahmen getroffen:

- W-L-Regression: $L=4,76 \times W^{0,31}$ (Daten aus Peschel et al. für den Aland (*Leuciscus idus*))
- Strömungswiderstandskoeffizient $C_w = 0,5$
- Querschnittsfläche A des fallenden Fisches: $(L \times H)/2$
- Luftdichte ρ : $1,2 \text{ kg/m}^3$

Die maximal erreichbare Geschwindigkeit im freien Fall mit Luftwiderstand ist abhängig vom Gewicht und Querschnitt des Fisches. Kleine Fische bis etwa 12 cm Länge erreichen im freien Fall keine Geschwindigkeiten, die zu Verletzungen führen (Abbildung 20).

Die maximale Fallgeschwindigkeit von Wassertropfen beträgt etwa 9 m/s (Gunn & Kinzer 1949), Fische innerhalb des Wasserstrahls werden daher in der Regel geringere Aufprallgeschwindigkeiten aufweisen, als solche im freien Fall.

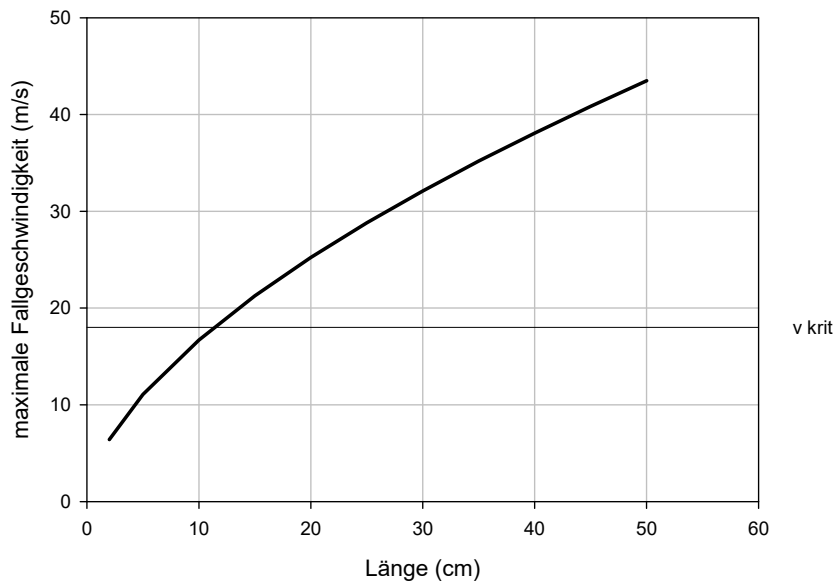


Abbildung 20 Maximale Fallgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Fischlänge

Für einen Damm mit 10 Metern Höhe (maximale Fallhöhe beim Innkraftwerk Eggfling-Obernberg) erreichen auch größere Fische keine kritischen Aufprallgeschwindigkeiten (Abbildung 21). Die maximale Aufprallgeschwindigkeit liegt mit etwas über 14 m/s deutlich unter dem von Bell 1991 angegebenen Richtwert.

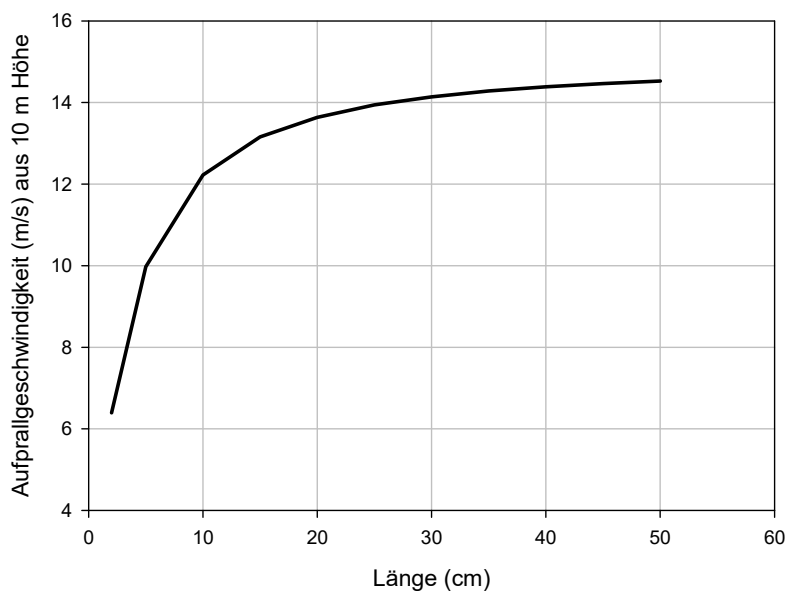


Abbildung 21 Aufprallgeschwindigkeit aus 10 Metern Höhe für verschiedene Fischgrößen

Anhang 6 Abschätzung der Schädigung durch Barotrauma

Studien in den letzten Jahre haben gezeigt, dass die Schädigung durch Barotrauma durch das Verhältnis zwischen dem Druck in der Akklimatisationstiefe (PA) und dem niedrigsten Druck während der Turbinenpassage (PE, Nadir) bestimmt wird. Hohe Drücke spielen als Schädigungsmechanismus in der Regel keine Rolle [1]. Verschiedene Fischarten und Entwicklungsstadien reagieren dabei sehr unterschiedlich hinsichtlich Änderungen im Druck.

Druckverhältnisse in großen Kaplan turbinen

Abbildung 22 zeigt die niedrigsten Drücke, welche an fünf großen Kaplan turbinen gemessen wurden. Die Fallhöhe lag zwischen ca. 15 und 35 Meter, der Turbinendurchfluss zwischen 230 und 576 m³/s.

Die mittleren Nadirwerte schwankten für die einzelnen Versuche zwischen 84 und 194 Kilopascal (Mittelwert = 134 kPa). Je höher der Durchfluss, desto geringere Drücke treten in den Turbinen auf, d.h. desto größer ist die Wahrscheinlichkeit druckbedingter Schädigung.

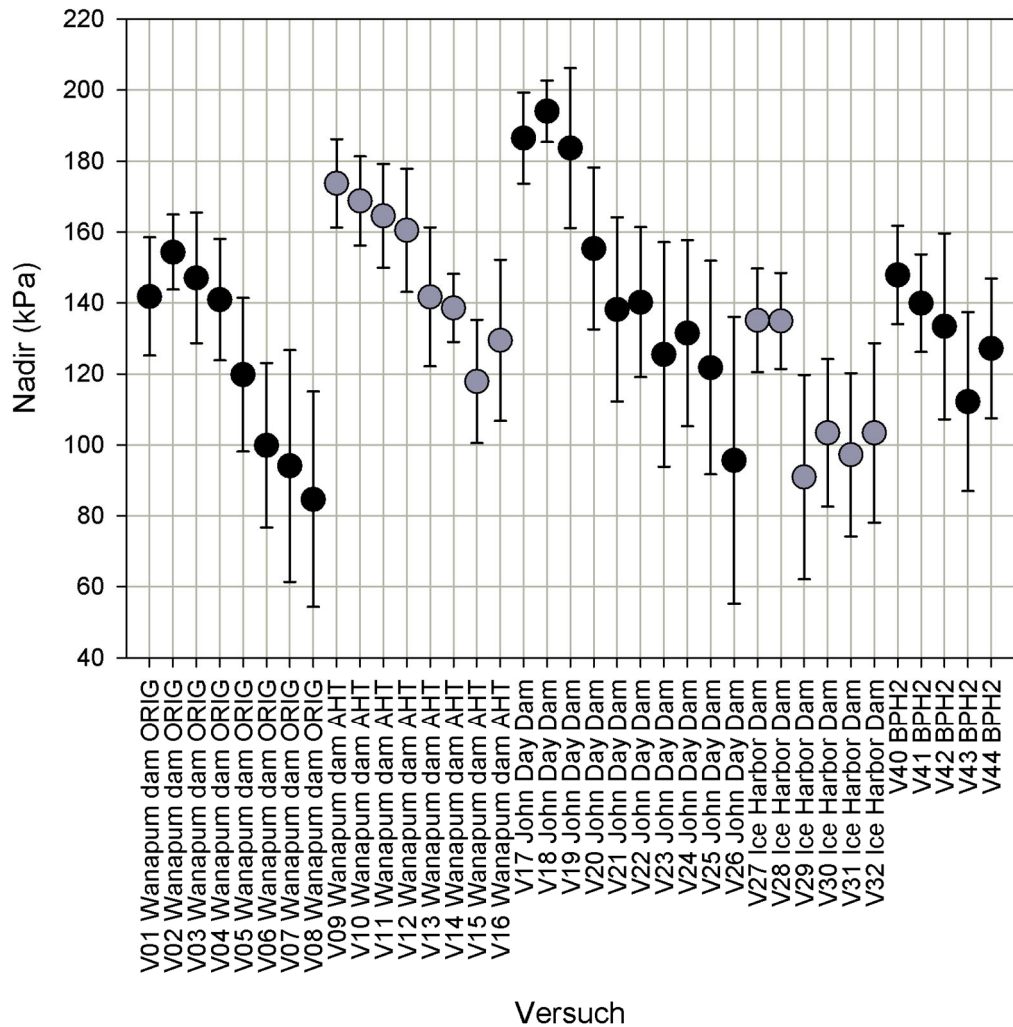


Abbildung 22 Nadir-Werte (MW±SD) für verschiedene Turbinen (BPH2 – Bonneville Dam, Powerhouse 2) und Versuche (V01 bis V44); für die jeweilige Turbine sind die Versuche von niedrigem zu hohem Durchfluss geordnet; Datenquellen: [2], [3]

Der Median über alle Untersuchungen lag bei 135 kPa, also über dem atmosphärischen Druck von 101 kPa. Nur bei ca. 15 Prozent der Turbinenpassagen treten überhaupt Nadirwerte unter dem normalen atmosphärischen Druck (Luftdruck, 101 kPa) auf, die theoretisch zu Schädigungen führen können. Bei nur ca. 1 % der Turbinenpassagen traten Drücke von unter 50 kPa auf (Tabelle 32).

Quantile (%)	Nadir (kPa)
1	46
5	75
10	91
15	101
25	115
50	135
75	158
90	175
95	185
99	203

Tabelle 32 Quantile der Nadirwerten aus den Untersuchungen mit Sensorfischen (Daten aus Bild 1).

Mortalitäten durch Barotrauma

Eier

Bei Fischeiern traten bisher bei keiner Untersuchung druckbedingte Schädigungen auf. Eier vom Weißen Stör (*Acipenser transmontanus*), vom Australischem Silberbarsch (*Bidyanus bidyanus*), und vom Australischem Goldbarsch (*Macquaria ambigua*), zeigten selbst bei extrem niedrigen Drücken (Nadir von 1-5 kPa), wie sie nur in Extremfällen beim Turbinenbetrieb auftreten können, kein Anzeichen von Schädigung.

Art	PA [kPa]	PE, Nadir [kPa]	PA/PE	Überlebensrate	Quelle
<i>A. transmontanus</i>	101	5 - 39	20.2 – 2.6	100	[4]
<i>B. bidyanus</i>	101	11 - 101	9.2 – 1.0	100	[5]
<i>M. ambigua</i>	101	11 - 101	9.2 – 1.0	100	[5]

Tabelle 33 Überlebensraten von Eiern bei unterschiedlichen Nadirwerten

Larven

Bei Fischlarven trat beim Großteil der untersuchten Arten keine druckbedingte Mortalität auf. Larven des Weißen Stör (*Acipenser transmontanus*) zeigten am neunten Tag mit Beginn des Fressen eine erhöhte Empfindlichkeit mit Mortalitätsraten von 10 bis 20 %, alle jüngeren und älteren Larven überlebten selbst Nadirwerte von 5 kPa bzw. Druckreduktionen auf 1/20 des Akklimatisationsdrucks. Larven des Silberbarsches (*Bidyanus bidyanus*), des Goldbarsches und des Murray-Dorsches (*Maccullochella peelii*) überlebten Druckänderungen auf 1/9 des Akklimatisationsdrucks (Nadir = 11 kPa).

Art	Alter, Größe	PA [kPa]	PE, Nadir [kPa]	PA/PE	Überlebensrate	Quelle
A. transmontanus	0-8 dph	101	5 - 39	20.2 – 2.6	100	[4]
	9 dph	101	18-39	5.5-2.6	80-90	[4]
	10-75 dph	101	5 - 39	20.2 – 2.6	100	[4]
B. bidyanus	10-22 dph	101	11 - 101	9.2 – 1.0	100	[5]
M. ambigua	10-18 dph	101	11 - 101	9.2 – 1.0	100	[5]
M. peelii	3-25 dph	101	11 - 101	9.2 – 1.0	100	[5]

Tabelle 34 Überlebensraten von Larven bei unterschiedlichen Nadirwerten; dph – days post hatching

Juvenile und Adulte

Einige Arten (Aale, Neunaugen, Störe) sind gegenüber niedrigen Drücken bzw. Druckänderungen unempfindlich. Aale und Störe überlebten selbst Nadir Werte von ca. 2 kPa bzw. eine Druckreduktionen auf 1/50 des Akklimatisationsdrucks.

Art	Größe mm	PA [kPa]	PE, Nadir [kPa]	PA/PE	ÜR	Quelle
Amerikanischer Aal (Silberaal)	Anguilla rostrata (Silberaal)	216–686	101	1.6 – 8.4	12.0-63.1	100 [6]
Amerikanischer Aal (Gelbaal)	Anguilla rostrata (Gelbaal)	230–423	101	1.2 – 8.1	12.5-84.2	100 [6]
White Sturgeon	Acipenser transmontanus n	145–338	146.2	1.8-10.3	9.8-56.1	100 [7]
Pazifisches Neunauge	Entosphenus tridentatus	127-183	101	14	10.6	100 [8]
Westliches Bachneunauge	Lampetra richardsonii	80-124	101	14	10.6	100 [8]

Tabelle 35 Überlebensraten von juvenilen und adulten Fischen bei unterschiedlichen Nadirwerten; ÜR - Überlebensrate

Für einige Arten konnte die Mortalitätsrate durch logistische Regressionen in Abhängigkeit von PA / PE dargestellt werden:

$$P_{\text{mort}} = (\text{EXP}(\beta_0 + \beta_1 \ln(\text{PA/PE}))) / (1 + \text{EXP}(\beta_0 + \beta_1 \ln(\text{PA/PE})))$$

In Tabelle 36 sind die Regressionskoeffizienten für diese Arten angeführt, eine grafische Darstellung des Zusammenhanges zeigt Abbildung 23.

Name	Art	Typ	Größe mm	β_0	β_1	Quelle
Königslachs	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	physostom		-5.563	85[9]	
Australian bass	<i>Macquaria novemaculeata</i>	physoclist	73- 26	-5.722	68[10]	
Gudgeon	<i>Hypseleotris spp.</i>	physostom	23-50	-5.701	99[10]	
Murray-Dorsch	<i>M. peelii</i>	physostom	54-80	-7.332	79[10]	
Silver perch	<i>Bidyanus bidyanus</i>	physoclist	45-112	-3.911	39[10]	
Sander vitreum	<i>Sander vitreum</i>	physoclist	178-319	-4.962	84[7]	
Muskellunge	<i>Esox masquinongy X Esox lucius</i>	physostom	122-259	-3.931	96[7]	

Tabelle 36 Koeffizienten der logistischen Regression für bisher untersuchte Arten

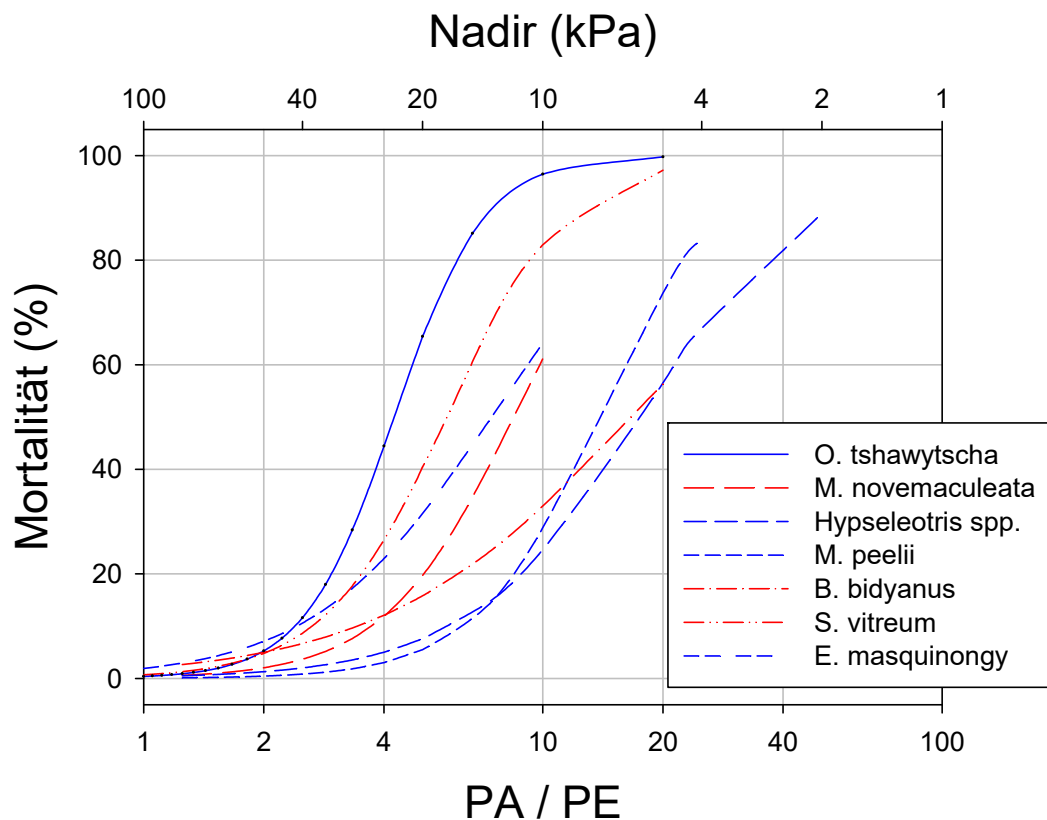


Abbildung 23 Überlebensraten verschiedener Fischarten (oberflächenadaptiert) in Abhängigkeit vom Nadir, rot - physoclist, blau - physostom

Der Unterschied zwischen physoclisten Arten und physostomen Arten ist nicht so ausgeprägt wie erwartet. Die Unterschiede sind zum Teil auch Methoden bedingt, da sowohl unterschiedliche Endpunkte dokumentiert wurden, als auch andere Versuchsbedingungen vorlagen: Von [9] und [10] wurden als Endpunkt nicht die Überlebensraten dokumentiert, sondern artspezifische Parameter, die mit der Überlebensrate bzw. Mortalitätsrate signifikant korreliert waren, es wurde also nicht die tatsächliche Mortalität ermittelt, sondern ein

Index („mortally injured“) [11]. Diese Vorgehensweise kann die tatsächlichen Überlebensrate beträchtlich unterschätzen, da das Auftreten jeder einzelnen Verletzung, die einen signifikanten Zusammenhang mit der Mortalität zeigt, dazu führt, das ein Fisch als „mortally injured“ bzw. „tot“ klassifiziert wird. Von [7] wurden die Parameter, welche für den Königslachs entwickelt wurden [6], übernommen, d.h. keine artspezifischen Parameter entwickelt. Die Autoren nehmen an, dass dadurch die Mortalitätsraten („mortally injured“) für Muskellunge und Zander im Vergleich zum Königslachs überschätzt wurden. Unterschiedliche Versuchsbedingungen betreffen die Gassättigung. Die Versuche am Königslachs [9] wurden bei Gasübersättigung (113-128 %) durchgeführt. Bei diesen Konzentrationen reagieren die Fische wesentlich empfindlicher auf Druckänderungen als bei normaler Gassättigung (Abbildung 24, [9]. [12]).

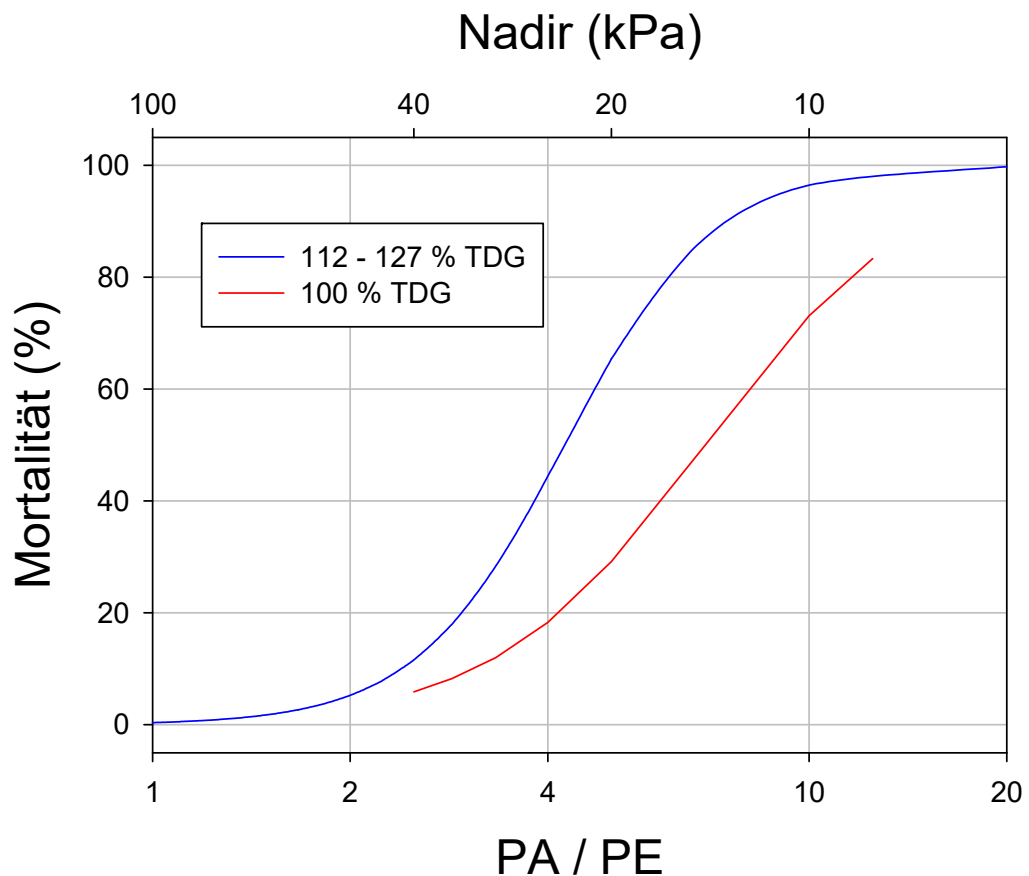


Abbildung 24 Mortalitätsraten des Königslachses (*O. tshawytscha*, oberflächenadaptiert) bei unterschiedlichen Gaskonzentrationen (TDG, total dissolved gas) im Wasser (nach [11])

Quantile (%)	1	5	10	15	25	50	75	90	95	99	Kumulierte Mortalität (Nadir < 101 kPa)
Nadir (kPa)	46	75	91	101	115	135	158	175	185	203	
Königslachs (112-127 % TDG)	7.1	1.2	0.6	0.4	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.17 %
Australian bass	2.6	0.7	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.09 %
Gudgeon	1.5	0.6	0.4	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.07 %
Murray-Dorsch	0.6	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.02 %
Silver perch	5.6	2.9	2.3	2.0	1.6	1.3	1.1	0.9	0.9	0.8	0.39 %
Sander vitreum	6.0	1.6	0.9	0.7	0.5	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.20 %
Muskellunge	8.3	3.4	2.4	2.0	1.5	1.1	0.8	0.7	0.6	0.5	0.44 %

Tabelle 37 Mortalitätsindex („mortally injured“) verschiedener Fischarten (adulte und juvenile, oberflächenadaptiert) bei unterschiedlichen Nadirwerten (Quantile der beobachteten Nadirwerte); Berechnungen anhand der Formeln in Tabelle 36

Für Oberflächen-adaptierte Fische ergeben sich im Großteil der untersuchten Fälle keine Mortalitäten, da nur bei ca. 15 Prozent der Turbinenpassagen überhaupt Nadirwerte unter dem normalen atmosphärischen Druck (Luftdruck, 101 kPa) auftraten, die theoretisch zu Schädigungen führen können (Tabelle 37). Die in der Tabelle ausgewiesenen Mortalitäten geben zwar auch oberhalb des atmosphärischen Luftdrucks Mortalitäten an, diese ergeben sich aber Formel bedingt, da die logistischen Regressionen nicht durch den Ursprung laufen. Bereiche mit niedrigen Drücke, die für Fische letal sein können, sind örtlich eng begrenzt, bei nur ca. 1 % der Turbinenpassagen traten Drücke von unter 50 kPa auf. Integriert man Auftrittshäufigkeiten und Mortalitäten über den relevanten Bereich (< 101 kPa), so ergeben sich bei allen bisher untersuchten Arten für oberflächenadaptierte Fische Gesamtmortalitäten von deutlich unter einem Prozent.

Da der Großteil der abwärtswandernden potamodromen Fische Larven und Juvenile sind, die in der Regel oberflächenadaptiert sind, sind Auswirkungen auf potamodrome Fischpopulationen durch Turbinen bedingtes Barotrauma an großen Anlagen nicht wahrscheinlich bzw. nicht nachweisbar. Einschränkend muss allerdings hinzugefügt werden, dass bisher keine vergleichbaren Untersuchungen an Cypriniden durchgeführt wurden, die den Hauptteil der Fische in großen europäischen Gewässern darstellen. Um auch für diese Arten belastbare Daten zu erhalten wird derzeit ein Forschungsprojekt von Oesterreichs Energie Forschung & Innovation „Flussabwärts gerichtete Fischwanderung an mittelgroßen Fließgewässern in Österreich: Populationsbiologische Grundlagen und Implikationen für den Fischschutz und Fischabstieg“ durchgeführt, welches von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) im Rahmen eines Collective Research Projektes (857 801) gefördert wird [13]. Es bestehen aber keine Anhaltspunkte dafür, dass die Ergebnisse nicht auf die Situation beim Innkraftwerk Eggfing-Obernberg übertragbar wären.

Literatur

- [1] Cada, G. F. (1990). A review of studies relating to the effects of propeller-type turbine passage on fish early life stages. *North American Journal of Fisheries Management*, 10(4), 418-426.
- [2] Carlson, T.J., Duncan, J.P. & Z. Deng (2008). Data Overview for Sensor Fish Samples Acquired at Ice Harbor, John Day, and Bonneville II Dams in 2005, 2006, and 2007. Report prepared for the U.S. Army Corps of Engineers. 157 Seiten.
- [3] Dauble, D.D., Deng, Z., Richmond, M.C., Moursund, R.A., Carlson, T.J., Rakowski, C.L. & J.P. Duncan (2007) Biological Assessment of the Advanced Turbine Design at Wanapum Dam, 2005. Report prepared for the U.S. Department of Energy Office of Energy Efficiency and Renewable Energy Wind and Hydropower Technologies. 88 Seiten
- [4] Brown, R. S., Cook, K. V., Pflugrath, B. D., Rozeboom, L. L., Johnson, R. C., McLellan, J. G., ... & Miller, E. A. (2013). Vulnerability of larval and juvenile white sturgeon to barotrauma: can they handle the pressure?. *Conservation Physiology*, 1(1), cot019.
- [5] Boys, C. A., Robinson, W., Miller, B., Pflugrath, B., Baumgartner, L. J., Navarro, A., ... & Deng, Z. (2016). How low can they go when going with the flow? Tolerance of egg and larval fishes to rapid decompression. *Biology Open*, 5(6), 786-793.
- [6] Pflugrath, B. D., Harnish, R., Rhode, B., Beirao, B., Engbrecht, K., Stephenson, J. R., & Colotelo, A. H. (2019). American eel state of buoyancy and barotrauma susceptibility associated with hydroturbine passage. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (420), 20.
- [7] Brown, R. S., Walker, R. W., & Stephenson, J. R. (2015). A Preliminary Assessment of Barotrauma Injuries and Acclimation Studies for Three Fish Species (No. PNNL-24720). Pacific Northwest National Lab.(PNNL), Richland, WA (United States).
- [8] Colotelo, A. H., Pflugrath, B. D., Brown, R. S., Brauner, C. J., Mueller, R. P., Carlson, T. J., ... & Trumbo, B. A. (2012). The effect of rapid and sustained decompression on barotrauma in juvenile brook lamprey and Pacific lamprey: implications for passage at hydroelectric facilities. *Fisheries Research*, 129, 17-20.
- [9] Brown, R.S., T.J. Carlson, A.J. Gingerich, J.R. Stephenson, B.D. Pflugrath, A.E. Welch, M.J. Langeslay, M.L. Ahmann, R.L. Johnson, J.R. Skalski, A.G. Seaburg and R.L. Townsend, Quantifying mortal injury of juvenile Chinook salmon exposed to simulated hydro-

turbine passage. *Transactions of the American Fisheries Society*, 2012. 141(1): p. 147-157.

[10] Pflugrath, B. D., Boys, C. A., & Cathers, B. (2018). Predicting hydraulic structure-induced barotrauma in Australian fish species. *Marine and Freshwater Research*, 69(12), 1954-1961.

[11] McKinstry, C. A., Carlson, T. J., & Brown, R. S. (2007). Derivation of mortal injury metric for studies of rapid decompression of depth-acclimated physostomous fish (No. PNNL-17080). Pacific Northwest National Lab.(PNNL), Richland, WA (United States).

[12] Colotelo, A., Brown, R., Carlson, T., Gingerich, A., Stephenson, J., Pflugrath, B. & A. Welch Injury mechanisms for juvenile Chinook salmon passing through hydropower turbines

[13] Schneider, J., Ratschan, C., Heisey, P., Avalos, C., Tuhtan, J., Haas, C., Reckendorfer, W., Schletterer M. und... & Zitek, A. (2017). Flussabwärts gerichtete Fischwanderung an mittelgroßen Fließgewässern in Österreich. *WasserWirtschaft*, 12, 33-38.

Anhang 7 Welcher Anteil einer Population kommt mit Turbinen in Berührung

Im Gegensatz zu diadromen Arten wie Lachs und Aal, die zur Absolvierung ihres Lebenszyklus das Meer aufsuchen müssen, wandern potamodrome Arten nur im Süßwasser. Wanderungen erfolgen um Laich-, Nahrungs-, Refugial- und Überwinterungshabitate aufzusuchen. Auch bei diesen Wanderungen besteht die Möglichkeit, dass einzelne Fische in Turbinen gelangen und dadurch geschädigt werden. Je weiter diese Wanderungen sind, und je unterschiedlicher die Habitatansprüche im Entwicklungszyklus, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit eines Kontaktes mit Turbinen. Das Ausmaß von Wanderungen, sowie die dabei aufgesuchten Habitate sind stark abhängig von der Biologie der betrachteten Art. Fische mit stark unterschiedlichen Habitatansprüchen während ihres Entwicklungszyklus wie die Nase oder Barbe legen im Allgemeinen größere Distanzen zurück. Liegen die Laichgebiete oberhalb eines Kraftwerks, so können rückwandernde Laicher, sowie driftende Larven und Juvenile in Turbinen gelangen. Eurytope Arten mit unspezifischen Habitatansprüchen, die in Stauräumen leben, haben eine höhere Wahrscheinlichkeit in Turbinen eingezogen zu werden, als rheophile Arten, die den Großteil des Jahres in der Stauwurzel zubringen.

Um den Einfluss Turbinen bedingter Schädigungen auf Populationsniveau abzuschätzen, sind Überlebensraten bei Turbinenpassage daher alleine nicht ausreichend. Selbst wenn bei einzelne Arten und Größenklassen sehr hohe Schädigungsraten auftreten, kann man keine Rückschlüsse darauf ziehen, ob dies einen Effekt auf eine potamodrome Fischart hat, solange man nicht weiß, welcher Anteil der Population in die Turbine gelangt [1].

Konzeptionelle Überlegungen

Der Anteil einer Fischpopulation, der in Kontakt mit einer Turbine kommt bzw. die Wahrscheinlichkeit, mit welcher ein Individuum einer Population in eine Turbine gelangt ist abhängig von der Nutzung des Stauraums durch die Fischpopulation. Die Gesamtwahrscheinlichkeit kann als Produkt bedingter Wahrscheinlichkeiten aufgefasst werden (Abbildung 25). Die auf eine Fischpopulation bzw. Teilpopulation bezogene Turbinen bedingte Schädigungsrate ergibt sich dann als Produkt der einzelnen (Teil-) Wahrscheinlichkeiten:

$$TPPs = SWp * Stp * TEp * TPIs$$

Mit TPPs = Überlebensrate bezogen auf die Gesamtpopulation, SWp = Wahrscheinlichkeit in den Stau zu gelangen, Stp = Wahrscheinlichkeit in den zentralen Stau zu gelangen, TEp = Wahrscheinlichkeit in die Turbine zu gelangen, und TPIs = Überlebenswahrscheinlichkeit eines einzelnen Individuums bei Turbinenpassage.

Das Produkt

$$Ev = SW_p * St_p * TE_p$$

Mit Ev = Vulnerabilität hinsichtlich Einzug in die Turbine, entspricht jenem Anteil einer Population, der in Kontakt mit der Turbine kommt bzw. der Wahrscheinlichkeit, mit welcher ein Individuum in die Turbine gelangt.

Bei diadromen Arten ist das Produkt $SW_p * St_p$ immer 1; TE_p hängt von den vorhandenen Abstiegswegen ab. Bei potamodromen Arten sind die einzelnen Wahrscheinlichkeiten stark von der betrachteten Art und dem Entwicklungsstadium abhängig.

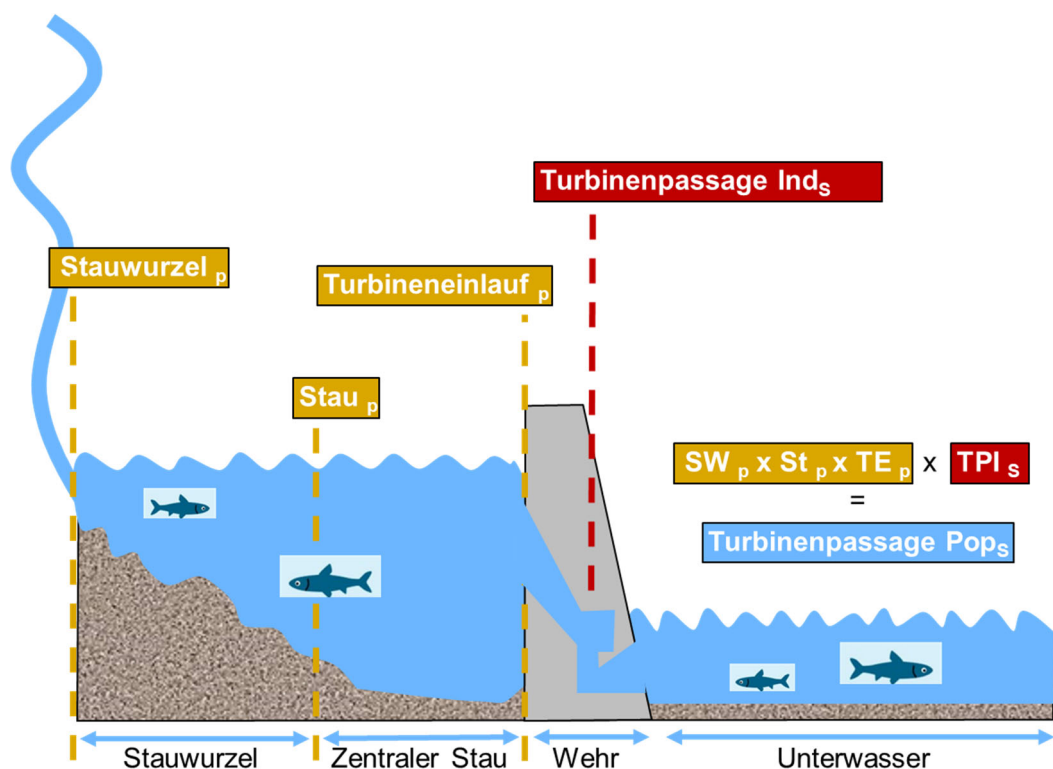


Abbildung 25 Anteil einer Population, welcher mit Turbinen in Berührung kommt und daraus abgeleiteter Einfluss auf die Gesamtpopulation (verändert nach Harrison et al. 2019)

Fallbeispiele

Bei adulten Fischen gibt es detaillierte Untersuchungen hinsichtlich Vulnerabilität an Stierforellen Stören, und Quappen. Die Wahrscheinlichkeit, mit welcher ein adultes Individuum einer Population in die Turbine gelangt, liegt bei diesen Arten zwischen 1,6 % und 3,0 % (Tabelle 38). Auch Telemetriestudien an einheimischen Arten zeigen, dass nur ein geringer Anteil adulter Fische in Turbinen gelangt. Während einer Untersuchungsdauer von über einem Jahr an 50 Nasen in der Donau, hielt sich der Großteil der Tiere in der Stauwurzel

bzw. in der Nähe zu Zubringermündungen auf. Nur ein geringer Anteil wurde im zentralen Stau beobachtet, und bei keiner Nase wurde eine Turbinenpassage beobachtet. Auch wenn auf Grund des Untersuchungsdesigns eine Turbinenpassage nicht ausgeschlossen werden kann, ist eine Passage sehr unwahrscheinlich. Im Rahmen eines Forschungsprojektes wird derzeit gezielt das Wanderverhalten und die Wahrscheinlichkeit einer Turbinenpassage von Nasen, Barben, und Aiteln an der steirischen Mur an untersucht [6].

Für Larven und juvenile Fische gibt es diesbezügliche Untersuchungen in Stauräumen der ehemaligen Sowjetunion. Auch hierbei zeigt sich, dass meist nur ein geringer Anteil der Gesamtpopulation in Turbinen gelangt [7].

Tabelle 38 Anteil einer Fischpopulation der mit Turbinen in Berührung kommt (A – Adult, L – Larven, J – Juvenile, Res. - reservoir).

Art	Name	ES	Damm	P (%)	Quelle
Salvelinus confluentus	Stierforelle	A	Mica Dam	3,0[1]	
Lota lota	Quappe, Aalrutte	A	Mica Dam	1,9[2]	
Lota lota	Quappe, Aalrutte	A	Libby Dam	1,6[3]	
Chondrostoma nasus	Nase	A	KW Melk/Donau	0,0[4]	
Acipenser transmontanus	transmonta-Weißer Stör	A	Snake river	2,0[5]	
Sander lucioperca	Zander	L & J	Ivan'kovskoe Res.	24,0[7]	
Alburnus alburnus	Laube, Ukelei	L & J	Ivan'kovskoe Res.	15,2[7]	
Abramis brama	Brachse, Brasse	L & J	Ivan'kovskoe Res.	3,6[7]	
Perca fluviatilis	Flussbarsch	L & J	Ivan'kovskoe Res.	0,8[7]	
Leuciscus idus	Aland, Nerfling	L & J	Ivan'kovskoe Res.	0,2[7]	
Rutilus rutilus	Rotauge, Plötze	L & J	Ivan'kovskoe Res.	< 0,1[7]	
Blicca bjoerkna	Güster, Blicke	L & J	Ivan'kovskoe Res.	< 0,1[7]	
Sander lucioperca	Zander	L & J	Sheksninskoe Res.	4,9[7]	
Abramis brama	Brachse, Brasse	L & J	Sheksninskoe Res.	1,2[7]	

Literatur

[1] Harrison, P. M., Martins, E. G., Algera, D. A., Rytwinski, T., Mossop, B., Leake, A. J., ... & Cooke, S. J. (2019) Turbine entrainment and passage of potadromous fish through hydropower dams: Developing conceptual frameworks and metrics for moving beyond turbine passage mortality. Fish and Fisheries.

[2] Martins E.G., Gutowsky L.F.G., Harrison P.M., Patterson D.A., Power M., Zhu D.Z. et al. (2013) Forebay use and entrainment rates of resident adult fish in a large hydropower reservoir. *Aquatic Biology* 19, 253–263.

[3] Dunnigan J.L. & Sinclair C.L. (2008) Home range and movement patterns of burbot in Koochanusa Reservoir, Montana, USA. In: V.L. Paragamian & D.H. Bennett (eds) *Burbot: Ecology, Management, and Culture*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp 43–54.

[4] Wagner C. (2010) Fischökologisches Monitoring im Rahmen des EU-LIFE-Projekts „Vernetzung Donau Ybbs“ mit Hilfe der Radiotelemetrie. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur.

[5] Jager, H. I., Van Winkle, W., Chandler, J. A., Lepla, K. B., Bates, P., & Counihan, T. D. (2002). A simulation study of factors controlling white sturgeon recruitment in the Snake River. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 28, pp. 127-150).

[6] Schneider, J., Ratschan, C., Heisey, P., Avalos, C., Tuhtan, J., Haas, C., Reckendorfer W., Schletterer, M. & Zitek, A. (2017). Flussabwärts gerichtete Fischwanderung an mittelgroßen Fließgewässern in Österreich. *WasserWirtschaft*, 12, 33-38.


[7] Pavlov, D. S., A. I. Lupandin, and V. V. Kostin. 2002. Downstream Migration of Fish Through Dams of Hydroelectric Power Plants. *Trans. T. Albert, trans. ed. G. F. Cada. ORNL/TR-02/02. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.*

Anhang 8 Maßnahmenpotential im Stauraum Eggfing-Obernberg (Teil von LIFE Riverscape Lower Inn)

LIFE Riverscape Lower Inn

Actions C3 - MAP 3


Riparian Zone: Creation of natural, unfortified riverbanks


 Removal of the fortified embankments, initial sediment relocations to create shallow bank habitats




Engineered log jams and large woody debris


De-sedimentation measures of floodplain waters

 de-sedimentation measures to create a gradient from shallow to deep water areas


 Engineered log jams and large woody debris


Tributaries: fish passability and river restoration

 river restoration to provide typical habitats (gravel bars, erosional banks)

 Removal or modification of the migration barrier

Border of natura 2000 site

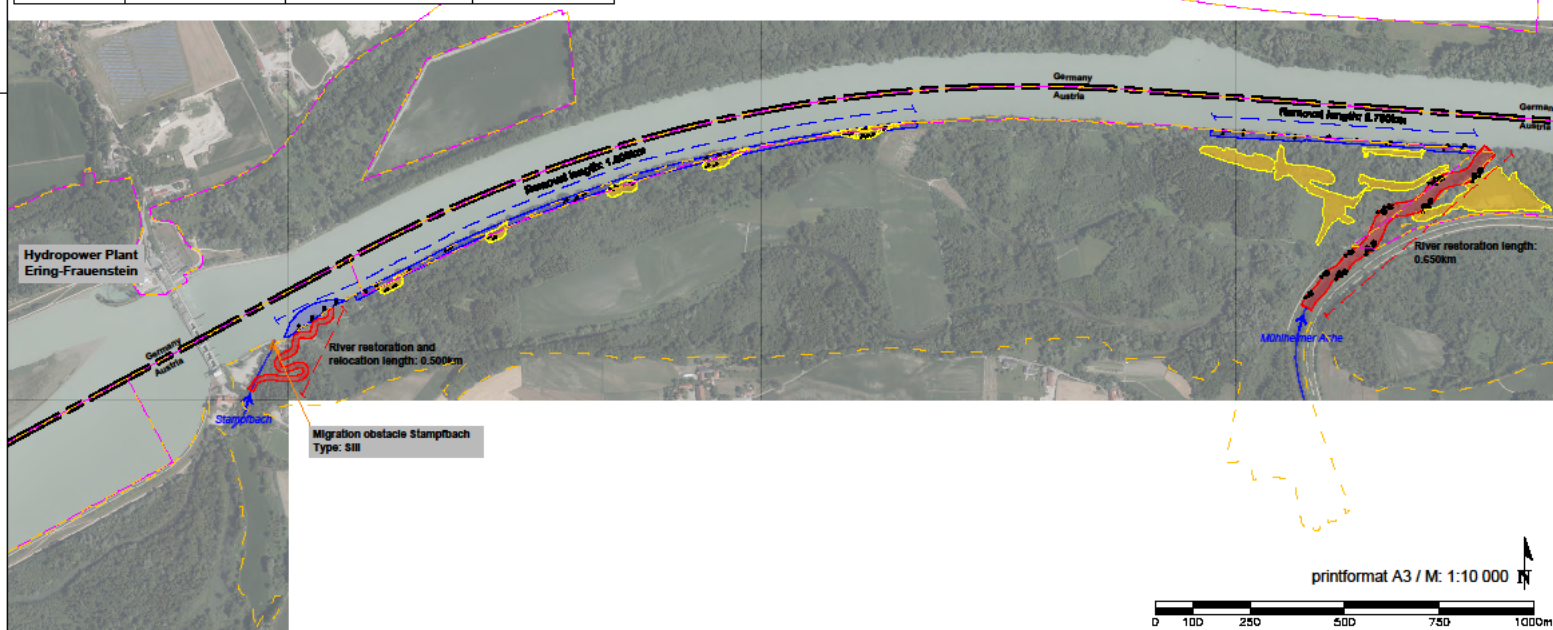
 Habitats Directive Sites (pSCI, SCI or SAC)
Salzach and Lower Inn: DE7744371

 Lower Inn: AT3105000 and Alluvial forests Lower Inn: AT3119000

 Birds Directive Sites (SPA) Salzach and Inn: DE7744471 and European protected area: AT3105000

 State border Germany-Austria


	Riparian Zone [km]	De-sedimentation [ha]	Tributaries [km]
Actions C3	9.00	20.00	1.30
C3 - MAP 1	4.76	5.30	0.77
C3 - MAP 2		1.10	
C3 - MAP 3	2.50	5.60	1.15
C3 - MAP 4		27.00	
C3 - MAP 5	2.25	4.40	



LIFE Riverscape Lower Inn

Actions C3 - MAP 4


Riparian Zone: Creation of natural, unfortified riverbanks

 Removal of the fortified embankments, initial sediment relocations to create shallow bank habitats




Engineered log jams and large woody debris


De-sedimentation measures of floodplain waters

 de-sedimentation measures to create a gradient from shallow to deep water areas


 Engineered log jams and large woody debris


Tributaries: fish passability and river restoration

 river restoration to provide typical habitats (gravel bars, erosional banks)


 Removal or modification of the migration barrier

Border of natura 2000 site

 Habitats Directive Sites (pSCI, SCI or SAC) Salzach and Lower Inn: DE7744371

 Lower Inn: AT3105000 and Alluvial forests Lower Inn: AT3119000

 Birds Directive Sites (SPA) Salzach and Inn: DE7744471 and European protected area: AT3105000

 State border Germany-Austria

	Riparian Zone [km]	De-sedimentation [ha]	Tributaries [km]
Actions C3	9.00	20.00	1.30
C3 - MAP 1	4.76	5.30	0.77
C3 - MAP 2		1.10	
C3 - MAP 3	2.50	5.60	1.15
C3 - MAP 4		27.00	
C3 - MAP 5	2.25	4.40	

