

Anlage C23

Grundlagen für die Abschätzung der Zielerreichung der EG-WRRL

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung, Ausgangssituation für die Bewertung..	2
2	Sensibilität der biologischen Durchgängigkeit	5
3	Erforderliche Aufwertung der Hydromorphologie	8
	3.1 Bestehende Flachuferstrukturtypen und ableitbare Anforderungen	10
	3.2 Hydrologisch-sedimentologische Vorbelastungen und deren Wirkung	14
4	Fischschutz und Fischabstieg	16
	4.1 Stand des Wissens zu Fischschutz und Fischabstieg	17
	4.1.1 Passieren von Wehranlagen	17
	4.1.2 Mechanische Barrieren, Fischschutzanlagen	18
	4.1.3 Fischabstieg	19
	4.1.4 Turbinenpassage	20
5	Literatur	22

1 Einleitung, Ausgangssituation für die Bewertung

Die Untere Salzach verfehlt derzeit den guten ökologischen Zustand. Sowohl das fischbasierte Bewertungsverfahren (fiBS in D) als auch der Fish Index Austria (FIA in Ö) weisen einen mäßigen Zustand aus. Beim FIA kommt es durch das Unterschreiten des Fischbiomassewertes von 25 kg/ha schlussendlich zu der Bewertung "Schlecht" (Biomasse k.o.-Kriterium). Die Biomasse der Unteren Salzach liegt derzeit bei rund 13 bis 18 kg/ha. Für das Erreichen des guten Zustands ist gemäß FIA ein Biomassewert von 50 kg/ha dauerhaft zu überschreiten.

Es wird im Folgenden davon ausgegangen, dass die Salzach nach beiden Bewertungssystemen den guten ökologischen Zustand erreichen muss.

Die Untere Salzach weist heute noch einen wesentlichen Teil der Fischarten der ehemaligen Fischfauna auf. Das derzeit verbliebene Artenset ist noch ausreichend für die Zielerreichung gemäß EG-WRRL. Als wesentlichste biologische Defizite, die derzeit die Zielerreichung verhindern, sind zu nennen:

- Schlechter Populationsaufbau der potamalen Leitarten (Barbe, Nase, Aitel) und der typischen Begleitarten
- Huchenpopulation (Leitart FIA) unter der Nachweisgrenze
- Fischbiomasse unter 50 kg/ha (FIA)

Die Ursachen für diese biologischen Defizite sind in der heutigen Struktur und Vernetzung der Lebensräume und der Hydrologie der Unteren Salzach begründet. Die abiotische Be-

schreibung dieses Lebensraums erfolgt anhand der gewässerökologischen Aspekte bzw. Kriterien der Nutzwertanalyse. Anhand dieser Kriterien erfolgt auch die Abschätzung der Zielerreichung der EG-WRRL:

Durchgängigkeit

- Krit 3.1 Biologische Durchgängigkeit

Hydromorphologie

- Krit. 3.2 Dynamische, funktionelle Uferzonen
- Krit. 3.3 Gewässertypspezifischer Fließgewässercharakter
- Krit. 3.4 Gewässertypspezifische Habitatvielfalt und Gewässervernetzung

Für jedes dieser Kriterien sind gewisse Mindestanforderungen zu erfüllen um insgesamt die Zielerreichung zu ermöglichen. Fällt ein Kriterium deutlich unter das Mindestanforderungsniveau ist eine Überkompensation durch einen/die anderen Aspekte, speziell im Falle der Unteren Salzach, nur in eingeschränktem Maße möglich (siehe folgende Kapitel).

Es bleibt anzumerken, dass bislang nur eingeschränkte Erfahrungen mit einer erfolgreichen (Wieder)herstellung des guten ökologischen Zustands an einem Detailwasserkörper eines großen Flusses wie der Unteren Salzach vorliegen. Dementsprechend sind Aussagen zur Zielerreichung mit entsprechender Unsicherheit behaftet und stellen Einschätzungen nach derzeitigem bestem Wissen und Gewissen dar.

Tabelle 1: Referenzfischzönose der Unteren Salzach gemäß fiBS und FIA

Art:		Referenz-Anteil gemäß fiBS [%]	Referenzfischzönose gemäß FIA (I...Leitart, b...Begleitart, s...seltene Begleitart)
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	0,9	s
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	7,0	b
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> , Fließgewässerform	2,0	b
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	0,1	s
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	18,0	l
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	0,9	b
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>		s
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>	0,8	b
Döbel, Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>	17,1	l
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	4,0	s
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus virgo</i>		s
Groppe, Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>	0,5	b
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	1,0	s
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	0,5	s
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	10,0	b
Hausen	<i>Huso huso</i>		s
Hecht	<i>Esox lucius</i>	1,5	b
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	1,5	l
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	0,1	s
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>		s
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	18,0	l
Quappe, Rutte	<i>Lota lota</i>	0,9	b
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	0,9	s
Rotauge, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	0,9	s
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,1	s
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>		s
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	0,1	s
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	0,8	s
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	4,0	b
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>		s
Steingressling	<i>Gobio uranoscopus</i>	1,0	s
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>		s
Streber	<i>Zingel streber</i>	0,1	s
Strömer	<i>Leuciscus souffia agasizii</i>	1,0	s
Ukelei, Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	4,9	s
Waxdick	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>		s
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	1,0	s
Wels	<i>Silurus glanis</i>	0,1	s
Zährte	<i>Vimba vimba</i>		s
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	0,1	s

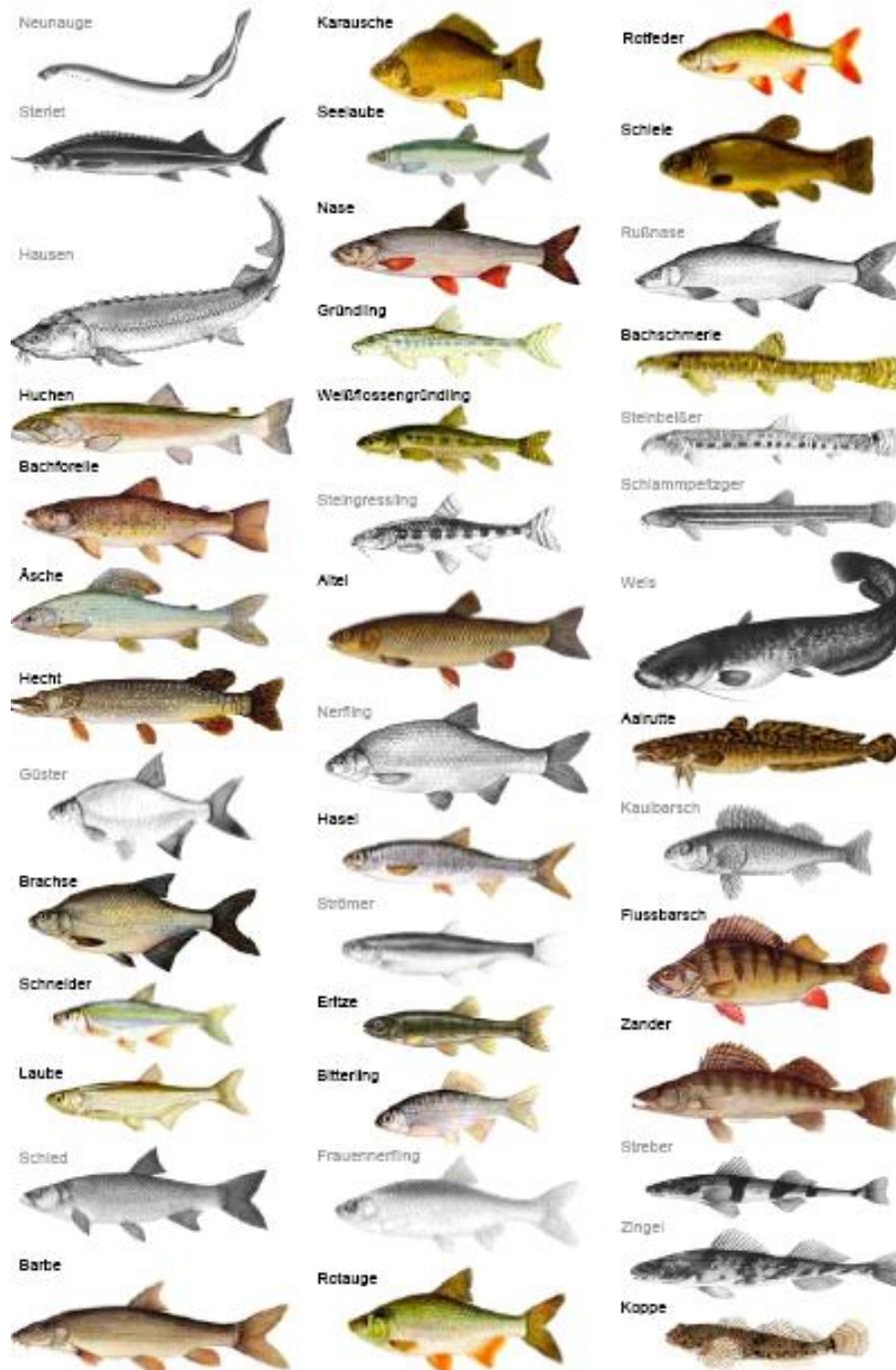


Abb. 1: Aktuell (farbig) und aktuell nicht mehr vorkommenden (grau) Fischarten an der Unteren Salzach (Zauner et al., 1994)

2 Sensibilität der biologischen Durchgängigkeit

Derzeit ist das Kontinuum der Unteren Salzach ausgehend vom Inn nicht eingeschränkt. Historisch ist das Vorkommen vieler potamaler Arten bis weit in den Mittellauf und teilweise

auch in den Oberlauf (Oberpinzgau) dokumentiert. Aktuell ist das Vorkommen potamaler Arten flussauf von Salzburg fast völlig erloschen und nur mehr an der Unteren Salzach erhalten (Schmall & Ratschan, 2011; Schmall, 2013). An mehreren alpinen Flüssen (Salzach, Mur, Drau und Enns) mit ähnlichem Gewässercharakter und Temperaturregime (siehe Abb. 2) war historisch ebenfalls eine ausgeprägte potamale Fischfauna vorhanden. Mit Ausnahme der Unteren Salzach ist diese im Laufe der letzten 50 Jahre fast vollständig verschwunden. Dass diese an der Unteren Salzach erhalten geblieben ist, lässt sich zu einem wesentlichen Teil dadurch erklären, dass hier die Durchgängigkeit zu einem noch potamaleren Unterlauf bzw. Vorfluter (Inn) noch gegeben ist.

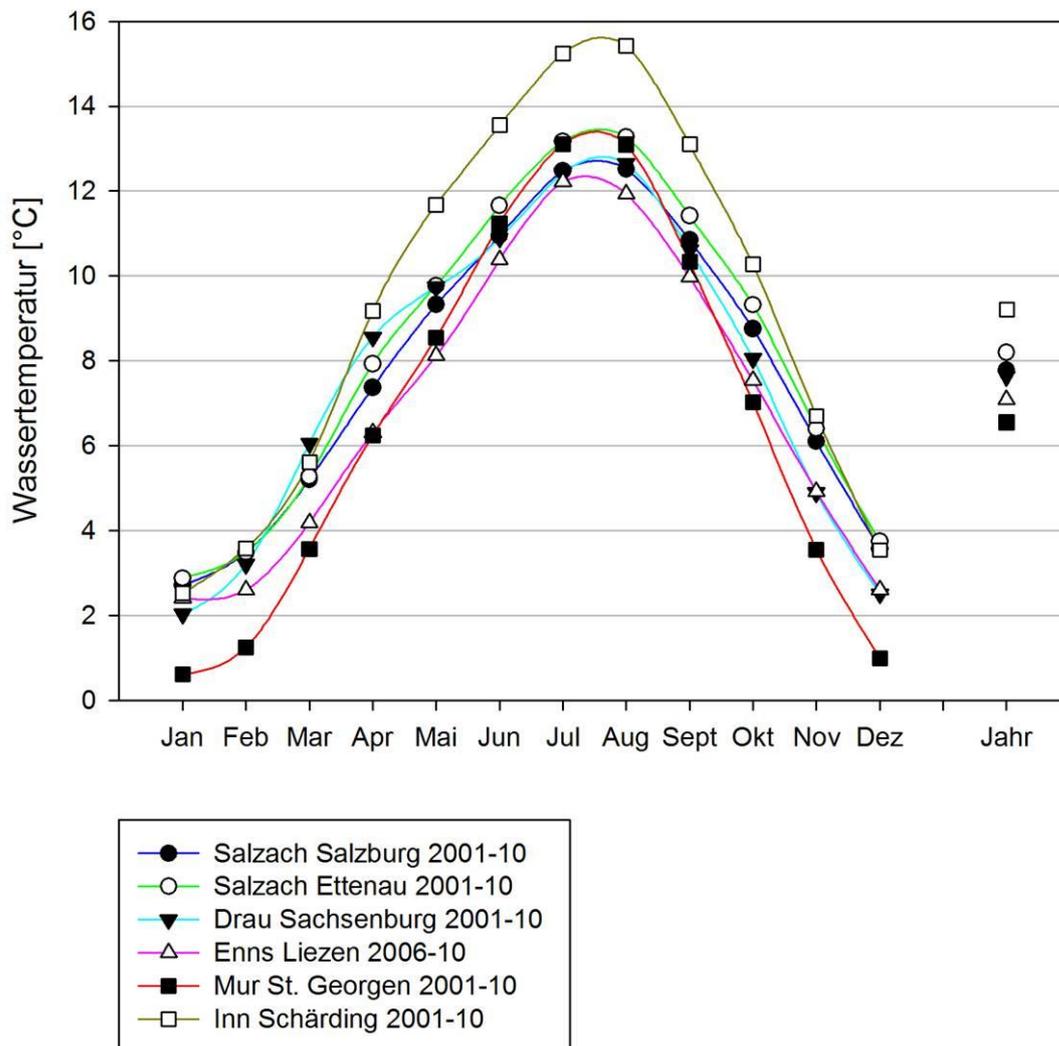


Abb. 2: Temperaturregime alpiner Flüsse mit ehemals potamaler Fischfauna

An den anderen alpinen Flüssen mit ähnlichem Charakter und Temperaturregime ist die Durchgängigkeit zum Unterlauf bzw. zu sommerwärmeren Flussabschnitten durch Migrationshindernisse seit Jahrzehnten unterbrochen.

Der Inn flussab der Salzachmündung weist etwa um 2 bis 3 Grad höhere Sommertemperaturen auf als diese anderen alpinen Flussabschnitte mit historischer, potamaler Fischfauna (siehe Abb. 2). Auch große potamale Zubringer wie die Alz, die in diesem Bereich mündet, spielen hier vermutlich eine bedeutende Rolle. An der Unteren Salzach ist daher in ganz besonderem Maße davon auszugehen, dass der dauerhafte Bestand potamaler Arten von der Durchgängigkeit zum Inn abhängt. Das Kontinuum an der Unteren Salzach ist im Hinblick auf die Zielerreichung gemäß EG-WRRL als besonders sensibel einzuschätzen.

Da es sich bei den stattfindenden Wanderungen nicht nur um Laichwanderungen und Rückwanderungen vom Laichplatz handelt, sondern auch um sonstige Ausbreitungs- und Kompensationswanderungen von juvenilen bis adulten Individuen, ist die quantitative flussauf und flussab gerichtete Durchgängigkeit von möglichst allen Arten und Stadien, zumindest ab dem 1+ Stadium von besonderer Bedeutung. Mehr als geringfügige Beeinträchtigungen der biologische Durchgängigkeit können vermutlich nur in eingeschränktem Maße, etwa durch die zusätzliche Aufwertung der Hydromorphologie, kompensiert werden.

So ist man beispielsweise an der Kärntner Fließstrecke der Drau der Zielerreichung gemäß EG-WRRL durch Revitalisierung bereits sehr nahe gekommen. Ohne die Wiederherstellung quantitativer Fischwanderungen potamaler Leitarten wie der Nase aus den flussab gelegenen Abschnitten ist jedoch eine räumlich durchgehende Zielerreichung im Detailwasserkörper kaum möglich. Selbst in Revitalisierungsstrecken, in denen die Habitatbedingungen annähernd der natürlichen Referenz entsprechen, ist ein guter ökologischer Zustand noch nicht erreicht worden (siehe Abb. 3).

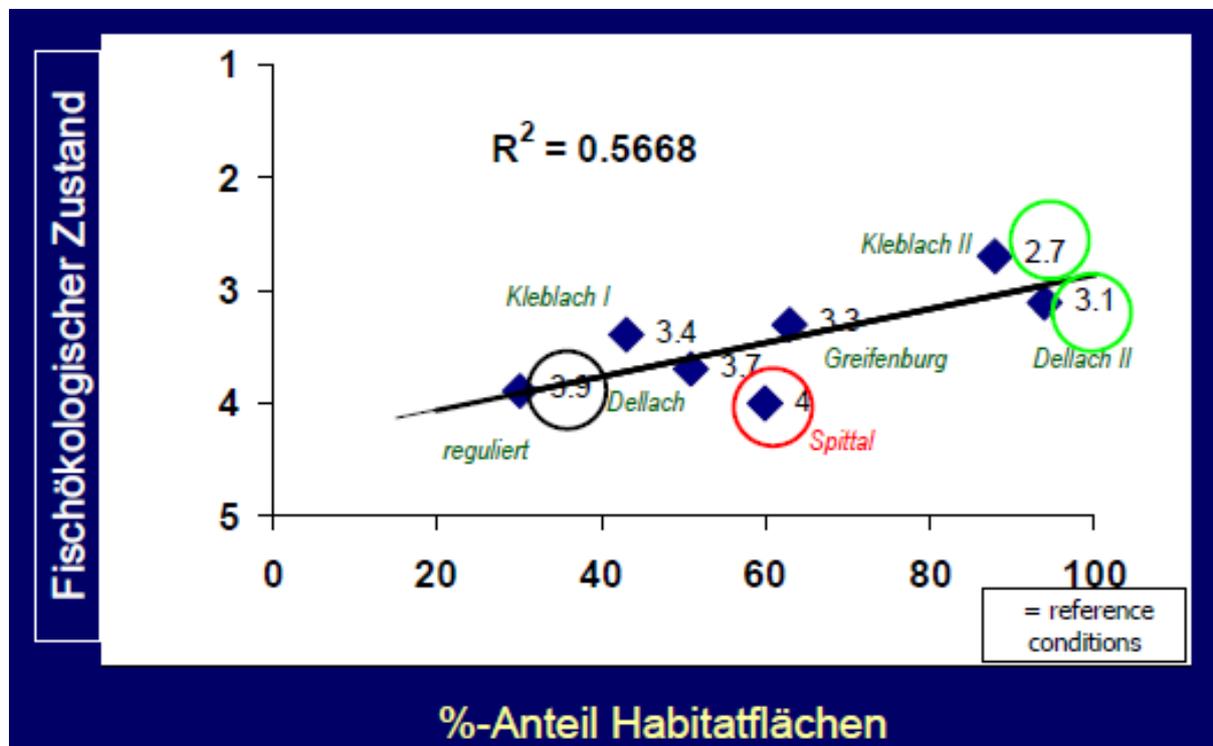


Abb. 3: Erfolgskontrolle bei Flussrevitalisierungen an der Kärntner Drau (Muhar et al. 2005)

3 Erforderliche Aufwertung der Hydromorphologie

Die schlechte Gewässerstruktur der Unteren Salzach führt trotz Durchgängigkeit dazu, dass die Fischzönose sehr niedrige Bestandswerte aufweist. Es zeigt sich klar, dass auch bei gegebener Durchgängigkeit die Zielerreichung deutlich verfehlt wird.

Um das Ziel des guten ökologischen Zustands zu erreichen, ist eine wesentliche Aufwertung der Hydromorphologie erforderlich. Voraussetzung für die Wirksamkeit der hydromorphologischen Aufwertung ist, dass die biologische Durchgängigkeit (Krit. 3.1) nicht mehr als geringfügig beeinträchtigt wird (siehe Kapitel 2).

Die wesentlichste Einschränkung für die Zielerreichung stellt derzeit das Defizit an funktionellen Flachuferzonen (Krit. 3.2) dar. Speziell für die Larvenstadien (siehe Abb. 4) aber auch für die späteren Jungfischstadien (siehe Abb. 5) der meisten Fischarten der Unteren Salzach stellen Flachuferzonen lebensnotwendige Habitate dar. Bei einem sommerkühlen Fluss wie der Unteren Salzach können Cypriniden fast ausschließlich in sich erwärmenden Flachuferzonen und Buchten ihr Larven- und Jungfischstadium erfolgreich durchlaufen. Diese Strukturen waren in der ursprünglichen Flusslandschaft in großer Flächigkeit und hoher Habitatqualität vorhanden und müssen für die Zielerreichung in entsprechendem Maße wieder hergestellt werden.

Für die Kriterien Gewässertypischer Fließgewässercharakter (Krit. 3.3) und Gewässertypische Habitatvielfalt und Gewässervernetzung (Krit. 3.4) sind die Defizite im Hinblick auf die Zielerreichung weniger groß. Aber auch hier müssen Mindestanforderungen erfüllt werden. In Bezug auf den Fließgewässercharakter ist vor allem der Verlust desselben durch den Gefälleabbau über Querbauwerke maßgebend.

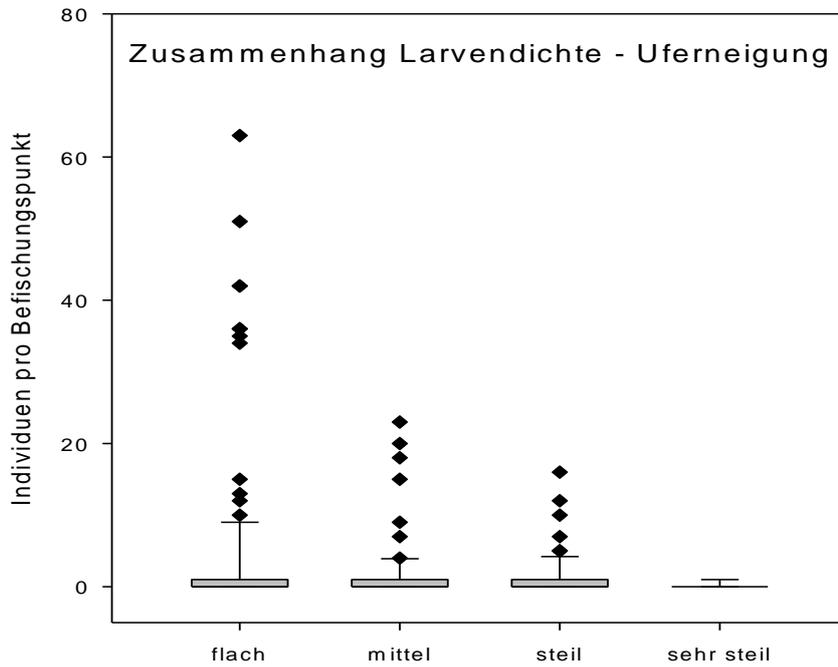


Abb. 4: Fischlarvdichten in Abhängigkeit vom Ufergradienten (point abundance Befischungen, Zauner et al., 2007)

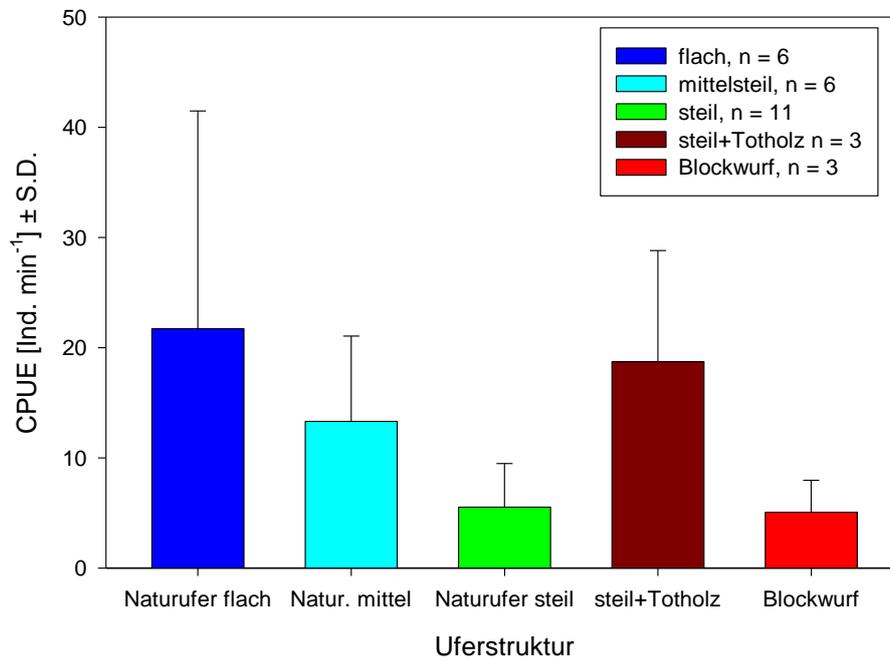


Abb. 5: Jungfischdichten in Abhängigkeit von der Uferstruktur (Polstangenbefischung; Zauner et al., 2007)

3.1 Bestehende Flachuferstrukturtypen und ableitbare Anforderungen

Im Bereich der Unteren Salzach bestehen derzeit im Wesentlichen zwei Arten von Flachuferstrukturen. Im Bereich des Tittmoninger Beckens liegen hauptsächlich alternierende Kiesbänke vor (siehe Abb. 6). Diese werden meist schon bei Mittelwasser bzw. spätestens bei erhöhter Mittelwasserführung vollkommen überströmt, so dass keine strömungsberuhigten Flachuferzonen vorliegen. Im Bereich der Nonnreiter Enge liegen vielfach Uferbänke (point bars) vor, die einen deutlich weiter reichenden Ufergradienten aufweisen, der teilweise bis zum Auwaldniveau reicht (siehe Abb. 7), sodass diese meist erst bei stark erhöhter Wasserführung vollständig überströmt werden. Dadurch können sich schwimmschwache Stadien bei wechselnden Wasserständen hier deutlich besser entwickeln (siehe Abb. 8).

Im Vergleich mit anderen Gewässerstrecken zeigt sich, dass die Jungfischdichten aber auch hier noch vergleichsweise gering sind (siehe Abb. 8). Die Befischungsstrecken in der Stauwurzel des KW Aschach als auch in der Fließstrecke Wachau weisen ihrerseits starke Belastungen durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag auf, was wiederum die im Vergleich zu den Nebenarmen der Wachau deutlich geringen Dichten erklärt. Die Jungfischhabitate in den Nebenarmen sind von dieser Belastung weitgehend unbeeinflusst. Es zeigt sich somit, dass zusätzliche Belastungen bzw. Vorbelastungen wesentlichen Einfluss auf die Rekrutierung von Jungfischen haben (siehe Kapitel 3.2).



Abb. 6: Alternierende Kiesbank an der Flussseite (links) und der Uferseite (rechts) bei erhöhtem Niederwasser



Abb. 7: Uferkiesbänk (point bar) im Bereich der Nonnreiter Enge

Aufgrund der höheren Wassertemperaturen ist die Produktivität der österreichischen Donau vermutlich etwas höher als der Unteren Salzach. Bei ähnlicher Gewässerstruktur und Ausbleiben von zusätzlichen Belastungen/Vorbelastungen (siehe Kapitel 3.2) wären jedoch an der Unteren Salzach ähnlich hohe Jungfischdichten wie in den Nebenarmen der österreichischen Donau zu erwarten. Wesentlich dabei ist die Großflächigkeit und Verzahnung der Uferstruktur sowie der kontinuierlich flache Gradient.

In der ca. 30 km langen Wachau wurden in den letzten 10 Jahren über 5 km funktionelle Flachuferzonen auf Kiesstrukturen (Kiesbänke und Insel), über 16 km Ufer in dynamischen, durchströmten Nebenarmen und ca. 4 km Ufer in einseitig angebundenen Nebenarmen reaktiviert. Ein Gutteil dieser Uferstrukturen besitzt weitgehenden Schutz vor hydraulischen Zusatzbelastungen (Wellenschlag). Durch diese Maßnahmen ist mittlerweile eine deutliche Besserung der Fischbestandsentwicklung mehrerer Leitarten messbar (siehe Beispiel Nase Abb. 9). Der gute Zustand wurde noch nicht erreicht. Bei weiterer Umsetzung in Planung befindlicher Maßnahmen ist die Zielerreichung vermutlich in Reichweite.

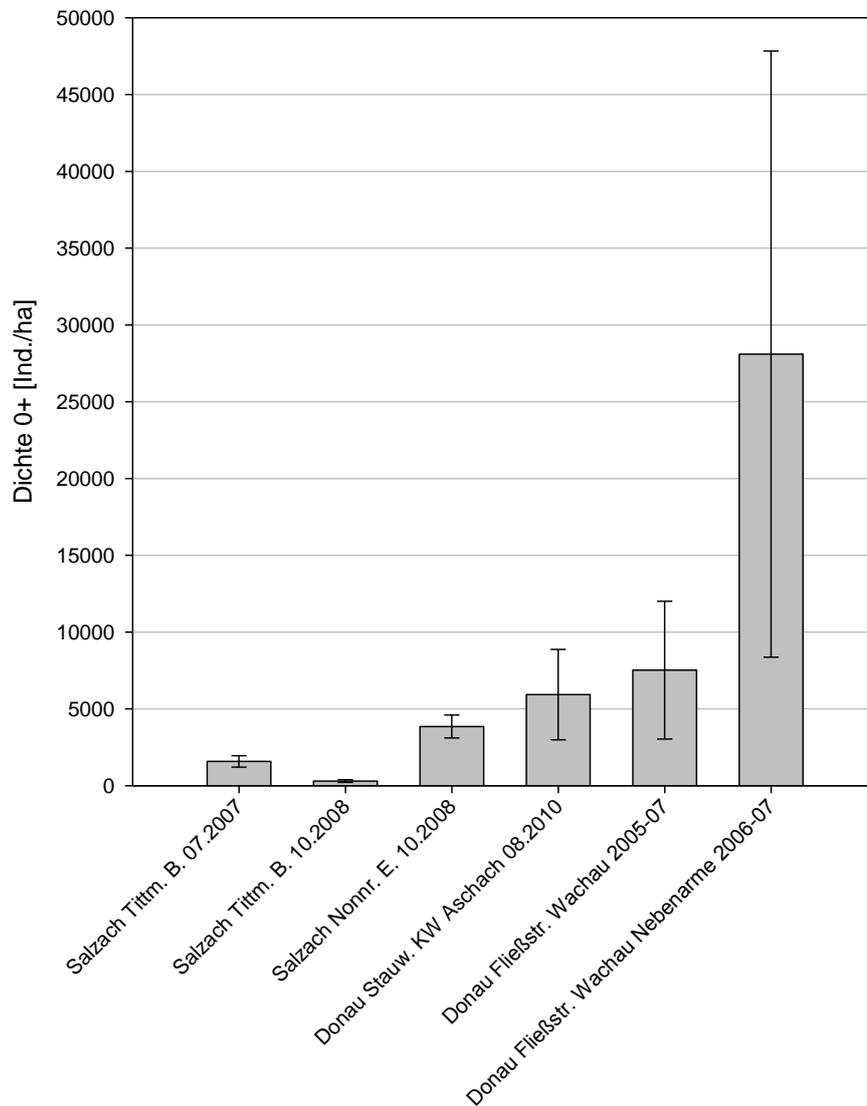


Abb. 8: Vergleich der Jungfischbesiedelung (Sommer bis Herbst) auf Flachuferstrukturen (Fangmethode: E-Befischung mit Polstange) an verschiedenen alpin geprägten Abschnitten großer Flüsse mit epipotamaler Fischzönose

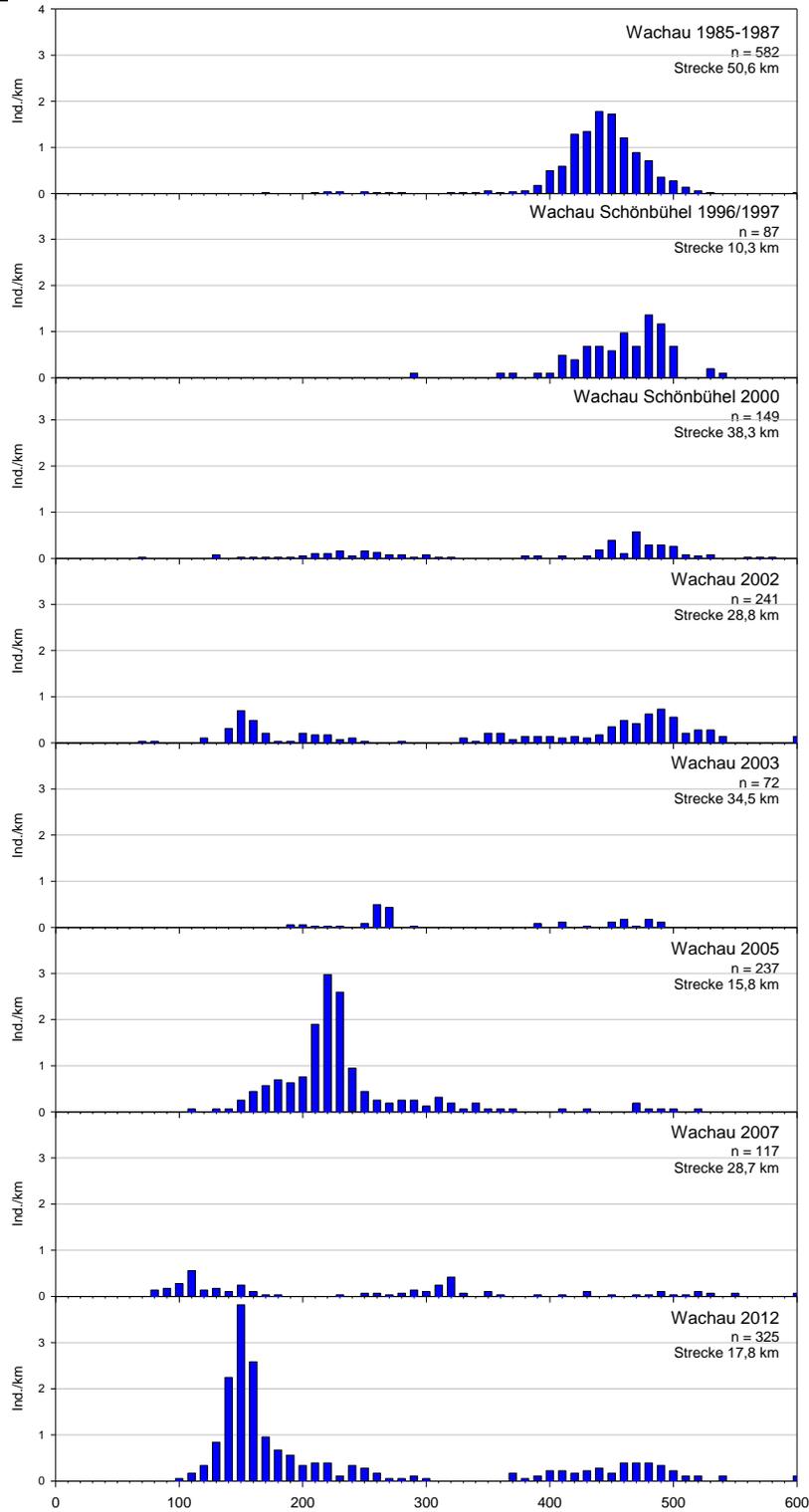


Abb. 9: Entwicklung der Nasenpopulation in der Wachau (Individuendichte pro km; Methode: E-Befischung mit dem Anodenrechen, am Tag, im Hauptstrom)

3.2 Hydrologisch-sedimentologische Vorbelastungen und deren Wirkung

Die Untere Salzach weist infolge der Überlagerung des Betriebs von mehreren Speicherkraftwerken mehrmals tägliche Abflussschwankungen von bis zu ca. 50 m³/s auf (siehe Abb. 10). Dadurch wechseln speziell in den hochwertigen Flachuferzonen die hydromorphologischen Bedingungen unnatürlich häufig und beeinträchtigen die Rekrutierung von Jungfischen speziell bei den vergleichsweise schwimmschwachen Cyprinidenlarven. Zudem besteht die Gefahr von Falleneffekten.

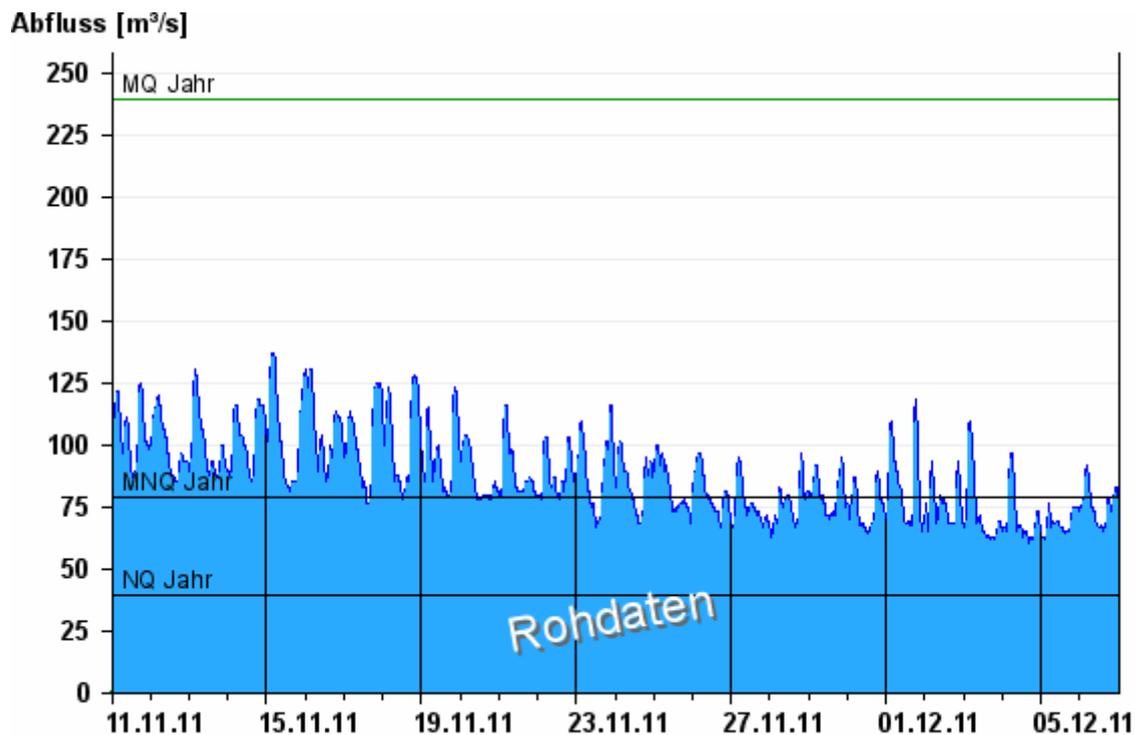


Abb. 10: Abflussschwankungen am Pegel Laufen (Quelle: HND Bayern)

In Verbindung mit dem Speicherbetrieb besteht auch eine erhöhte stoßartige Belastung mit Feinsedimenten bei Hochwasser welche zu verstärkter innerer und äußerer Kolmation führt, was vor allem Laichhabitate beeinträchtigen kann. Neben den Fließgewässerverhältnissen (Substrat, Hydraulik) und den Uferzonen werden aber auch die Nebengewässer und dadurch die Habitatvielfalt durch verstärkte Verlandung bei Hochwasser negativ beeinflusst.

Die schlechte hydromorphologische Struktur in Verbindung mit diesen Vorbelastungen ist wesentlich für das geringe Jungfischauftreten im Vergleich mit Referenzsituationen (siehe Kapitel 3.1) und somit auch für die ungünstige Entwicklung des Gesamtfischbestandes an der Unteren Salzach.

Auch an der Drau ist der Einfluss durch Schwellbetrieb auf den ökologischen Zustand deutlich erkennbar. So ergibt sich an der Stelle Spittal trotz hohen Revitalisierungsniveaus auf-

grund der Lage flussab des Schwellbetriebs aus dem Mölleinzugsgebiet eine deutlich schlechtere Bewertung (siehe Abb. 3).

Es wird davon ausgegangen, dass diese Vorbelastungen an der Unteren Salzach in ähnlichem Maße auch weiterhin bestehen werden, weshalb diese Vorbelastungen bei der Abschätzung der für die Zielerreichung gemäß EG-WRRL erforderlichen Gewässerstruktur berücksichtigt werden.

Abb. 11 stellt den Einfluss des Schwall-Sunk-Verhältnisses auf die Fischbiomasse an Salmonidengewässern dar. Je nachdem, ob man den Mittel- oder den Niederwasserabfluss (Schwall-Sunk-Verhältnis maximal) der Salzach dem auftretenden Schwall gegenüberstellt, ergibt sich demnach eine Biomassereduktion von 57% bzw. 41%. Cyprinidengewässer, wie im vorliegenden Fall, reagieren aufgrund der Schwimmschwäche der frühen Altersstadien deutlich sensibler als Salmonidengewässer. Die schwallbedingte Reduktion der Biomasse wäre daher höher anzusetzen. Da die schwimmschwachen Stadien der Cypriniden in der Regel bei erhöhter Wasserführung im Sommer mit niedrigerem Schwall-Sunk-Verhältnis auftreten, dürften die ermittelten Werte jedoch eine gute Näherung darstellen.

Bei der Abschätzung des Risikos der Zielerreichung fließen diese Faktoren ein. Die Vorbelastungen erhöhen daher bei gleichem Risiko der Zielerreichung das Ausmaß der für die Biomasseproduktion erforderlichen Flachuferzonen (siehe Kapitel 3).

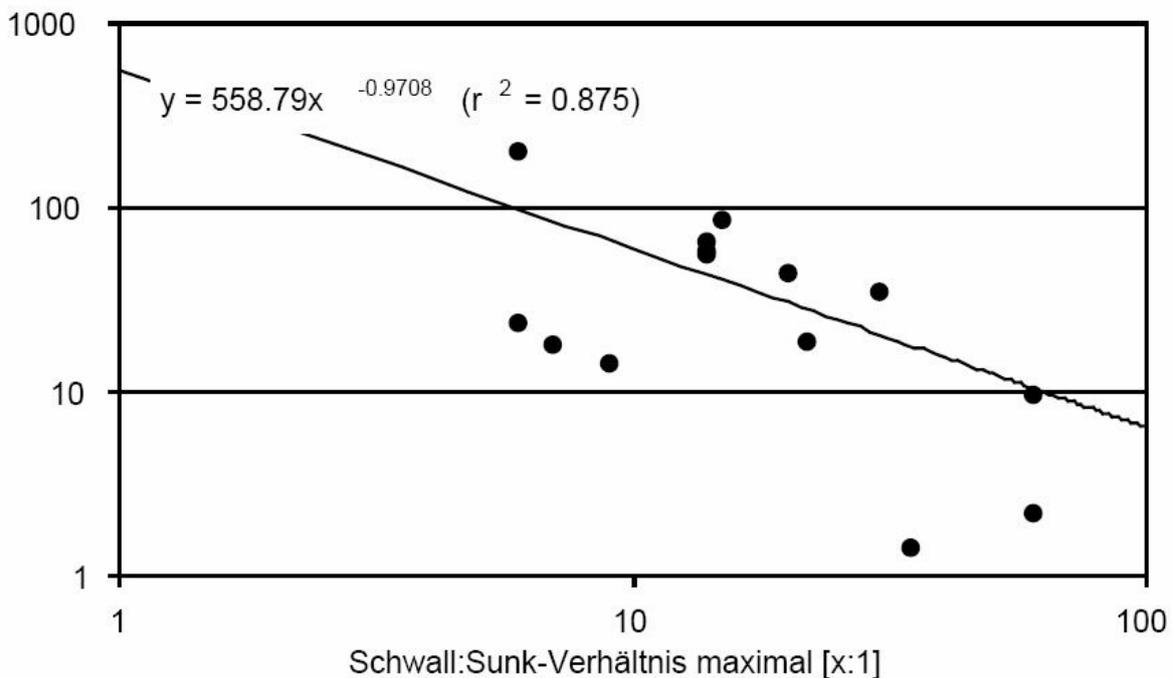


Abb. 11: Zusammenhang zwischen Fischbiomasse und Schwall-Sunk-Verhältnis (Bau-
mann & Klaus (2003) nach Jungwirth (1992))



Abb. 12: Feinsedimentanlandungen in Uferzonen und auf Kiesbänken



Abb. 13: Verlandetes Nebengewässer nach Hochwasser

4 Fischschutz und Fischabstieg

Bei Varianten mit Kraftwerksnutzung kommt der Bewertung der vorgesehenen Anlagen für den Fischschutz und Fischabstieg sowie der Kraftwerke (Turbinen, Fallhöhe, Ausbauwassermenge etc.) und deren Betriebsweise besondere Bedeutung zu.

Im Hinblick auf die Zielerreichung gemäß EG-WRRL kommen als Zielart für die Auslegung des Fischschutzes und Fischabstiegs vor allem die Leitarten Nase, Aitel, Barbe und Huchen in Frage. Diese Arten werden mit Ausnahme des Aitels als Mittelstreckenwanderer bezeichnet (Jungwirth, Haidvogel, et al., 2003).

Historisch sind aus dem Donausystem speziell für Barbe und Nase saisonale Wanderdistanzen von mehreren hundert Kilometern festgestellt worden (Steinmann et al., 1937, Scheu-

ring, 1949). Die maximalen täglichen Wanderstrecken wurden bei der Barbe mit 94 km, bei der Nasen mit 67 km und dem Aitel mit 62 km beobachtet.

Der Nase kommt als ehemals vermutlich biomassereichste Fischart der Unteren Salzach eine besonders hohe Bedeutung im Hinblick auf die Zielerreichung zu. Durch die innige Räuber-Beute-Beziehung mit dem Huchen hat sie auch auf diese Leitart und FFH-Anhang II-Art wesentliche Auswirkungen.

Für die Barbe ist aufgrund des vergleichsweise langsamen Längenwachstums und der üblicherweise weiten Wanderdistanzen eine Kraftwerkspassage durch Rechen und Turbinen deutlich wahrscheinlicher und macht einen weitgehenden Schutz dieser Art bei Kraftwerksnutzungen nach dem heutigen Stand der Technik sehr schwierig.

Ähnliches gilt für das Aitel, auch wenn hier weitere Wanderung, vor allem bei Vorhandensein entsprechender Strukturen speziell für den Wintereinstand, vermutlich etwas geringere Bedeutung haben.

Aufgrund des Schutzstatus ergibt sich im Hinblick auf die Beurteilung der FFH-Verträglichkeit im Gebiet auch für FFH-Anhang II-Kleinfischarten wie Koppe und Weißflossengründling eine Schutzerfordernis. Diese beiden Arten werden jedoch als Kurzstreckenwanderer angesehen. Für den Weißflossengründling ist eine ausgeprägte Laichwanderung samt Rückwanderung für die Donaufließstrecke der Wachau in einen Zubringer (Pielach) dokumentiert (Muehlbauer, 2001). Was darauf hindeutet, dass diese Art zumindest saisonal zu Wanderung neigt, die über lokale Ortsveränderungen deutlich hinausgehen. Aufgrund des üblicherweise stark potamalen Verbreitungsgebiets dieser Art ist die Durchgängigkeit zu naturnahen, wärmeren Fließgewässerabschnitten oder Zubringern (z.B. Moosach) vermutlich von großer Bedeutung für deren Erhalt.

4.1 Stand des Wissens zu Fischschutz und Fischabstieg

Im Folgenden werden die für die Untere Salzach relevanten Aspekte zu Fischschutz und Fischabstieg angeführt. Diese sind im Wesentlichen dem Handbuch zu Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen (Ebel, 2013) entnommen. Die beschriebenen Erkenntnisse bilden die Grundlage für die Bewertung der Varianten.

4.1.1 Passieren von Wehranlagen

Grundsätzlich sind bei geringen Fallhöhen von wenigen Metern keine wesentlichen Schädigungen von flussab wandernden Fischen bei über- oder unterströmten Wehren zu erwarten. Freilanduntersuchungen zeigen bei unterströmten Wehranlagen, dass Cypriniden aufgrund des Druckunterschieds ab Fallhöhen von 2,5 m leichtere Verletzungen wie Augenblutungen erleiden können (Ebel; 2008). Auch schmale Öffnungen unterströmter Wehre können bei geringen Fallhöhen zu wesentlichen Schädigungen führen (Holzner, 1999).

4.1.2 Mechanische Barrieren, Fischschutzanlagen

Rechenanlagen können speziell, wenn keine Leitwirkung in gefahrlose Bereiche erfolgt, eine ungenügende Fischabstiegsanlage vorliegt bzw. die Schwimmfähigkeit vor dem Rechen überschritten wird zu wesentlichen Schädigungen flussab wandernder Fische führen. Bei Fischen die gerade noch durch den Rechen passen, besteht zusätzlich zur möglichen Schädigung bei der Turbinenpassage (siehe Kapitel 4.1.4) ein erhöhtes Risiko rechenbedingter Schäden durch den physischen Kontakt mit den Stabelementen.

Untersuchungen weisen darauf hin, dass Rechen mit horizontaler Stabausrichtung, sofern die Schwimmfähigkeit nicht überschritten wird, eine höhere Schutzwirkung für hochrückige Fische aufweisen können. Aufgrund des diesbezüglich noch lückenhaften Wissens sollten Barrieren mit horizontaler Stabausrichtung nach den gleichen Grundsätzen bemessen werden wie Barrieren mit vertikaler Stabausrichtung, sodass auch bei Fischen die deutlich höher als breit sind die Fischbreite maßgebend für die erforderliche lichte Weite des Rechens ist.

Abb. 14 zeigt den Zusammenhang zwischen Fischalter bzw. Fischlänge und Fischbreite bzw. Fischhöhe der für die Salzach relevanten Leitarten. Daraus ist erkennbar, dass ein Rechen mit lichtem Stababstand von 30 mm beispielsweise von dreisömmrigen (2+) Huchen und viersömmrigen (3+) Barben passiert werden kann. Ein Rechen mit lichtem Stababstand von 20 mm kann beispielsweise von dreisömmrigen (2+) Barben passiert werden kann. Ein Rechen mit lichtem Stababstand von 15 mm kann beispielsweise von dreisömmrigen (2+) Aiteln als langsamwüchsichste Leitart der Unteren Salzach passiert werden.

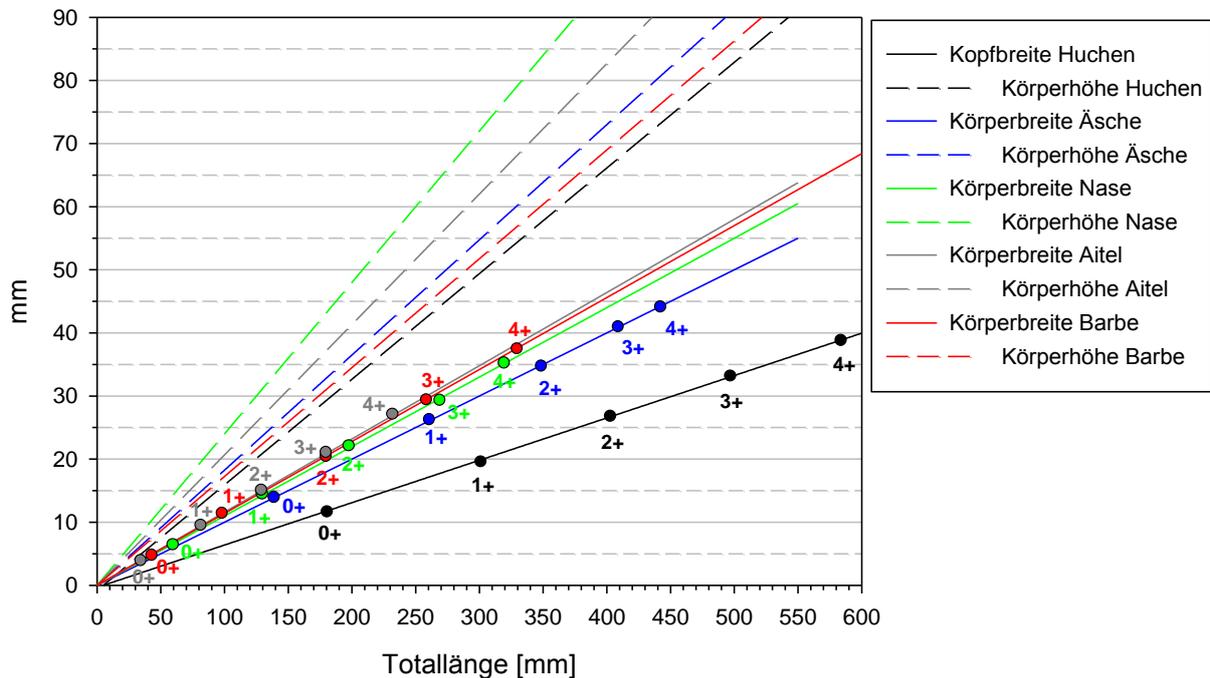


Abb. 14: Zusammenhang zwischen Totallänge und Kopf-/Körperbreite bzw. Körperhöhe bei Huchen, Äsche und Nase. Daten Huchen (Durchschnitt Europa): HOLCIK ET AL. (1988); HENSEL & PIVNICKA (1980); HÄMPEL (1910). Daten Aitel, Äsche, Barbe, Nase: EBEL (2013); Daten Alterstadien Cypriniden, Äsche: ZAUNER ET AL. (2009), MUEHLBAUER (2001)

Fischschutzanlagen sollten eine klare Leitwirkung in Richtung der Fischabstiegsanlage aufweisen. Dies wird am ehesten über eine horizontal spitzwinkelige Anströmung der Rechenanlage erreicht. Weisen Barrieren keine horizontale Schräganströmung auf, ist die Anströmgeschwindigkeit der Barriere auf die Dauerschwimmgeschwindigkeit der zu schützenden Fische auszulegen, da es dann lange dauern kann bis Fische den Fischabstieg finden bzw. wieder nach oben weg schwimmen.

4.1.3 Fischabstieg

Bei horizontal schräg angeströmten Barrieren soll der Einstieg in die Fischabstiegsanlage am unmittelbaren Ende des Rechens positioniert sein und einen durchgehenden rheotaktischen Reiz (Leitströmung) aufweisen. Aufgrund der großen Artenzahl und der unterschiedlichen Ansprüche an den Migrationskorridor (boden-, freiwasser und oberflächenorientierte Arten) ist ein Einstieg über die gesamte Wassersäule erforderlich. Ebenso dürfen für stark bodenorientierte Arten keine Sohlspünge bestehen.

Bei gerade oder nur leicht schräg angeströmten Barrieren sollten die Einstiege in den Fischabstieg nicht mehr als 10-15 m auseinander liegen. Für die Dotation werden 2-5% des

Kraftwerksdurchflusses bei schräg angeströmtem Rechen (EBEL, 2013); 2-10% des Turbinendurchflusses (LARINIER & TRAVADE, 1999 in DWA, 2005); 5-10% des Turbinendurchflusses (FERGUSON ET AL. 1998) empfohlen

Freilandbeobachtung zeigen, dass speziell die Leitart Nase bei der flussab gerichteten Wanderung sensibel für Fließwechsel und räumliche Einengungen im Migrationskorridor ist. Dass Bypässe mit moderaterer Durchströmung ohne ausgeprägte Fließwechsel deutlich besser angenommen werden, wurde für die Leitarten Barbe, Nase und Aitel nachgewiesen (Cuchet et al., 2011).

4.1.4 Turbinenpassage

Bei der Passage von Turbinen können Fische Schaden nehmen bzw. tödlich verletzt werden.

Die Mortalität- bzw. Schädigungsrate wird in der Literatur durch verschiedenste Formeln abgeschätzt (siehe Abb. 15). Die für die Berechnung erforderlichen Eingangsparameter sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Die Mortalitätsrate steigt grundsätzlich mit der Größe der Fische, der relativen Geschwindigkeit zwischen durchfließendem Wasser und den Turbinenteilen und dem abnehmenden Abstand der Laufradschaufeln.

Modelltyp	Turbinentyp	
	Kaplan-Turbine	Francis-Turbine
aalspezifische Modelle		
physikalisch / deduktiv	VON RABEN, 2. Fassung (1957a) $M = 0,43 \cdot \frac{TL \cdot \cos \theta \cdot z \cdot n \cdot \pi \cdot (d_{MAX}^2 - d_{MIN}^2)}{240Q_{TURB}} \cdot 100$	VON RABEN, 2. Fassung (1957a) $M = 0,43 \cdot \frac{TL \cdot \cos \theta \cdot z \cdot n \cdot \pi \cdot (d_{MAX} + d_{MIN}) \cdot H}{120Q_{TURB}} \cdot 100$
	MONTEN, 2. Fassung (1985) ¹⁾ $M = \frac{0,460 \cdot TL}{s_{RELAT,MIT}} \cdot 100$	VON RABEN, 3. Fassung (1957b) $M = \frac{TL \cdot \cos \theta \cdot z \cdot n \cdot \pi \cdot H}{120Q_{TURB} \cdot (d_{MAX} - d_{MIN})} \left[d_{MAX}^2 - \left(\frac{649,8}{\pi \cdot \pi \cdot \cos \theta} \right)^2 \right] \cdot 100$ MONTEN, 2. Fassung (1985) ¹⁾ $M = \frac{0,460 \cdot TL}{s_{RELAT,MIT}} \cdot 100$
empirisch / induktiv	EBEL (2008a) ²⁾ $M = -44,60 - 13,56s_{ABSOL,MAX} + 2,70u_{MAX} + 108,98TL$	kein Modell vorhanden
salmonidenspezifische Modelle		
physikalisch / deduktiv	MONTEN, 2. Fassung (1985) ¹⁾ $M = \frac{0,465 \cdot TL}{s_{RELAT,MIT}} \cdot 100$	MONTEN, 2. Fassung (1985) ¹⁾ $M = \frac{0,465 \cdot TL}{s_{RELAT,MIT}} \cdot 100$
	TURNPENNY et al. (2000) $M = [0,1533 \cdot \ln(100 \cdot TL) + 0,0125] \cdot \frac{TL \cdot \cos \theta \cdot z \cdot n \cdot \pi \cdot (d_{MAX}^2 - d_{MIN}^2)}{240Q_{TURB}} \cdot 100$	
empirisch / induktiv	LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989) $M = \left[\sin \left(13,4 + 42,8 \frac{TL}{s_{ABSOL,MIT}} \right) \right]^2 \cdot 100$	LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989) $M = \left[\sin \left(-4,21 + 1,25v_{ABSOL}^{0,821} + 2,28n^{0,19} \left(\frac{TL}{s_{ABSOL,MIT}} \right)^{0,64} \cdot v_{RELAT}^{0,71} \right) \right]^2 \cdot 100$
		LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989) $M = [\sin(6,54 + 0,218h + 118TL - 3,88d_{MIT} + 0,0078n)]^2 \cdot 100$
unspezifische Modelle		
physikalisch / deduktiv	VON RABEN, 1. Fassung (1957a) $M = \frac{TL \cdot \cos \theta \cdot z \cdot n \cdot \pi \cdot (d_{MAX}^2 - d_{MIN}^2)}{240Q_{TURB}} \cdot 100$	VON RABEN, 1. Fassung (1957a) $M = \frac{TL \cdot \cos \theta \cdot z \cdot n \cdot \pi \cdot (d_{MAX} + d_{MIN}) \cdot H}{120Q_{TURB}} \cdot 100$
	MONTEN, 1. Fassung (1985) $M = \frac{0,500 \cdot TL}{s_{RELAT,MIT}} \cdot 100$	MONTEN, 1. Fassung (1985) $M = \frac{0,500 \cdot TL}{s_{RELAT,MIT}} \cdot 100$
empirisch / induktiv	kein Modell vorhanden	kein Modell vorhanden

¹⁾ nur gültig für Relativgeschwindigkeiten von $v_{RELAT,MIT} > 6,0$ m/s

²⁾ Details vgl. Kap. 2.1.3.2.2

Abb. 15: Sammlung empfohlener Formeln zur Abschätzung der Fischmortalität (EBEL, 2013)

Tabelle 2: Technische Eingangsgrößen für die Abschätzung der Fischmortalität bei den verschiedenen Berechnungsformeln (siehe Abb. 15)

Bezeichnung	Symbol	Einheit
Turbinendurchfluss	Q_{turb}	[m ³ /s]
Winkel zwischen den Vektoren v_{axial} und v_{absolut}	θ	[°] / [rad]
Anzahl der Laufradschaufeln	z	--
Drehzahl bei MW	n	[1/min]
größter Laufraddurchmesser	d_{max}	[m]
kleinster Laufraddurchmesser	d_{min}	[m]
relativer Schaufelabstand am mittl. Laufraddurchm.	$s_{\text{relat,mit}}$	[m]
absoluter Schaufelabstand am mittl. Laufraddurchm.	$s_{\text{absolut,mit}}$	[m]
absoluter Schaufelabstand am max. Laufraddurchm.	$s_{\text{absolut,max}}$	[m]
Schnellaufzahl	λ	--
Umfangsgeschwindigkeit	u	[m/s]
Strömungsgeschwindigkeit bei MW	c	[m/s]
Eintrittsgeschwindigkeit	v_{absolut}	[m/s]
Axialgeschwindigkeit	v_{axial}	[m/s]
Relativgeschwindigkeit	v_{relat}	[m/s]
Umfangsgeschw. am mittleren Laufraddurchm.	u_{mit}	[m/s]
Winkel zwischen den Vektoren v_{relat} und u	β	[°] / [rad]

5 Literatur

Baumann P. & Klaus I. (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. (Ed. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Cuchet, M., M., Muehlbauer, C., Ratschan, A., Hartlieb and B., Brinkmeier (2011): Behavioural Experiments on the Design of Downstream Fish Passage Facilities for Potamodromous Species.

- Ebel, G. (2008): Funktionskontrolle der Fischabstiegsanlage an der Wasserkraftanlage Rotenburg (Saale), Gutachten im Rahmen des Planfestellungsverfahrens; Auftraggeber: Wasserkraft Rauch; 95 S., Halle/Saale; Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie.
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen Handbuch Rechen- und Bypasssysteme.
- Ferguson, J., W., Th., P. Poe & Th., J., Carlson (1998): Surface oriented Bypass Systems for Juvenile Salmonids on the Columbia River, USA. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. & S.Weiss: Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford: 315-328.
- Haempel, O. (1910): Über das Wachstum des Huchens (*Salmo hucho* L.). Ein Beitrag zur Alterbestimmung der Teleostier. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrogr. 3: 136-155.
- Hensel, K. & Pivnicka, K. (1980): Notes to the morphology and taxonomy of *Hucho taimen* (Pallas, 1773) from Mongolia. MS.
- Holcík J., Hensel, K., Nieslanik, J. & Skácel, L. (1988): The Eurasian Huchen, *Hucho hucho*, Largest Salmon of the World, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster. 296 S
- Holzner, M. (1999). Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. Doktorarbeit an der technischen Universität in München.
- Jungwirth, M. (1992): Fließgewässer-limnologische und fischökologische Probleme. Landschaftswasserbau (Wien) 13, 13 - 28.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, et al. (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas.
- Muehlbauer, M. & Ratschan, C., G. Zauner (2012): Kurzbericht Fischökologisches Monitoring Wachau 2012. I. A. Via Donau.
- Muehlbauer, M (2001): Fischökologisches Monitoring an den Voralpenflüsse Pielach und Melk im Rahmen eines EU-Life-Projekts. Diplomarbeit Boku Wien.
- Muhar, S., Unfer, G., Schmutz, S., Jungwirth, M., Zitek, A., Egger, G., Habersack, H. (2005): Erfolgskontrolle bei Flussrevitalisierungen: Beispiele aus Österreich. [Erfolgskontrolle bei Flussrevitalisierungen, EAWAG Kastanienbaum, Schweiz, 19.10.2004] In: Peter, A., Woolsey, S.: Erfolgskontrolle bei Flussrevitalisierungen, 19.10.2004, EAWAG Kastanienbaum, Schweiz.
- Schmall, B. & Ratschan, C. (2011): Die historische und aktuelle Fischfauna der Salzach - ein Vergleich mit dem Inn. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 21: 55-191.
- Schmall, B. (2013): Habitatwahl, Laichaktivitäten und Reproduktionserfolg der wiedereingebürgerten Nase im Alterbach (Stadt Salzburg). Österreichs Fischerei Jahrgang 66/2013 Seite 178-192.
- Steinmann, P., Koch, W., Scheuringer, L. (1937): "Die Wanderung unserer Süßwasserfische." Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften.

Scheuringer, L. (1949): "Die Wanderung unserer Flussfische." Österreichs Fischerei Heft 12.

Zauner, G., Jungwirth, M., Eberstaller, J. et al. (1994): Gesamtuntersuchung Salzach (GUS). Teiluntersuchung 1.4.2 Fischökologische Untersuchung. Schlussbericht. Österreichisches Institut für Raumplanung i. A. d. Salzburger Landesregierung, BMFL. 137 pp.

Zauner, G., Mühlbauer, M. & Ratschan, C. (2008): Life Natur Projekt Wachau. Endbericht Fischökologie. I. A. Arbeitskreis Wachau & Via Donau.

Zauner, G., Ratschan, C. & Muehlbauer, M. (2009): Schutzgütererhebung Fische in den Natura 2000 Gebieten Salzachauen und Ettenau. Studie i. A. Land OÖ, Abt. Naturschutz.