

Fischschutz und Fischabstieg in Österreich – Teilbericht 1

Literaturstudie

Mitfinanziert von:



Fischschutz und Fischabstieg in Österreich – Teilbericht 1

Literaturstudie

Wien, 2019

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Kurt Pinter, Carina Seliger und Günther Unfer (Universität f. Bodenkultur Wien, Institut f. Hydrobiologie und Gewässermanagement)

Wien, 2019. Stand: 19. Juli 2019

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist.

Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtssprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Förderung:

Das Forschungsprojekt wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, durch das Land Niederösterreich, Land Oberösterreich, Land Salzburg, Land Steiermark, sowie den Verein Kleinwasserkraft Österreich und den Österreichischen Fischereiverband (unter Beteiligung der LFV NÖ, OÖ, Tirol und dem WFA) finanziert. Die Abwicklung der Umweltförderung erfolgte durch die Kommunalkredit Public Consulting.

Inhalt

1 Einleitung	6
2 Fischwanderung – Definition und Typen	9
3 Biologische Aspekte von Wanderungen.....	14
3.1 Auslösende Reize (Stimuli) für Fischwanderungen	15
3.1.1 Genetische und ontogenetische Faktoren.....	15
3.1.2 Homing	15
3.1.3 Nahrungsbedarf.....	16
3.1.4 Vermeidung von Prädatoren	16
3.1.5 Licht.....	16
3.1.6 Temperatur.....	17
3.1.7 Hydrologie	17
3.1.8 Nahrungsverfügbarkeit	18
3.1.9 Wasserqualität	18
3.2 Flussab gerichtete Wanderungen	19
3.2.1 Reproduktionsphase	22
3.2.2 Fischarven	24
3.2.3 Juvenile und Adultfische	26
4 Maßnahmen zum Fischschutz und -abstieg	29
4.1 Turbinenpassage	29
4.1.1 Prognosemodelle zu Mortalitätsraten von Turbinenpassagen	32
4.1.2 Fischschonende Turbinen	33
4.2 Abschirmung und Umleitung.....	40
4.2.1 Mechanische/ Physische Barrieren	40
4.2.2 Verhaltensbarrieren	63
4.3 Bypässe	73
4.3.1 Lage des Einstiegs.....	73
4.3.2 Dimensionierung und Gestaltung des Bypasses	75
4.3.3 Rückführung ins Unterwasser	76

4.3.4 Geöffnete Wehrfelder, Wehrüberfälle oder Grundablässe	77
4.4 Sonstige Optionen.....	78
4.4.1 Fischaufstiegsanlagen.....	78
4.4.2 Kombinierte Lösungen für Fischab- und -aufstieg.....	78
4.4.3 Schiffs- und Bootsschleusen	79
5 Fazit/ Schlussfolgerungen	80
Tabellenverzeichnis.....	87
Abbildungsverzeichnis	89
Literaturverzeichnis	91
Abkürzungen	115

1 Einleitung

Vorliegende Literaturstudie zum Thema Fischschutz und Fischabstieg versucht, den aktuellen Kenntnisstand zur Thematik zusammenzufassen und die internationale Literatur v. a. in Hinblick auf die österreichische Gewässer- und Kleinkraftwerkslandschaft zu analysieren bzw. zu exzerpieren. Die Arbeit baut dabei in erster Linie auf bereits bestehenden Literaturzusammenstellungen auf.

Das Wissen um Fischschutz und flussabgerichtete Fischwanderungen ist ein aktuell stark bearbeitetes Forschungsfeld, und der Wissensstand dazu erweitert sich laufend. Zentral bei der Bearbeitung vorliegender Studie war es, neben den technischen Lösungsmöglichkeiten zum Fischschutz und zur Errichtung von Fischabstiegsmöglichkeiten, auch die fischbiologischen und ökologischen Hintergründe und das Wissen zu flussabgerichteten Wanderungen der heimischen Fischfauna zu beleuchten. Dabei werden freilich auch sowohl biologische als auch technische Wissensdefizite aufgezeigt, die es in den kommenden Jahren zu bearbeiten gilt. Vorliegende Studie kann als Grundlage zur Entwicklung eines zukünftigen Leitfadens zu Fischschutzeinrichtungen und Fischabstiegsanlagen herangezogen werden, sowie als Nachschlagewerk bzw. als Entscheidungshilfe für Planer und v. a. Sachverständige bei zukünftigen Kraftwerksprojekten dienen.

Maßnahmen zum Fischschutz und –abstieg zielen auf das Durchleiten, Abschirmen und/oder Umleiten abwandernder Fische ab und können hinsichtlich dieser Funktionen in drei Kategorien eingeteilt werden (siehe Abbildung 1).

Bei der Durchleitung wird darauf abgezielt, abwandernde Fische auf eine schonende Weise durch das Kraftwerk und insbesondere durch die Turbinen zu leiten. Relevant sind hierbei fischschonende Turbinenkonzepte, die keine Abschirmung erfordern und, aufgrund der hohen Beaufschlagung, meist gut auffindbar sind. Das heißt, es bedarf auch keiner Umleitung von Fischen zu alternativen Abstiegskorridoren.

Zur Vermeidung von Fischschäden oder Ausfällen aufgrund von Turbinenpassagen an weniger schonender Anlagen bedarf es einer ausreichend effektiven Abschirmung dieses Migrationskorridors. Fein- und Grobrechen wurden in der Vergangenheit meist nur zum Schutz der Turbinen dimensioniert und bieten daher in der Regel keinen ausreichenden Fischschutz. Zum effektiven Schutz müssen Art und Dimensionierung (z. B. lichte Weite der Rechenstäbe) solcher Abschirmungen entsprechend der lokalen Fischfauna gewählt werden,

wenngleich ein 100%iger Schutz aller Größen- und Altersklassen auch zukünftig unrealistisch ist, da ausreichende Öffnungen (lichte Weiten) für den Wassereinzug gewährleistet sein müssen und daher der Einzug kleiner/junger Individuen nie vollständig zu verhindern sein wird. Aktuell mangelt es in Österreich diesbezüglich an konkreten Vorgaben/Richtlinien bzw. einer Definition des Stands der Technik.

Werden optionale und nicht fischschädigende Migrationskorridore angeboten (z. B. Bypässe), müssen abwandernde Fische grundsätzlich durch Leitelemente zu deren Einstieg geführt werden, da Fische grundsätzlich dem Korridor der größten Abflussmenge folgen, der prinzipiell zur Turbine führt. Zum Leiten von Fischen können mechanische und/oder sensorische Verhaltensbarrieren dienen, die meist so angelegt sind, dass deren Passage zwar grundsätzlich möglich ist, die lokalen Gegebenheiten (z. B. Strömung) aber zum Aufsuchen des Bypass-Korridors anregen sollen.

Auch Kombinationen der drei Kategorien (Durchleiten, Abschirmen, Umleiten) sind möglich und in manchen Fällen unter Umständen auch effizienter. Wird bei fischschonendem Anlagenmanagement (z. B. Öffnen der Wehrfelder) ein alternativer Wanderkorridor durch das Kraftwerk angeboten, muss gleichzeitig eine Migration durch die Turbinen verhindert werden, um einen ausreichenden Fischschutz zu gewährleisten. Bei der Abschirmung reicht es zudem nicht aus, abwandernde Fische von gefährlichen Anlagenteilen fernzuhalten. Sie müssen gleichzeitig zu einem sicheren Migrationskorridor (z. B. einem Bypass) umgeleitet werden.

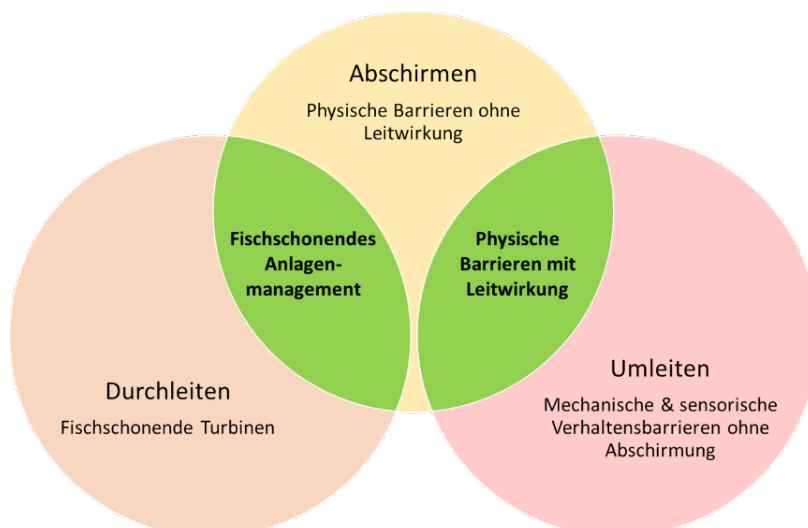


Abbildung 1: Konzeptionelle Darstellung von Maßnahmen zum Fischschutz und -abstieg.

Vor allem in den letzten Jahren hat das Thema „Fischabstieg“ mehr Aufmerksamkeit erhalten. Im Rahmen des Forum Fischschutz (2012-2018; www.forum-fischschutz.de) wurden

zum Beispiel für den deutschsprachigen Raum unter anderem auf Basis existierender Studien und Berichte Ergebnisrapporte zur Thematik erstellt.

Folgend sind exemplarisch einige wesentliche Publikationen genannt, die einen guten Überblick verschaffen und Details (z. B. Vor- und Nachteile, Gestaltungsparameter) der einzelnen Maßnahmentypen diskutieren:

Tabelle 1: Ausgewählte Literaturbeispiele und darin behandelte Themen (X: schwerpunktmäßig behandelt; x: thematisiert).

Quelle	Biologische Grundlagen	Turbinenpassage, Durchleitung	Abschirmung	Umleitung	Funktionskontrolle
Lucas & Baras, 2001	X		x	x	x
Adam et al., 2005	X	x	X	X	X
Adam & Lehmann, 2011	X	x	X	X	X
Bös et al., 2012	X	x	X	X	
Kriewitz, 2015	x	x	X	X	x
Kriewitz et al., 2012	x	x	X	X	
Ebel, 2013	x	x	X	X	x

Nachdem in den Kapiteln 02 und 03 verschiedene Typen und biologische Aspekte von Fischwanderungen diskutiert werden, wird in Kapitel 04 auf Maßnahmen zum Fischschutz und –abstieg eingegangen. Neben fischschonenden Turbinen (Kapitel 4.1) und Maßnahmen zur Abschirmung und Umleitung (in Kapitel 4.2) werden zudem Empfehlungen für die Ausgestaltung von Bypässen (Kapitel 4.3) und sonstiger Optionen (Kapitel 4.4) diskutiert. Es soll dabei insbesondere auf die Anwendbarkeit in Österreich (Anlagen ≤ 10 MW; potamodrome Arten) eingegangen werden, wobei neben Vor- und Nachteilen auch Fallbeispiele (Best-Practice Beispiele) sowie offene Forschungsfragen thematisiert werden.

2 Fischwanderung – Definition und Typen

Die Veränderung des Standortes zählt für Fische zu einem wesentlichen Bestandteil ihres Lebens. Kleinräumige Bewegungen, täglicher oder saisonaler Natur, die im Kontext der Nutzung verschiedener Ressourcen auftreten, beschreiben jenen Aktivitätsradius, der im Allgemeinen als ‚home-range‘ (Revier) bezeichnet wird. Unter dem Begriff der Wanderung (Migration) wird die synchronisierte Bewegung der Vertreter einer Art verstanden, deren Ausmaß in Relation zur mittleren Reviergröße der jeweiligen Art größer ist und in bestimmten Stadien des Lebenszyklus auftritt (Lucas et al., 2001). Im Zuge der Wanderungen werden Bereiche unterschiedlicher Habitats-eigenschaften bzw. unterschiedlicher Funktion aufgesucht, wobei Northcote (1978a, 1984a) drei funktionelle Habitattypen unterscheidet: Habitate für die Reproduktion, für die Nahrungsaufnahme und Refugialhabitate. Entsprechend der Bedürfnisse an die unterschiedlichen Lebensräume definiert Northcote (1978a, 1984a) Wanderung auch als die Bewegung zwischen zwei oder mehreren Habitaten, die im Laufe des Lebens eines Individuums in regelmäßiger Periodizität auftritt, einen großen Teil der Population involviert und die gerichtete Bewegung zu bestimmten Zeitpunkten im Lebenszyklus inkludiert (vgl. Abbildung 2).

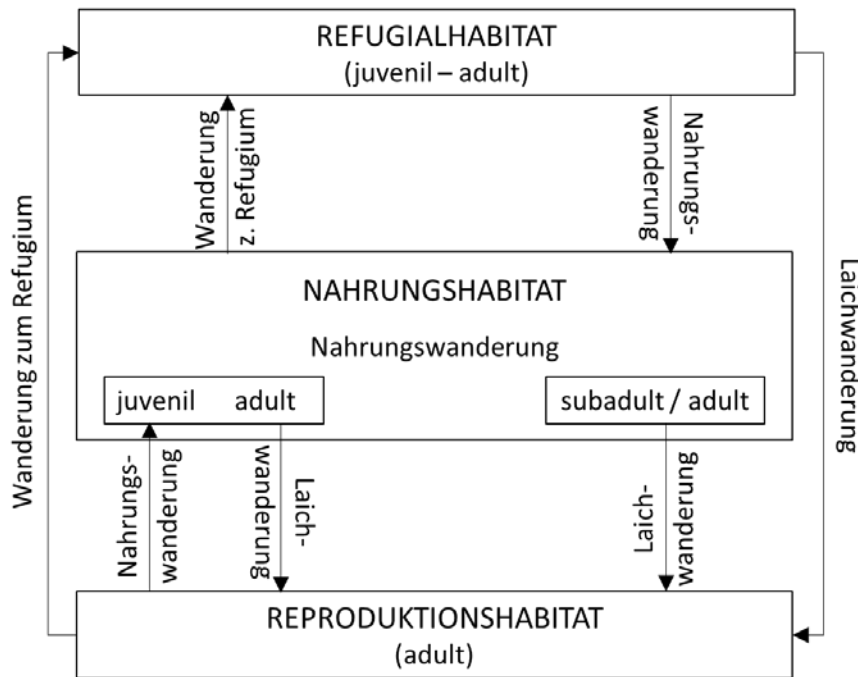


Abbildung 2: Schematische Darstellung von Fischwanderungen, basierend auf drei funktionalen Habitattypen: Refugialhabitat, Nahrungshabitat und Laichhabitat. (aus Lucas et al., 2001).

Die am weitesten verbreiteten Klassifizierungen von Wanderverhalten beschränken sich auf unterschiedliche Typen von Wanderungen und auf die Distanzen, die zurückgelegt werden können. So wird zwischen Fischarten unterschieden, die ausschließlich im Meer wandern (ozeanodrome), jenen die zwischen dem Meer und Süßwasser wandern (diadrome) und jenen, die ausschließlich im Süßwasser wandern (potamodrome). Die diadrome Fischwanderung gliedert sich weiter auf in die Kategorie der anadromen Wanderer, jener Fische, die für die Reproduktion aus dem Meer ins Süßwasser wandern, die Kategorie der katadromen Arten, wie beispielsweise dem Aal, der für die Reproduktion vom Süßwasser in die Meere wandert und in die Kategorie der amphidromen Arten, deren Lebenszyklus durch einen wiederkehrenden Wechsel zwischen Salz- und Süßwasser gekennzeichnet ist. Die Klassifizierung der Wanderdistanzen beschränkt sich auf die sehr grobe Einteilung in Lang-, Mittel-, und Kurzstreckenwanderer, wobei potamodrome Arten ausschließlich den Kategorien Kurz- und Mittelstreckenwanderer zugeschrieben werden. Eine detailliertere Klassifizierung wäre insbesondere im Bereich der Kurzstreckenwanderer wünschenswert, setzt jedoch umfangreiches Wissen zu den Wanderdistanzen voraus. Beschrieben werden die drei existierenden Typen wie folgt (Waidbacher & Haidvogel, 1998):

- Kurze Distanzen: Lokale Wanderungen, weniger als 30 km in eine Richtung im Jahr,
- Mittlere Distanzen: Wanderungen zwischen 30 und 300 km in eine Richtung im Jahr,
- Lange Distanzen: Wanderungen über 300 km in eine Richtung im Jahr.

Die drei oben genannten Typen reduzieren auf ausgeprägte und für Altersstadien spezifische Wanderungen zwischen Lebensräumen. Tatsächlich sind die Migrationsmuster der einzelnen Arten weit komplexer. Sie zeichnen sich durch eine Vielfalt ontogenetisch bedingter oder durch Umweltfaktoren verursachter flussauf und flussab gerichteter, von Lebensraum- und Nahrungsverfügbarkeit bzw. periodischer Abhängigkeit geprägter Migration aus. Demgemäß können Wanderungen auch entsprechend ihrer Rolle im Lebenszyklus zusammengefasst werden (verändert nach Zitek et al., 2007):

- Laichwanderungen in Reproduktionsareale (zumeist flussauf bzw. lateral),
- Nachlaichwanderungen (von den Laichplätzen zurück an den Ausgangsort oder zu Nahrungshabitaten; flussauf, zumeist flussab),
- Nahrungswanderungen (flussauf, flussab, lateral),
- Abdrift (flussab),
- Kompensationswanderungen (zumeist flussauf),
- Überwinterungswanderungen (zumeist flussab, manchmal auch lateral),
- Bestandsdichtenausgleich (flussauf, flussab),
- Neu- und Wiederbesiedelungswanderungen (flussauf, flussab),
- Fluchtwanderungen/Ausweichwanderungen bei sich verschlechternden Umweltbedingungen (z. B. bei Trockenheit in tiefere Bereiche, bei Temperaturerhöhung in heißen Sommern in Bereiche mit Grundwasserspeisung, Flucht vor Prädatoren; zumeist flussab oder lateral, manchmal auch flussauf),
- Wanderungen ungeklärter Motivation.

Zu beachten ist, dass das Ausmaß einer Wanderaktivität keinerlei Bedeutung hinsichtlich ihrer Relevanz im Lebenszyklus hat. Sehr kurze, bspw. über wenige Meter getätigte Wanderungen können von gleicher Relevanz im Lebenszyklus einer Fischart sein, wie etwa eine ausgeprägte Migration zu weit entfernten Laichgründen einer anderen Art. Gerade auch hinsichtlich der Dimension von Wanderungen bestehen maßgebliche Unterschiede zwischen Fischarten, aber auch zwischen Populationen und Individuen ein und derselben Art (vgl. Waidbacher & Haidvogel, 1998). Die meisten der heimischen Fischarten sind potamodrome Kurzstrecken- oder Mittelstreckenwanderer (siehe Tabelle 2). Die anadromen Störarten bzw. der Waxdick wie auch der katadrome Aal zählen zu den einzigen heimischen Langstreckenwanderern. Zu der in Tabelle 2 angeführten Einteilung ist hinzuzufügen, dass im Fall vieler Arten nur wenig über das Wanderverhalten bekannt ist und die Einstufungen teilweise zu hinterfragen sind. Beispielsweise im Fall des Huchens sind nur sehr wenige und unpräzise Überlieferungen bekannt, die darauf schließen lassen, dass es sich bei dieser Art um einen Mittelstreckenwanderer handelt (siehe Waidbacher & Haidvogel, 1998). Dem könnte man den Fall der Äsche entgegen halten, die beispielsweise an der Möll (entsprechende mündliche Überlieferungen liegen vor) Laichwanderungen von über 60 km vollzogen hat (vgl.

Böttcher et al., 2015), womit diese Art eigentlich als Mittelstreckenwanderer einzustufen wäre. Angesichts der in Österreich bestehenden Kontinuumsproblematik im Zusammenhang mit Wasserkraftnutzung, Wildbach- und Lawinenverbauung oder Sohlsicherungen wäre aus Sicht der Autoren auch eine detailliertere Gliederung der Kurzstreckenwanderer sinnvoll. Arten wie die Koppe oder der Steinbeißer vollziehen möglicherweise Wanderbewegungen von lediglich wenigen 100 m, während Arten wie bspw. Perlfisch, Frauenerfling oder Laube jedenfalls mehrere Kilometer wandern, unter Umständen sogar mehr als 30 km. Entsprechend ist die Verfügbarkeit längerer Wanderkorridore für viele Arten essentiell, für andere aber – unter Berücksichtigung benötigter Habitate bzw. Migrationsdistanzen – von geringerer Bedeutung.

Tabelle 2: Migrationscharakteristika heimischer Flussfischarten (aus Jungwirth et al., 2003b; verändert nach Zitek et al., 2007). Eine detailliertere Zusammenstellung unter Berücksichtigung des Gefährdungsgrades, des Vorkommens, etc. der Arten ist Zitek et al. (2007) zu entnehmen. Im Fall der mit einem Pfeil markierten Arten ist aus Sicht der Autoren zu hinterfragen, ob die getroffene Einteilung zutrifft (↑ Vorschlag der Einstufung in eine höhere Klasse).

Flischart	Typ	Distanz	Flischart	Typ	Distanz
Petromyzontidae			Moderlieschen	potamodrom	kurz
Ukrainisches Bachneunauge	potamodrom	mittel	Aitel	potamodrom	kurz ↑
Bachneunauge	potamodrom	mittel	Nerfling	potamodrom	mittel
Acipenseridae			Hasel	potamodrom	kurz ↑
Waxdick	potamodrom	lang	Strömer	potamodrom	kurz ↑
Glatt dick	potamodrom	mittel	Sichling	potamodrom	mittel
Sterlet	potamodrom	mittel	Elritze	potamodrom	kurz
Sternhausen	anadrom	lang	Bitterling	potamodrom	kurz
Hausen	anadrom	lang	Perlfisch	potamodrom	kurz ↑
Anguillidae			Frauenerfling	potamodrom	kurz ↑
Aal	katadrom	lang	Rotauge	potamodrom	kurz ↑
Salmonidae			Rotfeder	potamodrom	kurz ↑
Huchen	potamodrom	mittel	Schleie	potamodrom	kurz ↑
Bachforelle	potamodrom	kurz ↑	Rußnase	potamodrom	kurz ↑
Thymallinae			Balitoridae		
Äsche	potamodrom	kurz ↑	Schmerle	potamodrom	kurz
Esocidae			Cobitidae		
Hecht	potamodrom	kurz	Goldsteinbeißer	potamodrom	kurz
Umbridae			Steinbeißer	potamodrom	kurz
Hundsfisch	potamodrom	kurz	Schlammpeitzger	potamodrom	kurz
Cyprinidae			Siluridae		
Zope	potamodrom	kurz	Wels	potamodrom	kurz
Brachse	potamodrom	mittel	Gadidae		
Zobel	potamodrom	kurz	Aalrutte	potamodrom	mittel

Schneider	potamodrom	kurz	Percidae		
Laube	potamodrom	kurz ↑	Donaukaulbarsch	potamodrom	kurz
Schied	potamodrom	mittel	Kaulbarsch	potamodrom	kurz
Barbe	potamodrom	mittel	Schrätzer	potamodrom	kurz
Semling	potamodrom	kurz	Flussbarsch	potamodrom	kurz
Güster	potamodrom	kurz	Zander	potamodrom	kurz
Karusche	potamodrom	kurz	Wolgazander	potamodrom	kurz
Giebel	potamodrom	kurz	Streber	potamodrom	kurz
Nase	potamodrom	mittel	Zingel	potamodrom	kurz
Wildkarpfen	potamodrom	kurz	Cottidae		
Weißflossengründling	potamodrom	kurz	Koppe	Potamodrom	kurz
Gründling	potamodrom	kurz	Gobiidae	Potamodrom	
Kesslergründling	potamodrom	kurz	Marmorierte Grundel	potamodrom	kurz
Gründling	potamodrom	kurz	Kesslergrundel	potamodrom	kurz
Steingreßling	potamodrom	kurz			

3 Biologische Aspekte von Wanderungen

Das Wanderverhalten von Fischen ist das Produkt zweier verhaltensbiologischer Prozesse (Ovidio et al., 1998): Zum einen werden Wanderungen auf der Suche nach optimalen Lebensraumbedingungen unternommen. Zum anderen werden Erfahrung und Instinkt dazu genutzt, Standortveränderungen durchzuführen, mit denen ein definiertes Ziel erreicht werden soll. Das Wanderverhalten von Fischen kann also beispielsweise durch Umweltparameter wie der Wassertemperatur oder der Abflusssituation initiiert werden, da mit den sich ständig ändernden Umweltbedingungen in aquatischen Ökosystemen auch der optimale Lebensraum variiert. Zum anderen können auch, unter Einbeziehung sensorischer Fähigkeiten, Migrationen zu Zielen - wie beispielsweise den Laichplätzen - initiiert und gesteuert werden.

Bei den auslösenden Faktoren, die einen Fisch zur Wanderung veranlassen, werden verschiedene interne und externe Reize unterschieden. Zu den internen zählen genetische und ontogenetische Faktoren, das als ‚Homing‘ bezeichnete Verhalten der Rückkehr an einen bestimmten Ort, Nahrungsbedarf oder die Vermeidung von Prädation. Beispiele für externe Reize wären das Licht, die Temperatur, das Klima und die Hydrologie, die Verfügbarkeit von Nahrung oder auch die Wasserqualität. Diese Faktoren sind freilich nicht zwingend getrennt voneinander zu betrachten. Wanderungen resultieren vielmehr aus einem Zusammenwirken verschiedener Reize. In den wissenschaftlich geführten Diskussionen um die auslösenden Reize von Wanderungen gibt es unterschiedliche Standpunkte zur Relevanz der einzelnen Aspekte. Eine übergeordnete Interpretation resultiert darin, dass Wanderungen dann auftreten, wenn die Beweggründe ein Habitat zu halten von anderen Motiven überlagert werden, unabhängig ihres internen oder externen Ursprungs (vgl. Ovidio et al., 1998).

3.1 Auslösende Reize (Stimuli) für Fischwanderungen ¹

3.1.1 Genetische und ontogenetische Faktoren

Ein gut untersuchtes Beispiel für den Einfluss genetischer Aspekte auf das Wanderverhalten liefern diadrome Lachse. So konnten zwischen Populationen, die in verschiedenen Flüssen leben Unterschiede im Lebenszyklus und im Wanderverhalten festgestellt werden, die ganz klar genetischen Ursprungs sind (Brannon, 1984; Schindler et al., 2010).

Im Zuge anderer Studien konnte gezeigt werden, dass jedoch Umweltfaktoren und biotische Aspekte von übergeordneter Relevanz sein können, was sogar soweit führen kann, dass diese über das Auftreten und das Ausmaß von Wanderungen entscheiden (Thorpe, 1987; Morita et al., 2000) und die genetische Prägung überlagern.

Die bekanntesten Beispiele für ontogenetisch induzierte Wanderungen sind die Laichwanderung oder die flussab gerichtete Wanderung frisch emergierter Fischlarven von den Laichplätzen weg zu den passenden Einständen. Ontogenetische Wanderungen treten primär als Folge des Reifungsprozesses auf und beschreiben Prozesse vorwiegend intrinsischer Natur. Dass es dabei auch zur Einflussnahme von Umweltfaktoren kommt, konnte bereits am Beispiel zahlreicher Fischarten gezeigt werden, so auch an Elritzen und Rotaugen, deren Entwicklung und Migrationsverhalten im Larvenstadium mitunter phototaktisch, also von Lichtreizen gesteuert, geregelt wird (vgl. Pavlov et al., 1981; Legkiy & Popova, 1984). Dass es auch zur Einflussnahme von Umweltfaktoren auf Laichwanderungen kommt, wird am Beispiel der Studie von Rustadbakken et al. (2004) ersichtlich, die feststellten, dass die Laichwanderung adulter Bachforellen bei niedrigen Abflusssituationen in der Nacht stattfindet, vermutlich um das Risiko gegenüber Prädatoren zu minimieren.

3.1.2 Homing

Der vor allem im Kontext der Laichwanderung benutzte Begriff ‚Homing‘ beschreibt die Wiederkehr an einen bestimmten Ort (bspw. den Laichplatz) und stellt eine Besonderheit im Zusammenhang mit dem Wanderverhalten von Fischen dar. Dieses Verhalten ist insbesondere für Lachsartige (Salmoniformes) gut dokumentiert, konnte aber bereits auch für viele Vertreter der Karpfenartigen (Cypriniformes) oder auch Barschartigen (Perciformes) (etc.) dokumentiert werden (vgl. Lucas et al., 2001). Auch bei flussab gerichteten Wanderungen kommt es zu diesem Verhalten, beispielsweise wenn Fischarten wie Brachsen,

¹ Weite Teile der in diesem Kapitel präsentierten Inhalte entstammen und folgen der Publikation von Lucas et al. (2001), die eine umfassende Zusammenfassung zu diesem Thema enthält

Barben, oder Äschen nach Abschluss der Reproduktion mitunter exakt zu jenen Habitaten zurückkehren, von denen aus sie aufgebrochen sind (vgl. Whelan, 1983a; Baras, 1992; Parkinson et al., 1999). Auch im Kontext täglicher Wanderungen zum Zweck der Nahrungsaufnahme konnte das Homingverhalten beschrieben werden, so zum Beispiel bei Aalrutten, Barben oder Hasel (vgl. (Pelz & Kästle, 1989; Baras, 1992; Carl, 1995; Clough & Ladle, 1997).

3.1.3 Nahrungsbedarf

Wie Stoffwechsel und Nahrungsaufnahme in Kombination von Nahrungsverfügbarkeit und Temperatur auf das Wanderverhalten Einfluss nehmen, wird am Beispiel von Bachforellen diskutiert. In einer Studie von Ovidio et al. (1998) wird beschrieben, dass die Laichwanderung adulter Bachforellen von den Faktoren Wassertemperatur und auch Wasserstand geregelt wird, wobei die Autoren zur Diskussion stellen, dass mit der Veränderung der genannten Umweltparameter die Bedingungen für rasches Wachstum nicht mehr gegeben sind und damit ein auslösendes Moment für die Laichwanderung gegeben ist. Dass diese Beobachtung an belgischen Gewässern nicht zu verallgemeinern ist, wird durch andere Studien verdeutlicht, die keinen Zusammenhang zwischen Temperatur, Abfluss und Laichwanderung erkennen konnten (bspw. Rustadbakken et al., 2004). Insgesamt geben Lucas et al. (2001) zu bedenken, dass der Einfluss der Faktoren Nahrungsaufnahme und Metabolismus auf das Wanderverhalten bis dato vergleichsweise schlecht erforscht sind.

3.1.4 Vermeidung von Prädatoren

Das Verhalten Gebiete aufzusuchen, in denen das Prädationsrisiko minimiert wird, gilt als angeboren, beziehungsweise erlernt, weswegen Prädation auch im Kontext interner Reize angesprochen wird. Dabei überwiegen die Vorteile einer Wanderung von Beutefischen in Gebiete geringeren Prädationsrisikos gegenüber dem gesteigerten Prädationsrisiko im ursprünglichen Habitat. Beispielsweise konnte dokumentiert werden, dass Beutefischarten mit der Besiedelung ihres Habitats durch Hechte aus dem angestammten See emigrierten und einen angebundenen Fluss besiedelten (He & Wright, 2011).

3.1.5 Licht

Licht stellt einen wesentlichen externen Reiz für Wanderungen dar, wobei das vom Licht geregelte Wanderverhalten sehr stark im Kontext des unterschiedlichen Prädationsrisikos zu sehen ist, aber auch im Zusammenhang mit anderen Umweltfaktoren, wie etwa den Unterschieden in der Verfügbarkeit von Nahrung. Die Nachweise für von Lichtverhältnissen gesteuerte Wanderungen sind vielfältig und am Beispiel zahlreicher Arten dokumentiert.

Beispielsweise konnte bei juvenilen Äschen gezeigt werden, dass diese vorzugsweise in der Nacht ihre flussab gerichtete Drift antreten (Bardonnnet et al., 1991). Am Beispiel des Aitels wurde gezeigt, dass adulte Tiere ausschließlich in der Nacht Fischwanderhilfen auf ihren Laichwanderungen passieren (Lucas et al., 1999; Lucas, 2000). Auch für adulte Hechte wurde gezeigt, dass diese primär in der Nacht die Gewässer, in denen sie reproduzieren aufsuchen (Clark, 1950; Franklin & Smith, 1963). Bei Barben wurde ein Tag-Nacht-Rhythmus im Wechsel zwischen Rückzugshabitaten und Nahrungshabitaten nachgewiesen (Baras, 1995). Nasen wanderten ausschließlich bei Nacht von der Donau in die Pielach ein (Unfer et al., 2003). Aus Studien mit Lachsen ist bekannt, dass es Zusammenhänge mit der Mondphase und dem Wanderverhalten gibt, wobei beispielsweise die flussab gerichtete Wanderung juveniler Silberlachse stark mit Neumondphasen korreliert (Mason, 1975).

3.1.6 Temperatur

Die Ektothermie von Fischen spielt beim Einfluss der Temperatur auf das Wanderverhalten eine wesentliche Rolle, da mit ihr auch klar definierte Temperaturpräferenzen einhergehen. Diesen Zusammenhang konnte beispielsweise Baras (1995) zeigen, in dessen Studie die Tageszeit variierte, zu der Barben Wanderungen zu ihren Nahrungshabitaten unternahmen. Konkret suchten die Tiere die Habitate dann auf, wenn die Temperatur zu dem für sie optimalen Bereich am nächsten war. Am Beispiel anadromer Regenbogenforellen konnten ausgeprägte Migrationen in Refugialhabitate dokumentiert werden, wenn Temperatur-Schwellenwerte erreicht wurden (Nielsen et al., 1994). Zahlreiche Beispiele konnten auch für den regulativen Charakter der Wassertemperatur im Zusammenhang mit der Periodizität von Wanderungen (insbesondere der Laichwanderung) erbracht werden (vgl. Lucas et al., 2001). Beispiele dazu wären das Bachneunauge, dessen flussauf gerichtete Wanderung in der Studie von Malmqvist (1980) bei Temperaturen ab 7,5°C einsetzt, oder klar temperaturabhängige Laichwanderungen des Perlfisches im Salzkammergut (Schrempf, 2005; Siligato & Gumpinger, 2005 & 2006, Csar & Gumpinger, 2010).

3.1.7 Hydrologie

Erhöhte Abflusssituationen sind ein wichtiger Stimulus für die Migration von zahlreichen Fischarten. Besonders die Laichwanderung von sowohl im Frühjahr als auch im Herbst laichenden Arten gehen mit dem Anstieg des Abflusses einher (vgl. Lucas et al., 2001). Im Fall anadromer Lachse ist bekannt, dass auch die flussab gerichtete Wanderung teilweise bei erhöhtem Abfluss stattfindet (Hawkins & Smith, 1986; Laughton & Smith, 1992). Nicht nur die longitudinale Wanderung, sondern auch die laterale Wanderung in Überflutungsbereiche ist ein gutes Beispiel für den Zusammenhang von Abflussgeschehen und Fischwanderungen.

3.1.8 Nahrungsverfügbarkeit

Zum Thema Nahrungsverfügbarkeit fassen Lucas et al. (2001) zusammen, dass sowohl kurze, tageszyklische als auch längere Wanderungen zwischen Nahrungs- und auch anderen Habitaten eine zentrale Rolle für Wachstum und Überleben spielen. Des Weiteren wird ein klarer Zusammenhang zwischen Nahrungsverfügbarkeit und Wanderdistanz beschrieben. Umfassende Erkenntnisse dazu kommen aus der Forschung mit frisch emergierten Bachforellen, deren dichteregulierte, flussab gerichtete Drift entscheidend von der Verfügbarkeit von Nahrung geprägt ist (vgl. Elliott, 1986). Über den gesamten Lebenszyklus kann es zu einer hohen Variabilität von Nahrungsressourcen kommen, die einen wiederholten Wechsel zwischen unterschiedlichsten Nahrungshabitaten zur Folge haben kann.

3.1.9 Wasserqualität

Organische Belastung, reduzierter Sauerstoffgehalt (Hypoxie) oder auch chemische Belastungen können Fischwanderungen zur Folge haben: Eine Studie zu Äschen der Rhone zeigte, dass die Tiere aufgrund der im Zuge einer Speicherentleerung auftretenden Belastungen aus größeren Bereichen der Gewässers abwanderten (Roux, 1984). Umgekehrt kann es im Anschluss an Katastrophenereignisse zur raschen Wiederbesiedelung durch einwandernde Individuen kommen (Lelek & Köhler, 1989). Wasserqualitätsbedingte Habitatwechsel in täglicher Abfolge wurden am Beispiel mehrerer Cyprinidenarten beobachtet, die als Folge tageszyklischer Schwankungen des Sauerstoffgehaltes auftraten (Slavík & Bartoš, 1997, 2001).

3.2 Flussab gerichtete Wanderungen

Die Beispiele zu den für Wanderungen verantwortlichen Reizen geben Einblicke in die Vielfalt, Bedeutung und Notwendigkeit von Fischwanderungen. Es wird ersichtlich, dass sie einen stark immanenten und auch einen ebenso stark von äußeren Faktoren geprägten Charakter haben.

Am Beispiel bekannter Lebenszyklen von Fischen und den darin auftretenden Wanderungen wird klar, dass die flussab gerichtete Wanderung generell von mindestens gleich großer Bedeutung ist wie die Wanderung flussauf. Grundsätzlich sind flussab gerichtete Wanderungen in allen Altersstadien zu beobachten, wobei diese verschiedenste Ursachen zum Grund haben (siehe Kap. 02). Der Zeitpunkt bzw. die Rhythmik von Abwanderungen korreliert mit den Lebensstadien der jeweiligen Art und verschiedenen Umweltfaktoren (vgl. Adam et al., 2005, siehe auch Kap. 3.1). Cuchet (2014b) fasst nochmals die aus ihrer Sicht wichtigsten Faktoren zusammen, die eine Abwanderung verursachen können:

- die Saison (Jahreszeit),
- die Wassertemperatur,
- der Abfluss,
- die Tageslänge,
- die Mondphase,
- die Wassertrübe,
- die Tageszeit (Licht, Temperatur),
- der atmosphärische Druck.

Cuchet (2014b) weist des Weiteren darauf hin, dass es Interaktionen zwischen den angeführten Faktoren geben kann, die sowohl eine stimulierende Wirkung als auch einen hemmenden Einfluss haben können. Hinsichtlich der Mechanismen bzw. Muster, die bei der stromabwärts gerichteten Wanderung auftreten, werden folgende drei Typen unterschieden (verändert nach Adam et al., 2005):

- Passiv: Der Fisch lässt sich passiv von der Strömung mittransportieren. Rein passive Verhaltensweisen bei der Abwanderung sind selten bzw. werden von passiv/aktiven oder aktiven Phasen unterbrochen.
- Aktiv-passiv: Der Fisch schwimmt leicht gegen die Strömung an. Die stromabwärts gerichtete Wanderung setzt sich aus einer Kombination aktiver und passiver Elemente zusammen. Die Fische richten sich positiv rheotaktisch mit dem Kopf gegen die Strömung aus, doch ihre Schwimmgeschwindigkeit ist geringer als die Strömungsgeschwindigkeit.

- Aktiv: Der Fisch muss sich entscheiden, seine normale, gegen die Strömung gewandte, positiv rheotaktische Ausrichtung aufzugeben und sich der Strömung zu überlassen. Der Fisch bewegt sich schneller als die Fließgeschwindigkeit fort.

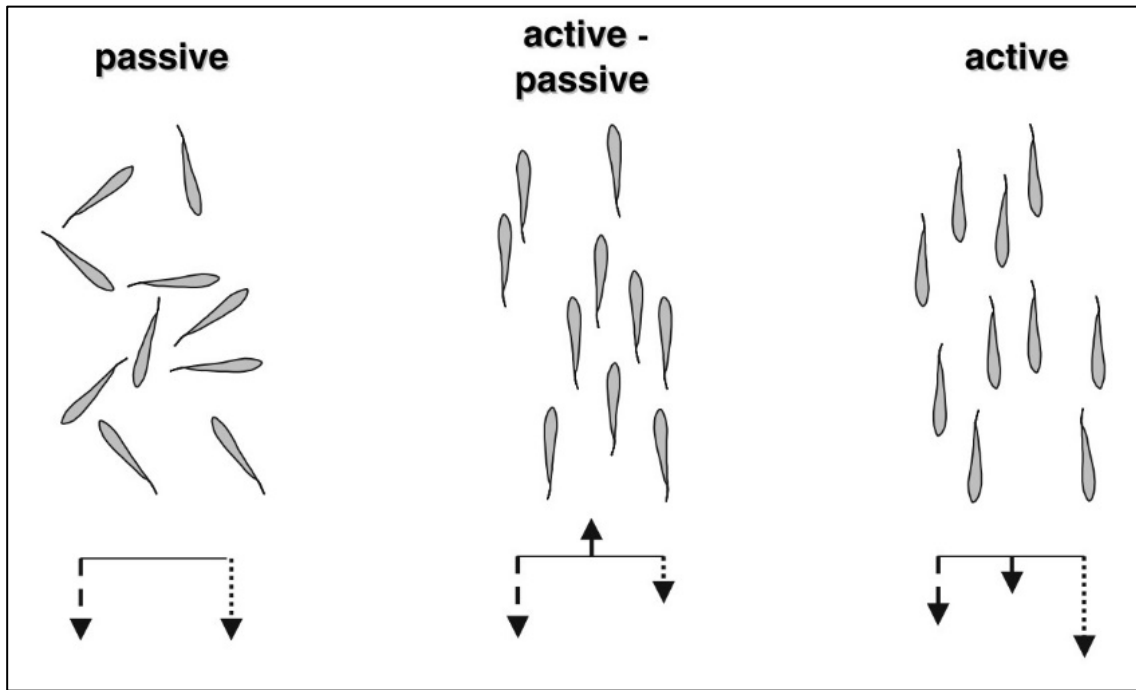


Abbildung 3: Muster bzw. Mechanismen flussab gerichteter Wanderung junger Fische. Gepunktete Linie: Wandergeschwindigkeit. Strichlierte Linie: Fließgeschwindigkeit. (aus Pavlov et al., 2008)

Die Orientierung im Wasser erfolgt primär an der Strömung (Rheoreaktion), die wiederum anhand optischer und taktiler Reize, bei bodenorientierten Arten auch durch den Kontakt zum Untergrund, wahrgenommen wird. Gemäß Adam et al. (2005) überwiegt bei Brütlingen und Jungfischen die optische Orientierung, weshalb sich Jungfische unter 3 cm Körperlänge bei geringer Lichtintensität nicht mehr orientieren und mit der Strömung verdriften. Weitere Möglichkeiten der Orientierung sind über Geräusche, elektrische oder magnetische Felder, Wasserqualitätsunterschiede oder Geruchsstoffe gegeben (zusammengefasst und weiterführend erläutert in Lucas et al., 2001). Zur weiteren Orientierung im Gewässer beschreiben (Adam et al., 2005), dass sich Fische grundsätzlich an der Hauptströmung orientieren bzw. ein artspezifisches Verhalten bei der Wahl der Wassertiefe aufweisen. Ebel (2013) beschreibt, dass der Hauptwanderkorridor vorwiegend entlang der stärksten Strömung liegt, also bei gestrecktem Flusslauf in der Flussmitte und bei gekrümmten Lauf am Prallhang. Diese Informationen beziehen sich aber auf Untersuchungen zu abwandernden Lachsmolts bzw. Aalen. Dass im Kontext unterschiedlicher Altersstadien (Ebel, 2013), aber besonders im Kontext anderer Fischarten die Frage nach den horizontalen Wanderkorridoren

differenzierter zu betrachten ist, verdeutlichen die Ergebnisse der Studie am Marchfeldkanal (Wiesner et al., 2004). Dort wurden juvenile Nasen, Frauenerflinge, Brachsen, Güster, Lauben, Stichlinge, Marmorgrundel, Zander und Rußnasen überwiegend in der Flussmitte dokumentiert. Die Arten Donaukaulbarsch, Rotfeder, Kaulbarsch, Aitel und Flussbarsch wurden hingegen vorwiegend am Gewässerrand beobachtet. Kriewitz (2015) stellte in ethohydraulischen Versuchen an Rechenanlagen fest, dass bspw. Barbe, Aal und Bachforelle bei der Annäherung an den Leitrechen die Nähe zur Struktur suchten, während Äsche und Schneider Strukturen mieden. Inwieweit dies auf das flussab gerichtete Wanderverhalten in Fließgewässern übertragbar ist, bleibt offen. Artspezifische Unterschiede bei der Wahl des Wanderkorridors scheinen jedoch über die Wahl des horizontalen Wanderkorridors hinaus zu gehen. Zur Wahl der Wassertiefe (vertikaler Wanderkorridor) ist jedoch bisher nur von wenigen Arten bekannt, welche die bevorzugten Horizonte sind. Aus der von Ebel (2013) zusammengestellten Literaturrecherche lässt sich zusammenfassen, dass die Abwanderung von Salmonidensmolts oberflächennah geschieht, jene der Neunaugen (*Petromyzontidae*) und Störartigen (*Acipenseridae*) sohlnahe, die der Aale ebenfalls sohlnahe und die der diversen potamodromen Arten in allen Höhenhorizonten. Diese Ergebnisse decken sich weitgehend mit jenen von Gubbels (2016), der die Abwanderung von Aalen, Perciden, Cypriniden und Salmoniden an einem Kraftwerksstandort in Belgien untersuchte und deutliche Präferenzen für die sohlnahe bzw. oberflächennahe Abwanderung feststellte. Es scheint also gesichert, dass es artspezifische Unterschiede gibt. Weitere Studien sind notwendig, um gesicherte Aussagen auf Artniveau treffen zu können.

Tabelle 3: Vertikale Differenzierung des Wanderkorridors bei ausgewählten Arten bzw. Artengruppen (verändert nach Ebel, 2013).

Art / Artengruppe	Vertikale Differenzierung des Wanderkorridors		
	Vorwiegend oberflächennah	Vorwiegend sohlnahe	Keine deutliche Präferenz / ungenügend Kenntnisse
Salmonidensmolts	+	-	-
Aale	-	+	-
Neunaugen	-	+	-
Störe	-	+	-
Barbe, Brachse	-	+	-
Rotauge, Laube u.a.	-	-	+

Generell ist zu sagen, dass zum flussab gerichteten Wanderverhalten vieler heimischer Fischarten bis dato nur sehr wenig bekannt ist. Dies rührt daher, dass die Untersuchung des Wanderverhaltens von Fischen sehr aufwendig ist. Viele der verfügbaren Migrationsstudien

haben sich des Weiteren nur auf die flussauf gerichtete Wanderung konzentriert. Details zu flussab gerichteten Wanderungen sind vergleichsweise spärlich. Ein weiteres Defizit besteht darin, dass das natürliche Wanderverhalten oftmals nicht mehr abgebildet werden kann, da die Studien in Gebieten durchgeführt werden, in denen die Fische aufgrund von Migrationsbarrieren nicht mehr frei wandern können (vgl. Fredrich, 2003). Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass mit steigender Artenzahl die Diversität der Ansprüche der Arten und Altersstadien zunimmt, was eine zunehmende Variabilität der Bewegungs- und Wanderungsmuster zur Folge haben mag (siehe auch Böttcher et al., 2015). Im Folgenden wird eine Auswahl konkreter Beispiele für flussab gerichtete Wanderungen am Beispiel unterschiedlicher Altersstadien präsentiert. Dabei wurde versucht, das Spektrum der Wanderdistanzen und auch der Typen von Wanderungen abzubilden. Detailliertere Angaben zu regelmäßigen Standortveränderungen im Kontext sich ändernder Umweltbedingungen (bspw. Tag-Nacht-Zyklen) sind in Lucas et al. (2001) zu finden. Die in den folgenden Beispielen oftmals gewählte Angabe von Maximaldistanzen soll nicht dazu verleiten anzunehmen, dass diese Distanzen die Regel sind. Vielmehr sind in vielen Studien deutlich kürzere Wanderdistanzen festgestellt worden und über längere Strecken wandernde Tiere stellen die Ausnahme dar (vgl. Steinmann et al., 1937). Der Mangel an Studien, sowie der Mangel an Replikaten oder mehrjährigen Untersuchungen lässt jedoch viel Raum für Spekulation über das tatsächliche Wanderverhalten einzelner Arten bzw. Populationen und über die Notwendigkeit, Migrationen über größere Distanzen zu unternehmen.

3.2.1 Reproduktionsphase

Reproduktionsfähige Tiere unternehmen in der Regel flussauf gerichtete Wanderungen zu den Laichgründen. Iteropare Arten, also jene Fischarten, bei denen es im Laufe des Lebens zur mehrmaligen sexuellen Fortpflanzung kommt, verlassen die Laichgründe wieder und wandern im Anschluss an das Laichgeschehen wieder ab. Bei manchen Arten, wie etwa der Barbe, zeigen sich geschlechtsspezifische Muster der Rückwanderung, wenn etwa die Rogner bereits unmittelbar nach dem Ablachen die Wanderung flussab antreten und die Milchner erst später im Jahr flussab ziehen (Lucas & Batley, 1996). Die höchsten in der Literatur zu findenden Wanderdistanzen heimischer Arten liegen bei ca. 200 km (Tabelle 4). Ehemals heimische Langstreckenwanderer wie etwa der Hausen oder andere Störarten legten Distanzen von bis zu 2.500 km flussauf und wieder flussab zurück (vgl. Zitek et al., 2007).

Bei einer Vielzahl der bisher dokumentierten Laichwanderungen konnte auch ein ausgeprägtes Homing zurück zu den Nahrungshabitaten festgestellt werden (Tabelle 4). Die Rückwanderung erfolgt teilweise exakt zu jenen Habitaten, von denen aus die Tiere aufgebrochen waren. Dieser ausgeprägte und oftmals beobachtete Wechsel zwischen (angestammten) Laich- und Nahrungshabitaten darf für viele Arten bzw. Familien als typisch

angesehen werden. Demgemäß dürfen auch die flussauf zurück gelegten Distanzen als Richtwert für Wanderungen flussab herangezogen werden. Laichwanderungen flussauf können noch deutlich weitergehen, als es die Beobachtungen flussab bisher vermuten lassen. Ein Vergleich mit der Literaturrecherche von Zitek et al. (2007) zeigt, dass beispielsweise für Nasen oder Barben Wanderungen flussauf von über 100 km bekannt sind, was durchaus typisch für Mittelstreckenwanderer ist. Wanderdistanzen heimischer Salmoniden sind in der Regel kürzer; ausgeprägtes Homing im Anschluss an die Reproduktion konnte aber ebenfalls festgestellt werden (Tabelle 4). Für den Huchen werden flussauf gerichtete Laichwanderungen von bis zu maximal 40 km angegeben; in der Regel sind diese aber deutlich kürzer (Holčík et al., 1988). Die Laichwanderung von Bachforelle und Äsche beschränkt sich vorwiegend auf Distanzen von durchschnittlich 10 - 20 km, wenngleich auch Berichte über deutlich größere Distanzen vorliegen, wie etwa von der Möll, wo Äschen bis über 60 km flussauf wanderten (Böttcher et al., 2015; Zitek et al., 2007), oder von Seeforellen, für die Berichte von Wanderungen über mehr als 100 km vorliegen (Zitek et al., 2007). Die dokumentierten Wanderungen flussab liegen eher im Kurzstreckenbereich (Tabelle 4). Für diverse Kleinfischarten wie etwa die Laube oder den Gründling sind Laichwanderungen von bis zu 10 km bekannt (Zitek et al., 2007). Auch von Kleinfischarten ist bekannt, dass sie zu angestammten Habitaten zurückkehren, wie am Beispiel der Elritze (Tabelle 4) oder dem Gründling (siehe Lucas et al., 2001) gezeigt werden konnte.

Vereinzelt kommt es vor, dass bereits die Wanderung zu den Laichplätzen flussab gerichtet ist (z. B. Hauer et al., 2011; Schrempf 2005). Dies tritt auf, wenn Adultfische sowohl oberhalb als auch unterhalb eines Laichplatzes angesiedelt sind (Whelan, 1983; Tyus & Karp, 1990; Modde & Irving, 1998 in Lucas et al., 2001). Mündliche Überlieferungen liegen auch etwa von Seeforellen des Traunsees oder des Millstättersees vor, von denen die Laichtiere für die Reproduktion flussab in die Seeausrinne wanderten (siehe auch Perlfisch in Schmall & Ratschan 2010).

Tabelle 4: Beispiele für flussab gerichtete Wanderungen im Zuge der Reproduktion. Die Spalte ‚Typ‘ bezieht sich auf die derzeit gültige Einstufung des Wandertyps: K = Kurzstreckenwanderer, M = Mittelstreckenwanderer.

Fischart	Typ	Referenz	Studienort	Beobachtung
Bachforelle	K	Rustadbakken et al., 2004	Norwegen	Abwanderung nach der Reproduktion bis zu 20 km.
		Ovidio, 1999	Belgien	Homing im Anschluss an die Reproduktion bis zu 25 km.
Äsche	K	Parkinson et al., 1999	Belgien	Homing im Anschluss an die Reproduktion.
		Ovidio et al., 2004	Belgien	Wanderdistanzen von wenigen Kilometern.
		Pinter & Unfer, 2012	Österreich	Abwanderung nach der Reproduktion bis zu 26 km.

Fischart	Typ	Referenz	Studienort	Beobachtung
		Nygård, s.a.	Norwegen	Abwanderung nach der Reproduktion >20 km.
Aitel	K	Fredrich et al., 2003	Deutschland	Homing im Anschluss an die Reproduktion. Vereinzelt auch bereits flussab gerichtete Wanderung zu Laichplätzen. Vorwiegend kurze Wanderdistanzen von wenigen Kilometern bis zu max. 25 km.
Barbe	M	Lucas & Batley, 1996	England	Abwanderung unmittelbar nach der Laichzeit primär bei Rognern beobachtet. Wanderdistanzen bis zu 16 km.
		Baras, 1998	Belgien	Homing im Anschluss an die Reproduktion.
		Unfer et al., 2003	Österreich	Abwanderung unmittelbar nach der Laichzeit. Wanderdistanzen im Mittel 31 km
Brachse	M	Whelan, 1983	Irland	Homing im Anschluss an die Reproduktion. Wanderdistanzen der Schwärme durchschn. bis 10 km. Maximaldistanzen bis zu 56 km.
Hasel	K	Champion & Swain, 1974	England	Regelmäßige Wanderung in den Monaten Februar bis Juni lassen auf flussab gerichtete Laichwanderungen schließen.
		Clough et al., 1998	England	Abwanderung nach der Reproduktion bis zu 4,5 km.
Elritze	K	Kennedy, 1977*	Irland	Homing im Anschluss an die Reproduktion.
Nase	M	Unfer et al., 2003	Österreich	Abwanderung nach der Reproduktion bis zu 52 km.
Nerfling	M	Winter & Fredrich, 2003	Deutschland Niederlande	Ausgeprägte Abwanderung nach der Reproduktion bis zu 187 km.
Rotauge	K	Champion & Swain, 1974	England	Regelmäßige Wanderung in den Monaten Februar bis Juni lassen auf flussab gerichtete Laichwanderungen schließen.
Schied	M	Fredrich, 2003	Deutschland	Abwanderung nach der Reproduktion bis zu 160 km
Aalrutte	M	Evenson, 1993	USA	Ausgeprägte Wanderungen vor und nach der Laichzeit
		Robins & Deubler, 1955	USA	Homing im Anschluss an die Reproduktion.
Hecht	K	Ovidio & Philippart, 2003	Belgien	Abwanderung nach der Reproduktion (teilw. Homing) bis zu 20 km.
Wels	K	Lelek, 1987*		Homing im Anschluss an die Reproduktion.

*aus Lucas et al., 2001

3.2.2 Fischlarven

Die flussab gerichtete Wanderung frisch geschlüpfter Larven ist im Fall der meisten heimischen Fischarten ein wesentlicher Bestandteil des Lebenszyklus. Zitek et al. (2007) haben zur Abdrift von Fischlarven bereits eine umfassende Zusammenfassung verfügbarer Literatur erstellt, die in den wichtigsten Eckpunkten hier nochmal wiedergegeben wird (siehe auch Lechner et al., 2016):

Abdriftende Larven erschließen neuen Lebensraum bzw. Habitate, die ihren Lebensraumansprüchen entsprechen und ausreichend Schutz vor Prädatoren bieten. Driftanfälligkeit aufgrund geringer Schwimmfähigkeit ist ebenfalls als Ursache für die Abwanderung zu verstehen. Die im Zuge der Abdrift zurück gelegten Distanzen werden in Bezug zu Wanderdistanzen älterer Fischstadien gestellt (Laichwanderung). Das Ausmaß der Larvendrift kann am Beispiel einer im Jahr 1996 am Marchfeldkanal (Niederösterreich) durchgeführten Studie verdeutlicht werden. An 22 Tagen zwischen Mai und August drifteten durchschnittlich 11.300 Larven (in Summe 250.000 Larven) aus 15 Arten von der Donau in den Marchfeldkanal. Im Marchfeldkanal wurden im selben Zeitraum 38.000 Larven pro Tag (in Summe 1 Million Larven) aus 16 Arten erfasst. Im Mittel wurden an den beiden Standorten rund 44 % Cypriniden und 56 % Marmorgrundeln beobachtet. Zitek et al. (2007) haben begonnen, auf Basis mehrerer Driftstudien die in Österreich vorkommende Arten entsprechend ihrem Auftreten bei der Drift zu gruppieren (siehe unten). Dabei darf nicht außer Acht gelassen werden, dass auch Fischarten des Rhithrals die Abdrift als fixen Bestandteil im Larvenstadium haben (z. B. Meraner et al., 2013; Bardonnnet et al., 1991b).

1. Obligatorisch (fast in allen Driftstudien in Prozentanteilen >5 % vorhanden): Brachse, Güster, Laube, Schied, Barbe, Giebel, Nase, versch. Gründlingsarten, Aitel, Nerfling, Hasel, Bitterling, Rotaugen, Zander, Rotfeder;
2. Fakultativ/nie häufig (in manchen Driftstudien nachgewiesen, immer mit %-Anteilen <5 %): Schmerle, Sonnenbarsch, Schwarzgrundmundel, Flussbarsch, Elritze, Marmorgrundel, Blaubandbärbling;
3. Fakultativ/manchmal häufig (in manchen Driftstudien nachgewiesen, manchmal in %-Anteilen >5 %): Karpfen, Dreistachliger Stichling, Moderlieschen, Kesslergründling, Sichling, Streber, Zingel;
4. Zufällig (ein bis zwei Individuen je Studie): Zope, Zobel, Karausche, Steinbeißer, Koppe, Donaukaulbarsch, Schrätzer, Wolgazander, Wels, Rußnase

Untersuchungen von Pavlov et al. (2002) bestätigen die Bedeutung der Drift juveniler Cypriniden und Perciden. In Gewässern Russlands, Tschechiens, Kasachstans und Bulgariens wurden über mehrere Jahre Driftnetze in Stauen kontrolliert. Dabei konnten bis zu knapp 160 Millionen juvenile (einsömmrige) Individuen an einem Standort dokumentiert werden; der überwiegende Anteil der Fische befand sich noch im Larvenstadium (zusammengefasst in Ebel, 2013). Wenngleich bereits mehrere Studien die Intensität der Larvendrift beschreiben konnten, so sind noch zahlreiche Fragen zu diesem Thema unbeantwortet, wie auch Lechner et al., (2016) in ihrer Literaturstudie darlegen: Etwa die Fragen wo und wann Larven driften (Navigation), wie sie driften (Bewegung) oder welche Wege sie nehmen (Wege). Die Untersuchungen von (Meulenbroek et al., in prep.) oder (Reichard & Jurajda, 2007) legen nahe, dass hinsichtlich des generellen Driftverhaltens einzelner Arten ebenfalls noch

Aufklärungsbedarf besteht. So wurde in den beiden genannten Studien eine nur sehr untergeordnete Drift der Lauben festgestellt, während (Zitek et al., 2007) diese Art als obligatorisch driftend einstufen.

3.2.3 Juvenile und Adultfische

Die saisonale Wanderung zwischen Sommer- und Winterhabitaten, Nahrungshabitaten oder die Abdrift und anschließende Kompensationswanderung nach Hochwässern beschreiben Migrationsprozesse, die juvenile, subadulte und adulte Fische durchlaufen und flussauf wie flussab gerichtet sind. Saisonal bedingte Habitatwechsel juveniler Fische wurden bereits mehrfach und für eine Vielzahl von Arten beobachtet. Informationen über Wanderdistanzen sind nicht bekannt, das Ausmaß solcher Wanderbewegungen wird aber bspw. durch die Studie von Wiesner et al. (2004) verdeutlicht: Am niederösterreichischen Marchfeldkanal wurde zwischen Oktober und Jänner die Abwanderung juveniler Fische von durchschnittlich ca. 5 cm Größe dokumentiert. Die Stückzahlen beliefen sich auf 4.250 Individuen pro Tag bzw. gut 59.000 Individuen gesamt. Das Artenspektrum umfasste 30 Arten. Darunter befanden sich hauptsächlich Cypriniden wie etwa die Laube oder das Rotauge. Die meisten der Tiere bewegten sich in der Flussmitte, wenngleich artspezifische Unterschiede bemerkt werden konnten. Ebenso konnte beobachtet werden, dass mit sinkender Wassertemperatur die Driftraten auffällig zunahmen, womit die Suche der Jungfische nach passenden (struktureichen) Winterhabitaten assoziiert wird. Schmalz (2010a) konnte ebenfalls bei fallenden Temperaturen im Herbst einen gehäuften Abstieg verschiedener Cyprinidenarten bzw. auch Arten anderer Familien feststellen, wobei die Tiere überwiegend zwischen 5 und 15 cm maßen.

Die höchsten in der Literatur dokumentierten Wanderdistanzen subadulter oder adulter Individuen der in Österreich noch heimischen Arten belaufen sich im Fall der Nase auf beinahe 450 km, oder wie im Fall der Barbe auf rund 300 km (Tabelle 5). Die Vielfalt der Wanderungen wird am Beispiel der Barbe ersichtlich, von der bereits mehrere Studien vorliegen. Die Studie von Baras & Cherry (1990) etwa dokumentierte Nahrungswanderungen bis zu 10 km. Lucas & Batley (1996) dokumentieren die zuvor bereits angesprochene, geschlechtsspezifische Abwanderung, wobei zusätzlich beobachtet werden konnte, wie die Tiere in Hochwassersituationen in Richtung ihrer Wintereinstände drifteten. Auch für andere Arten wie etwa die Brachse konnten hochwasserbedingte Migrationen flussab nachgewiesen werden. Die Summe der Studien ergibt ein vielschichtiges Bild unterschiedlich orientierter bzw. motivierter Wanderbewegungen. In der Arbeit von Fredrich (2003) über das Wanderverhalten des Schied wird ersichtlich, wie vielschichtig natürliche Migrationsmuster innerhalb einer einzigen Art sind, vorausgesetzt der Beobachtungszeitraum ist ausreichend lange gewählt und den Tieren stehen freie

Migrationskorridore zur Verfügung. Dass der Bedarf zu Wandern mit abnehmender Lebensraumqualität steigt wurde in einer Studie mit Flussbarschen gezeigt, in der die Barsche unter homogenen Lebensraumbedingungen eine höhere Mobilität aufwiesen, als unter heterogenen Bedingungen (Bruylants et al., 1986).

Tabelle 5: Beispiele für flussab gerichtete Wanderungen subadulter und adulter Fische. Die Spalte ‚Typ‘ bezieht sich auf die derzeit gültige Einstufung des Wandertyps: K = Kurzstreckenwanderer, M = Mittelstreckenwanderer.

Fischart	Typ	Referenz	Studienort	Beobachtung
Äsche	K	Zakharchenko, 1973*	Russland	Saisonale (vermutl. Winter-) Wanderungen über max. 37 km.
Bachforelle	K	Young, 1994	USA	Wanderungen ungeklärter Ursache bis zu 96 km.
Huchen	M	Waidbacher & Haidvogel, 1998	Österreich	Nahrungswanderungen über 30 km.
Barbe	M	Baras & Cherry, 1990	Belgien	Nahrungswanderung adulter Barbe über 10 km.
		Waidbacher & Haidvogel, 1998	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu max. 301 km.
		Lucas, 2000	England	Hochwasserbedingte und saisonale (Herbst) Abwanderung über mehrere Kilometer
		Lucas & Batley, 1996	England	Saisonale Wanderung (Herbst) von Rognern bis zu ca. 20 km
Brachse	M	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 75 km.
		Langford et al., 1979* Langford, 1981*	England	Hochwasserbedingte Abwanderung über mehrere Kilometer.
Giebel	K	Slavík & Bartoš, 2004	Tschechien	Saisonale Wanderungen bis zu max. 85 km.
Güster	K	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 12 km.
Hasel	K	Clough et al., 1998b	England	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 9 km (vermutlich Nahrungswanderungen).
Nase	M	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 446 km.
Nerfling	M	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 105 km.
		Winter & Fredrich, 2003	Deutschland Niederlande	Ausgeprägte saisonale und Nahrungs-wanderungen.
Rotauge	K	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 72 km.
Rotfeder	K	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 66 km.
Schleie	K	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 125 km.
Schied	M	Fredrich, 2003	Deutschland	Saisonale und Nahrungswanderungen bis zu 40 km

Fischart	Typ	Referenz	Studienort	Beobachtung
Flussbarsch	K	Bruylants et al., 1986	Belgien	Nahrungswanderungen bis zu 4 km. Mobilität in Abhängigkeit der Habitatausstattung
		Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache > 5 km.
Hecht	K	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 50 km.
Zander	K	Steinmann et al., 1937	Deutschland Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache bis zu 50 km.
Sterlet	M	Ratschan et al. 2017	Österreich	Wanderung ungeklärter Ursache über 50 km

*aus Lucas et al., 2001

4 Maßnahmen zum Fischschutz und -abstieg

4.1 Turbinenpassage

Untersuchungen zur Turbinenpassage von Fischen werden bereits seit vielen Jahrzehnten angestellt. Wie schon aus frühen Studien bekannt, ist die Mortalität bzw. das Verletzungsrisiko für Fische an Wasserrädern primär von Parametern wie Fischart, Fischlänge, Turbinentyp, technischer Ausführung der Turbine, Betriebsweise und Fallhöhe abhängig (vgl. Adam et al., 2005). Schilt (2007) ergänzt die Liste der Einflussfaktoren um die Aspekte Jahreszeit und Wassertemperatur (siehe auch Coutant & Whitney, 2000), aber auch um den Aspekt des Studiendesigns. Hinsichtlich der Ausführung der Turbinen werden die Parameter Drehgeschwindigkeit, Laufraddurchmesser und Anströmrichtung (Richtung von der das Wasser auf die Turbine trifft) angeführt. Überlebensraten nehmen mit zunehmender Turbinengröße (Durchmesser und Durchflusskapazität) zu und fallen mit steigender Fallhöhe, Drehgeschwindigkeit (UpM) bzw. peripherer Laufradgeschwindigkeit (Winchell et al., 2000 in Amaral, 2001). Bei Pelton-Turbinen etwa ist von 100 % Mortalität bei der Turbinenpassage auszugehen (Cada, 2001).

In Bezug auf Fischverlusten muss an erster Stelle zwischen den verschiedenen Turbinentypen unterschieden werden. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die bisher verfügbaren Ergebnisse von hoher Variabilität sind. Pracheil et al. (2016) betonen in diesem Zusammenhang, dass selbst bei Individuen einer Art an einem Standort sehr variable Ergebnisse auftreten können, da die Wege, die durch die Turbinen genommen werden und die damit auftretenden Stressoren, sehr variabel sind. In einer Studie von Holzner (2000) wird ersichtlich, wie variabel die Mortalität der verschiedenen Fischarten an einem Standort sein kann. Die am Main (KW Dettelbach) durchgeführte Arbeit untersuchte die Turbinenmortalität der dort betriebenen Kaplan-turbinen (Fallhöhe 4,5m; Nenndrehzahl 100U/min; Turbinendurchmesser 3,5m). Die durchschnittliche Gesamtmortalität mehrerer Untersuchungsjahre betrug bei den Hauptarten Bachforelle 15 %, Brachse 47 %, Flussbarsch 22 %, Kaulbarsch 17 %, Rotaugen 35 % und Zander 21 %.

Adam et al. (2005) stellen dar, dass beispielsweise für juvenile Salmoniden an Francisturbinen Mortalitätsraten von weniger als 5 bis über 90 % festgestellt wurden; in Kaplan-turbinen konnte eine Sterblichkeit zwischen 5 und 20 % beobachtet werden (siehe auch Höfer & Riedmüller, 1996). Ergebnisse, die das große Spektrum an standort- anlagenspezifischen

Unterschieden widerspiegeln. Ebel (2013) berechnet für Salmoniden auf Basis einer umfassenden Literaturrecherche eine mittlere Mortalität von 13 % in Kaplannturbinen und 34 % in Francisnturbinen (siehe auch Pracheil et al., 2016). Ein wichtiger Aspekt, auf den in mehreren Studien hingewiesen wird ist, dass selbst eine geringe Mortalitätsrate einen maßgeblichen Einfluss auf Fischpopulationen haben kann, wenn die Tiere im Zuge ihrer Wanderungen mehrere Kraftwerkstandorte passieren müssen (z. B. Cada, 1990). In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass es einen absoluten Mangel an Studien gibt, die den Einfluss der Wasserkraft von der Ebene des Individuums auf die Populationsebene extrapolieren (Pracheil et al., 2016).

Folgende zentrale Ursachen der Schädigung von Fischen werden bei der Passage von Turbinen angeführt (vgl. (Montén, 1985; Adam et al., 2005; Ferguson et al., 2006; Amaral et al., 2009; Pracheil et al., 2016a):

- Verletzung durch Kollision mit Turbinenteilen (Schlag, quetschen, schleifen, reiben)
- Druckschwankungen,
- Scherspannungen
- Turbulenzen,
- Kavitation,
- sekundäre Mortalität.

Cada et al. (1997), Odeh (1999) und Pracheil et al. (2016) beschreiben die Arten der Verletzungen detaillierter: Mechanische Schädigungen durch die Kollision mit Turbinenteilen sind vielfältig und können in einer Vielzahl von Verletzungen wie etwa dem Verlust von Schuppen, dem Auftreten von Hämatomen, Quetschungen, Platzwunden oder Amputationen und Wirbelbrüchen bis hin zur Zerschneidung auftreten. Von Druckschwankungen sind besonders jene Fischarten betroffen, bei denen die Schwimmblase geschlossen ist (Physoclisten) und der Gasaustausch über langsame Diffusionsprozesse erfolgt, wie etwa bei den Vertretern der Familie der Barschartigen. Im Fall sich rasch ändernder Druckverhältnisse kann es gerade bei Physoclisten zur Verletzung oder Zerstörung (Platzen) der Schwimmblase kommen. Unabhängig davon, ob eine Fischart zur Gruppe der Physoclisten gehört oder zu jenen Arten, bei denen der Gasaustausch deutlich rascher über den Magen-Darm-Trakt erfolgen kann (Physostomen), sind Fischlarven und Jungfische einem höheren Risiko bei der Turbinenpassage ausgesetzt, da der Gasaustausch nicht so rasch erfolgen kann wie bei älteren Tieren. Weitere Folgen sich (rasch) ändernder Druckverhältnisse können Magenausstülpungen, Hervortreten des Augapfels, Embolie oder Blutungen sein. Druckschwankungen können des Weiteren auch Verhaltensbeeinträchtigungen nach sich ziehen, die in weiterer Folge zu sekundärer Mortalität führen können. Die in Folge von Kavitation auftretenden Gasblasen verursachen

bei Implosion ebenfalls hohe Druckunterschiede, die wiederum Verletzungen der Schwimmblase oder etwa der Kiemen (Blutgefäße) nach sich ziehen. Bei Scherspannungen sind Stärke der Spannungen, sowie die Parameter Fischart und Fischgröße für das Ausmaß der Verletzungen (Gewebeverletzungen, Augenverletzungen, etc.) entscheidend bzw. dafür, ob Scherspannungen letale Folgen haben. Ähnlich verhält es sich mit den auftretenden Turbulenzen, die vor allem bei Fischlarven Verletzungen oder letale Folgen zeigen können, aber auch im Zusammenhang mit den Folgen der Desorientierung zu sehen sind. In der Rubrik Scherspannungen und Turbulenzen werden bei Pracheil et al. (2016) die meisten Verletzungsformen angeführt, wobei neben bereits genannten Verletzungen auch noch der Verlust von Schuppen oder des Epithels, Schleimhautverletzungen, Dehnung, Quetschung, Torsion, Deformation und Rotation abgeführt sind.

Wie all diese Formen der Schädigung im Zusammenhang stehen könnten, wurde bereits in einer Publikation von Dadswell & Rulfison 1994 aufgezeigt, diese wird auch in jüngeren Publikationen noch herangezogen (Abbildung 4; Coutant & Whitney, 2000).

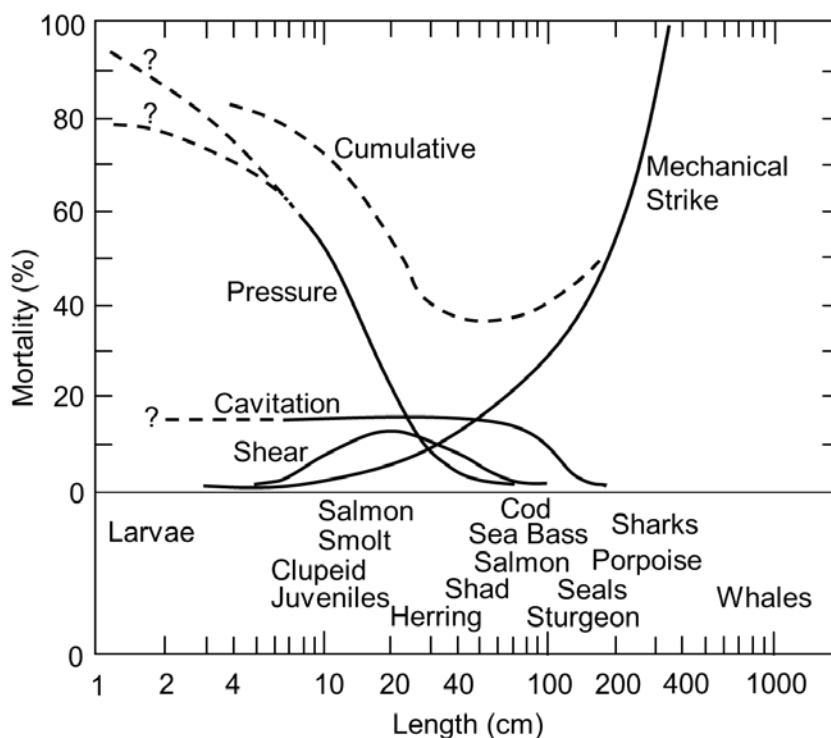


Abbildung 4: Hypothetische Verteilung der Sterblichkeitsraten und ihre Ursachen bei der Passage von Niederdruckturbinen in Relation zur Körpergröße. (aus Coutant & Whitney, 2000).

Jüngere Publikationen geben einen weiteren wichtigen und bisher nur unzureichend berücksichtigten Aspekt zu bedenken. Im Kontext ihrer Untersuchungen zur Mortalität

jueniler Salmoniden an den Kaplanturbinen der Kraftwerke des Columbia Rivers stellten bspw. Ferguson et al. (2006) fest, dass zwischen 46 % und 70 % der gesamten Mortalität durch Spätfolgen der Turbinenpassage auftraten. Dieser hohe Wert wird im Rahmen einer Literaturrecherche primär dadurch erklärt, dass subletale Folgen der Turbinenpassage (Beeinträchtigung der Sinnesorgane, Desorientierung, Beeinträchtigungen des Verhaltens, etc.) ein gesteigertes Prädationsrisiko nach sich ziehen, das, je nach Art und Grad der Verletzung, mehrere Wochen anhalten kann (siehe auch Ebel, 2013). Abseits des erhöhten Prädationsrisikos thematisieren Budy et al. (2002) im Kontext der verzögerten Mortalität die verschiedenen Formen und letalen Auswirkungen von Stress, den die Tiere bei der Passage von Kraftwerksanlagen erfahren. Ferguson et al. (2006) und auch andere Autoren betonen, dass die Folgen verzögerter bzw. sekundärer Mortalität in der Berechnung von Mortalitätsraten entsprechend Berücksichtigung finden müssten und die Forschung im Bereich der Untersuchung sublethaler Verletzungen und ihrer Folgen dringend forciert werden muss (siehe auch Ryon et al., 2004; Roscoe & Hinch, 2010).

4.1.1 Prognosemodelle zu Mortalitätsraten von Turbinenpassagen

Parallel zu den mitunter sehr aufwendigen Studien mit dem Ziel der Ermittlung von Mortalitätsraten wird versucht, Mortalitätsraten bei der Turbinenpassage anhand von Modellen zu prognostizieren. Keuneke & Dumont (2010) fassen in ihrer Publikation zum Vergleich derartiger Modelle zusammen, dass zwischen physikalischen und empirischen Modellen unterschieden werden kann (siehe auch Ebel, 2013). Physikalische Modelle versuchen die Wahrscheinlichkeit der Kollision eines Fisches mit den Turbinenschaufeln zu prognostizieren; empirische Modelle ermitteln anhand von Regressionsverfahren aus gesammelten Versuchsdaten Näherungsgleichungen (vgl. Keuneke & Dumont, 2010). Unter der Voraussetzung, dass für eine Vielzahl von Wasserkraftanlagen eine mittlere Mortalitätsrate prognostiziert werden muss, empfehlen Keuneke & Dumont (2010) die Anwendung empirischer Modelle. Neben einer sehr detaillierten Beschreibung existierender Prognosemodelle stellt Ebel (2013) einen Vergleich von beobachteten und berechneten Mortalitätsraten an. Sowohl bei den physikalischen als auch bei empirischen Modellen können gut übereinstimmende Ergebnisse wie auch Modelle mit erheblichen Abweichungen festgestellt werden. Die Ursachen für die unterschiedliche Qualität der Modelle begründet Ebel (2013) mit Einschränkungen der Anwendbarkeit der Modelle auf die verschiedenen Ausführungen von Turbinen bzw. auch auf Details der Versuchsanordnungen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt besteht in der Berücksichtigung der oben angesprochenen sekundären Mortalität, die erst Tage oder Wochen nach der Turbinenpassage auftreten kann. Bei den von Ebel (2013) herangezogenen Datensätzen wurde in der Regel nur die akute Mortalität gemessen, nicht aber die verzögerte Mortalität. Die Grenzen der Aussagekraft von

Prognosemodellen werden auch in anderen Bereichen deutlich. Coutant & Whitney (2000) weisen zum Beispiel im Kontext ihrer Literaturrecherche zur Entwicklung von Modellen und Simulationen der Strömungsdynamik, wie sie bei der Entwicklung fischschonender Turbinen eingesetzt werden, auf Einschränkungen hin, die aus dem schwer prognostizierbaren Verhalten der Fische, aus den physiologischen Eigenschaften der Individuen und Arten und auch aus den Einschränkungen bei der Beobachtung bzw. Messung resultieren. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die Entwicklung von Prognosemodellen weiterhin vorangetrieben werden soll, wenngleich die Erwartungshaltung an die Aussagekraft der Modelle jedoch auf einem realistischen Niveau bleiben muss (siehe auch Čada et al., 2006).

4.1.2 Fischschonende Turbinen

In den letzten Jahren wurde verstärkt an der Entwicklung neuer Turbinen und auch an der Optimierung herkömmlicher Turbinen gearbeitet. Basierend auf der verfügbaren Literatur hat Ebel (2013) folgende Aspekte der Forschung und Entwicklung differenziert:

- Verringerung der Kollisionswahrscheinlichkeit,
- Verringerung der Kollisionsgeschwindigkeit,
- Verringerung von Spalträumen,
- Verringerung von Scherkräften und Turbulenzen,
- Verringerung von Druckgradienten und Vermeidung von Kavitation.

Des Weiteren konnten folgende Maßnahmen zur Erreichung der Zielstellungen bei herkömmlichen Turbinentypen differenziert werden (vgl. Ebel, 2013):

- Eliminierung von Leitschaufeln (Ziel: Verringerung der Kollisionswahrscheinlichkeit),
- Optimierung der Lagebeziehung von Stütz- und Leitschaufeln (Ziel: Verringerung der Kollisionsgeschwindigkeit),
- Reduktion der Laufradschaufelzahl (Ziel: Verringerung der Kollisionswahrscheinlichkeit),
- Reduktion der Drehzahl (Ziel: Verringerung der Kollisionswahrscheinlichkeit und Kollisionsgeschwindigkeit),
- Abstumpfung von Schaufeleintrittskanten (Verringerung des Verletzungsrisikos bei Kollisionen),
- Veränderung der Geometrie von Nabe, Laufradmantel und Laufradschaufeln (Ziel: Verringerung von Spalträumen zwischen Laufradschaufeln und Nabe sowie zwischen Laufradschaufeln und Laufradmantel zur Senkung des Verletzungsrisikos in diesen Bereichen; Minimum Gap Runner (MGR) Konzept, vgl. z. B. Fisher, 1998),
- Optimierung der Geometrie von Laufradschaufeln und Saugschlauch (Ziel: Verringerung von Scherkräften, Turbulenzen und Druckgradienten sowie Vermeidung von Kavitation).

4.1.2.1 Adaption herkömmlicher Turbinen

Insbesondere an Kaplan-turbinen wurden Forschungsarbeiten mit dem Ziel der Reduktion von Schäden an Fischen durchgeführt. Die Francisturbine ist zwar sehr häufig im Einsatz, oder wie in Nordamerika sogar der häufigste Turbinentyp, sie wird aber aus wissenschaftlicher Sicht vernachlässigt (Pracheil et al., 2016). An den Kraftwerken im Einzugsgebiet des Columbia Rivers wurden Untersuchungen zur Mortalität und dem Verletzungsrisiko bei unterschiedlichen Betriebsweisen, unterschiedlichen Passagewegen durch die Turbinen und nach Modifikationen an den Turbinenschaukeln (Reduktion von Spaltöffnungen – Minimum Gap Runner) angestellt (zusammengefasst in Cada, 2001 und Hogan et al., 2014). Die durchschnittliche Überlebensrate der Lachssmolts an den konventionellen Kaplan-turbinen des Columbia Rivers und des Snake Rivers wurde mit 88 % ermittelt (siehe auch Bickford & Skalski, 2000). Arbeiten Turbinen außerhalb des optimalen Arbeitsbereiches treten zunehmend Scherspannungen, Turbulenzen und Kavitation auf, wodurch mit einem gesteigerten Risiko für Fische zu rechnen ist. Als Folge geänderter Betriebsweisen im Rahmen des optimalen Arbeitsbereiches konnten keine eindeutigen Unterschiede bei den Überlebensraten festgestellt werden. Cada (2001) führt dies auf die Vielfalt der möglichen Schädigungen von Fischen bei der Turbinenpassage zurück und auf die Tatsache, dass die Konfiguration der Faktoren, die eine Reduktion der Schädigung bewirkt, nicht mit der höchsten Effizienz der Betriebsweise korreliert und somit verschiedene Schädigungen bei unterschiedlichen Effizienzbereichen auftreten. Eine ähnliche Problematik sehen Ploskey & Carlson (2004) bei der Variabilität der Schädigung von Fischen durch Kollision mit den Laufradflügeln bei unterschiedlichen Abflusssituationen. Auch wenn die Modellprognosen den Abfluss als hoch signifikanten Einflussfaktor für die Schädigung von Fischen ausgeben, so konnten bei empirischen Erhebungen keine signifikanten Korrelationen festgestellt werden. Die Annahme ist, dass mit steigendem Durchfluss andere Schädigungsfaktoren an Bedeutung gewinnen und die Folgen der Kollision maskieren.

Betreffend der Routen, die Fische durch den Turbinenraum nehmen, konnten keine Verbesserungsmöglichkeiten erarbeitet werden. Ein großes Defizit in diesem Bereich ist die Unberechenbarkeit und mangelhafte Möglichkeit der Steuerung von Fischen auf ihrem Weg durch den Turbinenraum (siehe auch Ploskey & Carlson, 2004). Überlebensraten bei Fischen, die MGR-Turbinen passierten, waren meist gleich und teilweise etwas besser als bei konventionellen Kaplan-turbinen. Die größten Unterschiede konnten erzielt werden, wenn Fische in Richtung der äußeren Bereiche der Rotorblätter entlassen wurden. Fische nahe der Turbinenachse überlebten bei beiden Typen in gleichem Maße. MGR-Turbinen wurden in den letzten Jahren insbesondere aufgrund ihrer höheren Effizienz bei der Stromproduktion eingesetzt. Zukünftige Studien sollen weitere Aufschlüsse über die Überlebensraten bei der Turbinenpassage liefern (vgl. Hogan et al., 2014).

4.1.2.2 Alden Turbine

Die Alden Turbine ist eine im Vergleich zu herkömmlichen Turbinen langsam drehende Turbine mit zwei bis drei Helix-artig angeordneten Rotorblättern (Abbildung 5). Durch diese Form der Rotorblätternanordnung konnte eine Reduktion der Scherspannungen und Druckschwankungen erzielt werden. Die Kollisionswahrscheinlichkeit mit Fischen soll ebenfalls herabgesetzt sein. Der Wirkungsgrad wird mit rund 90 % angegeben (Hecker & Cook, 2005; Alden, 2016). Unter Berücksichtigung der jüngsten Weiterentwicklungen werden für Fische < 20 cm Überlebensraten von rund 98 % prognostiziert (Hogan et al., 2014; siehe auch Hecker & Cook, 2005). Umfangreiche Feldversuche sind derzeit noch ausstehend.

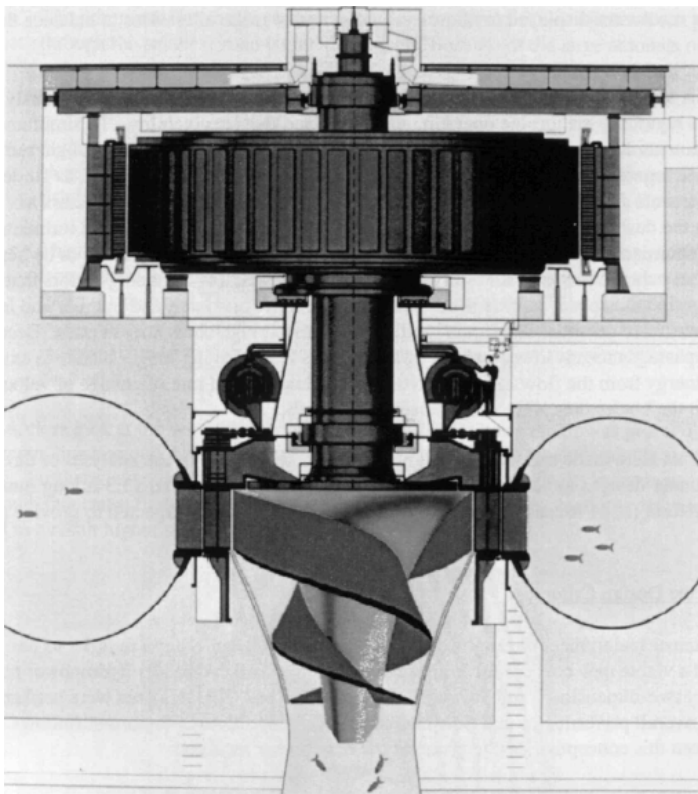


Abbildung 5: Alden Turbine (aus Cada, 2001).

4.1.2.3 Very Low Head (VLH) Turbine

Die mit 8 Rotorblättern und einer integrierten Generatoreinheit ausgestatteten VLH Turbinen wurden entwickelt, um an Standorten mit sehr geringen Fallhöhen von 1,4 bis 4,5 m und Durchflüssen von 10 bis 30 m³/s zu arbeiten (Hogan et al., 2014). Folgende Spezifikationen werden vom Hersteller als „Fisch schonend“ angegeben: Turbinendurchmesser 4,5 m; große Rotorblätterabstände; niedrige Drehgeschwindigkeit (rund 40 UpM), niedrige Fließgeschwindigkeiten im Turbinenraum (<2 m/s), geringe Druckunterschiede, Minimierung von Spalten (Hogan et al., 2014). Erste Erkenntnisse zu den Überlebensraten werden in Ebel

(2013) und Hogan et al. (2014) zusammengefasst: Versuche mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*) zwischen 15 und 24 cm Länge ergaben eine gemittelte Überlebensrate von 98,6 % (72 bis 96h nach der Passage). Je näher der Achse die Fische die Turbinen passierten, desto höher waren die Überlebensraten (94,5 % bis 99 %). Versuche mit Aalen (*Anguilla anguilla*) zwischen 0,7 und 1,2 m ergaben eine gemittelte Überlebensrate von 95 %. Je nachdem wo die Aale die Turbinen passierten, variierte die Mortalität zwischen 16 % (Außenbereich) und keiner Mortalität (Achse). Eine Modifikation des Laufradmantels ergab bei späteren Versuchen mit Aalen (0,6 bis 1 m Länge) eine Schädigungsrate von 2 %; letale Folgen konnten nicht festgestellt werden. Ebel (2013) verweist darauf, dass die besagten Versuche bei einem vergleichsweise begünstigenden Betriebszustand durchgeführt wurden und die Ergebnisse nicht für alle Betriebszustände repräsentativ sind. Versuche mit Zuchtforellen (*Oncorhynchus mykiss*), Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Schleien (*Tinca tinca*) ergaben Überlebensraten zwischen 95,6 % und 100 % für alle getesteten Größenklassen (Hogan et al., 2014).



Abbildung 6: Very Low Head (VLH) Turbine (aus Ebel, 2013).

4.1.2.4 Wasserkraftschnecken

Wasserkraftschnecken zeichnen sich durch den Einsatz bei geringen Fallhöhen bis zu 10 m, geringe Drehzahlen < 31 UpM und das Fehlen bedeutender Druckunterschiede oder Scherspannungen aus; die Durchmesser bereits untersuchter Turbinen messen zwischen ca. 1,4 und 3,5 m; die Anzahl der Rotorblätter ist drei oder weniger (vgl. Ebel, 2013; Hogan et al., 2014; Abbildung 6). Eine Sonderform der Wasserkraftschnecke stellt die Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke der Firma Hydroconnect dar, die spaltfrei konstruiert ist und aufgrund ihres Innenrohrs Fischwanderungen flussab und flussauf ermöglicht (Abbildung 7). Die maximale Wasserdotation wird vom Hersteller mit 6.500 l/s angegeben (Hydroconnect, 2016).

Eine umfangreiche Zusammenstellung von Studien zur Schädigungsrate von Fischen in Wasserkraftschnecken ist in Ebel (2013) enthalten. Die mittlere Schädigungsrate der von Ebel (2013) zusammengestellten Arbeiten wird mit 5,9 % berechnet; die Bandbreite der festgestellten Schädigungsraten reicht von 0,0 bis 32,7 % (Tabelle 6). Die Arbeit von Schnell & Ache (s.a.) hebt sich mit einer Schädigungsrate von 68 % deutlich ab. Die überwiegende Mehrheit der festgestellten Schädigungen waren bei dieser Studie Schuppenverluste bzw.

leichte Schürfwunden (53 %). Sehr vereinzelt wurden aber auch Verletzungen mit vermeintlich letalen Folgen festgestellt. Die Ergebnisse der Studien in Österreich sind vielversprechender, da keine Schädigung von Fischen dokumentiert werden konnte. Drei der vier vorhandenen Arbeiten wurden an der Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke durchgeführt, bei der keine Spalten vorhanden sind. Bei den oben genannten Studien wurden, im Gegensatz dazu, durchwegs Trogschnecken untersucht, die entsprechend gefährliche Spalten aufweisen.

Tabelle 6: Ergebnisse von Freilandstudien zu Fischschäden in Wasserkraftschnecken (verändert und ergänzt nach Ebel, 2013). Farblich hinterlegte Daten stammen aus Ebel (2013). In der Originaltabelle sind zusätzliche Informationen zu technischen Details der untersuchten Anlagen und zur Untersuchungsmethodik angegeben. N = auf Schädigung untersuchte Individuenzahl; TL = Totallänge [cm]; S = Schädigungsrate [%]. Die Untersuchungen am Standort Hydroconnect wurden an der Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke durchgeführt und fassen die Ergebnisse auf- und abgewanderter Individuen zusammen.

Staat	Gewässer	Standort	Art/Artengruppe	N	TL	S	Autor
DEU	Nethe	Höxter	vorw. Cyprinid. u. Salmonid.	158	8 - 58	4,4	Späh, 2001
NLD	Dommel	Hooiconkse	vorw. Cypriniden	289	1 - 39	0,0	Merkx & Vriese, 2007
GBR	Dart	Ashburton	Bachforelle	377	15 - 63	0,0	Kibel, 2007
GBR	Dart	Ashburton	Juv. Salmoniden	249	8 - 19	1,6	Kibel, 2007
GBR	Dart	Ashburton	Juv. Salmoniden	12	-	8,3	Kibel, 2007
GBR	Dart	Ashburton	Aal	12	43 - 73	8,3	Kibel, 2008
GBR	Dart	Ashburton	Aal	160	33 - 79	0,6	Kibel, 2008
GBR	Dart	Ashburton	adult. Salmoniden	11	47 - 98	0,0	Kibel, 2008
DEU	Wörnitz	Gugelmühle	vorw. Perciden u. Cyprinid.	1.516	-	32,7	Tombek & Holzner, 2009
DEU	Fr. Saale	Rödermühle	vorw. Cypriniden	129	-	6,2	Tombek & Holzner, 2009
DEU	Mulde	Colditz	vorw. Cypriniden	75	10 - 61	1,3	Fredrich, 2010
DEU	Werra	Meiningen	verschiedene	47	-	12,8	Schmalz, 2010a
DEU	Werra	Meiningen	verschiedene	341	<5 - 50	1,5	Schmalz, 2010a
DEU	Bocholter Aa	Rhede-Kr.	vorw. Cypriniden	3.797	3 - 79	5,0	Edler et al., 2011
DEU	Vils	Vilshofen	verschiedene	856	3 - 80	68	Schnell & Ache, s.a.
AUT	Ybbs	Schwaighofer	Salmoniden	47	17 - 45	0,0	Pinter & Unfer, 2009
AUT	Jeßnitz	Neubruck	vorw. Salmonid.	168	7 - 48	0,0	Zeiringer & Jungwirth, 2012
AUT	Jeßnitz	Neubruck	vorw. Salmonid. u. Cyprinid.	113	10 - 40	0,0	Grigull, 2015
AUT	Jeßnitz	Neubruck	vorw. Salmoniden	184	5 - 45	0,0	Zeiringer & Führer, 2016
AUT	Url	Pilsing	Salmoniden	36	28-36	0,0	Mitterlehner & Pfigl, 2016

Die derzeit in der Literatur diskutierten Formen der Schädigung von Fischen an Wasserkraftschnecken umfassen Verletzungen durch scharfkantige Strukturen oder Spalten zwischen dem Schneckengehäuse und dem Gewinde, Verletzungen, die bei der Kollision der Tiere mit der Eintrittskante des Schneckengewindes oder anderen Bauteilen entstehen oder auch Schäden durch hydraulische Impulskräfte, Kompressions- und Dekompressionseffekte im Bereich der Unterwasseranbindung (siehe Ebel, 2013). Die große Bandbreite der Schädigungsraten legt nahe, dass die Bauweise der Wasserkraftschnecke sehr entscheidend über die Schädigung von Fischen ist. Mit der spaltfreien Lösung der Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke etwa dürfte das Risiko der Schädigung deutlich reduziert werden. Weitere Aspekte, die im Rahmen der Überprüfungen diskutiert werden, sind einzelne Verbesserungen, etwa durch Kunststoffabdeckungen an der Eintrittskante des Gewindes, aber auch Vermeidungsreaktionen, die möglicherweise aufgrund der akustischen Eigenschaften von Wasserkraftschnecken auftreten (Ebel 2013).



Abbildung 7: Links: Wasserkraftschnecke; Rechts: Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke.

4.2 Abschirmung und Umleitung

Um Fische von gefährlichen Anlagenteilen (wie z. B. Turbinen) fernzuhalten, werden zwei unterschiedliche Verfahren angewandt. Zum einen werden Fische durch mechanische Barrieren physisch abgeschirmt (siehe Kapitel 4.2.1). Zum anderen besteht auch die Möglichkeit, Fische durch mechanische oder sensorische Verhaltensbarrieren (siehe Kapitel 4.2.2) von den Turbinen wegzuscheuchen oder zu einem Bypass hinzulocken.

Grundsätzlich hängt es von der Größe und Art des Fisches ab, ob eine Barriere physisch passierbar und somit als mechanische oder sensorische Abschirmung einzustufen ist. Die Passierbarkeit (P) stellt das Verhältnis zwischen lichter Weite und Fischgröße (Breite oder Höhe) dar und gibt damit an, ob ein bestimmter Fisch fähig ist, den Rechen zu passieren ($P > 1$) oder nicht ($P < 1$). Bei vertikal ausgerichteten Rechen (was meist der Fall ist) muss die lichte Weite (LW) für eine erfolgreiche Abschirmung also kleiner als die Breite (B_{Fisch}) des zu schützenden Fisches sein ($LW < B_{\text{Fisch}}$). Bei Verhaltensbarrieren ist P zwar größer 1, dafür kommen neben der mechanischen Abschirmung aber noch sensorische Reize zum Einsatz (siehe Kapitel 4.2.1.11).

Das Verhältnis von Fischlänge und -breite ist alters- und artabhängig und liegt bei den meisten potamodromen Arten zwischen 9 und 13 % (Schwevers, 2004; Ebel, 2013; Cuchet, 2014). Eine Ausnahme bildet der in Österreich nicht beheimatete Aal, bei dem die Breite nur ~3 % der Körperlänge beträgt (Schwevers, 2004; Dumont et al., 2005). Als Faustregel wird oft ein Grenzwert von 10 % der Körperlänge angenommen (Höfer & Riedmüller, 1996; Larinier et al., 2002; Adam et al., 2005; Dumont, 2011; Cuchet, 2014). Zum Schutz gelten je nach Region und Fischart unterschiedliche Grenzwerte. Höfer & Riedmüller (1996) empfehlen zum Beispiel eine lichte Weite < 10 mm zum effektiven Schutz von 10 cm langen Salmoniden. Zum Schutz von Fischbrut und Jungfischen wären jedoch noch geringere Stababstände notwendig (vgl. ATV-DVWK, 2002).

4.2.1 Mechanische/ Physische Barrieren

Mechanische Barrieren zielen darauf ab, die Passage von Fischen physisch zu verhindern (d.h. $P < 1$). Aufgrund ihres Einflusses auf die lokalen hydraulischen Verhältnisse können sie jedoch bis zu einem gewissen Grad auch als Verhaltensbarrieren agieren (z. B. durch optische und strömungsbedingte Reaktionen) bzw. mittels Leitwirkung die Auffindbarkeit eines alternativen Wanderkorridors (z. B. eines Bypasses) verbessern (Dumont et al., 2005).

Mechanische Barrieren existieren in vielen verschiedenen Ausführungen und unterscheiden sich grundsätzlich aufgrund der folgenden Parameter (Blasel, 2011; Bös et al., 2012; Hefti, 2012):

- Rechentyp (z. B. Lochblech, Stabrechen)
- Rechenausrichtung (vertikale oder horizontale Neigung)
- Stabausrichtung (vertikal/ horizontal)
- Stabform (rechteckig, rund bzw. Sonderformen wie Opperman oder Flügelprofil)
- Art und Dimension der Rechendurchlässe (Lochdurchmesser, lichte Weite)
- Fließgeschwindigkeiten (Anström-, Normal- und Tangentialgeschwindigkeit)
- Hydraulische Verluste
- Risiko der Verlegung bei Geschwemmselanfall
- Reinigungs- und Wartungsaufwand bzw. Verschleiß
- Funktionalität hinsichtlich verschiedener Fischarten (z. B. Sonderformen für Aal)
- Kosten

Aus ökologischer Sicht sind v.a. die Parameter lichte Stabweite, Anströmgeschwindigkeit und –winkel entscheidend.

Die **lichte Weite** von Feinrechen orientierte sich ursprünglich an der Art und Dimension der zu schützenden Turbinen. Soll der Rechen jedoch auch zur Abschirmung abwandernder Fische dienen, muss die lichte Weite entsprechend abzuschirmender Arten und Größenklassen gewählt werden. In der Praxis werden meist lichte Stabweiten zwischen 15 und 20 mm realisiert. Zum effektiven Schutz von Salmoniden werden jedoch lichte Weiten von ≤ 10 mm empfohlen (Höfer & Riedmüller, 1996). Grundsätzlich sollten für jene Fische, deren Körperdimension eine Passage zulässt, zumindest eine partielle Schutzwirkung basierend auf verhaltensbiologischen Mechanismen angestrebt werden (Ebel et al., 2015a)

In Österreich ist der Stand der Technik zur sicheren Ableitung von Fischen noch nicht klar definiert. Lediglich im Leitfaden für Fischaufstiegshilfen werden bei Niederdruckanlagen < 50 mm und bei Hochdruckanlagen < 20 mm empfohlen (AG-FAH, 2011). Die Qualitätszielverordnung Ökologie (BMLFUW, 2010) verweist zwar darauf, dass anthropogene Wanderhindernisse im Fischlebensraum für einen guten hydromorphologischen Zustand ganzjährig fischpassierbar sein müssen und die Habitatvernetzung nur geringfügig anthropogen beeinträchtigt sein darf. Hinsichtlich der lichten Weite findet in Österreich jedoch eine Einzelfallentscheidung statt. Die folgende Tabelle enthält Grenzwerte und Empfehlungen für lichte Weiten von Rechananlagen.

Tabelle 7: Lichte Weiten bei Rechenanlagen (blau: rechtlich festgelegt; weiß: Literaturempfehlung).

Lichte Weite	Region/ Bedingung	Quelle
Optional	Bayern	Anderer et al., 2012
	Hamburg	Anderer et al., 2012
Einzelfall- entscheidung	Österreich	
Geeignete Maßnahmen	Thüringen	Thüringer Fischereigesetz, 2008
	Saarland	Saarländisches Fischereigesetz, 2010
	Bremen	Bremisches Fischereigesetz, 2010
	Rheinland-Pfalz	Landesfischereigesetz, 2009
	Baden-Württemberg	Fischereigesetz für Baden-Württemberg, 2009
	Niedersachsen	Niedersächsisches Fischereigesetz, 2010
	Sachsen-Anhalt	Fischereigesetz Sachsen-Anhalt, 2011
Stand d. Technik	Schweiz	Bundesgesetz über die Fischerei, 2017
	Schleswig-Holstein	Fischereigesetz für das Land Schleswig-Holstein, 2010
	Mecklenburg-Vorpommern	Fischereigesetz, 2006
≤25 mm	Frankreich (Lachs und Meerforelle)	Sagnes et al., 2016
	Berlin	Berliner Landesfischereiverordnung, 2006
	Sachsen	Sächsisches Fischereiverordnung, 2008
	Nordrhein-Westfalen (sonstige Gewässer)	Durchgängigkeits- bzw. Wasserkrafterlass NRW 2009 mit Verweis auf Dumont et al., 2005
≤20 mm	Baden-Württemberg (Praxis bei kleinen Anlagen)	Anderer et al., 2012
	Rheinland-Pfalz (Potamodrome Arten)	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz (2008)
	Potamodrome Arten	Dumont et al., 2005
	Hochdruckanlagen	AG-FAH, 2011
≤15 mm	Brandenburg	Fischereiordnung Brandenburg, 2010
	Hessen	Fischereigesetz für das Land Hessischen 2010
	Nordrhein-Westfalen (Aal-Vorranggewässer)	Durchgängigkeits- bzw. Wasserkrafterlass NRW 2009 mit Verweis auf Dumont et al., 2005
	Rheinland-Pfalz (Aalentwicklungsgewässer)	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz (2008)
	Katadrome Zielarten	Dumont et al., 2005
	Baden-Württemberg (in besonderen Fällen)	Anderer et al., 2012
≤12,5 mm	Frankreich (Silberaal: 15-20)	Sagnes et al., 2016
	Wandernde Salmoniden und sonstige Arten (UK: Midlands, Anglia, South East, South West (Wessex))	Environmental Agency, 2016
	für effektiven Schutz	Hassinger & Hübner, 2013
≤12 mm	Nordrhein-Westfalen (Lachs-Vorranggewässer)	Durchgängigkeits- bzw. Wasserkrafterlass NRW 2009 mit Verweis auf Dumont et al., 2005
	Rheinland-Pfalz bei Lachsentswicklungsgewässern	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz (2008)
	Baden-Württemberg (in besonderen Fällen)	Anderer et al., 2012
≤10 mm	10 cm lange Salmoniden	Höfer & Riedmüller, 1996

Lichte Weite	Region/ Bedingung	Quelle
≤6 mm	für Salmonidensmolts und Junglachse	Adam et al., 2005; Dumont et al., 2005; Blasel, 2010; Dumont & Hermens, 2012; Ebel, 2013
	für optimalen Schutz	Hassinger & Hübner, 2013
	für anadrome Zielarten	Dumont et al., 2005
	Wandernde Salmoniden (UK: Yorkshire, North East, North West, South West (Devon and Cornwall), Wales)	Environmental Agency, 2016
	Laichgebiete von Salmoniden, 0+ Salmoniden (UK)	Environmental Agency, 2016

Berücksichtigt man lediglich die gesetzlich vorgeschriebenen lichten Weiten in Deutschland, Österreich und der Schweiz, so ist ersichtlich, dass lediglich in Brandenburg, Hessen und Nordrhein-Westfalen (bei Aal-Vorranggewässern) lichten Weiten ≤ 15 mm gefordert werden. In Nordrhein-Westfalen gelten bei Lachs-Vorranggewässern sogar ≤ 10 mm. In Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz werden zwar gesetzlich keine Grenzwerte vorgegeben, es werden aber Maßnahmen entsprechend Anderer et al. (2012) und dem Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz (2008) gesetzt. In Österreich schreibt die Qualitätszielverordnung Ökologie (2010), dass anthropogene Wanderhindernisse im Fischlebensraum ganzjährig passierbar sein müssen. Konkrete Maßnahmen werden jedoch nicht gefordert.

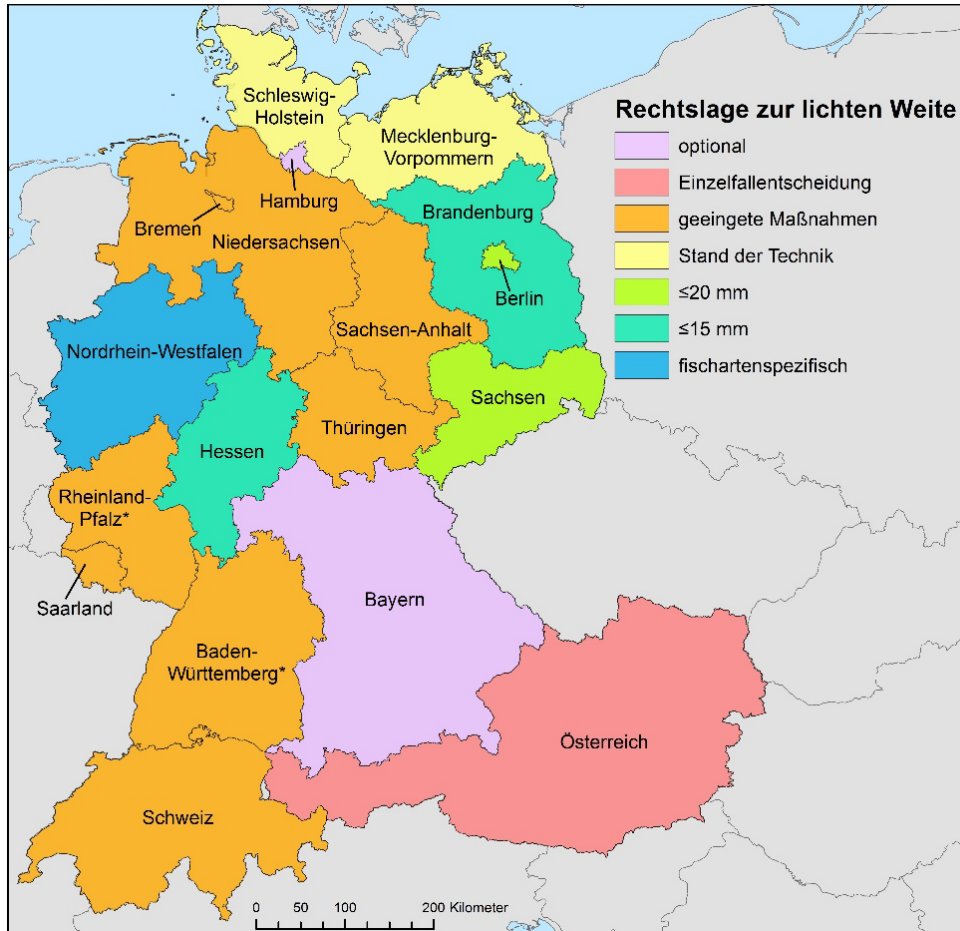


Abbildung 8: Rechtslage zur lichten Weite bei Fischabstiegsanlagen (*obwohl rechtlich nicht vorgeschrieben orientiert sich Nordrhein-Westfalen an den artspezifischen Empfehlungen nach Dumont et al., 2005 und Baden-Württemberg wendet in der Praxis bei kleinen Anlagen <20 mm und in besonderen Fällen sogar weniger an).

Vor allem für hochrückige Fische ($H_{\text{Fisch}} > B_{\text{Fisch}}$) bieten horizontale Rechenstäbe bei gleichem Stababstand einen besseren Schutz als Rechen mit vertikaler Stabausrichtung. Deren Eignung muss jedoch wieder im Einzelfall geprüft werden. Horizontale Rechenstäbe sind tendenziell eher bei Buchtenerkraftwerke bzw. Kanalrechen mit vorgeschaltetem Grobrechen oder Ausleitungskraftwerken (z.B. Fischach, Enns) vorzufinden. Laut Bös et al. (2012) sind sie jedoch für große Blockkraftwerke nicht unbedingt geeignet.

Bei der **Fließgeschwindigkeit** muss grundsätzlich zwischen Anström- Normal- und Tangentialgeschwindigkeit unterschieden werden (Abbildung 9). Während die Normalgeschwindigkeit (V_N , senkrecht zum Rechen) grundsätzlich die Schwimmleistung des Fisches nicht übersteigen sollte, wirkt die Tangentialgeschwindigkeit (V_T , parallel zum Rechen) als **Leitströmung zum Bypass**. Die Tangentialgeschwindigkeit sollte daher größer sein als die Normalgeschwindigkeit ($\sim 2:1$; Courret & Larinier, 2008), was durch Schrägstellen des Rechens erreicht werden kann. Die beiden Geschwindigkeiten (V_N und V_T) errechnen sich

aus der Rechenneigung (α , β) und der Anströmgeschwindigkeit. Bei vertikal geneigten Rechen wird $\alpha < 45^\circ$, bei horizontaler Ausrichtung $\beta < 25^\circ$ empfohlen (Larinier, 2002; Ebel, 2013; Raynal et al., 2013; Cuchet & Rutschmann, 2014).

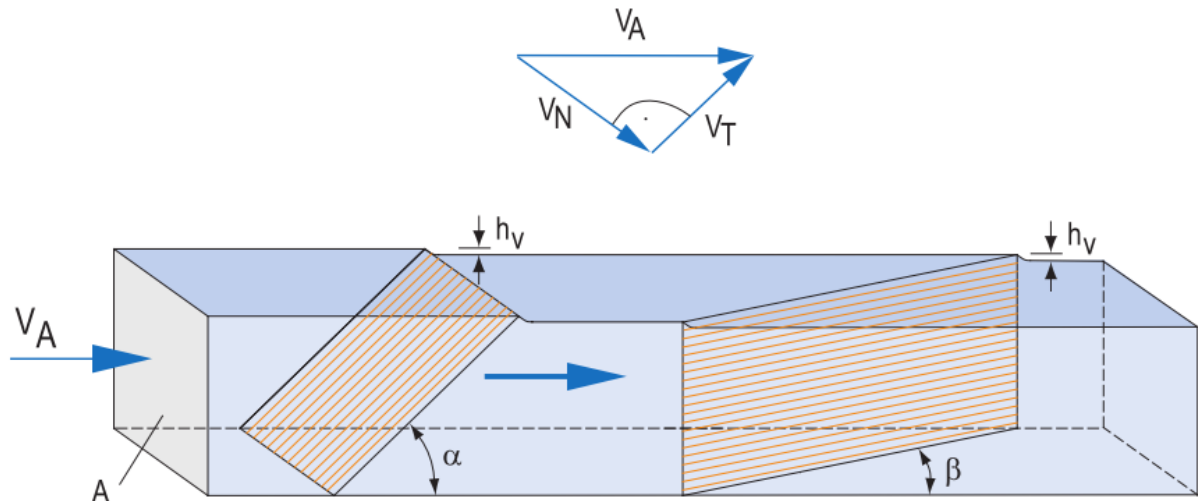


Abbildung 9: Graphische Darstellung der Anström- (V_A), Normal- (V_N) und Tangentialgeschwindigkeit (V_T) (aus Dumont et al., 2005)

Die Anströmgeschwindigkeit (V_A) kann zwar näherungsweise über den Durchfluss (Q) und den senkrecht durchströmten Querschnitt (A) ermittelt werden ($V_A = Q/A$), Turnpenny et al. (1998) verweisen jedoch darauf, dass die fischrelevante Maximalgeschwindigkeit bis zu 30 % über dem so ermittelten Wert liegen kann (Adam & Lehmann, 2011). Grundsätzlich sollte die Anströmgeschwindigkeit $< 0,5$ m/s sein (Adam et al., 2005; Dumont, 2013), wobei ein exakter Wert (je Art/Größenklasse) basierend auf empirischen Studien näher zu bestimmen wäre. Mit zunehmender Schrägstellung des Rechens erhöht sich jedoch die zulässige Anströmgeschwindigkeit, unter der die oben genannten Bedingungen noch erfüllt werden (Ebel et al., 2015a). Des Weiteren ist das Schwimmvermögen der zu schützenden Fischarten zu beachten. Als Faustregel gilt hier, dass die Fließgeschwindigkeit $2 \times L_{\text{Fisch}}/s$ (Dauergeschwindigkeit laut Pavlov, 1989 und Turnpenny et al., 1998) unterschreiten soll. In manchen Fällen kann jedoch auch eine Anströmgeschwindigkeit über der gesteigerten Schwimmgeschwindigkeit erforderlich sein, um eine Kehrtwendung der Fische (insbesondere des Aals) zu verhindern. Dann muss durch Schrägstellen des Rechens jedoch eine Tangentialgeschwindigkeit erzeugt werden, die die Fische sicher in den Bypass verdriftet (Adam et al., 1999; Adam & Schwevers, 2003). In jedem Fall sollte die Tangentialgeschwindigkeit die Auffindbarkeit eines Bypasses unterschützen. In der Literatur werden folgende Werte für die Anströmgeschwindigkeit empfohlen (siehe Tabelle 8). Wie bereits oben beschrieben, hängt die maximal zulässige Anströmgeschwindigkeit jedoch nicht nur von der Schwimmleistung des schwächsten zu schützenden Fisches (je Art und Größe)

sondern auch von dem Anströmwinkel ab. Hinsichtlich der österreichischen Fischfauna bedarf es hierzu noch detaillierter Untersuchungen.

Tabelle 8: Empfehlungen zur maximalen Fließgeschwindigkeit am Rechen.

Bedingung/ Fischart	VA in m/s	Quelle
wenn $V_T > V_N$ und $V_N < 0,5$	<1,00	Courret & Larinier, 2008; Raynal et al., 2013
Bei gut auffindbarem Bypass	<0,5-0,6	Adam et al., 2005; Dumont et al., 2005; Travade & Larinier, 2006; Courret & Larinier, 2008; Cuchet et al., 2011; Dumont, 2013; Raynal et al., 2013
1+ Rotaugen	<0,5	Hübner et al., 2011
Aale	<0,50	Adam & Lehmann, 2011a; Dumont & Hermens, 2012
Aale	<0,40	mündl. Mitteilung von Travade et al. 2010 in Adam & Lehmann, 2011
Lachssmolts $\geq 15\text{cm}$	<0,30	Adam et al., 2005
Jungfische $> 6\text{cm}$	<0,25	ASCE, 1995; Clay, 1995
Jungfische $< 6\text{cm}$	<0,15	ASCE, 1995; Clay, 1995

Obwohl nur mechanische Barrieren in der Lage sind, eine Passage von Fischen zu verhindern, ist ihre Anwendung, vor allem bei größeren Flüssen, oft eingeschränkt bzw. noch nicht erprobt. Laut Dumont (2013) sind physische Barrieren bei Laufwasserkraftanlagen mit hohen Ausbaudurchflüssen ($>100 \text{ m}^3/\text{s}$) derzeit technisch und ökonomisch nicht umsetzbar.

4.2.1.1 Konventionelle Feinrechen

Während sich die lichte Weite von Feinrechen früher nur an der Turbine (Art und Dimension) orientierte, muss zum Fischschutz die Art und Größe der abzuschirmenden Fische berücksichtigt werden. In einigen Ländern wird eine lichte Weite von $<20 \text{ mm}$ vorgeschrieben, um eine Turbinenpassage von Fischen zu verhindern, was für manche rückwandernde (adulte) Laichfische auch gut funktioniert. Tabelle 9 zeigt jedoch anhand von Literatur auf, dass Fische, die bei lichten Weiten von 20 mm erfolgreich abgehalten werden, meist größer als 160 mm sind.

Tabelle 9: Zurückgehaltene Fische (nach Art und Länge) bei einem Rechen mit 20 mm Stababstand.

Art	Länge (mm)	Quelle
Barbe	>185	Holzner, 2000
	>181	Cuchet, 2014b
Brachse	>205	Holzner, 2000
Aitel	>170	Holzner, 2000
	>166	Cuchet, 2014b
Hecht	>280	Holzner, 2000
	>300	Adam et al., 2005
Rotauge	>175	Holzner, 2000
Schied	>210	Holzner, 2000
Schleie	>160	Holzner, 2000, Adam et al., 2005
Aalrutte	>160	Holzner, 2000
Wels	>160	Holzner, 2000
Zander	>200	Holzner, 2000
Nase	>170	Holzner, 2000
	>200	Cuchet, 2014b

Auch Adam & Lehmann (2011a) verweisen darauf, dass Lachssmolts und potamodrome Fische (mit Längen <20 cm) sowie Aale (mit Längen <70 cm) solche Rechen passieren können. Dies geschieht zwar unabhängig von der Neigung und Anströmung des Rechens, aber insbesondere, wenn alternative Wanderkorridore fehlen oder schlecht gestaltet sind (Adam et al., 1999; Schmalz et al., 2002; Adam & Lehmann, 2011; Schwevers et al., 2011). Zudem ist ein 20 mm Rechen nicht in der Lage flussab wandernde Jungfische vom Triebwasserweg fernzuhalten. Laut aktuellem Wissensstand wären hierfür lichte Weiten von <10 mm erforderlich (LUWG (Landesamt für Umwelt, 2008). Laut Naumann et al. (2016) sind die vorhandenen und erprobten Methoden zumindest zur Ableitung von Fischen bis zu 10 cm Körperlänge geeignet.

4.2.1.2 Vertikal- und Horizontalrechen (Leitrechen/ Schrägrechen)

Um die Leitwirkung zu verbessern, können Rechen vertikal (Winkel α , zur Gewässersohle) oder horizontal (Winkel β , zur Fließrichtung) geneigt werden (siehe Abbildung 9 und Abbildung 10). Bei vertikal geneigten Rechen soll $\alpha < 45^\circ$ sein (Ebel, 1999, 2000, 2001, 2013; Kehl & Kehl, 2001; Amaral, 2003; Raynal et al., 2013; Cuchet & Rutschmann, 2014). Außerdem sollte hierbei die Rechenoberkante permanent überströmt werden (Blasel, 2010). Bei horizontaler Ausrichtung wird ein $\beta < 25^\circ$ empfohlen (Courret & Larinier, 2008; Raynal et al., 2013). Grundsätzlich ist die horizontale Neigung der vertikalen Neigung vorzuziehen, da sonst bodenorientierte Arten benachteiligt sein könnten (Hefti, 2012).

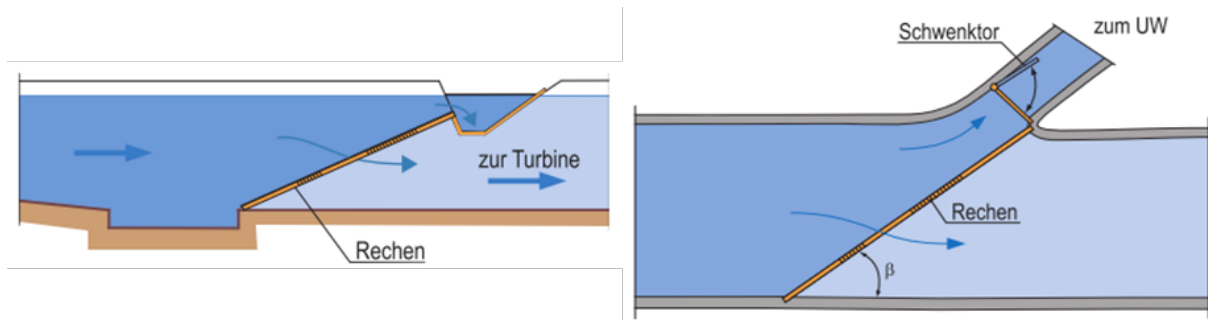


Abbildung 10: Vertikal- und Horizontalrechen (links: Vertikalrechen im Längsschnitt mit oberflächennaher Abstiegsrinne; rechts: Horizontalrechen in Draufsicht mit seitlich angeordnetem Bypass) (aus Dumont et al., 2005).

Laut Keuneke (2016) können Horizontalrechen mit 10-15 mm lichter Weite Durchflüsse bis zu 50 m³/s je Rechenfeld verarbeiten. Laut Dumon (2012) und Anderer & Hermens (s.a.) können sogar Anlagen mit bis zu 70 m³/s pro Einheit realisiert werden. Bei Vertikalrechen mit gleichem Stababstand ist der Durchfluss mit ca. 30 m³/s je Rechenfeld etwas niedriger. Für höhere Durchflüsse existieren derzeit keine geeigneten Standards (Naumann et al., 2016).

Für Vertikal- und Horizontalrechen existieren bereits einige Best-Practice Beispiele, von denen einige exemplarisch in der folgenden Tabelle aufgelistet sind. Auch an der Großen Mühl wurde 2014 an der Schönbergmühle ein Horizontalrechen mit zusätzlicher vertikaler Neigung und einer lichten Weite von 20 mm gebaut und an einen bestehenden Fischaufstieg in Form eines Vertical-Slot angebunden. Die Anlage wurde zudem mit einer horizontalen Schwelle (ebenfalls 30° horizontal geneigt) mit 40 cm Höhe ausgestattet (Ratschan et al., 2014). Obwohl eine lichte Weite von 20 mm, die derzeit dem Stand der Technik entspricht, vor allem bei kleineren Individuen keinen ausreichenden Schutz bietet, erhofft man sich durch die günstigen hydraulischen Leiteigenschaften eine hohe Effizienz der Anlage. Der Beweis der Funktionalität muss erst noch durch ein biologisches Monitoring erbracht werden.

Tabelle 10: Beispiele für Vertikal- und Horizontalrechen.

Name, Gewässer	Typ	LW	Literatur
Roermond, Eifelrur (NL)	Vertikalrechen (40°)	10 mm	Guebbels, 2010; Anderer et al., 2012; Dumont & Hermens, 2012
Schlossmühle, Schiltach (DE)	Vertikalrechen (40°)	10 mm	Basel, 2010; Anderer et al., 2012; Hefti, 2012
Herting, Ätran (SE)	Horizontalrechen (30°)	15 mm	Calles et al., 2011; Heiß, 2015; Calles, 2016
Schönbergmühle, Große Mühl (AT)	Horizontalrechen (30°) mit zusätzlicher vertikaler Neigung (20°)	20 mm	Ratschan et al., 2014

4.2.1.3 Fisch- und Treibgutableitung nach Gluch und Ebel

Beim Fisch- und Treibgutableiter nach Gluch und Ebel handelt es sich um einen horizontal geneigten Rechen ($20^\circ \leq \beta \leq 40^\circ$) mit zusätzlich horizontaler Stabausrichtung, der sich besonders für die Anwendung bei Buchtenkraftwerken (Abbildung 11) eignet. Die Anströmgeschwindigkeit beträgt meist zwischen 0,4-0,8 m/s (Ebel, 2014).

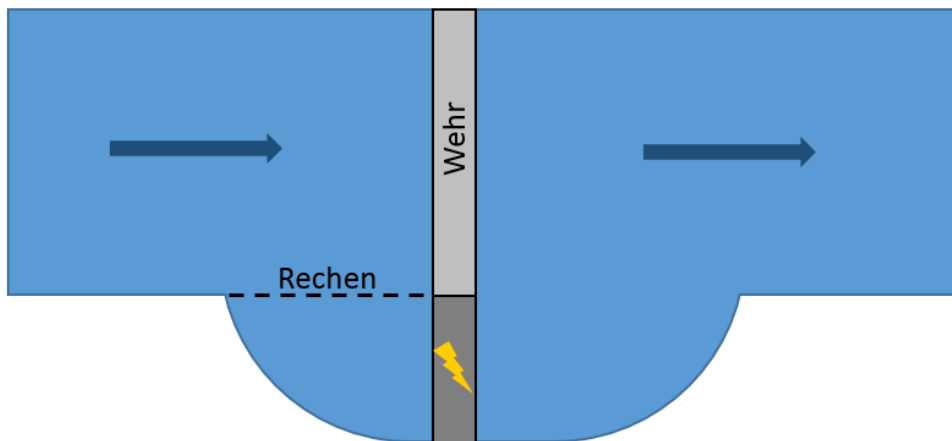


Abbildung 11: Schematische Skizze eines Buchtenkraftwerks

In Sachsen gilt dieser Typ bereits als Standard und etliche Wasserkraftwerke (mit Ausbauwassermengen zwischen 5-90 m³/s und einer Fallhöhe bis zu 4 m) sind mit solchen Rechen ausgestattet. Er wird jedoch trotzdem weiterentwickelt und an spezifische Standortbedingungen angepasst (Dönni & Boller, 2010).

Der Bypass ist am unterstromigen Ende des Rechenfeldes angeordnet und bei der Reinigung über die gesamte Oberwassersäule geöffnet. Dazwischen sorgen eine boden- und oberflächennahe Öffnung für permanente Passierbarkeit. Die bodennahe Öffnung sollte aus verhaltensbiologischen Gründen eine Fließgeschwindigkeit von 1-3 m/s (aber jedenfalls <4,5m/s) aufweisen (Ebel et al., 2015b). Der Schacht ist meist zwischen 0,8-2,0 m breit und weist Durchflüsse von 0,2-3,0 m³/s auf (Ebel, 2014). Bei lichten Weiten von 20 mm können Durchflüsse bis zu 90 m³/s pro Rechenfeld gewährleistet werden. Es wird jedoch aktuell an einem 10mm –Rechen mit einem Durchfluss von 50 m³/s geforscht (Ebel et al., 2015b).

Erfolgreich abgeleitete Fische wiesen Längen zwischen 5-130 cm auf. Außerdem wurden sowohl oberflächen- als auch bodenorientierte Fische dokumentiert. Somit scheint eine Funktionalität für diverse Arten (Nachweis von 23 Arten in Halle-Planena und 29 Arten in Rothenburg) und Altersklassen gegeben zu sein (Dönni & Boller, 2010). Bei einer lichten Weite von 10 oder 15 mm wird auch von einer hohen Effizienz für Lachse und Aale

ausgegangen (Dönni & Boller, 2010). In Zukunft bedarf es jedoch noch weiterer Forschungsprojekte zu art- und altersspezifischen Reaktionen (Dönni & Boller, 2010).

Dimensionen von bis zu 50 m Länge und 4 m Höhe wurden bereits erfolgreich implementiert. Eventuell muss bei hohem Geschiebetrieb die Sohlleitwand optimiert werden. Es besteht hier jedoch auch Potential für eine permanente Geschieberückgabe (Dönni & Boller, 2010). Die Rechen reinigen sich aufgrund der horizontalen Anordnung und dem tangentialen Strömungsvektor gut (auch bei Eis) und das Rechengut kann ins Unterwasser weitergeleitet werden, was wiederum mit geringen Entsorgungskosten einhergeht (Ebel, 2014).

Tabelle 11: Beispiele für den Fisch- und Treibgutableiter nach Gluch & Ebel

Name, Gewässer	Typ	LW	Literatur
Planena, Saale (DE)	Horizontalrechen (38°)	20 mm	Dönni & Boller, 2010; Anderer et al., 2012; Hefti, 2012; Ebel, 2014
Rothenburg, Saale (DE)	Horizontalrechen (~40°)	20 mm	Dönni & Boller, 2010; Gluch, 2011; Anderer et al., 2012; Ebel, 2014

4.2.1.4 Wedge wire screen

Der Wedge-Wire-Screens ist ein in den USA gebräuchlicher Spaltrechen, der sich hinsichtlich des Fischschutzes durch seine geringe lichte Weite (ca. 1-10 mm; Adam et al., 2005) auszeichnet und, je nach Stababstand, auch zur Ableitung von Fischlarven geeignet ist. Die Stäbe verjüngen sich in Fließrichtung (siehe Abbildung 12), was aufgrund der so gebildeten glatten Oberfläche zudem das Verletzungsrisiko reduziert. Nachteilig ist jedoch die geringe Eigenstabilität (Stäbe von 2-10 mm bedürfen einer Tragekonstruktion), potentielle Verlegung oder Vereisung sowie damit verbundenen hohen Reinigungskosten und hydraulischen Verlusten (Schmalz, 2010b).



Abbildung 12: Wedge-wire screen (links: Dumont et al., 2005; rechts: Adam & Lehmann, 2011).

Erfahrungsberichte stammen meist aus geschwemmselarmen kleineren Gewässern. In Europa wird dieser Rechentyp noch nicht im großen Maßstab eingesetzt (Adam et al., 2005). Es gibt jedoch auch in Deutschland Beispiele (siehe Tabelle 12; Ausbaudurchfluss ~ 1,7 m³/s), wo dieser Rechentyp seit mehreren Jahren erfolgreich Anwendung findet. Die Reinigungsfrequenz ist etwa doppelt bis dreifach so hoch wie bei einem konventionellen Feinrechen (mit 20 mm). Da es nach einem Betriebsjahr zu einer Verlegung von etwa 10 % kommt, sollte der Rechen so gestaltet werden, dass er zur Reinigung aus dem Wasser gehoben werden kann (Dumont, 2000; Adam & Lehmann, 2011). Die Verluste sind mit 8 cm (bei Fallhöhen von ~3 m) relativ groß.

Tabelle 12: Beispiele für Wedge-Wire Screens

Name, Gewässer	Typ	LW	Literatur
Ochtendung, Nette (DE)	Wedge-wire	5,3 mm	Dumont, 2000; Adam & Schwevers, 2003; Adam & Lehmann, 2011; Anderer et al., 2012; Hefti, 2012
Floecksmühle, Nette (DE)	Wedge-wire	5,3 mm	Floecksmühle, 2004; Dumont et al., 2005; Blasel, 2010; Adam & Lehmann, 2011; Anderer et al., 2012

4.2.1.5 Eicher Screen

Der Eicher Screen ist eine Sonderform des Wedge-Wire-Screen, wobei der Rechen in einem flachen Winkel von 15-30° vertikal in der Druckleitung zur Turbine installiert wird (Bös et al., 2012). Da der Rechen so einen vergleichsweise kleinen Querschnitt (nur ~1/10 im Vergleich zu konventionellen Rechen) abdecken muss, sind die Installationskosten geringer (OTA, 1995). Durch die flache Rechenneigung wird auch bei Fließgeschwindigkeiten von rund 1,5 m/s eine Normalgeschwindigkeit von 0,5 m/s und eine Tangentialgeschwindigkeit von 1,4 m/s erreicht, wodurch ein Anpressen der Fische verhindert und ein passives Abdriften in einen

angeschlossenen Bypass unterstützt wird (Taft, 1986; Clay, 1995; ATV-DVWK, 2004; Bös et al., 2012).

Um den Reinigungsaufwand zu reduzieren, sollte grundsätzlich ein Grobrechen vorgeschaltet werden (Winchell et al., 1993). Am gereinigten (nicht verlegten) Rechen liegen die Verlusthöhen zwischen 0,15 (bei $v_A = 1,2 \text{ m/s}$) und 0,58 m (bei $v_A = 2,23 \text{ m/s}$); (EPRI (Electric Power Research Institute), 2002; Ebel, 2013). Die Reinigung des Eicher Screen erfolgt durch Kippen des Rechens.

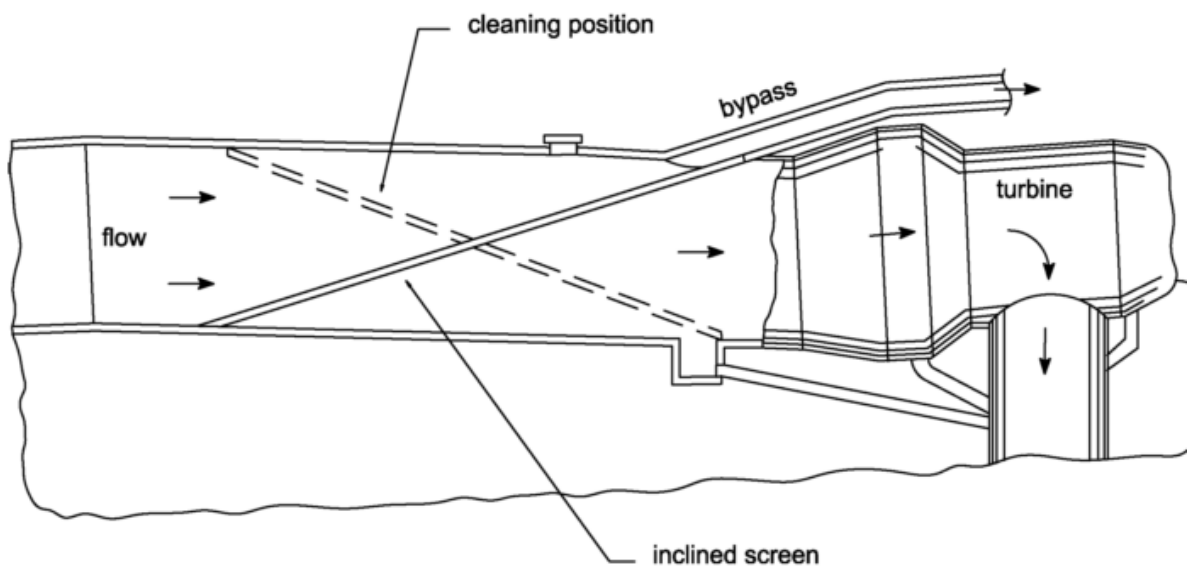


Abbildung 13: Eicher Screen (aus *Larinier & Travade, 2002*).

Laut Taft (1986) konnte bei pazifischen Smolts eine Effizienz von 98 % nachgewiesen werden (Bös et al., 2012; Ebel, 2013). Jedoch besteht ein Verletzungsrisiko an Rechen und Bypassleitungen, wobei Taft (1986) von einer Mortalitätsrate von <10 % ausgeht. Der Rechentyp wurde bisher nur im Verbreitungsgebiet pazifischer Lachsarten und in Gewässern mit höherem Gefälle eingesetzt, wo die Druckverluste im Verhältnis vernachlässigbar sind (Adam et al., 2005). Beispiele mit ca. $14 \text{ m}^3/\text{s}$ pro Rechenfeld sind am Puntledge River (Puntledge Hydroelectric Project), Wilamette River (Sullivan Hydroelectric Project) und am Elwha River (Elwha Hydroelectric Project, das mittlerweile entfernt wurde) zu finden. In Europa wurde der Eicher Screen noch nicht erprobt (Dumont et al., 2005). Daher liegen bislang keine Ergebnisse zur Anwendbarkeit in Europa bzw. zu anderen Fischarten vor (Ebel, 2013).

4.2.1.6 Modular Inclined Screen

Der Modular Inclined Screen (MIS) ist eine von EPRI (Electric Power Research Institute) entwickelte Abwandlung des Eicher Screen für Gerinne mit rechteckigem Querschnitt. Auch hier wird bei Anströmgeschwindigkeiten bis zu 3 m/s aufgrund der vertikalen Neigung (10-20°) des Wedge-Wire Screens eine Verdriftung zu einem oberflächennah angeordnetem Bypass herbeigeführt (Cook et al., 1993; Amaral et al., 1994, 1999; EPRI, 2002; ATV-DVWK, 2004; O’Keeffe & Turnpenny, 2005).

Im Labor lag die Überlebensrate von 10 cm langen Fischen der meisten getesteten Arten bei 95-100 %, auch bei Anströmgeschwindigkeiten von 3 m/s (Amaral et al., 1994). EPRI (1992) hat die Schutzwirkung des MIS unter verschiedenen Testbedingungen (Fließgeschwindigkeiten, Verlegung) und für verschiedene Fischarten getestet. Für europäische Gewässer liegen jedoch noch keine Erkenntnisse über die Anwendbarkeit und Wirksamkeit vor.

4.2.1.7 Coanda Wasserfassung

Die Coanda Wasserfassung stellt eine fischfreundliche Alternative zum Tirolerwehr dar. Dementsprechend eignet sie sich eigentlich nur für kleinere Anlagen (mit Ausleitungen bis zu 4 m³/s; U.S. Department of Interior, 2006) mit großem Gefälle, um die Leistungsverluste gering zu halten. Trotz geringer Stababstände von 0,5-1,0 mm hat der Rechen ein Schluckvermögen von 140 l/s je Meter Rechenbreite (bei gleichmäßiger Anströmung und einer Höhe 1,3 m).



Abbildung 14: Coanda Wasserfassung im Lechtal, Tirol (Foto: wasserkraft.npage.at/coanda-funktion.html)

Bei Coanda Wasserfassung begünstigen querliegende Wedge-Wire Rechenstäbe die Ableitung eines Teils des Wassers entlang der Stabkonturen nach innen (Coanda Effekt). Dieser Effekt kann durch Schrägstellen der Profilstäbe (bei 3-6°) noch verstärkt werden. Großes Geschiebe und aquatische Organismen werden über das Wehr ins Unterwasser transportiert, wobei das Verletzungsrisiko für Fische bei normalem Betrieb als gering eingestuft wird. Bei niedrigem Abfluss besteht jedoch die Gefahr des Trockenfallens. Der Rechen ist quasi selbstreinigend und kann bei einem Stababstand von 1 mm >90 % der Partikel >0,5 mm abführen.

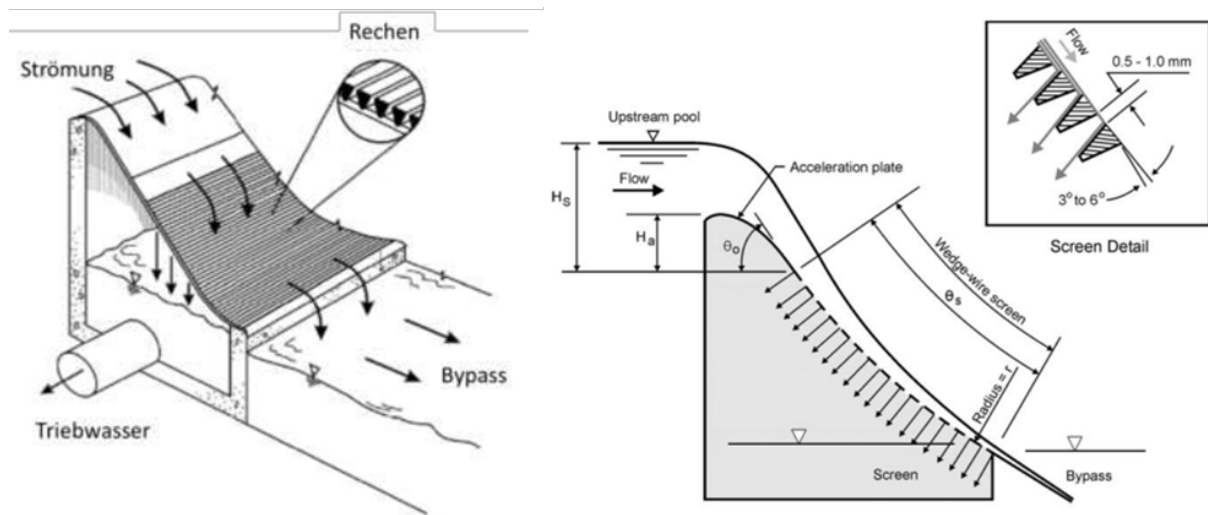


Abbildung 15: Coanda Wasserfassung (Bös et al. 2012; U.S. Department of Interior, 20006).

Wahl (2001, 2003) hat die hydraulischen Eigenschaften der Coanda-Wasserfassung untersucht und ein Computermodell² erstellt, das Planer bei der Auswahl der Rechengröße sowie anderen Designkriterien unterstützen soll.

Biologische Studien zu Verletzungen und Mortalitätsraten fehlen derzeit noch weitgehend. Buell (2000) hat am East Fork Hood River (Parkdale, Oregon) die sichere Passage von Fischlarven (Lachs, Steelhead) nachgewiesen. Laut Bestgen et al. (2000) können bei lichten Weiten von 0,5-1,0 mm 96 % der 12,5 mm langen Fettköpfigen Elritzen (Fathead Minnows) erfolgreiche passieren.

4.2.1.8 FischSchonRechen (FSR) oder Oppermann Screen

Der Fischschonrechen (FSR) wurde eigens konzipiert, um die hydraulischen Verluste bei kleinen lichten Weiten zu reduzieren. Die abgerundeten Rechenstäbe (bestehend aus umgebördelten Edelstahl-Blechstreifen, die über Querverbindungen aus Spannstäben und Abstandshülsen verbunden sind, bilden eine glatte Oberfläche mit geringem Verletzungsrisiko für Fische (Hassinger, 2009). Die engste Stelle befindet sich ca. 3-4 mm hinter der Oberfläche, wodurch Rechengut mit einer Leiste ohne Zinken entfernt werden kann. Kleinere lichte Weiten verbessern zudem die Reinigungseigenschaften des Rechens (Hassinger, 2015).

² http://www.reclamation.gov/pmts/hydraulics_lab/twahl/coanda/

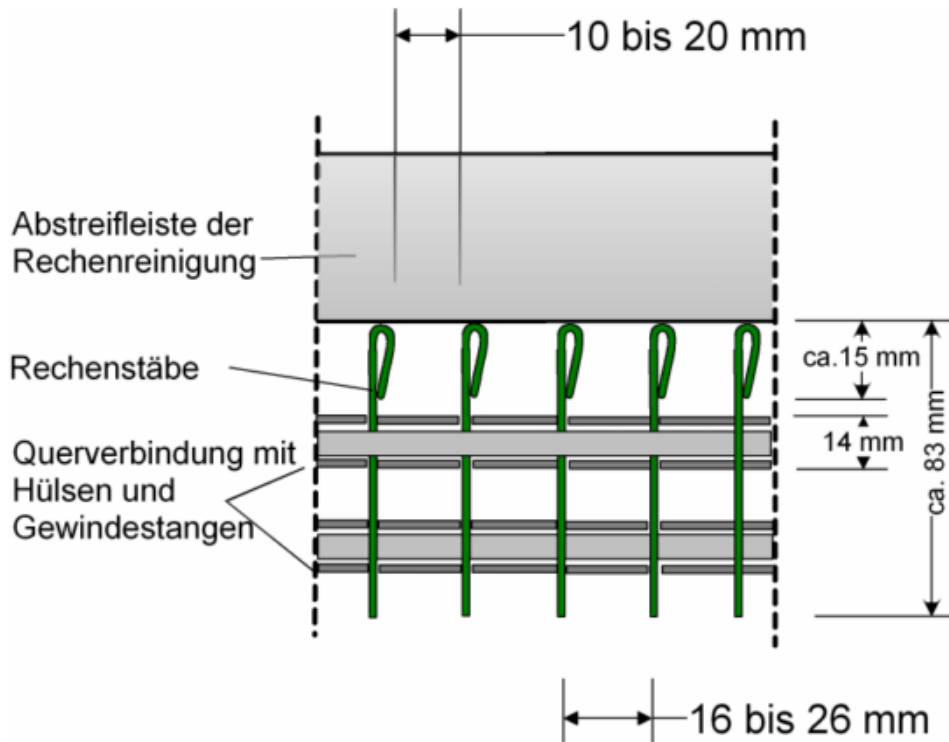


Abbildung 16: Opperman Screen/ FischSchonRechen (aus Hassinger, s.a.)

Vor allem bei kleineren lichten Weiten (10-22 mm) weist der FischSchonRechen nur etwa halb so hohe Verluste (42-63 % je nach Stababstand) wie ein herkömmlicher Rechteckstab-Rechen auf. So tritt zum Beispiel bei einer Anströmgeschwindigkeit von 1 m/s und einer lichten Weite von 10 mm lediglich ein Verlust von 27 mm auf. Die Materialkosten sind mit rund 450-550 €/m² (je für 20-15 mm Stabweite) eher gering (Hassinger, s.a.).

Der Opperman screen wurde zwar schon an einigen Anlagen installiert, es liegen jedoch keine biologischen Ergebnisse vor.

Tabelle 13: Projekte mit integriertem Opperman screen (KLAWA, 2014).

Name	Lichte Weite	Rechenfläche	Kommentar
WK Kirschhofen, Lahn	15 mm	2x á 5,8 x 5,0m	2 x 400 kW
WK Tivoli, Isar	15 mm	12 x 4 m	770 kW
WK Seebach-Hütte Seebach	10 mm	5,5 x 1,5 m	
WK Seebach Schleife, Seebach	10 mm	3,7 x 2,0 m	
KleinWK	6 mm (Kombi. Tropfenprofil)	2,2 m	(um Verlegung der Francisturbine zu verringern)

Name	Lichte Weite	Rechenfläche	Kommentar
WK Ruhlmühle, Spree	12 mm	5,3 x 3,0 m	300 kW
SteinkohleKW Ensdorf, Saar	15 mm	3,7 x 3,0 m	
WK Tzeschelln, Spree	12 mm	5,9 x 2,4 m	
WK Boxberg, Spree	12 mm	4,4 x 2,9 m	
WK Helmarshausen, Diemel	10 mm	4,0 x 2,5 m	Rechen mit Kronenausschnitt für oberflächennahen Fischabstieg



Abbildung 17: Fische an der Isar mit 15 mm lichtigem Stababstand (KLAWA, 2014)

4.2.1.9 Chan-Bar Rechen

Der Chan-Bar Rechen soll Fische durch eine horizontale Neigung zur Strömung in einen seitlich angeschlossenen Bypass leiten. Dabei weist der Chan-Bar Rechen einige Besonderheiten im Vergleich zu konventionellen Rechen auf (Adam & Lehmann, 2011):

- Die Rechenfelder sind modular aufgebaut und sind am Gewässergrund an einer drehbaren Achse montiert, während sie an der Gewässeroberfläche ein Schwimmkörper befindet. Dadurch liegt der Rechen senkrecht bis leicht geneigt in der Wassersäule und reinigt sich bei Verlegung automatisch (d.h. einzelne Rechenfelder tauchen unter und geben Geschwemmsel frei).
- Der Rechen besteht aus Rundstäben, die bei lichten Weiten von 10 mm auch zur Ableitung von Lachssmolts und Blankaalen geeignet sein sollten.
- Da die Stäbe an der Wasseroberfläche nicht fix montiert sind, schlagen sie in der Strömung gegeneinander und erzeugen so Geräusche, die für Fische auch abschreckend wirken können (siehe Verhaltensbarrieren).

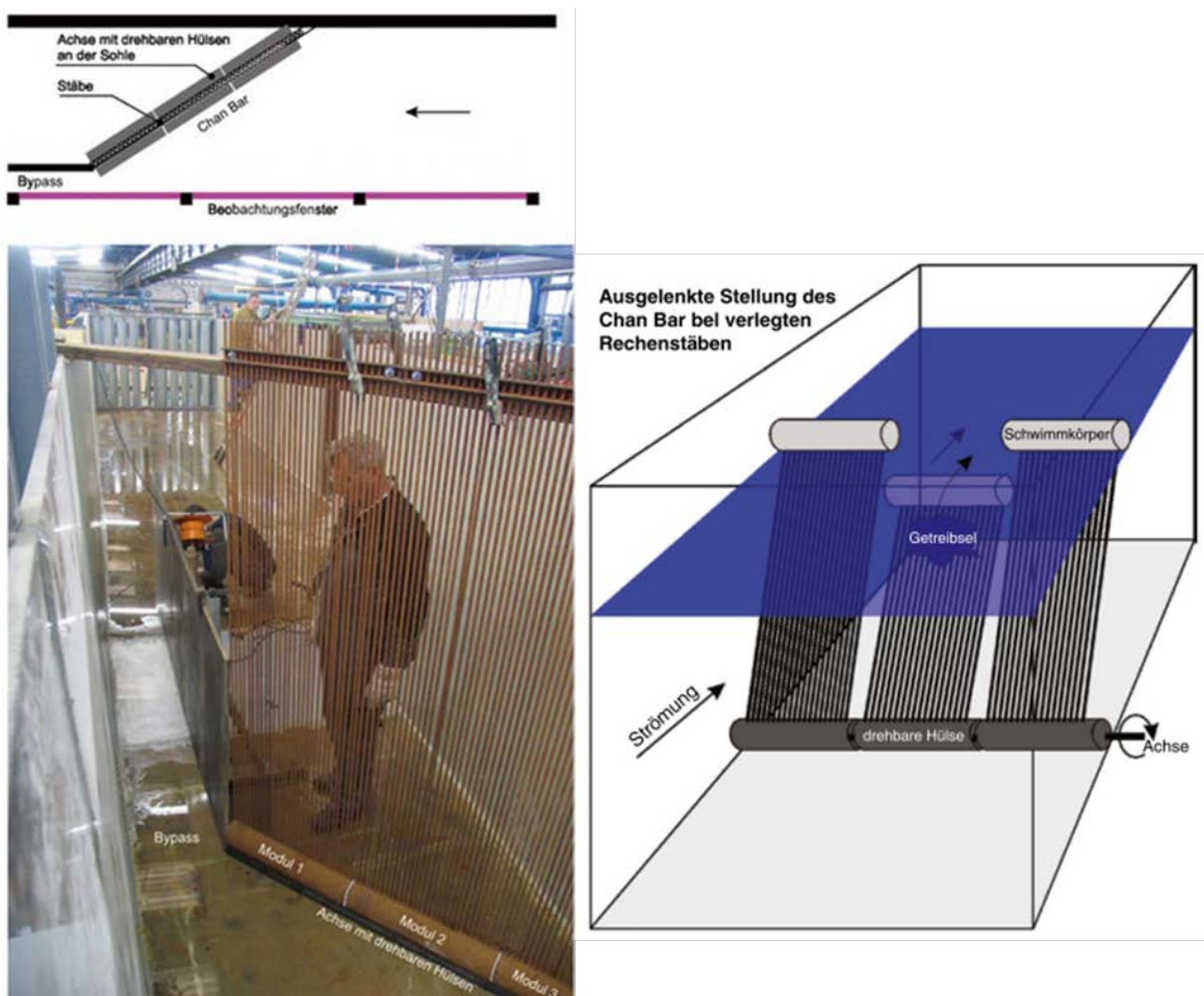


Abbildung 18: Chan-Bar (Adam & Lehmann, 2011).

Kampke et al. (2008) kamen nach ethohydraulischen Untersuchungen mit dem Rechen zu dem Schluss, dass die erhoffte Leitwirkung bei einem Winkel von 40° zur Strömung nicht erzielt werden konnte. Die Barrierewirkung des Rechens ist jedoch vergleichbar mit anderen

Feinrechen mit Stababstand 10 mm. Getestet wurden rhithrale und potamale Arten (Aale, Bachforellen und Cypriniden mit Körperlängen zwischen 13-70 cm), wobei der Rechen auch die Passage von Kleinfischen (Schneider, Gründling) verhindern konnte. Nachteilig ist jedoch, dass bei Verlegung größere lichte Weiten entstehen können, die dann vor allem von oberflächenorientierten Fischen durchschwommen werden können und somit die Schutzwirkung herabsetzen. Die Geräuscentwicklung, die vor allem bei frei schwingenden Rechenstäben gegeben ist, vermag zwar Cypriniden vom Rechen fernzuhalten, die Frequenz liegt jedoch oberhalb der Hörgrenze von Salmoniden und Aalen, weshalb bei diesen Arten keine Scheuchwirkung nachgewiesen werden konnte (Adam & Lehmann, 2011). Es scheinen noch keine Ergebnisse zu Freilanduntersuchungen vorzuliegen.

4.2.1.10 Umlaufende Abschirmung

Bei horizontal umlaufenden Barriererechen dreht sich die Trommel mit 1-2 m/min um eine horizontale Achse, wird dabei von Wasser durchströmt und rückseitig automatisch von Geschwemmsel gereinigt.

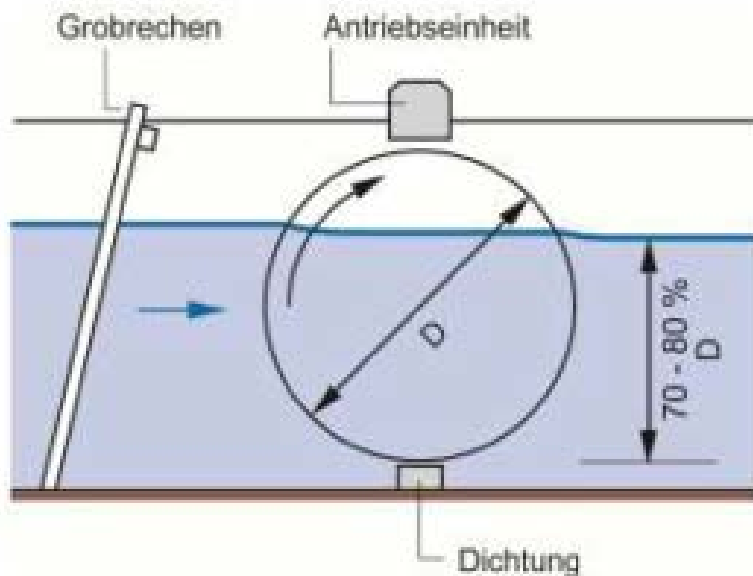


Abbildung 19: Horizontal umlaufender Barriererechen

Vertikal rotierende Rechen sind meist mit verschiedenen Transportträgern (z. B. Trögen) ausgestattet, die Fische mit 0,1-10 m/min zu einem Bypass oder ins Unterwasser transportieren sollen. Der Lochdurchmesser beträgt meist zwischen 1-6 mm.

Untersuchungen an der Wasserkraftanlage Hadmar (Eibbach, Deutschland) zeigten, dass sich dieser Rechentyp vorwiegend für kleinere Fische eignet (Ebel, 2013). So lag bei 16 nachgewiesenen Arten die mittlere Körperlänge bei 5-10 cm (Hartvich et al., 2003). Für größere Fische kann hier lediglich eine Schutzfunktion, jedoch keine Transportfunktion erwartet werden (ATV-DVWK, 2004). Bei den Untersuchungen wurde zudem festgestellt, dass 74 % der transportierten Fische bereits Vorschädigungen aufwiesen (Hartvich et al., 2003). Bei der Planung muss unbedingt darauf geachtet werden, dass ein Anpressen von Fischen bzw. zu lange Aufenthalte außerhalb des Wasserkörpers verhindert werden (Bös et al., 2012), da sonst mit hohen Mortalitätsraten zu rechnen ist (Schmalz, 2010a).

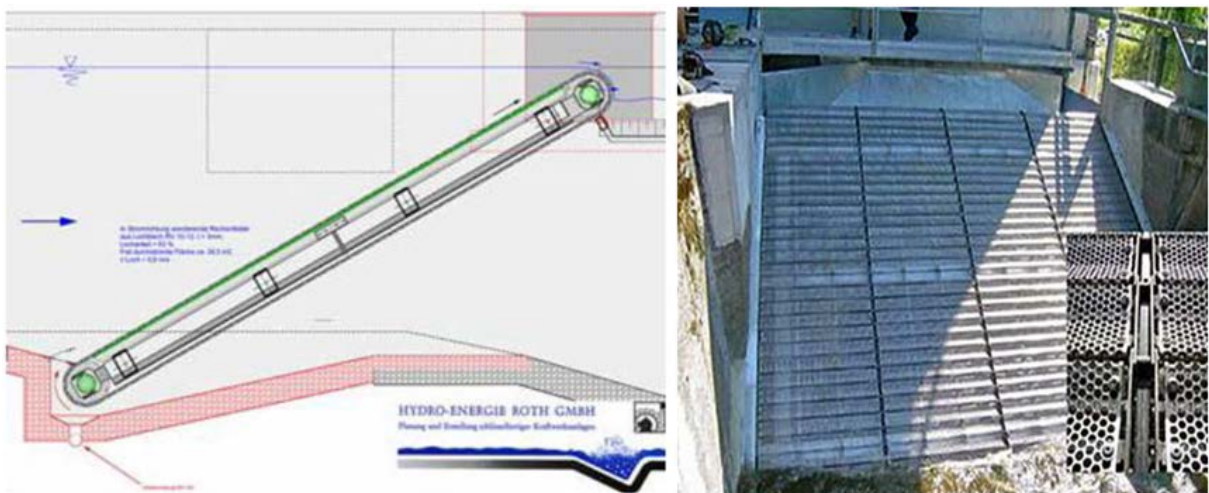


Abbildung 20: Vertikal umlaufender Barriererechen (www.hydroenergie.de/referenzen.html, aus Hefti 2012).

Auch wenn die Effizienz solcher Rechen bei kleinen Maschenweiten bis zu 100 % betragen kann, sind die Rechen sehr wartungsintensiv (viele bewegliche Teile) und störanfällig (z. B. Vereisung; Schmalz, 2010c; Bös et al., 2012) und deshalb für den Fischschutz an Wasserkraftwerken kaum von praktischer Bedeutung (Ebel, 2013).

Tabelle 14: Beispiel für Rotationsrechen

Name, Gewässer	Typ	LW	Literatur
Kinzing, Steinach (DE)	Rollrechen (vertikal)	12 mm	Blasel, 2011; Hefti, 2012

4.2.1.11 Vergleich der mechanischen Verhaltensbarrieren

Bewertet man die einzelnen mechanischen Barrieren hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile und teilt sie hinsichtlich ihrer Eignung zur Anwendung in Österreich in drei Gruppen, so ergibt

sich folgendes Bild (entsprechend Ampelsystem, siehe Tabelle 15). Rotationsrechen sind sehr wartungsintensiv und stör anfällig und daher kaum von praktischer Bedeutung. Obwohl der Rollblechrechen mit zirkulierenden Lochblechsegmenten an der Steinach von Blasel (2010) als funktionsfähig eingestuft wurde, kann dieser Typ noch nicht als „State-of-the-art“ eingestuft werden. Zudem existieren etliche Beispiele mit eingeschränkter Funktionalität. Bei Eicher Screen und Modular Inclined Screen liegen derzeit noch keine Ergebnisse für mitteleuropäische Gewässer vor. Die Anwendbarkeit bzw. das Schädigungspotential dieser Typen müsste daher erst untersucht werden. Der Chan-Bar bietet zwar betriebswirtschaftliche Vorteile (z. B. automatische Reinigung), dafür ist der Fischschutz bei Verlegung nicht permanent gewährleistet. Diese Typen können daher aus heutiger Sicht nicht empfohlen werden.

Der Fischschonrechen ist zwar derzeit schon bei einigen Anlagen in Anwendung und zeichnet sich durch seine geringen hydraulischen Verluste aus. Biologische Untersuchungen, die seine Schutz- und Leitwirkung belegen können, fehlen jedoch weitgehend. Die Effizienz und Schutzwirkung von konventionellen Feinrechen hängt sehr stark von der lichten Weite sowie der Ausrichtung des Rechens ab. Meist ist die lichte Weite jedoch zu groß für einen ausreichenden Fischschutz. Zudem bleibt die Leitwirkung bei orthogonaler Ausrichtung (also ohne Neigung) aus. Unter gewissen Bedingungen (bzw. nach erbrachtem Nachweis der Schutz- und Leitwirkung) können sich diese Typen als geeignet erweisen.

Für die verbleibenden Typen existieren funktionsfähige Best-Practice Beispiele. Der Fisch- und Treibgutableiter wird zum Beispiel in Sachsen schon als State-of-the-art gehandhabt. Auch Horizontal und Vertikalrechen können gute Ergebnisse erzielen. Grundsätzlich sind hier jedoch Horizontalrechen zu bevorzugen, da der Bypass meist die gesamte Wassersäule abdeckt, während Vertikalrechen oft nur einen oberflächennahen Bypass aufweisen. Auch Wedge-wire screen und der Coanda Rechen sind grundsätzlich als geeignet einzustufen, sind jedoch nur für kleinere Anlagen geeignet. Bei der Coanda-Wasserfassung fehlen zwar noch biologische Untersuchungen, Vorteile gegenüber einem gewöhnlichen Tirolerwehr liegen aber auf der Hand.

Tabelle 15: Vorteile, Nachteile und Best Practice Beispiel der einzelnen mechanischen Barrieretypen. Die Farben reflektieren die Eignung hinsichtlich des Fischschutzes in

Österreich: grün = geeignet; gelb = unter gewissen Bedingungen geeignet; rot = eher nicht geeignet).

Typ	Vorteile	Nachteile	Best Practice Beispiel
Feinrechen	Erprobte Anwendung zur Ableitung von Fischen >10 cm Länge	Meist zu große LW; keine ausreichende Leitwirkung bei 90°	-
Horizontalrechen	gute Leitwirkung zu seitlichem Bypass	bis zu 50m³/s je Rechenfeld bei LW von 10-15mm	Herting, Ätran (SE)
Vertikalrechen	gute Leitwirkung (zumindest für oberflächenorientierte Arten)	eventuell nachteilig für bodennahe Arten	Roermond, Eifelrur (DE)
Fisch- und Treibgutbleiter nach Gluch & Ebel	State-of-the-Art in Sachsen; weist breites Artenspektrum mit 5-130cm erfolgreich ab; wird weiter erforscht (z. B. 50m³/s bei 10mm);	Wissenslücken zu art- und altersspezifischem Verhalten müssen noch gefüllt werden	Planena, Saale (DE)
Wedge-wire	geringes Verletzungsrisiko, geringe lichte Weiten möglich	höhere Verluste, höherer Rechenaufwand; nur für kleinere Anlagen geeignet, geringe Eigenstabilität; noch nicht State-of-the Art	Flöcksmühle, Nette (DE)
Eicher Screen	vergleichsweise kleiner Querschnitt (Turbineneinlauf), geringe Rechenkosten; Kippstellung zur Reinigung	derzeit nur an Lachsgewässern mit höherem Gefälle eingesetzt; keine Ergebnisse für andere Fischarten; in Europa noch nicht erprobt	-
Modular Inclined Sceen	Im Labor erfolgreich getestet (95-100 % Überlebensrate bei 10cm langen Fischen); Kippstellung zur Reinigung	noch keine Ergebnisse für mitteleuropäische Gewässer	-
Coanda	geringe lichte Weiten möglich; selbstreinigend; fischfreundliches Tirolerwehr	Begrenzte Einsatzmöglichkeiten; biologische Studien zu Verletzungen fehlen weitgehend	In kleinen alpinen Gewässern
FischSchonRechen	reduzierte hydraulische Verluste; leichte Reinigung v.a. bei kleinen LW; in Deutschland bei etlichen Anlagen im Einsatz (LW 10-15mm)	Daten zu biologischen Untersuchungen fehlen	-
Chan-Bar Rechen	automatische Reinigung bei Verlegung; geringe LW (10mm) möglich;	bei Umlegung entsteht Spalt, der zur Passage genutzt wird; erhoffte Leitwirkung nicht erzielt; Scheuchwirkung durch Geräusche nur bei Cypriniden	-
Roll-/Rotationsrechen		kaum von praktischer Bedeutung; sehr wartungsintensiv und störanfällig; Gefahr von zu langem Aufenthalt im Freien	Kinzing, Steinach

4.2.2 Verhaltensbarrieren

Verhaltensbarrieren zielen darauf ab, durch gewisse Reize (Licht, Luft, elektrische Felder, Schall etc.) einen positive (attraktive) oder negative (repulsive) Wirkung hervorzurufen. Verglichen mit mechanischen Methoden, stellen sie oft die kostengünstigere Variante dar, erzielen aber je nach Fischart unterschiedliche Effekte.

Die Wirksamkeit hängt neben artspezifischen Reaktionen auch von Umweltfaktoren ab, wobei folgende Faktoren berücksichtigt werden müssen (Adam et al., 2005; Bös et al., 2012):

- Wahrnehmbarkeit des Reizes (Rezeptoren mit adäquater Reizschwelle)
- Gewöhnungseffekte
- Verfügbarkeit von alternativen Wanderkorridoren
- Reaktionen
 - Unbeabsichtigte Effekte (z. B. Lockwirkung für manche Arten)
 - Ungerichtetes Verhalten (Fisch reagiert anders als erwartet)
 - Verspätete Reaktion (Anströmgeschwindigkeiten $<0.3\text{m/s}$ erlauben normalerweise ausreichend Zeit zur Reaktion, wobei jedoch auch andere Faktoren wie z. B. die Temperatur eine Rolle spielen)
 - Umweltfaktoren (z. B. Tages- und Jahreszeit, Trübe, Wassertemperatur)
 - Artspezifische/saisonale Unterschiede (v.a. Wanderstadien diadromer Arten, die gerade abwandern, zeigen z. B. wenige Bereitschaft, auf eine Verhaltensbarriere zu reagieren und die Wanderung zu unterbrechen).

Die Effektivität von Verhaltensbarrieren liegt im Optimalfall bei 70-95 % (Pavlov, 1989). Laut Adam et al. (2005) erreichen zum Gewässergrund geneigte durchlässige Barrieren bei potamodromen Arten eine vergleichbare Effizienz wie senkrecht ausgerichtete Rechen. Bei horizontal angelegten Barrieren begünstigt der Strömungsgradient entlang der Barriere das Auffinden eines seitlich angelegten Bypasses. Die beste Wirkung wird bei Winkeln von $10-16^\circ$ erzielt (Bates & Vinsonhaler, 1957).

In den folgenden Kapiteln wird zwischen mechanischen und sensorischen Verhaltensbarrieren unterschieden.

4.2.2.1 Mechanische Verhaltensbarrieren

Bei mechanischen Verhaltensbarrieren sind physische Elemente (also z. B. Rechenstäben) so angelegt, dass sie zwar grundsätzlich passiert werden könnten, der Fisch aber z. B. durch die Strömungsbedingungen dazu animiert wird, sich entlang der Barriere Richtung Bypass zu begeben anstatt die Barriere zu durchschwimmen.

4.2.2.1.1 Konventioneller Rechen

Konventionelle Rechen wurden ursprünglich zum Schutz von Turbinen ausgelegt. Jedoch können auch gewöhnliche Stabrechen (mit 25-40 mm Stababstand) trotz theoretischer Passierbarkeit ($P = 1,4$ bis $3,3$) hohe Abweisraten gegenüber Lachs- und Meerforellensmolts aufweisen (Larinier & Travade, 2002) und als mechanische Verhaltensbarrieren agieren. Eine Leitwirkung kann hier jedoch nur durch horizontale Neigung des Rechens erzeugt werden. Die Normalgeschwindigkeit sollte zwischen 14 und 33 % der kritischen Schwimmggeschwindigkeit liegen, um ausgedehntes Suchverhalten zu unterdrücken und eine Verdriftung zu begünstigen (Pavlov, 1989).

4.2.2.1.2 Louver und Bar racks

Louver und Bar Racks sind horizontal geneigte Vertikalrechen, die eine Passage zwar grundsätzlich zulassen, aber aufgrund der Neigung die Leitwirkung und Verdriftung zu einem Bypass begünstigen.

Der Louver Screen besteht aus Lamellen mit einer lichten Weite zwischen 5 und 15 cm, die im rechten Winkel zum Anströmvektor (Travade & Larinier, 1992; Adam et al., 2005). Meist ist der Screen horizontal mit einem Winkel von 15° ausgelegt (Bates & Vinsonhaler, 1957; Pavlov, 1989). Dadurch wird zwar einerseits eine starke Tangentialwirkung erzeugt (Bates & Vinsonhaler, 1957; Dumont, 2000; Haefner & Bowe, 2002; USBR, 2006; Cuchet, 2014), andererseits entstehen hohe hydraulische Verluste. Die Anströmgeschwindigkeit für Königslachs-Smolts liegt zwischen 0,46 und 1,1 m/s (Taft, 1986). Da die Wahrscheinlichkeit einer Passage mit zurückgelegtem Weg (d.h. Rechenlänge) steigt, wird eine graduelle Verringerung der Stababstände Richtung Bypassöffnung empfohlen (Flügel et al., 2015).

Je kleiner die abzuleitenden Fische sind, desto kleiner sollte auch der Stababstand und die Anströmgeschwindigkeit sein (Adam et al., 2005). Vor allem bei juvenilen Salmoniden konnten hohe Abweisraten (50-90 %) nachgewiesen werden (ASCE, 1995; EPRI, 2001; Amaral, 2003). Beim Aal ist hingegen keine Leitwirkung gegeben (Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung, 1998; Schmalz, 2010a).

Da die Reinigung sehr aufwendig ist, sollte der Rechen so gestaltet werden, dass er zur Gänze aus dem Wasser gehoben werden kann (Bös et al., 2012). Es besteht auch die Möglichkeit eines Partial Depth Louvers oder Floated Louvers, wobei ähnlich einer Tauchwand nur ein Teil der Wassersäule abgeschirmt wird, z. B. um abwandernde Smolts in einen Bypass zu leiten (Bös et al., 2012).

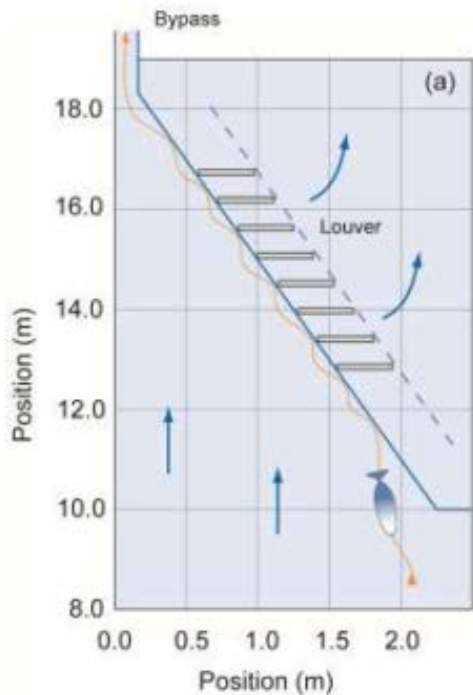


Abbildung 21: Leitwirkung entlang eines Louver Screen (Bös et al., 2012 nach Adam et al., 2005).

Sind die Lamellen nicht im rechten Winkel zur Hauptströmung sondern im rechten Winkel zur Rechenfläche ausgelegt, spricht man von Bar-Racks. Werden die Lamellen jedoch in einem beliebigen Winkel montiert, spricht man von „modifizierten Bar Racks“.

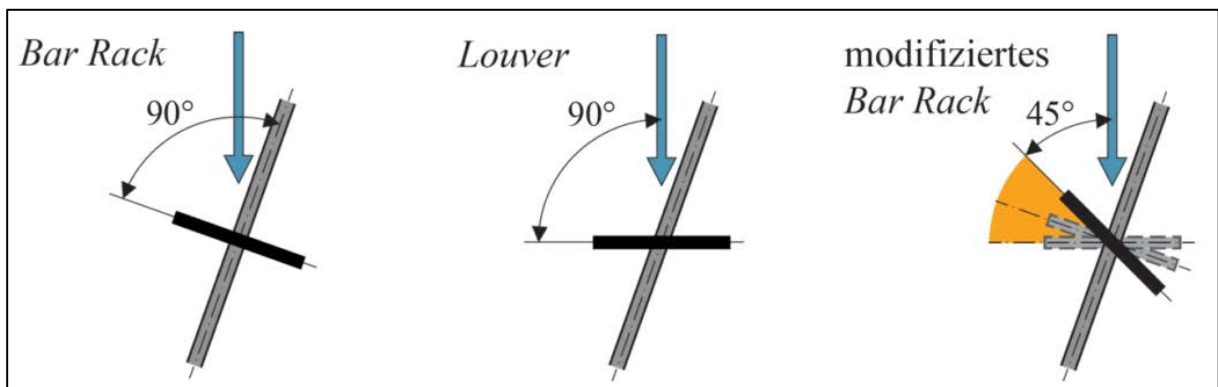


Abbildung 22: Unterschied zwischen Louver, Bar Rack und Modified Bar Rack (von Kriewitz et al., 2015)(Kriewitz, 2015)

Laut Kriewitz et al (2012) konnten durch verschiedene Rechenkonfigurationen hohe bis sehr hohe Abwehraten erzeugt werden. Vor allem bei modifizierten Bar Racks (Rechenwinkel von 15-30° und Stabwinkel von 45°, Stababstand von 6 cm, Fließgeschwindigkeit von 0,6 m/s)

betrug die Fischleiteffizienz zwischen 72-100 % (außer bei Äschen). Durch Montage einer Sohleleitwand konnte die Effizienz weiter auf 76-100 % gesteigert werden. Auch Ebel (2013) zeigte, dass Sohleleitwände eine Effizienzsteigerung von 13 % bei Bar Racks bzw. 21 % bei Louvern herbeiführen können. Bei höheren Stababständen (11 cm) wurde hingegen die Leitwirkung deutlich herabgesetzt. Eine Erhöhung der Geschwindigkeiten (auf 0,6 m/s) führte bei Schneidern zur Verweigerung der Abwanderung.

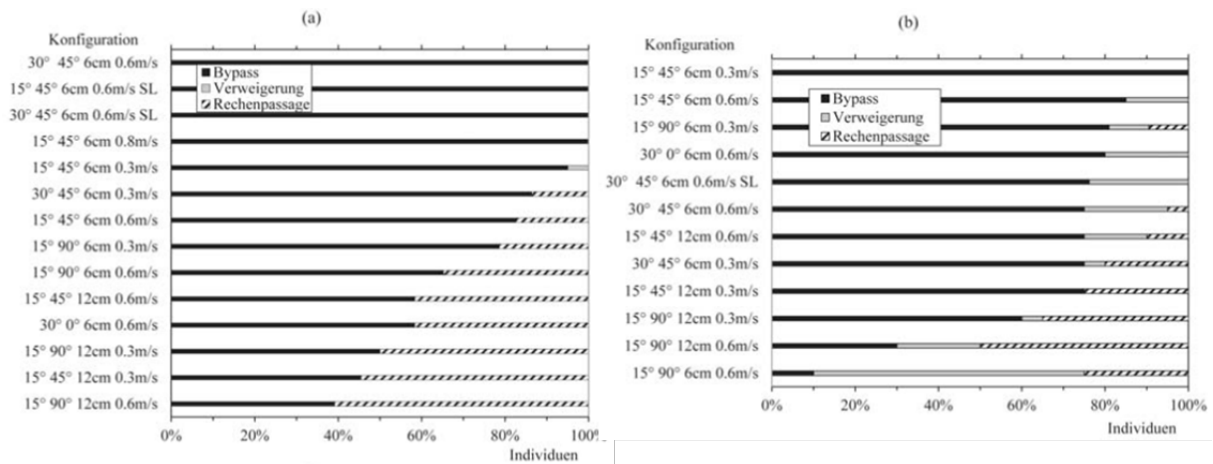


Abbildung 23: : Ergebnisübersicht zur Leiteffizienz der Versuchsreihen mit (a) Barben und (b) Schneidern; Angaben in Legende: Rechenneigung [°], Stabwinkel [°], Lichte Weite [cm], Anströmgeschwindigkeit [m/s], SL = Sohleleitwand; (Kriewitz et al., 2015).

Vergleicht man die drei Typen hinsichtlich der Verlustbeiwerte, so zeigt sich, dass Louver einen bis zu 7-fach höheren Verlustbeiwert aufweisen. Generell führt eine Reduktion des Stabwinkels (zur Rechenachse) zu einer Verringerung der Verlustbeiwerte (Kriewitz et al., 2015). Demnach weisen Bar Racks und modifizierte Bar Racks eher geringer Verlustbeiwerte auf. Zudem verringern sich bei spitzen Rechenausrichtungen (β) die Verluste aufgrund der größeren Rechenfläche und geringeren Fließgeschwindigkeit am Rechen (Kriewitz et al., 2015). Grundsätzlich setzen auch größere lichte Weiten die Verlustwerte herab. Bei kleinem Rechenwinkel (β) spielt dies jedoch eine untergeordnete Rolle (Kriewitz et al., 2015).

Kriewitz et al. (2015) schließen daraus, dass klassische Louver aufgrund der hohen Verluste ungeeignet für den direkten Nahbereich von Laufkraftwerken sind und daher modifizierte Bar Racks, die hydraulische mit herkömmlichen Rechen vergleichbar sind, bevorzugt werden sollten. Kriewitz et al. (2015) empfehlen zudem in Zukunft auch Rechenstabwinkel zwischen 0 und 45° zu untersuchen, da diese noch Potentiale für verbesserte Leitwirkungen und verringerte hydraulische Verluste aufweisen können.

4.2.2.1.3 Sohlleitwand

Sohlleitwände können zur Weiterleitung von Geschiebe sowie zur Umleitung von bodenorientierten Fischen genutzt werden. In Ergänzung zu anderen Verhaltensbarrieren können Sohlleitwände die Leiteffizienz für ein breites Artenspektrum erhöhen (Ebel, 2013). So konnten Kriewitz et al. (2015) zeigen, dass eine Sohlleitwand von 10 cm Höhe zu einer Steigerung der Fischleiteffizienz beitragen kann, da dadurch Transversalströmungen eliminiert und die Fließgeschwindigkeit (und damit die Leitwirkung) zum Bypass erhöht wird (siehe auch Abbildung 23).

4.2.2.1.4 Tauchwände

Analog zu Sohlleitwänden können Tauchwände für oberflächennah wandernde Fische (z. B. Salmonidensmolts) zwar als mechanische Barriere angesehen werden, da sie jedoch theoretisch passierbar sind, werden sie im Rahmen dieser Studie zu den mechanischen Verhaltensbarrieren gezählt. Die Wirkung hängt von der Eintauchtiefe (absolut und relativ zur Gewässertiefe), Anströmgeschwindigkeit, Neigung, und Anteil des Bypassabflusses am Gesamtabfluss ab (Adam et al., 2005). Für einzelne Arten (z. B. Smolts, die in Tiefen bis zu 2 m abwandern) konnten sehr hohe Abweisraten erzielt werden. So wurde von Odeh & Orvis (1998) beim Wasserkraftwerk Bellovys Falls (Connecticut River) mit einer Tauchwand von 63 m Länge und 4,6 m Eintauchtiefen eine Effektivität von 84 % berichtet. Vergleichbare Effekte können teilweise auch bei sehr tiefen Turbineneinläufen (>7 m Wassertiefe) beobachtet werden (Bomassi & Travade, 1987). Die Funktionsweise ist jedoch sehr artspezifisch und daher nicht für diverse Artgemeinschaften geeignet (Schmalz, 2010a).

4.2.2.1.5 Seilrechen

Bei Seilrechen bestehen die Rechenstäbe aus gespannten Seilen, die durch die Strömung zusätzlich eine Verhaltensbarriere (Schwingungen, Geräusche etc.) darstellen sollen. Insbesondere im Hinblick auf einen möglichen Einsatz an größeren Laufwasserkraftwerken, ist die Kombination eines physisch durchlässigen Seilrechens mit einer Verhaltensbarriere (Licht, elektrisches Feld) nach dem Funktionsprinzip einer mechanischen Verhaltensbarriere denkbar (Boettcher et al., 2014). Grundsätzlich sollte angefallenes Treibgut durch Lockern der Seile freigegeben werden. Bei überströmten Anlagen kann eine Abgabe ins Unterwasser erfolgen, während bei konventionellen Kraftwerken ein Grobrechen inklusive Reinigungssystem den Schutz der Turbinen sicherstellen muss. Erfahrungen in der Anwendung fehlen jedoch weitgehend. Derzeit finden in Zusammenarbeit der Universität für Bodenkultur und der Universität Innsbruck Untersuchungen zur Anwendbarkeit von Seilrechen statt. Es sind jedoch noch keine Ergebnisse dazu veröffentlicht.

4.2.2.1.6 Kettenvorhänge

Auch Kettenvorhänge sollen, ähnlich wie Seilrechen, zu einer verhaltensbasierten Umlenkung führen. Es sind jedoch sehr langsame Anströmgeschwindigkeiten erforderlich (Adam et al., 2005). Zudem können technische Probleme (z. B. bei Treibgutauflage) entstehen. Die Effizienz im Freiland wird aber als gering eingestuft (Schmalz, 2010a). Taft (1986) konnte bei einer Anströmgeschwindigkeit von 0,46 m/s und einem Winkel von 45° eine Effizienz von 71 % nachweisen.

4.2.2.2 Sensorische Verhaltensbarrieren

Da diverse Reize (wie z. B. Licht oder Schall) sehr artspezifische Reaktionen hervorrufen können, ist die Wirksamkeit dieser Systeme generell sehr umstritten (Böttcher et al., 2015) und ihre Anwendung in Europa nicht weit verbreitet (Adam et al., 2005; Ebel, 2013). Grundsätzlich muss die Fließgeschwindigkeit eine gewisse Reaktionszeit erlauben und daher 0,3-0,5 m/s nicht überschreiten.

Auch wenn sensorische Verhaltensbarrieren alleine oft nicht den gewünschten Effekt erzielen können, so können sie doch zur Verbesserung der Effektivität mechanischer Barrieren und Verhaltensbarrieren führen (Rost et al. 2014).

4.2.2.2.1 Licht (Stroboskop, Quecksilberdampf Lampen)

Fische reagieren sehr unterschiedlich auf Licht und verschiedene Wellenlängen. Während Aale zum Beispiel Lichtquellen meiden oder schnell passieren, sind andere Arten (z. B. Lachs, Dreistachliger Stichling) positiv phototaktisch orientiert (Bös et al., 2012). Dadurch können künstliche Lichtquellen für manche Arten (z. B. Lachssmolts) die Auffindbarkeit von Bypässen um das 3- bis 8-fache erhöhen (Schmalz, 2010a; Bös et al., 2012). Beim Aal könnten hingegen im spitzen Winkel angebrachte Lampen das Auffinden eines Bypasses begünstigen. Es zeigt sich also erneut, dass sensorische Barrieren für diverse Faunengesellschaften eher nicht geeignet sind. Zudem ist die Funktionalität und Wahrnehmbarkeit von zahlreichen anderen Faktoren (z. B. Trübe) abhängig (Adam et al., 2005).

4.2.2.2.2 Schall

Da das Hörvermögen bei den einzelnen Fischarten sehr unterschiedlich ist, kann auch mittels Schall oft keine homogene Reaktion hervorgerufen werden. Fischarten mit Verbindung zwischen Schwimmblase und Innenohr (Cypriniden, Siluriden) können grundsätzlich gut hören, während Lachse und Barsche (ohne Verbindung) sowie Arten ohne Schwimmblasen (Koppe) nur mäßig darauf reagieren.

Es gibt verschiedene Typen von akustischen Fischescheuchanlagen:

- SPA (Sound Projector Array): Ein Unterwasserlautsprecher, der mittels verschiedener Frequenzen (20-500 Hz) ein diffuses Schallfeld aufbaut. Die höchste Wirkung konnte beim Hering erzielt werden, aber die Effizienz liegt je nach Art zwischen 56 und 98 %. Schmalz (2002) verwies nach Untersuchungen im Labor und Freiland mit elektroakustischen Anlagen mit 100-600 Hz auf weiteren Forschungsbedarf.
- BAFF (Bio-Acoustic Fish Fence oder Acoustic Fish Deflector): Hierbei wird zusätzlich zum SPA ein Luftblasenschirm erzeugt, um akustische Reflexionen hervorzurufen. Es konnten so zwischen 74 und 88 % Effizienz erzielt werden. Nachteile ergeben sich jedoch durch die für die Funktionsfähigkeit erforderliche geringe Fließgeschwindigkeit und den hohen Wartungsaufwand
- Popper (Knallgasexplosionen): Diese kurzen Stöße mit Pressluft oder anderen Knalltönen haben teilweise einen deutlichen Scheueffekt. Laut (Taft, 1986) werden Salmoniden zudem von Poppern angezogen. Außerdem ist die Wartung sehr aufwändig und nicht unbedingt für den Dauerbetrieb geeignet (Christie, 1990; Schmalz, 2010a; Bös et al., 2012).

Tabelle 16: Beispiele für akustische Verhaltensbarrieren (Turnpenny, 2016)

Art	Stimulus	Abweisrate %	Lage
Gemischte Cypriniden	FGS 50-500 Hz AFD	80-92	Foss Barrier; Blantyre HEP
Karpfen	FGS 20-2000 Hz BAFF	95-99	James Wolfe hatchery; Quiver Creek, Illinois
Heringe	FGS 20-500 Hz AFD	80-95	Doel Nuclear Station
Lachssmolts	FGS 50-500 Hz BAFF	56-93	Blantyre HEP; Backbarrow HEP Hemsjo Nedre HEP
Europäischer Flusaal	FGS HIL Strobes	~60	Abbey Mill, Romsey

4.2.2.2.3 Elektrizität

Scheuchanlagen mittels Elektrizität machen sich den Effekt der Galvanotaxis zu Nutze. Dabei weist die Kathode meist eine Scheuchwirkung und die Anode eine anziehende Wirkung auf Fische aus. Im Nahbereich von Anode und Kathode tritt die Galvanonarkose ein, ein Effekt, der zwar bei der Elektrofischerei genutzt wird, aber bei Scheuchanlagen vermieden werden sollte.

Die Wirkung von elektrischen Scheuchanlagen hängt neben der Leitfähigkeit des Wassers stark von der Größe und Art des Fisches ab. Um Gewöhnungseffekte zu vermeiden, können die Impulsraten zufallsgesteuert werden (Adam et al., 2005; Schmalz, 2010a). Zudem sind folgende Punkte zu beachten (Bös et al. 2012)

1. Anstieg der Feldstärke zu steil: Verdriftung zu hoher Feldstärke und Galvanonarkose; zu gering: keine Orientierung bzw. Auffinden des Fluchtweges
2. Impulsfrequenzen zu gering: unzureichende Wahrnehmung; zu hoch: Muskelzuckungen und reduzierte Fluchtgeschwindigkeit
3. Ausrichtung der Feldlinien (Fisch stehen meist senkrecht zu Feldlinien)
4. Bemessung von Impulsform und –dauer (zu kurz: schlecht wahrnehmbar; zu lang: Gefahr der Galvanonarkose).

Da elektrische Felder eine radiale Ausbreitung zeigen, ist eine gezielte Leitung Richtung Bypass schwierig. Zudem reagieren insbesondere diadrome Arten oft mäßig auf Verhaltensbarrieren, sofern der Bypass nicht leicht auffindbar ist.

Best-Practice Beispiele für Wasserkraftwerke fehlen weitgehend. Nur Pugh et al. (1971) konnten bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,2m/s eine Abwehrquote von 69-84 % gegenüber Salmonidensmolts erzielen. Eine Geschwindigkeit von 0,3m/s wird international als akzeptabel gehandelt (Taft, 1986; Halsband, 1989; Bernoth, 1990; Adam et al., 2005). Wichtig sind hier jedoch auch Maßnahmen zum Personenschutz (Adam et al., 2005).

4.2.2.2.4 Luft-/ Wasserstrahlvorhänge

Luft- und Wasserstrahlvorhänge sollen durch die Erzeugung von Strömungen, Turbulenzen und visuellen Reizen (z. B. verstärkt mit Stroboskoplampen; Adam et al., 2005) Meidereaktionen hervorrufen.

Auch wenn bei Laborversuchen eine Ableitung von bis zu 75 % nachgewiesen werden konnte (US bureau of commercial fisheries in (Adam et al., 2005), gelten solche Anlagen aufgrund des hohen Wartungsaufwands (Düsen neigen zur Verstopfung) sowie des hohen Wasser- und Energiebedarfs (ca. 50l/s.m²) als unbrauchbar (Schmalz, 2010a). Zudem verschlechtern höhere Fließgeschwindigkeiten die Effizienz (bei 0,5 m/s findet bereits eine Auslenkung um 45° statt; (Adam et al., 1999, 2005).

Diverse Autoren (z. B. Taft, 1986; Adam et al., 2005) sprechen solchen Anlagen nur eine geringe Funktionsfähigkeit zu. Amaral & Sullivan (s.a.) konnten bei Stören keine Reaktion nachweisen. Außerdem findet eine schnelle Gewöhnung der Fische an Luftblasenvorhängen

statt (Adam et al., 1999). Daher gelten solche Anlagen in der Praxis als unbrauchbar (Taft, 1986).

4.2.2.2.5 Kombinationen/ Hybrid-Verhaltensbarrieren

Da sensorischen Verhaltensbarrieren nur eine geringe Wirkung nachgesagt wird, bedarf es der Kombination mehrerer sensorischer und/ oder mechanischer Verhaltensbarrieren, wie zum Beispiel (Schmalz, 2010a):

1. Luftblasen- oder Kettenvorhänge und Stroboskoplicht
2. Stroboskop-Lichterketten und Quecksilberdampflampen
3. Rechen oder Louver und Quecksilberdampflampen
4. Seilrechen und Elektrizität
5. Akustische und elektrische Scheuchanlagen

Im Rahmen des Seilrechenprojekts, das derzeit in Zusammenarbeit von der Universität Innsbruck und der Universität für Bodenkultur bearbeitet wird, soll in einer weiteren Versuchsphase zum Beispiel die Effizienz von Seilrechen in Kombination mit elektrischer Scheuchwirkung erforscht werden. Derzeit sind für solche Kombinationen jedoch noch nicht ausreichend Untersuchungsergebnisse verfügbar.

4.2.2.3 Vergleich der sensorischen Verhaltensbarrieren

Bei den sensorischen Verhaltensbarrieren zeigt sich, im Vergleich zu mechanischen Verhaltensbarrieren, ein ganz anderes Bild. Die einzelnen Typen eignen sich häufig nur zur Ableitung einzelner Arten. Best-Practice Beispiele für diverse Faunengemeinschaften fehlen jedoch weitgehend.

Bar Racks konnten zwar im Labor gute Ergebnisse erzielen, ihre Effizienz und Anwendbarkeit im Freiland muss jedoch erst noch überprüft werden. Sohllleitwände bieten zwar für sich keinen ausreichenden Schutz, in Kombination mit anderen Rechentypen können sie jedoch zur Effizienzsteigerung beitragen. Auch hier sollte die Anwendbarkeit und Eignung im Freiland (z. B. auch hinsichtlich Geschiebe) noch weiter erforscht werden. Bei Kombinationen einzelner Verhaltensbarrieren (z. B. Seilrechen & Elektrizität) besteht noch Forschungsbedarf. Hier besteht jedoch noch die Möglichkeit, dass geeignete Systeme entwickelt werden können.

Tabelle 17: Vorteile, Nachteile und Best Practice Beispiel der einzelnen mechanischen Barrieretypen. Die Farben reflektieren die Eignung hinsichtlich des Fischschutzes in Österreich: grün = geeignet; gelb = unter gewissen Bedingungen geeignet; rot = eher nicht geeignet).

Typ	Vorteile	Nachteile
Konventionelle Rechen, Tauchwände, Sohleitwand	Gute Ergebnisse für einzelne Arten; können Effizienz von anderen Typen (z. B. Louver) erhöhen	Unzureichender Schutz für diverse Artengemeinschaften;
Louver	Hohe Abweisraten bei Juvenilen	Keine Leitwirkung bei Aalen; Höhere Verluste im Vergleich zu Bar Racks; Schlechtere Effizienz im Vergleich zu (modifizierten) Bar Racks; hoher Reinigungsaufwand
Bar Rack	Geringere Verluste im Vergleich zu Louvern; Höhere Effizienz als Louver; Gute Funktionalität im Labor	Keine Ergebnisse zu Freilanduntersuchungen; hoher Reinigungsaufwand
Seilrechen, Kettenvorhänge	Zusätzliche Meidereaktion durch Schwingungen, leichte Reinigung durch Lockerung der Seile; geringe hydraulische Verluste	Keine Ergebnisse im Freiland; vermutlich nur in Kombination mit anderen sensorischen Verhaltensbarrieren wirksam
Licht, Schall, Elektrizität, Luft, Wasserstrahlen	Meist kostengünstiger als mechanische Barrieren	Gewöhnungseffekte, Artsspezifische Reaktion; meist unzureichender Schutz
Kombinationen	Synergieeffekte einzelner Systeme können sich als geeignet erweisen	Keine Ergebnisse zu Freilanduntersuchungen; Forschungsbedarf

4.3 Bypässe

Nachdem Fische erfolgreich von gefährlichen Anlagenteilen abgeschirmt wurden, müssen alternative und ungefährliche Wanderkorridore angeboten werden. Dies können etwa extra für die Abwanderung bereitgestellte Bypässe wie Rinnen, Schächte oder Rohrleitungen sein, aber auch andere, primär nicht der Abwanderung dienende Wanderkorridore (z. B. Fischaufstiegsanlagen, Wehrüberfall) können grundsätzlich zum Abstieg genutzt werden. Da etwa Aufstiegshilfen aber bisher meist nicht mit der Berücksichtigung des Abstiegs gebaut wurden, sind diese oft schlecht auffindbar bzw. nicht für alle Arten geeignet (Holzner, 1999, 2000; Lecour & Rathcke, 2006; Jansen et al., 2007). Potentielle Synergieeffekte in der Nutzung existierender Wanderkorridore sollten also bereits in der Planungsphase bedacht werden.

Vor allem bei Verhaltensbarrieren sind die Bypasseigenschaften (Auffindbarkeit und sicherere Passierbarkeit) maßgeblich für die Schutzwirkung und Funktionalität des Fischabstiegskonzeptes. Die Effizienz hängt dabei auch stark von der Dotation (relativer Anteil des Gesamtabflusses) des alternativen Wanderkorridors ab (Ebel, 2013). In jedem Fall sollte darauf geachtet werden, dass Fische den Einstieg auf Anhieb auffinden können. Um einen sicheren und leicht auffindbaren Bypass zu gestalten, sind mehrere Faktoren zu berücksichtigen, die in den folgenden Unterkapiteln kurz besprochen werden. Neben der Lage des Bypasseinstiegs sind auch die Dimensionierung des Bypasses sowie die sichere Ableitung ins Unterwasser wichtig für einen funktionsfähigen Bypass.

4.3.1 Lage des Einstiegs

Wie auch beim Fischaufstieg sollte der Einstieg dort situiert sein, wo natürlich Fischagglomerationen entstehen und Fische nach Abstiegsmöglichkeiten suchen (Arnekleiv et al., 2007; Hassinger & Hübner, 2009; Calles et al., 2011; Kriewitz et al., 2012). Bei Smolts sind dies meist Bereiche mit hoher Strömungsgeschwindigkeiten (Larinier & Boyer-Bernard, 1991). Die Auffindbarkeit hängt dabei stark von der Positionierung, den hydraulischen Verhältnissen, der Dimensionierung und der Beaufschlagung des Eintrittsprofils ab (Flügel et al., 2015).

Der Bypass sollte grundsätzlich auf gleicher Höhe wie das Wanderhindernis angeordnet sein. Stromauf vorgelagerte Bypassöffnungen (siehe Abbildung 24a) werden nur angenommen, wenn Fische (zufällig) direkt darauf zukommen. Ähnlich wie beim Fischaufstieg wandern Fische jedoch nicht zurück, um nach einem anderen Migrationskorridor zu suchen. Es scheint jedoch egal zu sein, ob ein Bypass in Fließrichtung oder orthogonal dazu ausgerichtet ist

(siehe Abbildung 24b und c), solange die Fließgeschwindigkeit ein aktives Suchen der Öffnung zulässt (Adam et al., 1999; Kampke et al., 2008).

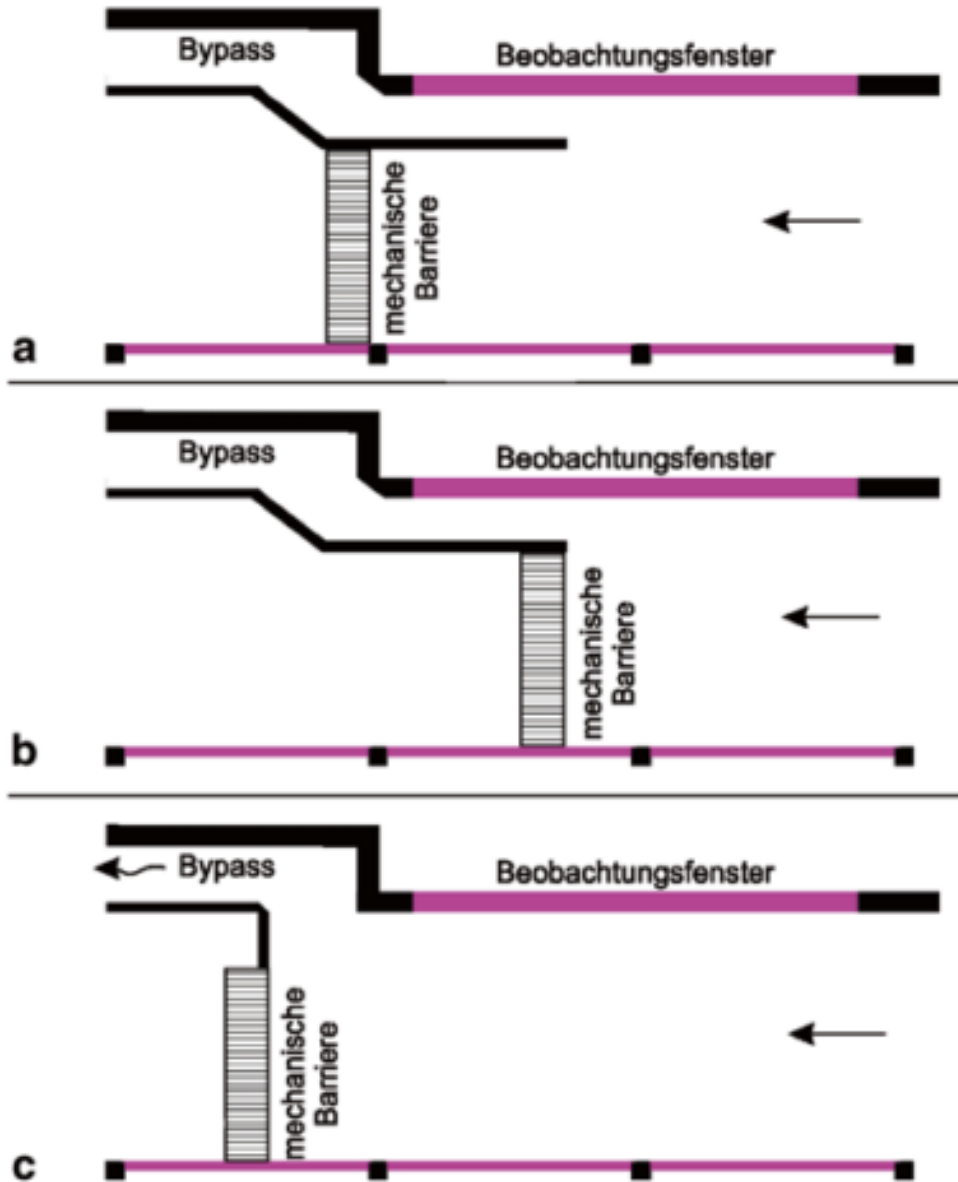


Abbildung 24: Verschiedene Bypassanordnungen (Adam & Lehmann, 2011)

Neben seitlich angeordneten Bypassen (auch bei horizontal geneigten Rechen) besteht auch die Möglichkeit einer oberflächennahen Bypassrinne bei vertikalen Rechenfeldern. Dabei gilt es zu beachten, dass Salmoniden eher oberflächennah andere Arten (Aal, Störe, Neunaugen) jedoch bodennah abwandern. Bei einigen Arten (Barben, Brachsen, Gründlingen, Aalrutten, Welsen, Koppeln und Schmerlen) wird eine sohlennahe Abwanderung vermutet, während Lauben und Rotaugen indifferent erscheinen (Ebel, 2013). Jedoch wandern auch Aale bei

höheren Fließgeschwindigkeiten oft in der freien Wassersäule ab (Lecour & Rathcke, 2006; Adam et al., 2009a, 2009b). Da Aale jedoch eine charakteristische Umkehrreaktion zeigen, können sohlnahe Bypässe und Bodengalerien förderlich sein (Dumont, 2011). Variable Einstiegsöffnungen sind insbesondere bei schwankendem Oberwasserspiegel erforderlich. Um bei heterogenen Faunengemeinschaften alle erforderlichen Abwanderungskorridore abzudecken, sollte die Einstiegsöffnung in den Bypass die gesamte Wassersäule abdecken oder zumindest eine oberflächen- und eine sohlnahe Öffnung beinhalten.

4.3.2 Dimensionierung und Gestaltung des Bypasses

Grundsätzlich ist pro 10 m Rechenbreite zumindest eine Bypassöffnung vorzusehen (Larinier, 1996; Adam et al., 2005). Der Bypass sollte mindestens 0,5 -1,0 m breit sein (Travade & Larinier, 1992) und eine Wassertiefe von $\geq 0,4$ m ausmachen (Larinier & Travade, 2002; Blasel, 2011). Die Wassertiefe kann aber (auf Kosten der Breite) auch erhöht werden, um die Wirksamkeit zu verstärken (Travade & Larinier, 1992). Ebel (2013) empfiehlt Mindesttiefen von 0,6-0,9 m für Gewässer mit breitem Artenspektrum. Blasel (2010) konnte bei seitlichen Bypässen Smoltpassagen bei 40 cm breiten und 30 cm tiefen Bypässen feststellen. Geringere Wassertiefen (~25 cm) wurden nur bei größeren Bypassbreiten (z. B. 1,3 m bei WKV oder Rotenfels; gesamte Rechenbreite) in vergleichbarem Ausmaß angenommen (Blasel, 2010). Abgelöste Überfallstrahlen können abschreckend wirken und sind daher zu vermeiden (Blasel, 2010).

Meist werden für Fischabstiegsanlagen zwischen 2-12 % des aktuellen Abflusses benötigt (Ferguson et al., 1998; Larinier & Travade, 1999; Larinier et al., 2002). Bei schräger Anordnung können geringere Mengen erforderlich sein (2 % bei schräger und 5 % bei rechtwinkliger Anordnung laut Odeh & Orvis, 1998). Am Columbia River werden zwischen 5 und 10 % des Turbinenabflusses dotiert (Ferguson et al., 1998). Jedenfalls sollte eine kontinuierliche Dotation erfolgen.

Die Fließgeschwindigkeit im Bypasseinlauf muss mindestens der rheoaktiven Fließgeschwindigkeit und der Anströmgeschwindigkeit entsprechen und etwas über der Tangentialgeschwindigkeit liegen (0,3-1,5 m/s laut Ebel, 2013). Es werden Eintrittsgeschwindigkeiten, die dem 1,2-2-fachen der Anströmgeschwindigkeit entsprechen empfohlen (laut Raynal et al., 2013 z. B. $\sim 1,25$ von V_A). Hohe Werte müssen zwar nicht zwingend zu einer Meidereaktion führen, bei 20 cm großen Lachssmolts wurde jedoch ein Meideverhalten im Bereich der Sprintgeschwindigkeit festgestellt ($\sim 2,2$ m/s; Haro et al., 1998).

Zudem sollte sich die Fließgeschwindigkeit stetig erhöhen (z. B. durch trichterförmige Ausgestaltung des Einlaufs) und somit die passive Verdriftung begünstigen und ein Verlassen des Bypasses unterbinden (Jamieson et al., 2007). Jedoch sind Turbulenzen und abrupte Strömungsumlenkungen zu vermeiden (Travade & Larinier, 1992). Bei gekrümmtem Verlauf muss ein Kurvenradius von mindestens 3 m eingehalten werden (Turnpenny et al., 1998; Adam et al., 2005; Blasel, 2010).

4.3.3 Rückführung ins Unterwasser

Die Bypassauslässe können zwar grundsätzlich verlängert werden (z. B. durch Rampen, Gleiten, Rutschen, Röhren etc.). Es ist dabei jedoch zu beachten, dass die Fließgeschwindigkeit in solchen Strukturen <7-8 m/s beträgt und die Fische nicht durch raue Strukturen geschädigt werden.

Da Fische bei einer direkten Einleitung ins Wasser zu stark abgebremst werden, kann die Rückführung oberhalb der Wasseroberfläche (im freien Fall) erfolgen (Taft, 1986) und zwar ca. 1,8-2,4 m (maximal aber 2,5 m; Hefti, 2012) oberhalb des Unterwasserstandes (Odeh & Orvis, 1998).

Laut Adam et al., (2005) sollte die Wassertiefe dabei zumindest ein Viertel der Absturzhöhe und mindestens 0,9 m betragen. Können diese Grenzwerte nicht eingehalten werden (z.B. in kleineren Gewässern), bedarf es genauerer Untersuchungen um dennoch sicherstellen zu können, dass abwandernde Fische das Unterwasser unbeschadet erreichen können. Aufprallgeschwindigkeiten <15-16 m/s werden empfohlen (Taft, 1986). Dies tritt zum Beispiel bei 13 m Fallhöhe in einem Wasserstrahl eingebettet auf (Bell & Delacy, 1972). Ideale Aufprallgeschwindigkeiten sind jedenfalls <13 m/s bei gleichzeitig ausreichender Unterwassertiefe (Adam et al., 2005). ASCE (1995) fordert hingegen Aufprallgeschwindigkeiten von <7-8 m/s. Vor allem bei kleinen Fischen herrschen günstigere Überlebenschancen, wenn sie das Unterwasser losgelöst vom Wasserstrahl erreichen. Bei großen Fischen hat dies keinen Einfluss auf das Verletzungsrisiko (Adam et al., 2005). Langzeitstudien zu den Überlebensraten nach solchen Passagen fehlen jedoch weitgehend.

Da Fische oft desorientiert reagieren, sollte die Einleitung in turbulente Zonen vermieden werden. Zudem können Maßnahmen zur Reduktion der Sauerstoffkonzentration (Larinier et al., 2002) oder zur Verminderung des Räuberdrucks (Ruggles & Murray, 1983) erforderlich sein.

4.3.4 Geöffnete Wehrfelder, Wehrüberfälle oder Grundablässe

Wehrfelder werden zumindest teilweise (bei höherer Wasserführung) von abwandernden Arten genutzt. Das Verletzungsrisiko hängt hierbei von der Ausformung der Wehrkrone (mit oder ohne Strahlaufreißer), der Fallhöhe und der Wassertiefe im Unterwasser ab. Bei vollständig geöffneten Wehrfeldern, ausreichender Wassertiefe und fehlenden Störkörpern sind Fischschädigungen unwahrscheinlich (Taft, 1986). Beim Rocky Reach Dam konnten bei 850 m³/s Überlebensraten von Coho-Lachsen von 99,6 % erzielt werden. Für eine Eignung als alternativer Wanderkorridor müssten zumindest 50 % des Abflusses (abhängig von lokalen Verhältnissen) über die Wehrfelder abgegeben werden (Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung, 1998; Holzner, 1999).

Da Abwanderungen (z. B. bei Smolts) jedoch oft bei Wasserständen unter Mittelwasser stattfinden, wo meist kein Wehrüberfall stattfindet, bleibt die Anwendbarkeit dieser Option fraglich (Holzner, 1999). Außerdem ist dieser Migrationskorridor nur für oberflächennah abwandernde Fische geeignet. Für bodenorientierte Arten müssten zudem bodennahe Ablässe geöffnet werden, wobei eine gefahrlose Passage nur bei Stauhöhen von bis zu 10 m gegeben ist. Bei höheren Stautiefen können Verletzungen aufgrund des Druckunterschiedes entstehen (Bös et al., 2012).

4.4 Sonstige Optionen

4.4.1 Fischaufstiegsanlagen

Die Anforderungen für eine optimale Positionierung einer Fischaufstiegs- und Fischabstiegsanlage sind nicht immer vereinbar. So wird zum Beispiel gefordert, dass der Ausstieg der Fischaufstiegsanlage nicht direkt am Rechen situiert ist, um ein unfreiwilliges Verdriften der Fische zu vermeiden (DVWK, 1996). Damit ist der Ausstieg des Fischaufstiegs oft zu weit flussauf situiert, um von abwandernden Fischen als potentieller Migrationskorridor wahrgenommen zu werden. Fischaufstiegsanlagen, die nur für den Aufstieg konzipiert wurden, sind daher als Bypass für abwandernde Arten oft ungeeignet (Agostinho et al., 2007; Pelicice & Agostinho, 2012).

Auch wenn nicht grundsätzlich von einer Eignung als Abwanderkorridor ausgegangen werden kann, wird immer wieder von dokumentierten Abwanderungen in Fischaufstiegshilfen (FAH) berichtet (Ratcke, 1997). Ob es sich dabei um zufällige Passagen handelt, oder ob sich eine FAH auch wirklich zum Abstieg eignet, muss im Einzelfall (zum Beispiel anhand von Monitoringdaten) überprüft werden. Beim Kraftwerk Lehen (Salzach), wo der Ausstieg des Fischaufstiegs unweit des Querbauwerks situiert ist, wurden beim Monitoring auch mehrere abwandernde Fische beobachtet (Petz-Glechner, 2014).

Bei Neuplanungen muss im Einzelfall geprüft werden, ob ein Bypass so konzipiert werden kann, dass er sowohl für flussauf als auch für flussabwärts gerichtete Wanderungen geeignet ist. Zudem besteht die Möglichkeit, den Bypass in die Fischaufstiegsanlage münden zu lassen und so den benötigten Abfluss auch gleichzeitig als Lockströmung für den Fischaufstieg nutzbar zu machen (Adam et al., 2005).

4.4.2 Kombinierte Lösungen für Fischab- und -aufstieg

Teilweise existieren auch schon Lösungen, die darauf abzielen, die Konnektivität sowohl flussauf als auch flussab wiederherzustellen. Beispiele hierfür sind die Fischliftschleuse (Hohenwarter, 2015), die Hydroconnect Turbine (Zeiringer et al., 2015; Hydroconnect, 2016) oder Wasserkraftschnecken in Kombination mit Fischaufstiegsschnecken. Die Fischliftschleuse wurde in Österreich am KW Leser (Löllingbach) und am KW TIAG (Gurk) zumindest von Bachforellen und Koppen zum Aufstieg genutzt (Führer & Zeiringer, 2015). Hinsichtlich des Abstiegs liegen jedoch noch keine Ergebnisse vor. Beim KW Pilsing konnte beim Monitoring der Fischaufstiegsschnecke jedoch auch der schadlose Abstieg mehrerer Regenbogenforellen über die Wasserkraftschnecke dokumentiert werden (Mitterlehner & Pfigl, 2016).

4.4.3 Schiffs- und Bootsschleusen

Schiffsschleusen können zwar vereinzelt dem Fischabstieg dienen, aufgrund der meist ungünstigen Lage (strömungsberuhigt) sowie der diskontinuierlichen Betriebsweise eignen sie sich nur bedingt als alternativer Wanderkorridor. Wird die Schleuse jedoch auch als Migrationskorridor gestaltet und in diesem Sinne günstig situiert (d.h. unmittelbar beim Kraftwerk) und mit einem erheblichen Teil des Abflusses dotiert (wenn möglich kontinuierlich), ist die Anwendung für einen Fischauf- und -abstieg denkbar (Jolimaitre, 1992; Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung, 1998).

5 Fazit/ Schlussfolgerungen

Vorliegende Literaturstudie zum Thema Fischschutz und Fischabstieg versucht, die aktuelle Fachliteratur zum Thema zusammenzufassen und somit einen Überblick über den aktuellen Stand des Wissens zu vermitteln. Der Themenkreis Fischschutz und Fischabstieg befasst sich damit, Fische vor den potentiellen Gefahren einer Passage von Wasserkraftturbinen bestmöglich zu schützen und ist direkt mit der Bereitstellung eines oder mehrerer sicherer Korridore verknüpft, die Fischen flussab gerichtete Wanderungen ermöglichen sollen.

Alle heimischen Fischarten sind so genannte potamodrome Arten und wandern demzufolge ausschließlich innerhalb von Flusssystemen bzw. zwischen Seen und Fließgewässern. Wanderungen zu bestimmten Lebensräumen treten bei allen Arten auf, sind aber in ihrem Ausmaß und ihrer Bedeutung je nach Fischart unterschiedlich stark ausgeprägt. Besonders die dabei zurückgelegten Distanzen sind je Art bzw. Wanderungsgilde verschieden und für viele Arten bis dato nur sehr wenig erforscht. Die existierende Einteilung in Lang-, Mittel- und Kurzstreckenwanderer bietet einen hilfreichen Überblick hinsichtlich der zurückgelegten Wanderungsdistanzen, sollte aber jedenfalls hinterfragt und durch zukünftige Studien geschärft und adaptiert werden. Besonders in die Klassen der Mittel- und Kurzstreckenwanderer wurden viele Arten lediglich aufgrund von Analogieschlüssen zugeteilt, auch die Klassengrenze von 30 km scheint eher willkürlich getroffen worden zu sein, als auf Daten/Studien zu basieren. Bei einigen Arten bzw. Beständen der Kurzstreckenwanderer (siehe Tabelle 2), darunter Äsche und Bachforelle (Seeforelle) sowie mehreren Cypriniden können durchaus längere Wanderungen auftreten. Es ist aus Sicht der Autoren jedenfalls anzuraten, Arten bzw. deren Wanderverhalten nicht starr nach diesem Einteilungsschema zu beurteilen, sondern jedenfalls mögliche Abweichungen davon in Betracht zu ziehen. Die große Mehrheit der Kleinwasserkraftwerke Österreichs ist an Gewässern der Forellen-, Äschen- und Barbenregion situiert. Während Bachforellen, besonders in Oberläufen eher kurze Strecken (wenige Kilometer) wandern, erhöhen sich die typischen Wanderungsdistanzen der Leitarten Äsche bzw. Nase und Barbe und die damit verbundenen Ansprüche hinsichtlich eines offenen Gewässerkontinuums in Richtung der Unterläufe. Außerdem werden die Ansprüche aufgrund des vielfältigeren Artenspektrums im Längsverlauf vielfältiger.

Wanderdistanzen sind auch immer mit Habitatverfügbarkeit verknüpft. Zum Beispiel werden Bachforellen aus kleinen Gewässern mit zunehmendem Wachstum in größere Gewässer abwandern, um neue Nahrungsquellen zu erschließen. Dadurch gelangen sie möglicherweise in Flussabschnitte, die weit von ihrem Geburtsgewässer entfernt sein können. Wandern diese

Tiere zum Laichen zurück an den Ort ihrer Geburt (homing), können auch bei der Forelle Wanderungen über längere Distanzen auftreten. Aber auch umgekehrt kann es sein, dass alle von einer Art benötigten Teillebensräume auf kurzen Abschnitten verfügbar sind und zum Erhalt einer funktionsfähigen Population kürzere Wanderungen ausgeführt werden, als dies für dieselbe Art sonst üblich/typisch ist.

Unabhängig von den Ursachen oder Motiven (Kap. 3) treten Wanderungen jedenfalls und in beide Richtungen auf, also gegen die Strömung flussauf und mit der Strömung flussab. Fische orientieren sich bei ihren Wanderungen vorwiegend an der Hauptströmung. Während bei flussauf gerichteten Wanderungen ein Einwandern in Turbinen aufgrund hoher Strömungsgeschwindigkeiten de facto unmöglich ist und daher auch keine Verletzungsgefahr von Turbinen ausgeht, ist hinsichtlich der Abwanderung der Wanderkorridor durch die Turbine mit Verletzungs- bzw. Mortalitätsrisiko verbunden. Da Fische auf ihrer Wanderung flussab, wie bereits erwähnt, der Hauptströmung folgen, gelangen sie im Bereich von Kraftwerksanlagen im Regelbetrieb unweigerlich in den Nahbereich (Einflussbereich) des Turbineneinlaufs. Nun gibt es grundsätzlich zwei Möglichkeiten: (1) Fische gelangen in die Turbine und passieren diese, oder (2) sie können effektiv vor dem Einzug in die Turbine geschützt und zu einem alternativen Abstiegskorridor geleitet werden.

Ob bzw. in welchen Prozentsätzen Fische Wasserkraftturbinen schadlos durchwandern können, hängt in erster Linie vom Turbinentyp ab. Auch wenn keine genauen Zahlen für die österreichische Kleinwasserkraft vorliegen, so ist doch bekannt, dass die überwiegende Zahl an Kleinkraftwerken aktuell entweder mit Kaplan- oder Francisturbinen ausgestattet ist. Beide Turbinentypen verursachen, im Vergleich zu alternativen („fischschonenden“) Turbinentypen (VLH, Alden, Wasserkraftschecke etc.) erhebliche Fischschädigungen (Kap. 4.1), wenngleich Kaplanturbinen auf Grund ihres Einsatzbereiches jedenfalls weniger problematisch sind als Francisturbinen (insb. Francis-Spiralturbinen). Die auftretenden Schädigungsraten sind vom Zusammenspiel mehrerer Parameter, wie der Drehzahl, der Schaufelzahl und -abstand, der Fallhöhe, Turbinendurchmesser etc. abhängig und schwanken auch je nach Fischart, Fischgröße, Altersstadium etc.; außerdem müssen direkte/unmittelbare Schädigungen und sekundäre Mortalität, die erst Tage oder sogar Wochen nach der eigentlichen Turbinenpassage auftreten kann, berücksichtigt werden (vgl. Kap 4.1).

Der Idealfall aus fischökologischer Sicht wäre jedenfalls, wenn alle abwandernden Fische in der Lage wären, eine Turbine schadlos zu durchschwimmen, was aber bis dato für keinen am Markt befindlichen bzw. etablierten Turbinentyp belegt ist. Aktuell läuft zum Thema Turbinenpassage ein sehr aufwendiges Forschungsprojekt in Bayern, das sich mit

Fischschädigung beim Durchgang durch unterschiedliche Turbinentypen beschäftigt. Der Fokus dieses Projekts liegt dabei auf der Untersuchung so genannter alternativer Turbinentypen (z. B. VLH-Turbine, Wasserkraftschnecke), aber auch einzelne Standorte mit Kaplan-turbine werden in Fallstudien bearbeitet. Konkrete, wissenschaftlich fundierte Ergebnisse zu den Verletzungs- bzw. Mortalitätsraten der untersuchten Turbinen(typen) für die untersuchten Standorte bzw. daraus ableitbare Generalisierungen, die zumindest für die bei den Versuchen verwendetet Fischarten (bis auf den Aal, alle auch für Österreich relevant) anwendbar sein werden, können für 2020 erwartet werden (Vortrag Piet Linde, Forum Fischschutz, Dresden). Bekannt ist aber bereits, dass bei allen bisher untersuchten Anlagen bzw. Turbinen Schädigungen an Fischen auftreten. Generell kann gefolgert werden, dass in Kleinkraftwerken aktuell sowohl Turbinen mit Schädigungsraten bis zu 100% (z. B. Pelton-Turbine) als auch Turbinen mit sehr geringen Schädigungsraten (z. B. Schneckenturbinen) im Einsatz sind, eine tatsächlich „fischfreundliche“ Turbine ohne negative Folgen für abwandernde Fische aber bis dato nicht bekannt ist.

Jedenfalls gilt: Je höher die Schädigungsraten von Turbinen, desto wichtiger wird es, Fische vor der Turbinenpassage zu schützen. Den effektivsten Schutz vor Eintritt in eine Turbine bieten mechanische Barrieren; das sind im Wesentlichen Rechenanlagen in unterschiedlichen Ausführungsvarianten (Kap. 4.2). Hinsichtlich des effektiven Schutzes kann die Faustregel angewandt werden, dass die lichte Weite (der Stababstand) einer Rechenanlage mit 10 multipliziert werden kann, um die Länge der Fische zu ermitteln, die mittels Rechen vom Turbineneinzug geschützt werden können. Ein Rechen mit einem Stababstand von 1 cm schützt also Fische ab ca. 10 cm Länge. Freilich spielen Fischart und Körperform dabei eine gewisse Rolle, aber nachdem der Aal in Österreich nicht von Relevanz ist, erscheint diese Faustregel in der Praxis jedenfalls anwendbar. Eine detaillierte Aufstellung der relativen Körperbreiten findet sich in Ebel (2013).

In Österreich wird über die Rechenstabweite bei relevanten wasserrechtlichen und naturschutzrechtlichen Verfahren aktuell im Einzelfall entschieden. Für einige Länder Deutschlands sind rechtliche Regelungen über maximal zulässige lichte Weiten in Kraft, die zum Teil auf Aal bzw. abwandernde Lachssmolts abgestimmt sind und daher entsprechend geringe Stababstände fordern (Tab. 7). In der Schweiz gilt aktuell ein maximaler Stababstand von 2 cm als Grenzwert, unabhängig von der Größe der Anlage. Im benachbarten Südtirol wird aktuell behördlich ein maximaler Stababstand von 15 mm vorgeschrieben. Sollte dieser Stababstand aufgrund großer Wassermengen tatsächlich technisch nicht machbar sein, werden zusätzlich zum Rechen (elektrische) Fischeinrichtungen vorgeschrieben.

Neben der lichten Weite, ist die Anströmgeschwindigkeit als zweiter entscheidender Rechenparameter zu nennen. Auch hinsichtlich dieses Parameters lässt sich aus der

verfügbaren Literatur ein grober Richtwert ableiten. Die maximale Anströmgeschwindigkeit eines Rechens sollte 50 cm/s nicht übersteigen. Bis zu diesem Grenzwert ist ein Großteil der Fischarten bzw. deren Altersstadien, die durch den Rechen geschützt sind, manövrierfähig und die so genannte Rechenmortalität, die durch ein Anpressen der Fische an den Rechen verursacht wird, weitestgehend vermeidbar. Um dem unterschiedlichen Arteninventar bzw. der Fischregion gerecht zu werden, hat die Schweiz den Richtwert der maximalen Anströmgeschwindigkeit für die Barben- und Brachsenregion mit 30 cm/s festgelegt.

Unabhängig von der Gestaltung und Anordnung der Rechanlage bleibt freilich der Umstand, dass Fische, die aufgrund ihrer geringen Länge/Größe in der Lage sind, den Rechen zu überwinden, diesen auch tatsächlich passieren werden und in weitere Folge in die Turbine gelangen. Dann hängt es wieder von der weiter oben schon angesprochenen Schädigungsrate der Turbine ab, ob zusätzliche Barrieren (Verhaltensbarrieren) notwendig werden, um den Fischschutz weiter zu verbessern oder ob eine gewisse Verletzungs- bzw. Mortalitätsrate als akzeptabel erachtet werden kann. Nachdem Stababstände unter 1 cm in der österreichischen Kleinkraftwerkslandschaft, wahrscheinlich auch zukünftig, technisch nicht realisierbar sind, können Fische erst ab einer Körperlänge von ca. 10 cm vom Turbinendurchgang geschützt werden. Daher gilt es, im Sinne eines möglichst optimalen Fischschutzes, zusätzlich den Einbau möglichst fischschonender Turbinen zu fördern.

Fische vor dem Einzug in Turbinen und den damit verbundenen Schädigungen zu schützen, ist ein wesentliches Ziel im Sinne des Umwelt-, Tier- und Artenschutzes. Aber zur Herstellung einer funktionierenden Migrationsachse an Wasserkraftanlagen ist es ebenso zentral, flussab wandernden Fischen Möglichkeiten einzuräumen, die Kraftwerksanlage sicher und verletzungsfrei zu überwinden.

Nachdem die Hauptströmung generell in Richtung Turbine führt und dieser Wanderkorridor durch entsprechende Fischschutzmaßnahmen weitestgehend blockiert sein soll, ist es jedenfalls vernünftig, Fischschutzvorrichtung (Rechen) und Fischabstiegsmöglichkeit kombiniert anzuordnen. Wie auch bei Fischaufstiegshilfen, ist ein Platzieren der Einstiegsmöglichkeit in einen Bypass so nahe wie möglich am Wanderhindernis als optimal anzusehen. Idealerweise - und so kann ein aktueller Stand des Wissens skizziert werden - leitet der Fischschutzrechen also direkt zu einem Bypass. So können auch Suchverhalten und damit verbundene Verzögerungen im Fischabstieg weitgehend verhindert werden. Ebenfalls ideal wäre eine vertikale, von der Oberfläche bis zur Sohle durchgehende Bypassöffnung. Ein derartiger „vertical-slot“ bietet sowohl für bodennah als auch oberflächlich wandernde Fische optimale Einstiegsmöglichkeiten in den Bypass. In Kapitel 4.3 sind aus der Literatur verfügbare Varianten und Möglichkeiten der Bypassgestaltung beschrieben. Daraus und aus Fachgesprächen mit Experten im deutschsprachigen Raum wird aber deutlich, dass

hinsichtlich der Gestaltung und Dimensionierung funktionierender Bypässe massiver Forschungsbedarf besteht, da zum einen erst vergleichsweise wenige Anlagen umgesetzt sind und zum anderen fundiertes Monitoring zur Funktionalität existierender Bypässe kaum verfügbar ist. Ein wesentlicher Parameter dafür, ob ein Bypass auch tatsächlich angenommen wird, ist jedenfalls eine langsam und gleichmässig ansteigende Eintrittsgeschwindigkeit in den Bypass und eine turbulenzarme Strömung, ähnlich einem Trichter. Zu rasante Beschleunigung des Wassers am Übergang zum Bypass, kann Fluchtverhalten der Fische auslösen. Das Verhalten der heimischen Fischfauna an Bypässen grundsätzlich und insbesondere hinsichtlich unterschiedlicher Bypassvarianten ist ein bislang kaum beforschtes Themenfeld. Klare Aussagen bzw. konkrete Empfehlungen für unterschiedliche Faunenelemente können aus der Literatur aktuell nicht abgeleitet werden. Einige Beispiele werden anhand der Fallstudien des gegenständlichen Projekts bearbeitet.

Neben einem Fischschutzrechen und einer im Optimalfall direkt angebundenen Fischabstiegsmöglichkeit, sind in der Fischabstiegsthematik auch andere Korridore zur Abwanderung von großer Relevanz.

Je nach Ausbaugrad eines Kraftwerks treten im Jahresverlauf Phasen von Wehrüberlauf auf. Ansteigende Wasserstände sind als Auslöser für Wanderaktivität bekannt. Im Überwasserfall verlagert sich die Hauptströmung sukzessive vom Triebwasserweg hin zum Wehrüberlauf, der im Hochwasserfall schließlich den primären Wanderkorridor für Fische repräsentiert. Entsprechend wichtig ist es, dass dieser Korridor von Absteigern gefahrlos angenommen werden kann. Daher sind Themen wie ausreichende Wassertiefen unterhalb von Wehren sowohl bei Neubau aber auch bei Revitalisierungen von großer Bedeutung und sollten, sofern technisch machbar, in entsprechenden Verfahren jedenfalls Beachtung finden.

Auch im Regelbetrieb können, neben einem Bypass in Kombination mit der Fischschutzeinrichtung, weitere Wanderkorridore von großer Bedeutung sein. Es ist zwar grundsätzlich belegt, dass Fischaufstiegshilfen auch für den Abstieg genutzt werden, konkrete Studien zur Effizienz von FAHs für Wanderungen flussab sind jedoch international kaum verfügbar. Aus den vorläufigen Ergebnissen der im Rahmen des Projekts Fischschutz und Fischabstieg in Österreich laufenden Fallstudien kann abgeleitet werden, dass die potentielle Bedeutung der FAHs als Abstiegskorridor bisher unterschätzt geblieben ist. Dabei bieten sich z. B. in manchen Situationen Möglichkeiten an, Fischaufstiegshilfe und Bypass für den Fischabstieg in einem Anlagenelement, in Verbindung mit entsprechend niedrigen Anströmgeschwindigkeiten am Rechen, zu kombinieren. Ob diese Variante realisierbar ist, ist freilich von den räumlichen Gegebenheiten einer spezifischen Anlage abhängig, da es nicht in allen Situationen möglich sein wird, sowohl Einstieg wie auch Ausstieg einer FAH direkt am Wanderhindernis zu platzieren. Diese Möglichkeit bietet sich generell nur bei sehr kurzen

Stauen an, deren Stauraum von der Fischaufstiegshilfe nicht umgangen werden muss (Sicherung der flussauf gerichteten Passage des Stauraumes). Überlegungen, wie ein oberwasserseitiger, z. B. zweiter Einstieg in eine FAH situiert sein kann, um die FAH als Abstiegskorridor möglichst zu forcieren, sind aber jedenfalls anzuraten. Die Funktionsfähigkeit der FAH darf aber keinesfalls beeinträchtigt werden.

Ein weiterer potentieller Abstiegskorridor ergibt sich v. a. bei Ausleitungskraftwerken, wenn - zusätzlich zur FAH - Restwasser dotiert werden muss. Jene Stellen, an denen die Restwasserabgabe erfolgt, können bzw. sollten so gestaltet sein, dass sich eine (zusätzliche) Abstiegsmöglichkeit für Fische ergibt. Konkrete Gestaltungsmöglichkeiten hängen dabei aber wiederum fallbezogen, von den standörtlichen Rahmenbedingungen ab.

Ganz grundsätzlich hängt die Funktionalität jedes Abstiegskorridors primär von dessen Auffindbarkeit ab. In der oben skizzierten «best practice» Anordnung – mechanischer Fischschutzrechen, der abwandernde Fische im spitzen Winkel direkt zu einem Bypass leitet – ist die Leitwirkung des Rechens ideal und Fische gelangen im unmittelbaren Wanderkorridor direkt zur Abstiegsmöglichkeit. In anderen Situationen, in denen die beschriebene Anordnung von Fischschutz und Bypass nicht realisiert werden kann, müssen/können absteigende Individuen durch andere Verhaltensbarrieren zu einem Abstiegskorridor geleitet werden. Unter den in Kapitel 4.2.2 angeführten Möglichkeiten Fische mittels Verhaltensbarriere zu leiten, sind in erster Linie so genannte Bar-racks sowie im Niedervolt-Bereich arbeitende elektrifizierte Leiteinrichtungen interessant. Aktuell läuft in Österreich ein Forschungsprojekt zum so genannten e-Seilrechen, bei dem durch horizontal gespannte Stahlseile eine «Rechenfläche» entsteht. An die Seile wird Spannung angelegt, und so ein elektrisches Feld generiert, das von abwandernden Fischen gescheut wird. Obwohl die Fische die relativ großen Seilabstände durchschwimmen könnten, soll der e-Seilrechen abwandernde Fische zu einem Bypass leiten. Die vorläufigen Ergebnisse dieses Forschungsprojekts sind vielversprechend und bestätigen jedenfalls die Leitwirkung des Seilrechens.

Der e-Seilrechen ist als Beispiel dafür zu sehen, dass in den nächsten Jahren durchaus neue, innovative Lösungen im Themenfeld Fischschutz und Fischabstieg zu erwarten sind. Es ist davon auszugehen, dass weitere Forschungsarbeiten und Monitoring-Fallstudien mittelfristig jedenfalls praktikable und funktionsfähige Schutz- und Leiteinrichtungen sowie Bypasslösungen hervorbringen werden und den Weg zu einem im Behördenverfahren anwendbaren Leitfaden ebnen. Aktuell wird in Deutschland versucht, einen solchen Leitfaden zu erarbeiten, wobei noch nicht abgeschätzt werden kann, ob der aktuelle Wissensstand zur Erstellung konkreter Richtlinien für die vielfältigen Anlagentypen auszureichend ist.

Beim Neubau von Kleinwasserkraftwerken wird empfohlen, unter Berücksichtigung individueller Gestaltungsmöglichkeiten und des Platzangebotes, grundsätzlich die oben beschriebenen «best practice» Anordnung von Fischschutz, Leiteinrichtung und Bypasslösung umzusetzen. Ein Neubau unterbricht ansonsten jedenfalls bestehende Wanderrouen von Fischen. Bei Bestandsanlagen sind allenfalls auch alternative Möglichkeiten zu prüfen, sollten obenstehende Lösungen nicht umgesetzt werden können, die mit entsprechenden Funktionskontrollen zu begleiten wären.

Die Beurteilung der Relevanz von Fischschutz und Fischabstieg für den Erhalt bzw. die Stärkung von Populationen der verschiedenen heimischen Fischarten muss aktuell im Einzelfall beurteilt werden. Hierbei wird empfohlen alle Anlagenteile und die damit verbundenen potentiellen negativen sowie positiven Auswirkungen in eine Beurteilung der Populationsentwicklung miteinzubeziehen.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ausgewählte Literaturbeispiele und darin behandelte Themen (X: schwerpunktmäßig behandelt; x: thematisiert).	8
Tabelle 2: Migrationscharakteristika heimischer Flussfischarten (aus Jungwirth et al., 2003b; verändert nach Zitek et al., 2007). Eine detailliertere Zusammenstellung unter Berücksichtigung des Gefährdungsgrades, des Vorkommens, etc. der Arten ist Zitek et al. (2007) zu entnehmen. Im Fall der mit einem Pfeil markierten Arten ist aus Sicht der Autoren zu hinterfragen, ob die getroffene Einteilung zutrifft (↑ Vorschlag der Einstufung in eine höhere Klasse).	12
Tabelle 3: Vertikale Differenzierung des Wanderkorridors bei ausgewählten Arten bzw. Artengruppen (verändert nach Ebel, 2013).	21
Tabelle 4: Beispiele für flussab gerichtete Wanderungen im Zuge der Reproduktion. Die Spalte ‚Typ‘ bezieht sich auf die derzeit gültige Einstufung des Wandertyps: K = Kurzstreckenwanderer, M = Mittelstreckenwanderer.	23
Tabelle 5: Beispiele für flussab gerichtete Wanderungen subadulter und adulter Fische. Die Spalte ‚Typ‘ bezieht sich auf die derzeit gültige Einstufung des Wandertyps: K = Kurzstreckenwanderer, M = Mittelstreckenwanderer.	27
Tabelle 6: Ergebnisse von Freilandstudien zu Fischschäden in Wasserkraftschnecken (verändert und ergänzt nach Ebel, 2013). Farblich hinterlegte Daten stammen aus Ebel (2013). In der Originaltabelle sind zusätzliche Informationen zu technischen Details der untersuchten Anlagen und zur Untersuchungsmethodik angegeben. N = auf Schädigung untersuchte Individuenzahl; TL = Totallänge [cm]; S = Schädigungsrate [%]. Die Untersuchungen am Standort Hydroconnect wurden an der Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke durchgeführt und fassen die Ergebnisse auf- und abgewanderter Individuen zusammen.	38
Tabelle 7: Lichte Weiten bei Rechenanlagen (blau: rechtlich festgelegt; weiß: Literaturempfehlung).	42
Tabelle 8: Empfehlungen zur maximalen Fließgeschwindigkeit am Rechen.	46
Tabelle 9: Zurückgehaltene Fische (nach Art und Länge) bei einem Rechen mit 20 mm Stababstand.	47
Tabelle 10: Beispiele für Vertikal- und Horizontalrechen.	48
Tabelle 11: Beispiele für den Fisch- und Treibgutableiter nach Gluch & Ebel	50
Tabelle 12: Beispiele für Wedge-Wire Screens	51
Tabelle 13: Projekte mit integriertem Opperman screen (KLAWA, 2014).	56
Tabelle 14: Beispiel für Rotationsrechen	60
Tabelle 15: Vorteile, Nachteile und Best Practice Beispiel der einzelnen mechanischen Barrieretypen. Die Farben reflektieren die Eignung hinsichtlich des Fischschutzes in	

Österreich: grün = geeignet; gelb = unter gewissen Bedingungen geeignet; rot = eher nicht geeignet).	61
Tabelle 16: Beispiele für akustische Verhaltensbarrieren (<i>Turnpenny, 2016</i>)	69
Tabelle 17: Vorteile, Nachteile und Best Practice Beispiel der einzelnen mechanischen Barrieretypen. Die Farben reflektieren die Eignung hinsichtlich des Fischschutzes in Österreich: grün = geeignet; gelb = unter gewissen Bedingungen geeignet; rot = eher nicht geeignet).	72

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Konzeptionelle Darstellung von Maßnahmen zum Fischschutz und –abstieg.	7
Abbildung 2: Schematische Darstellung von Fischwanderungen, basierend auf drei funktionalen Habitattypen: Refugialhabitat, Nahrungshabitat und Laichhabitat. (aus Lucas et al., 2001).	10
Abbildung 3: Muster bzw. Mechanismen flussab gerichteter Wanderung junger Fische. Gepunktete Linie: Wandergeschwindigkeit. Strichlierte Linie: Fließgeschwindigkeit. (aus Pavlov et al., 2008)	20
Abbildung 4: Hypothetische Verteilung der Sterblichkeitsraten und ihre Ursachen bei der Passage von Niederdruckturbinen in Relation zur Körpergröße. (aus Coutant & Whitney, 2000).	31
Abbildung 5: Alden Turbine (aus Cada, 2001).	35
Abbildung 6: Very Low Head (VLH) Turbine (aus Ebel, 2013).	37
Abbildung 7: Links: Wasserkraftschnecke; Rechts: Drehrohr-Doppelwasserkraftschnecke.	39
Abbildung 8: Rechtslage zur lichten Weite bei Fischabstiegsanlagen (*obwohl rechtlich nicht vorgeschrieben orientiert sich Nordrhein-Westfalen an den artspezifischen Empfehlungen nach Dumont et al., 2005 und Baden-Württemberg wendet in der Praxis bei kleinen Anlagen <20 mm und in besonderen Fällen sogar weniger an).	44
Abbildung 9: Graphische Darstellung der Anström- (V_A), Normal- (V_N) und Tangentialgeschwindigkeit (V_T) (aus Dumont et al., 2005)	45
Abbildung 10: Vertikal- und Horizontalrechen (links: Vertikalrechen im Längsschnitt mit oberflächennaher Abstiegsrinne; rechts: Horizontalrechen in Draufsicht mit seitlich angeordnetem Bypass) (aus Dumont et al., 2005).	48
Abbildung 11: Schematische Skizze eines Buchtenkraftwerks	49
Abbildung 12: Wedge-wire screen (links: Dumont et al., 2005; rechts: Adam & Lehmann, 2011).	51
Abbildung 13: Eicher Screen (aus Larinier & Travade, 2002).	52
Abbildung 14: Coanda Wasserfassung im Lechtal, Tirol (Foto: wasserkraft.npage.at/coanda-funktion.html)	54
Abbildung 15: Coanda Wasserfassung (Bös et al. 2012; U.S. Department of Interior, 20006).	55
Abbildung 16: Opperman Screen/ FischSchonRechen (aus Hassinger, s.a.)	56
Abbildung 17: Fischschonrechen an der Isar mit 15 mm lichtem Stababstand (KLAWA, 2014)	57
Abbildung 18: Chan-Bar (Adam & Lehmann, 2011).	58
Abbildung 19: Horizontal umlaufender Barriererechen	59
Abbildung 20: Vertikal umlaufender Barriererechen (www.hydroenergie.de/referenzen.html , aus Hefti 2012).	60

Abbildung 21: Leitwirkung entlang eines Louver Screen (<i>Bös et al., 2012</i> nach <i>Adam et al., 2005</i>).	65
Abbildung 22: Unterschied zwischen Louver, Bar Rack und Modified Bar Rack (von <i>Kriewitz et al., 2015</i>)(<i>Kriewitz, 2015</i>)	65
Abbildung 23: : Ergebnisübersicht zur Leiteffizienz der Versuchsreihen mit (a) Barben und (b) Schneidern; Angaben in Legende: Rechenneigung [°], Stabwinkel [°], Lichte Weite [cm], Anströmgeschwindigkeit [m/s], SL = Sohlleitwand; (<i>Kriewitz et al., 2015</i>).	66
Abbildung 24: Verschiedene Bypassanordnungen (<i>Adam & Lehmann, 2011</i>)	74

Literaturverzeichnis

Adam B., Bosse R., Dumont U., Hadderingh L., Jörgensen L., Kalusa B., Lehmann G., Pischel R., & Schwevers U. (2005) Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. DWA Merkblatt pp. 256. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall,

Adam B., Kampke W., Engler O., & Lindemann C. (2009a) Ethohydraulische Tests zur Rauigkeitspräferenz kleiner Fischarten und Individuen. Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse (ed. by B. Adam and B. Lehmann), Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.

Adam B. & Lehmann B. (2011) Ethohydraulik - Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Adam B., Lindemann C., Kampke W., & Lehmann B. (2009b) Ethohydraulische Tests zur Passierbarkeit von Schlitzen. Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse (ed. by B. Adam and B. Lehmann), Springer Verlag, Berlin/Heidelberg.

Adam B. & Schwevers U. (2003) Untersuchung der Aalabwanderung über einen Feinstrechen mit Bypassrinne. .

Adam B., Schwevers U., & Dumont U. (1999) Beiträge zum Schutz abwandernder Fische, Verhaltensbeobachtungen in einem Modellgerinne. Bibliothek Natur & Wissenschaft, **16**, 1–63.

AG-FAH (2011) Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs) . .

Agostinho A.A., Marques E.E., Agostinho C.S., De Almeida D.A., De Oliveira R.J., & De Melo J.R.B. (2007) Fish ladder of Lajeado Dam: Migrations on one-way routes? Neotropical Ichthyology, **5**, 121–130.

Alden (2016) Available at: <https://www.aldenlab.com/>.

Amaral S., Allen G., & Hecker G. (2009) Effects Of Hydrokinetic Turbines On Aquatic Life: Effects of Hydrokinetic Turbines on Aquatic Life Turbine Passage and Fish Behavior.

Amaral S. & Sullivan T. Downstream Fish Passage for Sturgeon. .

Amaral S.V. (2001) Turbine passage survival estimates for the Dunvegan hydroelectric project. .

Amaral S.V. (2003) The use of angled bar racks and louvers for guiding fish at FERC-Licensed projects. 37.

Amaral S.V., Taft E.P., Winchell F.C., Plizga A., Paolini E., & Sullivan C.W. (1999) Fish diversion effectiveness of a modular inclined screen system. Innovations in Fish Passage Technology (ed. by M. Odeh),

Amaral S.V., Winchell F.C., Cook T.C., & Cook E.P. (1994) Biological Evaluation of a modular inclined screen for protecting fish at water intakes. .

Anderer P., Dumont U., Massmann E., & Keuneke R. (2012) Wasserkraftnutzung in Deutschland. .

Anderer P. & Hermens G. (2015) Strategien zur Realisierung von Fischschutz und Fischabstieg an großen und kleinen Gewässern. Ingenieurbüro Floecksmühle.

Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung (1998) Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit der Staustufe Wahnhausen in der Fulda, im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, 2 Bände. .

Arnekleiv J.V., Kraabø I M., & Museth J. (2007) Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. Hydrobiologia, **582**, 5–15.

ASCE (American Society of Civil Engineers) (1995) Guidelines for Design of Intakes for Hydroelectric Plants. .

ATV-DVWK (2002) Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen: Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle (Entwurf). .

ATV-DVWK (2004) Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. .

Baras E. (1992) Étude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluvial, *Barbus barbus* (L). *Cahiers d'Ethologie*, **12**, 125–442.

Baras E. (1995) Seasonal activities of *Barbus barbus*: effect of temperature on time-budgeting. *Journal of Fish Biology*, **46**, 806–818.

Baras E. (1998) Selection of optimal positioning intervals in fish tracking: an experimental study on *Barbus barbus*. *Advances in Invertebrates and Fish Telemetry* pp. 19–28. Springer Netherlands, Dordrecht.

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

Bardonnnet A., Gaudin P., & Persat H. (1991) Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology*, **26**, 365–376.

Bates D.W. & Vinsonhaler R. (1957) Use of louvers for guiding fish. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **86**, 38–57.

Bell M.C., Copp H.D. & Delacy A.C. (1972) A compendium on the survival of fish passing through spillways and conduits. U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division

Bernoth E.M. (1990) Schädigung von Fischen durch Turbinenanlagen. *Dt. Tierärztl. Wschr.*, **97**, 161–163.

Bestgen K.R. & et al. (2000) Exclusion and survival rates of early life stages of fathead minnows released over coanda effect wedge wire screens, Draft report submitted to metro wastewater reclamation district.

Bickford S.A. & Skalski J.R. (2000) Reanalysis and Interpretation of 25 Years of Snake–Columbia River Juvenile Salmonid Survival Studies. *North American Journal of Fisheries Management*, **20**, 53–68.

Blasel K. (2010) Beobachtung von Lachssmolts an Fischabstiegsanlagen unterschiedlichen Bautyps in Baden-Württemberg. 22.

Blasel K. (2011) Beobachtung von Lachssmolts an Fischabstiegsanlagen unterschiedlichen Bautyps in Baden-Württemberg. 22.

BMLFUW (2010) 99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer - QZV Ökologie OG).

Boettcher H., Brinkelmeier B., & Aufleger M. (2014) Flexible Fish Fences.

Bomassi P. & Travade F. (1987) Projet de réimplantation du saumon dans la partie supérieure de l'Allier: expériences sur la possibilité de dévalaison des saumoneaux au barrage hydroélectrique de Poutès. In: Thibault M., Billard R. La restauration des rivières à saumons.

Bös T., Egloff N., & Peter A. (2012) Massnahmen zur Gewährleistung eines schonenden Fischabstiegs an grösseren, mitteleuropäischen Flusskraftwerken - Zwischenbericht zum Literaturstudium.

Böttcher H., Unfer G., Zeiringer B., Schmutz S., & Aufleger M. (2015) Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. Österr. Wasser- und Abfallw., **67**, 299–306.

Brannon E.L. (1984) Influence of Stock Origin on Salmon Migratory Behavior. Mechanisms of Migration in Fishes pp. 103–111. Springer US, Boston, MA.

Bruylants B., Vandelannoote A., & Verheyen R. (1986) The movement pattern and density distribution of perch, *Perca fluviatilis* L., in a channelized lowland river. Aquaculture Research, **17**, 49–57.

Budy P., Thiede G.P., Bouwes N., Petrosky C.E., & Schaller H. (2002) Evidence Linking Delayed Mortality of Snake River Salmon to Their Earlier Hydrosystem Experience. North American Journal of Fisheries Management, **22**, 35–51.

Buell J.W. (2000) Biological Performance Tests of East Fork Irrigation District's Sand Trap and Fish Screen Facility: Phase I 1999.

Čada G., Loar J., Garrison L., Fisher R., & Neitzel D. (2006) Efforts to Reduce Mortality to Hydroelectric Turbine-Passed Fish: Locating and Quantifying Damaging Shear Stresses. *Environmental Management*, **37**, 898–906.

Cada G.F. (1990) A Review of Studies Relating to the Effects of Propeller-Type Turbine Passage on Fish Early Life Stages. *North American Journal of Fisheries Management*, **10**, 418–426.

Cada G.F. (2001) The Development of Advanced Hydroelectric Turbines to Improve Fish Passage Survival. *Fisheries*, **26**, 14–23.

Cada G.F., Coutant C.C., & Whitney R.R. (1997) Development of Biological Criteria for the Design of Advanced Hydropower Turbines.

Calles O. (2016) The performance of upstream and downstream passage facilities for diadromous fish species. *Fish Market*, Roermond 2016.

Calles O., Karlsson S., Hebrand M., & Comoglio C. (2011) Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*, **8**.

Carl L.M. (1995) Sonic tracking of burbot in Lake Opeongo, Ontario. *Transactions of the American Fisheries Society*, **124**, 77–83.

Champion A.S. & Swain A. (1974) A Note on the Movements of Coarse Fish passing through the Ministry's Trapping Installation on the River Axe, Devon. *Aquaculture Research*, **5**, 89–92.

Christie A.E. (1990) A synopsis of Ontario hydro advances to protect and guide fish. 37–44.

Clark C.F. (1950) Observations on the Spawning Habits of the Northern Pike, *Esox lucius*, in Northwestern Ohio. *Copeia*, **1950**, 285.

Clay H.C. (1995) Design of fishways and other fish facilities. CRC Press, Boca Raton.

Clough S., Garner P., Deans D., & Ladle M. (1998a) Postspawning movements and habitat selection of dace in the River Frome, Dorset, southern England. *Journal of Fish Biology*, **53**, 1060–1070.

Clough S., Garner P., Deans D., & Ladle M. (1998b) Postspawning movements and habitat selection of dace in the River Frome, Dorset, southern England. *Journal of Fish Biology*, **53**, 1060–1070.

Clough S. & Ladle M. (1997) Diel migration and site fidelity in a stream-dwelling cyprinid, *Leuciscus leuciscus*. *Journal of Fish Biology*, **50**, 1117–1119.

Cook T.C., Taft E.P., Hecker G.E., & Sullivan C.W. (1993) Hydraulics of a new modular fish diversion screen. *ASCE Proc. Waterpower*, **93**, 318–327.

Courret D. & Larinier M. (2008) Guide pour la conception de prises d'eau "ichtyocompatibles" pour les petites centrales hydroelectriques.

Coutant C.C. & Whitney R.R. (2000) Fish Behavior in Relation to Passage through Hydropower Turbines: A Review. *Transactions of the American Fisheries Society*, **129**, 351–380.

Csar D. & Gumpinger C. (2010) Die Migration der Fischfauna im Unterlauf von Seeache und Zeller Ache unter besonderer Berücksichtigung der Natura 2000 Schutzgüter Perlfisch (*Rutilus meidingeri*) und Seelaube (*Alburnus mento*). Im Auftrag d. Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung

Cuchet M. (2014) Fish Protection and Downstream Migration at hydropower Intakes: Investigation of Fish Behavior under Laboratory Conditions. Technische Universität München.

Cuchet M., Mühlbauer M., Ratschan C., Hartlieb A., & Brinkmeier B. (2011) Behavioural Experiments on the Design of Downstream Fish Passage Facilities for Potamodromous Species. 2792–2798.

Cuchet M. & Rutschmann P. (2014) Laboruntersuchungen zu Fischschutz und Fischabstieg an geeigneten Rechen. 283–293.

Dadswell M.J. & Rulfison R.A. (1994) Macrotidal estuaries: a region of collision between migratory marine animals and tidal power development. *Biological Journal of the Linnean Society*, **51**, 93–113.

Dönni W. & Boller L. (2010) Fischabstieg : Anlagen in Deutschland überzeugen - dokumentation von zwei Anlagen an der Saale in Sachsen-Anhalt.

Dumont U. (2000) Bericht zum Verhalten eines Wedge-wire-screen an einer kleinen Wasserkraft-anlage. Aachen.

Dumont U. (2011) Wasserkraft, Fischschutz und Fischabstieg.

Dumont U. (2012) Fischschutz an Wasserkraftanlagen Was ist machbar? Was ist effizient?

Dumont U. (2013) Zum Stand der Technik einer ökologisch angepassten Wasserkraftnutzung.

Dumont U., Anderer P., & Schwevers U. (2005) Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Dumont U. & Hermens G. (2012) Fischabstiegs- und fischschutzanlagen an der wasserkraftanlage ECI-Centrale in Roermond/Niederlande. *WasserWirtschaft*, 7–8, 89–92.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau E.V.) (1996) Merkblatt 232/1996 - Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn.

Ebel G. (1999) Literaturstudie zu biologischen und technischen Aspekten des Fischschutzes an Wasserentnahmebauwerken und Ableitung von Maßnahmen zur Verringerung des Fischanfalls im Wasserwerk der Oietinverbund GmbH. Studie im Auftrag der Buna Sow Leuna Olefinverbund G.

Ebel G. (2000) Fischereibiologisches Gutachten im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens (Auftraggeber: Günther Tomczak).

Ebel G. (2001) Fischereibiologisches Gutachten zum Neubau der Wasserkraftanlage Halle-Planena (Saaloe) - Teil I: Fischfauna und Fischabstiegsanlage. Gutachten im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens (Auftraggeber: Martin und Andreas Kehl).

Ebel G. (2013) Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen - Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung

und Gestaltung. Mittelungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, Band 4, Halle (Saale).

Ebel G. (2014) Leitrechen-Bypass-System nach Ebel, Gluch & Kehl (2001).

Ebel G., Gluch A., & Kehl M. (2015a) Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems nach Ebel, Gluch & Kehl an Wasserkraftanlagen - Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. *WasserWirtschaft*, **7–8**, 44–50.

Ebel G., Gluch A., & Kehl M. (2015b) Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. *WasserWirtschaft*, **7–8**, 44–50.

Ebel W.J. (1980) Transportation of Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, and steelhead, *Salmo gairdneri*, smolts in the Columbia River and effects on adult returns. *Fish. Bull.*, **78**, 491–505.

Edler C., Diestelhorst O., & Kock M. (2011) Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. 1–56.

Elliott J.M. (1986) Spatial Distribution and Behavioural Movements of Migratory Trout *Salmo trutta* in a Lake District Stream. *The Journal of Animal Ecology*, **55**, 907.

Environmental Agency (2016) Testing the effectiveness of fish screens for hydropower intakes.

EPRI (Electric Power Research Institute) (1992) Fish entrainment and turbine mortality and guidelines. Research project 2694-01.

EPRI (Electric Power Research Institute) (2001) Evaluation of angled bar racks and louvers for guiding fish at water intakes. Technical report 1005193.

EPRI (Electric Power Research Institute) (2002) Upstream and Downstream Fish Passage and Protection Technologies for Hydroelectric Application: A Fish Passage and Protection Manual.

Evenson M.J. (1993) Seasonal Movements of Radio-Implanted Burbot in the Tanana River Drainage. Anchorage.

Ferguson J.W., Absolon R.F., Carlson T.J., & Sandford B.P. (2006) Evidence of Delayed Mortality on Juvenile Pacific Salmon Passing through Turbines at Columbia River Dams. *Transactions of the American Fisheries Society*, **135**, 139–150.

Ferguson J.W., Poe T.P., & Carlson T.J. (1998) The design, development, and evaluation of surface oriented juvenile salmonids bypass system on the Columbia river. *Fish migration and fish bypasses* (ed. by M. Jungwirth, S. Schmutz, and S. Weiss), pp. 281–299. Fishing news books.

Fisher R.K. (1998) Erhöhung der Fisch-Überlebensrate. 7/4-7/6.

Floecksmühle (2004) Entwicklung und Erprobung eines Feinstrechens für Wasserkraftanlagen | Bereich: Projektdatenbank.

Flügel D., Bös T., & Peter A. (2015) Forschungsprojekt: Massnahmen zur Gewährleistung eines schonenden Fischabstiegs an grösseren mitteleuropäischen Flusskraftwerken
Ethohydraulische Untersuchungen zum Fischabstieg entlang eines vertikalen, schräg ausgerichteten Fischeitrechens.

Franklin D.R. & Smith L.L. (1963) Early Life History of the Northern Pike, *Esox lucius* L., with Special Reference to the Factors Influencing the Numerical Strength of Year Classes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **92**, 91–110.

Fredrich F. (2003) Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *Journal of Applied Ichthyology*, **19**, 294–302.

Fredrich F. (2010) Funktionskontrolle des Fischaufstiegs (Verticai-Siot-Pass) und des Fischabstiegs (Wasserkraftschnecke, Spülklappenüberlauf, Bypass-Rohr) in der Zwickauer Mulde am Wasserkraftwerk Eule Colditz.

Fredrich F., Ohmann S., Curio B., & Kirschbaum F. (2003) Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology*, **63**, 710–723.

Führer S. & Zeiringer B. (2015) Experimentelle Untersuchung der Fischliftschleuse.

Gluch A. (2011) Fischabstiegsanlagen WRRL-gerecht.

Grigull M. (2015) Fish-ecological monitoring at the hydrodynamic screw "Hydroconnect" with "Albrecht fishLift inside" at the Jeßnitz River in Lower Austria. Universität für Bodenkultur, Wien, Wien.

Gubbels R. (2016) Downstream migration: an underestimated phenomenon.

Guebbels R.E.M. (2010) Monitoring Vismigratie Roer ECI, Resultaten 2009.

Haefner J.W. & Bowe M.D. (2002) Physical-based model of fish movement in fish extraction facilities. *Ecological modelling*, **152.2**, 227–245.

Halsband E. (1989) Nur durch elektrischen Impulsstrom ist das Scheuchen und Leiten von Fischen wirksam möglich. *Fischwirt*, **39/10**, 1–4.

Haro A., Odeh M., Noreika J., & Castro-Santos T. (1998) Effect of Water Acceleration on Downstream Migratory Behavior and Passage of Atlantic Salmon Smolts and Juvenile American Shad at Surface Bypasses. *Transactions of the American Fisheries Society*, **127**, 118–127.

Hartvich P., Dvorak P., Holub M., Pivonka S., & Blahník P. (2003) Die Untersuchung des rollrechens an der Wasserkraftanlage (Hammerweg) in Hadamar.

Hassinger R. (s.a.) FischSchonRechen - System Oppermann. Poster Universität Kassel.

Hassinger R. (2009) Neuartiger Fisch schonender Rechen für Wasserkraftanlagen. *Desdener Wasserbauliche Mitteilungen*, **Heft 39**, 251–258.

Hassinger R. (2015) Erläuterungen zu den Merkmalen und Eigenschaften von Feinrechen bei Stababständen um 10 mm. .

Hassinger R. & Hübner D. (2009) Entwicklung eines neuartigen Aal-Abstiegssystems mit Hilfe von Laborversuchen. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, **2**, 276–281.

Hassinger R. & Hübner D. (2013) Entwicklung und Untersuchung einer neuartigen Kombination von Fischabstiegsvorrichtung und Rechenreiniger.

Hauer C., Unfer G., Tritthart M. & Habersack H. (2011): Effects of stream channel morphology, transport processes and effective discharge on salmonid spawning habitats. *EARTH SURF PROCESS LANDF.* 2011; 36(5): 672-685.

Hawkins A.D. & Smith G.W. (1986) Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee.

He X. & Wright R.A. (2011) An Experimental Study of Piscivore–Planktivore Interactions: Population and Community Responses to Predation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**, 1176–1183.

Hecker G.E. & Cook T.C. (2005) Development and Evaluation of a New Helical Fish-Friendly Hydroturbine. *Journal of Hydraulic Engineering*, **131**, 835–844.

Hefti D. (2012) Wiederherstellung der Fischauf- und abwanderung bei Wasserkraftwerken - Checkliste Best practice.

Heiß M. (2015) Evaluation of innovative rehabilitation measures targeting downstream migrating Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) at a hydroelectric power plant in southern Sweden. Ludwig-Maximilians-Universität München.

Höfer R. & Riedmüller U. (1996) Fischschäden bei Salmoniden durch Turbinen von Wasserkraftanlagen.

Hogan T.W., Cada G.F., & Amaral S. V (2014) The Status of Environmentally Enhanced Hydropower Turbines. *Fisheries*, **39**, 164–172.

Hohenwarter I. (2015) Fischökologische Belgeitforschung und Funktionskontrolle an zwei Fischliftschleusen. Universität für Bodenkultur Wien.

Holčík J., Hensel K., Nieslanik J., & Skácel L. (1988) The Eurasian Huchen, *Hucho hucho*. Springer Netherlands, Dordrecht.

Holzner M. (1999) Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main/ Unterfranken. Schriftenreihe Landesfischereiverband Bayern, **1**, 124.

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

Hübner D., Menzel C., Fricke R., Hassinger R., & Rahn S. (2011) Laboruntersuchungen zu Auswirkungen von Kraftwerksrechen auf Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Brassen (*Abramis brama*) in Abhängigkeit von STababstand und Anströmgeschwindigkeit.

Hydroconnect (2016) Available at: <http://www.hydroconnect.at/>.

Jamieson D., Bonnet M., Jellyman D., & Unwin M. (2007) Fish screening good practice guidelines for Canterbury. .

Jansen H.M., Winter H.V., Bruijs M.C.M., & Polman H.J.G. (2007) Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *J. Marine Sci.*, **64**, 8.

Jolimaitre J.F. (1992) Franchissement par l'alose feinte de l'aménagement de la chute de Vallabregues: etude du franchissement de l'ecluse de navigation. Avant-projet de passe a poissons sur le seuil de Beaucaire.

Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., & Schmutz S. (2003) Angewandte Fischökologie and Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.

Kampke W., Adam B., Engler O., Lehmann B., & Schwevers U. (2008) Ethohydraulische Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit des Chan-Bar-Systems. Im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf (unveröff.). .

Kehl M. & Kehl A. (2001) Technische Genehmigungsplanung zum Neubau der Wasserkraftanlage Halle- Pianena. Unterlagen zur Planfeststellung (Vorhabensträger Martin und Andreas Kehl). .

Kennedy G.J.A. (1977) Experiments on Homing and Home Range Behaviour in Shoals of Roach (*Rutilus Rutilus* (L)) and Minnows (*Phoxinus Phoxinus* (L)). The New University of Ulster,

Keuneke R. (2016) Can the legal requirements be met by hydro power plants ? Fish Market, Roermond 2016, .

Keuneke R. & Dumont U. (2010) Vergleich von Prognosemodellen zur Berechnung der Turbinen bedingten Fischmortalität. *WasserWirtschaft*, **100**, 39–42.

Kibel P. (2007) Fish Monitoring and live fish trials - Archimedes screw turbine, River Dart. Phase 1: Live fish trials, smolts, leading edge assessment, disorientation study, outflow monitoring.

Kibel P. (2008) Archimedes screw turbine fisheries assessment. Phase II: eels and kelts. .

KLAWA (2014) Referenzen für den Fischschonrechen.

Kriewitz C.R. (2015) Leitrechen an Fischabstiegsanlagen: Hydraulik und fischbiologische Effizienz.

Kriewitz C.R., Albayrak I., & Boes R. (2012) Massnahmen zur Gewährleistung eines schonenden Fischabstiegs an grösseren, mitteleuropäischen Flusskraftwerken - Zwischenbericht zum Literatur- und Massnahmenstudium.

Kriewitz C.R., Albayrak I., Flügel D., Bös T., Peter A., & Boes R.M. (2015) Massnahmen zur Gewährleistung eines schonenden Fischabstiegs an grösseren mitteleuropäischen Flusskraftwerken. *Wasser Energie Luft*, **107**, 17–28.

Langford T.E. (1981) The movement and distribution of sonic-tagged coarse fish in two British rivers in relation to power station cooling-water outfalls. 197–232.

Langford T.E., Milner A.G.P., Foster D.J., & Fleming J.M. (1979) The movements and distribution of some common bream (*Abramis brama* L.) in the vicinity of power station intakes and outfalls in British rivers as observed by ultrasonic tracking. .

Larinier M. (1996) Passes a poissons. CSP (Collection Mise au Point), Paris.

Larinier M. (2002) Fishways - General considerations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **364 suppl.**, 23–38.

Larinier M. & Boyer-Bernard S. (1991) La devalaison des smolts de saumon Atlantique au barrage de Poutes sur l'Allier (43): utilisation de lampes a vapeur de mercure. *Bull. Fr. Peche Piscic.*, **323**, 129–148.

Larinier M. & Travade F. (1999) The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. Innovations in fish passage technology (ed. by M. Odeh), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Larinier M. & Travade F. (2002) Downstream Migration: Problems and Facilities. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, **364 suppl.**, 181–207.

Larinier M., Travade F., & Porcher J.P. (2002) Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, **364 suppl.**

Laughton R. & Smith G.W. (1992) The relationship between the date of river entry and the estimated spawning position of adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in two major Scottish east coast rivers. Wildlife Telemetry: Remote Monitoring and Tracking of Animals (ed. by I.G. Priede and S.M. Swift), pp. 423–433. Ellis Horwood, New York.

Lechner A., Keckeis H., & Humphries P. (2016) Patterns and processes in the drift of early developmental stages of fish in rivers: a review. Reviews in Fish Biology and Fisheries, **26**, 471–489.

Lecour C. & Rathcke P.C. (2006) Abwanderung von Fischen im Bereich von Wasserkraftanlagen – Untersuchungen an den Wasserkraftanlagen Müden/Dieckhorst, Dringener Mühle/Bad Pyrmont und Hannover-Herrenhausen.

Legkiy B.P. & Popova I.K. (1984) Development of photoreaction in juvenile roach, *Rutilus rutilus*, and minnow, *Phoxinus phoxinus* (Cyprinidae), in relation to downstream migration. Journal of Ichthyology.

Lelek A. (1987) The freshwater fishes of Europe, Vol. 9. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Lelek A. & Köhler C. (1989) Zustandsanalysen der fischartengemeinschaften im Rhein (1987–1988). Fischökologie, **1**, 47–64.

Lucas M.C. (2000) The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. Science of The Total Environment, **251–252**, 223–232.

Lucas M.C. & Baras E. (2001) Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford.

Lucas M.C., Baras E., Thom T.J., Duncan A., & Slavik O. (2001) Applied Aspects of Freshwater Fish Migration. Migration of Freshwater Fishes pp. 271–310. Blackwell Publishing Ltd.

Lucas M.C. & Batley E. (1996) Seasonal Movements and Behaviour of Adult Barbel *Barbus barbus*, a Riverine Cyprinid Fish: Implications for River Management. *The Journal of Applied Ecology*, **33**, 1345.

Lucas M.C., Mercer T., Armstrong J.D., McGinty S., & Rycroft P. (1999) Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research*, **44**, 183–191.

LUWG (Landesamt für Umwelt W. und G.R.-P. (2008) Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz.

Malmqvist B. (1980) The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a South Swedish stream. *Journal of Fish Biology*, **16**, 105–114.

Mason J.C. (1975) Seaward Movement of Juvenile Fishes, Including Lunar Periodicity in the Movement of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) Fry. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **32**, 2542–2547.

Meraner A., Unfer G., & Gandolfi A. (2013) Good news for conservation: mitochondrial and microsatellite DNA data detect limited genetic signatures of inter-basin fish transfer in *Thymallus thymallus* (Salmonidae) from the Upper Drava River. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **1**.

Merkx J.C.A. & Vriese F.T. (2007) Monitoring vijzel en vispassage Hoidonkse molen. .

Meulenbroek P., Drexler S., Rauch P., Stauffer C., Huemer D., Gruber S., Zwettler M., Zirgoi S., Krumboeck S., Waidbacher V., & Waidbacher H (2018) Species-specific fish larvae drift in anthropogenically constructed riparian zones on the Vienna impoundment of the River Danube, Austria: Species occurrence, frequencies, and seasonal patterns based on DNA barcoding. *River Research and Applications*. Vol. 34, Issue 7. P 854-862

Mitterlehner C. & Pfigl K. (2016) Endbericht Monitoring Fischaufstiegsschnecke Url, KW Pisling gemäß AMW2-WA-04326/002. Im Auftrag von Strasser & Gruber Wasserkraft. .

Modde T. & Irving D.B. (1998) Use of Multiple Spawning Sites and Seasonal Movement by Razorback Suckers in the Middle Green River, Utah. *North American Journal of Fisheries Management*, **18**, 318–326.

Montén E. (1985) Fish and Turbines - Fish Injuries During Passage Through Power Station Turbines. 111.

Morita K., Yamamoto S., & Hoshino N. (2000) Extreme life history change of white-spotted char (*Salvelinus leucomaenis*) after damming. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 1300–1306.

Naumann S., Stein U., & Kampa E. (2016) Forum Fish Protection and Downstream Migration in Germany - Results and Recommendations. Fish Market, Roermond 2016.

Nielsen J.L., Lisle T.E., & Ozaki V. (1994) Thermally Stratified Pools and Their Use by Steelhead in Northern California Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, **123**, 613–626.

Northcote T.G. (1978) Migratory strategies and production in freshwater fishes. *Ecology of Freshwater Fish Production* (ed. by S.D. Gerking), pp. 326–359. Blackwell Publishing Ltd, Oxford.

Northcote T.G. (1984) Mechanisms of Fish Migration in Rivers. *Mechanisms of Migration in Fishes* pp. 317–355. Springer US, Boston, MA.

Nygård K. (2012) Movement and growth of European grayling *Thymallus thymallus* in two Norwegian rivers. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet,

O’Keeffe N. & Turnpenny a. W.H. (2005) Screening for Intake and Outfalls : a best practice guide. *Screening*, 154 pp.

Odeh M. (1999) A Summary of Environmentally Friendly Turbine Design Concepts. .

Odeh M. & Orvis C. (1998) Downstream fish passage design considerations and developments at hydroelectric projects in the North-east USA. Fish migration and fish bypasses (ed. by M. Jungwirth, S. Schmutz, and S. Weiss), pp. 267–280. Fishing News Books.

OTA (Office of Technology Assessment) (1995) Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities. Washington, D.C.

Ovidio M. (1999) Cycle annuel d'activité de la truite commune (*Salmo trutta* L.) adulte : Étude par radio-pistage dans un cours d'eau de l'Ardenne belge. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 1–18.

Ovidio M., Baras E., Goffaux D., Birtles C., & Philippart J.C. (1998) Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. Advances in Invertebrates and Fish Telemetry pp. 263–274. Springer Netherlands, Dordrecht.

Ovidio M., Parkinson D., Sonny D., & Philippart J.C. (2004) Spawning movements of European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne (Belgium). Folia Zoologica, **53**, 87–98.

Ovidio M. & Philippart J. (2003) Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin , Belgium). Aquatic telemetry : advances and applications, 191–202.

Parkinson D., Philippart J.-C., & Baras E. (1999) A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. Journal of Fish Biology, **55**, 172–182.

Pavlov D.S. (1989) Structures Assisting the Migrations of Non-Salmonid Fish: USSR. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Pavlov D.S., Lupandin A.I., & Kostin V. V (2002) Downstream migration of fish through dams of hydroelectric power plants. Trans. T. Albert, trans., Tennessee.

Pavlov D.S., Mikheev V.N., Lupandin A.I., & Skorobogatov M.A. (2008) Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies. Hydrobiologia, **609**, 125–138.

Pavlov D.S., Nezdoliy V.K., Khodorevskaya R.P., Ostrovskiy M.P., & Popova I.K. (1981) Catadromous migration of young fishes in the Volga and Il' rivers. Nauka Press, Moscow.

Pelicice F.M. & Agostinho C.S. (2012) Deficient downstream passage through fish ladders: The case of Peixe Angical dam, Tocantins river, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **10**, 705–713.

Pelz G.R. & Kästle A. (1989) Ortsbewegungen der barbe *Barbus barbus* (L.): radiotelemetrische standortbestimmungen in der Nidda (Frankfurt/Main). *Fischökologie*, **1**, 15–28.

Petz-Glechner R. (2014) Funktionsüberprüfung von Fischwanderhilfen an der Salzach und Saalach.

Pinter K. & Unfer G. (2009) Fischereibiologische Untersuchung zur flussabwärts gerichteten Passierbarkeit der Wasserkraftschnecke Lunz am See.

Pinter K. & Unfer G. (2012) Fischökologisches Monitoring und Variantenstudie zur Fischrückwanderung am Wehr Rottau, Untere Möll. 119.

Ploskey G.R. & Carlson T.J. (2004) Comparison of Blade-Strike Modeling Results with empirical Data.

Pracheil B.M., DeRolph C.R., Schramm M.P., & Bevelhimer M.S. (2016a) A fish-eye view of riverine hydropower systems: the current understanding of the biological response to turbine passage. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **26**, 153–167.

Pracheil B.M., DeRolph C.R., Schramm M.P., & Bevelhimer M.S. (2016b) A fish-eye view of riverine hydropower systems: the current understanding of the biological response to turbine passage. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **26**, 153–167.

Pugh J.R., Monan G.L., & Smith J.R. (1971) Effect of water velocity on the fish guiding efficiency of an electrical guiding system. *Fishery Bulletin*, **68**, 307–324.

Ratcke P.C. (1997) Effektivitätsüberprüfung einer neu installierten Aalableitung im Kraftwerk "Dringenauer Mühle" (Bad Pyrmont). im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie.

Ratschan C., Lauber W., Altenhofer M., & Zauner G. (2014) Planung einer Fischwanderhilfe sowie einer Fischschutz-/ Fischabstiegsanlage an der Schönbergmühle (Große Mühl bei Auberg).

Ratschan C., Jung M. & Zauner G. (2017) Fischaufstiegsschnecken – Funktionsfähigkeit und Eignung für unterschiedliche Standorte zum gegenwärtigen Wissensstand. Im Auftrag der OÖ. Umweltschutzbehörde, Kärntnerstr. 10-12, 4021 Linz. Überarbeitete Version, Juli 2017

Raynal S., Courret D., Chatellier L., Larinier M., & David L. (2013) An experimental study on fish-friendly trashracks – Part 1 . Inclined trashracks. *Journal of Hydraulic Research*, **51**, 56–66.

Reichard M. & Jurajda P. (2007) Seasonal dynamics and age structure of drifting cyprinid fishes: an interspecific comparison. *Ecology of Freshwater Fish*, **16**, 482–492.

Robins C.R. & Deubler E.E. (1955) The life history and systematic status of the Burbot, *Lota lota lacustris* (Walbaum) in the Susquehanna River system.

Roscoe D.W. & Hinch S.G. (2010) Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, **11**, 12–33.

Roux A.L. (1984) The impact of emptying and cleaning reservoirs on the physico-chemical and biological water quality of the Rhône downstream of the dams. *Regulated Rivers* (ed. by A. Lilliehammer and S.J. Saltveit), pp. 61–70. Universitetsforlaget, Oslo.

Ruggles C.P. & Murray D.G. (1983) A Review of Fish Response to Spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1172. .

Rustadbakken A., L’Abee-Lund J.H., Arnekleiv J. V., & Kraabol M. (2004) Reproductive migration of brown trout in a small Norwegian river studied by telemetry. *Journal of Fish Biology*, **64**, 2–15.

Ryon M.G., Cada G.F., & Smith J.G. (2004) Further Tests of Changes in Fish Escape Behavior Resulting from Sublethal Stresses Associated with Hydroelectric Turbine April 2004 Prepared by.

Sagnes P., Tomanova S., Courret D., Alric A., Oliveira E. De, & Tétard S. (2016) Efficiency of fish-friendly intakes, bypasses associated with low bar-spacing trashracks, for downstream migration of Atlantic salmon smolts. Fish Market, Roermond 2016.

Schilt C.R. (2007) Developing fish passage and protection at hydropower dams. *Applied Animal Behaviour Science*, **104**, 295–325.

Schindler D.E., Hilborn R., Chasco B., Boatright C.P., Quinn T.P., Rogers L. a, & Webster M.S. (2010) Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature*, **465**, 609–612.

Schmall, B. & Ratschan C. (2010), Artinformation Perlfisch *Rutilus meidingeri* (HECKEL 1851). Bearbeitungsstand: 11. Jänner 2010. In: Brunken, H., Brunschön, C., Sperling, M. & Winkler, M.: Digitaler Fischartenatlas von Deutschland und Österreich. Eine ichthyologische Informations- und Kommunikations-plattform. - Hrsg. Gesellschaft für Ichthyologie e.V. World Wide Web electronic publication. www.fischartenatlas.de

Schmalz W. (2002) Untersuchung der Möglichkeiten der Anwendung und Effektivität verschiedener akustischer Scheueinrichtungen zum Schutz der Fischfauna vor Turbinenschäden, gefördert durch die DBU.

Schmalz W. (2010a) Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen - Abschlussbericht. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Breitenbach.

Schmalz W. (2010b) Methodenstudie bzgl. Fischschutzuntersuchungen HWS Hitzacker.

Schmalz W., Hack H.-P., & Thürmer K. (2002) Modifizierung, Erprobung und Untersuchung einer neuartigen Fangtechnik zur Erforschung des Fischabstiegs im Bereich von Wasserkraftanlagen - Abschlußbericht.

Schnell J. & Ache M. (2012) Untersuchungen zur effizienz von nachträglich errichteten Fischeaufstiegs-, Fischschutz-, und Fischableitanlagen (inkl. Restwasserkraftschnecke) an einer Wasserkraftanlage: Funktionskontrollen 2010/2011. Präsentatio auf der 23. SVK Fischereitagung. Künzell bei Fulda

Schrempf, R. (2005): Untersuchungen am Perlfisch: Reproduktionsbiologie und Ökologie in der Ischler Ache (Wolfgangsee) und Populationsgenetik und Phänotyp der österreichischen Populationen. Diplomarbeit, Universität Salzburg. 170 pp.

Schwevers U. (2004) Anordnung, lichte Weite und Anströmung von Fischschutz und Fischabstiegsanlagen. DWA Bibliothek

Schwevers U., Adam B., & Engler O. (2011) Befunde zur Abwanderung von Salmonidensmolts 2009 - Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser. **77**.

Siligato S. & Gumpinger C. (2005) Der Perlfisch - eine weltweite zoologische Rarität im Mondsee-Attersee-Gebiet. - *ÖkoL* 27/3, 3 - 9.

Siligato S. & Gumpinger C. (2006) Zur Laichwanderung des Perlfisches (*Rutilus meidingeri*) in die Seeache zwischen Mondsee und Attersee. - *Österreichs Fischerei* 59, 11 - 19.

Slavík O. & Bartoš L. (1997) Effect of water temperature and pollution on young-of-the-year fishes in the regulated stretch of the River Vltava, Czech Republic. *Folia Zoologica*1, **46**, 367–374.

Slavík O. & Bartoš L. (2001) Spatial distribution and temporal variance of fish communities in the channelized and regulated Vltava River (Central Europe). *Environmental Biology of Fishes*, **61**, 47–55.

Slavík O. & Bartoš L. (2004) What are the reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic? *Journal of Fish Biology*, **65**, 240–253.

Späh H. (2001) Fischereibiologisches Gutachten zur Fischverträglichkeit der Patent geschützten Wasserkraftschnecke der Ritz-Atro Pumpwerksbau.

Steinmann P., Koch W., & Scheuring L. (1937) Die Wanderungen unserer Süßwasserfische, dargestellt auf Grund von Markierungsversuchen. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, **XXXV**.

Taft E.P. (1986) Assessment of downstream migrant fish protection technologies for hydroelectric application. EPRI research project 2694-1.

Thorpe J.E. (1987) Smolting versus residency: developmental conflict in salmonids.

Tombek B. & Holzner M. (2009) Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasser- kraftanlagen Geise & Partner und Büro für Gewässerökologie und Fischbiologie im Auftrag des Landesfischereiverbands Ba.

Travade F. & Larinier M. (1992) La migration de dévalaison: problèmes et dispositifs. Bull. franç. Pêche Piscic., **326–327**, 165–176.

Travade F. & Larinier M. (2006) Erfahrung mit Fischabstiegsanlagen aus Frankreich.

Turnpenny A. (2016) Considerations for Use of Non-Physical Barriers in Downstream Fish Guidance BioAcoustic Fish Fence, Head of Old River, California. Fish Market, Roermond 2016.

Turnpenny A.W.H., Struthers G., & Hanson P. (1998) A UK guide to intake fish-screening regulations, policy and best practice with particular reference to hydroelectric power schemes.

Tyus H.M. & Karp C.A. (1990) Spawning and Movements of Razorback Sucker, *Xyrauchen texanus*, in the Green River Basin of Colorado and Utah. The Southwestern Naturalist, **35**, 427.

U.S. Department of Interior (2006) Fish Protection at Water Diversions - A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities.

Unfer G., Frangez C., & Schmutz S. (2003) Seasonal Migration patterns of Nase and Barbel in the Danube and its Tributaries.

USBR (2006) Fish Protection at Water Diversions: A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities.

Wahl T.L. (2001) Hydraulic performance of Coanda effect screens. J. Hydraul. Eng., **127**.

Wahl T.L. (2003) Design Guidance for Coanda-Effect Screens.

Waidbacher H. & Haidvogel G. (1998) Fish Migration and Fish Passage Facilities in the Danube: Past and Present. Fish Migration and Fish Bypasses (ed. by M. Jungwirth, S. Schmutz, and S. Weiss), pp. 85–98.

Waidbacher H. & Haidvogel G. (1998) Fish migration and fish passage facilities in the Danube: past and present. Fish migration and fish (ed. by M. Jungwirth, S. Schmutz, and S. Weiss), pp. 85–98. Fishing News Books, Oxford.

Whelan K.F. (1983a) Migratory patterns of bream *Abramis brama* L. shoals in the River Suck System. Irish Fisheries Investigations Series A, **23**, .

Whelan K.F. (1983b) Advances in Fish Biology in Ireland Advances In Fish Biology in Ireland. **23**, .

Whelan K.F. (1993) Decline of sea trout in the west of Ireland: an indication of forthcoming marine problems for salmon. Oxford.

Wiesner C., Unfer G., Zitek A., & Schmutz S. (2004) Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. 5th International Symposium on ECOHYDRAULICS, 14.

Winchell F., Amaral S., & Dixon D. (2000) No Title.

Winter H. V. & Fredrich F. (2003) Migratory behaviour of ide: a comparison between the lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, The Netherlands. Journal of Fish Biology, **63**, 871–880.

Young M.K. (1994) Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. Canadian Journal of Zoology, **72**, 2078–2083.

Zakharchenko G.M. (1973) Migrations of the grayling [*Thymallus thymallus* (L.)] in the upper reaches of the Pechora. Journal of ilhthyology, **13**, 628–629.

Zeiringer B. & Führer S. (2016) Funktionskontrolle der Wasserkraftschnecke mit integriertem Fischaufstieg am Standort KW Jeßnitz. .

Zeiringer B., Grigull M., & Auer S. (2015) Wirkungsgradanalyse und hydromorphologische Vermessung an der Wasserkraftschnecke "HYDROCONNECT" mit "Albrecht fishLift inside" an der Jeßnitz in Niederösterreich Methodik Wirkungsgradanalyse. .

Zeiringer B. & Jungwirth M. (2012) Fischökologisches Monitoring bzw. Begleitforschung an der Wasserkraftschnecke mit integriertem Fischaufstieg am Standort KW Jeßnitz während des Probetriebs. .

Zitek A., Haidvogel G., Jungwirth M., Pavlas P., & Schmutz S. (2007) Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich.

Abkürzungen

A	Durchströmter Querschnitt
B_{Fisch}	Fischbreite
H_{Fisch}	Fischhöhe
EPRI	Electric Power Research Institute
FSR	FischSchonRechen
LW	Lichte Weite
MGR	Minimum Gap Runner
MIS	Modular Inclined Screen
P	Passierbarkeit
Q	Durchfluss
V_A	Anströmgeschwindigkeit
V_N	Normalgeschwindigkeit
V_T	Tangentialgeschwindigkeit
α	Vertikale Rechenneigung
β	Horizontale Rechenneigung

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

[bmnt.gv.at](https://www.bmnt.gv.at)