

Mögliches Vorgehen bei kumulativen Effekten an Wasserkraftanlagen und deren Auswirkungen auf Fischpopulationen

Expertenbericht im Auftrag des
Bundesamtes für Umwelt BAFU

August 2021

F I S C H W E R K

WERNER DÖNNI

FISCHBIOLOGIE • GEWÄSSERÖKOLOGIE • GEOINFORMATIK

FISHCONSULTING
GmbH



Impressum

Auftraggeber	Bundesamt für Umwelt (BAFU) Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) <i>Kontaktperson</i> Martin Huber Gysi Tel. 058 462 93 42 martin.hubergysi@bafu.admin.ch
Auftragnehmer	FishConsulting GmbH Hagmattstr. 7 4600 Olten Fischwerk Neustadtstr. 7 6003 Luzern <i>Kontaktperson</i> Dr. Armin Peter Tel. 079 964 06 44 apeter@fishconsulting.ch
AutorInnen	Lisa Wilmsmeier, FishConsulting GmbH Nicolas Achermann, Fischwerk Dr. Armin Peter, FishConsulting GmbH Dr. Werner Dönni, Fischwerk Nils Schölzel, FishConsulting GmbH Projektleitung Projektleitung Stv.
Disclaimer	Dieser Expertenbericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.
Zitierungsvorschlag	Wilmsmeier, L., Achermann, N., Schölzel, N., Dönni, W. & Peter, A. 2021. Mögliches Vorgehen bei kumulativen Effekten an Wasserkraftanlagen und deren Auswirkungen auf Fischpopulationen. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU: 40 S.
Titelseite	Graphische Darstellung der kumulativen Mortalität bei der flussabwärts gerichteten Passage von zehn Kraftwerken (vertikale Linien). Mortalitätsraten von 10 – 70 % (hell – dunkel).



Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	3
1	Hintergrund	4
2	Einleitung	5
2.1	Kumulativer Effekt der Kraftwerkspassagen flussabwärts	6
2.2	Bedeutung kumulativer Effekte in der Schweiz	7
3	Vorgehen	8
3.1	Literaturrecherche	8
3.2	Framework und Workshop	8
3.3	Modellbeispiel	9
4	Resultate der Literaturrecherche	10
4.1	Empirische Studien	10
4.1.1	<i>Diadrome Arten</i>	10
4.1.2	<i>Potamodrome Arten</i>	11
4.2	Studien zu Auswirkungen auf Populationen	12
4.2.1	<i>Fraser et al. 2015</i>	13
4.2.2	<i>Cowx et al. 2020 (FITHydro)</i>	14
5	Framework zur Erarbeitung von Zielvorgaben	15
5.1	Übergeordnete Ergebnisse des Workshops	15
5.2	Framework Teil A: Festlegung von Zielvorgaben	15
5.2.1	<i>Baustein Lebenszyklus</i>	16
5.2.2	<i>Baustein Habitate</i>	17
5.2.3	<i>Baustein Kraftwerke</i>	18
5.2.4	<i>Vereinfachte Herangehensweise zur Bestimmung von Zielwerten</i>	19
5.3	Framework Teil B: Massnahmendefinition	20
5.3.1	<i>Standortspezifische Analyse (Passierbarkeit) – Ist-Zustand</i>	20
5.3.2	<i>Massnahmen zur Erreichung der Zielvorgaben</i>	26
6	Modellbeispiel	27
6.1	Modellbeispiel Teil A: Festlegung von Zielvorgaben	27
6.1.1	<i>Annahmen</i>	27
6.1.2	<i>Berechnung Zielvorgaben</i>	27
6.2	Modellbeispiel Teil B: Ist-Zustand und Massnahmen	30
6.2.1	<i>Annahmen</i>	30
6.2.2	<i>Berechnung Ist-Zustand</i>	30
6.2.3	<i>Massnahmen</i>	32
6.3	<i>Cumulative Impact Assessment</i>	32
6.4	Einschränkungen	33
7	Vorschlag weiteres Vorgehen	36
8	Dank	37
9	Literatur	38



1 Zusammenfassung

Durch den kumulativen Effekt beim Fischabstieg über mehrere Kraftwerke können auch geringe Mortalitätsraten an einzelnen Anlagen zu bedeutenden Auswirkungen auf Fischpopulationen führen. Für die Sanierung der Fischgängigkeit sind wissenschaftlich abgestützte Zielvorgaben für die Überlebensraten bei der Kraftwerkspassage nötig. Während es jedoch bereits verschiedene empirische Studien zur kumulativen Mortalität an Kraftwerksketten für Salmoniden gibt, sind deren Auswirkungen auf dem Populationsniveau bisher weitgehend unerforscht. Noch grössere Wissenslücken bestehen bei potamodromen Arten.

Anhand bestehender Publikationen zum *Cumulative Impact Assessment* und einem Workshop mit Expertinnen und Experten aus dem deutschsprachigen In- und Ausland wurden die drei Parameter Lebenszyklus, Habitate und Passageraten bei Kraftwerken als zentrale Bausteine für die Berechnung von Zielvorgaben identifiziert. Anhand eines Frameworks wird aufgezeigt, wie diese Bausteine in ein Modell integriert werden können: Werte wie Fekundität oder die Überlebensraten verschiedener Altersstadien bilden das natürliche Populationsmodell einer Art ab. Über die Habitatsqualität, bekannte Wanderdistanzen und die Kraftwerkspassageraten flussaufwärts wird die Verteilung der Fische über verschiedene Gewässerabschnitte ermittelt. Die minimal nötige Überlebensrate bei der Kraftwerkspassage flussabwärts (**Zielvorgabe**) kann anschliessend über ein Gleichsetzen der Start- und Endpopulationsgrössen abgeschätzt werden. Um den Handlungsbedarf an einzelnen Kraftwerken auszuweisen, werden zwei verschiedene Ansätze zur Berechnung der Mortalität an Einzelanlagen (**Ist-Zustand**) vorgestellt und deren Vor- und Nachteile diskutiert. Anhand eines fiktiven Modellbeispiels wird aufgezeigt, wie die Berechnung der Zielvorgaben und des Ist-Zustands durchgeführt werden. Für das weitere Vorgehen wird vorgeschlagen, in welche Richtung das Modell weiterentwickelt werden soll. Bis bessere Grundlagen bestehen, sollen die Sanierungsanforderungen anhand relativ einfacher Kriterien qualitativ festgelegt werden. Zudem werden verschiedene Vorschläge für empirische Untersuchungen im Feld vorgestellt.



1 Hintergrund

Die Nutzung der Wasserkraft hat vielseitige Auswirkungen auf die Fischpopulationen in Fließgewässern. Bei der flussabwärts gerichteten Wanderung von Fischen können Mortalität und Verletzungen bei der Kraftwerkspassage sowie Verhinderung oder Verzögerung der Wanderung durch fehlende Durchgängigkeit auftreten. Ein bisher in der Schweiz wenig beachtetes Problem ist der kumulative Effekt der Mortalität von Fischen bei den flussabwärts gerichteten Kraftwerkspassagen über mehrere Anlagen. Dieser kann dazu führen, dass auch bei geringer Mortalität an Einzelanlagen der Gesamteffekt von Kraftwerksketten auf eine Fischpopulation von schwerwiegender Bedeutung ist. Betroffen sind vor allem diadrome Arten, die über weite Strecken wandern und dabei viele Kraftwerke überwinden müssen, um ihren Lebenszyklus zu erfüllen. Über die Auswirkungen auf potamodrome Arten gibt es deutlich weniger Informationen, aber es kann davon ausgegangen werden, dass auch sie von kumulativen Effekten betroffen sind.

In der Schweiz muss im Rahmen der Sanierung Wasserkraft der Fischabstieg bis 2030 bei kraftwerksbedingten Anlagen sichergestellt werden. Gemäss dem Bundesgesetz über die Fischerei muss verhindert werden, dass Fische und Krebse durch bauliche Anlagen oder Maschinen getötet oder verletzt werden (BGF, Art. 9 Ziff. 1d, bzw. Art. 10). Obwohl damit gemäss Gesetzesgrundlage eine Betrachtung des Individuums erfolgt, steht aus ökologischer Sicht der Schutz der Fischpopulationen im Vordergrund. Sanierungsverfügungen für einzelne Kraftwerke sollten idealerweise auch Zielvorgaben enthalten, die relevante kumulative Effekte berücksichtigen, insbesondere Vorgaben zur Mortalität. In der Realität wurden solche Zielvorgaben bisher jedoch nicht aufgestellt und ihre Herleitung ist alles andere als trivial. Deshalb gilt es als erstes, die kumulativen Effekte durch Kraftwerke auf Fischpopulationen zu erkennen. Mit dem vorliegenden Projektbericht sollen hierfür die fachlichen Grundlagen aufgezeigt und eine Herleitung zur späteren Entwicklung von Zielvorgaben erarbeitet werden.



2 Einleitung

Die Nutzung der Wasserkraft hat vielseitige Auswirkungen auf die Fischpopulationen in Fließgewässern. Kraftwerksanlagen, die als Barrieren wirken, verhindern die freie Fischwanderung. Für Arten, die je nach Lebensstadium verschiedene Fließgewässerbereiche nutzen, kann so der Zugang zu Laich- bzw. Nahrungs- oder Überwinterungshabitaten abgeschnitten werden. Bei allen Fischarten in Fließgewässern besteht das Risiko, dass Populationen durch Barrieren isoliert werden und der genetische Austausch zwischen verschiedenen Abschnitten verhindert wird. Selbst wenn die Fischwanderung durch Fischwanderhilfen grundsätzlich gewährleistet ist, können negative Effekte wie erhöhte Mortalität, Selektivität und Verzögerungen bei der Wanderung bestehen bleiben. Neben Auswirkungen auf die Migration beeinflussen Wasserkraftwerke auch die Habitatsqualität über weite Strecken. Flussabwärts wird unter anderem das Abflussregime, der Transport von Sedimenten und Nährstoffen sowie die Wassertemperatur beeinflusst. Flussaufwärts entstehen Staubereiche, die für strömungsliebende Fische keine geeigneten Habitate bieten (zusammengefasst z. B. in van Puijenbroek et al. (2019)).

Diese Effekte interagieren miteinander, d. h. mehrere Effekte wirken gleichzeitig auf die Fischpopulation (multiple Effekte). Da Fische mobile Lebewesen sind, erfahren sie bestimmte Effekte zudem nicht nur bei einem einzelnen Kraftwerk, sondern oft mehrmals, je nach Kraftwerksdichte und Wanderdistanz der Fische (kumulative Effekte, vgl. Abbildung 1).

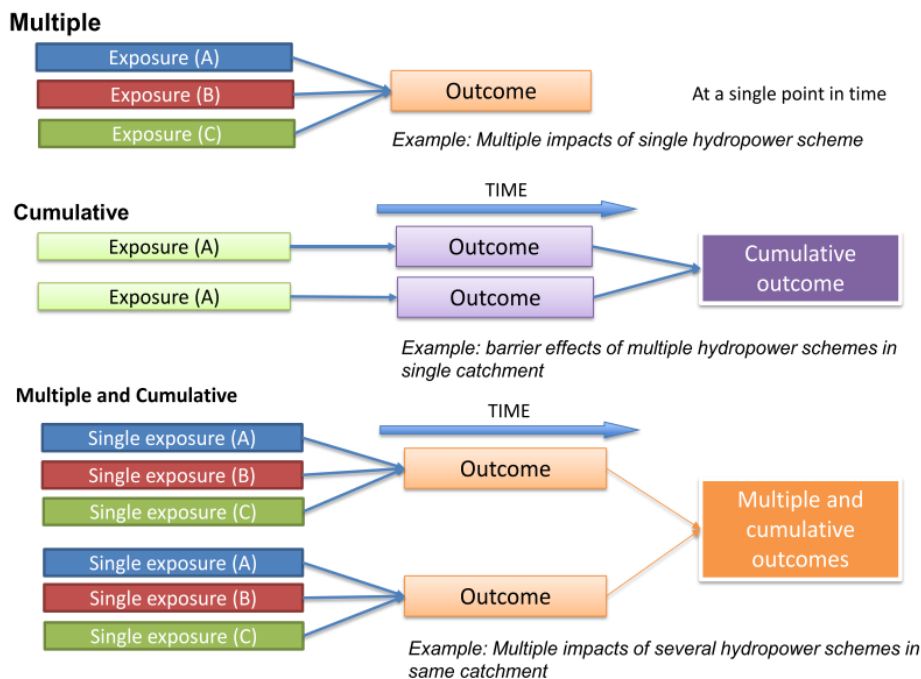


Abbildung 1: Multiple vs. Kumulative Effekte (aus Cowx et al. 2020)

Welche Effekte welchen Einfluss auf Fischpopulationen haben, ist sehr schwierig bis unmöglich auseinanderzuhalten. Dass grundsätzlich Auswirkungen auf Fischpopulationen bestehen, ist jedoch unbestritten. So gibt es in Europa nur in Flüssen mit geringer oder keiner Fragmentierung noch stabile Populationen anadromer Fischarten (van Puijenbroek et al. 2019). Rheophile, lithophile und intolerante Fischarten nehmen mit der Anzahl Dämme in einem Einzugsgebiet ab, während Arten, die an lentiche Habitate angepasst sind, zunehmen (Cooper et al. 2017; van Looy et al. 2014). Dabei scheint die Fragmentierung des Lebensraums selbst eine grössere Rolle zu spielen als die Habitatsverschlechterung (van Looy et al. 2014). Auch mit theoretischen Modellen können kumulative Effekte aufgezeigt werden: Bei der Simulation einer Störpopulation über 1000 Jahre nimmt die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population exponentiell mit der Anzahl an Barrieren ab (Jager et al. 2001).



Wie gross die gesamte Auswirkung aller multiplen und kumulativen Effekte ist, hängt dabei von deren Interaktion sowie von der Resilienz der Fischarten ab. Je nach Auswirkung können kumulative Effekte folgendermassen klassifiziert werden:

- Additive Effekte: Der Gesamteffekt entspricht der Summe der einzelnen Effekte
- Synergistische Effekte: Der Gesamteffekt ist grösser als die Summe der einzelnen Effekte
- Antagonistische Effekte: Der Gesamteffekt ist kleiner als die Summe der einzelnen Effekte

Paquet & Witmer (1985) definierten kumulative Effekte als *“the total iterative impacts over time, i.e. the sum incremental, synergistic effects on fish and wildlife populations and habitats caused by all current and future actions over time and space.”*

2.1 Kumulativer Effekt der Kraftwerkspassagen flussabwärts

Das vorliegende Projekt konzentriert sich auf den Effekt der Mortalität bei flussabwärts gerichteten Kraftwerkspassagen. Diese kann an einem Kraftwerk durch verschiedene Faktoren verursacht werden (Tabelle 1). Auf ihrer Wanderung müssen migrierende Fische in vielen Gewässersystemen mehrere Kraftwerke überwinden und unterliegen so oft einem kumulativen Effekt bei den zahlreichen Turbinen- und Wehrpassagen. Dabei wird in der Regel von einem additiven Effekt ausgegangen (Fraser et al. 2015).

Wie dieser Effekt in der Populationsgrösse einer Fischart reflektiert wird, hängt jedoch stark von deren Fortpflanzungsstrategie ab. Da die Überlebensraten von Fischen oft dichteabhängig sind, kann eine Population auf den additiven Effekt kumulativer Mortalität in einer nicht-linearen (bzw. nicht-additiven) Weise reagieren (Fraser et al. 2015). Durch ihre hohe Fertilität weisen die meisten Fischarten im Vergleich zu anderen Artengruppen eine hohe Resilienz gegenüber Mortalität auf. Die auch natürlicherweise oft hohen Verluste können durch erfolgreiche Reproduktion weniger Individuen ausgeglichen werden (Wolter et al. 2020). Trotzdem kann die zusätzliche Mortalität bei Kraftwerkspassagen eine Population in ihrem Bestand gefährden. Dies ist besonders bei Wanderfischarten, die viele Kraftwerke passieren, der Fall. Zudem wird das Ausmass der Auswirkungen von der aktuellen Populationsgrösse und dem Verbreitungsgebiet einer Art beeinflusst (Wolter et al. 2020).

Tabelle 1: Verschiedene Ursachen für die Mortalität von Fischen bei der flussabwärts gerichteten Kraftwerkspassage

Ort / Route	Ursache für Mortalität	Gründe / besonders betroffene Gruppen
Staubereich	Prädation	Verzögerung der Wanderung / Jungfische
	Kollisionen	Zu starke Strömung, Fallhöhe, Energie-dissipationsstrukturen
Wehrpassage	Schürfungen	Zu geringe Wassertiefe
	Gasblasen-Krankheit	Gasübersättigung durch Lufteintrag
	Kollision mit Schaufeln	Turbinentyp und -drehzahl / Grosse Fische
Turbinenpassage	Scherkräfte	
	Turbulenzen	
	Druckunterschiede	Fallhöhe, Turbinenachse / Physoclisten
Unterwasser	Prädation	Durch Kraftwerkspassage vorgeschädigte/des-orientierte Fische



2.2 Bedeutung kumulativer Effekte in der Schweiz

Die Schweiz beherbergt als Binnenland nur eine geringe Anzahl diadromer Arten, die durch ihre obligate und lange Wanderung von kumulativen Effekten besonders betroffen sind. Gerade die betroffenen Arten (Atlantischer Lachs und Europäischer Aal) sind jedoch von grosser Bedeutung für die Schweiz. Beides sind national prioritäre Arten, womit ihnen ein hoher Stellenwert bei der Arterhaltung und -förderung zukommt (BAFU 2019). Für den Atlantischen Lachs besteht ein Wiederansiedlungskonzept für die Schweiz, das aufwändige Besatz- und Lebensraummassnahmen vorsieht (Vonlanthen et al. 2020). Eine erfolgreiche Wiederansiedlung ist jedoch nur möglich, wenn die kumulative Mortalität bei der Abwanderung diese Bemühungen nicht zunichtemacht. Der Aal ist durch seine spezielle Lebensweise und Körperform besonders von Mortalität an Kraftwerken betroffen. Es wird geschätzt, dass nur 8 % aller aus dem Einzugsgebiet des Hochrheins abwandernden Aale die Landesgrenze bei Basel erreicht (Schwevers et al. 2020a).

Auch wenn die Auswirkungen kumulativer Effekte auf potamodrome Arten im Allgemeinen von weniger grosser Bedeutung sind, darf ihre Bedeutung in der Schweiz dennoch nicht unterschätzt werden. Auch deshalb nicht, weil die meisten Flüsse intensiv durch die Wasserkraft genutzt werden. Die Bestände vieler Mitteldistanzwanderer, wie der Seeforelle, Nase oder Barbe, haben in den letzten Jahrzehnten deutlich abgenommen. Zudem wissen wir über das Wanderverhalten verschiedener Arten noch viel zu wenig (Hasel, Flussbarsch, Rotaugen etc.). Die hohe Kraftwerksdichte in der Schweiz und die Zerstückelung des Lebensraums erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass die Fische auf der Suche nach geeigneten Habitaten mehrere Kraftwerke überwinden müssen.



3 Vorgehen

3.1 Literaturrecherche

Um die Bedeutung der kumulativen Effekte aufzuzeigen und den Stand des Wissens zu ermitteln, wurde in gängigen Literatur-Suchmaschinen nach relevanten Publikationen in englischer und deutscher Sprache gesucht. Die dabei verwendeten Stichworte sind in Tabelle 2 kurz aufgeführt und wurden bei der Suche auch sinnhaft miteinander verknüpft. Anhand der Literatur wurde ein Framework zur Ermittlung von Zielvorgaben und der Berechnung der Mortalität bei der Kraftwerkspassage entworfen.

Tabelle 2: Für die Literatursuche verwendete englische und deutsche Begriffe

Themenbereich	Englische Suchbegriffe	Deutsche Suchbegriffe
Fische Fischarten	Fish	Fische
	Potamodromous (trout, barbel)	Potamodrome Arten (Forelle, Barbe)
	Anadromous (atlantic salmon)	Anadrome Arten (atl. Lachs)
Entwicklungsstadien	Fecundity / stages	Fekundität / Entwicklungsstadien
	Population dynamics / stock recruitment	Populationsdynamiken / Rekrutierung
Kraftwerke	Hydropower / dam / reservoir / weir / turbine	Kraftwerk / Wehr / Turbine
	Cascade	-
Kumulative Effekte und damit verbundene Themen	Cumulative / additive effect	Kumulative / additive Effekte
	Mortality / delayed mortality / survival / injury / barotrauma	Mortalität / verzögerte Mortalität / Überlebensraten / Verletzungen / Barotrauma
	Downstream migration	Fischwanderung / Migration flussabwärts / Fischabstieg
	Carrying Capacity	-

3.2 Framework und Workshop

Neben der Literaturrecherche war ein Workshop mit internationalen Fachpersonen (deutschsprachiger Raum, s. Tabelle 3) im Frühjahr 2020 geplant. Aufgrund der epidemiologischen Lage musste dieser zuerst verschoben und schliesslich ganz abgesagt werden. Stattdessen fand im Mai 2021 ein Online-Workshop per Zoom statt. Im Vorfeld erhielten die geladenen Expertinnen und Experten ein Arbeitspapier, in dem der Entwurf des Frameworks beschrieben wurde, sowie einen Fragenkatalog mit offenen Diskussionspunkten. Im Workshop wurden der Aufbau und die verschiedenen Bausteine des Frameworks in kurzen Inputreferaten präsentiert und anschliessend zusammen mit den offenen Fragen diskutiert. Von dem Workshop wurde ein Protokoll verfasst, das den Teilnehmenden im Anschluss zur Vervollständigung zugeschickt wurde. Mit Christian Wolter, der aus terminlichen Gründen nicht am Workshop teilnehmen konnte, wurde ein Einzelinterview per Zoom geführt.

Im Anschluss an den Workshop wurde das Framework verfeinert. Das in diesem Bericht vorgestellte Framework beinhaltet somit die Rückmeldungen aus dem Workshop und dem Einzelinterview. Die Protokolle werden dem Bericht beigelegt.



Tabelle 3: Liste der externen Workshop-TeilnehmerInnen

Name	Institution (Land)	
Thomas Amman	WWF Schweiz (CH)	Entschuldigt
Ricardo Mendez	Axpo Power AG (CH)	
Dr. Joachim Pander	Technische Universität München (D)	Entschuldigt
Maria Schmalz	FLUSS (D)	
Prof. Dr. Stefan Schmutz	Institut für Bodenkultur Wien (A)	
Dr. Falko Wagner	Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie (D)	
Dr. Christian Wolter	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (D)	Einzelinterview
Alvaro Baumann y Carmona		Entschuldigt
Dr. Martin Huber Gysi	Bundesamt für Umwelt (CH)	
Dr. Katharina Lange		

3.3 Modellbeispiel

Zur Veranschaulichung des Frameworks wurde ein Rechenbeispiel anhand eines fiktiven Szenarios durchgeführt. Dies besteht aus der Berechnung der Zielvorgaben und Ist-Werte für die Mortalität einer fiktiven Seeforellenpopulation in einem Gewässer mit vier Kraftwerken. Die Gewässer- und Kraftwerkattribute wurden erfunden, wobei möglichst realitätsnahe Begebenheiten gewählt wurden. Werte zum Lebenszyklus der Fische wurden soweit möglich aus der Literatur übernommen, sie bilden jedoch nicht die gewässer- und kontextspezifischen Begebenheiten ab. Die Inputvariablen dienen somit rein zur Veranschaulichung des Modells und nicht als definitive Werte für die Berechnung tatsächlicher Zielvorgaben.

Das Modellbeispiel wurde in Excel erstellt. Durch Veränderung der Inputvariablen können verschiedene Szenarien durchgespielt werden.



4 Resultate der Literaturrecherche

4.1 Empirische Studien

Es gibt nur wenige empirische Studien, die die Mortalität von Fischen bei der Passage von Kraftwerksketten erhoben haben. Dazu werden meist telemetrische Untersuchungen durchgeführt, die relativ aufwändig und teuer sind. In der Regel wird der Anteil der markierten und wandernden Fische erhoben, welcher die Passage einer bestimmten Anzahl Kraftwerke überlebt hat. Allerdings ist dabei nicht bekannt, wie sich die Mortalität im Verhältnis zur Gesamtpopulation verhält. Zudem ist die Unterscheidung verschiedener Todesursachen (z. B. durch Turbinen oder Prädation) oft nicht eindeutig möglich.

Für potamodrome Arten wurden keine Studien zur kumulativen Mortalität beim Fischabstieg gefunden. Hier werden einige Untersuchungen vorgestellt, die zumindest die flussaufwärts gerichtete Passage über mehrere Kraftwerke thematisieren.

4.1.1 Diadrome Arten

Die meisten Untersuchungen betreffen die Wanderung anadromer Salmoniden, deren Jungfische (Smolts) flussabwärts migrieren. Einige Beispiele werden hier beschrieben und in Tabelle 4 zusammengefasst.

Am Snake River (USA) betrug die Mortalität von Smolts (*Oncorhynchus tshawytscha* und *O. mykiss*) über vier bestehenden Kraftwerksdämme 44 - 68 %. Mit dem Bau vier weiterer Kraftwerke stieg die Mortalität auf 70 - 90 % (in Dürrejahre gar auf über 97 %). Durch strukturelle und operationelle Massnahmen konnte die Mortalität anschliessend wieder auf 41 - 69 % gesenkt werden. Trotzdem blieb die Anzahl adulter Rückkehrer tief. Diese wurde also nicht ausschliesslich durch die direkte Mortalität bei der Kraftwerkspassage verursacht (Williams et al. 2001).

Bei einer Kraftwerkskette mit acht Anlagen in Schweden betrug die Gesamtmortalität von *Salmo salar*-Smolts 84 %. Davon werden 8 % dem Verlust in freifliessenden Strecken zugeschrieben, 76 % den Kraftwerken (Mortalität in Reservoirs und bei der Passage; Abbildung 2, Norrgård et al. 2013).

Obwohl der Aal durch seine katadrome Lebensweise und seine Körperform stark durch kumulative Effekte beeinflusst wird, wurden keine Publikationen zur Mortalität über Kraftwerksketten mit vielen Anlagen gefunden. Winter et al. (2006) verfolgten Silberaale über rund 260 km und zwei Kraftwerke. Dabei schätzten sie die Mortalität an den beiden Anlagen auf 16-26 %.

Weitere Beispiele sind in Tabelle 4 aufgeführt.

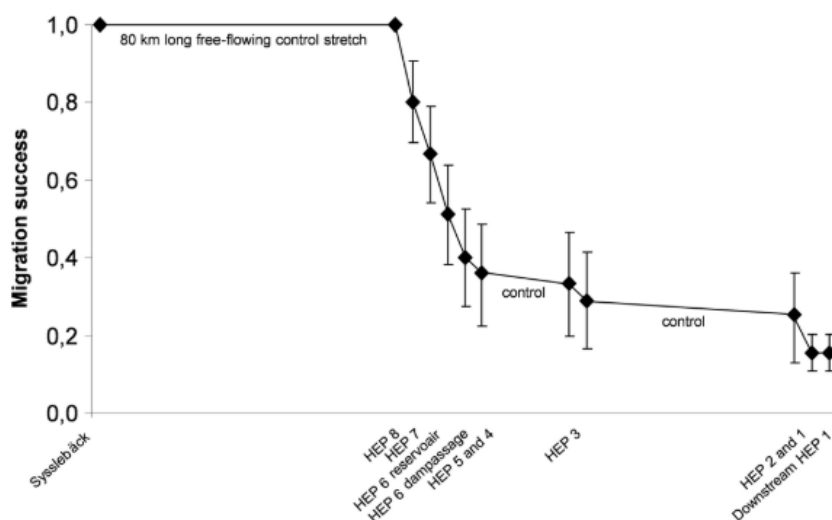


Abbildung 2: Geschätzte Überlebensrate entlang eines 180 km langen Untersuchungsabschnitts mit acht Kraftwerken. Fehlerbalken zeigen die 95 %-Konfidenzintervalle. HEP = Wasserkraftwerk. Aus Norrgård et al. (2013)



Tabelle 4: Beispiele von Untersuchungen zur kumulativen Mortalität über Kraftwerksketten

Art	Gewässer (Land)	Anzahl KW	Gesamtverlust	Weitere Angaben	Referenz
<i>S. salar</i> (Smolts)	Klarälven (Schweden)	8	84 %	8 % der Mortalität in freifliessenden Strecken, 76 % bei Kraftwerken	Norrgård et al. 2013
<i>S. salar</i> (Kelts)	Klarälven (Schweden)	8	94 %		Nyqvist et al. 2017
<i>O. tshawytscha</i> , <i>O. mykiss</i>	Snake River (USA)	4	44-68 %	1966 - 1967	Williams et al. 2001
		8	70-90 %	1970er Jahre	
<i>O. tshawytscha</i> <i>O. mykiss</i>	Columbia River (USA)	3	18 %	1993 - 1999, nach Anpassungen der KW	Elder et al. 2016
			16 %		
<i>S. salar</i>	Winooski River (USA)	3	90 %		Nyqvist et al. 2017
<i>S. trutta trutta</i>	Emån (Schweden)	2	51 %	31.9 % Verlust durch Turbinenpassage, 25 % durch Prädation in Staubereichen, 12 % durch Desmoltifizierung	Calles & Greenberg 2009
<i>Anguilla anguilla</i>	Meuse (Niederlande)	2	63 %	16 - 26 % Verluste durch KW, 22 - 26 % durch Fischerei	Winter et al. 2006

4.1.2 Potamodrome Arten

Nur wenige Studien haben bisher die Wanderung von potamodromen Arten über mehrere Kraftwerke untersucht. Zur kumulativen Mortalität bei der flussabwärts gerichteten Migration konnten keine Untersuchungen gefunden werden. Solche Untersuchungen wären auch schwieriger als die Studien zu anadromen Arten, da nicht nur ein Jahrgang zu einem bestimmten Zeitpunkt flussabwärts wandert. Stattdessen bestehen bei potamodromen Arten komplexe Bewegungsmuster über den ganzen Lebenszyklus. Da potamodrome Arten meist iteropar sind, finden zudem mehrfache Laich- und Rückwanderungen statt.

Auch Cowx et al. (2020) fanden bei einer Literatursuche keine Studien zur kumulativen Mortalität potamodromer Arten. Bereits zur flussaufwärts gerichteten Wanderung dieser Fische ist wenig bekannt. So fanden sie nur drei Studien zu fünf Arten, die quantitative Resultate zu flussaufwärts gerichteten Wanderungen über mehrere Kraftwerke liefern (Benitez et al. 2018; de Leeuw & Winter 2008; Lucas & Frear 1997). Dabei passierten durchschnittlich 41 % der untersuchten Fische eine erste Anlage und nur 10 % eine zweite. Cowx et al. (2020) argumentieren daher, dass kumulative Mortalität für potamodrome Arten weniger relevant ist. Das gleiche vermuten auch Larinier & Travade (2002) für Cypriniden, Esoxiden und Perciden. Da deren Turbinenmortalitäten i. d. R. moderat und die Wanderdistanzen gering seien, würden die Fische nur durch eine sehr geringe Anzahl von Anlagen beeinflusst, wodurch ein möglicher additiver Effekt limitiert sei.

Die Datenlage ist bisher jedoch sehr spärlich und die Situation könnte durch verbesserte Durchgängigkeit der Kraftwerke für z. B. Cypriniden eine ganz andere werden. Neue Daten liegen aus aktuellen PIT-Tagging-Studien aus der Schweiz vor. Am Hochrhein stiegen nur 5 % der markierten Fische über die



vier untersuchten Staustufen (26 km) auf (Schwevers et al. 2020b), wobei die geringe Aufstiegsrate unter anderem auf die teilweise schlechte Passierbarkeit der einzelnen Anlagen zurückgeführt wird. Eine Studie an der Limmat ergab hingegen, dass hier immerhin ca. 25 % der markierten Fische über drei Kraftwerksstufen (5 km) aufwanderten, bei Haseln und Rotaugen sogar über 60 % (Schölzel et al. 2020). Weiter wurden von Einzeltieren auch weit grössere Bewegungen über bis zu zehn Staustufen nachgewiesen (Schwevers et al. 2020b).

4.2 Studien zu Auswirkungen auf Populationen

Es gibt also verschiedene Studien, die die kumulative Mortalität an Kraftwerksketten ermittelt haben. Dies sagt jedoch noch nichts darüber aus, wie sich diese Mortalität auf die Population der untersuchten Fischarten auswirkt und welches die maximal zulässigen Mortalitätsraten (in einer Kette und pro Kraftwerk) sind, mit denen ein nachhaltiger Fortbestand der Populationen gewährleistet wird.

In einer aktuellen Metaanalyse wollten Algera et al. (2020) ermitteln, welche Konsequenzen die Mortalität an Kraftwerken für die Produktivität der Fische hat. Trotz einer umfassenden Literaturanalyse war es nicht möglich, diese Frage auch nur näherungsweise zu beantworten. Um den Effekt der Mortalität auf die Fischproduktivität abschätzen zu können, wären laut den Autoren weitere Kenntnisse über die Höhe der Mortalität im Bezug zur nötigen Überlebensrate für den Populationserhalt erforderlich (Algera et al. 2020). In einer gesunden Population mit hoher Fischdichte, die die Kapazitätsgrenze des Gewässers übersteigt (z. B. bei einer limitierten Anzahl Laichplätze oder einer dichteabhängigen Überlebensrate der Jungfische), wird der Verlust von einzelnen Individuen keinen Einfluss auf die Populationsgrösse der nächsten Generation haben. Bei einer Population, die bereits deutlich unter der Kapazitätsgrenze liegt, können weitere Verluste hingegen in einem Rückgang der Fischdichten resultieren (Fraser et al. 2015). Dieses Wissen um den aktuellen Zustand einer Population ist jedoch oft nicht vorhanden, schwierig zu bestimmen und wird zusätzlich durch natürliche interannuelle Schwankungen erschwert.

Es gibt also bisher keine Berechnungen dazu, wie viel Mortalität an einem einzelnen Kraftwerk toleriert werden kann, ohne eine Fischpopulation zu gefährden, geschweige denn an mehreren Kraftwerken unter Berücksichtigung der kumulativen Effekte. Zwei Arbeiten (Cowx et al. 2020; Fraser et al. 2015) beschäftigen sich aber mit dem *Cumulative Impact Assessment*, also der Abschätzung des Effekts mehrerer Kraftwerkspassagen. Die beiden Konzepte werden in den nächsten Kapiteln kurz vorgestellt.



4.2.1 Fraser et al. 2015

Das *Cumulative Effects Model* von Fraser et al. (2015) wurde für die Britische *Environmental Agency* erstellt, um den kumulativen Effekt hypothetischer, geplanter oder tatsächlich existierender Kraftwerke zu prognostizieren. Dabei wird davon ausgegangen, dass Kraftwerke auf bestehenden Barrieren gebaut werden und somit auch positive Effekte auf Population haben können (Bau von Fischaufstiegs-hilfen). Das Modell wurde für den Atlantischen Lachs entwickelt und besteht aus drei Elementen: Der räumlichen Verteilung der Fische (*Carrying Capacity* verschiedener Gewässersegmente), deren Lebenszyklus und der Durchgängigkeit der Barrieren bzw. Kraftwerke. Der totale Effekt aller Kraftwerke wird als Veränderung in der Anzahl adulter Rückkehrer im Vergleich zur Referenzpopulation quantifiziert (Abbildung 3).

Bei dem Konzept von Fraser et al. (2015) handelt es sich nach unserem Wissen um das bisher vollständigste Modell zur Abschätzung kumulativer Effekte auf eine Fischart. An verschiedenen Stellen werden relativ einfache Annahmen getroffen (z. B. Fischdichten und Passageraten), diese können aber bei vorhandenem Detailwissen angepasst werden. Zwar werden hier keine Zielwerte für den Erhalt einer Population berechnet, dies könnte jedoch durch ein Umstellen des Modells (Endpopulation soll Startpopulation entsprechen) erreicht werden. Allerdings wurde das Modell bisher nie in der Praxis angewendet (pers. Mitteilung D. Fraser und I. Stewart-Russon) und es werden keine Angaben zum Umgang mit potamodromen Arten gemacht.

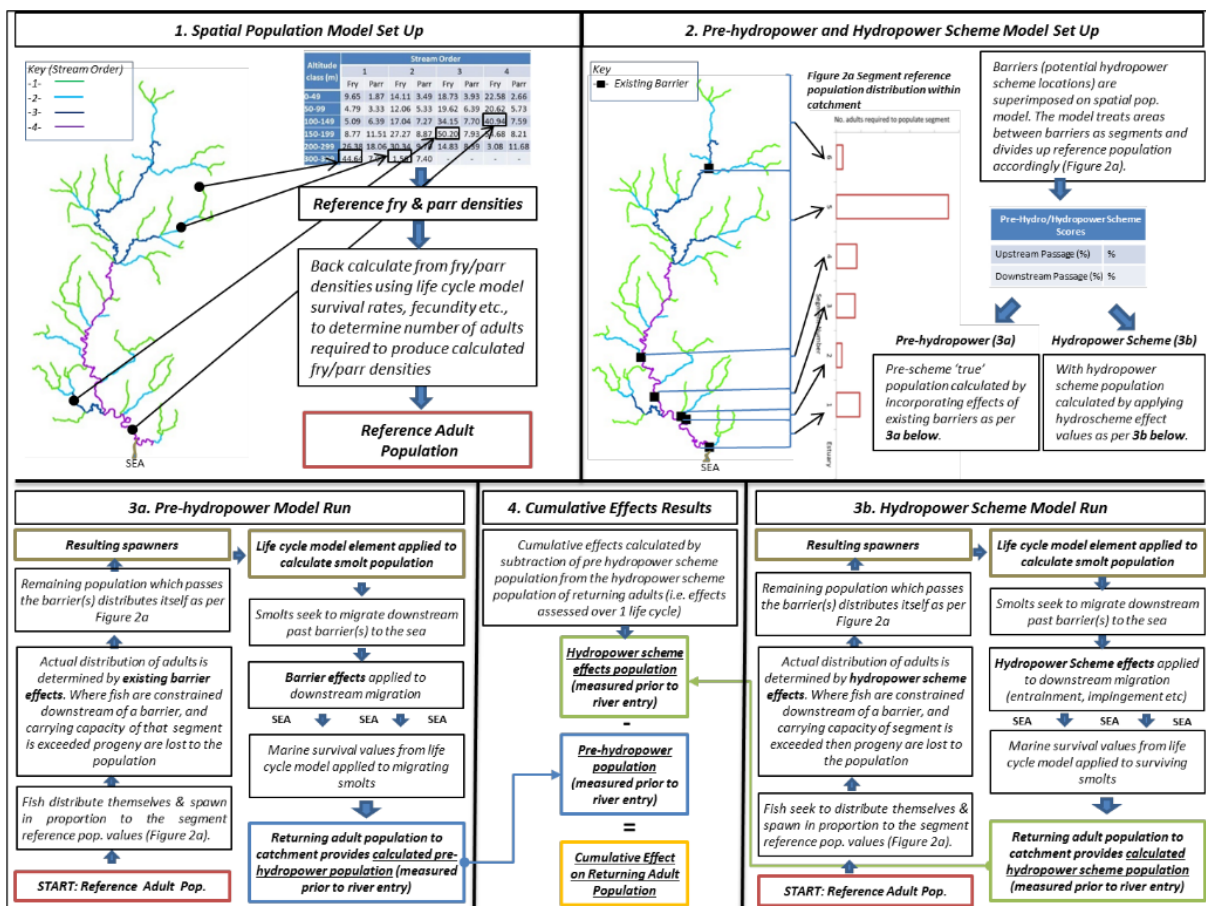


Abbildung 3: Übersicht über das *Cumulative Impact Assessment*-Modell von Fraser et al. (Fraser et al. 2015, S. 20)



4.2.2 Cowx et al. 2020 (FIThydro)

Für das EU-Horizon 2020-Projekt *Fishfriendly Innovative Technologies for Hydropower (FIThydro)* verfassten Cowx et al. (2020) einen Bericht zum *Cumulative Impact Assessment* für aufeinanderfolgende Wasserkraftwerke. Damit sollen Entscheidungen für den Bau oder die Sanierung von Kraftwerken unterstützt werden. Es werden verschiedene Vorgehen zur Beurteilung kumulativer Effekte vorgestellt. Der Aufbau der Populationsmodelle entspricht im Wesentlichen dem von Fraser et al. (2015), wobei unterschiedliche Herangehensweisen für die Bestimmung einzelner Variablen vorgeschlagen werden. Neben den diadromen Arten wird auch eine Modellstruktur für potamodrome Arten vorgestellt. Dabei sollen empirische Daten zur *Home Range* bzw. maximalen Migrationsdistanz verwendet werden, um annäherungsweise die Anzahl zu überwindender Kraftwerke zu ermitteln. Die Populationsmodelle bleiben jedoch auf einer konzeptionellen Ebene und es werden keine konkreten Berechnungsvorgaben gemacht. Für potamodrome Arten wird z. B. die Schwierigkeit, Start- und Endpunkte der Migration zu finden, nicht diskutiert. Neben den Populationsmodellen wird ein Beurteilungsmaßstab für Habitatsverluste durch die Wasserkraft vorgeschlagen. Abschliessend wird empfohlen, die Effekte auf Fische und Habitate in einem gemeinsamen *Cumulative Impact Assessment* zusammenzuführen. Wie, bleibt jedoch offen.

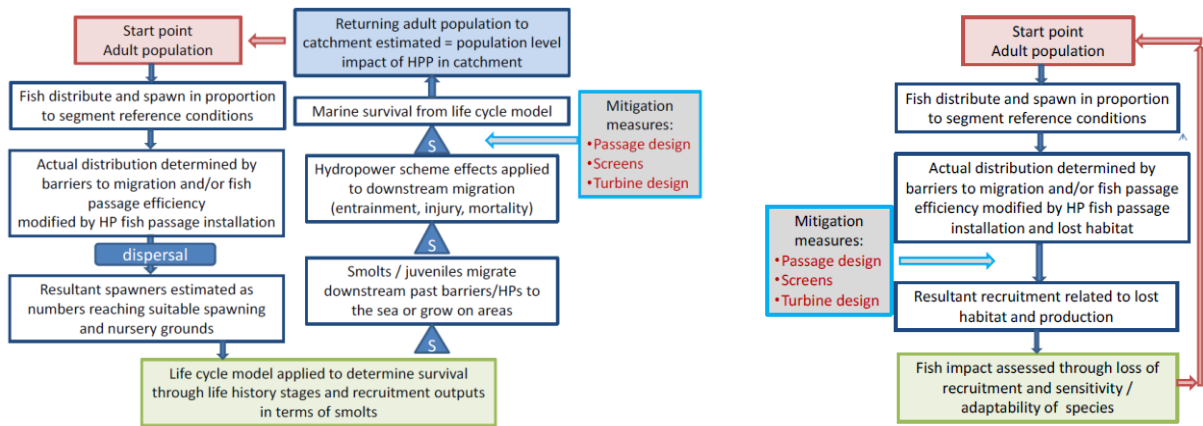


Abbildung 4: Populationsmodelle für anadrome Arten (links) und potamodrome Arten (rechts) aus Cowx et al. (2020)



5 Framework zur Erarbeitung von Zielvorgaben

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.2 beschriebenen Konzepte wurde ein Vorschlag für ein Framework zur Erarbeitung von Zielvorgaben für die Überlebensrate bei Kraftwerkspassagen erstellt. Dieses wurde am Workshop den Fachpersonen präsentiert und anhand der Rückmeldungen konkretisiert und verfeinert. Die wichtigsten Ergebnisse aus dem Workshop werden hier kurz zusammengefasst. Im anschliessend präsentierten Framework sind die Inputs des Workshops bereits integriert.

5.1 Übergeordnete Ergebnisse des Workshops

Das Framework ist vielversprechend und soll weiterverfolgt werden. Die Berechnung von Zielvorgaben ist jedoch sehr komplex. Zudem fehlen meist die benötigten Grundlagendaten. Die Herleitung von adäquaten Zielvorgaben wird deshalb mit dem Stand des Wissens zumindest für potamodrome Arten wohl nicht möglich sein. Trotzdem ist es ein guter erster Schritt. Derzeit kann gut auch mit einfachen Annahmen, Daten aus anderen Gewässern oder Experteneinschätzungen gearbeitet werden. Mit Anwendungsbeispielen kann aufgezeigt werden, wo Wissenslücken bestehen, die mit Forschungsarbeiten im Feld bearbeitet werden sollen. In Zukunft sollte das Modell validiert und verfeinert werden.

Weitere Inputs aus dem Workshop und dem Einzelinterview können den Protokollen, die dem Bericht beigelegt sind, entnommen werden.

5.2 Framework Teil A: Festlegung von Zielvorgaben

Um den Populationsschutz sicherzustellen, sind Vorgaben für die maximal zulässige Mortalität bei den Kraftwerkspassagen wichtig. Idealerweise wären hierfür die gewässerspezifischen Populationsgrössen, natürlichen Überlebensraten, genaue Lage, Qualität und Quantität der Laich-, Nahrungs- und Adulthabitate sowie das Ausmass der Wanderungen aller relevanten Arten bekannt. Entsprechende Angaben fehlen allerdings weitestgehend, weshalb hier auf ein Populationsmodell mit verschiedenen Vereinfachungen zurückgegriffen wird. Aus der Literaturstudie ging hervor, dass für die Quantifizierung des kumulativen Effekts drei Bausteine besonders wichtig sind: der **Lebenszyklus** (*life history traits*) der betroffenen Arten, die Quantität und Qualität der **Habitate** im zu betrachtenden Perimeter, welche die Wanderung und Verteilung der Fische bestimmen, sowie die **Passageraten bei den Kraftwerken** einer Kraftwerkskette.

Der aufgezeigte Ansatz inkludiert daher diese drei Bausteine. In den natürlichen Lebenszyklus einer Art, welcher die artspezifischen *life history traits* beinhaltet, werden die räumliche Verteilung der Fische (Habitatskomponente, *Carrying capacity*) unter Berücksichtigung der Durchgängigkeit der Kraftwerke integriert. Wird der so erweiterte Lebenszyklus für eine betroffene Art durchgespielt, ergibt sich ein Gesamteffekt (als Differenz der Start- und Endpopulation), entsprechend einem *Cumulative Impact Assessment* (vgl. Kapitel 4.2.1 und 4.2.2). Wird hingegen die Überlebensrate bei den einzelnen Kraftwerken als Unbekannte gesetzt, kann die notwendige Gesamtüberlebensrate für den Ziel-Zustand des Populationserhalts (Anfangspopulation = Endpopulation) abgeschätzt werden (Abbildung 5).

Die standortspezifischen Daten für die verschiedenen Bausteine sind zu grossen Teilen nicht oder nur eingeschränkt verfügbar. Deshalb werden verschiedene Möglichkeiten zu deren Quantifizierung aufgezeigt (Abbildung 6).



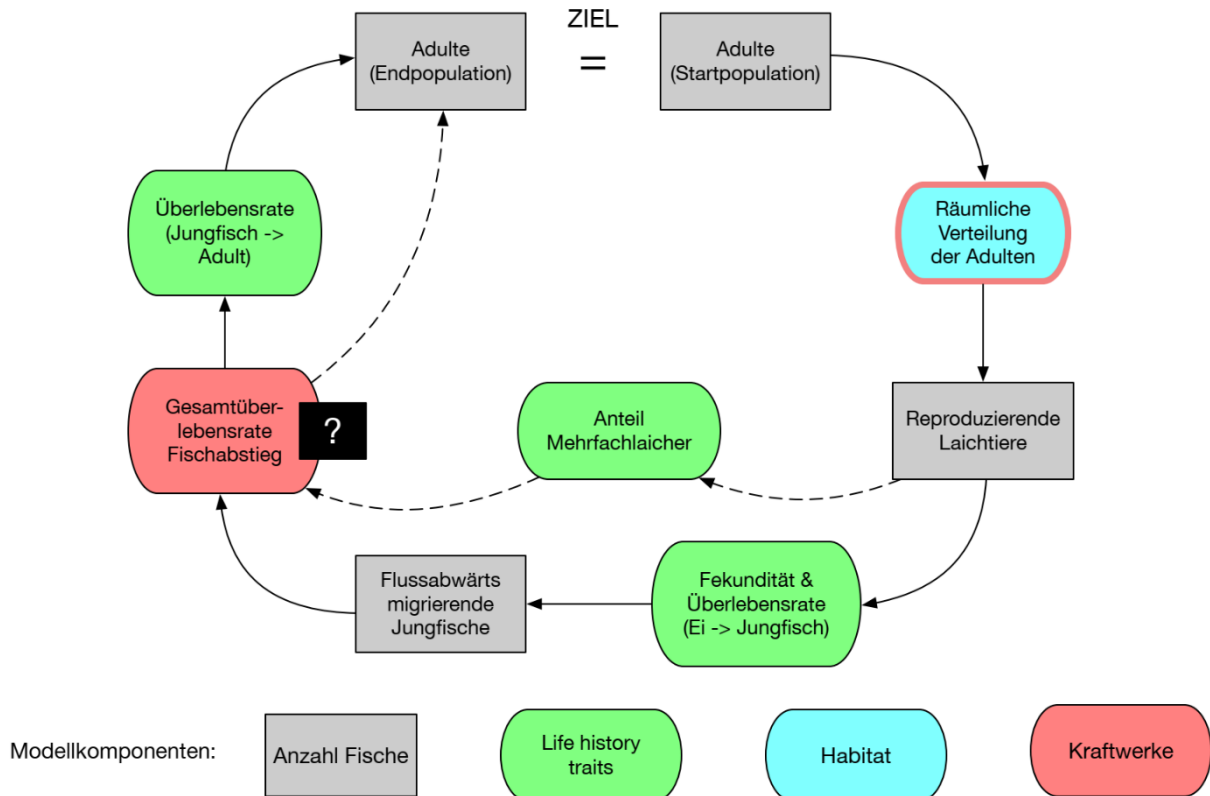


Abbildung 5: Lebenszyklus unter Berücksichtigung von Habitat- und Kraftwerkskomponenten.

5.2.1 Baustein Lebenszyklus

Bedeutung

Ob und wie stark eine Population von der Kraftwerksmortalität beeinflusst wird, hängt von ihrem Lebenszyklus ab. Fische, die in Fließgewässern leben, haben sich im Laufe der Evolution an häufige Störungen ihres Lebensraumes angepasst. Hochwasser, Geschiebeumlagerungen und Trockenheitsperioden können zu grossen Individuenverlusten führen. Die Fische gleichen dies vor allem mit hohen Fertilitätsraten aus, wodurch sie gegenüber natürlichen Mortalitätsfaktoren grundsätzlich weniger sensibel sind als viele andere Artengruppen (van Treeck et al. 2020; Wolter et al. 2020). Es gibt jedoch Unterschiede zwischen verschiedenen Arten, die berücksichtigt werden müssen.

Die Überlebensraten werden pro Entwicklungsstadium bzw. Altersklasse einer Art im Populationsmodell berücksichtigt. Natürlicherweise ist die Überlebensrate von Fischen in den frühen Lebensstadien sehr gering und nimmt mit zunehmender Grösse zu. Eine Besonderheit bilden semelpare Arten (Aal, Pazifischer Lachs), die eine Alttiermortalität von bis zu 100 % aufweisen.

Eine grosse Rolle spielt auch das Wanderverhalten der betroffenen Fischart. Arten, die lange Wanderungen unternehmen, um zu ihren Laich- bzw. Nahrungshabitaten zu gelangen, treffen öfter auf Kraftwerke als Arten, die ihren gesamten Lebenszyklus im gleichen Fließgewässerabschnitt verbringen. Diadrome Arten sind deshalb grundsätzlich stärker von kumulativer Mortalität betroffen als andere. Aber auch potamodrome Arten können längere Wanderungen durchführen (Lucas & Baras 2001), insbesondere wenn in den fragmentierten Gewässerabschnitten nicht alle Habitate zur Komplettierung des Lebenszyklus vorhanden sind.



Möglichkeiten zur Quantifizierung

Für den Baustein Lebenszyklus werden somit Informationen zu den Überlebensraten verschiedener Altersstadien, der Fekundität und zum Wanderverhalten der untersuchten Arten benötigt.

Daten zu den *Life history traits* sind inzwischen für viele Arten verfügbar (s. z. B. Wolter et al. 2020), sind jedoch nicht gewässerspezifisch und deshalb mit relativ grossen Unsicherheiten behaftet. Das Populationsmodell sollte daher mit einer Bandbreite für jeden Parameter rechnen. Sind keine Angaben vorhanden, können Werte von möglichst nah verwandten Fischarten herangezogen oder auf die Einschätzung von Fachpersonen zurückgegriffen werden.

Auch gewässerspezifischen Wanderdistanzen sind nur in Ausnahmefällen bekannt. In der Literatur finden sich aber Angaben zu typischen Wanderdistanzen verschiedener Arten (z. B. in Radinger & Wolter 2014), die stattdessen herangezogen werden können. Dabei sollten nicht die maximalen bekannten Distanzen, sondern der Median verwendet werden. Da die Wanderdistanz jedoch auch von der Distanz zwischen den verschiedenen Habitaten abhängt (De Leeuw & Winter 2008; De Vocht & Baras 2003), muss deren Lage im Gewässer ebenfalls berücksichtigt werden (s. u.). Sind keine Angaben vorhanden, können auch hier Werte von möglichst nah verwandten Fischarten herangezogen oder auf die Einschätzung von Fachpersonen zurückgegriffen werden.

5.2.2 Baustein Habitate

Bedeutung

Für die Berechnung von Zielvorgaben werden Daten zur Fischdichte der Ausgangspopulation, sowie der Verteilung der Fische auf verschiedene Gewässersegmente zwischen den Staustufen benötigt. Nur so kann ermittelt werden, wie viele Kraftwerke durch welchen Anteil der Gesamtpopulation auf ihrer Wanderung flussauf- und -abwärts überwunden werden müssen. So ist z. B. die Notwendigkeit, weite Strecken zu wandern und dabei Kraftwerke zu passieren kleiner, wenn die nötigen Habitate für die Komplettierung des Lebenszyklus nahe beieinander liegen (De Leeuw & Winter 2008; De Vocht & Baras 2003). Im Idealfall wären für die Berechnung der Zielvorgaben gewässerspezifische Fischdichten der verschiedenen Segmente sowie die Lage und Qualität der verschiedenen Habitate bekannt. Da dies jedoch meist nicht der Fall ist, muss auch hier mit Annäherungen gearbeitet werden.

Während bei diadromen Arten zumindest der Ausgangspunkt der Wanderung für ein Lebensstadium bekannt ist, sind für potamodrome Arten meist weder Start- noch Zielpunkt der Migration bekannt.

Möglichkeiten zur Quantifizierung

Die Grösse der Startpopulation sowie die *Carrying Capacity* kann auf verschiedenen Komplexitätsebenen bestimmt werden. Im einfachsten Fall wird die Fläche eines Gewässerabschnitts mit einer erwarteten Fischdichte (aus empirischen Daten oder Referenzwerten) multipliziert. Die Schätzung wird genauer, wenn die Habitatsqualität berücksichtigt wird. Dabei kann z. B. der ökomorphologische Zustand der Gewässerabschnitte verwendet werden, der für die meisten Fliessgewässerabschnitte in der Schweiz bereits kartiert ist. Je nach Ansprüchen der betrachteten Fischart werden dazu auch nur bestimmte ökomorphologische Einzelkriterien verwendet (Dönni et al. 2016). Eine weitere Komplexitätsstufe wird mit einer Gewichtung der vorhandenen Fläche nach der Habitatseignung für verschiedene Altersstadien erreicht, z. B. mit einem PHABSIM-Modell¹. Dafür sind jedoch umfangreiche Messungen und Kartierungen im Feld nötig. Zudem müssen die Ansprüche der verschiedenen Lebensstadien der betrachteten Fischart bekannt sein.

¹ PHABSIM bedeutet «*physical habitat simulation*». Es ist Teil der «*Instream flow incremental methodology*» (IFIM), die in den 1980er und 1990er Jahren in den USA entwickelt wurde. Die Methodik hat sich seither auch in Europa etabliert.



Für die räumliche Verteilung der Fische wird angenommen, dass diese prozentual zur Habitatsverfügbarkeit erfolgt, wobei die mittleren Wanderdistanzen und die Passierbarkeit der Kraftwerke berücksichtigt werden muss (Bsp. s. Kapitel 6).

5.2.3 Baustein Kraftwerke

Bedeutung

Für die Verteilung der Fische entlang des Fließgewässers muss die Durchgängigkeit der Kraftwerke berücksichtigt werden. Besteht bei einem Kraftwerk keine Möglichkeit zum Fischaufstieg, müssen die betroffenen Fische ihren Lebenszyklus im Gewässerabschnitt unterhalb des Kraftwerks durchlaufen. Sind hier keine Laichgebiete vorhanden, oder ist deren *Carrying Capacity* bereits erreicht, werden sie keine Nachkommen produzieren können.

Möglichkeit zur Quantifizierung

Fischaufstieg: Es gibt verschiedene Möglichkeiten, um die Durchgängigkeit der Kraftwerke abzuschätzen. Da jeweils anlagespezifische Faktoren eine grosse Rolle für die Effizienz einer FAH spielen, sollte wenn möglich mit empirischen Daten, z. B. von Wirkungskontrollen, gearbeitet werden. Sind solche Daten nicht vorhanden, kann auf die Resultate von Anlagen gleichen Bautyps (zusammengefasst in Hershey 2021), oder die Einschätzung von Fachpersonen zurückgegriffen werden. Bei Anlagen, deren FAH noch saniert werden müssen, können Zielwerte (z. B. 95 %) ins Modell eingesetzt werden.

Fischabstieg: Die flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit entspricht der zu ermittelnden Unbekannten in dem Modell. Folglich werden für die Festlegung der Zielvorgaben keine Werte für die Abstiegsraten benötigt. Falls an allen Anlagen die gleichen Zielwerte gelten sollen, spielt zur Festlegung der Zielvorgaben einzig die Anzahl Kraftwerke, die passiert werden müssen, eine Rolle. Es kann jedoch sinnvoll sein, für Anlagen im Hauptgewässer oder im untersten Bereich eines Einzugsgebiets höhere Zielwerte festzulegen als für Anlagen in Seitenarmen oder dem Oberlauf. Auch die Machbarkeit und das Kosten-Nutzen-Verhältnis der Sanierung der Fischwanderung können mögliche Gründe sein, um unterschiedliche Zielvorgaben festzulegen.



Abbildung 6: Bausteine und Teilbausteine für die Festlegung von Zielvorgaben für die Mortalität an Kraftwerken, sowie mögliche Methoden für ihre Quantifizierung.



5.2.4 Vereinfachte Herangehensweise zur Bestimmung von Zielwerten

Für das oben vorgestellte Populationsmodell werden viele Daten benötigt, die für spezifische Gewässer meist nicht vorhanden sind. Auch wenn die Berechnung exakter und realitätsnaher Zielwerte mit dem aktuellen Stand des Wissens wohl nicht möglich ist, wurde am Workshop die Erstellung des Frameworks sehr begrüsst und dessen Weiterentwicklung gefordert. Erste Modellrechnungen sollen theoretisch aufzeigen, wie Zielwerte berechnet werden können, auch wenn die Resultate derzeit noch mit grossen Unsicherheiten behaftet sind. So können Wissenslücken identifiziert, notwendige Untersuchungen angestossen und das Framework kontinuierlich verbessert werden. Nachfolgend werden kurz einige Vereinfachungsmöglichkeiten und Alternativen zur Festlegung von Zielwerten aufgezeigt, die im Rahmen des Workshops diskutiert wurden.

Verwendung von relativen Werten

Ein erster schwieriger Punkt ist die Quantifizierung der Populationsgrösse. Die räumliche Abgrenzung von Populationen ist schwierig, gewässerspezifische Fischdichten sind oft nicht ausreichend genau bekannt und können starke interannuelle Schwankungen aufweisen. Diese Probleme können umgangen werden, wenn ein Populationsmodell mit relativen statt absoluten Werten aufgebaut wird. Die Verteilung der Fische auf Gewässersegmente und die Passierbarkeit der Anlagen kann dabei analog zum oben beschriebenen Modell berücksichtigt werden. Von den Fachpersonen wurde gefordert, dass in diesem Fall ein Schwellenwert für eine minimal überlebensfähige Populationsgrösse als quantitatives Kriterium integriert wird. Werden diese Schwellenwerte unterschritten, sind beim Fischschutz- und -abstieg umfangreichere Massnahmen verhältnismässig als bei grösseren Populationen, die eine höhere Resilienz aufweisen. Die Festlegung von Mindestgrössen für überlebensfähige Populationen ist jedoch immer art- und kontextabhängig und somit ebenfalls äusserst komplex (Flather et al. 2011). Zudem können ohne absolute Zahlen Werte wie die *Carrying Capacity* des Gewässers nicht berücksichtigt werden.

Verwendung von Schirmarten

An sich müssten die Zielvorgaben für jede Art einzeln berechnet werden, da sich die Populationsgrössen, *Life history traits* und Wanderdistanzen der Arten unterscheiden. Ein solches Vorgehen ist jedoch bei artenreichen Gewässern sehr aufwändig und die Datengrundlage ist nicht für alle Arten ausreichend. Als Vereinfachung können Zielvorgaben für einzelne Schirmarten festgelegt werden, z. B. für die sensitivsten Arten in einem Einzugsgebiet (Wolter et al. 2020). Da verschiedene Arten sehr unterschiedliche Ansprüche haben, müssen die Schirmarten jedoch mit Bedacht ausgewählt werden.

Qualitative Festlegung von Zielwerten

Die einfachste, aber auch subjektivste Möglichkeiten zur Festlegung von Zielwerten ist eine Einschätzung durch Fachpersonen ohne genaue Kenntnisse der Populationsgrössen und Verbreitung bzw. Wanderbewegungen einer Art. Dies kann z. B. anhand der Sensitivität der vorkommenden Arten oder der ökologischen Bedeutung eines Gewässers erfolgen. Auch Methoden zur Bestandesschätzung und Berechnung von nachhaltigen Entnahmelimiten, wie sie für die Fischerei verwendet werden (z. B. das FISAT der FAO), können dazu benutzt werden. Dabei müssen Individuenverluste neben der kraftwerkbedingten Mortalität (z. B. durch die Fischerei) ebenfalls berücksichtigt werden.

Bei diesen qualitativen Ansätzen werden zuerst maximal tolerierte Gesamt-Verlustraten für ein Einzugsgebiet festgelegt. Die Zielwerte an den einzelnen Anlagen ergeben sich anschliessend anhand der Kraftwerksdichte im Einzugsgebiet.



5.3 Framework Teil B: Massnahmendefinition

Um neben der Festlegung von Zielvorgaben auch mögliche Sanierungsmassnahmen für Kraftwerke definieren zu können, braucht es eine Beurteilung der Mortalität für jeden Abstiegskorridor der einzelnen Kraftwerke. Die berechnete Mortalität soll aufzeigen, wo man aktuell im betroffenen Gewässer steht (Ist-Zustand) und was es zur Erreichung des Populationserhaltes (Zielvorgabe) noch braucht. Mögliche Methoden sind das Modell «Werra» (Schmalz & Sauerwein 2015) und der *European Fish Hazard Index* (EFHI; van Treeck et al. 2021; Abbildung 3).

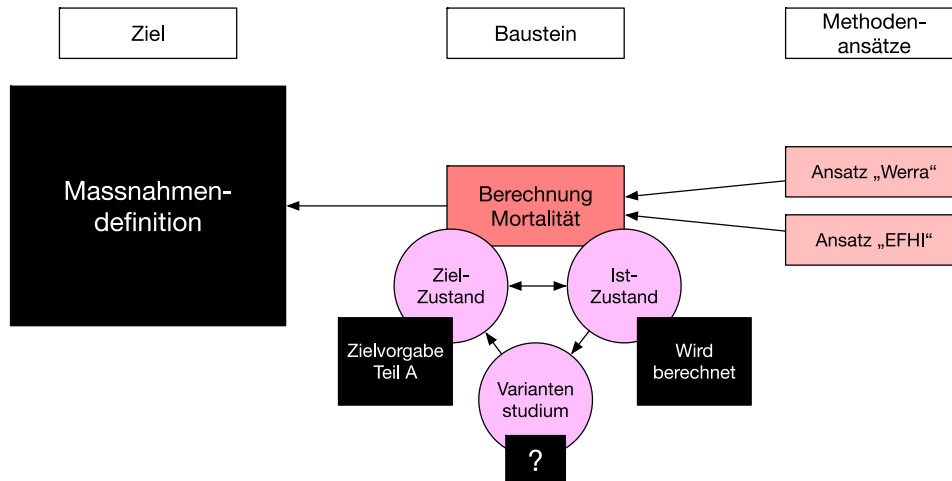


Abbildung 3: Framework zur Variantenwahl für die Sanierung der Fischgängigkeit und mögliche Berechnungsmethoden

5.3.1 Standortspezifische Analyse (Passierbarkeit) – Ist-Zustand

Die Berechnung der Überlebens- bzw. Mortalitätsraten für jeden einzelnen Standort erfolgt anhand des Ansatzes «Werra» oder «EFHI». Die beiden Methoden unterscheiden sich grundlegend voneinander. Für den Ansatz «Werra» werden nur wenige Inputdaten benötigt. Vieles basiert auf fachgutachterlicher Einschätzung. Der Ansatz «EFHI» hingegen wird gestützt durch empirische Daten und Formeln, braucht aber einige anlagespezifische Kennwerte. Im Folgenden werden die beiden Ansätze kurz präsentiert.

5.3.1.1 Ansatz «Werra»

Für die Berechnung der Passierbarkeit an einem einzelnen Standort orientieren wir uns am Modell der Werra / Gera (Reuter & Schmalz 2017; Schmalz & Sauerwein 2015). Der Ansatz wurde allerdings an diversen Stellen leicht verändert. Die Bewertung erfolgt in einem mehrstufigen Verfahren. Die Passierbarkeit setzt sich aus den folgenden Parametern zusammen (Abbildung 7):

- Grossräumige Auffindbarkeit
- Kleinräumige Auffindbarkeit
- Systemableitrate
- Rechenpassagerate
- Überlebensraten bei Turbinenpassagen
- Überlebensraten bei Wehrpassagen



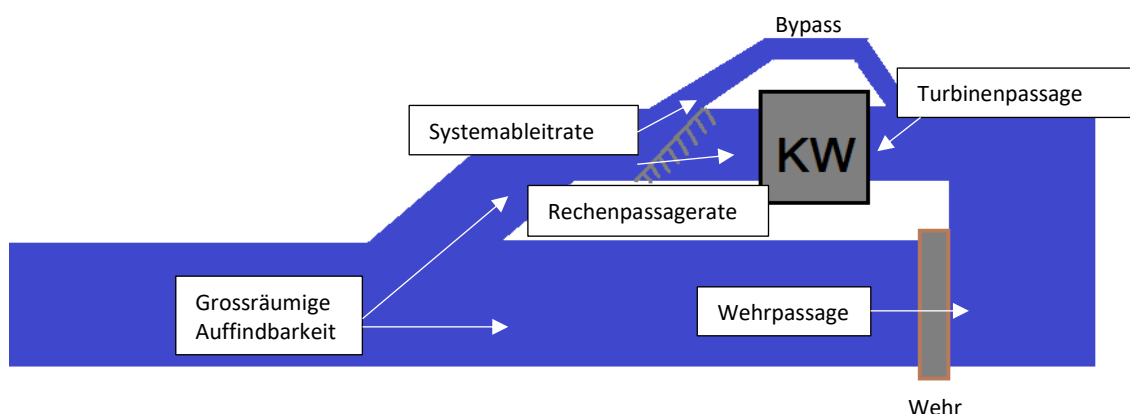


Abbildung 7: Parameter zur Berechnung der Passierbarkeit unter Berücksichtigung der verschiedenen Abstiegskorridore.

Grossräumige Auffindbarkeit

Für die Berechnung der grossräumigen Auffindbarkeit der einzelnen Wanderkorridore wird die Annahme getroffen, dass sich die Anzahl der absteigenden Fische prozentual gemäss der Durchflussmenge beim mittleren jährlichen Abfluss (MQ) auf die einzelnen Korridore verteilt. Dieser einfache Ansatz schliesst die Abflussdynamik über das Jahr nicht mit ein. Es wird aber davon ausgegangen, dass Fische mehrheitlich bei hohen Abflüssen abwandern, wodurch beispielsweise der Wehrabstieg in Realität entscheidend höher ausfallen könnte. Demnach wäre es evtl. zielführender, die Aufteilung des Fischabstiegs auf die Korridore dynamisch mit der Abflussganglinie während der typischen Wanderzeiten zu verknüpfen. Der Ansatz der Aufteilung der abwandernden Fische nach Durchfluss bei MQ wurde am Workshop intensiv diskutiert. Man kam dabei zum Schluss, dass er angewendet werden soll, wenn keine empirischen Daten vorliegen.

Kleinräumige Auffindbarkeit

Die Ableitung von Fischen im Nahbereich der Kraftwerksanlage hängt von der Auffindbarkeit der Abstiegshilfe (Tabelle 5) sowie von der Schutzwirkung und der Anströmgeschwindigkeit des Rechens ab.

Tabelle 5: Bewertung der kleinräumigen Auffindbarkeit nach Schmalz & Sauerwein (2015)

Bewertung	Fischökologische Definition	Technische Kriterien Bypass am Wasserkraftwerk
1.0	Unbeeinträchtigte Abwanderung	Keine Wasserkraftnutzung oder Wasserentnahme
0.975	Die Auffindbarkeit von Abwanderwegen ist nur geringfügig beeinträchtigt	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung, Positionierung und Abfluss optimal.
0.85	Die Auffindbarkeit von Abwanderwegen ist mässig beeinträchtigt	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung, Positionierung und Abfluss von optimalen Bedingungen mässig abweichend.
0.6	Die Auffindbarkeit von Abwanderwegen ist erheblich beeinträchtigt	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung, Positionierung und Abfluss von optimalen Bedingungen erheblich abweichend.
0.0	Abwanderwege sind nicht vorhanden oder nicht auffindbar	Keine oder unwirksame Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung oder Abstiegsanlage nur in sehr geringem Mass auffindbar.



Grundsätzlich können hier auch detailliertere Kriterien für die Konzeption von Abwanderhilfen in die Beurteilung aufgenommen werden. So zum Beispiel die optimalen Strömungsverhältnisse zwischen v_{Bypass} zu v_{Rechen} . Gemäss ersten Erkenntnissen sollte deren Verhältnis zwischen 1.1 und 1.2 liegen, was eine ausgeprägtere Leitströmung hin zum Bypass nach sich zieht (Dönni et al. 2021).

Systemableitrate

Die Systemableitrate gibt an, wie hoch der Anteil an Fischen ist, welcher sich erfolgreich über den Bypass ableiten lässt. Sie ist als eine Kombination aus kleinräumiger Auffindbarkeit der Abwanderhilfe und der Schutzwirkung² des Rechens (Anströmgeschwindigkeit, Stababstand) zu verstehen:

$$\text{Systemableitrate} = \text{Kleinräumige Auffindbarkeit} * \text{Schutzwirkung Rechen}$$

Die Schutzwirkung des Rechens berücksichtigt die Wahrscheinlichkeiten der Ableitung der Fische in den Bypass aufgrund der Anströmgeschwindigkeit und des Stababstands (Bsp. s. Tabelle 6). Letzterer beinhaltet eine Verhaltenskomponente, ist also nicht nur von der physischen Passierbarkeit abhängig.

Tabelle 6: Schutzwirkung eines Rechens (inkl. Verhaltenskomponenten) nach Schmalz & Sauerwein (2015). v_A = mittlere Anströmgeschwindigkeit vor dem Rechen. Die Tabelle soll als Beispiel dienen. Es gilt zu differenzieren um welches Leitsystem (Horizontal- / Vertikalrechen) es sich handelt.

Lichte Stabweite	Schutzwirkung Rechen (inkl. Verhaltenskomponente)			
	$v_A < 0.5 \text{ m/s}$		$v_A 0.5 - 1 \text{ m/s}$	
	Lachsmolt	Blankaal	Lachsmolt	Blankaal
< 10 mm	0.97	1.00	0.92	0.92
15 mm	0.72	0.92	0.51	0.77
20 mm	0.51	0.62	0.26	0.26
> 20 mm	0.00	0.00	0.00	0.00

Das vorgestellte Vorgehen zur Ermittlung der Systemableitrate hat noch Potenzial zur Weiterentwicklung. Einerseits könnten aus Befischungen stammende Längenhäufigkeitsdiagramme beigezogen werden, um den Anteil rein physisch durch die entsprechende lichte Stabweite passender Fische zu ermitteln. Weiter könnte die Anströmgeschwindigkeit als Risiko für die Rechenmortalität beigezogen werden. Zudem müsste eine Unterscheidung zwischen Horizontal- und Vertikalrechen (bzw. weiteren Rechentypen) unter Einbezug des Anströmwinkels vorgenommen werden. Gemeinsam mit dem bereits angesprochenen Strömungsverhältnis von v_{Bypass} zu v_{Rechen} könnte allenfalls auch die Verhaltenskomponente und effektive Leitfunktion des Rechens besser eruiert werden.

Rechenpassagerate

Die Rechenpassagerate gibt an, welcher Anteil der vor dem Rechen anstehenden Fische den Rechen passieren kann. Ihr zugrunde liegen Beziehungen zwischen Fischbreite und lichten Stababständen. Die Rechenpassagerate wird mit der Wahrscheinlichkeit, dass die Fische nicht in den Bypass abgeleitet werden (1 - Systemableitrate) verrechnet.

² In Schmalz & Sauerwein (2015) wird die Schutzwirkung als «Rückhaltevermögen» des Rechens bezeichnet.



Überlebensrate bei der Turbinenpassage

Die Überlebensrate bei der Turbinenpassage hängt massgeblich vom Typ, der Dimensionierung und dem Betriebszustand der Turbine sowie von der Fallhöhe und der Fischart und -grösse ab. Im Falle der Werra bezogen sich die Autoren auf Annahmen, welche in Abhängigkeit von der Ausbaugrösse und standardisierten Turbinenart mit den Formeln von Larinier & Dartiguelongue (1989) errechnet wurden.

Die grossangelegten Untersuchungen der Technischen Universität München (TUM) zeigen jedoch auf, dass Mortalitätsraten oft sehr standortsspezifisch sind (Mueller et al. 2020). Die Abschätzungen der Turbinenmortalität müsste deshalb für ein breiteres Spektrum an Faktoren (Abfluss, Dimensionierung der Turbinen, Fallhöhe, Umdrehungszahl etc.) neu eruiert werden. Der zweite und im Kapitel 5.3.1.2 beschriebene Ansatz «EFHI» integriert genau diese Parameter, was nicht nur eine bessere Annäherung an die tatsächlichen Überlebensraten erlaubt, sondern auch eine gewisse Vergleichbarkeit ermöglicht.

Überlebensrate bei Wehr-Passage

Die Mortalitätsrate bei Wehrpassagen wird je nach Ausprägung des Wehrrückens (Rauheit), des Tosbeckens (Wassertiefe, Störkörper) und anderer Strukturen, die Schädigungen hervorrufen könnten, sowie der Fallhöhe qualitativ beurteilt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Bewertung der Überlebensrate bei der Wehr-Passage gemäss Schmalz & Sauerwein (2015)

Bewertung	Fischökologische Definition	Technische Kriterien Bypass am Wasserkraftwerk
1.0	Keine letale Schädigung abwandernder Fische	Es ist kein Querbauwerk vorhanden ODER Das Querbauwerk ist derart beschaffen, dass Schädigungen ausgeschlossen werden können.
0.975	Eine geringe Anzahl abwandernde Fische wird letal geschädigt	Absturzhöhe des Querbauwerkes geringer als 10 m UND ausreichendes Wasserpolster (mindestens ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser; keine Störkörper im Tosbecken. Aufgrund der Bauweise des Querbauwerkes (Rauheit etc.) können jedoch Schädigungen nicht völlig ausgeschlossen werden.
0.85	Eine mässige Anzahl abwandernde Fische wird letal geschädigt	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 10 – 15 m UND / ODER unzureichendes Wasserpolster (weniger als ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser bzw. mässige Gefahr einer Kollision mit Störkörpern im Tosbecken.
0.6	Eine erhebliche Anzahl abwandernde Fische wird letal geschädigt	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 15 – 20 m UND / ODER unzureichendes Wasserpolster (weniger als ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser bzw. erhebliche Gefahr einer Kollision mit Störkörpern im Tosbecken.
0.0	Alle abwandernden Fische werden letal geschädigt	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt mehr als 20 m UND / ODER Im Unterwasser prallen Fische auf feste Oberflächen oder Störkörper im Tosbecken.



Standortspezifische Überlebensrate

Mittels der kraftwerkspezifischen Ausprägung der erwähnten Parameter lässt sich nun eine standortspezifische Überlebensrate für den IST-Zustand errechnen. Die Überlebensraten werden nach Korridorwahl gewichtet, also in einem ersten Schritt nach der Abflussverteilung zwischen Kraftwerk und Wehr und in einem zweiten Schritt nach der Systemableitrate (Abbildung 8).

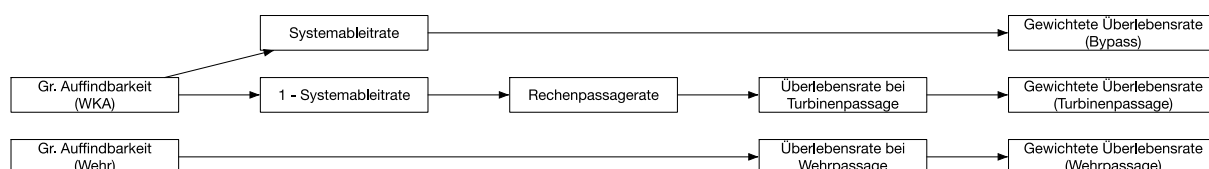


Abbildung 8: Vorgehen für die Berechnung der standortspezifischen Überlebensrate. Die Abbildung wird von links nach rechts gelesen

5.3.1.2 Ansatz «EFHI»

Der *European Fish Hazard Index* (EFHI) ist im Rahmen des Projekts FiTHydro entstanden, um mögliche Gefahren für Fische bei der Kraftwerkspassage einordnen zu können (van Treeck et al. 2021). Für die Ermittlung der Mortalitätsrate im IST-Zustand für jedes Kraftwerk ist der Parameter «*Hazard classification*» (GefahrenEinstufung) für «*turbine entrainment & mortality*» (Fische, die die Turbine passieren und deren Mortalität) von Relevanz. Die Turbinenmortalität wird aus den anlagespezifischen Eigenschaften berechnet und kann für jede Spezies einzeln abgerufen werden. Für die Berechnung des EFHI besteht ein Excel-Tool (Abbildung 9).

Inputparameter EFHI

Benötigte Angaben zu den Eigenschaften des Fließgewässers sind der jährliche mittlere Abfluss (MQ), und der jährliche mittlere Niederwasserabfluss. Falls bei der betroffenen Anlage ein Leitrechen installiert ist, wird dessen Typ, horizontaler Winkel bzw. vertikaler Winkel zur Strömung sowie die lichte Stabweite angegeben. Weiter wird berücksichtigt, ob die Kraftwerksanlage über einen Bypass verfügt und ob dieser über die ganze Wassersäule reicht oder nicht. Zudem wird die Anzahl installierter Turbinen, der Turbinentyp, die Ausbauwassermenge sowie die nutzbare Höhe erfasst. Bei Kaplan- und Francis-Turbinen können Angaben zum äusseren Durchmesser der Turbine, dem Durchmesser der Turbine selbst, der Drehgeschwindigkeit sowie der Anzahl Turbinenblätter, und für Francis-Turbinen Angaben zur Höhe der Schaufelräder gemacht werden.

Schlussendlich muss nur noch die Fischart von Interesse ausgewählt werden. Anschliessend wird die geschätzte Mortalitätsrate für diese Fischart automatisch berechnet.

Berechnungen

Die Berechnungen laufen beim EFHI allesamt im Hintergrund ab. Dabei fließen neben den Kraftwerkparametern (s. o.) auch Informationen über die gewählten Fischarten ein (z. B. Fischlänge, Körperform und Schwimmblasentyp).

Das Risiko, dass ein Fisch den Rechen passiert, wird anhand der theoretisch möglichen Rechenpassage beurteilt. Dafür wird die lichte Stabweite durch den Breiten-Längen-Koeffizienten (0.11 bei fusiformen Fischen) geteilt. Die so errechnete theoretische Maximallänge für Rechenpassage wird im Anschluss mit der mittleren Adultlänge einer Fischart verglichen.



Downstream passage & turbines		Turbine #1
Downstream passage Presence of fish guiding structure (FGS)/trash rack If yes: gap width of FGS or trash rack (enter smaller one) If yes: type of FGS If yes: horizontal installation angle (°) If yes & VBR: vertical inclination (°) Presence of a downstream bypass If yes: access of the bypass across the whole water column		yes 15.00 VBR 27
Enter data on right-hand side		
Turbines Total number of installed turbines		3
Turbine type Turbine flow rate (m³/s) Hydraulic head (m)		Kaplan 16.00 2.3
Enter data on right-hand side		
Kaplan & Francis only Outer diameter of the turbine (m) Hub diameter of the turbine (m) Speed of the turbine at average operation (rpm) Number of turbine blades		2.0 0.76 150 4
Enter data on right-hand side		
Francis only Height of the guide vanes (m)		
Enter data on right-hand side		

Abbildung 9: Auszug aus dem Input-Blatt des Excel-Berechnungstools des EFHI (van Treeck et al. 2021)

Um die Turbinenmortalität abschätzen zu können, werden einerseits modellbasierte Erwartungswerte für die Kollision eines Fisches mit dem Flügel der Turbine durchgeführt (Einbezug des Modells von Montén (1985)). Dabei spielen der relative Abstand zwischen den Turbinenflügeln und die maximale Fischlänge, die durch die Stabweite des Rechens bestimmt wird, eine wichtige Rolle. Für die Berechnung der empirischen Turbinenmortalität wurden verschiedene Arbeiten zusammengezogen, welche Abschätzungen der Turbinenmortalität bei verschiedenen Turbinentypen beinhalten. Ebenso wurden auch Referenzwerte zur Beschreibung des Effekts von Mortalität durch Barotrauma anhand von empirischen Daten festgelegt (Tabelle 8).

Tabelle 8: Bewertungssystem gemäss van Treeck et al. (2021) zur Einschätzung der Risiken beim Fischabstieg.

Gefährdungstyp / Kriterium	Auszuwertendes Attribut	Risikoklasse		
		Tief	Mittel	Hoch
Risiko der Rechenpassage	Abflussverhältnis (Q_{Turbine} / MQ) ³	< 0.5	> 0.5 - < 1	> 1
	Modell für Kollisionen mit Turbinenflügel	$M_{\text{Monten}} < 4\%$	$M_{\text{Monten}} = 4 - 8\%$	$M_{\text{Monten}} > 8\%$
Turbinenmortalität	Empirische Turbinenmortalität	Wasserrad Pentair Fairbanks Kaplan VLH	Archimedes Wasserschnecke	Ossberger Pelton
	Fallhöhe (Mortalität Barotrauma)	< 2 m	2 – 10 m	> 10 m
Fischabstieg	Leitrechen und dessen Charakteristiken	Leitrechen installiert, Winkel < 45° und Bypass über gesamte Wassersäule	Leitrechen installiert, Winkel > 45° oder Bypass nicht über gesamte Wassersäule	Fehlender Leitrochen oder fehlender Bypass

³ Q_{Turbine} = eingestellte Turbinen-Abflussrate



5.3.1.3 Vergleich der beiden Ansätze

- Der Ansatz «EFHI» bringt im Gegensatz zum Ansatz «Werra» mehr empirische Referenzdaten und Berechnungen mit, wodurch vor allem die Einschätzung der Turbinenmortalität wesentlich besser abgesichert ist. Falls die benötigten Angaben jedoch fehlen, bietet der Ansatz «Werra» eine Alternative. Hier sind weniger exakte Angaben notwendig, vielmehr bedarf es einer fachgutachterlichen Einschätzung.
- Beim EFHI wird nur die Mortalität bei der Turbinenpassage berechnet, während im Ansatz «Werra» auch die Mortalität beim Wehrabstieg berücksichtigt wird. Der Ansatz «Werra» hat hingegen (noch) keine Möglichkeit, genauere Angaben zum Leitrechen (Rechentyp, Winkel etc.) zu berücksichtigen.
- Bei der Länge der ausgewählten Fischart bezieht sich der EFHI auf einen angenommenen Durchschnittswert für Adultfische. Dadurch werden alle weiteren Lebensstadien aus der Beurteilung ausgeklammert.
- Bei beiden Ansätzen werden die Verluste durch Prädation nicht berücksichtigt. Auch mögliche Zeitverzögerungen z. B. durch schlechte Auffindbarkeit oder die Möglichkeit, dass Fische im Oberwasser verbleiben könnten, werden nicht behandelt. Beide Aspekte sind gemäss den Diskussionen am Workshop sicherlich relevant, allerdings gibt es wohl kaum belastbare Daten für deren Beurteilung. Ausserdem wird bei beiden Ansätzen nur die direkte Mortalität berücksichtigt, keine verzögerte Mortalität. Diese wäre aber für die Gesamtbeurteilung ebenfalls wichtig.
- Der EFHI wurde beim Experteninterview mit Christian Wolter als eine Möglichkeit zur Ermittlung der Mortalitätsraten an einem Kraftwerk bezeichnet. Aktuell werden die EFHI-Werte mit den empirisch ermittelten Daten des Projekts der TUM (Mueller et al. 2020) verglichen. In Bezug auf die gesamte Fischzönose scheinen die Bewertungen relativ gut übereinzustimmen, wobei die tatsächlich abwandernden Fische eher eine tiefere Mortalität hatten als erwartet.
- Der Ansatz «Werra» wurde im Rahmen des Expertenworkshops von den Fachpersonen ebenfalls als gangbarer Weg bezeichnet. Es bestünden zwar noch Lücken und einige Parameter könnten noch vertiefter evaluiert werden, doch der Ansatz als Ganzes erschien den Expertinnen und Experten als sinnvoll.

Schlussendlich haben beide Ansätze ihre Stärken und Schwächen. Eine Weiterentwicklung und Kombination der beiden Ansätze zu einem stimmigen Gesamtkonstrukt (z.B. Bewertung Turbinenpassage über Ansatz EFHI, Wehrabstieg und Auffindbarkeit über Ansatz Werra) wäre wünschenswert und sollte in einem nächsten Schritt angegangen werden.

5.3.2 Massnahmen zur Erreichung der Zielvorgaben

Die berechneten Überlebensraten für den Ist-Zustand bei den einzelnen Kraftwerken kann im Anschluss mit der im Populationsmodell ermittelten Zielvorgabe verglichen werden. Dadurch wird ersichtlich, wie gross der Handlungsbedarf an den einzelnen Kraftwerken ist. Mit Veränderungen der Inputparameter bei der Mortalitätsberechnung kann ermittelt werden, mit welchen Massnahmen die vorgegebenen Zielvorgaben erreicht werden können.

In erster Linie bieten sich Modifikationen gemäss aktuellstem Wissensstand direkt am Kraftwerk an (Einsatz eines Leitrechen-Bypass-System, Senkung des lichten Stababstands, verbesserte Auffindbarkeit durch adäquate Positionierung des Bypasses etc.). Sind die technischen Möglichkeiten am Kraftwerk ausgeschöpft, sind auch Lebensraumaufwertungen, die sich positiv auf die Fischdichten auswirken, denkbar. Auch diese können im Populationsmodell abgebildet werden. Wichtig ist hier gemäss den Fachpersonen, dass eine Massnahme die andere nicht ausschliesst. Besatz wurde hingegen mit wenigen Ausnahmen (Initialbesatz) als weitere Massnahme ausgeschlossen.



6 Modellbeispiel

Zur Veranschaulichung des Frameworks wird im Anschluss ein Rechenbeispiel dargestellt. Dazu werden die Zielvorgaben und der Ist-Zustand einer fiktiven Kraftwerkskette von vier Anlagen an einem alpinen Gewässer für die Seeforelle berechnet. Die eingesetzten Werte sind soweit möglich auf Literaturangaben abgestützt, sollen jedoch nur als Platzhalter für das Rechenbeispiel angesehen werden.

6.1 Modellbeispiel Teil A: Festlegung von Zielvorgaben

6.1.1 Annahmen

Zur Vereinfachung des Modells werden die unten aufgeführten Annahmen getroffen. Diese sind für die Berechnung von Zielvorgaben im Realfall zu hinterfragen und soweit möglich an die jeweilige Gewässersituation anzupassen.

- Zielfischart ist die Seeforelle, welche als Adulttier für das Laichgeschäft in das Modellgewässer aufsteigt. Es wird angenommen, dass alle Jungfische eine Smoltifizierung durchlaufen und von den Laichgebieten in den See abwandern. Die Modellpopulation weist die in
- Tabelle 9 aufgeführten *Life history*-Werte auf, die Startpopulation (Adulttiere im See) beträgt 1000 Individuen.
- Es handelt sich um eine geschlossene Population ohne Zu- und Abwanderung. Die Seeforellen führen ein *Homing*-Verhalten durch und würden sich ohne Kraftwerksbarrieren proportional zum Habitat auf die verschiedenen Gewässersegmente verteilen.
- Die Durchgängigkeit der Kraftwerke beträgt flussaufwärts je 95 %. Fische, die ein Kraftwerk nicht überwinden können, verbleiben im flussabwärts gelegenen Abschnitt und reproduzieren dort, sofern es die *Carrying Capacity* erlaubt (analog zu Fraser et al. 2015).

Tabelle 9: Für die Modellberechnung verwendete *Life history*-Werte

<i>Life history trait</i>	Bezeichnung	Wert	Datenherkunft
Anteil Weibchen	w	0.5	
Anteil Laicher / Rückkehrer	l	0.67	Median aus Thiel & Magath (2011)
Fekundität (Eier/Weibchen)	F	3'500	Median aus Thiel & Magath (2011)
Überlebensrate Ei – Smolt	S _{E-S}	0.0052	Median aus Thiel & Magath (2011)
Überlebensrate 0+ ⁴ – Smolt	S _{0+-S}	0.08	Molin et al. (2010)
Überlebensrate Smolt – Adult	S _{S-A}	0.149	Median aus Thiel & Magath (2011)
Anteil Mehrfachlaicher	m	0.06 ⁵	Büttiker & Matthey (1986)

6.1.2 Berechnung Zielvorgaben

Das Modellgewässer besteht aus zwei Armen im Oberlauf, die sich vereinen und in einen See fließen. Ein Kraftwerk ist an einem der Oberläufe situiert, die restlichen drei im Hauptgewässer. Dadurch wird das Gewässer in fünf Segmente geteilt (Abbildung 10).

⁴ Als 0+-Fische werden Fische bezeichnet, die ihr erstes Lebensjahr noch nicht vollendet haben. Die Angaben in diesem Kapitel beziehen sich dabei jeweils auf die Sömmerlinge, d.h. auf Fische ihren ersten Sommer erlebt haben.

⁵ Dieser Wert wurde durch Wiederfänge von Laichtieren in Seezuflüssen ermittelt. Er inkludiert somit die kraftwerksunabhängige Mortalität zwischen zwei Jahren.



Als erstes werden die Fließgewässerabschnitte ausgeschieden, die den Seeforellen als Lebensraum dienen. Dies kann über verschiedene Gewässerattribute (z. B. Abfluss, Breite, Gefälle) in einem GIS-Programm geschehen. Weiter sollten unpassierbare Querbauwerke und die Wanderdistanz der Zielart berücksichtigt werden. Anschließend wird die Fläche einzelner Gewässerabschnitte nach der Habitatsqualität (hier via Ökomorphologie, Tabelle 10) gewichtet und pro Segment (A – E) zusammengezählt. Über die Fläche und Ökomorphologie wird zudem die *Carrying Capacity* der verschiedenen Segmente bestimmt (Tabelle 10 und Tabelle 11).

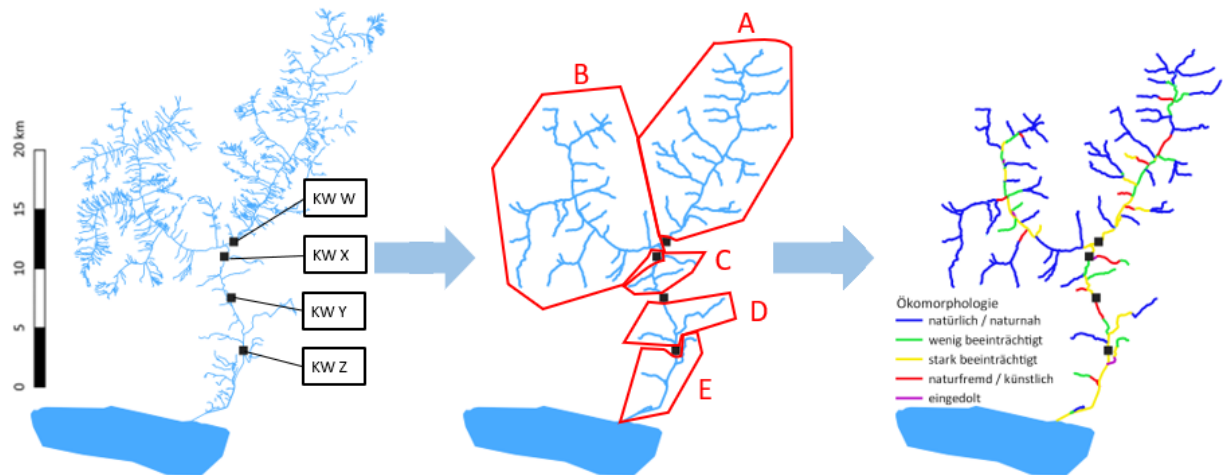


Abbildung 10: Links: Modellgewässer im Original und Benennung der Kraftwerke; Mitte: Modellgewässer nach Ausscheidung der für Seeforellen geeigneten Abschnitte und Benennung der Gewässersegmente; Rechts: Modellgewässer nach Einteilung in die verschiedenen Ökomorphologie-Klassen

Tabelle 10: Flächengewichtung und angenommene *Carrying Capacity* des Gewässers anhand der Ökomorphologieklassen

Ökomorphologie	Gewichtung	<i>Carrying Capacity</i> 0+ (Ind/ha) ⁶
Natürlich / naturnah	1	800
Wenig beeinträchtigt	0.75	400
Stark beeinträchtigt	0.5	150
Naturfremd / künstlich	0.1	50
Eingedolt	0	0

Tabelle 11: Nach Ökomorphologieklassen gewichteten Flächen und *Carrying Capacity* der einzelnen Gewässersegmente.

$$N_{\text{Smolt}} = \text{Carrying Capacity } 0+ * S_{0+-5}$$

Segment	Fläche ungewichtet (ha)	Fläche gewichtet	Anteil an gewichteter Gesamtfläche	<i>Carrying Capacity</i> 0+ (Sömmerlinge)	N_{Smolt} am Kapazitätslimit
A	35.2	23.1	0.32	1'360'266	108'821
B	32.5	24.1	0.33	1'541'507	123'320
C	17.4	10.5	0.14	475'759	38'061
D	16.3	7.3	0.10	358'406	28'623
E	15.8	7.9	0.11	250'441	20'035
Total	117.2	72.9	1	3'986'379	318'910

⁶ Die hier angenommene Dichte der 0+-Fische (Sömmerlinge) am Kapazitätslimit ist eine rein fiktive Zahl zur Veranschaulichung der weiteren Berechnung. In Realität muss sie gewässerspezifisch festgelegt werden und die Produktivität verschiedener Gewässerabschnitte (Höhenlage, Gewässerbreite etc.) berücksichtigen.



Es wird angenommen, dass sich die adulten Fische für die Fortpflanzung proportional zum Anteil an der gewichteten Gesamtfläche auf die verschiedenen Gewässersegmente verteilen. Aufgrund der Barrierewirkung der Kraftwerke bleibt jedoch jeweils ein Anteil der aufsteigenden Fische im unterhalb liegenden Segment zurück. Bei einer Startpopulation ($N_{\text{Adult_Start}}$) von 1000 Individuen und einer angenommenen Durchgängigkeit der Kraftwerke von je 95 % ergibt sich die in Tabelle 12 aufgeführte Verteilung der Adultfische auf die einzelnen Segmente ($N_{\text{Adult_Seg}}$). Anhand der in Tabelle 9 aufgeführten *Life history*-Werte wird anschliessend die Anzahl Smolts (N_{Smolt}) und Mehrfachlaicher (N_{M}) gemäss den folgenden Formeln für jedes Segment berechnet:

$$N_{\text{Smolt}} = N_{\text{Adult_Seg}} * w * l * F * s_{E-S}$$

$$N_{\text{M}} = N_{\text{Adult_Seg}} * m$$

Tabelle 12: Anzahl Adultfische, Smolts und Mehrfachlaicher in den einzelnen Segmenten

Segment	Adulte gem. gewichteter Fläche	Adulte unter Berücksichtigung KW-Durchgängigkeit $N_{\text{Adult_Seg}}$	Smolts N_{Smolt}	Mehrfachlaicher N_{M}
A	316	257.7	1900	15.5
B	330	296.9	2189	17.8
C	144	159.1	1172	9.5
D	100	132.7	978	8
E	109	153.6	1132	9.2
Total	1000	1000	7371	60

Wie aus Tabelle 12 ersichtlich wird, resultiert aufgrund der Barrierewirkung der Kraftwerke in den unteren Gewässersegmenten (C – E) eine höhere Anzahl Laichtiere, als aufgrund der gewichteten Gewässerfläche erwartet würde. Da die Carrying Capacity in diesen Segmenten mit der gewählten Populationsgrösse nicht erreicht wird (vgl. Tabelle 11), können dennoch alle Laichtiere erfolgreich reproduzieren. Die abwandernden Smolts und Mehrfachlaicher unterliegen anschliessend bei jedem Kraftwerk zwischen ihrem Ursprungssegment und dem See der Überlebesrate s_{KW} für die jeweilige Anlage. Für die Smolts muss zudem die natürliche Überlebensrate bis zum Adultstadium s_{S-A} berücksichtigt werden. Die Anzahl resultierender Adultfische $N_{\text{Adult_End}}$ (Endpopulation) kann mit der folgenden Formel berechnet werden:

$$N_{\text{Adult_End}} = (N_{\text{Smolt_A}} * s_{\text{KW W}} * s_{\text{KW X}} * s_{\text{KW Y}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{Smolt_B}} * s_{\text{KW X}} * s_{\text{KW Y}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{Smolt_C}} * s_{\text{KW Y}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{Smolt_D}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{Smolt_E}}) * s_{S-A} + N_{\text{M_A}} * s_{\text{KW W}} * s_{\text{KW X}} * s_{\text{KW Y}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{M_B}} * s_{\text{KW X}} * s_{\text{KW Y}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{M_C}} * s_{\text{KW Y}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{M_D}} * s_{\text{KW Z}} + N_{\text{M_E}}$$

Unter der Vorgabe, dass für alle Kraftwerke die gleiche Zielvorgabe s_x gelten muss, lässt sich die Formel wie folgt vereinfachen:

$$N_{\text{Adult_End}} = (N_{\text{Smolt_A}} * s_x^4 + N_{\text{Smolt_B}} * s_x^3 + N_{\text{Smolt_C}} * s_x^2 + N_{\text{Smolt_D}} * s_x + N_{\text{Smolt_E}}) * s_{S-A} + N_{\text{M_A}} * s_x^4 + N_{\text{M_B}} * s_x^3 + N_{\text{M_C}} * s_x^2 + N_{\text{M_D}} * s_x + N_{\text{M_E}}$$

Mit der Vorgabe $N_{\text{Adult_End}} = N_{\text{Adult_Start}}$ für die Erhaltung der Population, ergibt sich mit den geltenden Annahmen $s_x = 0.938$. Dies bedeutet, dass die Zielvorgabe für die Überlebensrate bei der flussabwärts gerichteten Kraftwerkspassage für jeden einzelnen Standort 94 % beträgt (Bedeutung Jung- vs. Adultfische s. Kapitel 6.4).



6.2 Modellbeispiel Teil B: Ist-Zustand und Massnahmen

Im nächsten Schritt wird die Berechnung des Ist-Zustands der Mortalität vorgestellt. Dafür wird das Modell «Werra» verwendet, mit fiktiven Werten für die verschiedenen Kraftwerksaspekte. Weiter wird der Vergleich zum Ziel-Zustand hergestellt und aufgezeigt, wie anhand des Modells Massnahmen zur Sanierung geprüft werden können.

6.2.1 Annahmen

Für jedes der Kraftwerke werden fiktive Annahmen zum Abfluss (Anteil Bypass und Turbine vs. Anteil Wehr), der kleinräumigen Auffindbarkeit, der Stabweite und Anströmgeschwindigkeit des Rechens sowie der Überlebensrate bei Turbinen- und Wehrpassage getroffen (Tabelle 13). Die Bewertung der kleinräumigen Auffindbarkeit folgt der Tabelle 5, die der Überlebensrate beim Wehrabstieg Tabelle 7.

Tabelle 13: Für die Berechnung des Ist-Zustands verwendete Werte für die verschiedenen fiktiven Kraftwerke.

Kriterium	Kraftwerk			
	W	X	Y	Z
Relativer Abfluss Turbine & Bypass	0.625	0.8125	0.75	0.72
Relativer Abfluss über das Wehr	0.375	0.1875	0.25	0.28
Kleinräumige Auffindbarkeit	0.975	0.85	0.85	0.6
Lichte Stabweite (Anströmgeschwindigkeit)	15 mm (> 0.5 m/s)	20 mm (> 0.5 m/s)	15 mm (< 0.5 m/s)	15 mm (< 0.5 m/s)
Überlebensrate Turbine	0.5	0.25	0.4	0.5
Überlebensrate Wehrabstieg	0.975	0.85	0.975	0.975

6.2.2 Berechnung Ist-Zustand

In einem ersten Schritt wird die **grossräumige Auffindbarkeit** berechnet: Der Anteil Fische, die einen gewissen Korridor verwendet, entspricht dessen relativen Abfluss (s. Tabelle 13). Diese grossräumige Auffindbarkeit ist im Folgenden zentral, denn mit ihr werden alle weiteren Werte verrechnet.

In einem zweiten Schritt wird berechnet, welcher Anteil der absteigenden Fische den **Bypass** verwendet (Tabelle 14). Es wird angenommen, dass diese Fische den Abstieg unbeschadet überstehen. Die gewichtete Überlebensrate_{Bypass} wird durch die Systemableitrate, welche sich aus der Schutzwirkung des Rechens und der kleinräumigen Auffindbarkeit des Bypasses zusammensetzt, beschrieben. Die Schutzwirkung des Rechens wiederum setzt sich aus dessen lichten Stabweite und Anströmgeschwindigkeit zusammen. Je nach Konstellation der beiden Faktoren ergibt sich eine bessere oder schlechtere Schutzwirkung des Rechens (vgl. Tabelle 6). Die gewichtete Überlebensrate für den Korridor Bypass entspricht somit dem Produkt der grossräumigen Auffindbarkeit und der Systemableitrate:

$$\text{Gew. Überlebensrate}_{\text{Bypass}} = \text{gr. Auffindbarkeit}_{\text{Turbine \& Bypass}} * \overbrace{(\text{Schutzwirkung Rechen} * \text{kl. Auffindbarkeit})}^{\text{Systemableitrate}}$$

Tabelle 14: Gewichtete Überlebensraten für den Bypassabstieg und zu deren Berechnung benötigte Faktoren.

Kriterium	Kraftwerk			
	W	X	Y	Z
Grossräumige Auffindbarkeit _{Turbine & Bypass}	0.625	0.8125	0.75	0.72
Systemableitrate	0.49725	0.221	0.612	0.432
Kleinräumige Auffindbarkeit	0.975	0.85	0.85	0.6
Schutzwirkung Rechen	0.51	0.26	0.72	0.72
Gewichtete Überlebensrate_{Bypass}	0.311	0.180	0.459	0.311



Der Anteil Fische, welche über die **Turbinen** absteigt, wird anhand deren grossräumigen Auffindbarkeit sowie der Rechenpassagerate ermittelt. Diese bildet das Gegenstück zur Systemableitrate. Durch Multiplikation mit der Überlebensrate bei der Turbinenpassage wird die gewichtete Überlebensrate für den Korridor Turbine berechnet (Tabelle 15). Die Überlebensrate der Turbinenpassage kann z. B. durch empirische Untersuchungen ermittelt oder über den Ansatz EFHI berechnet werden. Hier wurden der Einfachheit halber fiktive Werte für die vier Anlagen verwendet.

$$1 - \text{Systemableitrate}$$

$$\text{Gew. Überlebensrate}_{\text{Turbine}} = \text{gr. Auffindbarkeit}_{\text{Turbine \& Bypass}} * \overbrace{\text{Rechenpassagerate}}^{1 - \text{Systemableitrate}} * \text{Überlebensrate Turbine}$$

Tabelle 15: Gewichtete Überlebensraten für den Abstieg durch die Turbine und zu deren Berechnung benötigte Faktoren.

Kriterium	Kraftwerk			
	W	X	Y	Z
Grossräumige Auffindbarkeit _{Turbine & Bypass}	0.625	0.8125	0.75	0.72
Rechenpassagerate	0.50275	0.779	0.388	0.568
Überlebensrate Turbine	0.5	0.25	0.4	0.5
Gewichtete Überlebensrate _{Turbine}	0.157	0.158	0.116	0.204

Schliesslich wird der Anteil der abwandernden Fische, der eine **Wehrpassage** er- und überlebt, quantifiziert. Dazu wird die grossräumige Auffindbarkeit des Wehrs mit der Überlebensrate dieses Korridors verrechnet (Tabelle 16).

$$\text{Gew. Überlebensrate}_{\text{Wehr}} = \text{gr. Auffindbarkeit}_{\text{Wehr}} * \text{Überlebensrate Wehrabstieg}$$

Tabelle 16: Gewichtete Überlebensraten für den Abstieg über das Wehr und zu deren Berechnung benötigte Faktoren.

Kriterium	Kraftwerk			
	W	X	Y	Z
Grossräumige Auffindbarkeit _{Wehr}	0.375	0.1875	0.25	0.28
Überlebensrate Wehrabstieg	0.975	0.85	0.975	0.975
Gewichtete Überlebensrate _{Wehr}	0.366	0.159	0.244	0.273

Schlussendlich ergibt sich durch die Addition aller gewichteten Überlebensraten eine **Gesamtüberlebensrate** pro Kraftwerk im Ist-Zustand, welche mit der in Kapitel 6.1.2 berechneten Zielvorgabe verglichen werden kann. Die berechneten Gesamtüberlebensraten bei jedem einzelnen Kraftwerk sind deutlich von der Zielvorgabe von 94 % entfernt. Am schlechtesten schneidet in diesem Beispiel das Kraftwerk X ab (Tabelle 17).

Tabelle 17: Überblick über die Gesamtüberlebensraten bei den einzelnen Kraftwerksstandorten im Ist-Zustand und Vergleich mit der Zielvorgabe.

Kraftwerk	Bypass	Turbine	Wehr	Gesamtüberlebensrate (in %)	Zielvorgabe	Defizit
W	0.311	0.157	0.366	0.834 (83 %)	94 %	11 %
X	0.180	0.158	0.159	0.497 (50 %)	94 %	44 %
Y	0.459	0.116	0.244	0.819 (82 %)	94 %	12 %
Z	0.311	0.204	0.273	0.789 (79 %)	94 %	15 %



6.2.3 Massnahmen

In einem weiteren Schritt kann am aufgestellten Modell getestet werden, mit welchen Massnahmen die Gesamtüberlebensrate bis zum Erreichen der Zielvorgabe gesteigert werden könnte. Dazu werden die Eingabedaten schrittweise manipuliert. Wird im vorliegenden Beispiel die lichte Stabweite am KW X auf 15 mm gesenkt und die Anströmgeschwindigkeit reduziert (also die Schutzwirkung des Rechts verbessert von 0.26 auf 0.72), steigt die berechnete Überlebensrate beim Kraftwerk X von 49.7 % auf 73.5 %. Dabei handelt es sich aber um ein theoretisches Beispiel mit fiktiven Zahlenwerten. Eine Reduktion der Anströmgeschwindigkeit hätte in der Realität vermutlich gerade bei Seeforellen keinen oder nur einen geringen Effekt, da sie auch mit höheren Anströmgeschwindigkeiten zurechtkommen.

Sollten die Möglichkeiten zur Umsetzung von Massnahmen am Kraftwerk ausgeschöpft sein, so wäre es eine Alternative, die dazwischenliegenden Lebensräume aufzuwerten. Auch dies kann in die Modellrechnung einfließen, da auf diese Weise die nach der Habitatsqualität gewichtete Fläche des Gewässersegments ansteigt. Die dadurch steigende *Carrying Capacity* hat im aktuellen Beispiel allerdings keinen Einfluss auf die Anzahl resultierender Smolts eines Segments, da sich die Population weit unter dem Kapazitätslimit befindet. Die Lebensraumaufwertung bewirkt gemäss dem aktuellen Modell rechnerisch einzig eine veränderte Verteilung der Laichtiere auf die einzelnen Segmente (Tabelle 12). Es wäre demnach das Beste, das Gewässer im untersten Segment (E) aufzuwerten, da so mehr Fische in diesem Bereich laichen und deren Nachkommen bei der Abwanderung keine Kraftwerke passieren müssen. Für eine fakultativ wandernde Fischart kann die Erstellung von neuen Habitaten auch in anderen Segmenten die Wanderdistanz beeinflussen. Werden z. B. in einem Segment Laichplätze erstellt, in dem es zuvor keine Möglichkeit zur Reproduktion gab, können alle oder ein Anteil der hier lebenden Adultfische ihren Lebenszyklus ohne Kraftwerkspassagen komplettieren. Ob dies in Realität erwünscht und ökologisch zielführend ist, muss im Einzelfall sorgfältig abgeklärt werden.

6.3 Cumulative Impact Assessment

Neben dem Variantenstudium zur Auswahl von Massnahmen kann mit dem Modell auch der Einfluss der ganzen Kraftwerkskette auf die Population der Seeforelle berechnet werden (Tabelle 18). Der damit ermittelte Wert zeigt auf, um wieviel sich die Population mit jedem Zyklus verringert, wenn die Kraftwerkskette unverändert bestehen bleibt. In diesem Modellbeispiel würde sich die Populationsgrösse nach einem Zyklus auf 60.9 % der Startpopulation verringern. Bei einer so deutlichen Reduktion sollten dringend Sanierungen zur Verbesserung des Fischabstiegs eingeleitet werden. Mit der in Kapitel 6.2.3 vorgeschlagenen Sanierung des Kraftwerks X würde die Endpopulation bereits 70 % der Startpopulation betragen. Auf die gleiche Weise können auch andere Eingabefaktoren verändert und in einen Bezug mit den Sanierungskosten gebracht werden, um ein bestmögliches Resultat zu generieren (Variantenstudium). Das Ziel des Populationserhalts kann natürlich auch erreicht werden, wenn die Überlebensraten nicht an allen Kraftwerken gleich hoch sind. Solche situationsabhängigen Zielvorgaben können ebenfalls über ein *Cumulative Impact Assessment* ermittelt werden.



Tabelle 18: *Cumulative Impact Assessment* mit kumulierten Überlebensraten beim Fischabstieg (gelb markiert)

	Segment				
	E	D	C	B	A
Adulttiere Startpopulation	1000				
Zu erwartende Laichtiere	154	133	159	297	258
Resultierende Smolts (Fekundität, Überlebensraten)	1132	978	1172	2189	1900
Überlebende Smolts nach Abstieg	1132	771	757	703	508
Resultierende Adulttiere (Überlebensrate Smolt - Adultfisch)	169	115	113	105	76
Summe Adulttiere aus Smolts	578				
Zu erwartende Mehrfachlaicher	9	8	10	18	15
Überlebende Mehrfachlaicher nach Abstieg	9	6	6	6	4
Summe Adulttiere aus Mehrfachlaichern	31				
Gesamtanzahl Adulttiere nach einem Zyklus	609				
Relativer Bestand nach einem Zyklus	0.609				

6.4 Einschränkungen

Das vorgestellte Modell stellt eine starke Vereinfachung der tatsächlichen Vorgänge dar und unterliegt verschiedenen Einschränkungen:

Teil A: Festlegung von Zielvorgaben

- Die Annahme einer geschlossenen Population kann im Vergleich zu den tatsächlichen Verhältnissen zu abweichenden Ergebnissen führen. Die Austauschprozesse zwischen Populationen (z. B. mehrere Zubringer eines Sees) hängen stark von den naturräumlichen Gegebenheiten und der Konnektivität der verschiedenen Gewässerabschnitte ab.
- Die benötigten Inputvariablen sind sowohl art- als auch standortabhängig und können zudem starken Schwankungen unterliegen. Oft sind keine gesicherten Werte für die gewählte Zielart vorhanden, so wurden auch hier viele Werte von der Meerforelle (*S. trutta trutta* statt *S. trutta lacustris*) verwendet. Die Grösse der Inputwerte hat einen starken Einfluss auf die berechnete Zielvorgabe. Ihre Festlegung muss deshalb mit grösster Vorsicht geschehen. Statt der Verwendung eines Medianwerts sollte deshalb mit einer gewissen Spannbreite gerechnet werden. So können untere und obere Zielwerte angegeben und die Unsicherheit der Berechnung abgebildet werden.
- Die Habitatgewichtung und Berechnung der *Carrying Capacity* wird hier anhand der relativ groben Einteilung in die verschiedenen Ökomorphologiekassen vorgenommen. Die tatsächliche Eignung für die Zielart Seeforelle und die unterschiedlichen Ansprüche verschiedener Altersstufen werden damit ungenügend abgebildet. Auch die *Carrying Capacity* müsste für verschiedene Altersstufen getrennt betrachtet werden.



- Dichteabhängige Regulationsmechanismen werden hier nur über die *Carrying Capacity* berücksichtigt. Wie gross die Startpopulation gewählt wird, spielt für die Berechnung daher keine Rolle, solange die Kapazität der einzelnen Segmente nicht überschritten wird. Dichteabhängige Mechanismen wirken jedoch auch unterhalb dieser Grenze, z. B. über ein höheres Nahrungsangebot pro Individuum und damit besseren Überlebenschancen und höheren Reproduktionszahlen bei kleinen Fischdichten. Durch eine höhere Kompensation der Mortalität kann angenommen werden, dass der Populationserhalt daher auch bei etwas kleineren Zielwerten eingehalten werden kann.
- Die kumulative Betrachtung im Bericht geht vom aktuellen Populationszustand aus. Letzterer kann für den Fortbestand einer Population aber bereits kritisch sein. Bei kleinen Populationsgrößen können stochastische Prozesse zu einem Aussterben der Population führen, obwohl die Zielvorgaben eingehalten werden. Hier sollten die Zielvorgaben strenger gewählt werden als berechnet, um längerfristig ein Populationswachstum zu ermöglichen.
- Die Barrierewirkung der Kraftwerke bei der flussaufwärts gerichteten Wanderung hat im vorliegenden Beispiel eine positive Auswirkung auf die Populationsgrösse, da die Nachkommen der nicht aufgestiegenen Fische weniger Kraftwerke flussabwärts passieren müssen. Dies ist jedoch nicht der Fall, wenn in den unteren Segmenten die Kapazitätsgrenze erreicht wird. Zudem hängt die Resilienz einer Population vom Erreichen der Oberläufe ab, z. B. bei Verlusten durch Gewässerverschmutzungen oder im Zuge des Klimawandels.
- Die Zielvorgaben im Beispiel wurden der Einfachheit halber für Jungfische und Mehrfachlaicher gemeinsam berechnet. Jungfische unterliegen jedoch einer höheren natürlichen Mortalität und weisen bei ihrem ersten Laichvorgang weniger hohe Reproduktionszahlen auf als Mehrfachlaicher. Eine hohe Mortalität von Jungfischen kann somit besser durch höhere Überlebensraten der älteren Fische kompensiert werden als umgekehrt. Da auch die Mortalität an Kraftwerken unterschiedlich ist (s. u.) sollten die beiden Gruppen getrennt betrachtet werden.
- Im Gegensatz zur hier modellierten Seeforelle ist der Ansatz für andere potamodrome Arten weit komplizierter. Für diese müsste erst bestimmt werden, wie eine Population abzugrenzen ist und welcher Anteil der Population über wie viele Staustufen wandert. Der Startpunkt der Wanderung ist anders als bei der Seeforelle bei anderen Arten meist nicht bekannt und die Wanderdistanzen hängen von der Habitatsverfügbarkeit für verschiedene Lebensstadien ab. Hier müssten deshalb verschiedene Wanderrouten anhand der Fläche und Eignung der Lebensräume für verschiedene Altersklassen berücksichtigt werden, um zu prognostizieren wie viele Kraftwerke von welchem Anteil der Population passiert werden müssen. Dabei müssen die arttypischen Wanderdistanzen berücksichtigt werden.

Teil B: Berechnung Ist-Zustand

- Die Aufteilung der Fische auf die verschiedenen Wanderkorridore nach MQ vernachlässigt Wanderpeaks bei bestimmten Umweltbedingungen. Untersuchungen zeigen, dass Fische mehrheitlich bei hohen Abflüssen abwandern, wodurch der Wehrabstieg in Realität entscheidend höher ausfallen könnte als im Modell abgebildet.
- Bei den Faktoren kleinräumige Auffindbarkeit und Überlebensraten beim Wehrabstieg handelt es sich um qualitative Klassierungen nach gutachterlicher Einschätzung. Diese sollten durch empirische Untersuchungen verifiziert und wenn möglich durch standortspezifische Daten ersetzt werden.
- Die Systemableitrate wird nur anhand einfacher Kriterien zum Einstieg des Bypasses und des Rechens festgelegt. Für die Schutzwirkung des Rechens sind jedoch weitere Kriterien, wie Fischlänge (Berücksichtigung der Längenhäufigkeit), Rechentyp, Anströmverhältnis und Leitwirkung entscheidend und sollten berücksichtigt werden.



- Für Smolts und Mehrfachlaicher wurde im vorliegenden Beispiel die gleiche Überlebensrate bei der Kraftwerkspassage angenommen. Diese hängt in der Realität jedoch von der unterschiedlichen Grösse und dem Verhalten der Fische ab. Durch die grösseren Körpermasse weisen Adultfische einerseits eine höhere Mortalität bei der Turbinenpassage auf, andererseits können sie je nach Rechenkonfiguration besser an den Turbinen vorbeigeleitet werden als Smolts.
- Verluste durch Prädation im Stauraum und nach der Kraftwerkspassage, Mortalität im Bypass und am Rechen, Verzögerung der Wanderung und nicht-letale Effekte werden im aktuellen Modell nicht berücksichtigt. Diese können jedoch einen erheblichen Einfluss auf die Überlebensraten abwandernder Smolts aufweisen (Calles & Greenberg 2009).



7 Vorschlag weiteres Vorgehen

Mit dem vorliegenden Bericht werden der Stand des Wissens um die Bedeutung kumulativer Effekte aufgezeigt und eine grundlegende Herangehensweise zur Berechnung von Zielvorgaben bezüglich der Mortalität an Wasserkraftanlagen erarbeitet. Es sind jedoch noch viele Aspekte offen. Aufgrund vieler verschiedener Wissenslücken ist die Festlegung von Zielvorgaben zum Populationserhalt alles andere als trivial. Im Anschluss werden deshalb mögliche Schritte zum weiteren Vorgehen vorgestellt.

Einerseits sollte das hier aufgestellte Framework erweitert und das Berechnungsmodell auf andere Gewässersysteme und Arten mit komplexeren Verteilungsmustern ausgeweitet werden. Die im Bericht vorgeschlagenen Verbesserungsmöglichkeiten (z. B. abflussdynamische Aufteilung der absteigenden Fische auf die Wanderkorridore, Kombination der Ansätze Werra und EFHI) müssen auf deren Umsetzung geprüft und wenn möglich übernommen werden. Anschliessend soll ein generelles Modell, das mit fisch- und gewässerspezifischen Daten bestückt werden kann, erstellt werden. Dieses kann sowohl dem Verständnisgewinn, als auch als Prognosemodell dienen. Ein gutes Modell weist eine grafische Struktur im Sinne eines Flussdiagramms auf, das zur Vermittlung der Zusammenhänge dient. Ein wichtiger Teil des Modellierungsprozesses wird deshalb die Entwicklung einer detaillierten Wirkungsstruktur sein. Anschliessend muss über die Form der Umsetzung entschieden werden. Es sollte eine übersichtliche Eingabeoberfläche bestehen, mit der verschiedene Szenarien (Sensitivitätsanalysen) durchgespielt werden können. Das Modell kann z. B. als Exceltabelle aufgebaut werden, als Kommunikations- und Simulationswerkzeug ist diese Form aber nur bedingt tauglich. Aufwändiger, aber auch deutlich vielseitiger, ist der Aufbau eines systemdynamischen Modells mit einer grafischen Oberfläche. Als Ausgangspunkt dafür kann z. B. das Populationsmodell verwendet werden, das im Rahmen des Besatzkonzepts für den Lachs erarbeitet wurde (Vonlanthen et al. 2020). Schliesslich wird das Modell auf eine oder mehrere reale Situationen angewandt.

Andererseits sollten auf Grund der dringlichen Situation mit der geplanten Umsetzung der Sanierung Fischgängigkeit bis 2030, möglichst bald Kriterien für die Anforderungen an die Überlebensraten beim Fischabstieg vorliegen. Es wird deshalb vorgeschlagen, dass parallel zur Weiterentwicklung des Modells, oder bereits vorher, zumindest qualitative Zielvorgaben aufgrund einfacher Kriterien festgelegt werden. Als Kriterien dienen z. B. die Anzahl und Lage der Kraftwerke im System, die Bedeutung des Gewässerabschnitts für die Fischwanderung und die Artenzusammensetzung (Sensitivität, Rote Liste). Anhand dieser einfachen Klassifizierung kann festgelegt werden, welche Anforderungen (z. B. hoch/mittel/gering) für den Fischabstieg an einer Anlage gelten. Sobald das oben beschriebene Modell erarbeitet und verifiziert wurde, kann diese Einteilung dann verfeinert werden.

Es sind verschiedene Felduntersuchungen empfehlenswert, die zur Schliessung von Wissenslücken für die Berechnung von Zielvorgaben beitragen würden. Die Eignung der Ökomorphologie als Annäherung an die Habitatsqualität kann durch Vergleiche der Zustandsklassen mit Fischdichten verschiedener Altersstufen oder der Verteilung von Laichplätzen überprüft werden. Telemetriestudien geben weitere Auskünfte über die Wanderdistanzen – dazu sollten insbesondere auch Gewässerabschnitte ohne Kraftwerke untersucht werden. Telemetriestudien an Abschnitten mit Kraftwerken können zusätzlich verwendet werden um die Abstiegskorridore und Mortalitätsraten an verschiedenen Anlagen zu ermitteln. Damit können die theoretischen Modelle überprüft werden. Ein Vergleich der Fischbewegungen in Abschnitten mit und ohne Kraftwerksketten, z. B. von zwei bis drei Arten an einem kleinen bis mittelgrossen Gewässer, würden hier wertvolle Erkenntnisse liefern. Schliesslich können Synergien mit ähnlichen Fragestellungen genutzt werden; so wurde im Lachsprojekt die Mortalität von Smolts bei der Abwanderung durch Staustrecken und Kraftwerke als eine der dringlichsten Wissenslücken bezeichnet (Vonlanthen et al. 2020). Weitere Wissenslücken werden vermutlich bei der Weiterentwicklung des Modells aufgezeigt. Evtl. kann über eine Sensitivitätsanalyse auch die Bedeutung der einzelnen Wissenslücken beurteilt werden, die anschliessend für die Priorisierung weiterer Untersuchungen verwendet werden kann.



8 Dank

Wir bedanken uns beim Bundesamt für Umwelt (BAFU), welches diese Arbeit ermöglichte. Ansprechpartner war Martin Huber Gysi.

Weiter bedanken wir uns bei Dr. Katharina Lange, Ricardo Mendez, Maria Schmalz, Prof. Dr. Stefan Schmutz, Dr. Falko Wagner und Dr. Christian Wolter für ihre Inputs am Workshop oder im Einzelinterview. Ihnen allen, sowie zusätzlich Thomas Amman, danken wir ausserdem für die Durchsicht und die wertvollen Kommentare zur Verbesserung dieses Berichts.



9 Literatur

- Algera, D. A., Rytwinski, T., Taylor, J. J., Bennett, J. R., Smokorowski, K. E., ... Cooke, S. J. (2020). What are the relative risks of mortality and injury for fish during downstream passage at hydroelectric dams in temperate regions? A systematic review. *Environmental Evidence*, 9 (1), 1–36.
- BAFU (2019). Liste der Nationalen Prioritären Arten und Lebensräume. In der Schweiz zu fördernde prioritäre Arten und Lebensräume. Umwelt-Vollzug (Band 1709). Bundesamt für Umwelt BAFU: Bern. 99 S.
- Benitez, J. P., Dierckx, A., Nzau Matondo, B., Rollin, X. & Ovidio, M. (2018). Movement behaviours of potamodromous fish within a large anthropised river after the reestablishment of the longitudinal connectivity. *Fisheries Research*, 207, 140–149.
- Büttiker, B. & Matthey, G. (1986). Migration de la truite lacustre (*Salmo trutta lacustris* L.) dans le Léman et ses affluents. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 48 (2), 153–160.
- Calles, O. & Greenberg, L. (2009). Connectivity is a two-way street – the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*, 25, 1268–1286.
- Cooper, A. R., Infante, D. M., Daniel, W. M., Wehrly, K. E., Wang, L. & Brenden, T. O. (2017). Assessment of dam effects on streams and fish assemblages of the conterminous USA. *Science of the Total Environment*, 586, 879–889.
- Cowx, I. G., Noble, R. A. A., King, M., Van Zyll de Jong, M., Wolter, C. & Radinger, J. (2020). Fishfriendly Innovative Technologies for Hydropower. D 1.4: Cumulative Impact Assessment. FIThydro. 80 S.
- De Leeuw, J. J. & Winter, H. V. (2008). Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. *Fisheries Management and Ecology*, 15 (5–6), 409–415.
- De Vocht, A. & Baras, E. (2003). Effect of hydropeaking on migrations and home range of adult Barbel (*Barbus barbus*) in the river Meuse. *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe, (June 2003)*, 9–13.
- Dönni, W., Beck, C., Mende, M., Ninck, L., Peter, A. & Schölzel, N. (2021). Wiederherstellung der Fischwanderung. Best practice Grundlagen für Wasserkraftanlagen in der Schweiz. Umwelt-Wissen (Nr. und S. noch offen). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Dönni, W., Boller, L. & Zaugg, C. (2016). Mindestwassertiefen für See- und Bachforellen - Biologische Grundlagen und Empfehlungen. Studie im Auftrag der Bundesamtes für Umwelt BAFU. 42 S.
- Elder, T., Woodley, C. M., Weiland, M. A. & Strecker, A. L. (2016). Factors influencing the survival of outmigrating juvenile salmonids through multiple dam passages: an individual-based approach. *Ecology and Evolution*, 6 (16), 5881–5892.
- Flather, C. H., Hayward, G. D., Beissinger, S. R. & Stephens, P. A. (2011). Minimum viable populations: Is there a „magic number“ for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution*, 26 (6), 307–316.
- Fraser, D., Palmer, S. & Stewart-Russon, I. (2015). Cumulative effects of hydropower schemes on fish migration and populations. Environment Agency. 90 S.
- Hershey, H. (2021). Updating the consensus on fishway efficiency: A meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 1–14.
- Jager, H. I., Chandler, J. A., Leppla, K. B. & Van Winkle, W. (2001). A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes*, 60 (4), 347–361.
- Larinier, M. & Dartiguelongue, J. (1989). The movement of migratory fish: Transit through turbines of hydroelectric installations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*.



- Larinier, M. & Travade, F. (2002). Downstream migration: problems and facilities. *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl. (1), 181–207.
- de Leeuw, J. J. & Winter, H. V. (2008). Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. *Fisheries Management and Ecology*, 15 (5–6), 409–415.
- Van Looy, K., Tormos, T. & Souchon, Y. (2014). Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators*, 37, 10–20.
- Lucas, M. C. & Baras, E. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science: Oxford.
- Lucas, M. C. & Frear, P. A. (1997). Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology*, 50 (2), 382–396.
- Molin, J., Kagervall, A. & Rivinoja, P. K. (2010). Linking habitat characteristics with juvenile density to quantify *Salmo salar* and *Salmo trutta* smolt production in the river Sävarån, Sweden. *Fisheries Management and Ecology*, 17 (5), 446–453.
- Montén, E. (1985). *Fish and Turbines - Fish Injuries During Passage Through Power Station Turbines*. Norstedts Tryckeri, Stockholm.
- Mueller, M., Knott, J., Pander, J. & Geist, J. (2020). *Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen*. Technische Universität München.
- Norrgård, J. R., Greenberg, L. A., Piccolo, J. J., Schmitz, M. & Bergman, E. (2013). Multiplicative loss of landlocked Atlantic Salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. *River Research and Applications*, 29 (10), 1306–1317.
- Nyqvist, D., Bergman, E., Calles, O. & Greenberg, L. (2017). Intake approach and dam passage by downstream-migrating Atlantic Salmon kelts. *River Research and Applications*, 33 (5), 697–706.
- Nyqvist, D., McCormick, S. D., Greenberg, L., Ardren, W. R., Bergman, E., ... Castro-Santos, T. (2017). Downstream Migration and Multiple Dam Passage by Atlantic Salmon Smolts. *North American Journal of Fisheries Management*, 37 (4), 816–828.
- van Puijenbroek, P. J. T. M., Buijse, A. D., Kraak, M. H. S. & Verdonschot, P. F. M. (2019). Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Research and Applications*, 35 (1), 68–77.
- Radinger, J. & Wolter, C. (2014). Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish and Fisheries*, 1–18.
- Reuter, M. & Schmalz, M. (2017). *Gesamtbewertung für die Herstellung der Durchgängigkeit von Gera, Apfelstädt und Ohra*. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. 63 S.
- Schmalz, M. & Sauerwein, J. (2015). *Gesamtkonzept zur Herstellung der Durchgängigkeit an der Werra*. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. 111 S.
- Schölzel, N., Wilmsmeier, L. & Peter, A. (2020). *Schlussbericht PIT-Tagging am KW Schiffmühle und Aue an der Limmat 2017 - 2020*. Studie im Auftrag der Limmatkraftwerke AG, Baden. 40 S.
- Schwevers, U., Adam, B. & Mögeltönder-Löwenberg, S. (2020a). *Aalschutzkonzept für den Hochrhein*. Institut für angewandte Ökologie GmbH. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. 230 S.
- Schwevers, U., Adam, B. & Mögeltönder-Löwenberg, S. (2020b). *PIT-Tagging Hochrhein. Abschlussbericht*. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. 215 S.
- Thiel, R. & Magath, V. (2011). *Populationsdynamik der diadromen Fischarten. Atlantischer Lachs, Meerforelle, Meerneunauge, Flussneunauge und Europäischer Aal*. Endbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 91 S.
- van Treeck, R., Radinger, J., Noble, R. A. A., Geiger, F. & Wolter, C. (2021). The European Fish Hazard Index – An assessment tool for screening hazard of hydropower plants for fish. *Sustainable Energy*



Technologies and Assessments, 43, 10.

van Treeck, R., Van Wichelen, J. & Wolter, C. (2020). Fish species sensitivity classification for environmental impact assessment, conservation and restoration planning. *Science of the Total Environment*, 708, 11.

Vonlanthen, P., Dönni, W., Ninck, L. & Kreienbühl, T. (2020). Wiederansiedlungskonzept Atlantischer Lachs Schweiz. Für die Jahre 2021 - 2035. Aquabios GmbH, Fischwerk GmbH. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU.

Williams, J. G., Smith, S. G. & Muir, W. D. (2001). Survival Estimates for Downstream Migrant Yearling Juvenile Salmonids through the Snake and Columbia Rivers Hydropower System, 1966–1980 and 1993–1999. *North American Journal of Fisheries Management*, 21, 310–317.

Winter, H. V., Jansen, H. M. & Bruijs, M. C. M. (2006). Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 15 (2), 221–228.

Wolter, C., Bernotat, D., Gessner, J., Brüning, A., Lackemann, J. & Radinger, J. (2020). Fachplanerische Bewertung der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen. BfN-Skripten (Band 561). Bundesamt für Naturschutz. 213 S.

