



ÖSTERREICHISCHER
FISCHEREI
VERBAND

RICHTLINIEN DER FACHGRUPPE FISCHEREISACHVERSTÄNDIGE
BEIM ÖSTERREICHISCHEN FISCHEREIVERBAND

Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischaufstiegshilfen und Bewertung der Funktionsfähigkeit

RICHTLINIE 1/2003 I.D.F.

2025



INHALT

	<u>VORWORT</u>	5
1.	<u>EINLEITUNG</u>	6
2.	<u>ZIELSETZUNG</u>	8
3.	<u>FACHLICH BEGRÜNDETE ANWENDUNGSKRITERIEN</u>	10
4.	<u>FUNKTIONSFÄHIGKEIT</u>	14
5.	<u>BEURTEILUNGSMETHODEN</u>	16
	5.1. <u>Beurteilung anhand abiotischer Parameter</u>	16
	5.2. <u>Beurteilung der Funktionsfähigkeit auf Basis fischökologischer Untersuchungen</u>	17
6.	<u>UNTERSUCHUNGSUMFANG</u>	18
	6.1. <u>Migrationspotential</u>	18
	6.2. <u>Fischmigration - Dauer und Jahreszeit</u>	20
	6.3. <u>Aufwärtswanderung</u>	22
	6.4. <u>Abwärtswanderung</u>	26
	6.5. <u>Ergänzender Aspekt: Lebensraumeignung der FAH</u>	26
	6.6. <u>Abiotische Begleituntersuchung</u>	27
7.	<u>BEWERTUNGSKRITERIEN</u>	28
8.	<u>BEWERTUNG</u>	30
	8.1. <u>Qualitativer Fischaufstieg</u>	31
	8.2. <u>Quantitativer Fischaufstieg</u>	31
	8.3. <u>Größenbestimmende Fischart / Größenselektivität</u>	34
	8.4. <u>K.O.-Kriterium: Indikatorgruppen</u>	38
	8.5. <u>K.O.-Kriterium: Anhang II Arten in Natura-2000-Gebieten</u>	40
	8.6. <u>Ergänzender Aspekt Habitateignung</u>	42
	8.7. <u>Gesamtbewertung</u>	43
9.	<u>LITERATUR</u>	48
10.	<u>ANHANG „CHECKLISTE“</u>	50
	10.1. <u>Checkliste für die Dateneingabe in das Excel-Berechnungstool</u>	50
	10.2. <u>Einstufung der Fischarten und Neunaugen</u>	52

Dynamischer Umgehungsarm des Stauraumes des Kraftwerks Ottensheim-Wilhering

Foto: TB Zauner, M. Zauner



VORWORT

Die Fachgruppe der Österreichischen Fischereisachverständigen befasste sich in der vom Österreichischen Fischereiverband herausgegebenen Richtlinie 1/2003 (Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen und Bewertung der Funktionsfähigkeit; Woschitz et al. 2003) bereits kurz vor dem Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; The European Parliament 2000) mit diesem wichtigen Thema. Diese Richtlinie fand sowohl in Österreich, als auch über die nationalen Grenzen hinweg Beachtung und Zustimmung.

Schon im Zuge der Arbeiten für ihr Erscheinen im Jahr 2003 wurde die Richtlinie grundsätzlich als Prozess verstanden, der in ständiger Anpassung an den Stand der Technik sowie unter Berücksichtigung der rechtlichen Rahmenbedingungen eine mehr oder weniger regelmäßige Fortschreibung erfahren soll. Entscheidend für die Notwendigkeit einer Überarbeitung sind rechtliche Entwicklungen, neue gewässerökologische Erkenntnisse, die Etablierung neuer Untersuchungsmethoden und nicht zuletzt der Erfahrungs- und Datenschatz sowie der Stand des Wissens über Fischmigration. Zudem werden vor allem in jüngerer Zeit neue Bautypen von Fischaufstiegsanlagen entwickelt, deren Funktionsfähigkeit in verschiedenen Gewässer(typen) und unter gegebenen Bedingungen oft erst evaluiert werden muss.

Zwischen dem Erscheinungsjahr 2003 und der ersten Überarbeitung aus dem Jahr 2020 machten vor allem zahlreiche gesetzliche Änderungen, neue Regelwerke, Richtlinien und Leitfäden in Zusammenhang mit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) einen Adaptierungs- und Modernisierungsprozess nötig. In vorliegender Version wurden missverständliche Formulierungen konkretisiert und Fehler überprüft und im Bedarfsfall korrigiert, die im Schriftstück von Mader (2023) sowie nach mehrfacher Präsentation durch mehrere Personen bei Tagungen der Fischerei-Sachverständigen angemerkt wurden. Nicht zuletzt erfolgten auch Anpassungen und Ergänzungen in der Analysemethodik als Reaktion auf Erkenntnisse bei der Anwendung sowie bei Armingier (2021).

Von Eberstaller & Frangez (2024) wurde im Auftrag des Ministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft eine fachliche Analyse der Richtlinie 2020 durchgeführt, sowie Anpassungsvorschläge daraus abgeleitet. Diese wurden im März 2024 in einem Workshop einem breiten Fachpublikum präsentiert und mit Vertretern aller betroffenen Fachgebiete (Gewässerökologie, Wasserkraftbetreiber, Amtssachverständige, etc.) diskutiert.

Im Rahmen einer Fachpublikation wurden von einem erfahrenen Autorengremium methodische Anforderungen für den effizienten, sicheren und tierschonenden Bau und Betrieb von Reusen erarbeitet (Ratschan et al. 2024). Diese sind für eine aussagekräftige Bewertung der Funktionsfähigkeit zu berücksichtigen.

Mit Erscheinen der vorliegenden Fassung (RL 1/2003 i.d.F. 2025) wird die RL 1/2003 i.d.F. 2020 vollumfänglich ersetzt. Da sie auch Änderungsvorschläge der Evaluierung (Eberstaller & Frangez 2024) beinhaltet, repräsentiert sie den Stand des Wissens (Fenz, mdl. Mittlg. 2024) und ist nunmehr als aktualisierte Fassung heranzuziehen.

1. EINLEITUNG

Fische führen aus verschiedensten Gründen und zu unterschiedlichen Jahreszeiten Wanderungen im Gewässersystem durch. Das Ausmaß der Wanderungen schwankt naturgemäß in Abhängigkeit der örtlichen Verhältnisse, Eigenschaften des Gewässers sowie des Grundes der Migration und nicht zuletzt von Art zu Art zum Teil beträchtlich. Neben den allgemein bekannten Wanderungen zu den Laichplätzen sind zahlreiche andere Ortsveränderungen unterschiedlichsten Ausmaßes zu nennen. Vor allem das Aufsuchen neuer Nahrungshabitate, die Kompensation nach Abdrift (z.B. nach Hochwasser), die Regulation der Populationsdichte, die (Wieder-)Besiedlung vorübergehend fischleerer oder neu entstandener Habitate, das Aufsuchen bzw. Verlassen von Wintereinständen, der Wechsel zwischen Hauptfluss und Auen- bzw. Nebengewässern oder das vorübergehende Ausweichen aus temporär ungünstigen (z.B. zu warmen) Teillebensräumen gehören zu den häufigsten.

In der internationalen Fachliteratur werden in der Regel „Wanderungen“ (engl. migrations) von „Bewegungen“ (engl. movements) unterschieden (z.B. Northcote 1984, Lucas et al. 2001). Als Wanderungen sind jene Ortsveränderungen definiert, bei denen ein (größerer) Teil einer Population oder Scharen bestimmter Entwicklungsstadien in vergleichsweise kurzer Zeit zwischen räumlich getrennten Habitaten in regelmäßigen Zyklen wechselt (z.B. Laichwanderung). Darunter fällt auch das Aufsuchen oder Verlassen jahreszeitlich differierender bzw. stadienspezifischer Habitate in unterschiedlichen Gewässerabschnitten. Der Anteil der so genannten „mobilen Komponente“ einer Fischpopulation ist meist hoch, kann bei manchen Arten nahezu die gesamte Population umfassen oder auch nur einen kleineren Teil (Radinger & Wolter 2014). Die hohe Bedeutung bzw. Notwendigkeit der Wiederherstellung von Wanderungen wird vor allem dann ersichtlich, wenn geeignete Habitate innerhalb des verfügbaren Gewässerbereiches nicht oder nur in unzureichendem Ausmaß erreichbar sind und Fischpopulationen infolgedessen zusammenbrechen.

Die Bedeutung der sog. „movements“, darunter sind alle sonstigen Fischbewegungen zu verstehen, die permanent, aber in geringen Individuenzahlen erfolgen, ist auf den ersten Blick zwar nicht so augenscheinlich, zur langfristigen Sicherung ausgewogener, genetisch integrier, stabiler und gewässertypischer Populationen in vitaler Größe jedoch unbestritten nötig und vielfach belegt (z.B. Wilkes et al. 2018).

Einem generellen
ökologischen Grundsatz
entsprechend sind in
dieser Richtlinie alle Formen
von Ortsveränderungen
umfasst und entsprechend
zu berücksichtigen.

Infolge der zahlreichen Eingriffe in unsere Fließgewässer in den letzten Jahrhunderten ist neben der generellen Degradierung der Habitatausstattung und der enorm reduzierten Eigendynamik jedenfalls die fehlende longitudinale Durchgängigkeit als ein wesentlicher Grund für drastische Arten- und Bestandsrückgänge der Fischfauna zu nennen (z.B. Gumpinger & Siligato 2002).

Dieser aktuell problematische Zustand unserer Gewässer und die Auswirkungen auf die aquatische Fauna sind durch zahlreiche nationale und internationale Untersuchungen der letzten Jahrzehnte belegt. Die Notwendigkeit der Verbesserung der ökologischen Situation der Gewässer führte nicht zuletzt auch zu einem europaweiten politischen Bekenntnis dazu, festgehalten in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Neben vielen anderen und europaweit durchaus unterschiedlich gelagerten, verbes-

serungsbedürftigen gewässerökologischen Aspekten wurde die Bedeutung eines intakten Fließgewässerkontinuums als wesentliche Grundlage für den Erhalt der biologischen Regelkreise und ökologischen Anforderungen der aquatischen Lebewelt erkannt. Migrationshilfen können Beeinträchtigungen des Fließgewässerkontinuums durch Querbauwerke vor allem in Hinblick auf stromauf gerichtete Wanderungen von Fischen nicht gänzlich kompensieren, aber wirkungsvoll reduzieren.

Dementsprechend wird in der Regel in wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren, soweit sich ein Querbauwerk nicht rückbauen lässt, die Errichtung von funktionsfähigen Aufstiegshilfen vorgeschrieben bzw. müssen bestehende Hindernisse/Anlagen mit solchen nachgerüstet werden. In den letzten Jahrzehnten wurden in Österreich zahlreiche Fischaufstiegsanlagen errichtet.

Eine aktuelle, sehr umfassende Analyse hat allerdings auch gezeigt, dass in Fließgewässern im österreichischen Donausystem trotz dieser umfangreichen Anstrengungen die longitudinale Konnektivität und damit Fischwanderungen noch immer durch Barrieren stark eingeschränkt sind (Kowal et al. 2024). Vor diesem Hintergrund ist eine effiziente Qualitätssicherung durch sensitive Bewertungsverfahren von besonderer, nach wie vor hoch aktueller Bedeutung.

Zur Beurteilung, ob mit einer Fischaufstiegshilfe die fehlende longitudinale Durchgängigkeit kompensiert werden kann, ist in der Regel ein Nachweis der Funktionsfähigkeit notwendig. Da durch die Unterbrechung des Wanderkontinuums gravierende Beeinträchtigungen der standorttypischen Fischfauna sowohl flussauf als auch flussab der Migrationshindernisse eintreten können, kommt der Funktionalität von Migrationshilfen besondere Bedeutung zu. Intakte, natürliche, artenreiche und selbstreproduzierende Fischassoziationen sind nicht nur im Interesse der Fischereiberechtigten bzw. Fischereiausübenden, sondern stellen als essentieller Bestandteil der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers ein öffentliches Interesse dar.

Inzwischen blicken Experten auf viele Jahre Erfahrung bei der Planung und Errichtung von Fischaufstiegshilfen (FAH) und es gibt grundsätzlich einen hoch entwickelten Stand der Technik. Die intensive Beschäftigung mit diesem Themenkreis brachte in den letzten Jahren auch zahlreiche neue Konstruktionsprinzipien und Typen von Wanderhilfen mit sich.

Diese grundsätzlich sehr erfreuliche Entwicklung fordert schon alleine aus dem Grundsatz der Gleichbehandlung heraus auch eine kritische Auseinandersetzung mit der Frage der Funktionsfähigkeit von FAHs. Durch eine biologische Funktionskontrolle kann die Funktionsfähigkeit einer individuellen Anlage überprüft und nötigenfalls durch deren Adaptierung hergestellt werden.

Durch die RL 1/2003 wurde die bis dahin bestehende Problematik des Fehlens eines verbindlichen Bewertungsschemas zur nachvollziehbaren Beurteilung zwar weitgehend beseitigt. Allerdings führte in der Praxis die verbale Beschreibung der jeweiligen Klassenzuordnung im Bewertungsschema zu unbefriedigend großen Interpretationsspielräumen. Eine einheitliche und anhand klar definierter Kriterien und Zahlenangaben vergleichbare Vorgangsweise bei der Bewertung wurde aber mit der Überarbeitung 2020 etabliert.

Zudem zeigt die Erfahrung bzw. dokumentieren Untersuchungsergebnisse, dass die Beurteilung der Funktionalität ausschließlich anhand von abiotischen Parametern (Gefälle, Durchfluss, Überfallshöhen, etc.) – ohne Erfassung der tatsächlichen Fischwanderung – nicht zu verlässlichen Ergebnissen führt. Mehrfach konnte für Anlagen, die konstruktiv durchaus dem Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (BMLRT [Hrsg.] 2021) entsprechen, keine ausreichende Funktionalität attestiert werden. Die aktuelle Überarbeitung der Richtlinie gibt Standards vor, deren Einhaltung diese kritische Auseinandersetzung auf einem fachlich seriösen, objektiven Niveau ermöglicht.

Die gegenständliche Bewertungsmethode berücksichtigt flussab gerichtete Fischwanderungen über FAHs explizit nicht, weil der Stand des Wissens dazu noch nicht ausreicht. Richtlinien für Abstiegsanlagen in Österreich und deren Überprüfung befinden sich erst in Ausarbeitung. Nichtsdestotrotz wird in Kapitel 6.4 ein kurzer Abriss zur aktuellen Situation in dieser Thematik gegeben.

2.

ZIELSETZUNG

Ziel der vorliegenden Version der Richtlinie ist es, Mindestanforderungen für die Bewertung der Funktionalität von FAHs vorzugeben, die eine Standardisierung der methodischen Herangehensweise und eine harmonisierte Abwicklung ermöglichen. Dies gewährleistet zudem ein hohes Maß an Objektivität und die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse.

Die durch Eberstaller & Frangez (2024) durchgeführte Analyse der Richtlinie, die Diskussion in oben genanntem Workshop mit Vertretern des zuständigen Bundesministeriums und zahlreicher Bundesländer sowie Teilnehmern aus privaten Büros, NGOs und Vertretern der Wasserkraftbetreiber und die daraufhin in vorliegender Version beseitigten Unklarheiten sollen vor allem zur fachlich richtigen Anwendung in der Zukunft beitragen.

Der mit der Aktualisierung der Richtlinie angestrebte Stand des Wissens soll gewährleisten, dass nach Errichtung und – bei Bedarf – Adaptierung einer FAH der Betreiber über ein funktionsfähiges Bauwerk verfügt, das den Anforderungen an die Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit der Gewässer entspricht. Damit bietet ein solcher Untersuchungs- und Methodenstandard eine rechtliche Sicherheit sowohl für den Auftraggeber als auch für den durchführenden Gutachter.

Nicht zuletzt kann diese Richtlinie eine wertvolle Unterstützung bzw. Grundlage in Behördenverfahren darstellen, mit deren bescheidlicher Vorschreibung die Einhaltung eines zeitgemäßen Untersuchungsstandards sowohl hinsichtlich der Freilandmethoden als auch der Auswertung gesichert ist.

Aus fachlich-fischökologischer Sicht ist das primäre Ziel dieser Richtlinie, einen entscheidenden Beitrag zum Erhalt bzw. zur Wiederherstellung gewässertypspezifischer, natürlicher Artengemeinschaften bestehend aus intakten, sich selbst erhaltenden Fischpopulationen zu leisten. Wesentliche Zielsetzungen von FAHs umfassen neben der Bereitstellung ausreichend vernetzter Lebensräume entsprechend der komplexen Raumnutzung der heimischen Fischfauna auch den genetischen Austausch zwischen Fischbeständen und die Möglichkeit zur Wiederbesiedelung verlorener Areale.

Die als Mittelstreckenwanderer eingestufte Nase führt intensive Laichwanderungen auch in Zuflüsse durch

Foto: Clemens Ratschan



3.

FACHLICH BEGRÜNDETE ANWENDUNGS- KRITERIEN

Die Bewertung der Funktionsfähigkeit von FAHs beschränkt sich auf Fische. Andere Tiergruppen, die solche Anlagen ebenfalls nutzen können (z.B. Makrozoobenthos, Großkrebse), sind gegebenenfalls zusätzlich zu untersuchen. Unter dem Begriff „Fische“ sind in dieser Richtlinie jedenfalls auch die Neunaugen subsummiert, die im zoologischen Sinn zwar zu den Rundmäulern und damit nur zu Fischen im weiteren Sinne gehören, aber ähnliche Ansprüche an die Durchwanderbarkeit des aquatischen Lebensraumes haben und auch in einschlägigen Rechtsmaterien mit diesen gemeinsam behandelt werden.

Die Richtlinie kann grundsätzlich in allen Fließgewässern Österreichs Anwendung finden, sofern der für die Bewertung notwendige Mindestfischbestand im Unterwasserbereich des Wanderhindernisses (Aufstiegspotential) gegeben ist. Dies ist deshalb notwendig, weil alle Bewertungskriterien auf den aktuellen Fischbestand im Unterwasser abzielen. Zwar kann auch bei Unterschreitung des Mindestbestandes eine Bewertung vorgenommen werden, diese muss jedoch als unsicher angesehen werden. Sie kann bei Zeitdruck oder Fristenlauf unter Umständen eine sinnvolle Zwischenlösung sein, eine reguläre Beurteilung aber nicht ersetzen. Bei Sonderfällen (z.B. große Flüsse, laterale Vernetzung von Auengewässern) können außerdem Adaptierungen der Richtlinie notwendig sein, die aber jedenfalls fachlich zu begründen sind.

Für ein sicheres Bewertungsergebnis mit dieser Methode sollten mindestens **100 Individuen (exklusive Altersstadien des Untersuchungsjahres, sog. 0*) zumindest einer Leitart, typischen Begleitart oder definitionsgemäß „häufigen Fischart“** im fischpassierbaren „Betrachtungsabschnitt“ vorkommen. Die Definition des „Betrachtungsabschnittes“ findet sich in „Erläuterungen zur Qualitätszielverordnung Ökologie“ (BMLFUW [Hrsg.] 2019; siehe auch Kap. 6).

Das Mindestaufstiegspotential ist durch Multiplikation der mittleren Abundanz einer Art mit der Länge und Breite dieses Betrachtungsabschnittes zu ermitteln. Beispielsweise wird in einem mittelbreiten Gewässer der Forellenregion bei einer Länge des Betrachtungsabschnitts von 3 km diese Mindestzahl bereits bei einer sehr geringen Abundanz von 50 Ind./ha überschritten.

Beispiel:

Gewässerbreite: 7 m (Forellenregion)

Abundanz der Bachforelle: 50 Ind./ha (sehr gering)

Betrachtungsabschnitt im Unterwasser: 3.000 m (bis zum nächsten, flussabwärtigen, unpassierbaren Querbauwerk)

*Aufstiegspotential im Betrachtungsabschnitt: $50 * 3000 * 7 / 10.000 = 105$ Individuen*

Umfangreiche Referenzdaten (1.149 Aufnahmen) aus österreichischen Gewässerabschnitten des Epi- und Metarhithrals zeigen, dass bei der jeweils vorherrschenden Breite und einer angenommenen Länge des Betrachtungsabschnitts von 3 km die notwendige **Mindestabundanz der Bachforelle** zur Erreichung der Mindestzahl von 100 Individuen in **95% der befischten Strecken überschritten wird**. Die sichere Anwendung der Methode in der Forellenregion wird also in den allermeisten Fällen möglich sein. Im Hyporhithral und Potamal sind mit Ausnahme stark degradierter Gewässer in der Regel ohnedies Bestandsgrößen deutlich über dem Mindestwert von 100 Individuen zumindest einer Leitart vorhanden.

Für die Anwendung der Indikatorengruppen „Sediment- und sohlbewohnende Arten“ sowie „Schwachschwimmer“ gelten die in Tab. 5 angeführten Mindestfangzahlen (siehe Kap. 8.4). Wird dieser Realfang, addiert über alle befischten Strecken entsprechend Mindest-Befischungsaufwand (siehe Kap. 6.1) und alle Arten dieser Indikatorengruppe, nicht erreicht, so kann die Indikatorengruppe auch nicht bewertet werden und bleibt inaktiv. Die Gesamtbewertung exklusive der betroffenen Indikatorengruppe kann jedoch regulär erfolgen, sofern das oben ausgeführte Mindestkriterium für andere Fischarten erfüllt wird.

Häufig wird in Rhithralgewässern die sohlbewohnende Fischart Koppe für die Indikatorengruppe „Sediment- und sohlbewohnende Arten“ ausschlaggebend sein. Es ist dazu zu bemerken, dass die Bestandsdichte der Koppe bei elektrofischereilichen Erhebungen aus methodischen Gründen meist deutlich unterschätzt wird, und die befischten Strecken nur einen kleinen Teil des Betrachtungsabschnitts abdecken. Berücksichtigt man diese Einschränkung, so zeigt sich, dass auch bei geringen berechneten Abundanzen ausreichende Individuenzahlen im Unterwasser vorhanden sein werden. Auch bei vergleichsweise geringeren Wanderdistanzen von Arten wie der Koppe können die erforderlichen Mindestaufstiegszahlen gemäß Tab. 5 (z.B. in der Forellenregion ≥ 3 Stück aller vorhandenen Arten dieser Gilde) im Fall funktionsfähiger Anlagen mit hoher Wahrscheinlichkeit nachgewiesen werden.

Beispiel:

In einem Gewässer der Forellenregion mit geringer Dichte der Koppe werden 3 Strecken zu je 125 m Länge befischt und insgesamt 7 Stk. Koppen gefangen. Unter der Annahme einer Fangwahrscheinlichkeit von beispielsweise 20% sind im 3 km langen betrachteten Abschnitt 280 Individuen der Koppe vorhanden, also viel mehr als die hier erforderlichen 3 Individuen, deren nachgewiesener Aufstieg für das Erfüllen der KO Kriterien „Indikatorengruppen“ mindestens erforderlich ist. Die tatsächliche Fangwahrscheinlichkeit ist für diese Art schwer erfassbar, ohne Anwendung der „removal Methode“ und 2 oder 3 Befischungsdurchgängen werden Koppenbestände meist deutlich unterschätzt (vgl. Fischer & Kummer, 2000). Der Aufstieg kann mit geeigneten Reusen hingegen hoch effektiv nachgewiesen werden.

Die Bewertung einer FAH nach dem hier beschriebenen Bewertungsschema soll mittels des zur Verfügung gestellten Bewertungs-Tools in der jeweils aktuellen Version, downloadbar von der Homepage des Österreichischen Fischereiverbandes (<https://www.fischerei-verband.at>) erfolgen und ist ohne Einhaltung der angeführten methodischen Mindeststandards nicht zulässig.

Die Richtlinie ist grundsätzlich bei allen FAHs - sowohl bei technischen als auch naturnahen Anlagen sowie an energiewirtschaftlich genutzten oder ungenutzten Standorten - anwendbar. Auch die Wirksamkeit von Maßnahmen, die nicht „klassischen Fischwanderhilfen“ entsprechen,

aber zur Wiederherstellung des Kontinuums bzw. zur Kompensation der Unterbrechung dienen, etwa aufgelöste Sohlrampen oder Umgehungsarme, können prinzipiell nach dem gleichen Schema überprüft und bewertet werden. Komplexe Lösungen, wie Systeme von mehreren Einzelaufstiegen mit dazwischen liegenden Fließstrecken oder Altarmen, oder die Kombination verschiedener FAH-Typen, bedingen jedoch eine entsprechend differenzierte methodische Herangehensweise und eine aufwändigere Untersuchung. Für solche Fälle wird empfohlen, jeden Typ getrennt zu untersuchen und zu bewerten, um allenfalls die Funktionsfähigkeit von Anlagenteilen differenziert betrachten zu können.

Allen angeführten Richtwerten ist zugrunde gelegt, dass im Zeitraum eines Jahres untersucht wird (z.B. ein Herbsttermin und ein Frühjahrstermin im folgenden Jahr) - es dürfen keine gepoolten Daten mit mehreren Laichperioden aus unterschiedlichen Jahren zur Verrechnung kommen.

Im Fall von Ausleitungskraftwerken bzw. Restwasserstrecken ist bei der Beurteilung einer FAH die Durchwanderbarkeit der Restwasserstrecke bei der Interpretation der Ergebnisse mit zu berücksichtigen und ggf. zu untersuchen. Die während der Erhebung vorliegenden Abflüsse, Strömungsgeschwindigkeiten und Mindesttiefen können dazu den in der QZV Ökologie, Anlage G (Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 2019) genannten gegenübergestellt werden.

Grundsätzlich kann eine Bewertung der Funktionalität einer FAH nicht ohne Untersuchung der tatsächlichen Fischwanderungen und ohne Kenntnis der aktuellen fischökologischen Verhältnisse (quantitativ) in den angrenzenden Gewässerabschnitten erfolgen.

Nach Möglichkeit sollte die Untersuchung im Vorfeld mit der beurteilenden Stelle (Behörde, Amtssachverständige) abgestimmt werden.

Bei der Anwendung dieser Methode dürfen nur Ergebnisse einbezogen werden, die definitiv durch die biologische Untersuchung nachgewiesen wurden. Durch fehlerhafte Methodik begründete Defizite dürfen nicht als Argument für eine günstigere Bewertung dienen. So finden sich in Untersuchungsberichten beispielsweise immer wieder Erklärungen, dass bestimmte Kleinfischarten oder Altersstadien aufgrund einer zu großen Maschenweite der Bespannung des Reusenkorbes nicht erfasst werden konnten. Dies ist eindeutig auf eine fehlerhafte Untersuchungsmethodik zurückzuführen. Daraus zu schließen, dass bei engerer Bespannung ein Nachweis gelungen wäre und daher eine günstigere Bewertung gerechtfertigt wäre, ist unzulässig.

4.

FUNKTIONS- FÄHIGKEIT

Vorab sei klargestellt, dass aus fachlicher Sicht die prinzipielle Durchwanderbarkeit einer FAH klar unterschiedlich von der Funktionsfähigkeit zu sehen ist. Erstere muss bei richtiger Wahl des Bautyps bzw. der leitfadenkonformen Umsetzung allein aufgrund der anlagenspezifischen Konstruktionsparameter für alle (potentiell) vorkommenden Fische erreicht sein. Aber erst das selbständige Auffinden, die zwanglose Einwanderung, und die freiwillige Passage durch Fische ohne wesentlichen Zeitverlust bestätigt die Funktionsfähigkeit.

Während früher bei der Untersuchung bzw. der Bewertung der Funktionsfähigkeit von FAHs oftmals das Augenmerk auf wenige Arten bzw. Entwicklungsstadien und/oder eng begrenzte Zeiträume (z.B. Laichzeit) gelegt wurde, steht seit Jahrzehnten das gesamte potentielle Fischarteninventar im Fokus der Betrachtung und Bewertung. Unter potentiell vorkommenden Arten sind alle gewässertypischen Fischarten zu verstehen, auch jene, die zwar gegenwärtig nicht im Gewässer vorkommen, mit geeigneten Maßnahmen allerdings wieder etabliert werden könnten.

Ein intaktes Fließgewässerkontinuum bzw. die ungehinderte Migration innerhalb eines Fließgewässers sowie zwischen diesem und Nebengewässern (Zuflüsse, Altarme) ist für natürliche, ausgewogene Fischbestände essentiell und somit eine wesentliche Voraussetzung zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potentials entsprechend der WRRL (Schmutz et al. 2000). Insbesondere in anthropogen stark veränderten Gewässern (Heavily Modified Waterbodies; HMWB) kommt FAHs neben der eigentlichen Funktion der Gewährleistung der Migration auch hinsichtlich der Eignung als dauerhafter Lebensraum für gewässertypische Lebensgemeinschaften bzw. als Ersatz für im Gewässer verloren gegangene Habitate, etwa Laichplätze, besondere Bedeutung zu (BMLFUW [Hrsg.] 2015).

Dem allgemeinen ökologischen Ansatz folgend wird unter einem intakten Kontinuum, entsprechend der vollen Funktionsfähigkeit einer FAH, generell die Migrationsmöglichkeit für

- ▶ alle standorttypischen Arten
- ▶ alle Entwicklungsstadien
- ▶ jederzeit
- ▶ ohne wesentliche zeitliche Verzögerung

verstanden.

In Anlehnung an bestehende Regelwerke (insbesondere den FAH-Leitfaden, BMLRT [Hrsg.] 2021) und Erfordernisse in der Praxis werden im Rahmen dieser Richtlinie folgende **Einschränkungen** vorgenommen:

- ▶ Es werden insbesondere Arten betrachtet, die im entsprechenden Leitbild als Leit- oder typische Begleitarten gelistet sind.*
Im Unterwasser definitionsgemäß häufige, heimische Arten werden, wie bereits bisher, jedenfalls unabhängig von ihrem Leitbildstatus berücksichtigt. Sie tragen zu einer robusten Bewertung bei.
- ▶ Es werden alle Entwicklungsstadien betrachtet, außer jenen, die im selben Jahr geschlüpft sind (sog. 0⁺).**
- ▶ Die Funktionsfähigkeit muss während eines Abflussbereiches von im Mittel 300 Tagen im Jahr (sog. Q30 - Q330 Regel) gegeben sein.

* In Natura-2000-Gebieten zusätzlich auch seltene Begleitarten, sofern sie Schutzgüter nach Anhang II der FFH-Richtlinie (Europäischer Rat 1992) sind. Bei entsprechender Erfordernis sollten solche Ausnahmen, etwa zur Erreichung des „Günstigen Erhaltungszustandes“ von Schutzgütern in Natura-2000-Gebieten, seitens der zuständigen Amtssachverständigen bzw. der bewilligenden Behörde formuliert bzw. seitens des Durchführenden der Funktionsüberprüfung mit diesen Stellen abgesprochen werden.

** Die Einschränkung hinsichtlich dieser 0⁺-Stadien gilt nicht immer: bei der qualitativen Bewertung werden auch Arten berücksichtigt, die im Unterwasser nur als 0⁺ nachgewiesen wurden, da hierbei nur der Artnachweis relevant ist.
Und jedenfalls gilt sie auch nicht in Gewässern mit Vorkommen der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*), die in ihrer Fortpflanzung zwingend auf 0⁺ Bachforellen als Wirtsfische angewiesen ist (z.B. Österling 2015).

5.

BEURTEILUNGS- METHODEN

5.1. Beurteilung anhand abiotischer Parameter

Die früher gängige Methodik der Beurteilung der Funktionsfähigkeit einer FAH ausschließlich anhand abiotischer Parameter, wie optische Einschätzung oder Messung der Lockströmung, Gefälle, Dotationsmenge, Gerinnetdimension und -strukturierung, Strömungsverhältnisse, etc., ist aus heutiger Sicht und im Sinne der gegenständlichen Richtlinie nicht ausreichend.

Die oben genannten Parameter sind im entsprechenden Konstruktionsleitfaden für Fisch-aufstiegshilfen (FAH-Leitfaden, BMLRT [Hrsg.] 2021) definiert und im Planungsprozess verbindlich einzuhaltende Vorgaben. Sie werden nach dem aktuellen Stand der Technik mittels Messung im Zuge der Errichtung in der Regel durch die wasserrechtliche Bauaufsicht evaluiert und ihre Einhaltung, inklusive der zulässigen Toleranzen (Eberstaller et al. 2016), ist Teil des Kollaudierungsverfahrens.

Wie bereits oben erwähnt, kann die Einhaltung der konstruktiven Parameter im besten Fall nur die Durchwanderbarkeit der Anlage bescheinigen. Andere, wesentliche Kriterien, die eng mit den hydraulischen Verhältnissen im Unterwasser bzw. jahreszeitlich unterschiedlichen Wasserführungen zusammenhängen, z.B. die Auffindbarkeit des unterwasserseitigen Einstieges in eine FAH, können ohne direkte Untersuchung des tatsächlichen Fischeinstieges nicht ausreichend erfasst werden.

Evaluierungen von FAHs mittels umfangreicher fischökologischer Untersuchungen bestätigen, dass abiotische Parameter maximal wertvolle ergänzende Informationen zur Funktionsfähigkeit liefern können. Die Bewertung der Funktionalität einer FAH kann aber grundsätzlich nur auf Basis der Kenntnis der fischökologischen Verhältnisse in den angrenzenden Gewässerabschnitten und der Erfassung der tatsächlichen Fischwanderung erfolgen.

5.2. Beurteilung der Funktionsfähigkeit auf Basis fischökologischer Untersuchungen

Fischökologische Untersuchungen hinsichtlich der Funktionalität von FAHs umfassen ein breites Spektrum an Verfahren, die von Reusenuntersuchungen, Fang-Wiederfang-Methoden über Bestandserhebungen in der FAH oder im Oberwasser, bis hin zur automatisierten Dokumentation aufsteigender Fische reichen. Nur einige der genannten Methoden weisen hinsichtlich der Beurteilung der Funktionalität eine ausreichende Aussagekraft sowohl in quantitativer, wie auch in qualitativer Hinsicht auf. So lassen sich z.B. aufgrund von Artvorkommen im Oberwasser des Querbauwerkes meist nicht einmal qualitative Aspekte der Passierbarkeit ausreichend genau beantworten.

Bestandserhebungen in der FAH liefern im besten Fall wertvolle Zusatzinformationen über ihre Qualität als Lebensraum, die Funktionsfähigkeit kann allerdings damit nicht beurteilt werden, zumal nicht einmal unterschieden werden kann, ob die Fische aktiv eingewandert sind oder aus dem Oberwasser verdriftet oder eingewandert sind. Darüber hinaus sind sowohl Artenspektrum und -verteilung, als auch die Verteilung der Altersstadien zwischen durchwandernden und die FAH besiedelnden Fischen im Tages- und Jahresverlauf starken Schwankungen unterworfen und können deutlich differieren (Eberstaller et al. 2001).

Reusenuntersuchungen oder andere Methoden, bei denen nahezu alle migrierenden Fische eindeutig nach Art und Größe (bzw. Stadium) bestimmbar sind, ermöglichen die qualitative und quantitative Erfassung sowohl des Fischauf- als auch des -abstieges. In Verbindung mit der Erhebung des Fischbestandes in angrenzenden Gewässerabschnitten bzw. der unterschiedlichen Markierung dort gefangener Fische, lassen sich die tatsächlich dokumentierten Wanderungen in Bezug zum Bestand im Unterwasser setzen (z.B. Jungwirth et al. 1994, Eberstaller et al. 1998). Reusenuntersuchungen stellen somit im Vergleich mit den anderen genannten Methoden unter Berücksichtigung des Aufwandes die in der Regel zielführendste Lösung dar (Ratschan et al. 2024).

6.

UNTERSUCHUNGS- UMFANG

6.1. Migrationspotential

Die Kenntnis der fischökologischen Verhältnisse und somit des Migrationspotentials ist für die Beurteilung der Funktionsfähigkeit unabdingbar. Daher ist der Fischbestand im Unterwasser qualitativ und quantitativ zu erheben.

Diese Erhebung ist nur dann so zeitnah als möglich vor Beginn der Migrationserhebung (Reuseneinbau etc.) durchzuführen, wenn günstige Bedingungen zur Quantifizierung der vorkommenden Arten bzw. Bestände vorliegen. Dominieren Frühjahrslaicher die Fischfauna, so wird in der Regel eine Erhebung zu einem späteren bzw. anderen Zeitpunkt notwendig sein. Der Grund dafür ist, dass erfahrungsgemäß in Gewässern mit hohem Cyprinidenanteil viele Arten erst ab dem Frühsommer gut nachweisbar beziehungsweise viele Gewässer erst in Niedrigwassersituationen methodisch gut beherrschbar sind. Die Einhaltung einer Wassertemperatur entsprechend „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“ (BML [Hrsg.] 2025; 5-20°C im Rhithral, 10-22°C im Epi- und Metapotamal) stellt diesbezüglich eine Mindestanforderung dar, die in vielen Fällen aber zu weit gefasst ist, um wirklich günstige Bedingungen zu gewährleisten.

Alle in der Reuse zusätzlich gefangenen Arten sind im Nachhinein dem ermittelten Aufstiegs-potenzial in der qualitativen Bewertung (Zahl der Arten und Stadien) und bei der Bewertung der Indikatorgruppen hinzuzuzählen. Keine Berücksichtigung können diese Aufsteiger bei der quantitativen Bewertung finden, weil der Zusammenhang ihrer Aufstiegszahl mit dem in diesen Fällen nicht quantifizierbaren Unterwasserbestand ja Gegenstand der Funktionsprüfung ist. Auch die Annahme einer fiktiven (Mindest-)Bestandsgröße im Unterwasserbereich (z.B. 1 Ind./ha) ist weder gerechtfertigt noch sinnvoll.

watbare Gewässer

In **watbaren Gewässern** (Gewässer der Kategorie A und B) sind zumindest 3 Strecken zu befischen, wobei die methodischen Vorgaben entsprechend „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Fische“ (BML [Hrsg.] 2025) einzuhalten sind. Diese 3 Strecken sind so zu legen, dass sie das Unterwasser des zu untersuchenden Querbauwerks bis zum ersten, flussabwärts nachfolgenden unpassierbaren Querbauwerk repräsentativ abdecken. Bei Ausleitungsstrecken ist der an die Restwassersituation stromab anschließende Vollwasserabschnitt

jedenfalls zumindest mit einer Befischungsstrecke repräsentativ zu beproben, wobei das Verhältnis der Länge der Restwasser- und Vollwasserstrecke bei der Zahl, Lage und Länge der befischten Strecken zu berücksichtigen ist.

Alle in den Teilstrecken vorkommenden Arten sind zu berücksichtigen. Für das quantitative Aufstiegspotential sind Mittelwerte der Teilstrecken zu berechnen, wobei die Repräsentativität der jeweiligen Teilstrecke für den Betrachtungsabschnitt (s.u.) berücksichtigt werden muss.

Als Richtwert für den Gewässerabschnitt, auf den diese Befischungsstrecken verteilt sind, dient – sofern der Bereich nicht durch ein unpassierbares Hindernis nach unten begrenzt ist - der „Betrachtungsabschnitt“ entsprechend „Erläuterungen zur Qualitätszielverordnung Ökologie“ (BMLFUW [Hrsg.] 2019):

- ▶ 3 - 5 km in kleinen Gewässern (Flussordnungszahl 1-3)
- ▶ 5 - 10 km in mittleren Gewässern (Flussordnungszahl 4 - 5)
- ▶ 10 - 15 km in großen Gewässern (Flussordnungszahl > 6)

nicht watend befischbare Gewässer

In **nicht watend befischbaren Gewässern** (Kategorie C) ist eine Streifenbefischung nach Schmutz et al. (2001) durchzuführen. Sofern das Gewässer nicht bis zum Grund elektrofischereilich erfassbar ist, sind ergänzende Methoden anzuwenden (tiefe Gewässer der Kategorie C sowie Kategorie D). In Stauräumen ist die Stauwurzel jedenfalls zu befischen und in Gewässern der Kategorie D sind nächtliche Elektrobefischungen sowie ggf. weitere ergänzende Methoden entsprechend BML [Hrsg.] 2025) einzusetzen.

In Gewässern, in denen aufgrund der Tiefe nur ufernahe Bereiche elektrofischereilich erfassbar sind, wird – analog der Bewertung des fischökologischen Zustandes nach Haunschmid et al. (2006) – für die Quantifizierung des Aufstiegspotentials die ufernahe Abundanz herangezogen. Weil die Fischdichte am Ufer großer Fließgewässer in der Regel deutlich höher ist als die Fischdichte in mittigen Bereichen, und zweitens bei breiten Fließgewässern deutlich höhere Anteile am Querprofil umfassen, würde die Umlegung der ufernahen Abundanz auf die gesamte Gewässerbreite eine Überschätzung des Aufstiegspotentials mit sich bringen und bei gleichen Aufstiegszahlen folglich zu einer schlechteren Bewertung führen. Daher wird in diesen Fällen ein Korrekturfaktor eingeführt, wonach die Abundanz auf die gesamte Gewässerfläche bezogen im Mittel 65% der ufernahen Abundanz beträgt. Dieser Korrekturfaktor wurde durch Analyse bestehender Befischungsdaten mit Habitatbezug empirisch erarbeitet, ist unabhängig von der Flussbreite anwendbar, und wurde anhand von Bewertungsbeispielen auf die Plausibilität des Bewertungsergebnisses geprüft. Dies wird bei Aktivierung des Auswahlfeldes „nein“ bei „Gewässer über die gesamte Breite befischt“ im Bewertungsfile automatisch berücksichtigt.

In Sonderfällen wie z.B. bei Migrationen aus Seen in Zuflüsse bzw. Abflüsse sowie Mündungen größerer Zubringer von Flüssen sind gegebenenfalls alternative Erhebungen anzuwenden. So kann z.B. das Migrationspotenzial oder die Fischwanderung mit einem „dynamischen Fischwehr“ (Mühlbauer et al. 2003, Zitek et al. 2009, Csar & Gumpinger 2010; Ratschan et al. 2024) erhoben werden bzw. der Einsatz von Telemetrie angezeigt sein.

Bestehende und aktuelle quantitative oder qualitative Befischungsdaten sind jedenfalls beim Aufstiegspotential zu berücksichtigen. Sofern sie nicht älter als fünf Jahre sind, können bereits vorhandene quantitative Daten aus Befischungsbereichen in der entsprechenden Zahl anstelle der zu befischenden Strecken verwendet werden. Im Falle des Vorhandenseins mehrerer

Befischungsergebnisse aus unterschiedlichen Terminen ist aus den quantitativen Daten der Mittelwert zu bilden und die Angaben zu Arten und Altersstadien für die Berechnung des qualitativen Aufstieges sind zu poolen.

Sofern Funktionskontrollen von flussabwärts gelegenen FAHs zur Verfügung stehen, sind die Ergebnisse mit zu berücksichtigen. Auch fischereiliche Daten, etwa Besatz- und Ausfangzahlen, sind nach entsprechender Plausibilitätsprüfung in qualitativer und quantitativer Hinsicht mit einzubeziehen.

Da der Nachweis des Aufstiegs von Fischen, die im selben Jahr geboren sind (0⁺-Stadien), für die Bewertung der Funktionsfähigkeit nicht notwendig ist, wird empfohlen, diese Stadien auch in den Ergebnissen der Unterwasserbefischung getrennt auszuweisen. Dazu kann im Bewertungsfile ein „0⁺-Anteil“ eingegeben werden (z.B. über Längenfrequenzdiagramme bestimmt), sodass der Bewertung Abundanzwerte exklusive der 0⁺-Fische zugrunde gelegt werden. Als 0⁺ werden dabei Jungfische bis zu jenem Zeitpunkt definiert, zu dem die Jungfische der Folgegeneration aus dem Ei geschlüpft sind. Bei Neunaugen werden die Querder (Ammocoeten) aus methodischen Gründen generell als 0⁺-Tiere behandelt und bei der qualitativen Bewertung gemeinsam mit Adulten als ein Entwicklungsstadium berücksichtigt.

Die Größe von 0⁺-Individuen unterliegt starken art-, saison- und gewässerspezifischen Unterschieden. Die Abgrenzung von 0⁺ erfordert daher detaillierte fischökologische Kenntnisse der vorkommenden Arten und des bearbeiteten Gewässers und ist zudem saison- und gewässerspezifisch durchzuführen.

6.2. Fischmigration - Dauer und Jahreszeit

Zur Dokumentation der Fischwanderung sind im Rahmen der gutachterlichen Tätigkeit als Standardmethode grundsätzlich Reusenuntersuchungen heranzuziehen. Für die Erfassung aller Wanderbewegungen der Fischfauna wäre idealer Weise eine Untersuchungsdauer notwendig, die sich über ein volles Jahr erstreckt. Da im Rahmen der gutachterlichen Tätigkeit ein derartiger Aufwand in der Regel nicht vertretbar ist, sollte zumindest der Zeitraum vor sowie während der Laichzeit des überwiegenden Teils der vorkommenden Fischarten erfasst werden, da zu diesen Zeiten in der Regel eine erhöhte Migrationsaktivität zu verzeichnen ist. Im Sinne der methodischen Standardisierung wird die Untersuchungsdauer auch nach oben hin begrenzt (s.u.).

Daraus ergeben sich in Abhängigkeit der biozönotischen Charakteristik der Gewässer die in Tab. 1 angeführten Untersuchungstermine und -zeiträume, auf die auch die Grenzwerte in dem Excel-Auswertungsfile abgestimmt sind. Diese Angaben verstehen sich als Mindestanforderungen und sind entsprechend den tatsächlichen fischökologischen Verhältnissen anzupassen. Vor allem müssen neben den Hauptlaichzeiten zusätzlich sowohl ein möglichst breites Artenspektrum hinsichtlich der Schwimmleistungen, als auch allenfalls unterschiedliche Dotationssituationen erfasst werden. Kommen in der Gewässerregion des Hyporhithral herbst- oder winterlaichende Leit- oder typische Begleitarten bestandsbildend vor (z.B. Bachforelle, Aalrutte), so ist ein zusätzlicher Nebentermin vorzusehen.

Der obligatorische Nebentermin in Potamalgewässern ist darin begründet, dass hier im Herbst oftmals eine erhöhte Migrationsaktivität mit zum Frühjahrstermin differierenden Arten und Altersstadien zu verzeichnen ist (Eberstaller et al. 2001, Zitek et al. 2007).

TABELLE 1:

Zeitraum und Mindestdauer der Untersuchung der Funktionsfähigkeit

Fischregion	Haupttermin	Nebetermin	Untersuchungsdauer (Haupt- / Nebetermin)
Epi-/Metarhithral	September – Dezember	–	1,5 Monate/ -
Hyporhithral	März – Juni	Herbst/Winter*	2 Monate/ 14 Tage
Potamal	März – Juni	Herbst	2,5 Monate/ 1 Monat

* je nach lokaler Laichzeit der vorkommenden Arten

Der Beginn der Untersuchungen kann frei gewählt werden. Es ist allerdings zu beachten, dass im Falle einer bereits kurz nach Inbetriebnahme der Anlage durchgeführten Funktionsüberprüfung ein sogenannter „opening effect“ (Benitez et al. 2015), also ein untypisch starker Aufstieg unmittelbar nach Herstellung der Passierbarkeit eines Wanderhindernisses, auftreten kann. Ein solcher Effekt ermöglicht zwar die grundsätzliche Feststellung der qualitativen Funktionalität der Anlage, allerdings ist gegebenenfalls eine gezielte weitere, unter Umständen kürzere Untersuchung vorzusehen, um abzusichern, ob sich ein ausreichender quantitativer Aufstieg auch in einem späteren Jahr nachweisen lässt. Grundsätzlich sollten Anlagen nach rd. 5 Jahren abermals überprüft werden, da die Funktionsfähigkeit, wie Beispiele belegen, über die Jahre schlechter werden kann.

Auch kann in der Regel erst nach einem ganzen Jahr mit unterschiedlichen hydrologischen Ereignissen (vor allem Nieder- und Hochwasserphasen) davon ausgegangen werden, dass sich eine zwar immer wieder veränderliche, aber typische morphologische Situation in kritischen Bereichen (z.B. um den Einstieg in die FAH, Spiegellagen im Unterwasser, Verlandungen beim Ausstieg) ausgebildet hat.

Sofern Adaptierungen bzw. Veränderungen (Morphologie, Dotationswassermenge) nach einer bereits erfolgten Evaluierung getätigt werden, ist vor einer abschließenden Beurteilung eine nochmalige Überprüfung vorzunehmen, gegebenenfalls nur hinsichtlich ausgewählter Kriterien und in reduziertem Umfang.

Die Untersuchungsdauer darf um bis zu 50 % überschritten werden, wobei nur Tage mit Reusenentleerungen gemeint sind. Alle darüber hinaus gehenden Daten sind von der Bewertung auszuschließen. Der Bewertungszeitraum hat innerhalb des Haupt- bzw. Nebetermins einen durchgehenden Zeitraum zu betrachten (exkl. Zeiten, an denen keine Reusenleerung möglich war, z.B. durch Hochwässer).

Bei Untersuchungen über einen Zeitraum von mehreren Jahren ist für jedes Jahr eine neue Unterwasserbefischung dringend zu empfehlen, um auch auftretende Unterschiede zwischen den Jahren detektieren zu können. Die Bewertung hat für jedes Jahr (Kalenderjahr bzw. Haupttermin und Nebetermin im darauffolgenden Jahr) getrennt mit den jeweiligen Aufstiegszahlen zu erfolgen.

Umgekehrt ist das Hochrechnen der Aufstiegszahlen aus kürzeren Untersuchungszeiten auf die Mindestuntersuchungsdauer nicht mit der Bewertungsmethode vereinbar.

6.3. Aufwärtswanderung

Die Aufwärtswanderung ist zumindest durch eine **Reuse** im Oberwasser bzw. flussaufwärtigen Ausstiegsbereich der FAH oder alternative Methoden, die eine individuelle Zuordnung zu Fischart und Größenstadium erlauben (im Weiteren kurz als „alternative Methode“ bezeichnet), zu dokumentieren. Dadurch ist es möglich, den Anteil der die FAH erfolgreich durchwandernden Fische qualitativ und quantitativ im Verhältnis zum Migrationspotential zu erfassen. Die Reuse oder alternative Methode ist direkt am Ausstieg, sofern irgendwie möglich im Oberwasser zu installieren. Letzteres ermöglicht auch eine Beurteilung des Einlaufbereichs, der häufig – vor allem wenn dieser mit einem Regelungsbauwerk für die Dotation ausgestattet ist – einen kritischen Querschnitt für die Passierbarkeit darstellt (z.B. Eberstaller et al. 1998).

Zusätzlich kann eine Reuse oder alternative Methode im Einstiegsbereich oder im Verlauf der FAH zweckmäßig sein, beispielsweise bei sehr langen Anlagen, kombinierten Typen, Anlagen die auch wesentliche Lebensräume schaffen, oder um eine differenzierte Beurteilung der Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit zu ermöglichen. Die Konstruktion einer Reuse muss aber jedenfalls bestimmten Kriterien entsprechen, damit sie die erwünschte Wirkung hat.

Sowohl bezüglich der Anordnung, Dimensionierung als auch weiterer konstruktiver Merkmale von Reusen wurden in der in Österreichs Fischerei von einem breiten Autorengremium veröffentlichten Publikation *„Reusen bei fischökologischen Untersuchungen: Anforderungen hinsichtlich konstruktiver Merkmale und Betrieb bei der Funktionskontrolle von Fischwanderhilfen“* Vorgaben erarbeitet (Ratschan et al. 2024). Diese sind für den effizienten, betriebssicheren und tierschonenden Einsatz und für die Bewertung der Funktionsfähigkeit nach der vorliegenden Richtlinie einzuhalten.

Auf die Gestaltung der Reusenkehle, also jenes Teiles der Fangeinrichtung, der die Fische am Ausschwimmen aus dem Fangkorb hindert, ist dabei besonderes Augenmerk zu legen. Auch die Maschenweite einer Reuse hat entscheidenden Einfluss - sowohl auf die Erfassbarkeit von juvenilen Stadien als auch auf den notwendigen Manipulationsaufwand. Die o.g. Publikation gibt eine Maschenweite oder einen Stababstand von 0,5 cm bis maximal 1,2 cm lichte Öffnung vor. Weitere Details werden hier nicht wiederholt, es wird diesbezüglich auf die genannte Veröffentlichung verwiesen.

Sehr ähnlich wie eine Reuse ist ein Zählbecken gestaltet. Es ist dies ein mehr oder weniger fest installierter Reusenkasten in Form eines ablassbaren Beckens, für das hinsichtlich Reusenkehle die gleichen Kriterien gelten, wie für eine mobile Reuse (Peter et al. 2019, Ratschan et al. 2024).

In besonderen Fällen können neben der herkömmlichen Untersuchung weitere, auf spezielle Fragestellungen abzielende Untersuchungen ergänzend nötig sein. Dies trifft beispielsweise in Gewässern zu, die nach der FFH-Richtlinie besonders schützenswerte Arten beheimaten. Da es sich häufig um Kleinfischarten handelt, erfordert dies in der Regel einen Mehraufwand, weil kleinere Maschenweiten in der Reuse oder alternative Methoden zum Einsatz kommen müssen.

Falls eine Erfassung von Jung- und Kleinfischen oder Neunaugen erforderlich (z.B. in FFH-Gebieten bzw. bei potentiellen Einwirkungen darauf) und dies mit der Hauptreuse oder alternativen Methode nicht möglich ist, ist zusätzlich der Einsatz von engmaschigeren Spezialreusen erforderlich. Eine funktionelle Lösung für Neunaugen oder Steinbeißer ist Morris & Maitland (1987) bzw. Ratschan (2015) zu entnehmen.

Einen weiteren Sonderfall stellen Gewässer mit einem Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) dar. Da diese Art für die Reproduktion zwingend auf das Vorhandensein von 0⁺-Bachforellen angewiesen ist, und diese daher den entscheidenden Verbreitungsvektor im Gewässer bilden, ist deren Dokumentation im Aufstiegsgeschehen nötig. Fachlich zwingend nötig ist diese Ergänzung jedenfalls in Gewässern mit aktuell bekannten Beständen der Muschel und in Natura-2000-Gebieten, in denen die Art als Schutzgut geführt ist. Das potenzielle Verbreitungsgebiet, in dem diese vertiefende Untersuchung zumindest empfohlen wird, erstreckt sich in Österreich auf die geologische Formation der Böhmisches Masse, im Wesentlichen das Mühlviertel, das Waldviertel und einige südlich der Donau gelegene Ausläufer, etwa den Sauwald in Oberösterreich.

Ähnliche Anforderungen können auch hinsichtlich der Gemeinen Bachmuschel (*Unio crassus*) vorliegen. Da die geeigneten Wirtfische von Gewässer zu Gewässer variieren können und es sich oftmals auch um seltene Begleitarten handelt, sind in Gewässern mit aktuellem bzw. potentiell Vorkommen von *Unio crassus* potentielle Wirtfische unabhängig von ihrem Status (I, b, s) jedenfalls zu erfassen.

Die Leerung von Reusen muss in der Regel mindestens einmal pro Tag und wegen der vergleichbaren Expositionsdauer möglichst zu einer ähnlichen Zeit erfolgen.

Jeder nachgewiesene Fisch ist zumindest hinsichtlich Artzugehörigkeit und Totallänge (auf 5 mm genau) zu bestimmen. Zusatzinformationen (Status der Laichreife, Verletzungen, etc.) sollten vermerkt werden.

Die Auswertung der Daten hat zumindest hinsichtlich Artenspektrum, Dominanzverhältnissen und täglichem Gesamtaufstieg zu erfolgen. Darüber hinaus sind auf Artniveau, sofern die Anzahl der gefangenen Fische ausreichend ist (mehr als 30 Stück), die Längenverteilung (Längenfrequenzdiagramme) sowie die täglichen Aufstiegszahlen darzustellen. Zusätzlich sind Angaben zum Status geschlechtsreifer Tiere hilfreich.

Weitere Methoden und Untersuchungsansätze

Die nachfolgend angeführten Methoden können die für eine Bewertung notwendige Erhebung mittels Reuse oder einer alternativen Methode ergänzen oder in den unten angeführten, begründeten Fällen auch ersetzen.

Umsetzen markierter Fische

Das Umsetzen markierter Fische vom Oberwasser ins Unterwasser sollte auf Fälle in epi- und metarhithralen Gewässerabschnitten beschränkt bleiben, bei denen das Aufstiegspotential aufgrund geringer Fischdichte sehr gering ist oder eine sehr kurze Gewässerstrecke bis zum nächsten unpassierbaren Hindernis vorliegt. Als Richtwert kann dienen, dass dies für den in Kap. 3 definierten Fall zutrifft, dass nicht mindestens 100 Individuen (exklusive 0⁺) zumindest einer Leitart, typischen Begleitart oder definitionsgemäß „häufigen Fischart“ als Aufstiegspotential zur Verfügung stehen.

Bei der Dateninterpretation ist zu berücksichtigen, dass solche Fische unter Umständen stärker aufstiegswillig sind als natürlicherweise bei einem Querbauwerk anstehende. Eine Gruppenmarkierung zur Unterscheidung von nicht umgesetzten Aufsteigern ist daher unumgänglich, um die Sicherheit der in diesem Sonderfall generierten Bewertung zu prüfen. Die umgesetzten Fische sind, sofern möglich, in einer Entfernung von zumindest zehnmal der Flussbreite stromabwärts des Einstiegs auszusetzen.

Markierung im Unterwasser, nachfolgend Elektrofischerei im Oberwasser

Bei diesem Ansatz werden Fische (gruppen-)markiert, und deren Wanderungen werden durch Elektrofischereiergebnisse nach einer gewissen Zeit rekonstruiert. Häufig werden dazu Fische aus dem Oberwasser ins Unterwasser umgesetzt, um eine hohe Wanderbereitschaft (auch außerhalb der Laichzeit) zu gewährleisten. Belastbare Ergebnisse sind dann abzuleiten, wenn eine große Zahl von Individuen unterschiedlicher Altersstadien markiert wird, und eine effektive Erfassung des Bestands im Oberwasser möglich ist (z.B. unterhalb eines weiteren Querbauwerks).

Derartige Untersuchungsdesigns sollten auf Fälle begrenzt bleiben, bei denen

- ▶ eine Reusenerhebung methodisch nicht durchführbar ist (z.B. Rampen in größeren Fließgewässern)
- ▶ der Einsatz einer Reuse oder alternativen Methode, ggf. in Kombination mit einem „dynamischen Fischwehr“, unverhältnismäßig aufwändig oder aufgrund der Gewässerdimension nicht möglich ist
- ▶ es sich um artenarme Gewässer(abschnitte) im Rhithral handelt.

Dynamisches Fischwehr

Das so genannte „dynamische Fischwehr“ (Mühlbauer et al. 2003; Zitek et al. 2009) bietet die Möglichkeit, auch bei großen, dynamisch dotierten Fließgewässern (Umgehungsarme, etc.) Migrationsuntersuchungen mit Reusen (oder auch Video oder PIT-Antennen) durchzuführen. Positive Erfahrungen dazu wurden bisher in Gewässern bis zu einer Mittelwasserführung von etwa 15 m³/s gemacht.

Einsetzversuche

Im Fall des Fehlens oder sehr geringer Bestände von Zielfischarten (z.B. größenbestimmende Fischart) im Unterwasser kann die prinzipielle Durchwanderbarkeit einer FAH durch Einsetzen der jeweiligen Art / des jeweiligen Größenstadiums in einen abgesperrten unterwasserseitigen Bereich,

der zumindest den Wehrkolk oder eine größere Wasserfläche umfassen muss, untersucht werden, sofern dafür keine anderen Methoden geeignet sind. Mit solchen Versuchen kann allerdings nur ein kleiner Teil des Spektrums der Verhaltensweisen untersucht werden, die für eine erfolgreiche Überwindung eines Querbauwerks eine Rolle spielen. Die Ergebnisse sind in Hinblick auf eine freiwillige Ein- und Durchwanderung daher nur wenig bis nicht aussagekräftig. Die Versuchsfische sind dabei in der Regel gestresst, können nicht flussab ausweichen, und werden nur teilweise der natürlichen Abfolge der Wanderungen auslösenden oder modulierenden Faktoren in der lokalen Ausprägung ausgesetzt. Ein umfassender Funktionsnachweis im Sinne dieser Richtlinie ist mit solchen Methoden nicht möglich.

Aufgrund dieser Einschränkung muss auch eine Übertragung der gewonnenen Ergebnisse auf weitere Standorte jedenfalls unterbleiben, bzw. können daraus keine generellen Schlüsse über die Funktionsfähigkeit eines Bautyps abgeleitet werden.

Videomonitoring

In klaren, artenarmen Gewässern kann Videomonitoring eine vollwertige Alternative zu Reusen-erhebungen darstellen (z.B. Hetrick et al. 2004, Kratzert & Mader 2016). In trüben oder artenreichen Gewässern beschränkt sich die Verwendung hingegen auf spezielle, ergänzende Fragestellungen, weil für die Bewertung des qualitativen Aspekts eine sichere Bestimmung auf Artniveau erforderlich ist. Diese Einschränkung gilt besonders auch in FFH-Gebieten, wo eine schutzgut-spezifische Bewertung der Funktionsfähigkeit erforderlich ist (zu so genannten Surrogat-Arten siehe in Kap. 8.5.). Auch die Kombination aus Video- und Reusenmonitoring kann sinnvoll sein. Keinesfalls dürfen Aufstiegszahlen aus einem temporären Videomonitoring auf längere oder gar die gesamte Untersuchungsdauer hochgerechnet werden.

Telemetrie mit sog. Transpondern (auch PIT-Tag; Passive Integrated Transmitter)

Durch den Einsatz von PITs, die langlebig und aufgrund ihrer geringen Größe auch bei kleinen Fischen einsetzbar sind, kann die Passage individualmarkierter Fische im Bereich definierter Querschnitte mittels geeigneter Antennen detektiert werden. Solche Methoden sind zur Untersuchung der Auffindbarkeit, der Passageeffizienz bzw. der Wandergeschwindigkeit oder der Passierbarkeit mehrerer Anlagen in Serie besonders geeignet und können in solchen Spezialfällen eine Alternative oder Ergänzung zu Reusen darstellen.

Telemetrie mit aktiven Transmittern (Radio- oder akustische Telemetrie)

Bei dieser Methode kommen Transmitter zum Einsatz, die aktiv Signale abgeben und mittels Antenne geortet werden können. Es handelt sich dabei um eine weitere, sehr gut geeignete Methode zur Beurteilung der Auffindbarkeit (CEN/ EN 17233 (2021)). Sie sollte in großen Flüssen (> ca. MQ 300 m³/s) zusätzlich angewendet werden, insbesondere wenn bei der Dotation einer FAH das Kriterium von 1% - 5% des konkurrierenden Abflusses nicht eingehalten wird oder der Einstieg nicht günstig liegt.

Hydroakustische Methoden, DIDSON

Mittels hydroakustischer Methoden, insbesondere des hochauflösenden DIDSON, kann das Verhalten von Fischen in lokalen Bereichen unabhängig von der Trübe oder Helligkeit in Echtzeit beobachtet und aufgezeichnet werden. Die Anwendung kann als zusätzliche Methode bei der Funktionskontrolle von FAHs in Spezialfällen sinnvoll sein, vor allem in Bezug auf das Fischverhalten in einem eng begrenzten Bereich des Einstiegs von FAHs.

6.4. Abwärtswanderung

Die gegenständliche Bewertungsmethode berücksichtigt stromab gerichtete Fischwanderungen nicht, weil es sich um ein eigenes, komplexes Themenfeld handelt. Die Aspekte Fischschutz und Fischabstieg stehen bei Wasserkraftanlagen in Wechselwirkung und sind gemeinsam zu betrachten.

Für die quantitative Wiederherstellung flussabwärts gerichteter Wanderungen sind in der Regel eigene Anlagen, und für die Untersuchung ihrer Funktionsfähigkeit teils gänzlich andere Methoden erforderlich, als für den Fischaufstieg. Dies ergibt sich auch aus der Tatsache, dass stromab in der Regel mehrere Migrationskorridore über Querbauwerke hinweg bestehen.

Untersuchungen zeigen, dass Fischaufstiegshilfen unter Umständen einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Gewährleistung auch stromab gerichteter Wanderungen leisten (z.B. Rauch & Unfer 2019). Die Gewichtung und Einordnung dieses Beitrags ist aber nur bei gesamthafter Beurteilung des Abstiegs über alle gegebenen Korridore inklusive allfälliger, dabei auftretender Schädigungen möglich.

In jüngerer Zeit werden vermehrt Untersuchungen zum Verhalten der Fische bei der flussabwärtigen Migration über Wanderhindernisse durchgeführt (z.B. Rauch & Unfer 2019, Daill & Gumpinger 2019) und auch Lösungsmöglichkeiten zum Schutz der Fische einerseits und zur Abwärtspassierbarkeit von Anlagen andererseits, vorgeschlagen (DWA 2005, Schwevers & Adam 2020, Ebel 2024). Trotz dieser aktuellen Vermehrung von Wissen gibt es für Abstiegsanlagen in Österreich im Unterschied zu Nachbarländern noch keine methodischen Standards zur Untersuchung der Funktionalität (vgl. Dumont et al. 2012, Schmalz et al. 2015, DWA 2021).

6.5. Ergänzender Aspekt: Lebensraumeignung der FAH

Die Eignung der FAH als Lebensraum wird anhand der Besiedlung beurteilt. Diese ist mittels elektrofischereilicher Bestandsaufnahme zu erfassen, entweder im gesamten Verlauf oder bei langen Gerinnen in repräsentativen Teilabschnitten.

Als Mindestanforderung ist eine Aufnahme, zweckmäßigerweise zu Beginn der Untersuchung, anzusehen, nach Möglichkeit sollte aber auch eine zweite Erhebung zum Untersuchungsende erfolgen. Für die Beurteilung der FAH im Jahresverlauf, insbesondere hinsichtlich einer allfälligen Nutzung als Reproduktionshabitat, sind allerdings mehrere Befischungen bzw. umfangreichere Untersuchungen notwendig. Bei Bautypen, die konstruktionsbedingt keine wesentliche Lebensraumfunktion aufweisen, wie etwa Aufstiegsschnecken oder Fischlifte/Fischschleusen und andere rein technische Lösungen, kann bzw. muss eine Bestandserhebung in der FAH unterbleiben und die Habitateignung ist mit „nicht gegeben“ zu bewerten.

6.6. Abiotische Begleituntersuchung

Im Zuge der Funktionsüberprüfung einer FAH sind auch Abfluss- und Temperaturdaten während des Untersuchungszeitraumes zu erfassen. Diese Daten bilden eine wichtige Basis für die Interpretation der Migrationsergebnisse. Aufgrund der engen Bindung der Wanderungsaktivitäten bei vielen Arten an die Wassertemperatur, vor allem für Laichwanderungen, ermöglicht dies sehr gute Rückschlüsse auf die Passierbarkeit (z.B. Csar & Gumpinger 2010). Automatisch registrierende Messsonden (Temperaturlogger) sind heute Stand der Technik und ermöglichen eine günstige und verlässliche Dokumentation der Temperaturverhältnisse.

Auch zwischen Abfluss und Wanderaktivität besteht ein Zusammenhang. Die Dokumentation der Abflussverhältnisse liefert wichtige Aufschlüsse über die Passierbarkeit bei unterschiedlicher Wasserführung bzw. Dotation sowie hinsichtlich der Wirkung der Lockströmung. Für Angaben zur Wasserführung sind die Abflussdaten des nächstgelegenen Pegels unter Berücksichtigung des Zwischeneinzugsgebiets ausreichend genau. Die Dotation der FAH sollte, sofern diese nicht über ein Regelwerksbauwerk geregelt ist, zumindest einmal überprüft werden. Bei großen Schwankungen der Dotationsmenge empfiehlt sich eine Erfassung der Schwankungsbreite mittels Herstellung einer lokalen Messeinrichtung (z.B. Lattenpegel oder Drucksensoren).

Für die Auswertung ist der tägliche Gesamtfischaufstieg und der tägliche Aufstieg der einzelnen Arten mit der zugehörigen Temperatur bzw. dem Abfluss darzustellen.

7.

BEWERTUNGS KRITERIEN

Aufgrund der genannten Zusammenhänge und der Bedeutung einer ungehinderten Migrationsmöglichkeit zur Erhaltung natürlicher, gewässertypspezifischer Fischpopulationen werden zur Bewertung der Funktionsfähigkeit von FAHs die folgenden Kriterien verwendet (Eberstaller et al. 1998; Zitek et al. 2007). Es werden alle Arten und Entwicklungsstadien mit einbezogen, die im Unterwasser (Befischung inkl. ergänzender Methoden, alle weiteren aktuellen Befischungsdaten, Reusenfänge aus Untersuchungen angrenzender FAHs, Angaben durch die Fischerei) oder in der FAH (Reuse und Befischung) aktuell nachgewiesen wurden. Im Einzugsgebiet heimische, aber im Leitbild nicht enthaltene Arten werden mitberücksichtigt, sofern sie die Häufigkeits-Kriterien erfüllen. Allochthone (im Einzugsgebiet nicht heimische) Arten werden grundsätzlich nicht berücksichtigt, mit Ausnahme von Regenbogenforelle und Bachsaibling in artenarmen Rhithralgewässern, weil die beiden dort als Stellvertreter-Arten oft wichtige Informationen zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit liefern.

Folgende Kriterien finden Anwendung:

- ▶ Qualitativer Fischaufstieg (Artenspektrum, Entwicklungsstadien)
- ▶ Quantitativer Fischaufstieg Mittelstreckenwanderer* (Anzahl aufsteigender Individuen)
- ▶ Quantitativer Fischaufstieg Kurzstreckenwanderer* (Anzahl aufsteigender Individuen)
- ▶ Größenbestimmende Fischart/Größenselektivität
- ▶ Indikatorgruppen
- ▶ Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie
(in Natura-2000-Gebieten bzw. potenzielle Einwirkung darauf)
- ▶ Habitategnung

* Die Trennung nach Mittel- und Kurzstreckenwanderern erfolgt entsprechend der Migrationsgilde der einzelnen Arten (Schmutz et al. 2000). Die Einstufung ist in Tab. 10 im Anhang angegeben.

**Folgende
Kriterien
finden
Anwendung**

Damm-begleitendes Umgehungsgerinne am Inn-Kraftwerk Ering-Frauenstein.
Die dynamische Dotationswassermenge von bis zu 12 m³/s gewährleistet eine
günstige Auffindbarkeit bzw. den Erhalt der Lebensraumfunktion

Foto: Wolfgang Lauber, TB Zauner



8.

BEWERTUNG

Grundsätzlich ist bei der Bewertung zwischen „häufigen“ und „seltenen“ Arten zu differenzieren und es sind Leit- und typische Begleitarten jedenfalls zu berücksichtigen.

Grundsätzlich ist bei der Bewertung zwischen „häufigen“ und „seltenen“ Arten zu differenzieren. Die Unterscheidung erfolgt anhand der Dominanzverhältnisse im Fangergebnis der Bestandserhebung im Unterwasser. Eine Art ist dann als häufig anzusehen, wenn ihr Anteil am Gesamtbestand im Unterwasser mindestens 3% (Rhithral) bzw. mindestens 1% (Potamal) beträgt.

Darüber hinaus werden alle aktuell dokumentierten **Leit- und typischen Begleitarten** des im Unterwasser gültigen fischökologischen Leitbilds (<http://baw.at/index.php/baw-download.html>) jedenfalls als „häufige Arten“ berücksichtigt, auch wenn sie im Unterwasser nur selten, also mit weniger als den oben angegebenen Prozentanteilen am Unterwasser-Gesamtbestand, vorkommen sollten. Damit wird der besonderen Bedeutung dieser Arten für die Erreichung des Ziels „guter fischökologischer Zustand nach WRRL“ Rechnung getragen. Nur in fachlich sehr gut begründbaren Fällen, etwa anhand von Belegen in historischer Literatur oder aufgrund ihrer zoogeografischen Verbreitung, können standortspezifische Adaptierungen der bestehenden Einstufung in Leit- und Begleitarten vorgenommen werden.

Bei der qualitativen Bewertung werden sowohl seltene als auch häufige Arten, auch solche die nur als 0⁺ nachgewiesen sind, bei der quantitativen Bewertung hingegen nur die häufigen Arten (inkl. aller vorkommenden Leit- und typischen Begleitarten , aber exkl. 0⁺) berücksichtigt.

8.1. Qualitativer Fischaufstieg

Der qualitative Fischaufstieg wird anhand der beiden Parameter „Anzahl Fischarten“ und „Anzahl Entwicklungsstadien“ (juvenil, adult) beurteilt und ist dann mit I zu bewerten, wenn so gut wie alle Arten und Entwicklungsstadien (> 90%) aufsteigen (Tab. 2). Eine Bewertung mit II erfolgt dann, wenn der Großteil der Arten und fast alle Entwicklungsstadien (> 70%) aufsteigen. Kann gemäß Tab. 2 nicht der Aufstieg der meisten Arten und Entwicklungsstadien nachgewiesen werden ($\leq 70\%$), so ergibt dies eine Bewertung mit III oder ungünstiger. Werden Neunaugen nachgewiesen (Querder und/oder Adulte), so werden sie bei der qualitativen Bewertung als genau ein Altersstadium berücksichtigt, da nicht immer zu allen Zeiten beide Stadien nachweisbar sind.

TABELLE 2: *Matrix zur Bewertung mit dem Kriterium „Fischaufstieg qualitativ“*

Funktionsfähigkeit		Fischaufstieg qualitativ
I	voll funktionsfähig	so gut wie alle (>90%) Arten und Entwicklungsstadien können aufsteigen
II	funktionsfähig	alle Arten mit Ausnahme einiger seltener (> 70%) und fast alle Entwicklungsstadien (> 70%) können aufsteigen
III	eingeschränkt funktionsfähig	die meisten Arten und Entwicklungsstadien (> 50%) können aufsteigen
IV	wenig funktionsfähig	nur wenige Arten und/oder Entwicklungsstadien ($\leq 50\%$) können aufsteigen
V	nicht funktionsfähig	keine oder nur einzelne Arten und/oder Entwicklungsstadien (< 25%) können aufsteigen

8.2. Quantitativer Fischaufstieg

Beim quantitativen Fischaufstieg werden Mittel- und Kurzstreckenwanderer getrennt bewertet. Die Einstufung der jeweiligen Arten ist in Anlehnung an Schmutz et al. (2000) in Tab. 10 angegeben.

Generell wird für die Bewertung ein Bezug zur Situation im Unterwasserbereich und der Gewässerdimension hergestellt, indem ein definierter Anteil des Bestands, der im Unterwasser festgestellt wurde, durch die FAH gewandert sein muss.

Die genannten äquivalenten Gewässerdimensionen (Länge der Gewässerstrecken, die der 10- bzw. 20-fachen Gewässerbreite entsprechen) wurden anhand von zahlreichen Beispielen empirisch erarbeitet, und haben sich als in der Regel treffende quantitative Konkretisierung der in der Richtlinie aus 2003 formulierten, verbalen quantitativen Definitionen („den meisten aufstiegs-willigen“ bzw. „fast allen aufstiegswilligen“) herausgestellt.

Diese Angaben wurden anhand typischer Situationen in österreichischen Fließgewässern erarbeitet und validiert. In Fällen, wo im Unterwasser eine besonders lange Fließstrecke folgt, beispielsweise wenn sie ein Mehrfaches des „Betrachtungsabschnittes“ nach QZV beträgt (als Extrembeispiel sei hierzu die Grenzmur genannt, wo flussabwärts ein viele hundert Kilometer langes, freies Kontinuum bis zum Eisernen Tor in der Donau anschließt), kann die Länge der Gewässerstrecken, auf die Bezug genommen wird, auch größer gewählt werden.

Mittelstreckenwanderer

An Mittelstreckenwanderer werden aufgrund deren ausgeprägter Wanderneigung höhere Anforderungen gestellt (Tab. 3). Um die Abundanz der einzelnen mittelstreckenwandernden Arten im Unterwasser in die Bewertung einfließen zu lassen, erfolgt die Berechnung des quantitativen Aufstieges der Mittelstreckenwanderer als gewichteter Mittelwert. Dazu wird die artspezifische Teilnote mit der Abundanz dieser Art im Unterwasser gewichtet. Sollte nur eine Art aus der Gruppe der Mittelstreckenwanderer im Unterwasser nachgewiesen sein und auch diese nur in Form einzelner Individuen (bis maximal drei), so kann die Bewertung inaktiviert werden.

Dabei wird für Mittelstreckenwanderer als „referenziertes Aufstiegspotential“ der Gesamtbestand der jeweiligen Art (exkl. der Tiere aus dem Untersuchungsjahr, also 0+) definiert, der einem Abschnitt entspricht, der so lange ist wie die 20-fache Gewässerbreite. Als relevante Gewässerbreite ist hier gleich wie bei einer Bestandsberechnung die Gewässerbettbreite bei Mittelwasserführung zu wählen (BML [Hrsg.] 2025).

Eine Bewertung mit I für eine Art ist dann möglich, wenn zumindest die volle Individuenzahl (>100%) des „referenzierten Aufstiegsentials“ aufgestiegen ist. Für die Bewertung II – die ja die gute Funktionsfähigkeit belegt – muss die Zahl der Aufsteiger > 50% dieser Referenzzahl ausmachen. Für die restlichen Klassen werden absteigende Zahlenwerte als Untergrenze festgelegt, nämlich >33% für die Bewertungsklasse III bzw. >17% für die Klasse IV (Tab. 3).

Kurzstreckenwanderer

Bei den Kurzstreckenwanderern wird die Teilnote für den Aufstieg je Art im Gegensatz zu den Mittelstreckenwanderern durch einfache Mittelwertbildung (ohne Gewichtung) zur gesamten Note zusammengeführt. Diese Vorgangsweise hat sich empirisch als zutreffender erwiesen, weil in der Regel mehrere oder viele Arten dieser Gilde auftreten. Eine Gewichtung wie bei den MSW würde oftmals dazu führen, dass einzelne Massenarten (z.B. Schneider, Laube) die Mängel hinsichtlich anderer Arten teilweise oder völlig überdecken. Arten, die nicht im Unterwasser aber in der Reuse nachgewiesen werden, werden nicht berücksichtigt, weil keine quantitative Information daraus ableitbar ist.

Bei den Kurzstreckenwanderern entspricht das referenzierte Aufstiegspotential dem Gesamtbestand in einem Abschnitt, der 10 mal so lang ist wie die Gewässerbreite. Durch diese Vorgangsweise wird auch hier sowohl die Bestandsdichte als auch die Gewässerdimension bei der Quantifizierung des Aufstiegsentials berücksichtigt.

TABELLE 3:

Matrix zur Bewertung mit dem Kriterium „Fischaufstieg quantitativ“

Funktionsfähigkeit		Fischaufstieg quantitativ	
		Mittelstreckenwanderer	Kurzstreckenwanderer
I	voll funktionsfähig	häufige Arten:* >100% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >100% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich
II	funktionsfähig	häufige Arten:* >50% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >50% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich
III	eingeschränkt funktionsfähig	häufige Arten:* >33% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >33% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich
IV	wenig funktionsfähig	häufige Arten:* >17% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >17% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich
V	nicht funktionsfähig	häufige Arten:* ≤17% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* ≤17% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich

* inkl. aller vorkommenden Leit- und typischer Begleitarten des gültigen Leitbildes

Rechen- Beispiel

Zur Illustration der Auswirkung dieser Richtwerte sei folgendes Rechenbeispiel dargestellt:

In einem im Mittel 10 m breiten Rhithralgewässer lebt im Unterwasser einer FAH ein guter Bestand der Bachforelle mit einer mittleren Abundanz von 1.000 Ind./ha (exkl. 0*). Um einen ausreichenden quantitativen Aufstieg für die Bewertung mit II (funktionsfähig) zu erreichen, muss die Anzahl nachweislich aufgestiegener Bachforellen mehr als 50% des „referenzierten Aufstiegspotentials“ betragen. Der Referenzabschnitt errechnet sich für Kurzstreckenwanderer als das 10-fache der Breite, also $10 \times 10 = 100\text{m}$ Gewässerstrecke oder 1000 m^2 (0,1 ha) Gewässerfläche. Auf dieser Fläche leben $1000 \text{ Ind./ha} \times 0,1 \text{ ha} = 100$ Bachforellen. Es müssen demnach für die Bewertung II mehr als 50 Bachforellen (50% von 100 Stück) aufsteigen.

Ausnahme Massenaufstiege

Massenhaft im Unterwasser vorkommende Fischarten (zum Beispiel Kleinfischarten wie Schneider oder Laube) können speziell in breiten Flüssen übermäßig hohe Aufstiegszahlen für eine günstige Bewertung des quantitativen Fischaufstiegs erforderlich machen. In Fällen, wo ein Aufstieg von mindestens 500 Individuen einer Art nachgewiesen ist, wird daher unabhängig vom Unterwasserbestand eine Teilnote von zumindest 2 für diese Art vergeben. Für die Teilnote 1 einer solchen Art sind auch dann die aus der Unterwasser-Abundanz berechneten Aufstiegszahlen notwendig. Die Zahl von ≥ 500 Individuen zur Aktivierung dieser Ausnahmeregel wurde aus der Häufigkeitsverteilung bei analysierten Beispielen hergeleitet.

8.3. Größenbestimmende Fischart / Größenselektivität

Die Bemessung von Fischwanderhilfen nach dem „Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen“ (BMLRT [Hrsg.] 2021) orientiert sich an den Körperdimensionen (Körperlänge, -höhe und -breite) einer so genannten „größenbestimmenden Fischart“. Diese wurde nach fachlichen Kriterien für unterschiedliche Fischregionen und Gewässergrößen festgelegt. Dabei wurde anhand reproduktionsbiologischer Überlegungen eine Bemessungsgröße für die unterschiedlichen Fischarten definiert, die die meisten wanderwilligen Fische bzw. die individuenstärksten reproduzierenden Jahrgänge einer Art umfasst.

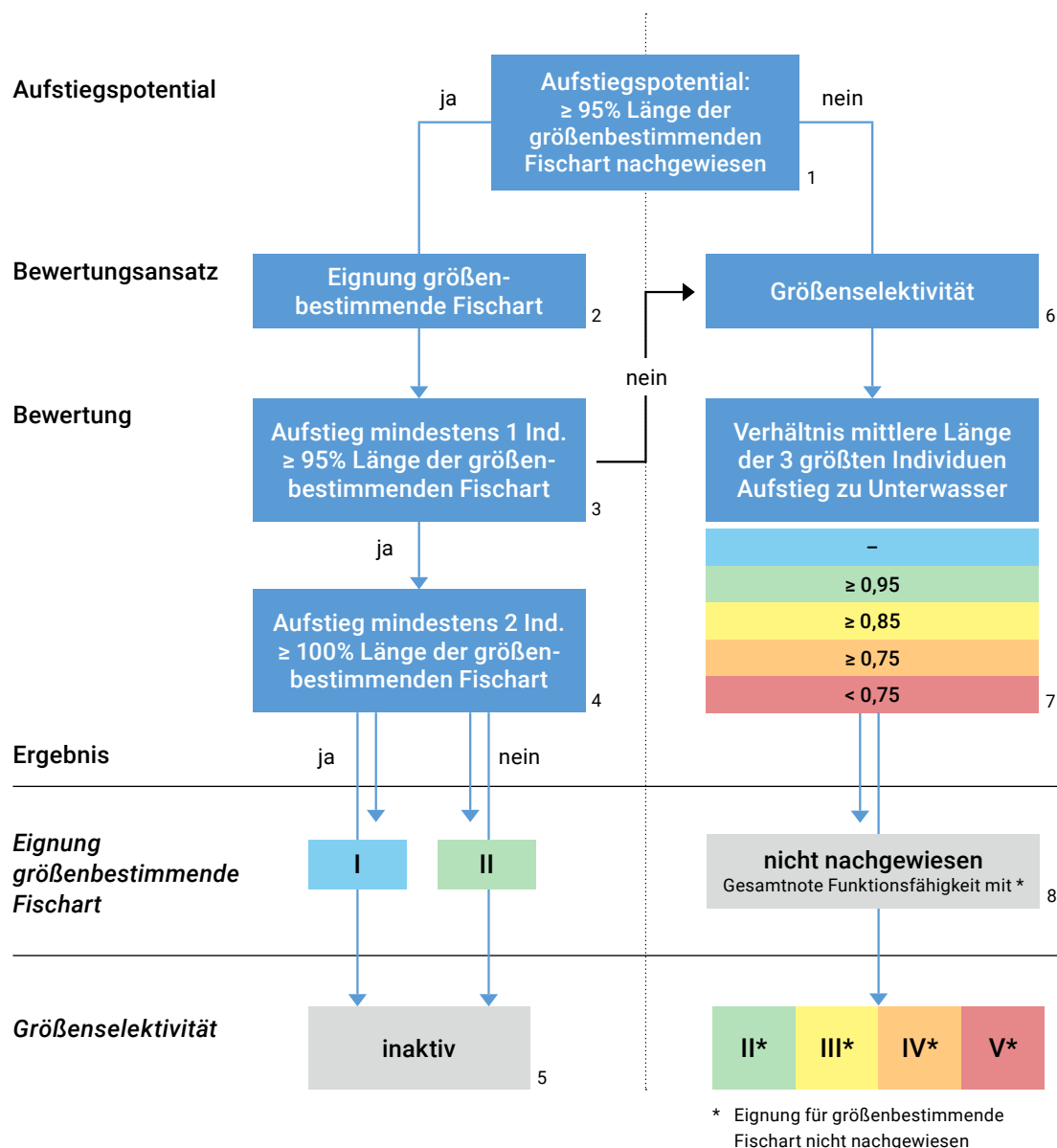
Die biologische Validierung, ob eine FAH tatsächlich den Aufstieg von Individuen mit ähnlichen Körperdimensionen wie die „größenbestimmende Fischart“ ermöglicht, stellt ein wesentliches Standbein der Funktionsüberprüfung dar. Dies betrifft ganz besonders neue Bautypen oder Kombinationen unterschiedlicher Bautypen, von denen noch unzureichende Erfahrungen in Bezug auf die Tauglichkeit für Großfische vorliegen.

Wie in der Fischereibiologie zunehmend erkannt wurde, leisten große Adultfische einen besonders hohen Beitrag zum Erhalt intakter Fischpopulationen (Gwinn et al. 2013). Diese stabilisieren den Bestand, können besonders dazu beitragen, mehrjährige Phasen mit ungünstigen Bedingungen zu überbrücken, weisen günstige genetische Eigenschaften sowie eine höhere Eizahl auf und fallen Prädatoren weniger zum Opfer. Allerdings hat sich gezeigt, dass bei klein dimensionierten Fischwanderhilfen eine hohe Selektivität gegenüber dem Aufstieg großer Fische ausgeprägt ist, was sich folglich besonders ungünstig auf die flussauf gelegenen Teilpopulationen auswirken kann.

Bei Fischaufstiegshilfen existiert die Schwierigkeit, dass das Vorkommen oder Fehlen des Nachweises einzelner großer Fische im Unterwasser bzw. im Aufstieg also zwar einerseits besonders bewertungsrelevant ist, andererseits aber aufgrund der auch natürlicherweise ausgeprägten Seltenheit großer Fische von Zufallseffekten abhängen und somit die Sicherheit der Bewertungsergebnisse beeinflussen kann. Diesem Spannungsfeld wird durch eine differenzierte Bewertung und die Teilung in zwei Teilparameter Rechnung getragen, nämlich „Eignung größenbestimmende Fischart“ und „Größenselektivität“. Die Bewertungsschritte werden im Flussdiagramm in Abb. 1 dargestellt, die dabei möglichen Fallkombinationen und Grenzwerte in Tab. 4.

Generell wird bei beiden Parametern und sowohl im Unterwasser als beim Aufstieg die im Großteil Österreichs natürlicherweise nicht vorkommende Fischart Aal nicht berücksichtigt, weil diese aufgrund ihrer Körperform ein deutlich anderes Verhältnis zwischen Länge, Breite und Höhe aufweist als dies bei den „größenbestimmenden“ Fischarten der Fall ist.

ABBILDUNG 1: Flussdiagramm zur Bewertung der beiden Kriterien „Eignung größenbestimmende Fischart“ und „Größenselektivität“.



Eignung größenbestimmende Fischart

Falls Individuen in der Länge der „größenbestimmenden Fischart“ im Unterwasser (inkl. Aufstieg) einer Anlage nicht nachgewiesen sind, kann die „Eignung größenbestimmende Fischart“ nicht untersucht werden und scheint als „nicht nachgewiesen“ auf. Dann wird dieser nicht vorhandene Nachweis durch das Symbol * auch bei der Gesamtnote gekennzeichnet. Falls solche Individuen hingegen als Aufstiegspotential vorhanden sind, so erfolgt beim Nachweis des Aufstiegs mindestens eines Individuums mit 95% der Länge der größenbestimmenden Fischart eine Bewertung mit II (gut), beim Aufstieg von mindestens zwei Individuen ≥ 100% dieser Länge mit I (sehr gut). Wird trotz eines Vorkommens im Unterwasser ein derartiger Nachweis nicht erbracht, so wird dieser Teilparameter nicht berücksichtigt. Stattdessen wird die „Größenselektivität“ bewertet, auch weil diese wesentlich besser gegenüber Zufallseffekten abgepuffert ist. Die „Eignung größenbestimmende Fischart“ kann somit nur positiv ins Bewertungsergebnis eingehen bzw. überstimmt diese gegebenenfalls den zweiten Teilparameter, die „Größenselektivität“.

Größenselektivität (S)

Die Selektivität gegenüber dem Aufstieg großer Fische wird als zweiter Teilparameter berücksichtigt. Sie ist in jenen Fällen bewertungsrelevant, bei denen die „größenbestimmende Fischart“ im Unterwasser oder beim Aufstieg nicht nachgewiesen ist, ansonsten wird sie auf „inaktiv“ gesetzt.

Zur Bewertung werden die Längen der jeweils drei größten Fische im Unterwasser und im Aufstieg herangezogen und die Mittelwerte dieser beiden Gruppen verglichen. Diese sind einerseits im Vergleich zu Einzelfischen besser abgesichert, andererseits ist die Zahl von 3 aber noch gering genug, um eine hohe Aussagekraft hinsichtlich einer Selektivität gegenüber großen Fischen zu gewährleisten.

Es wird jeweils der Mittelwert der drei längsten Fische im Aufstieg durch den Mittelwert der drei längsten Fische im Unterwasser dividiert, wodurch sich ein Wert zwischen $S > 0$ und $S < 1$ bei größenselektivem und $S \geq 1$ bei nicht größenselektivem Aufstieg ergibt. Die analysierten Datensätze ($n = 37$) haben gezeigt, dass bei nach Leitfaden konstruierten Anlagen die mittlere Länge der drei größten Aufsteiger jene der drei größten Fische im Unterwasser fast immer übersteigt oder in seltenen Fällen um weniger als 5 % unterschreitet (Mittelwert $S = 1,20$). Bei unterdimensionierten Anlagen wurde hingegen ein Mittelwert von $S = 0,82$ gefunden.

Darauf basierend werden die in Tab. 4 gelisteten Grenzwerte für die Noten II bis V abgeleitet. Eine Bewertung mit I ist nur über die Bewertungsoption „Eignung größenbestimmende Fischart“ möglich, weil eine fehlende Größenselektivität (oder ggf. auch eine negative Größenselektivität, die sich durch Einschränkungen des Aufstiegs kleinerer Fische ergeben kann) nicht zur Kompensation von Defiziten bei anderen Bewertungsparametern geeignet ist.

TABELLE 4:

Matrix der Fallkombinationen und Grenzwerte bei der Bewertung der Kriterien „Eignung der größten-bestimmenden Fischart“ und „Größenselektivität“

Note	Aufstiegspotential	Eignung größten-bestimmende Fischart	Größenselektivität
I	zumindest 1 Ind. ≥ 95 % der Länge der größtenbestimmenden Fischart nachgewiesen	Aufstieg ≥ 2 Ind. ≥ 100% der Länge der größtenbestimmenden Fischart	nicht relevant
IIa	zumindest 1 Ind. ≥ 95 % der Länge der größtenbestimmenden Fischart nachgewiesen	Aufstieg ≥ 1 Ind. ≥ 95% der Länge der größtenbestimmenden Fischart	nicht relevant
IIb	nicht relevant	inaktiv, nicht nachgewiesen	$S \geq 0,95$
III	nicht relevant	inaktiv, nicht nachgewiesen	$S \geq 0,85$
IV	nicht relevant	inaktiv, nicht nachgewiesen	$S \geq 0,75$
V	nicht relevant	inaktiv, nicht nachgewiesen	$S < 0,75$

Bei Anlagen, die Auswirkungen auf Natura-2000-Schutzgebiete mit großwüchsigen Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie (z.B. Huchen, Schied oder Perlfisch) haben können, können aus naturschutzfachlichen Gründen strengere Maßstäbe notwendig sein. Beispielsweise die Anforderung des Nachweises der Passage eines Huchens ≥ 1 m Länge in Gewässern mit der größtenbestimmenden Fischart Huchen 80 cm oder 90 cm, wenn solche Adultfische im Unterwasser vorkommen und einen wesentlichen Teil des Laichfischbestands kleiner Populationen ausmachen.

In Natura-2000-Schutzgebieten kann der Ansatz, die Funktionsfähigkeit ohne Nachweis der Eignung einer Anlage für die größtenbestimmende Fischart anhand der Größenselektivität zu bewerten, problematisch sein, wenn eine Wiederbesiedelung durch die größtenbestimmende Fischart für die Erhaltungsziele notwendig ist. Die Vereinbarkeit mit den Erhaltungszielen ist in solchen Fällen eingehend zu prüfen und ggf. soll die biologische Funktionsprüfung zu einem Zeitpunkt wiederholt werden, zu dem die größtenbestimmende Fischart im Unterwasser vorhanden ist.

8.4. K.O.-Kriterium: Indikatorgruppen

In vielen Fällen fehlen ursprünglich vorkommende Fischarten derzeit im Unterwasser oder sind sehr selten. Für eine Funktionskontrolle stellt sich das vor allem dann als Problem dar, wenn (fast) alle Mitglieder einer ganzen Gruppe von Fischarten mit ähnlichen Ansprüchen in Hinblick auf die Passage von FAHs fehlen. In solchen Fällen können Mängel einer FAH dazu führen, dass eine Re-Etablierung von Beständen im Oberwasser nachhaltig verhindert wird. Daher ist für den Nachweis der Funktionsfähigkeit notwendig, dass ein erfolgreicher Aufstieg von Vertretern aller vorkommenden „Indikatorgruppen“ nachgewiesen werden kann. Von allen in Tab. 5 gelisteten Arten sind nur jene zu berücksichtigen, die im gültigen Leitbild enthalten sind, und wenn von allen in der jeweiligen Indikatorgruppe genannten Arten zusammen im Unterwasser die erforderliche Mindestanzahl nachgewiesen wurde. Dafür muss die Summe der Individuen (Summe des Real-fanges der befischten Strecken) aller Arten dieser Indikatorgruppe die Mindestanzahl gemäß Tab. 5 überschreiten. Ansonsten spielt diese Indikatorgruppe für die Bewertung keine Rolle.

Als Indikatorgruppen wurden festgelegt:

Sediment- und sohlbewohnende Arten als Indikatoren für eine durchgängige, passierbar strukturierte Gestaltung der Sohle in der FAH sowie im Ein- und Ausstiegsbereich.

Schwachschwimmer als Indikatorgruppe für die bestehende hydraulische Belastung bzw. die Überwindbarkeit der Fließgeschwindigkeiten, etwa in den Beckenübergängen oder in anderen pessimalen Stellen im Wanderkorridor.

Schwarmfische als Indikator für die Passierbarkeit der FAH in der räumlichen Dimension und hinsichtlich Verhaltensbarrieren. Vor allem bei der Passage von Fischschwärmen können beispielsweise Engstellen Vermeidungsreaktionen zur Folge haben.

Indikatorgruppen

TABELLE 5: Matrix zur Bewertung mit dem Kriterium „Indikatorgruppen“ – alle gelisteten Zahlen beziehen sich sowohl auf die Mindestanzahl im Unterwasser wie auch den Mindestaufstieg (siehe Text)

Arten (wenn im Leitbild [l, b, s] oder im Unterwasser vorhanden)	Erforderliche Mindest- Individuenzahl (Summe der Individuen aller Arten)*		
	Epi- / Metarhithral	Hyporhithral	Epi- / Metapotamal
Koppe, Bachschmerle, Neunaugen, Goldsteinbeißer, Steinbeißer, Streber, Schrätzer	≥ 3	≥ 5	≥ 10
stagnophile Kleinfischarten (Bitterling, Karausche, Rotfeder, Moderlieschen, Schlammpeitzger) sowie juvenile Fische < 10 cm entsprechend Tab. 10	≥ 3	≥ 5	≥ 10
adulte Nasen, Barben, Brachsen, Nerflinge, Perlfische, Rußnasen	Nicht im Leitbild	** Die erforderliche Individuenzahl gilt als erreicht, wenn unter Berück- sichtigung des Aufstiegspotentials anhand der Aufstiegszahlen ein Aufstieg von Adultfischschwärmen gutachterlich als nachgewiesen gelten kann.	

- * Indikatorgruppen sind nur dann zu berücksichtigen, wenn die erforderliche Mindestanzahl auch im UW nachgewiesen wurde (Realfang aller Befischungsstrecken; Summe der Individuen aller Arten der Gruppe)
- ** Beispiel: in einem Gewässer mit bestandsbildendem Vorkommen steigen an einem Tag 20 adulte Nasen auf. Oder: Es kann nachgewiesen werden, dass zumindest einige Dutzend adulte Nasen im Zuge der Laichmigration erfolgreich aufgestiegen sind.

Für den Nachweis der Funktionsfähigkeit einer FAH ist erforderlich, dass der Aufstieg der jeweiligen Indikatorgruppe durch die in Tab. 5 gelistete Mindest-Individuenzahl (Summe der Individuen aller Arten der jeweiligen Indikatorgruppe) dokumentiert werden kann.

Mit der Indikatorgruppe „Schwarmfische“ sind großwüchsige, oftmals im Schwarmverband wandernde Cyprinidenarten gemeint. Im Hyporhithral und Potamal ist ein Aufstieg dieser Arten (Nase, Barbe, Brachse, Nerfling, Perlfisch, Rußnase), vor allem im Zuge von Laichmigrationen, eine ganz wesentliche Anforderung an FAHs. Natürlicherweise treten bei diesen Arten solche Migrationen zeitlich sehr konzentriert auf. Für die Beurteilung dieser Indikatorgruppe ist neben der Zahl aufgestiegener Fische auch das zeitliche Muster des Aufstiegs beurteilungsrelevant.

Als Schwachschwimmer sind bestimmte Arten, wie auch die Jungfische kleiner 10 cm weiterer Arten, entsprechend Tab. 10 eingestuft.

Ist ein Aufstieg einer der vorkommenden Indikatorgruppen nicht oder nicht in der erforderlichen Individuenzahl nachweisbar, und kann ein plausibler Zusammenhang mit Eigenschaften der FAH nicht ausgeschlossen werden, so ist die Beurteilung einer FAH als funktionsfähig (I oder II) nicht mehr möglich. Es erfolgt eine Abstufung unabhängig von der sonstigen Bewertung auf III oder schlechter.

Ein plausibler Zusammenhang wäre z.B. dann gegeben, wenn bei einer Anlage mit Riegelstruktur kein Aufstieg sohlgebundener Fischarten gelingt, oder bei einer Anlage mit relativ hoher Energiedissipation oder großen Absturzhöhen keine Schwachschwimmer passieren können. Oder wenn ein Bautyp gewählt wurde, der Engstellen aufweist oder Verhaltensbarrieren mit sich bringt, weshalb keine adulten Schwarm- oder Großfische aufsteigen. Für den Ausschluss eines derartigen Zusammenhangs ist ein pauschaler Verweis auf die Einhaltung der Richtwerte im FAH-Leitfaden nicht ausreichend.

8.5. K.O.-Kriterium: Anhang II Arten in Natura-2000-Gebieten

In wasserrelevanten Natura-2000-Gebieten sind die Umweltqualitätsziele des jeweiligen Gebietes zu berücksichtigen (BMLRT [Hrsg.] 2021). Dies kann auch bei der Herstellung der Durchgängigkeit von Relevanz sein. Als grundlegendes Ziel in Natura-2000-Gebieten ist die Wiederherstellung oder Erhaltung eines günstigen Erhaltungszustandes von Fischarten gemäß Anhang II der FFH-Richtlinie zu nennen (Einstufungsliste siehe Tab. 10). Bei der dabei geforderten langfristigen Betrachtungsweise spielt die Gewährleistung ausreichend großer Populationen und die Vernetzung von Teilpopulationen und damit die Durchgängigkeit eine große Rolle.

Bei der Planung von FAH sind nach FFH-Richtlinie geschützte Fischarten entsprechend naturschutzfachlicher Vorgaben zu berücksichtigen (BMLRT [Hrsg.] 2021). Eine ungeprüfte Übernahme von Zielwerten und Definitionen aus dem FAH-Leitfaden (z.B. bezüglich der größenbestimmenden Fischart bei großwüchsigen Populationen von FFH-Arten) ist in Natura-2000-Gebieten unzureichend, stattdessen geht es um Populationen vorhandener oder wiederherzustellender Arten bzw. Stadien. Dabei ist auch zu bedenken, dass Anlagen, die zwar außerhalb von Schutzgebieten liegen, aber auf die Ziele des Gebietes wirken (können), genauso wie jene innerhalb behandelt werden müssen. Hinsichtlich der Berücksichtigung von FFH-Schutzgütern sind die vorhandenen fachlichen Grundlagen (Standard-Datenbogen, Gebietsverordnung, Managementplan, etc.) heranzuziehen. Daraus sind die entsprechenden Schutzgüter, deren aktueller Zustand und das Schutzziel abzuleiten. Entsprechend dieser Schutzziele kann es sein, dass sich auch hinsichtlich der Funktionsbewertung bezüglich Artenspektrum, Alters- bzw. Größenklassen sowie quantitativer Aspekte des Aufstiegs divergierende (in der Regel höhere) Anforderungen ergeben. Als Beispiel hierfür ist die Flussperlmuschel mit ihrer extremen Spezialisierung auf Bachforellen als Wirtsfische zu nennen (siehe oben).

In Tab. 6 findet sich ein Schema zur Beachtung als K.O.-Kriterium bei der Bewertung einer FAH in Natura-2000-Gebieten.

TABELLE 6: *Matrix zur Bewertung mit dem K.O.-Kriterium „Anhang II Arten in Natura-2000-Gebieten“*

Funktionsfähigkeit		K.O.-Kriterium: Anhang II Arten in Natura-2000-Gebieten
I	voll funktionsfähig	Alle vorkommenden Anhang II Arten bzw. deren Surrogat-Arten (siehe unten) und Entwicklungsstadien (juvenil ab 1+/adult*) können in einem für die Erreichung der Erhaltungsziele ausreichenden Ausmaß nachweislich aufsteigen
II	funktionsfähig	
III	eingeschränkt funktionsfähig	Der Aufstieg einer oder mehrerer im Unterwasser vorkommender Anhang II Art(en) oder deren Surrogat-Arten (siehe unten) kann nicht im erforderlichen Ausmaß nachgewiesen werden
IV	wenig funktionsfähig	
V	nicht funktionsfähig	

* Neunaugen: Nur Adulte, Aufstieg von Querdern nicht notwendig.

Ein Aufstieg von Arten, die meist nicht im Hauptfluss sondern in isolierten Augewässern vorkommen, ist i.d.R. für das Erreichen der Erhaltungsziele nicht zwingend erforderlich und der entsprechende Nachweis nicht notwendig. Dies trifft beispielsweise meist auf Schlammpeitzger oder Hundsfisch zu (in Sondersituationen wie Aubegleitgewässern mit Vorkommen dieser Arten kann die Vernetzung von Teil-Populationen sehr wohl erforderlich sein).

Falls FFH-Arten im Unterwasser sehr selten sind, kann die Funktionsfähigkeit auch anhand eines hinsichtlich Anzahl und Stadien ausreichenden Aufstiegs von Surrogat-Arten belegt werden. Als solche können Arten bzw. Stadien mit sehr gut vergleichbaren Eigenschaften hinsichtlich ihrer Körperdimensionen, Habitatnutzung und Schwimmfähigkeiten sowie ihres Wanderhaltens dienen.

Beispiele für wechselseitig (<=>) bzw. einseitig (->) **gültige Surrogat-Arten** für FFH-Schutzgüter (Anhang in Klammer)

- ▶ Weißflossengründling (II) <=> Kesslergründling (II)
.....
- ▶ Streber (II) <=> Steingressling (II)
.....
- ▶ Seelaube (II) <- Laube
.....
- ▶ Goldsteinbeißer (II) <=> Steinbeißer (II)
.....
- ▶ Semling (II, V) <- juvenile Barben (V)
.....
- ▶ Bitterling (II) <- juvenile Rotfedern/Karauschen
.....
- ▶ Donaukaulbarsch (II, IV) <- Kaulbarsch
.....
- ▶ Perlfisch (II, V) <=> Frauennerfing (II, V) <- Nase, Rußnase

Beispiel für Arten, **die nicht als Surrogat dienen können**, weil sie sich hinsichtlich gewisser Eigenschaften zu stark unterscheiden

- ▶ Streber (II) ≠ Zingel (II)
.....
- ▶ Weißflossengründling (II) oder Kesslergründling (II) ≠ Gründling
.....
- ▶ Steinbeißer (II) ≠ Bachschmerle

Die FFH Anhang II Art Koppe (*Cottus gobio*) zeichnet sich aufgrund der Besonderheit des Fehlens ihrer Schwimmblase durch besonders geringe Schwimmfähigkeiten aus und kann durch andere heimische Arten nicht ersetzt werden. Bei neobiotischen Grundeln fehlt die Schwimmblase ebenfalls und auch ihr Schwimmverhalten ist (im Gegensatz zum Gründling) mit der Koppe gut vergleichbar (Egger et al. 2020), sie können im seltenen Fall eines sympatrischen Vorkommens daher als Surrogat für die Koppe dienen.

8.6. Ergänzender Aspekt Habitateignung

Das Kriterium Habitateignung gibt eine Zusatzinformation über weitere Funktionen, die manche Bautypen von FAHs leisten können. Diese Funktionen können zwar einen ähnlich hohen oder bei ausgeprägten Lebensraumdefiziten unter Umständen sogar einen höheren Beitrag zur ökologischen Sanierung von Gewässern leisten wie die Herstellung der Durchgängigkeit für sich alleine. Dieser Beitrag kann aber bei der Bewertung von FAHs nicht mit den übrigen Kriterien in Beziehung gesetzt werden, weil er nicht bei einer anlagenbezogenen, sondern erst bei einer übergeordneten Betrachtung relevant wird.

Daher wird das Kriterium Habitateignung als Zusatzinformation neben die Gesamtbewertung gestellt.

TABELLE 7: *Bewertungsschema für den ergänzenden Aspekt „Habitateignung“*

Funktionsfähigkeit		Habitateignung
I	voll funktionsfähig	Juvenilhabitate und Laichhabitate für Kieslaicher in hoher Qualität vorhanden und langfristig erhaltbar. Fischdichten (v.a. Juvenile rheophiler Arten) sehr hoch oder deutlich höher als im Unterwasser
II	funktionsfähig	Juvenilhabitate und Laichhabitate für Kieslaicher vorhanden und über viele Jahre erhaltbar. Fischdichten (v.a. Juvenile rheophiler Arten) hoch oder höher als im Unterwasser
III	eingeschränkt funktionsfähig	Laich- oder Juvenilhabitate nur in eingeschränkter Qualität oder kurzfristig gegeben; Fischdichten mäßig bis gering
IV	wenig funktionsfähig	Fischdichten gering, kaum Funktion als Laich- oder Juvenilhabitat
V	nicht funktionsfähig	Sehr geringe bis fehlende Fischbesiedelung

8.7. Gesamtbewertung

Die zuvor beschriebenen Bewertungen aller Einzelkriterien müssen nicht von den Bearbeitern durchgerechnet werden. Diese Erläuterungen dienen vor allem zum Verständnis und zur Dokumentation des Bewertungsvorgangs. Dieser läuft mittels eines von den Autoren entwickelten „Bewertungstools“, welches ein integrativer Teil dieser Richtlinie ist, auf Basis der Software Excel automatisiert ab. Das Bewertungstool steht auf der Homepage des ÖFV www.fischerei-verband.at zum download bereit.

Die Bewertung der Funktionsfähigkeit selbst orientiert sich an jener des ökologischen Zustandes entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie. Ausgehend von einem Referenzzustand (Zustand bzw. Migrationsmöglichkeit bei Abwesenheit anthropogen bedingter störender Einflüsse im Fließgewässer) ist die Funktionsfähigkeit als Maß der Abweichung von diesem Referenzzustand zu verstehen.

Die Bandbreite der Bewertungsstufen reicht dabei vom Referenzzustand (I; „voll funktionsfähig“) bis zur völligen Unterbrechung der Durchgängigkeit (V; „nicht funktionsfähig“) – vgl. Tab. 7. Durch die Verwendung von 5 Bewertungsstufen können nicht nur unterschiedliche Funktionsgrade bzw. Teilfunktionen der FAHs erfasst, sondern vor allem die durch die FAH tatsächlich erreichten Verbesserungen dargestellt werden, da die Passierbarkeit in Bezug zu einem ungehindert passierbaren Fluss gesetzt wird.

Aus den Einzelbewertungen „qualitativer Aufstieg“, „quantitativer Aufstieg Mittelstreckenwanderer“, „quantitativer Aufstieg Kurzstreckenwanderer“ sowie „größenbestimmende Fischart bzw. Größenselektivität“ erfolgt anschließend eine integrative Gesamtbewertung durch Bildung des Medians. Die derart ermittelte Gesamtbewertung „Fischaufstieg“ ergibt eine Dezimalzahl. Die Funktionsfähigkeit (I – V) der FAH ergibt sich aus der Zuordnung nach folgendem Schema, wobei die Gesamtbewertung maximal eine Stufe besser als das schlechteste Einzelkriterium sein darf.

TABELLE 8: *Klassen für die Gesamtbewertung mit Grenzwerten der Mittelwertbildung*

Klasse	Definition	Klassengrenze
I	voll funktionsfähig	< 1,50
II	funktionsfähig	1,50 – < 2,5
III	eingeschränkt funktionsfähig	2,50 – < 3,5
IV	wenig funktionsfähig	3,50 – < 4,5
V	nicht funktionsfähig	≥ 4,50

Die weiteren Einzelbewertungen „Indikatorgruppen“ sowie, wenn Natura-2000-Gebiete direkt oder indirekt betroffen sind, „FFH Anhang II Arten“ gehen als K.O.-Kriterien in die Bewertung ein. Das heißt, sobald eines dieser Kriterien (nur wenn aktiv) mit III oder ungünstiger bewertet wird, kann die Gesamtbewertung nicht mehr besser als die Bewertung dieses Kriteriums ausfallen.

Als Zielzustand einer funktionsfähigen FAH wird grundsätzlich eine Bewertung zumindest mit der Stufe II angesetzt. Dieser anzustrebende Zustand (II – „funktionsfähig“) weicht somit ähnlich dem „guten ökologischen Zustand“ der Fließgewässer (gemäß WRRL) nur gering vom Referenzzustand ab.

Eine Bewertung schlechter als Stufe II zeigt Mängel auf und ermöglicht – unter Berücksichtigung der Einzelkriterienbewertungen – die Formulierung von Verbesserungs- bzw. Adaptierungsvorschlägen.

Die Hauptwanderzeit adulter Bachforellen
(Kurzstreckenwanderer) liegt im Herbst

Foto: Clemens Ratschan



TABELLE 9: *Bewertungsschema Funktionsfähigkeit von FAHs*

Funktionsfähigkeit		Fischaufstieg qualitativ	Fischaufstieg quantitativ		
			Mittelstreckenwanderer	Kurzstreckenwanderer	
I	voll funktionsfähig	so gut wie alle (>90 %) Arten und Entwicklungsstadien können aufsteigen	häufige Arten:* >100% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >100% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	
II	funktionsfähig	alle Arten mit Ausnahme einiger seltener (> 70%) und fast alle Entwicklungsstadien (> 70%) können aufsteigen	häufige Arten:* >50% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >50% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	
III	eingeschränkt funktionsfähig	die meisten Arten und Entwicklungsstadien (> 50%) können aufsteigen	häufige Arten:* >33% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >33% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	
IV	wenig funktionsfähig	nur wenige Arten und/oder Entwicklungsstadien (≤ 50%) können aufsteigen	häufige Arten:* >17% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* >17% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	
V	nicht funktionsfähig	keine oder nur einzelne Arten und/oder Entwicklungsstadien (< 25%) können aufsteigen	häufige Arten:* ≤17% des Bestands der 20-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	häufige Arten:* ≤17% des Bestands der 10-fachen Gewässerbreite ist der Aufstieg möglich	

* inkl. aller vorkommenden Leit- und typischer Begleitarten des gültigen Leitbildes

	Größen- bestimmende Fischart und Größen- selektivität	K.O.-Kriterium Indikatorgruppen	K.O.: Anhang II Arten in Natura-2000- Gebieten	Habitateignung
	Aufstieg ≥ 2 Ind. $\geq 100\%$ der Länge der größten- bestimmenden Fischart	Der Aufstieg aller Indikatorgruppen, die im Leitbild sowie im Unterwasser vorkommen, gelingt in der notwendigen Individuenzahl UND ein plausibler Zusammenhang mit Eigenschaften der FMH kann nicht aus- geschlossen werden.	Alle vorkommenden Anhang II Arten bzw. deren Surrogat-Arten und Entwicklungs- stadien (juvenil ab 1+/adult) können in einem für die Errei- chung der Erhaltungs- ziele ausreichenden Ausmaß nachweislich aufsteigen	Juvenilhabitate und Laich- habitate für Kieslaicher in hoher Qualität vorhanden und lang- fristig erhaltbar. Fisch- dichten (v.a. Juvenile rheophiler Arten) sehr hoch oder deutlich höher als im Unterwasser
	Aufstieg ≥ 1 Ind. $\geq 95\%$ der Länge der größten- bestimmenden Fischart ODER Selektivität $\geq 0,95$			Juvenilhabitate und Laich- habitate für Kieslaicher vor- handen und über viele Jahre erhaltbar. Fischdichten (v.a. Juvenile rheophiler Arten) hoch oder höher als im Unterwasser
	Selektivität $\geq 0,85$	Der Aufstieg aller Indikatorgruppen, die im Leitbild sowie im Unterwasser vorkommen, gelingt nicht oder nicht in ausreichender Individuenzahl UND ein plausibler Zusammenhang mit Eigenschaften der FMH kann nicht aus- geschlossen werden	Der Aufstieg einer oder mehrerer im Unterwasser vor- kommender Anhang II Art(en) oder deren Surrogat-Arten kann nicht im erforder- lichen Ausmaß nach- gewiesen werden	Laich- oder Juvenilhabitate nur in eingeschränkter Qualität oder kurzfristig gegeben; Fischdichten mäßig bis gering
	Selektivität $\geq 0,75$			Fischdichten gering, kaum Funktion als Laich- oder Juvenilhabitat
	Selektivität $< 0,75$			Sehr geringe bis fehlende Fischbesiedelung

9.

LITERATUR

Arminger P. (2021): Evaluierung der neuen Richtlinie 1/2003 i.d.F. 2020 zur Bewertung der Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegshilfen anhand vier ausgewählter Standorte in Oberösterreich. Masterarbeit Karl-Franzens-Universität Graz, 144 S.

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

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – BMLFUW (Hrsg.; 2015): Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer. Biologische Definition des guten ökologischen Potentials. Version 2, Jänner 2015. Eberstaller, J., Köck, J., Haunschmid, R., Jagsch, A., Ratschan, C. & Zauner, G. i. A. des Lebensministeriums. 43 S.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – BMLFUW (Hrsg.; 2016): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV). StF: BGBl. II Nr. 479/2006.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – BMLFUW (Hrsg.; 2019): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG). 82 S. und Anlagen.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft – BML (Hrsg.; 2025): Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente. Teil A1 – Fische. Stand: 20. Februar 2025.

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus – BMLRT (Hrsg.; 2021): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen 2021. 2. Auflage. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus. Sektion I - Wasserwirtschaft, Wien. 223 S.

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus – BMLRT (Hrsg.; 2022): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021. 342 S. und Anhänge.

Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich (2019): 128. Verordnung: Methoden-anpassungsverordnung Wasser. Ausgegeben am 23. Mai 2019, Teil II, 57 S.

CEN/ EN 17233 (2021): Guidance for assessing the efficiency and related metrics of fish passage solutions using telemetry. – 46 S.

Csar, D. & C. Gumpinger (2010): Die Migration der Fisch-fauna in Seeache und Zeller Ache unter besonderer Berücksichtigung der Natura 2000 Schutzgüter Perlfluss (Rutilus meidingeri) und Seelaube (*Alburnus mento*). – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Direktion für Landes-planung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz, Wels, 88 S.

Daill D. & C. Gumpinger (2019): Evaluierung der Schädigung von Fischen während der Passage durch ein adaptiertes Wasserrad. Im Auftrag der Universität für Bodenkultur. Wels, 26 S.

Dumont U., Anderer P. & Schwevers U. (2012): Methoden zur Untersuchung von Fischwanderungen und der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 144 S. + Anh.

DWA (2005): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. 2. korrigierte Auflage Juli. 256 S.

DWA (2021): Methodische Grundlagen zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstiegs. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. DWA-Themen T2/2021. 239 S.

Ebel G. (2024): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen, Handbuch Rechen und Bypasssysteme; 4. Auflage. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel; Halle (Saale). 671 S.

Eberstaller, J., M. Hinterhofer & P. Parasiewicz (1998): The effectiveness of nature-like bypass channels in an upland Austrian river. p. 363-383. In: Jungwirth, M., Schmutz, S & Weiss, S. [Eds.]: Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford.

Eberstaller, J., et al. (2016): Praktische Umsetzung und Beispiele des Fischaufstiegshilfen-Leitfadens. Teil 1: Vorschläge für zulässige Bautoleranzen bzw. zulässige Variation der technischen Parameter bei errichteten FAHs. ÖWAV- Arbeitsbehelf 46, Wien. 24 S.

Eberstaller J. & Frangez Ch. (2024): Evaluierung der FAH-Bewertungsmethodik. Bericht. I. A. d. BML. 33 S.

Egger B., J. Wiegand, F. Seidel, P. Burkhardt-Holm & P. E. Hirsch (2020): Comparative swimming performance and behaviour of three benthic fish species: The invasive round goby (*Neogobius melanostomus*), the native bullhead (*Cottus gobio*), and the native gudgeon (*Gobio gobio*). *Ecol. Freshw. Fish.* 2021 (30): 391–405.

Fischer S. & Kummer H. (2000): Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia* 422/423: 305-317.

Europäische Gemeinschaften (2000): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. (RL 2000/60/EG). – ABl. Nr. L 327. S. 1–73.

Europäischer Rat (1992): FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/ EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) vom 21 Mai 1992, ABl. Nr. L 206, S. 7. wildlebenden Tiere und Pflanzen) vom 21 Mai 1992, ABl. Nr. L 206, S. 7.

Fladung, E., S. Zahn, C. Naas & R. Knösche (2017): Entwicklung und Bau von Standard-Kastenreusen für die Kontrolle von Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen. Potsdam, 44 S.

Gumpinger, C. & S. Siligato (2002): Der Wehrkataster – Planungsgrundlage zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, Jhg. 54, Heft 5/6, 61–68.

Gwinn D., M. S. Allen, F. D. Johnston, P. Brown, C. R. Todd & R. Arlinghaus (2013): Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slots. Fish and Fisheries 16:259–281.

Haunschmid, R., A. Jagsch, G. Wolfram, T. Spindler, W. Honsig-Erlenburg, R. Wimmer, E. Kainz, K. Hehenwarter, B. Wagner, R. Konecny, R. Riedmüller, G. Ibel, B. Sasano & N. Schotzko (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU - Wasser-rahmenrichtlinie. - Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 105 S.

Hetrick, N. J., K. M. Simms, M. P. Plumb & J. P. Larson (2004). Feasibility of Using Video Technology to Estimate Salmon Escapement in the Ongivivuk River, a Clear-Water Tributary of the Togiak River. Alaska Fisheries Technical Report Number 72, King Salmon, Alaska, U. S. Fish and Wildlife Service, King Salmon Fish and Wildlife Field Office: 47.

Jungwirth M., P. Parasiewicz, M. Hinterhofer, A. Matitz, C. Meiss, P. Partl & W. Steinberger (1994): Vergleichende Untersuchungen des Fischaufstieges an drei Fischaufstiegshilfen im Rhithralbereich. - Wasserwirtschaftskataster, BMLF, Wien.

Kowal J. L., A. Funk, G. Unfer, D. Baldan, G. Haidvogel, Ch. Hauer, M. T. Ferreira, P. Branco, R. Schinegger & T. Hein (2024): River continuum disruptions in a highly altered system: The perspective of potamodromous fish. Ecological Indicators 164: 112130.

Kratzert, F. & H. Mader (2016): Geophysical Research Abstracts Vol. 18, EGU2016-7596, 2016 EGU General Assembly 2016.

Lucas, M. C., E. Baras, T. J. Thom, A. Duncan & O. Slavic (2001): Migration of Freshwater Fishes. - Blackwell Science Ltd., ISBN 0-632-05754-8, 420 S.

Mader H. (2023): Wissenschaftliche Analyse von FAH-Funktionskontrollen ÖFV Richtlinien Woschitz et al. 1/2003 vs. 3/2020. Im Auftrag Kleinwasserkraft Österreichs und Österreichs Energie. 61 S.

Morris, K. H. & P. S. Maitland (1987): A trap for catching adult lampreys (Petromyzonidae) in running water. Journal of Fish Biology 31 (4): 513–516.

Mühlbauer, M., E. Traxler, A. Zitek & S. Schmutz (2003): Das dynamische Fischwehr. Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. Österr. Fisch. 56: 136–148.

Northcote, T. G. (1984): Mechanisms of fish migration in rivers. - In: McCleave, J. et al. (eds.): Mechanisms of migration in fishes, New York (Plenum Press), 317 - 355.

Österling, M. (2015): Influence of host fish age on a mussel parasite differs among rivers: Implications for conservation. - Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters 50, 75 - 79.

Peter, A., L. Wilmsmeier & N. Schölzel (2018): Fischwanderung: Kontrollinstrument Zählbecken. Die unterschätzte Bedeutung der Reusenkehle. - Studie i.A. des Bundesamtes für Umwelt, 48 S.

Radinger J. & Wolter Ch. (2014): Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. Fish and Fisheries 15: 456–473.

Ratschan, C. (2015): Laichmigration und Populationsdynamik des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae* Berg, 1931) in der Pfuda (Innviertel, Oberösterreich), Österreichs Fischerei 68(1): 19–34.

Ratschan C., Zauner M. & Zauner G. (2024): Aufstiegsverhalten von Massenfischarten am Beispiel der Antiesen. Studie i. A. Land OÖ, Abt. Wasserwirtschaft. 76 S.

Ratschan C., C. Gumpinger, S. Guttman, M. Mühlbauer, M. Schabuss, G. Woschitz, G. Zauner, B. Zeiringer, A. Zitek & H. Zornig (2024): Reusen bei fischökologischen Untersuchungen: Anforderungen hinsichtlich konstruktiver Merkmale und Betrieb bei der Funktionskontrolle von Fischwanderhilfen. - Öst. Fischerei, 77. Jg., 221 - 236.

Rauch P. & G. Unfer (2019): Fischschutz und Fischabstieg in Österreich – Endbericht (Hrsg. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus). Wien, 35 S.

Schmalz, W., F. Wagner & D. Sonny (2015): Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges. – i.A. Ecologic Institutes gemeinnützige GmbH, 215 S.

Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel & M. Jungwirth (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit Österreichischer Fließgewässer. BMLFUW, Wirtschaftskataster, Wien.

Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J. & M. Jungwirth (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei 54/2001, p.14–27.

The European Parliament (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and of the Council of establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, PE-CONS 3639/00, 49 S.

Wilkes, M. A., J. A. Webb, P. S. Pompeu, L. G. M. Silva, A. S. Vowles, C. F. Baker, P. Franklin, O. Link, E. Habit & P. S. Kemp (2018): Not just a migration problem: Metapopulations, habitat shifts, and gene flow are also important for fishway science and management. – River Res. Applic. 2018, DOI: 10.1002/rra.3320, 1

Woschitz, G., J. Eberstaller & S. Schmutz (2003): Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen (FMH) und Bewertung der Funktionsfähigkeit. Österreichischer Fischereiverband (Hrsg.), Richtlinie 1/2003.

Zitek, A., G. Haidvogel, M. Jungwirth, P. Pavlas, S. Schmutz (2007): Ein ökologisch strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP5 des MIRR-Projektes, Endbericht. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich. 138 S.

Zitek, A., M. Mühlbauer & S. Schmutz (2009): A low cost, flood-resistant weir to monitor fish migration in small- and medium-sized rivers. Fisheries Management and Ecology 16: 413–419.

10. ANHANG

10.1. Checkliste für die Dateneingabe in das Excel-Berechnungstool

Wie bereits beschrieben, wurde von den Autoren eine weitgehend automatisierte Berechnungstabelle entsprechend der in der vorliegenden Richtlinie beschriebenen Methodik erstellt.

Neben allgemeinen Angaben zur Anlage (Bautyp, Dotation, Methodik und Dauer der Funktionskontrolle, ...), und zum Gewässer (Name, Fischregion, Standort, etc.) im Ordnerblatt „ANLAGE & BEWERTUNG“ sind in der Eingabemaske folgende, im Zuge des Monitorings zu erhebende Parameter einzutragen (s. Excel-Berechnungstabelle, Eingabemaske: Fischdaten):

- ☐ Mittlere Breite im Unterwasser (Gewässerbettbreite bzw. benetzte Breite bei MQ)
- ☐ Gewässer über die gesamte Breite befischt:
bei Wat- oder Streifenbefischung inkl. Mitte ja, sonst nein
- ☐ Fischpopulation im Betrachtungsabschnitt: Anhand der Bestandserhebungen im Unterwasser berechnete Populationsgröße zumindest einer Leitart, typischen Begleitart oder "häufigen Fischart", exkl. $0^+ \geq 100$ (sichere Bewertung) oder < 100 (Mindestgröße für sichere Bewertung unterschritten); siehe Kap. 3
- ☐ Anzahl der Fischarten und Stadien im Aufstiegspotential (Unterwasser + Aufstieg) und beim Aufstieg
- ☐ Art, Leitbildstatus, Abundanz, Anteil 0^+ und Aufstieg für alle (heimischen) Arten die im Unterwasser nachgewiesen wurden, getrennt in Kurz- und Mittelstreckenwanderer (die Gilden sind bereits in den drop-down Menüs vorgegeben).
- ☐ Gültige größenbestimmende Fischart mit Totallänge (cm)
- ☐ Größte 3 Individuen mit Art im Unterwasser und im Aufstieg (Art, cm)
- ☐ Indikatorgruppen: höchster Leitbildstatus einer der am Standort vorkommenden Arten; Vorkommen im Aufstiegspotential notwendig und Erfüllung des Aufstiegs (beides in der nötigen Mindestzahl entsprechend Tab. 5)
- ☐ Lage in FFH-Gebiet oder Funktionsbezug zu FFH-Gebiet ja/nein
- ☐ Erfüllung der definierten Erfordernisse der Anhang II Arten ja/nein

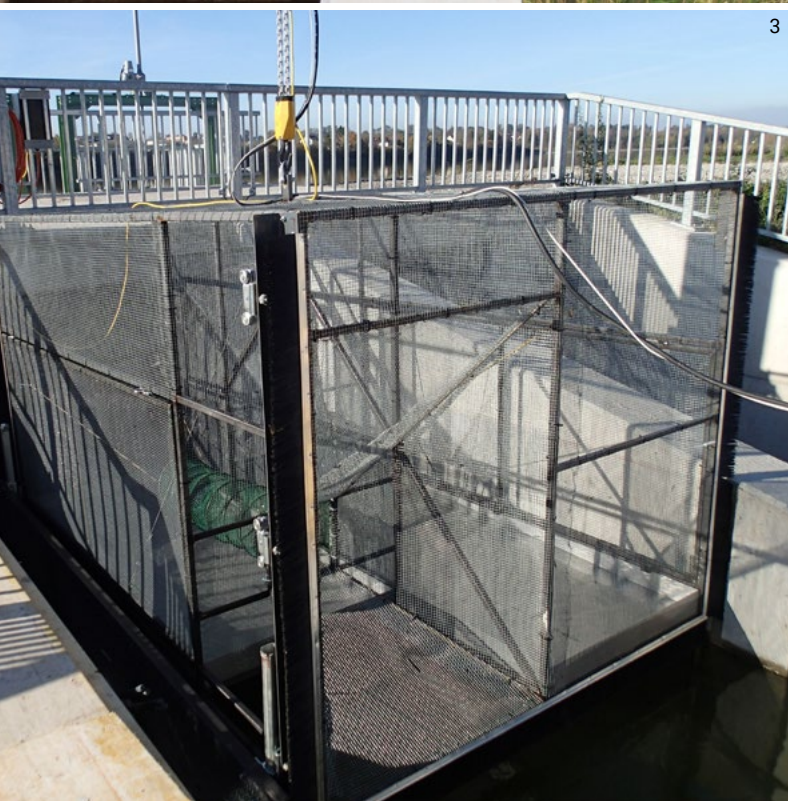
- 1 Blick in einen Vertikalschlitzpass
- 2 Ideal stromauf des Ausstiegs im Oberwasser positionierte Reuse
- 3 Beispiel für eine Reusenkonstruktion zur Erfassung von Fisch-Auf- und -Abstieg
- 4 Naturnahe FAH im Enns-Unterlauf (Öö.)



1



2



3



4

10.2. Einstufung der Fischarten und Neunaugen

TABELLE 10: Einstufung der Fischarten und Neunaugen zu Gilden im Sinne der vorliegenden Richtlinie sowie Anhang der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Heimische und weitere, (in kleinen Teilgebieten) wie heimische zu behandelnde Arten (*)

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Wanderdistanz	Schwachschwimmer	Sediment-/Sohlgeb. Art	Schwarmwandernder Großfisch	FFH Anhang
Petromyzontidae	<i>Eudotomyzon mariae</i>	Ukr. Bachneunauge	kurz		Ja		II
	<i>Lampetra planeri</i>	Bachneunauge	kurz		Ja		II
Acipenseridae	<i>Acipenser güldenstädti</i>	Waxdick	lang				V
	<i>Acipenser nudiventris</i>	Glatt dick	lang				V
	<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	mittel				V
	<i>Acipenser stellatus</i>	Sternhausen	lang				V
	<i>Huso huso</i>	Hausen	lang				V
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla*</i>	Aal*	lang				
Salmonidae	<i>Hucho hucho</i>	Huchen	mittel				II,V
	<i>Oncorhynchus mykiss*</i>	Regenbogenforelle*	kurz				
	<i>Salvelinus umbla</i>	Seesaibling	kurz				
	<i>Salvelinus fontinalis*</i>	Bachsaibling*	kurz				
	<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	kurz				
Thymallidae	<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	kurz				V
Coregonidae	<i>Coregonus sp.</i>	Renke/Reinanke	kurz	< 10 cm			V
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Hecht	kurz	< 10 cm			
Umbridae	<i>Umbra krameri</i>	Hundsfisch	kurz	ja			II
Cyprinidae	<i>Ballerus ballerus</i>	Zope	kurz	< 10 cm			
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	kurz	< 10 cm			
	<i>Abramis brama</i>	Brachse	mittel	< 10 cm		adulte	
	<i>Ballerus sapa</i>	Zobel	kurz	< 10 cm			
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	kurz				
	<i>Alburnus alburnus</i>	Laube	kurz	< 10 cm			
	<i>Aspius aspius</i>	Schied	mittel	< 10 cm			II,V
	<i>Barbus barbus</i>	Barbe	mittel			adulte	V
	<i>Barbus balcanicus</i>	Semling	kurz				II,V
	<i>Carassius carassius</i>	Karausche	kurz	ja			
	<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	kurz	< 10 cm			
	<i>Alburnus mento</i>	Seelaube	kurz	< 10 cm			II
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	mittel			adulte	
	<i>Cyprinus carpio</i>	Wildkarpfen	kurz	< 10 cm			
	<i>Romanogobio vladkovi</i>	Weißflossengründling	kurz				II
	<i>Gobio gobio</i>	Gründling	kurz				

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Wanderdistanz	Schwachschwimmer	Sediment-/Sohlgeb. Art	Schwarmwandernder Großfisch	FFH Anhang
	<i>Romanogobio kesslerii</i>	Kesslergründling	kurz				II
	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	Steingressling	kurz		ja		II
	<i>Romanogobio skywalkerii</i>	Smaragdgressling	kurz		ja		II
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Moderlieschen	kurz	ja			
	<i>Squalius cephalus</i>	Aitel	kurz	< 10 cm			
	<i>Leuciscus idus</i>	Nerfling	mittel	< 10 cm		adulte	
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	kurz	< 10 cm			
	<i>Telestes souffia</i>	Strömer	kurz				II
	<i>Pelecus cultratus</i>	Sichling	mittel	< 10 cm			II, V
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	kurz				
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	kurz	ja			II
	<i>Rutilus meidingeri</i>	Perlfisch	kurz	< 10 cm		adulte	II, V
	<i>Rutilus virgo</i>	Frauennerfling	kurz				II, V
	<i>Rutilus rutilus</i>	Rotaugen	kurz	< 10 cm			
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	kurz	ja			
	<i>Tinca tinca</i>	Schleie	kurz	ja			
	<i>Vimba vimba</i>	Rußnase	kurz	< 10 cm		adulte	
Balitoridae	<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	kurz		ja		
Cobitidae	<i>Sabanejewia balcanica</i>	Goldsteinbeißer	kurz		ja		II
	<i>Cobitis elongatoides</i>	Steinbeißer	kurz	ja	ja		II
	<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	kurz	ja	ja		II
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Wels	kurz	< 10 cm			
Gadidae	<i>Lota lota</i>	Aalrutte	mittel	< 10 cm			
Percidae	<i>Gymnocephalus baloni</i>	Donaukaulbarsch	kurz	< 10 cm			II, IV
	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	kurz	< 10 cm			
	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Schrätzer	kurz		ja		II, V
	<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	kurz	< 10 cm			
	<i>Sander lucioperca</i>	Zander	kurz	< 10 cm			
	<i>Sander volgensis</i>	Wolgazander	kurz	< 10 cm			
	<i>Zingel streber</i>	Streber	kurz		ja		II
	<i>Zingel zingel</i>	Zingel	kurz				II, V
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Koppe	kurz		ja		II
Gobiidae	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Marmorierte Grundel	kurz	ja			

Nasenschwarm

Foto: Clemens Ratschan



IMPRESSUM

HERAUSGEBER	Österreichischer Fischereiverband 1200 Wien, Österreich Dresdner Straße 73
ERSCHEINUNGSORT HERAUSGABE	Wien April 2025
DIE AUTOREN	Gerhard Woschitz Fachgruppe der Österreichischen Fischereisachverständigen Haberlgasse 32/13 1160 Wien Clemens Gumpinger blattfisch e.U. Leopold-Spitzer-Straße 26 4600 Wels Clemens Ratschan Technisches Büro Zauner GmbH Marktstrasse 35 4090 Engelhartzell Stefan Guttmann Amt der Oö. Landesregierung Abteilung Naturschutz Bahnhofplatz 1 4021 Linz Bernhard Zeiringer Universität für Bodenkultur Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement Gregor-Mendel-Straße 33/DG 1180 Wien
MITARBEIT UND DISKUSSIONS- BEITRÄGE VON	Alexis Dujmic (Sachverständiger für Fischerei), Thomas Friedl (Amt d. Kärntner Landesregierung) Josef Knappinger (<i>Lagler, Wurzer & Knappinger ZT-GmbH, Fischerei-SV</i>) Albert Rechberger (Technisches Büro Biologie) Günther Unfer (Universität für Bodenkultur) Gerald Zauner (TB Zauner GmbH)
EVALUIERUNG DER RICHTLINIE ANHAND AKTUELLER BEISPIELE	Daniel Daill, Andreas Fischer, Christoph Graf (blattfisch e.U.) Urban Hammerschmied (TB Zauner GmbH)

