



Universität für Bodenkultur
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt



Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich

An ecologically-based strategic guideline for restoring
the longitudinal connectivity for fish in running waters of Austria

MIRR - A Model-Based Instrument for River Restoration

AP 5 – Schwerpunkt Kontinuumsunterbrechungen



<http://mirr.boku.ac.at>

Auftraggeber:

BMLFUW gemeinsam mit Land NÖ



Wien, 01. Dezember 2007

Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich

AutorInnen:

Andreas Zitek
Gertrud Haidvogel
Mathias Jungwirth
Philipp Pavlas
Stefan Schmutz

Institution:

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement,
Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Universität für Bodenkultur Wien

Projektleitung:

Stefan Schmutz

Projektkoordination:

Andreas Melcher

AP-Leitung:

Andreas Zitek

Interne Mitarbeiter:

Guido Verweij
Michael Weiß

Basierend auf den Ergebnissen des **Experten Workshops „MIRR-Kontinuum: Ein Experten Workshop zur Erstellung eines Leitfadens zur Wiederherstellung des Kontinuums in Fließgewässern gemäß WRRL“** am 16/17.11.2006 im BAW Scharfling am Mondsee
(siehe umseitige Teilnehmerliste)

und

des **Experten Workshops “MIRR- A model based Instrument for River Restoration”** am 21/22.05.2007 in Lunz am See.

Zitiervorschlag:

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

Teilnehmer des Experten Workshops „MIRR-Kontinuum: Ein Experten Workshop zur Erstellung eines Leitfadens zur Wiederherstellung des Kontinuums in Fließgewässern gemäß WRRL“ am 16/17.11.2006 im BAW Scharfling am Mondsee:

Dr. EBERSTALLER Jürgen ezb Eberstaller Zauner Büros, Währinger Str. 156/6, 1180 Wien
Dipl.Ing. GUMPINGER Clemens Technisches Büro für Gewässerökologie, Gärtnerstr. 9, 4600 Wels
Mag. HAIDVOGL Gertrud IHG BOKU Wien, Max Emanuelstr. 17, 1180 Wien
Dr. HONSIG-ERLENBURG Wolfgang Amt d. Ktn. Landesregierung, U.Abt.15, Flatschacherstraße 70, 9020 Klagenfurt
HR Dr. JAGSCH Albert BAW-IGF, Scharfling 18, 5310 Mondsee
HR Dr. JÄGER Paul Land Salzburg, Abtlg. Gewässerschutz, Postfach 527, 5010 Salzburg
Univ. Prof. Dr. JUNGWIRTH Mathias IHG BOKU Wien, Max Emanuelstr. 17, 1180 Wien
Dipl.Ing. Dr. KAUFMANN Thomas Büro Freiwasser, Währingerstr. 135/18, 1180 Wien
MR Dr. Veronika KOLLER KREIMEL Lebensministerium - Referates VII 1 b, Marxergasse 2, 1030 Wien
LUNARDON Alban Amt d. Vorarlberger Landesregierung, Aufhafendamm 1, 6971 Hard
Dr. MEDGYESY Nikolaus Institut für Zoologie Innsbruck, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck
Dipl.Ing. MELCHER Andreas IHG BOKU Wien, Max Emanuelstr. 17, 1180 Wien
Dipl.Ing. MÜHLMANN Helena BAW-Institut für Wassergüte, Marxergasse 2, 1030 Wien
Dipl.Ing. PARTHL Günter Ingenierbüro für Angewandte Gewässerökologie, Augasse 8, 8430 Leibnitz
Dipl.Ing. PAVLAS Philipp IHG BOKU Wien, Max Emanuelstr. 17, 1180 Wien
Mag.Dr. PETZ-GLECHNER Regina (i.V. Wolfgang MARK, Uni Innsbruck) TB Umweltgutachten Petz, Hallwanger Landesstr. 32a, 5300 Hallwang
Mag. PRINZ Heimo BAW-IGF, Scharfling 18, 5310 Mondsee
Mag. RECHBERGER Albert ZT-Kanzlei Kofler, Traföß 20, 8132 Pernegg a.d. Mur
Dr. SCHAY Gustav Amt d. Oö Landesregierung, Abtlg. Wasserw./Gewässerschutz, Stockhofstr. 40, 4021 Linz
Ao Univ. Prof. Dipl.Ing. Dr. SCHMUTZ Stefan IHG BOKU Wien, Max Emanuelstr. 17, 1180 Wien
Mag. SCHOTZKO Nikolaus BAW-IGF, Scharfling 18, 5310 Mondsee
OBR Mag. ULLMANN Melanie Amt der Oö Landesregierung, Abtlg. Schutzwasserwirtschaft und Hydrographie, Kärntnerstr. 12, 4020 Linz
Dr. WOLFRAM Georg Donabaum & Wolfram OEG, Zentagasse 47, 1050 Wien
WOSCHITZ Gerhard Habergasse 32/12, 1160 Wien
Dipl.Ing. Dr. ZITEK Andreas IHG BOKU Wien, Max Emanuelstr. 17, 1180 Wien

Zusammenfassung

Um die Sanierung von komplexen und sich zum Teil überlagernden menschlichen Belastungen von Fließgewässern im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen, wurden im Rahmen des MIRR-Projektes („Model based Instrument for River Restoration“) die Auswirkungen multipler Belastungen auf Fließgewässer analysiert und darauf aufbauend Strategien zur Sanierung entwickelt. Dabei sind Kontinuumssmaßnahmen unter bestimmten Rahmenbedingungen (zum Beispiel beim Vorliegen intakter flussmorphologischer Verhältnisse) grundsätzlich als relativ günstige Möglichkeit der Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern zu betrachten. Aber auch bei hydromorphologisch beeinträchtigten Gewässern stellt die Durchgängigkeit eine zentrale wasserwirtschaftliche und ökologische Forderung dar bzw. ist eine Grundvoraussetzung dafür, dass andere Sanierungsmaßnahmen wirksam werden können. Die vollständige Wiederherstellung des Kontinuums kann daher generell als eine der wichtigsten Sanierungsmaßnahmen betrachtet werden.

Um die Optimierung der Vorgangsweise bei der Umsetzung von Kontinuumssanierungen zu gewährleisten, wurden im Rahmen vorliegender Arbeit Schemata zur Priorisierung zu sanierender Bauwerke auf Einzugsgebietsniveau und zur Auswahl geeigneter Maßnahmen entwickelt. Diese Schemata fußen in erster Linie auf einer umfassenden Analyse der „Migrationsökologie“ heimischer Fischarten und sollen helfen, den Erfolg der Maßnahmen vor allem ökologisch optimieren.

Basierend auf den ökologischen Ansprüchen der heimischen Fischfauna, der historischen Verbreitung typischer Mittelstreckenwanderer (Nase, Barbe und Huchen) sowie einer Analyse von rund 279.000 Fischen die seit rund 20 Jahren im Zuge von Monitoringverfahren mittels Reusen in unterschiedlichen Fischregionen, zumeist an neu errichteten Fischaufstiegsanlagen, bei ihrer Flussaufwärtswanderung gefangen wurden, erfolgte die Definition so genannter „prioritärer Wanderräume“: Prioritärer Wanderraum A entspricht Metapotamal, Epipotamal groß/mittel und Hyporhithral groß, prioritärer Wanderraum B entspricht Epipotamal klein und Hyporhithral klein. Der prioritäre Wanderraum wird von den meisten Mittel- und Kurzstreckenwanderern benutzt.

Basierend auf dem prioritären Wanderraum wurde nun für die Priorisierung von Sanierungsmaßnahmen ein Schema entwickelt, das sowohl Qualität und Quantität des wieder verküpften Lebensraumes als auch die Anzahl wieder angebundener Zubringer berücksichtigt. Weiters wurde beachtet, ob die Kontinuumsunterbrechung in einem NATURA 2000-Gebiet liegt oder nicht. Der generellen Strategie „von flussab nach flussauf“ wurde dadurch Rechnung getragen, dass das jeweils nächstgelegene Bauwerk zum flussabwärtigen Zubringer eine Zusatzgewichtung erfährt.

Weiters erfolgte die Analyse der Monitoringergebnisse von 65 Fischaufstiegshilfen (FAHs) aus Deutschland und Österreich. Auf diese Weise konnten sowohl die bisher am erfolgreichsten umgesetzten Bautypen, als auch die häufigsten Fehler beim Bau von FAHs identifiziert werden. Dabei wurden 49 % (n=28) der eindeutig zumindest qualitativ fischökologisch bewerteten FAHs (n=57) als funktionstüchtig klassifiziert; bei den restlichen 51 % (n=29) wurden eingeschränkte Funktionstüchtigkeit bzw. zum Teil gravierende Mängel festgestellt. Betrachtet man die Bewertungen von FAHs, bei denen sowohl qualitative als auch quantitative Aspekte Berücksichtigung fanden (n=52), sind rund 54 % (n=28) der Bauwerke funktionstüchtig. Bei einer weiterführenden Analyse zeigte sich, dass die meisten (≥ 50 %) Beckenpässe (naturnah und technisch) bzw. Kombinationsbauwerke (vor

allem Kombinationen mit Beckenpässen) nur eingeschränkte Funktionalität aufwiesen. Naturnahe Umgehungsgerinne, Raugerinne und Schlitzpässe wiesen eine generell bessere Funktionalität auf. Die häufigsten Einschränkungen der Funktionalität der FAHs ergaben sich durch zu hohe Beckenübertritte, zu hohe Fließgeschwindigkeiten, schlechte Lage des Einstieges, zu geringe Lockströmung bzw. zu geringe Wassertiefe und Dotation. In fünf Fällen schließlich führte zu geringe Dotation der Ausleitungsstrecke flussab des Wehres zu eingeschränkter Funktionalität.

Eine Entscheidungshilfe für die Wahl des geeigneten Fischaufstiegshilfen-Typs wurde entwickelt und ein Katalog einzuhaltender Mindestkriterien beigefügt. Wenn eine Entfernung des Querbauwerkes nicht möglich ist, stehen je nach Platzangebot und Fischregion Umgehungsarm, Umgehungsbach, Rampe, Raugerinne, naturnaher Beckenpass und Schlitzpass zur Auswahl.

Insgesamt soll der vorgelegte Leitfaden für Planer, Nutzer und Behörde als gemeinsame Grundlage für Entscheidungen bei der Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen dienen. Daher wurde bereits zu Beginn der Ausarbeitung des vorliegenden Leitfadens begonnen, alle im Vollzug der Maßnahmen Betroffenen im Rahmen von Expertenworkshops in die Entwicklung der Ziele und Maßnahmen einzubinden. Dabei konnte auch auf schon bestehende Arbeiten der „Arbeitsgruppe Ökologie“ des BMLFUW zurückgegriffen werden. Obwohl mittlerweile bekannt ist, dass nahezu alle Fischarten und Altersstadien Wanderungen unterschiedlicher Distanz und Art ausführen und Fischpopulationen für ihren nachhaltigen Erhalt auf die sog. „Vier-Dimensionalität“ von Fließgewässern angewiesen sind, beschäftigt sich der vorliegende Leitfaden ausschließlich mit der Wiederherstellung des longitudinalen Kontinuums an Fließgewässern. Die Wiederherstellung des lateralen Kontinuums wird in einem anderen Arbeitspaket des MIRR Projektes („Wiederherstellung des Flusstyps“) behandelt. Die Flussabwanderung wurde im Rahmen vorliegender Studie als wichtiger Mechanismus für die Funktionsfähigkeit von Fischpopulationen erkannt. Die ökologischen Grundlagen sowie die Möglichkeiten der Förderung des Fischabstieges sind jedoch weitgehend unerforscht und sollten Ziel zukünftiger Studien sein.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis.....	6
1 Vorwort.....	9
1.1 Zur Form des Leitfadens.....	9
1.2 Primäre Fragestellungen.....	10
1.3 Status der österreichischen Fischfauna.....	11
1.4 Die EU-Wasserrahmenrichtlinie.....	13
2 Ökologische Grundlagen der Fischwanderung.....	15
2.1 Anpassung an die „Multi-Dimensionalität“ von Gewässern.....	15
2.2 Typen von Wanderungen.....	22
2.3 Typische Fischwanderungen	25
2.3.1 Laichwanderungen	25
2.3.2 Nachlaichwanderung (Laichrückwanderung)	27
2.3.3 Nahrungswanderungen	27
2.3.4 Abdrift	28
2.3.5 Kompensationswanderungen	29
2.3.6 Überwinterungswanderungen.....	29
2.3.7 Bestandesdichtenausgleich.....	30
2.3.8 Neu- und Wiederbesiedelung	30
2.3.9 Fluchtwanderungen/Ausweichwanderung.....	30
2.3.10 Wanderungen ungeklärter Motivation	30
2.4 Die Fischwanderung beeinflussende Faktoren.....	30
2.4.1 Temperatur	31
2.4.2 Abfluss	32
2.4.3 Mondphasen	32
2.4.4 Lichteinfluss	36
2.4.5 Trübe, Wasserqualität & Geruch	37
2.4.6 Geräusche	37
2.4.7 Gewässersohle bzw. Farbe des Untergrundes	37
2.5 Schwimm- und Springleistung sowie Orientierung.....	37
2.5.1 Schwimmleistung.....	38
2.5.2 Sprungvermögen	40
2.5.3 Orientierungsvermögen	40
3 Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen auf Fische41	41
3.1 Allgemein	41
3.2 Abiotische Charakteristik von Kontinuumsunterbrechungen.....	43
3.3 Beispielfälle zur Dokumentation der Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen.....	44
3.3.1 Inn.....	44
3.3.2 Drau	45
3.3.3 Zirknitzbach	45
3.3.4 Eggen- und Tuffbach	45
3.3.5 Untere Gurk	45
3.3.6 Kamp	46

3.3.7	Lafnitz	46
3.3.8	Sulm.....	47
3.3.9	Untere Traun.....	47
3.3.10	Orava Fluss	47
3.3.11	Hochrhein	47
4	Definition des prioritären Wanderraumes.....	48
4.1	Ökologische Grundlagen	48
4.2	Natürlicher Fischlebensraum.....	49
4.3	Historische Verbreitung typischer Wanderfischarten.....	49
4.3.1	Historische Datenquellen.....	52
4.3.2	Historisch und aktuell dokumentiertes Verbreitungsgebiet von Barbe, Nase und Huchen	53
5	Wiederherstellung des Kontinuums.....	58
5.1	Effektivität von Kontinuumssanierungen auf Einzugsgebietsebene	58
5.2	Aktuell dokumentierte Wanderungen	61
5.3	Priorisierung der Sanierung einzelner Kontinuumsunterbrechungen	70
5.3.1	Grundlagen	70
5.3.2	Entwicklung des Priorisierungsschemas	71
5.4	Maßnahmen zur Sanierung des Kontinuums	77
5.4.1	Schema zur Auswahl des passenden FAH-Typs zur Wiederherstellung des Kontinuums.....	78
5.4.2	Bekannte Funktionsprobleme bei Fischaufstiegshilfen	86
5.4.3	Wichtige Kennwerte für den Bau von funktionstüchtiger Fischaufstiegshilfen	90
5.5	Bewertung der Funktionalität und Effektivität von Fischaufstiegshilfen	93
6	Wichtige Zusatzpunkte	97
6.1	Flussabwärtswanderung.....	97
6.2	Andere Möglichkeiten der Fischpassage an Kraftwerken.....	100
6.2.1	Wanderung durch Schleusen	100
6.2.2	Fischschleusen	101
6.2.3	Fischlifte.....	101
6.2.4	Fang und Transport von Fischen.....	101
6.3	Laterale Wanderbewegungen	102
7	Typenkatalog funktionsfähiger Fischaufstiegshilfen	103
8	Literatur.....	115

Anhang: Modellierung der potentiellen Verbreitung von Nase, Barbe und Huchen

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Jahresmigrations-Zyklus am Beispiel der Nase.	12
Abb. 2: Zustand der Fischfauna gemessen mit dem Fisch Index Austria (FIA; Haunschmid et al. 2006) an der Melk (6 Strecken, davon 3 morphologisch stark beeinträchtigt und 1 restrukturiert) und Pielach (3 Strecken, alle morphologisch intakt) vor und nach Öffnung des Kontinuums (Zitek et al., in press).	13
Abb. 3: Belastungstypen österreichischer Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 100km ² (Quelle: BLMFUW, 2005a).	14
Abb. 4: Das Konzept der Vierdimensionalität von Fließgewässern mit einem longitudinalen, lateralen, vertikalen und temporalen Kontinuum (linke Abb. nach Ward 1989, aus Verdonschot & Nijboer, 2002; rechte Abb. IHG).....	15
Abb. 5: Generalisierte Wandermuster, sog. „Wanderringe“, diadromer, anadromer katadromer, amphidromer und potamodromer Fischarten; ebenfalls dargestellt sind die lateralen Wanderbewegungen mancher Fischarten (nach Pavlov, 1989)...	16
Abb. 6: Typische Wanderbewegungen unterschiedlicher Altersstadien innerhalb des „Home range“ einer Fischpopulation, nach Lucas et al. (1998).	23
Abb. 7: Der Zusammenhang zwischen Schwimmgeschwindigkeit und Dauer der Aufrechterhaltung (verändert nach Pavlov, 1989).	38
Abb. 8: Ökologisch definierte Hauptwanderareale in Österreich sowie Beispiele von Wanderfischarten.....	49
Abb. 9: Gesamtverbreitung der Barbe in Fließgewässern > 500 km ² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen und aktueller Nachweise in den Ökoregionen.	54
Abb. 10: Gesamtverbreitung des Huchens in Fließgewässern > 500 km ² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen in den Ökoregionen; zusätzliche aktuelle Nachweise befinden sich beim Huchen ausschließlich im historischen Verbreitungsgebiet.....	54
Abb. 11: Gesamtverbreitung der Nase in Fließgewässern > 500 km ² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen und aktueller Nachweise in den Ökoregionen.	55
Abb. 12: Gesamtverbreitung von Barbe, Huchen und Nase in Fließgewässern > 500 km ² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen und aktueller Nachweise in den Ökoregionen.	55
Abb. 13: Aktuelles Vorkommen der Barbe in den befischten Bereichen des historisch dokumentierten Verbreitungsgebietes in Fließgewässern mit > 500 km ² EZG in den Ökoregionen.	56
Abb. 14: Aktuelles Vorkommen des Huchens in den befischten Bereichen des historisch dokumentierten Verbreitungsgebietes in Fließgewässern mit > 500 km ² EZG in den Ökoregionen.	57
Abb. 15: Aktuelles Vorkommen der Nase in den befischten Bereichen des historisch dokumentierten Verbreitungsgebietes in Fließgewässern mit > 500 km ² EZG in den Ökoregionen.	57
Abb. 16: Anzahl mittels Reusen bei ihrer Wanderung nachgewiesener heimischer Arten je Fischregion, unterteilt in autochthone und nicht autochthone Arten.	63
Abb. 17: Umsetzung des Priorisierungsschemas im Einzugsgebiet der Traisen unter Angabe der absoluten Priorisierungsgewichte.....	75

Abb. 18: Umsetzung des Priorisierungsschemas im Einzugsgebiet der Traisen unter Angabe der nach Klassen eingeteilten Priorisierung.....	76
Abb. 19: Schema zur Auswahl des passenden Fischaufstiegshilfen-Typs je Fischregion und Platzangebot (P...Platz).....	79
Abb. 20: Naturnaher Beckenpass am Marchfeldkanal bei Wehr 4; glatte und zu hohe Schwelle beim Einstiegsbereich – ein typischer Fehler beim Bau von Beckenpässen (oben); Ergänzung des Bauwerkes um ein Becken in Richtung flussab zur Reduktion der Absturzhöhe; Herstellung einer deutlich verbesserten Funktionalität der Anlage (unten).	81
Abb. 21: Unerwünschte Geschiebebewegung im Schlitzbereich eines Schlitzpasses führt zu einer Beeinträchtigung der Funktionalität vor allem für bodenorientierte Arten und geänderten Fließgeschwindigkeitsbedingungen durch den Verlust von Rauigkeit (links) (Wiesner et al., 2007); Einbau fixer Strukturen, um diese Geschiebebewegungen zu vermeiden (rechts) (Gumpinger & Siligato, 2005).....	82
Abb. 22: Auf Basis von gewonnenen fischökologischen Erkenntnissen adaptierte Dotationsstaffelung für den Betrieb eines Schlitzpasses an der Mur bei Murau (ursprünglichen Vorgaben links, adaptiertes Regime rechts; Wiesner et al., 2007)..	92

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Einstufung der heimischen Flussfischfauna und Neunaugen nach Migrationsgilden, nach Gefährdung (nach Spindler et al., 1997) und Vorkommen in der Donau bzw. in ganz Österreich, adaptiert nach Schmutz et al. (2000a) und Wiesner (unpubliziert), gefährdete Fischarten in rot.....	18
Tab. 2: Maximale Wanderdistanzen der in Österreich heimischen Fischarten, unter Angabe der Wanderrichtung (↑↓...Wanderung ohne eindeutige Richtungsangabe, ↑...eindeutig flussaufwärtsgerichtete Wanderung, ↓...eindeutig flussabwärtsgerichtete Wanderung) und des Wandertyps (L...Laichwanderung, NL...Nachlaichwanderung, Na...Nahrungswanderung, W...Winterwanderung, S...Sonstige Wanderung unbekannter Ursache).	19
Tab. 3: Relativer Anteil der mobilen und standorttreuen Komponente (Kurzstreckenwanderer und Langstreckewanderer bzw. Standortreue) von unterschiedlichen Fischarten (unter Angabe der Gesamtanzahl der beobachteten Fische, des Flusses und der Autoren).....	25
Tab. 4: In der Drift nachgewiesene Stadien (L...Larvenstadien 1-6, J...Juvenilstadien 1-2) und Häufigkeit des Auftretens früher Larvenstadien in der Drift als Nachweis mehrmaligen Ablaichens zwischen Mai und August im Jahr 1996; (Zitek et al., 2004d).	26
Tab. 5: Einfluss der Temperatur auf die Wanderung der in Österreich vorkommenden Fischarten (Pavlas, 2006).	33
Tab. 6: Schwimmgeschwindigkeiten ausgewählter Fischarten basierend auf unterschiedlichen Autoren, aus Jens et al. (1997) jedoch ohne Angaben der Autoren.....	39
Tab. 7: Gesamtverbreitungsgebiete von Barbe, Nase und Huchen je Fischregion rekonstruiert anhand historischer und aktueller Belege in km und % je Fischregion.....	53
Tab. 8: Befischte Bereiche des historischen Verbreitungsgebietes von Barbe, Nase und Huchen mit aktuellen Nachweisen bzw. nunmehr fehlendem Vorkommen in km und % (G...befischte Bereiche des historischen Verbreitungsgebietes, A...aktuell	

dokumentiertes Vorkommen, V...Verlust der Fischart im historisch dokumentierten Verbreitungsgebiet).	56
Tab. 9: Untersuchungsstandorte, von denen bisher Wanderdaten in der Datenbank vorhanden sind, unter Angabe der Quelle.	61
Tab. 10: Anzahl der Untersuchungsstandorte je Fischregion, von denen bisher Wanderdaten in der Datenbank vorhanden sind (Quelle: Fischwanderdatenbank). .	62
Tab. 11: Gesamtanzahl flussaufwärts gewanderter Fische je Fischregion, Anzahl von Tagen je Fischregion, an denen Flussaufwärtswanderungen mittels Reusen untersucht wurden und durchschnittliche Anzahl gewanderter Individuen pro Untersuchungstag und Fischregion.	63
Tab. 12: Fangzahlen (absolut und in %) in den Reusen je Fischregion und Familie.....	64
Tab. 13: Gesamtfang (Individuenzahlen flussaufwärts) je Fischart und Fischregion unterteilt in autochthone und nicht autochthone Arten.	65
Tab. 14: Im Zuge der durchgeführten Monitoringuntersuchungen festgestellte, täglich wandernde Individuen je Fischart und Fischregion; Werte auf eine Kommastelle gerundet (Werte von 0,0 bedeuten eine Individuenanzahl/Tag von < 0,05).	66
Tab. 15: Flussauf wandernde Individuen pro Tag je Familie und Fischregion (standardisiert mittels der Anzahl der Monitoringtage).	67
Tab. 16: Untersuchungstage je Monat und Fischregion, an denen Flussaufwärtswanderungen in Österreich mit Reusen untersucht wurden.....	67
Tab. 17: Anzahl der bei der Flussaufwärtswanderung in Reusen gefangenen Individuen je Art, Fischregion und Monat; Gesamtartenanzahl je Monat und Fischregion; zu gelb gekennzeichneten Monaten liegen bisher in der Datenbank keine Daten zur Flussaufwärtswanderung vor.	68
Tab. 18: Tägliche Anzahl der bei der Flussaufwärtswanderung in Reusen gefangenen Individuen je Art, Fischregion und Monat (Werte basierend auf Tab. 15 und Tab 16 errechnet und auf eine Kommastelle gerundet, Werte von 0,0 bedeuten eine Individuenanzahl/Tag von < 0,05); zu gelb gekennzeichneten Monaten liegen bisher in der Datenbank keine Daten zur Flussaufwärtswanderung vor.....	69
Tab. 19: Schema zur Priorisierung zu sanierender Kontinuumsunterbrechungen auf Einzugsgebietsebene.	74
Tab. 20: Anzahl evaluierter Fischeaufstiegshilfen je Bauwerkstyp und Fischregion (ER...Epirhithral, ER-K...Epirhithral klein, MR...Metarhithral, MR-K...Metarhithral klein, HR-K...Hyporhithral klein, HR-G...Hyporhithral groß, HR-EP...Hyporhithral-Epipotamal, EP-M...Epipotamal mittel, EP-G...Epipotamal groß; OHNE...ohne Angabe der Fischregion).	86
Tab. 21: Fischökologische Bewertungen der analysierten FAHs nach fünfstufigem Schema unterteilt in qualitative und quantitative Flussaufwanderung, Flussabwanderung, Lebensraumeignung und Gesamtbewertung („MW flussauf“: Mittelwert aus qualitativer und quantitativer Einstufung; „MW mit flussab“: Mittelwert aus qualitativer und quantitativer Einstufung inkl. Flussabwärtswanderung; „Gesamt MW“: Mittelwert aus qualitativer und quantitativer Bewertung der Flussaufwärtswanderung, Flussabwärtswanderung und Lebensraumeinstufung).	87
Tab. 22: Fischökologische Bewertungen der analysierten FAHs nach fünfstufigem Schema unterteilt in qualitative und quantitative Flussaufwanderung, in Flussabwanderung, Lebensraumeignung und Gesamtbewertung	

zusammengefasst nach funktionstüchtigen (Bewertungsstufe 1-2) und eingeschränkt funktionstüchtigen (Bewertungsstufe 3-5) FAHs; („MW flussauf“: Mittelwert aus qualitativer und quantitativer Einstufung; „MW mit flussab“: Mittelwert aus qualitativer und quantitativer Einstufung inkl. Flussabwärtswanderung; „Gesamt MW“: Mittelwert aus qualitativer und quantitativer Bewertung der Flussaufwärtswanderung, Flussabwärtswanderung und Lebensraumeinstufung).....	87
Tab. 23: Fischökologische Bewertungen der analysierten Fischaufstiegshilfen je Bauwerkstyp (Anzahl je Bewertungsstufe).....	88
Tab. 24: Fischökologische Bewertungen der analysierten Fischaufstiegshilfen je Bauwerkstyp zusammengefasst nach funktionstüchtigen (Bewertungsstufe 1-2) und eingeschränkt funktionstüchtigen (Bewertungsstufe 3-5) FAHs (N...Anzahl, %...Prozentwert).....	88
Tab. 25: Festgestellte Mängel an fischökologisch untersuchten Fischaufstiegshilfen in Bezug zur Lage im FAH Verlauf; in Klammer die Häufigkeit des Auftretens des Mangels.....	89
Tab. 26: Richtwerte unterschiedlicher Autoren für Strömungsgeschwindigkeiten in FAHs und davon abgeleitete Empfehlungen.....	93
Tab. 27: Richtwerte unterschiedlicher Autoren für Höhendifferenzen in FAHs und davon abgeleitete Empfehlungen.....	93
Tab. 28: Bewertungsschema der Funktionsfähigkeit von FAHs (Fischaufstieg qualitativ + Fischaufstieg quantitativ; Woschitz et al., 2003).....	94
Tab. 29: Zeitraum und empfohlene Mindestdauer bei Reusenuntersuchungen (Woschitz et al., 2003).....	95

1 Vorwort

1.1 Zur Form des Leitfadens

Der vorliegende Leitfaden dient vor allem als Unterstützung zur akkordierten Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit von österreichischen Fließgewässern mittels Wiederherstellung des longitudinalen Kontinuums.

Vorrangiges Ziel des Leitfadens ist dabei nicht die vollständige Aufzählung und Wiederholung der bereits bestehenden umfangreichen Grundlagen zur technischen Umsetzung von Fischaufstiegsanlagen (siehe Liste unten) sondern die Zusammenstellung relevanter fischbiologischer und technischer Grundlagen sowie v. a. neuester Erkenntnisse als Basis für die Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen auf Einzugsgebietsebene. Es handelt sich somit nicht um einen technischen sondern um einen ökologisch-strategischen Leitfaden.

Grundlagenwerke zu Gestaltung und Bau von Fischaufstiegshilfen:

- Clay, C. H., 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities. Lewis Publishers. 248.
- Dumont, U., P. Anderer and U. Schwevers, 2005. Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 212.
- DVWK, 1996. Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Bonn. 110.
- Gebler, R. J., 1991. Sohlrampen und Fischaufstiege. Walzbach, Deutschland, Eigenverlag.
- Jäger, P., 2002. Salzburger Fischpass-Fibel. Reihe Gewässerschutz. Band 1. Salzburg, Land Salzburg. 152.
- Larinier, M., F. Travade and J. P. Porcher, 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364 (Supplement).
- Nestmann, F. and B. Lehmann, 2000. Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern - Raue Rampen und Verbindungsgewässer. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 63. Baden-Württemberg, Karlsruhe. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 189.

Weitere wichtige Werke, die vor allem in Bezug auf die biologischen Aspekte der Fischwanderung besondere Beachtung verdienen, sind:

- Born, O., 1995. Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Institut für Tierwissenschaften. München, Technische Universität. 235.
- Jens, G., O. Born, R. Hohlstein, M. Kämmereit, R. Klupp, P. Labatzki, G. Mau, K. Seifert and P. Wondrak, 1997a. Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Offenbach am Main. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.: 114.
- Jungwirth, M., S. Schmutz and S. Weiss, Eds. 1998. Fish Migration and Fish Bypasses. Oxford - London - Berlin, Fishing News Books, Blackwell Sciences.
- Lucas, M. C., T. J. Thom, A. Duncan and O. Slavik, 1998. Coarse fish migration - occurrence, causes and implications. Bristol. Environment Agency. 160.

- Lucas, M. and E. Baras, 2001. Migration of Freshwater Fishes. Oxford, Blackwell Science. 420.
- Pavlov, D. S., 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome. FAO. 97.

Obwohl sich seit kurzem zusätzlich zum bisher üblichen Terminus „Fischaufstiegshilfe“ (FAH) der Terminus „Fischwanderhilfe“ (FWH) eingebürgert hat, der die generelle Notwendigkeit betont, nicht nur den Aufstieg, sondern auch den Abstieg zu gewährleisten, wird im vorliegenden Bericht weiterhin der Terminus „Fischaufstiegshilfe“ verwendet, da der Wissensstand bezüglich der zielgerichteten Unterstützung der Flussabwärtswanderung von Fischen noch sehr gering ist bzw. bei den meisten der bisher errichteten Bauwerke die Flussabwärtswanderung kaum Berücksichtigung fand.

Das Thema Fischabstieg wird daher zusätzlich in einem eigenen Kapitel umfassend dargestellt und diskutiert. Literaturzusammenstellungen zum Thema Fischabstieg (Dumont & Redeker, 1997) und Gestaltung bzw. Monitoring von Fischabstiegsanlagen (Adam et al., 2005) existieren, sind jedoch deutlich auf die Fischarten Aal, Lachs und Bachforelle fokussiert. Lediglich wenige Autoren haben sich bisher einigermaßen umfassend mit dem Abstieg europäischer Arten, insbesondere in Bezug auf Wasserkraftanlagen, befasst (Solomon, 1992; Holzner, 2000; Pavlov et al., 2002).

1.2 Primäre Fragestellungen

Da als Basis für eine ökologisch effektive und zugleich ökonomisch vertretbare Sanierung der aquatischen „Gewässer-Ressourcen“ das Verständnis des (Zusammen-)Wirkens menschlicher Eingriffe (Hochwasserschutz, energiewirtschaftliche Nutzungen, Restaurierungsmaßnahmen etc.) notwendig ist, werden im Rahmen des MIRR-Projektes (<http://mirr.boku.ac.at/>) im Auftrag des BMLFUW unterschiedliche Eingriffstypen und Kombinationen in ihrer Auswirkung untersucht und ein strategisches Instrument zur effektiven Umsetzung von Sanierungsmaßnahmen basierend auf Wirkungsmodellen entwickelt (Zitek, 2006).

In Bezug auf die Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen wurden im Rahmen des MIRR-Projektes dabei folgende Hauptfragen bearbeitet:

- (1) Was sind die ökologischen bedeutsamen und bekannten Grundlagen der Fischwanderung?**
- (2) Sind die verfügbaren Informationen über die historische Verbreitung von Fischarten als Grundlage zur Sanierung österreichischer Fließgewässer geeignet?**
- (3) In welchem Ausmaß finden bzw. fanden Wanderungen von Fischen in unterschiedlichen Fischregionen statt?**
- (4) Was sind die Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen?**
- (5) Welche Fehler wurden in der Vergangenheit beim Bau von Fischaufstiegshilfen in Österreich begangen?**
- (6) Welche Bauwerkstypen (und abiotischen Grenzwerte) sollten je Fischregion angewendet werden?**
- (7) Wo ist mit der Sanierung des Kontinuums zu beginnen?**
- (8) Was sind die zu erwartenden Effekte bei Sanierung des Kontinuums auf Einzugsgebietsebene?**

1.3 Status der österreichischen Fischfauna

Von allen bestehenden Ökosystemen wurden die Binnengewässer und speziell die Fließgewässer-Ökosysteme weltweit vom Menschen in den letzten 100 Jahren am stärksten verändert. Neben vielen anderen Organismengruppen und dem generellen Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer hatten vor allem die Fische unter unterschiedlichsten menschlichen Einflüssen zu leiden (Spindler, 1997; Cowx & Collares-Pereira, 2002). Die Fragmentierung des Längskontinuums zählt dabei bekannterweise europa- bzw. weltweit zu den größten Belastungen von Fließgewässern (Dynesius & Nilsson, 1994; Northcote, 1998; Wiesner et al., 2006).

Die Zunahme gefährdeter Fischarten bzw. das völlige Verschwinden von Arten sowie drastische Bestandeseinbrüche bei ehemals häufigen Massenfischarten als Folge der menschlichen Eingriffe betreffen einen Großteil der heimischen Fischfauna (Spindler, 1997), bzw. sind europa- und weltweit ein ernstzunehmendes Problem (Holden, 1979; Welcomme, 1985; Lelek, 1987; Northcote, 1998). Erhalt sowie Wiederherstellung der Fischfauna gelten daher als weltweite Herausforderungen (Delpeuch, 2002).

In Österreich sind mittlerweile nur noch 29 % der heimischen Fische und Neunaugen (17 von 65) nicht in einer Gefährdungskategorie gelistet (Spindler, 1997). Betroffen von menschlichen Eingriffen, wie Regulierungen und Kraftwerken, sind v.a. die Langstreckenwanderer und strömungsliebende Kieslaicher (Schiemer & Spindler, 1989). Die dramatischen Auswirkungen dieser Einflüsse auf die heimische Fischfauna sind zumindest seit 1975 bekannt (Jungwirth, 1975).

Zu den Langstreckenwanderern, die bereits seit langer Zeit aus der österreichischen Donau verschwunden sind, gehören Fischarten wie Hausen (*Huso huso*, L.), Sternhausen (*Acipenser stellatus*, Pallas) und Waxdick (*Acipenser gueldenstaedti*, Brandt), die Wanderungen vom Schwarzen Meer flussauf bis in Abschnitte der österreichischen und deutschen Donau durchführten. Einzelne Individuen des „Beluga“ Hausens stiegen bis Ulm/D (Flkm. 2580) auf (Waidbacher & Haidvogel, 1998). Dokumentiert ist der Aufstieg und Fang eines Hausens ebenso in der Salzach in Österreich (Zauner, 1997). Zusätzlich kamen im Donausystem als zwei permanent im Süßwasser lebende Störarten der Sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) und der Glatttick (*Acipenser nudiventris*, Lovetsky 1828) vor, wobei letzterer mit seltenen Wanderungen bis in die österreichische Donau (Zauner, 1997; Reinartz, 2003) ebenfalls zu den Langstreckenwanderern zu zählen ist. Gegenwärtig ist von den genannten 5 Arten nur noch ein inselhaftes Vorkommen des Sterlets dokumentiert (Zauner, 1997).

Der Aal (*Anguilla anguilla*, L.), ebenfalls eine in einigen Gegenden Österreichs natürlich vorkommende Fischart, zählt ebenso zu den Langstreckenwanderern, sein Vorkommen basiert jedoch heute in Österreich ausschließlich auf künstlichem Besatz (Spindler, 1997). Ursprünglich war diese Fischart, die zum Laichen ins Meer zieht, nur in zwei Gegenden Österreichs vertreten: im niederösterreichischen Waldviertel an der Lainsitz, wohin der Aal über das Elbesystem mehr als 1100 km aufgestiegen ist (an diesen Umstand erinnert heute noch der Name der kleinen Ortschaft Aalfang nahe Schrems) sowie im Bodenseegebiet, welches der Aal über den Rhein erreichte.

Fischarten wie der Huchen (*Hucho hucho*, L.), Frauenerfling (*Rutilus pigus virgo*, Heckel) und Streber (*Zingel streber*, Siebold) sind direkt vom Aussterben bedroht, andere wiederum sind gefährdet (z. B. Russnase, *Vimba vimba*, L.; Schied *Aspius aspius*, L.; Zobel

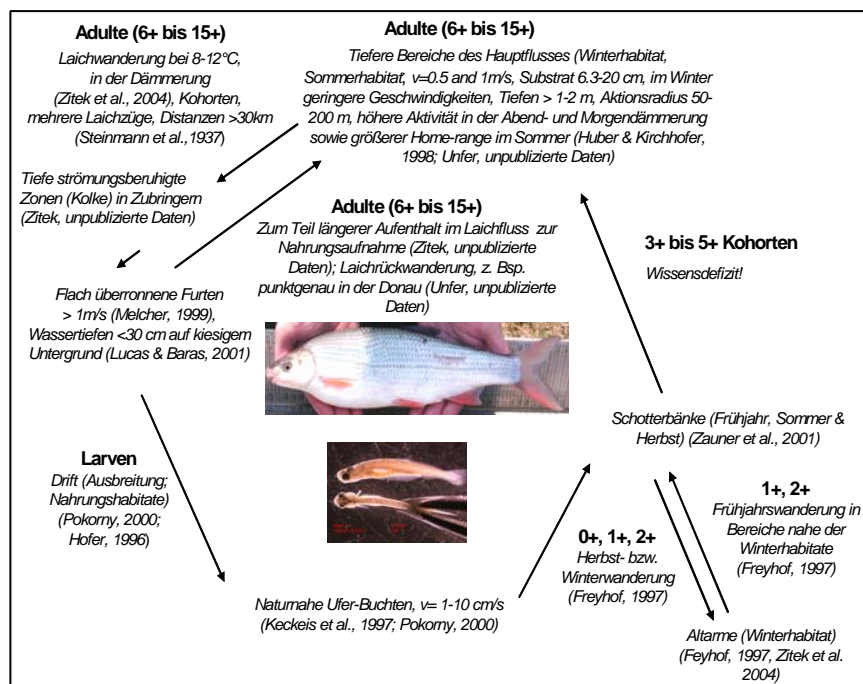
Abramis sapa, Pallas) bzw. potentiell gefährdet (z. B. Schrätzer, *Gymnocephalus schrätzer*, L.; Zingel, *Zingel zingel*, L. und Donaukaulbarsch, *Gymnocephalus baloni*, Holcik & Hensel) (Spindler, 1997).

Besonders stark betroffen durch die negativen Lebensraumveränderungen sind die rheophilen Cyprinidenarten. Bereits 12 von 16 dieser Arten sind gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht. Diese Arten sind, insbesondere während ihrer frühen Entwicklungsstadien an heterogene Uferbereiche und Schotterstrukturen im Hauptfluss gebunden. Schotterufer, Buchten im Bereich des Strömungsschattens von Schotterbänken und Mündungsbereichen sowie Nebenarmsysteme, die wichtigsten Habitattypen für diese Fischarten in der österreichischen Donau (Schiemer et al., 1994), wurden durch Kraftwerksbauten und Regulierungen nahezu vollständig zerstört. Die Adultfische führen zum Teil Wanderungen über weite Distanzen durch, um in den Nebengewässern zu Laichen. In welchem Ausmaß die Fischbestände der Donau von Laichplätzen in Zubringern abhängig sind, konnte erstmals im Rahmen des Monitorings zum EU-LIFE Projekt „Lebensraum Huchen“ eindrucksvoll nachgewiesen werden (Mühlbauer, 2002).

Fehlende Habitate für die Juvenilen, der Mangel an Laichplätzen in den nunmehr nicht mehr verfügbaren Zubringern sowie die mangelnde räumliche Vernetzung der unterschiedlichen Habitattypen sind die Hauptursache dafür, dass die ehemaligen Massenfischarten Barbe (*Barbus barbus* L.) und Nase (*Chondrostoma nasus* L.) mittlerweile europaweit zu den gefährdeten Fischarten mit besonders starken Bestandesrückgängen bzw. bereits lokalem Erlöschen ihrer Populationen zählen (Bless et al., 1994; Harsanyi & Aschenbrenner, 1995; Lusk, 1995; Maier et al., 1995; Povz, 1995; Kappus et al., 1997; Reinartz, 1997; Sokolov & Tsepkin, 1997; Spindler, 1997).

Die wechselnde Konnektivität verschiedener Habitattypen infolge des hydrologischen Verhaltens im Lauf des Jahres beeinflusst bekannterweise die Verteilung der Fische auf unterschiedlichen räumlich-zeitlichen Ebenen (Jungwirth, 1998; Schmutz & Jungwirth, 1999; Jungwirth et al., 2000b; Schiemer, 2000; Schmutz & Jungwirth, 2001). Erst der Wechsel zwischen jeweils optimalen Habitaten im Jahresverlauf ist bei vielen Arten der Garant für stabile Populationen, optimale Besiedlungsdichten sowie generell den Erhalt einer natürlichen Fischartendiversität (siehe Abb. 1, beispielhafte Darstellung des Habitatwechsels der Nase im Lauf ihres Lebens).

Abb. 1: Jahresmigrations-Zyklus am Beispiel der Nase.



Bereits in der Vergangenheit wurden daher bezüglich Erhalt und Wiederherstellung der ursprünglichen Fischfauna die Wiederherstellung der longitudinalen und lateralen Konnektivität als auch die Schaffung von Laichplätzen und Uferstrukturen als wichtigste Maßnahmen gesehen (Schiemer & Waidbacher, 1992; Waidbacher & Haidvogel, 1998).

Wichtige Rahmenbedingungen bzw. Voraussetzungen für den Erfolg von Konnektivitätsmaßnahmen sind daher funktionierende Fischaufstiegshilfen und Wiederanbindungen von Lebensräumen ausreichender Qualität. Wenn sich das durch Fischaufstiegshilfen wiederangebundene Habitatangebot nicht zur Fortpflanzung, Nahrungssuche oder fürs Überleben eignet, führt freilich auch eine optimal konzipierte und umgesetzte Fischaufstiegshilfe zu keiner wesentlichen Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit (Northcote, 1998). Eine Fischaufstiegshilfe kann daher zwar ein wichtiger Schritt sein, notwendige Wanderzyklen wieder zu ermöglichen; ohne die Wiederherstellung der notwendigen Habitate vermag eine Kontinuumssanierung ökologische jedoch nicht wirksam zu werden. Dies wurde eindrucksvoll bei Untersuchungen der Flüsse Melk und Pielach belegt, wo durch ein wiederhergestelltes Kontinuum signifikante Verbesserungen für die Fischfauna lediglich in morphologisch intakten Gewässerabschnitten dokumentierbar waren (Zitek et al., in press) (Abb. 2).

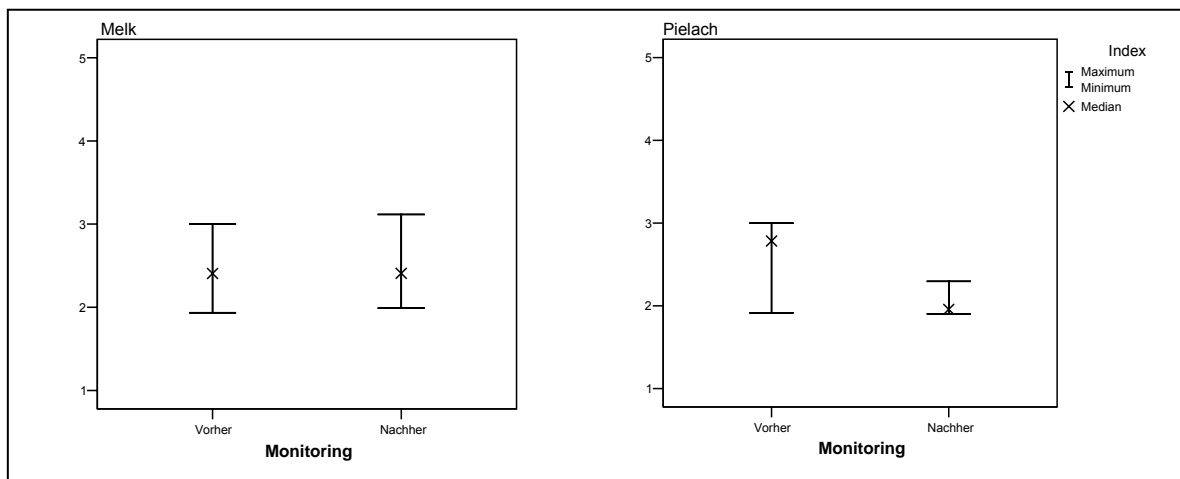


Abb. 2: Zustand der Fischfauna gemessen mit dem Fisch Index Austria (FIA; Haunschmid et al. 2006) an der Melk (6 Strecken, davon 3 morphologisch stark beeinträchtigt und eine restrukturiert) und Pielach (3 Strecken, alle morphologisch intakt) vor und nach Öffnung des Kontinuums (Zitek et al., in press).

1.4 Die EU-Wasserrahmenrichtlinie

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wurde im Jahr 2000 europaweit für alle Mitgliedsstaaten von der EU-Kommission ein Rahmen für die Sanierung und den Erhalt aquatischer Ressourcen festgelegt. Unter anderem ist gefordert, mittels umfangreicher Maßnahmenprogramme, unter Berücksichtigung ökonomischer Belange, die ökologische Funktionsfähigkeit von beeinträchtigten Fließgewässerabschnitten auf Einzugsgebiets-ebene wiederherzustellen.

Mit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, <http://www.euwfd.com>) im Jahr 2000 steht nunmehr ein europaweites Instrument zur Sanierung und zum Erhalt der aquatischen Ressourcen zur Verfügung. Als zentrales Ziel der WRRL gilt der Erhalt bzw. die Wiederherstellung des "guten ökologischen Zustandes" (WFD, 2000), wie dies auch

seit dem Jahr 2003 im Österreichischen Wasserecht verankert ist (BMLFUW, 2005b). Gleichzeitig wurde mit den Zielen „Verschlechterungsverbot“, „Erreichung des guten Zustandes“ usw. dort auch der Zeitraum der Zielerreichung, nämlich das Jahr 2015, verankert (WRG, §30d). Diese Frist kann jedoch unter bestimmten Bedingungen bis zum Jahr 2021 bzw. 2027 verlängert werden (WRG, §30e; BMLFUW, 2005b).

Eine wichtige Neuerung in Bezug auf die räumliche Betrachtungsebene von Sanierungsmaßnahmen stellt das Management von Einzugsgebieten (als natürliche hydrologische Einheiten) dar. Fische repräsentieren dabei eine von vier Organismengruppen (Fische, Makrozoobenthos, Algen und Makrophyten), die als Indikator zur Erfassung des ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern zur Verwendung kommen. Zeigt einer der Indikatoren eine Beeinträchtigung an, besteht grundsätzlich Handlungsbedarf. Im Gegensatz zu anderen Organismengruppen sind bei Fischen deutliche Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen auf Einzugsgebietsebene bekannt.

Im Zuge der Ist-Bestandserhebung zur so genannten Risikoabschätzung wurde festgestellt, dass möglicherweise bis zu 60 % des Fließgewässernetzes mit einem Einzugsgebiet > 100 km² das Kriterium des „guten ökologischen Zustandes“ gemäß EU-WRRL nicht erfüllen (BMLFUW, 2005a). Die Hauptbelastungen an Österreichs Gewässern sind derzeit primär hydromorphologischer Natur, wobei Kontinuumsunterbrechungen mit fast 40 % den größten Anteil ausmachen (Abb. 3). Die gemeldete Anzahl an fisch-unpassierbaren Querbauwerken im Fließgewässernetz > 100 km² Einzugsgebiet von 3148 (1 pro 3,6 km Flusslauf) weist deutlich schwankende Häufigkeiten in den jeweiligen Einzugsgebieten und Fischregionen auf (BMLFUW, 2005a).

Obwohl die meisten Belastungen nicht isoliert voneinander sondern zumeist in Kombinationen auftreten, stellt die Sanierung des Fließgewässerkontinuums für Fische eine zentrale Aufgabe in Bezug auf die WRRL dar.

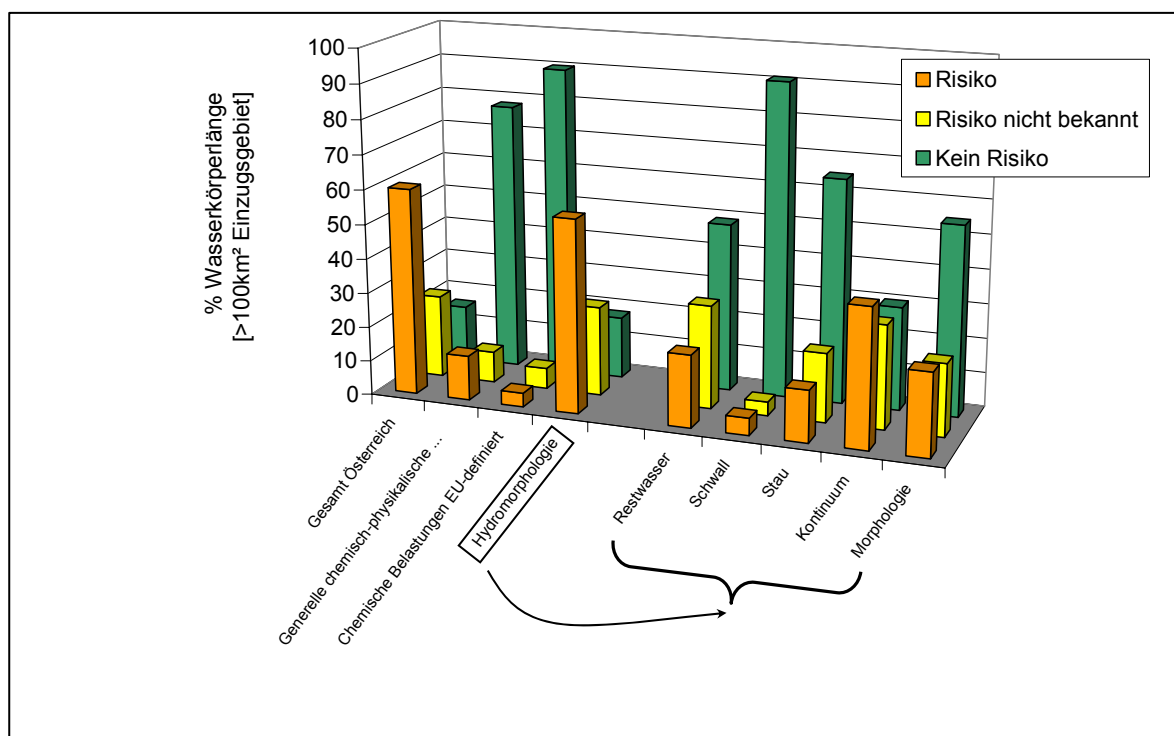


Abb. 3: Belastungstypen österreichischer Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 100km² (Quelle: BMLFUW, 2005a).

2 Ökologische Grundlagen der Fischwanderung

2.1 Anpassung an die „Multi-Dimensionalität“ von Gewässern

Fische haben sich im Laufe ihrer Evolution an die sog. „Vierdimensionalität“ von Fließgewässern angepasst (longitudinale, laterale und vertikale Konnektivität, zeitliche Variabilität der Konnektivität, siehe Abb. 4; Ward, 1989; Jungwirth et al., 2000b) und führen daher in fast allen Altersstadien im Laufe ihres Lebens Wanderungen durch. Generelles Ziel dieser Wanderungen ist es, Ressourcen im Bezug auf Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung, Schutz vor Feinden usw. ideal zu nutzen. Wanderungen von Fischen können daher als adaptives Phänomen gesehen werden, das vor allem der Steigerung von Wachstum, Überleben und Dichte und somit der Produktivität allgemein dient (Northcote, 1978). Wanderungen in ursprünglichen Flusssystemen finden flussauf- und flussabwärts (longitudinal), oder zur Seite (lateral) statt. Innerhalb der meisten europäischen Großeinzugsgebiete (z. B. Donau, Elbe, Rhein) werden von einzelnen Fischarten dabei auch im Zuge der Wanderungen Wechsel zwischen Süß- und Salzwasser-Lebensräumen durchgeführt. Generalisiert lassen sich die im Laufe eines Lebens als auch saisonal durchgeführten Wanderungen als sog. Wanderringe unterschiedlicher Dimension beschreiben (Pavlov, 1989; Abb. 5).

Bekannte Wanderungen von Fischarten sind saisonale Wanderungen (Laichwanderung, Laich-Rückwanderung, Larvalausbreitung durch Drift, Wanderungen in Nahrungshabitate, Wanderungen in Winterhabitate), Wanderungen die durch Katastrophen ausgelöst werden (Verdriftung, Kompensationswanderungen nach Hochwasser, Schutzwanderungen bei Hochwasser oder anderen unvorteilhaften Umweltbedingungen) und tägliche Wanderungen (temperaturbedingt, nahrungsbedingt) sowie Wanderungen unbekannter Ursache (Flussaufwärtswanderung von v. a. juvenilen Fischen im Herbst, usw.) (Lucas & Baras, 2001).

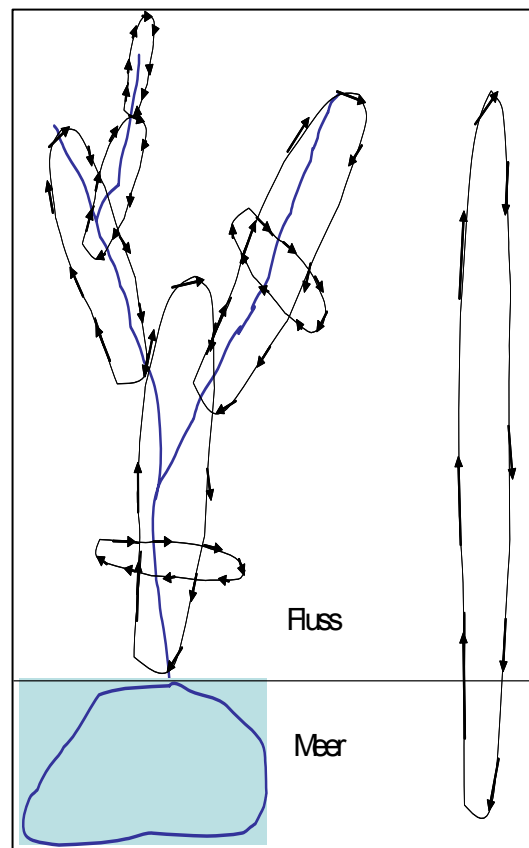


Abb. 4: Das Konzept der Vierdimensionalität von Fließgewässern mit einem longitudinalen, lateralen, vertikalen und temporalen Kontinuum (linke Abb. nach Ward 1989, aus Verdonschot & Nijboer, 2002; rechte Abb. IHG).

Eine allgemeine Charakterisierung nach McKeown (1984) beschreibt die vorherrschenden Wandermuster aller Fische bezüglich ihres Wechsels zwischen Meer- und Süßwasser wie folgt:

- Diadrom: Oberbegriff für alle Wanderbewegungen, die zwischen Meer und Süßwasser wechseln:
- Anadrome Arten: diadrome Arten, die überwiegend im Meer leben und zu ihren Laichplätzen ins Süßwasser wandern.
- Katadrome Arten: diadrome Arten, die überwiegend im Süßwasser leben und zu ihren Laichplätzen ins Meer wandern.
- Amphidrome Arten: diadrome Arten, die während ihres Lebenszyklus regelmäßig vom Meer ins Süßwasser oder umgekehrt wandern, ohne dass diese Wanderungen mit Fortpflanzung verbunden sind.
- Potamodrom: Wanderungen, die sich auf das Süßwasser beschränken.
- Ozeanodrom: Fische, die nur im Meer wandern.

Abb. 5: Generalisierte Wandermuster, sog. „Wanderlinge“, diadromer, anadromer, katadromer, amphidromer und potamodromer Fischarten; ebenfalls dargestellt sind die lateralen Wanderbewegungen mancher Fischarten (nach Pavlov, 1989).



Das räumliche Ausmaß der Wanderungen von Fischen betreffend wurden ursprünglich lediglich „Wanderfische“ von „Standfischen“ unterschieden, wobei als Wanderfische Lachs und Aal galten und allen anderen Arten das Bedürfnis nach Wanderung abgesprochen wurde (Steinmann et al., 1937). Mit dem Abnehmen von Lachs und Aal in energiewirtschaftlich genutzten Flüssen stellte sich vor allem beim Betrieb von Kraftwerken die Frage nach der Sinnhaftigkeit von Fischaufstiegshilfen. Fischökologen begannen daraufhin in den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts an Aare und Rhein mit systematischen Fischpasskontrollen unter Mitwirkung der Kraftwerke (Steinmann et al., 1937). Dabei zeigte sich, dass die als Standfische eingeschätzten Arten Aitel, Nase, Barbe usw. in hohen Stückzahlen durch die Fischaufstiegshilfen flussauf wanderten. Zur dieser Zeit wurden erstmals auch umfangreiche Studien zu den von den unterschiedlichen Fischarten im Zuge ihrer Wanderung zurückgelegten Distanzen durchgeführt (Steinmann, 1924; Steinmann et al., 1937). Ergebnis dieser Studien war 1) dass jede der untersuchten potamodromen Arten in unterschiedlichem Ausmaß Wanderungen durchführt und 2) dass jede Art sich aus standorttreuen Individuen, Mittel- und Langstreckenwanderern zusammensetzt (Steinmann et al., 1937). Basierend auf den zurückgelegten Distanzen wurde für potamadrome Arten von Steinmann et al. (1937) folgende Einstufung vorgenommen:

- „Ortstreue Fische“, die sich nicht mehr als 5 km von ihrem Standort entfernen,
- „Kurzstreckenwanderer“, die bis zu 50 km flussauf- oder flussabwärts ziehen,
- „Langstreckenwanderer“, die mehr als 50 km zurücklegen.

Letztendlich wurden von Waidbacher & Haidvogel (1998) und Schmutz et al. (2000a) alle in Österreich ursprünglichen vorkommenden Fischarten unter Einbeziehung der diadromen Langstreckenwanderer in folgende Wandertypen eingeteilt (Tab. 1):

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

Nach dieser Definition bestand die ursprüngliche Fischfauna Österreichs aus den vier Langstreckenwanderern Hausen, Sternhausen, Waxdick und Aal (alle in ihren ursprünglichen Verbreitungsgebieten in Österreich ausgestorben), 14 Mittelstreckenwanderern (nur zwei nicht in einer Gefährdungskategorie) und 45 Kurzstreckenwanderern (22 in keiner Gefährdungskategorie; Tab. 1). Bisher müssen somit in Österreich fast alle Lang- und Mittelstreckenwanderer und rund 50 % der Kurzstreckenwanderer als durch menschliche Einflüsse deutlich negativ beeinflusst angesehen werden. Weitere detaillierte Informationen zu dokumentierten, von heimischen Fischarten zurückgelegten Wanderdistanzen finden sich in Tab. 2.

Tab. 1: Einstufung der heimischen Flussfischfauna und Neunaugen nach Migrationsgilden, nach Gefährdung (nach Spindler et al., 1997) und Vorkommen in der Donau bzw. in ganz Österreich, adaptiert nach Schmutz et al. (2000a) und Wiesner (unpubliziert), gefährdete Fischarten in rot.

Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	D-hist.	D-akt.	Ö-hist.	Ö-akt.	Spindler et al. (1997)	Rheophilie	Wanderdistanz	Wandertyp	FFH-Arten
Petromyzontidae (Neunaugen)										
1 <i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)	Ukrainisches Bachneunauge	x	x	x	x	stark gefährdet	rheophil A	mittel	potamodrom	x
2 <i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	Bachneunauge	x	x	x	x	gef., st. gef. oder v.A.b	rheophil A	mittel	potamodrom	x
Acipenseridae (Störe)										
3 <i>Acipenser gueldenstaedti</i> Brandt & Ratzburg, 1833	Waxdick	x	ex	x	ex	ausgestorben	rheophil A	lang	potamodrom	
4 <i>Acipenser nudiventris</i> Lovetzky, 1828	Glatttick	x	ex	x	ex	ausgestorben	rheophil A	mittel	potamodrom	
5 <i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	Sterlet	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	mittel	potamodrom	
6 <i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771	Sternhausen	x	ex	x	ex	ausgestorben	rheophil A	lang	anadrom	
7 <i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	Hausen	x	ex	x	ex	ausgestorben	rheophil A	lang	anadrom	
Anguillidae (Aale)										
8 <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Aal			+	x	x	vom Aussterben bedroht	eurytop	lang	katadrom
Salmonidae (Lachse)										
9 <i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	Huchen	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	mittel	potamodrom	x
10 <i>Salmo trutta forma fario</i> Linnaeus, 1758	Bachforelle	x	x	x	x	nicht zuordenbar	rheophil A	kurz	potamodrom	
11 <i>Salmo trutta forma lacustris</i> Linnaeus, 1758	Seeforelle	x	x	x	x	gef., st. gef. oder v.A.b		mittel	potamodrom	
12 <i>Salvelinus alpinus</i> (Linnaeus, 1758)	Seesabling			x	x	gef., st. gef. oder v.A.b				
Coregonidae (Renken)										
13 <i>Formenkreis Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus 1758)	Renken			+	x	x	gef., st. gef. oder v.A.b			potamodrom
Thymallidae (Äschen)										
14 <i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Äsche	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	
Esocidae (Hechte)										
15 <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Hecht	x	x	x	x	gefährdet	eurytop	kurz	potamodrom	
Umbridae (Hundsfische)										
16 <i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792	Hundsfisch	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	stagnophil	kurz	potamodrom	
Cyprinidae (Karpfenfische)										
17 <i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	Zope	x	x	x	x	stark gefährdet	rheophil B	kurz	potamodrom	
18 <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Brachse	x	x	x	x		eurytop	mittel	potamodrom	
19 <i>Abramis sapa</i> (Pallas, 1814)	Zobel	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	
20 <i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	Schneider	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	
21 <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Laube	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
22 <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Schied	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	mittel	potamodrom	x
23 <i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Barbe	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	mittel	potamodrom	
24 <i>Barbus peiponnesius</i> Valenciennes, 1842	Semling	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	kurz	potamodrom	x
25 <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Güster	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
26 <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Karassche	x	x	x	x	stark gefährdet	stagnophil	kurz	potamodrom	
27 <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Giebel	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
28 <i>Chalcaburnus chalcoides mento</i> (Agassiz, 1832)	Seelaube	x	x	x	x		rheophil A	mittel	potamodrom	x
29 <i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Nase	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	mittel	potamodrom	
30 <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Wildkarpfen	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	eurytop	kurz	potamodrom	
31 <i>Gobio albipinnatus</i> Lukash, 1933	Weißflossengründling	x	x	x	x		rheophil A	kurz	potamodrom	x
32 <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	Gründling	x	x	x	x		rheophil A	kurz	potamodrom	
33 <i>Gobio kessleri</i> Dybowski, 1862	Kesslergründling	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	kurz	potamodrom	
34 <i>Gobio uranoscopus</i> (Agassiz, 1828)	Steingrößling	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	kurz	potamodrom	x
35 <i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Moderlieschen	x	x	x	x	gef., st. gef. oder v.A.b	stagnophil	kurz	potamodrom	
36 <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Aitel	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
37 <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Nerling	x	x	x	x	stark gefährdet	rheophil A	mittel	potamodrom	
38 <i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Hasel	x	x	x	x		rheophil A	kurz	potamodrom	
39 <i>Leuciscus souffia agassizi</i> Valenciennes, in Cuvier & Valenciennes, 1844	Strömer	x	x	x	x	stark gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	x
40 <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Siching	x	x	x	x	potentiell gefährdet	eurytop	mittel	potamodrom	
41 <i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Eitrine	x	x	x	x	gefährdet	eurytop	kurz	potamodrom	
42 <i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch 1782)	Bitterling	x	x	x	x	gefährdet	stagnophil	kurz	potamodrom	x
43 <i>Rutilus frisii meidingeri</i> (Heckel, 1852)	Perflisch	x	x	x	x	gef., st. gef. oder v.A.b	rheophil B	kurz	potamodrom	x
44 <i>Rutilus pigus virgo</i> (Heckel, 1852)	Frauennerling	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	kurz	potamodrom	x
45 <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Rotauge	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
46 <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Rotfeder	x	x	x	x	potentiell gefährdet	stagnophil	kurz	potamodrom	
47 <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Schleie	x	x	x	x	potentiell gefährdet	stagnophil	kurz	potamodrom	
48 <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	Rußnase	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	
Balitoridae (Bachschmerlen)										
49 <i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	Bachschmerle	x	x	x	x		rheophil A	kurz	potamodrom	
Cobitidae (Schmerlen)										
50 <i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	Steinbeißer	x	x	x	x	gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	x
51 <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Schlammpeitzger	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	stagnophil	kurz	potamodrom	x
52 <i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922)	Goldsteinbeißer	x	x	x	x	potentiell gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	
Siluridae (Welse)										
53 <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Wels	x	x	x	x	stark gefährdet	eurytop	kurz	potamodrom	
Gadidae (echte Dorsche)										
54 <i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Aalrutte	x	x	x	x	stark gefährdet	eurytop	mittel	potamodrom	
Gasterosteidae (Stichlingsfische)										
55 <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Dreistachliger Stichling			o						
Percidae (echte Barsche)										
56 <i>Gymnocephalus baloni</i> Holcik & Hensel, 1974	Donaukaulbarsch	x	x	x	x	potentiell gefährdet	rheophil B	kurz	potamodrom	
57 <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	Kaulbarsch	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
58 <i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Schrätzer	x	x	x	x	potentiell gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	x
59 <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Flußbarsch	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
60 <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Zander	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
61 <i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788)	Wolgazander	x	x	x	x	gef., st. gef. oder v.A.b	eurytop	kurz	potamodrom	
62 <i>Zingel streber</i> (Siebold, 1863)	Streber	x	x	x	x	vom Aussterben bedroht	rheophil A	kurz	potamodrom	x
63 <i>Zingel zingel</i> (Linnaeus, 1766)	Zingel	x	x	x	x	potentiell gefährdet	rheophil A	kurz	potamodrom	
Gobiidae (Grundeln)										
64 <i>Neogobius kessleri</i> (Günther, 1861)	Kesslergrundel			E			eurytop	kurz	potamodrom	
65 <i>Protorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)	Marmorierte Grundel	x	x	x	x		eurytop	kurz	potamodrom	
Cottidae (Koppen)										
66 <i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	Koppe	x	x	x	x		rheophil A	kurz		x
Artenanzahl		61	65	64	66	48				17
ex...extinktiert o...durch Besatzmaßnahmen E...unbeabsichtigte Einschleppung +...in Österreich heimisch, aber in der Donau standortfremd x...autochthones Vorkommen										

Tab. 2: Maximale Wanderdistanzen der in Österreich heimischen Fischarten, unter Angabe der Wanderrichtung (↑↓...Wanderung ohne eindeutige Richtungsangabe, ↑...eindeutig flussaufwärtsgerichtete Wanderung, ↓...eindeutig flussabwärtsgerichtete Wanderung) und des Wandertyps (L...Laichwanderung, NL...Nachlaichwanderung, Na...Nahrungswanderung, W...Winterwanderung, S...Sonstige Wanderung unbekannter Ursache).

Familie/Fischart/Autor	Max. Wanderdistanz [km]	Richtung	Zeitbereich	Typ
Neunaugen				
Europäisches Bachneunauge				
Lucas et al. (1998)	einige km	↑	Gesamt	L
Störe				
Waxdick				
Reinartz (2003)	2381	↑	Gesamt	L
Glatttick				
Reinartz (2003)	1900	↑	Gesamt	L
Sterlet				
Reinartz (2003)	322	↑↓	Gesamt	S
Sternhausen				
Reinartz (2003)	2400	↑	Gesamt	L
Hausen				
Lucas & Baras (2001)	2500	↑	Gesamt	L
Reinartz (2003)	2320	↑	Gesamt	L
Aale				
Aal				
Spindler (1997)	>1100	↑	Gesamt	Na
	>1100	↓	Gesamt	L
Lachsartige				
Bachforelle				
Linloekken (1993)	122	↑	Gesamt	L/Na
Arnekleiv & Ronning (2004)	28	↑	Gesamt	L
Northcote (1992)	33	↑↓	Gesamt	S
Ovidio & Philippart (2002)	30	↑	Gesamt	L
Stahlberg-Meinhardt (1994)	20	↑	Gesamt	S
Clapp et al. (1990)	33,4	↑	Gesamt	S
Rustadbakken et al. (2004)	20	↑	Gesamt	L
Garrett & Bennett (1995)	11,1	↑↓	Gesamt	S
Young (1994)	23-96	↑↓	Gesamt	S
Meyers et al. (1992)	50	↑	Gesamt	L
Ovidio et al. (1998)	23	↑	Gesamt	L
Seeforelle				
Lucas & Baras (2001)	mehrere km	↑	Gesamt	L
Lorenz (1897/98)	140 km	↑	Gesamt	L
Huchen				
Holcik (1990)	25	↑	Gesamt	L
Waidbacher & Haidvogel (1998)	>30	↑↓	Gesamt	L/Na
Holcik et al. (1988)	40 - (max. 190?)	↑	Gesamt	L
Äschen				
Äsche				
Nykänen et al. (2001)	5,5	↑	Gesamt	S
	15	↓	Gesamt	S
Parkinson et al. (1999)	5	↑	Gesamt	L
	5	↓	Gesamt	NL
Guthruf (1996)	9,6	↑	Gesamt	S
	11,9	↓	Gesamt	S
Lucas & Baras (2001)	3 - 100	↑↓	Gesamt	L/W
Lucas et al. (1998)	1-5	↑	Gesamt	L
Linloekken (1993)	120	↑	Gesamt	L/Na
Woolland (1972)	1-10	↑↓	Gesamt	S
Zakharchenko (1973)	mehrere km	↑↓	Gesamt	S
Northcote (2000)	5	↑	Gesamt	S
Gustafson (1949)	12	↑	Gesamt	L

Fortsetzung Tabelle 2

Familie/Fischart/Autor	Max. Wanderdistanz [km]	Richtung	Zeitbereich	Typ
Hechte				
Hecht				
Ovidio & Philippart (2005)	15,7	↑	Gesamt	L
	20	↓	Gesamt	NL
Ovidio & Philippart (2002)	20	↑	Gesamt	L
Finke (Finke, 1966)	8	↑	Gesamt	S
Priegel (1968)	56	↑	Gesamt	S
Lucas & Baras (2001)	6	↑	Gesamt	S
Lucas et al. (1998)	einige km	↑	Gesamt	L
Steinmann et al. (1937)	48	↑	Gesamt	S
	50	↓	Gesamt	S
Karpfenartige				
Brachse				
Caffrey et al. (1996)	14	↑↓	Gesamt	S
Donnley et al. (1998)	6	↑↓	Gesamt	S
Rosengarten (1954)	10	↑	Gesamt	S
Steinmann et al. (1937)	58	↑	Gesamt	S
	75	↓	Gesamt	S
Lucas et al. (1998)	5-60	↑	Gesamt	L
	3	↑↓	Gesamt	Na
Güster				
Steinmann et al. (1937)	6	↑	Gesamt	S
	12	↓	Gesamt	S
Schneider				
Libosvasky et al. (1966)	0,03-0,6	↑↓	Gesamt	S
Laube				
Zitek & Schmutz (2004)(2004)	12	↑	Gesamt	L
Libosvasky et al. (1966)	0,6	↑↓	Gesamt	S
Schied				
Fredrich (2003)	166	↑	Gesamt	L
	166	↓	Gesamt	NL
Barbe				
Lucas & Batley (1996)	19	↑	Gesamt	L
Steinmann et al. (1937)	318	↑	Gesamt	S
	294	↓	Gesamt	S
Ebel (2002)	9-16	↑	Gesamt	L
Lucas & Frear (1997)	20	↑	Gesamt	L
Lucas et al. (1998)	2-20	↑	Gesamt	L
Hunt & Jones (1973)	34	↑	Gesamt	S
	21	↓	Gesamt	S
Margreiter (1935a)	>100	↑	Gesamt	L
Nase				
Steinmann et al. (1937)	140	↑	Gesamt	S
	446	↓	Gesamt	S
Reinartz (1997)	34	↑↓	Gesamt	S
Lucas & Baras (2001)	>100	↑	Gesamt	L
Ahnelt & Keckeis (1994)	4	↑	Gesamt	L
Huber & Kirchhofer (1997)	2,5	↑	Gesamt	S
Huber & Kirchhofer (1998)	11,3	↑↓	Gesamt	S
Karpfen				
Crook (Crook, 2004)	3	↑↓	Gesamt	S
Steinmann et al. (1937)	11	↑	Gesamt	S
Giebel				
Slavik & Bartos (2004)	85	↓	Gesamt	S
	2	↑	Gesamt	S
Gründling				
Libosvasky et al. (1966)	0,03-0,61	↑↓	Gesamt	S
Zitek & Schmutz (2004)	9,5	↑	Gesamt	L

Fortsetzung Tabelle 2

Familie/Fischart/Autor	Max. Wanderdistanz [km]	Richtung	Zeitbereich	Typ
Hasel				
Steinmann et al. (1937)	5	↑	Gesamt	S
Clough et al. (1998)	≤ 0,2	↑	Gesamt	NL
	3,5-14	↓	Gesamt	NL
Clough & Ladle (1997)	0,3-0,7	↑↓	Täglich	S
Lucas et al. (1998)	3-15	↑	Gesamt	L
Clough & Beaumont (1998)	3,3	↑	Gesamt	S
	9,1	↓	Gesamt	S
Lucas & Baras (2001)	10-21	↑	Gesamt	L
Frauennerfling				
Steinmann et al. (1937)	50	↑	Gesamt	S
Nerfling				
Steinmann et al. (1937)	82	↑	Gesamt	S
	105	↓	Gesamt	S
Winter & Fredrich (2003), Fredrich (2003)	>100	↑↓	Gesamt	L/W
Lucas et al. (1998)	22	↑	Gesamt	L
Aitel				
Lucas & Baras (2001)	13	↑	Gesamt	L
Lucas et al. (1998)	20	↑	Gesamt	L
Fredrich et al. (2003)	25	↑	Gesamt	L
	15	↓	Gesamt	NL
Steinmann et al. (1937)	169	↑	Gesamt	S
Elritze				
Lucas et al. (1998)	0,3 -1	↑	Gesamt	L
Rotauge				
Baade & Fredrich (1998)	6,4	↑	Gesamt	S
	10	↓	Gesamt	L/NL?
Lucas et al. (1998)	0,1-5	↑	Gesamt	L
Steinmann et al. (1937)	72	↓	Gesamt	S
Geeraerts et al. (2007)	6,5	↑	Gesamt	L
Geeraerts et al. (2007)	6,5	↓	Gesamt	NL
Rotfeder				
Steinmann et al. (1937)	< 5	↑↓	Gesamt	S
	66	↓	Gesamt	S
Schleie				
Steinmann et al. (1937)	125	↓	Gesamt	S
Bartgrundeln				
Bachscherle				
Gebler (1991)	1,5	↓	Gesamt	A
Libosvsky et al. (1966)	0,2	↓	Gesamt	S
Dorsche				
Aalrutte				
Lucas & Baras (2001)	125	↑	Gesamt	L
Stichlinge				
Dreistacheliger Stichling				
Lucas et al. (1998)	15	↑	Gesamt	L
Hagen (1967)	2,4	↑↓	Gesamt	S
Barsche				
Flussbarsch				
Steinmann et al. (1937)	< 5	↑↓	Gesamt	S
Bruylants et al. (1986)	3,8	↑	Gesamt	S
Zander				
Steinmann (1937)	< 5	↑	Gesamt	S
	50	↓	Gesamt	S
Koed et al. (2002)	44	↑	Gesamt	L
Koed et al. (2000)	36,4	↑	Gesamt	L
	36,4	↓	Gesamt	Na
Lucas et al. (1998)	38	↑	Gesamt	L
Lucas & Baras (2001)	38	↑	Gesamt	S

Fortsetzung Tabelle 2

Familie/Fischart/Autor	Max. Wanderdistanz [km]	Richtung	Zeitbereich	Typ
Zingel				
Zitek & Schmutz (2004)	10	↑	Gesamt	S
Koppen				
Koppe				
Stahlberg-Meinhardt (1994)	0,8	↑	Gesamt	S
Lucas et al. (1998)	Einige km	↑	Gesamt	S
Libosvsky et al. (1966)	0,6	↑↓	Gesamt	S
Fischer (Fischer, 1998)	0,3	↑	Gesamt	S
Welse				
Wels				
Lucas et al. (1998)	kurze Distanzen	↑	Gesamt	L
Schmerlen				
Steinbeißer				
Lelek (1987)	0,5-10	↑↓	Gesamt	S
Lucas et al. (1998)	0,2-0,8	↑	Gesamt	L
Schlammpeitzger				
Meyer & Hinrichs (2000)	0,3	↑↓	Gesamt	S

2.2 Typen von Wanderungen

Generell lassen sich großräumige Wanderungen von Fischen („migrations“) von kürzeren (Wander)-Bewegungen („movements“) unterscheiden. Wanderungen („migrations“) sind dabei eine bestimmte Art von Bewegungsmuster („movements“), die in saisonaler Abhängigkeit regelmäßig stattfinden und von einem Großteil der Population durchgeführt werden. Wanderungen finden zwischen zwei oder mehreren Habitaten, von einem lokalen Gebiet zu einem anderem, statt. Eine „echte“ Wanderung besteht nur dann, wenn eine Rückwanderung zum Ursprungsgebiet erfolgt (Northcote, 1978; Dingle, 1996). Massenvanderungen heimischer Arten, wie Barbe, Nase, Aitel, aber auch Huchen sind historisch vor allem für die Donau (Danner, 1884; Scheuring, 1949b; Reinartz, 1997), Inn und Drau (Margreiter, 1935a; b) aber auch für andere europäische Fließgewässer z. B. Mosel (Rosengarten, 1954) oder Rhein (Hofer, 1906; Lelek & Buhse, 1992) bekannt.

Allen Wanderbewegungen liegt ein Wechsel zwischen tageszeitlich bzw. saisonal optimalen Habitaten zugrunde, die das Überleben und Wachstum bzw. Reproduktion maximieren sollen (Northcote, 1978; 1984). Dabei werden von Fischen Wanderbewegungen vor allem in Richtung flussauf, flussab und seitlich durchgeführt (siehe Abb. 6). Generell lässt sich zwischen folgenden Wandertypen unterscheiden:

- Laichwanderungen in Reproduktionsareale (zumeist flussauf bzw. seitlich),
- Nachlaichwanderungen (von den Laichplätzen zurück an den Ausgangsort oder auf Nahrungshabitate),
- Nahrungswanderungen (flussab, flussauf, seitlich),
- Abdrift (flussab),
- Kompensationswanderungen (zumeist flussauf),
- Überwinterungswanderungen (zumeist flussab, manchmal auch seitlich),
- Bestandesdichtenausgleich (flussauf, flussab),
- Neu- und Wiederbesiedelungswanderungen (flussauf und flussab),
- Fluchtwanderungen/Ausweichwanderungen bei sich verschlechternden Umweltbedingungen (z. B. bei Trockenheit in tiefere Bereiche, bei Temperaturerhöhung in heißen Sommern)

in Bereiche mit Grundwasserspeisung, zumeist flussab oder seitlich, manchmal auch flussauf),

- Wanderungen ungeklärter Motivation.

Je nach Altersstadium, gegebenen Umweltbedingungen bzw. Jahreszeit dominieren dabei je nach Fischregion unterschiedliche Wanderphänomene. Detaillierte Beschreibungen solcher Wandermuster finden sich in Lucas & Baras (2001a).

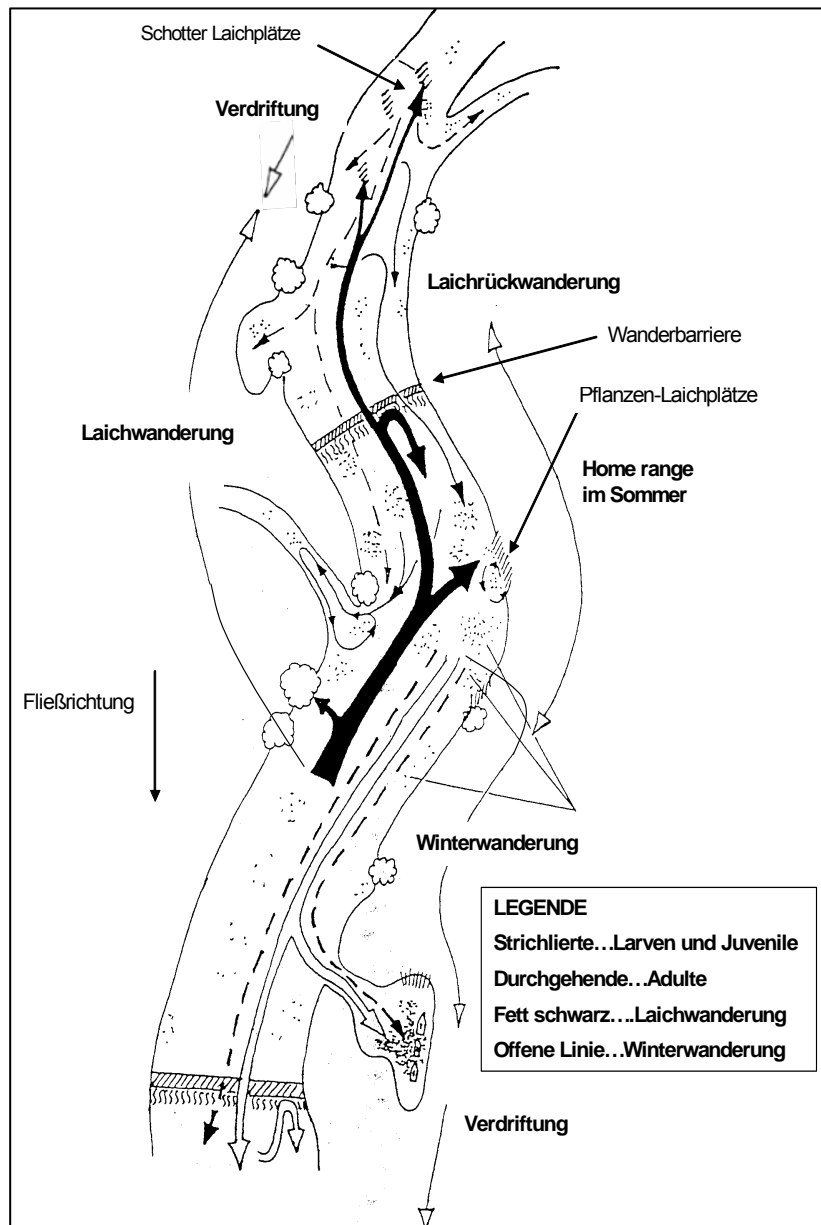


Abb. 6: Typische Wanderbewegungen unterschiedlicher Altersstadien innerhalb des „Home range“ einer Fischpopulation, nach Lucas et al. (1998).

Wanderbewegungen lassen sich einerseits in absolut zurückgelegten Maximaldistanzen ausdrücken, aber auch in sog. „Home-ranges“ (Gerking, 1953). Der „Home range“ umfasst dabei das gesamte Areal, das eine Fischart über alle Altersstadien auf der Suche nach den unterschiedlichen benötigten bzw. optimalen Habitattypen bezüglich Nahrungsaufnahme, Reproduktion, Rast, Versteck, Überwinterung usw. im saisonalen/täglichen Verlauf bewandert (Abb. 6). Der „Home-range“ einer Fischart kann auch saisonal und je Altersstadium betrachtet werden und hängt generell von der Habitat- und Nahrungsverfügbarkeit im betreffenden Flussabschnitt ab (Lucas et al., 2000; Penáz et al., 2002). Für adulte Nasen ist beispielsweise der sommerliche „Home-range“ größer als der im Winter (Huber & Kirchhofer, 1998). Auch bei der Äsche wurden deutliche saisonale Unterschiede

in den „Home-ranges“ festgestellt (beispielsweise eine Zunahme des „Home-range“ von 50 m vor der Laichzeit auf rund 5 km in der Laichzeit; Parkinson et al., 1999).

Auch unterteilen sich Populationen in Gruppen unterschiedlichen Wanderverhaltens (Hack & Rubenstein, 2001), oftmals als „mobile“ bzw. „standortreue“ Komponente der Population bezeichnet (Stott, 1967). Dass diese Gruppen in unterschiedlichem Ausmaß bei Populationen vorhanden sein können, wurde bereits für Aitel (Steinmann et al., 1937; Fredrich et al., 2003), Barbe (Penáz et al., 2002), Nase (Steinmann et al., 1927, Huber & Kirchhofer, 1998), Nerfling (Winter & Fredrich, 2003) und Schied (Fredrich, 2003) nachgewiesen (siehe auch Tab. 3). Auch bei der an sich als relativ standortreu eingestuft Bachforelle beobachteten Ovidio et al. (1998), dass 7 von 9 Bachforellen (78 %) zwischen 5,6 -22,95 km flussauf in Zubringer zum Laichen wanderten; diese Unterschiede in den Wanderdistanzen in Bachforellenpopulationen (von wenigen 100 m bis 33 km) sind seit längerem bekannt (Northcote, 1992). Bei Markierungsversuchen an der Mur wurde belegt, dass 92 % der direkt aus dem Unterwasser eines Wehres stammenden Bachforellen mit einer Länge > 300 mm auch über die dortige Fischaufstiegshilfe wanderten, wohingegen über weitere Distanzen (~ 2 km) zuwandernde Fische nur zu rund 17 % aufstiegen (Tazber, 2006). Im Fall der Äsche stiegen 38 % der Fische > 300 mm aus dem direkt unterhalb des Wehres gelegenen Bereich auf, während aus weiter entfernten Bereichen rund 26 % stammten.

Dass der Anteil der unterschiedlichen Komponenten in einer Population auch durch das Habitatangebot beeinflusst wird, ist ebenfalls bekannt; mit abnehmender Habitatvielfalt wurde z. B. bei der Barbe ein Zunehmen des mobilen Anteils beobachtet (Penáz et al., 2002).

Vor allem hinsichtlich des Wiederbesiedlungspotentiales für neu geöffnete Lebensräume gilt dem mobilen Anteil von Fischpopulationen besonderes Augenmerk. Diese Individuen erschließen durch oftmals ungerichtete, aber ausgedehnte Wanderbewegungen neu verfügbare bzw. entlegene Lebensräume (Lonzarich et al., 1998) und sind somit insbesondere für den Erhalt der Metapopulationsstruktur¹ von Populationen ausschlaggebend (Schlosser, 1995; Hanski, 1999) bzw. für den genetischen Austausch zwischen den Subpopulationen und die Neugründung von Populationen von immenser Bedeutung (Penáz et al., 2002; Dingle & Drake, 2007).

Auch von klimatischen Bedingungen ist bekannt, dass sie das Ausmaß von Wanderungen zum Teil deutlich beeinflussen (Lucas & Baras, 2001). Von Bachforellen und Äschen wird angenommen, dass diese unter harten Lebensbedingungen (siehe auch Kap. 2.3.3 „Nah-

¹ Eine Metapopulation beschreibt eine Gruppe von Teilpopulationen (Subpopulationen), die untereinander einen eingeschränkten Genaustausch haben. Dabei besteht die Möglichkeit, dass Subpopulationen aussterben (lokale Extinktion) und an gleicher oder anderer Stelle Subpopulationen durch Neu- bzw. Wiederbesiedlung entstehen (lokale Kolonisation). Das Aussterben von Subpopulationen kann u.U. durch Immigration von Individuen aus anderen Subpopulationen verhindert werden (rescue-effect). Mit Hilfe des Begriffs der Metapopulation lassen sich in der Populationsbiologie Vorgänge beschreiben, die sich zum einen auf einzelne Subpopulationen beziehen, zum anderen auf die Interaktionen mehrerer dieser Subpopulationen untereinander. Auf diese Weise entsteht eine mosaikartige Darstellung der Populationsdynamik, auf deren Basis der Genfluss ermittelt werden kann. Daneben findet die Metapopulationsökologie im Naturschutz Anwendung, da sich mit ihr Prozesse in fragmentierten Landschaften beschreiben lassen. (Aus: Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. Bearbeitungsstand: 16. November 2007, 18:46 UTC. URL: <http://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Metapopulation&oldid=39046000>; Abgerufen: 27. November 2007, 22:18 UTC).

rungswanderungen“) in nördlicheren Breitengraden aufgrund eingeschränkter Habitat- und Nahrungsverfügbarkeit zu deutlich gesteigerten Wanderdistanzen neigen (Linlokken, 1993; Northcote, 1997; Lucas & Baras, 2001). Wanderdistanzen der Aalrutte von 125 km in Alaska werden ebenfalls auf die dort strengen Umweltbedingungen zurückgeführt (Lucas & Baras, 2001), Nahrungsmangel z. B. beim Zander als Grund für die Winterabwanderung angenommen (Koed et al., 2000).

Tab. 3: Relativer Anteil der mobilen und standorttreuen Komponente (Kurzstreckenwanderer und Langstreckewanderer bzw. Standorttreue) von unterschiedlichen Fischarten (unter Angabe der Gesamtanzahl der beobachteten Fische, des Flusses und der Autoren).

Wandertyp	Mobile Komponente				Standorttreue Komponente		Gesamt - Fischanzahl	Fluss	Autor
	Kurzstreckenwanderer		Langstreckenwanderer		%	Distanzen			
Fischart	%	Distanzen	%	Distanzen	%	Distanzen			
Aitel	52	5-50 km	7	> 50 km	41	< 5 km	21	Donau, D/Ö	Steinmann et al. (1937)
Barbe	28	5-50 km	24	> 50 km	48	< 5 km	216	Donau, D/Ö	
Nase	36	5-50 km	23	> 50 km	42	< 5 km	151	Donau, D/Ö	
Brachse	25,5	5-50 km	4,5	> 50 km	70	< 5 km	47	Donau, D/Ö	
Nerfling	22	5-50 km	24	> 50 km	44	< 5 km	9	Donau, D/Ö	
Russnase	-	-	-	-	100	< 5 km	5	Donau, D/Ö	
Schied	-	-	-	-	100	< 5 km	2	Donau, D/Ö	
Barsch	-	-	-	-	100	< 5 km	2	Donau, D/Ö	
Hecht	100	5-50 km	-	-	-	-	3	Donau, D/Ö	
Rotfeder	-	-	-	-	100	< 5 km	1	Donau, D/Ö	
Frauennerfling	100	5-50 km	-	-	-	-	1	Donau, D/Ö	
Karpfen	-	-	-	-	100	< 5 km	1	Donau, D/Ö	
Bachforelle	78	5,6-22,95 km	-	-	22	< 5 km	9	Ourthe, B	
Bachforelle	79	5,2-20 km	-	-	21	< 5 km	34	Brumunda, N	Rustadbakken et al. (2004)
Bachforelle	43	12,5-28	-	-	57	< 10 km	28	Nea, N	Arnekleiv & Ronning (2004)
Schied	71	3-40 km	15	40-166 km	15	< 3 km	34	Elbe, D	Fredrich (2003)
Nerfling	38	5-50 km	46	50-187 km	16	< 5 km	24	Elbe, Vecht, D	Winter & Fredrich (2003)
Barbe	69	5-50 km	längere Wanderungen durch Wehre unterbunden		32	< 5 km	31	Nidd, F	Lucas & Batley (1996)
Rotaug	28	5-10 km	-		72	< 5 km	39	Spree, D	Baade & Fredrich (1998)
Nase	40	5-50 km	längere Wanderungen durch Wehre unterbunden		60	< 5 km	21	Aare, CH	Huber & Kirchofer (1998)
Barbe	30	< 5 km	längere Wanderungen durch Wehre unterbunden		70	< 1 km	149	Jihlava, Cz	Penaz et al. (2002)

2.3 Typische Fischwanderungen

2.3.1 Laichwanderungen

Eine der wichtigsten Wanderungsarten ist jene, die der Reproduktion dient und damit eine spezielle Form des Wechsels zwischen unterschiedlichen Teillebensräumen darstellt. Häufig werden dabei die Winterhabitate bei steigenden Temperaturen im Frühjahr verlassen, um bestimmte Laichplätze zur Fortpflanzung aufzusuchen. Zu diesem Zweck ziehen die Fische häufig flussauf oder in Nebengewässer, wo sie im Normalfall optimale Bedin-

gungen für die Fortpflanzung vorfinden. Zu den Wanderungen, die vor allem entlang der longitudinalen Fluss-Achse stattfinden, zählen z. B. die Laichwanderungen der störrischen Langstreckenwanderer mit Distanzen über 2000 km, die Wanderungen der rheophiler Kieslaicher Aitel, Barbe, Nase oder Huchen über mittlere Distanzen und die Wanderungen von Bachforelle und Äsche über meist kürzere Distanzen (5-50 km). Die Bachforelle bevorzugt dabei häufig kleinere Zubringer zum Laichen, die Äsche hingegen den Hauptfluss (Parkinson et al., 1999).

Manche Fischarten, wie Hecht und Karpfen, führen jedoch auch seitliche Laichwanderungen durch, da sie zum Laichen auf flussnahe Überschwemmungsflächen angewiesen sind. Der Verlust lateraler Überschwemmungsflächen führte bei diesen Arten zu einem dramatischen Rückgang. Doch auch das ganze Jahr über in Stauräumen lebende Fischarten verlassen im Frühjahr regelmäßig diesen Lebensraum in Richtung flussauf liegender Fließstrecken, wie dies Hladik & Kubecka (2003) beschreiben. Genannte Autoren unterscheiden basierend auf Untersuchungen von Fischwanderungen an der Stauwurzel eines Stauraumes ausschließlich in fließenden Bereichen laichende Arten (Aitel, Laube, Schied und Güster) von solchen, die sowohl in der Fließstrecke als auch im Stauraum laichen (Brachse, Rotaugen, Flussbarsch, Hecht und Kaulbarsch) und letztlich jenen, die definitiv nicht in Bereichen der Fließstrecke ablaichen (Karpfen, Zander und Wels).

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass manche Fischarten mehrmals im Jahr Laichwanderungen durchführen (Hladik & Kubecka, 2003) bzw. verschiedene Teile einer Population zu unterschiedlichen Zeitpunkten laichen (Fredrich et al., 2003). Hladik & Kubecka (2003) dokumentierten dieses Verhalten vor allem bei Aitel, Brachse und Laube. Bei Driftuntersuchungen am Marchfeldkanal, Niederösterreich, wurde für Aitel, Barbe, Brachse, Gründlingsarten, Laube, Marmorgrundel, Nerfling, Rotaugen und Schied anhand wiederholt in der Drift auftretender früher Entwicklungsstadien von Fischlarven der Nachweis mehrmaligen bzw. länger andauernden Ablaichens erbracht (Zitek et al., 2004c) (Tab. 4).

Tab. 4: In der Drift nachgewiesene Stadien (L...Larvenstadien 1-6, J...Juvenilstadien 1-2) und Häufigkeit des Auftretens früher Larvenstadien in der Drift als Nachweis mehrmaligen Ablaichens zwischen Mai und August im Jahr 1996; (Zitek et al., 2004c).

Species	L1-L2	L3-L6	J1-J2	Anzahl von Laichschüben oder kontinuierliche Laichaktivität
Aitel	x	x	-	3
Barbe	x	x	-	kontinuierlich
Brachse	x	x	x	3
Gründlinge	x	-	-	3
Laube	x	x	-	3
Marmorgrundel	keine Stadienbestimmung			kontinuierlich
Nerfling	x	-	-	2
Rotaugen	x	x	x	>3 bis kontinuierlich
Schied	-	x	x	2

In engem Zusammenhang mit der Laichwanderung steht der Begriff des sogenannten „Homing“. Obwohl diese Bezeichnung manchmal in unterschiedlichen Zusammenhängen gebraucht wird (zum Beispiel bezüglich der Rückkehr von Fischen zu ihren Habitaten nach Hochwasser-Abdrift oder Flussabwärtsverfrachtung; Stott et al., 1963), bezieht sich dieser Begriff primär auf die Rückkehr der Laichfische an ihren Geburtsort (Lucas & Baras, 2001).

Ökologisch betrachtet dient das „Homing“ vor allem dazu, gute Reproduktionsareale wieder aufzufinden bzw. das Eintreffen von Fischen an Laichplätzen zu synchronisieren was die Wahrscheinlichkeit erfolgreicher Reproduktion erhöht (McDowall, 2001).

Der „Homing-Effekt“ ist für Salmoniden seit längerer Zeit bekannt (Youngson et al., 1994; McDowall, 2001). Bei Cypriniden liegen in zunehmendem Maße für Arten wie Aitel (Fredrich et al., 2003), Nase und Barbe (Keckeis, 1991; Zitek & Unfer, unpublizierte Daten) und Rotaugen (Diamond, 1985; Labeelund & Vollestad, 1985) Befunde vor, die ebenfalls auf ein ausgeprägtes „Homing“ schliessen lassen. Bereits Margreiter (1935a) spricht von der „ersten Hochzeitsfahrt der Barben auf die Laichstätten, denen sie selbst entstammen“.

Nicht alle Individuen kehren zu ihrem Geburtsort zurück, sondern ein bestimmter Anteil der Population wandert an andere Orte, um eventuell verfügbare neue Lebensräume zu erschließen; diese Fische werden auch als sog. „Strayer“ bezeichnet (Quinn, 1984; McDowall, 2001). Es wird angenommen, dass sich die Prozentsätze von Gruppen der beiden Verhaltensweisen innerhalb einer Population in einem dynamischen Gleichgewicht befinden, was als eine Anpassung an eine sich ändernde Umwelt bzw. zur Erhöhung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen anzusehen ist (McDowall, 2001). Es ist davon auszugehen, dass dadurch letztlich die Populationsdynamik einer Fischart auch auf größerer räumlicher Maßstabsebene (Stichwort „Metapopulation“, Erläuterungen siehe Seite 24) deutlich beeinflusst wird (Rieman & Dunham, 2000).

2.3.2 Nachlaichwanderung (Laichrückwanderung)

Nach der Flussaufwärtswanderung zum Laichen erfolgt häufig sehr bald eine flussabwärtsgerichtete Rückwanderung zu Nahrungshabitaten. Diese wichtige Subform der Laichwanderung wird auch als Nachlaichwanderung bezeichnet (Clough & Beaumont, 1998; Arnekleiv & Ronning, 2004). Ovidio & Philippart (2002) beschreiben flussabwärtsgerichtete Nachlaichwanderungen von Bachforelle, Äsche, Hecht und Barbe. Für den Hecht wird eine flussabwärtsgerichtete Wanderung von 20 km nach dem Laichen im Frühjahr beschrieben (Ovidio & Philippart, 2005). Beim Aitel sind Laichrückwanderungen von bis zu 15 km (Fredrich et al., 2003), für die Äsche von bis zu 5 km (Parkinson et al., 1999) zum exakten Ausgangsort bekannt. Bei Bachforellen wurden ebenfalls flussabwärtsgerichteten Laichrückwanderungen von rund 20 km beobachtet (Rustadbakken et al., 2004). Für Huchen, Barbe und Nase aus der Donau im Bereich der Wachau ist belegt, dass diese nach dem Laichen sehr bald die in den Zubringern aufgesuchten Laichplätze wieder in Richtung flussab verlassen (Zitek, unpublizierte Daten). Dabei wurden Distanzen von mehr als 30 km zurückgelegt, und zum Teil dieselben Standorte in der Donau wieder aufgesucht, von denen die Wanderungen ihren Ausgang nahmen (Unfer et al., 2003).

2.3.3 Nahrungswanderungen

Fische unternehmen regelmäßig Wanderungen in Gebiete mit guter Nahrungsbasis. Häufig liegen die Nahrungsgründe nicht in denselben Gewässerteilen wie z. B. die Laichplätze, weshalb einerseits Adultfische nach dem Laichen in Nahrungshabitate wandern (Lucas et al., 1998b; Lucas & Baras, 2001), andererseits z. B. bereits frühe Larven bald nach dem Schlüpfen durch Drift geeignete Nahrungsgründe in flussabwärts gelegenen Flussabschnitten aufsuchen (Pavlov, 1994; siehe auch Kap. 2.3.4 „Abdrift“). Koed et al. (2000) beschreiben z. B. flussabwärtsgerichtete Nahrungswanderungen des Zanders von rund 36 km im Winter in Zusammenhang abnehmender Dichte von Futterfischen. Lucas et

al. (1998) beschreiben Nahrungswanderungen der Brachse von rund 3 km. Für Bachforelle und Äsche wurden in einem norwegischen Flusssystem flussaufwärtsgerichtete Nahrungswanderungen von rund 120 km festgestellt (Linlokken, 1993). Wanderungen zwischen Nahrungs- und Schutzhabitaten werden sowohl von Juvenilen als auch Adulten zum Teil täglich vollzogen (Clough & Ladle, 1997; Lucas et al., 1998b; Baras & Nindaba, 1999).

2.3.4 Abdrift

Durch Untersuchungen jüngster Zeit ist bekannt, dass nahezu alle in österreichischen Flüssen heimischen Fischarten im larvalen bzw. juvenilen Stadium flussabwärtsgerichtete Wanderungen durchführen (Pavlov et al., 2002; Zitek et al., 2004c; Zitek et al., 2004d), die der Erschließung von neuem Lebensraum und vor allem der Suche nach Habitaten für das Heranwachsen dienen. Die Verfügbarkeit adäquater Lebensräume für die Larven der betreffenden Fischarten flussab der Laichplätze ist daher für den Erhalt gesunder Populationen eine Notwendigkeit (Hofer & Kirchhofer, 1996). Wichtige Merkmale der flussabwärtsgerichteten Wanderung sind deren saisonale bzw. tägliche Periodizität bzw. die räumliche (horizontale und vertikale) Verteilung der driftenden Organismen (Pavlov et al., 2001; Reichard et al., 2002b; Oesmann, 2003; Reichard et al., 2004; Zitek et al., 2004c; Zitek et al., 2004d; Sonny et al., 2006). Weiters wird angenommen, dass das Ausmaß der driftenden Ausbreitung von Larven in engem Zusammenhang mit späteren Wanderungen anderer Altersstadien steht (Pavlov, 1994; Fredrich et al., 2003). Als besonderer Mechanismus gilt diesbezüglich das „Homing“ (siehe Kap. 2.3.1 „Laichwanderung“). Um das Ausmaß der Drift von Larven zu verdeutlichen, seien die Larvendriftzahlen von Driftuntersuchungen aus dem Jahr 1996 am Marchfeldkanal dargestellt (Zitek, unpublizierte Daten): in 22 Tagen von Mai bis August drifteten bei durchschnittlich ca. 11.300 Larven pro Tag rund 250.000 Larven aus 15 Arten (davon ca. 57 % Cypriniden, 43 % Marmorgrundel) von der Donau in den Marchfeldkanal. Innerhalb des Kanals, an den 22 Tagen desselben Zeitraumes, stieg die Drift auf rund 38.000 Individuen pro Tag mit über 1 Million driftender Larven (30 % Cypriniden, 70 % Marmorgrundel) aus 16 Arten.

Eine Gruppierung der heimischen Arten basierend auf ihrem Auftreten in 17 Driftuntersuchungen (Zambriborshch & Tan Chin, 1971; Pavlov et al., 1978; Nezdolij, 1984; Barus et al., 1986; Copp & Cellot, 1988; Penáz et al., 1992; Mikheev & Pavlov, 1993; Pavlov, 1994; Vassilev, 1994; Hofer & Kirchhofer, 1996; Jurajda, 1998; Carter & Reader, 2000; Pokorny, 2000; Reichard et al., 2001; Copp et al., 2002; Reichard et al., 2002b; Zitek et al., 2004d) in (1) „obligatorisch“ (fast in allen Driftstudien in Prozentanteilen > 5 % vorhanden), (2) „fakultativ/nie häufig“ (in manchem Driftstudien nachgewiesen, immer mit %-Anteilen < 5 % abhängig von verschiedenen Faktoren - Habitat, Zeitpunkt und Ort der Untersuchung, generelles Vorkommen der Art, Fortpflanzungserfolg, Versuchsaufbau bzw. Nachweis der am häufigsten driftenden Entwicklungsstadien - vorgefunden), (3) „fakultativ/manchmal häufig“ (in manchen Driftstudien nachgewiesen, manchmal in %-Anteilen > 5 %) und (4) „zufällig“ (ein bis zwei Individuen je Studie) vorkommende Arten, ergibt folgendes Bild (die unterschiedlichen Gründlingsarten werden zusammengefasst, da diese als Larven nicht verlässlich voneinander unterscheidbar sind):

- (1) Obligatorisch: 15 Arten (Brachse, Güster, Laube, Schied, Barbe, Giebel, Nase, versch. Gründlingsarten, Aitel, Nerfling, Hasel, Bitterling, Rotauge, Zander, Rotfeder);
- (2) Fakultativ/nie häufig: 7 Arten (Schmerle, Sonnenbarsch, Schwarzmundgrundel, Flussbarsch, Elritze, Marmorgrundel, Blaubandbärbling);

- (3) Fakultativ/manchmal häufig: 9 Arten (Karpfen, Dreistacheliger Stichling, Moderlieschen, Kessler-Gründling, Sichling, Schleie, Streber, Zingel);
- (4) Zufällig: 10 Arten: (Zope, Zobel, Karausche, Steinbeißer, Koppe, Donaukaulbarsch, Schrägzer, Wolgazander, Wels, Rußnase).

Weiters ist bekannt, dass es in den Herbst- bzw. Wintermonaten ab ca. 7°C Wassertemperatur zu intensiven flussabwärtsgerichteten Wanderungen von vor allem juvenilen Stadien kommt (Wiesner et al., 2004, siehe auch Kap. 2.3.6 „Überwinterungswanderungen“). Rund 60.000 Individuen aus 30 Arten mit einer mittleren Länge von 5 cm drifteten während 3 Monaten (November-Jänner 2000/2001) über ein Wehr am Marchfeldkanal bei Deutsch Wagram, Niederösterreich. Bereits im Jahr 1940 wird in der schweizerischen Fischereizeitung (Anonymus, 1940) das Flussabwärtstreiben „riesiger Mengen“ von Fischen beschrieben, die im folgenden Sommer diese Strecke wieder „mühsam“ kompensieren müssen (siehe auch Kap. 2.3.5 „Kompensationswanderung“).

2.3.5 Kompensationswanderungen

Nach Scheuring (1949a) werden Fische entweder häufig durch Hochwässer und/oder die verminderte Lebensenergie bei sinkenden Temperaturen in Richtung flussab verfrachtet. Nach Hochwässern oder bei wieder zunehmenden Temperaturen im Frühjahr einsetzende Wanderungen der Fische in Richtung flussauf werden dabei als so genannte Ausgleichs- oder Kompensationswanderung verstanden (siehe auch Steinmann et al., 1937). Vor allem erhöhte Wasserstände führen häufig zu flussabwärtsgerichteten Verfrachtungen, die danach wieder durch flussaufwärtsgerichtete Wanderungen kompensiert werden müssen (Lucas et al., 2000). Für einige Fischarten (Aitel – 2 km, Barbe - 2 km, Brachse - 60 km, Gründling (genaue Distanz unbekannt), Hecht - 5 km, Elritze – 200 m) liegen eindeutige Belege für eine oft weiträumige Rückkehr nach Verfrachtung vor (Lucas et al., 1998b).

Dass das Abdriften im Winter zum Verlust von Jungfischen und kleinen Cyprinidenarten (z. B. Hasel und Gründling) flussauf von Wehren ohne Fischaufstiegshilfe führen kann, wird von Axford (1999) beschrieben.

Bei Hochwässern kommt es häufig zur „Katastrophendrift“ von Fischlarven (Harvey, 1987; Hofer & Kirchhofer, 1996), die dabei in Habitats geringer Eignung (z. B. Stauräume) gelangen bzw. generell höherer Mortalität unterliegen. In fragmentierten Flüssen ist es den Überlebenden in der Folge dann nicht mehr möglich, die Abdrift zu kompensieren.

2.3.6 Überwinterungswanderungen

Aufgrund sinkender Temperaturen im Herbst bzw. Winter werden von den Fischen geeignete Winterhabitate aufgesucht, strömungsärmere Bereiche (Wiesner et al., 2004), wie z. B. angebundene Altarme (Freyhof, 1997; Zitek et al., 2004e). Bereits Steinmann et al. (1937) ist der allgemeine Rückzug von Fischarten wie Brachse, Nase und Barbe im Winter in Richtung flussab bzw. in strömungsberuhigtere Seitenbereiche bekannt. Margreiter (1935b) beschreibt das Überwintern von Nasen in Seitenkolken des Inn bzw. das Flussabwärtswandern der unterschiedlichen Altersstadien in den Herbst/Winter Monaten. Lucas (2000) dokumentierte mittels Telemetrie eine schrittweise Flussabwärtswanderung der Barbe im Herbst. Koed et al. (2000) bringen die flussabwärtsgerichtete Wanderung von Zandern (bis zu 36,4 km) im Winter in Verbindung mit der Nahrungssuche bzw. der Abnahme der Nahrungsfische, die in ihre Überwinterungshabitate in Richtung flussab abgewandert sind.

2.3.7 Bestandesdichtenausgleich

Unter günstigen Bedingungen produzieren Fische einen Überschuss an Nachkommen. Um neuen Lebensraum zu erschließen und innerartlichen Konkurrenzphänomenen auszuweichen, finden Wanderungen zum Bestandesdichtenausgleich statt (Jens et al., 1997).

2.3.8 Neu- und Wiederbesiedelung

Bei intaktem Kontinuum zum Hauptfluss und/oder zu Nebengewässern bzw. dem Vorhandensein von „Source“-Populationen besiedeln Fische nach Katastrophen bzw. Restaurierungen Gewässerabschnitte relativ rasch (Niemi et al., 1990; Detenbeck et al., 1992). Wanderungen zur Wiederbesiedelung finden dabei sowohl flussauf- bzw. flussabwärts statt (Unfer & Schmutz, 1998). Es ist jedoch auch eine Wiederbesiedelung aus lateralen Gewässerabschnitten möglich (siehe Kap. 2.3.9 „Ausweichwanderung“).

2.3.9 Fluchtwanderungen/Ausweichwanderung

Diese Wanderart ist vom Fisch ungewollt und wird nur bei Einsetzen bedrohlicher Situationen durchgeführt. Unzureichende Lebensbedingungen, wie ungünstiger O₂-Gehalt, schlechte Wasserqualität, zu niedrige Wasserstände, Druck durch Predatoren usw. lösen beim Fisch eine Fluchtreaktion flussabwärts oder in Alt- und Nebengewässer aus (Born, 1995; Jens et al., 1997). Nach Katastrophen wie z. B. starken Verunreinigungen von Gewässern, unterbinden häufig Kontinuumsunterbrechungen die Wiederbesiedlung, was bereits als Ursache für das Verschwinden rheophiler und lithophiler Arten in der Meuse, Frankreich, belegt ist (Lucas et al., 1998a). Winter & Fredrich (2003) beschreiben die Ausweichwanderungen von Nerflingen bei hohen Abflüssen in seitliche Auengewässer.

2.3.10 Wanderungen ungeklärter Motivation

Andere Wanderungen von Fischen lassen sich oftmals nicht kausal erklären (Northcote, 2000). Insbesondere die Bedeutung der intensiven Flussaufwärtswanderung vor allem juveniler Stadien im Herbst (Prignon et al., 1998; Kucera, 1999; Urbanek, 2001; Zitek & Schreyer, 2005) ist bisher unklar. Es besteht die Vermutung, dass es sich um Nahrungswanderungen oder um die Suche nach Winterhabitaten (noch vor starker Abkühlung des Wassers) handelt.

2.4 Die Fischwanderung beeinflussende Faktoren

Obwohl die generelle Bedeutung des Längskontinuums sowie auch der lateralen und vertikalen Konnektivität für die nachhaltige Erhaltung von Fischpopulationen mittlerweile weitgehend belegt ist (Northcote, 1978; Cowx & Welcomme, 1998; Jungwirth, 1998; Northcote, 1998) und der Einfluss abiotischer Faktoren (insbesondere von Temperatur und Abfluss) auf die Fischwanderung seit langem beschrieben ist (Krauss, 1928; Hofbauer, 1962), fehlt für viele Fischarten nach wie vor detailliertes Wissen bezüglich der die Fischwanderung auslösenden bzw. beeinflussenden Faktoren.

Fischwanderungen werden grundsätzlich immer von mehreren, komplex zusammenwirkenden Parametern bestimmt. Dabei lassen sich grundsätzlich innere und äußere Faktoren unterscheiden (Pavlov, 1989; Colgan, 1993; Lucas & Baras, 2001). Als äußere Faktoren gelten abiotische Rahmenbedingungen (Licht, Abfluss, Wassertemperatur, Wasserqualität, Sauerstoffgehalt, Habitatverfügbarkeit sowie menschliche Einflüsse, wie z. B. Schifffahrt), Verdriftung, Räuberdruck und Futterverfügbarkeit. Vereinfachend

können als äußere Faktoren jene bezeichnet werden, die sich im Laufe des Jahres periodisch oder aperiodisch ändern. Wesentliche innere Faktoren sind die hormonelle Bereitschaft zur Fortpflanzung, das Nahrungsbedürfnis, Stress sowie weitere endogene (genetische und ontogenetische) Determinierungen, wie z. B. Prägung an den Ort der Geburt als Basis für den sog. „Homing-Effekt“ (Lucas & Baras, 2001). Die inneren Faktoren werden stark von äußeren Faktoren, wie z. B. jahreszeitlichem Temperaturverlauf, Abflussgegebenheiten, Habitatangebot oder menschlichen Einflüssen beeinflusst (Pavlov, 1989; Albanese et al., 2004).

Wanderbewegungen finden daher in saisonalen, monatlichen oder täglichen Rhythmen statt und werden zumeist durch Licht, Temperatur- und Abflussverhältnisse beeinflusst (Northcote, 1984; Jonsson, 1991; Hvidsten et al., 1995; Lucas & Baras, 2001). Vor allem in Abhängigkeit der sich saisonal ändernden abiotischen Rahmenbedingungen zeigen die meisten Fischarten deutlich ausgeprägte Wandermuster (Lucas et al., 1998b). Saisonale und tägliche Rhythmen verschiedener Faktoren überlagern sich. Dies bedeutet, dass z. B. die flussaufwärtsgerichtet Laichwanderung der Barbe saisonal im Frühjahr vor allem in der Dämmerung stattfindet (Lucas & Batley, 1996; Lucas et al., 2000; Ebel, 2002; Mühlbauer, 2002). Bei der Bachforelle konnten drei Faktoren bestimmt werden, die gemeinsam im Herbst die Wanderung auslösen (Ovidio et al., 1998): starke Variationen der Wassertemperatur und des Wasserstandes bei einer mittleren Wassertemperatur im Oktober von 10-12 °C. Das gemeinsame Wirken verschiedener Umweltfaktoren sowie hohe Variabilität der Faktoren stimulieren die Wanderung auf komplexe Weise wobei auch menschliche Eingriffe deutliche Auswirkungen haben können.

2.4.1 Temperatur

Die Wassertemperatur ist in Bezug auf Fischwanderungen einer der wichtigsten abiotischen Parameter (Tab. 5). Viele Arten sind hinsichtlich ihres Stoffwechsels und Verhaltens an ein enges Temperaturspektrum angepasst und tolerieren Abweichungen von ihrem Temperaturoptimum nur in eingeschränktem Maße (Küttel et al., 2002). Fischarten wie Aalrutte, Bachforelle und Hecht wandern und laichen bereits bei relativ geringen Temperaturen mit jedoch deutlichen Unterschieden im Wanderzeitpunkt. Wandert der Hecht im Frühjahr auf die Laichplätze, werden Bachforellen in der Herbst/Wintersaison und die Aalrutte in den Wintermonaten am häufigsten bei ihrer Wanderung nachgewiesen. Generell weist der Wanderungsbeginn in Abhängigkeit von der Temperatur bei den Fischarten deutliche Unterschiede auf, und kann auch zwischen den Jahren unterschiedlich sein.

Der Einfluss der Temperatur auf die Fischwanderung ist schon lange bekannt (Steinmann et al., 1937; Anonymus, 1940). Steigende Wassertemperaturen im Frühjahr lösen dabei häufig die Wanderung aus, d. h. die Fische beginnen ab einer bestimmten Temperatur meist flussaufwärts bzw. auf ihre Laichplätze zu wandern (Hofbauer, 1962; Diamond, 1985; Pelz, 1985; Born, 1995; Lucas & Batley, 1996; Woschitz et al., 1997; Prignon et al., 1998; Koed et al., 2000; Lucas, 2000). Im Hochsommer erlischt trotz weiter steigender Temperaturen bei den meisten Arten der Wandertrieb (Steinmann et al., 1937).

Die Laichwanderung der Barbe setzt etwa bei 12 °C ein, das Ablachen beginnt wenn Temperaturen von 13,5 °C nicht mehr unterschritten werden (Ebel, 2002; Penáz et al., 2002). Ein plötzliches Unterschreiten der Temperaturen kann zum Abbruch des Laichens und einer Resorption nicht abgelegter Eier führen. Generell werden insbesondere Laichwanderung und Laichgeschehen durch das jährliche individuelle Temperaturregime deut-

lich beeinflusst. Seit langem ist bekannt, dass Temperaturrückschläge die Wanderaktivität bremsen (Steinmann et al., 1937). Aktuell wurde im Frühjahr 2007 durch einen Temperatureinbruch in weiten Teilen Österreichs eine deutliche Einschränkung des Laichgeschehens der Äsche beobachtet. Weiters konnte das Ausbleiben der typischen Laichzüge mancher Fischarten, wie z. B. der Nase, in weiten Teilen ihres Verbreitungsareals beobachtet werden, was vor allem mit dem Temperatur- und Abflussregime in Zusammenhang gebracht wird.

Für die Bachforelle ist die starke Variabilität der Wassertemperatur gemeinsam mit Abflussschwankungen im Herbst als Auslöser für die Wanderung belegt (Ovidio et al., 1998), bei der Äsche zur Laichzeit eine höhere Mobilität bei stärkeren täglichen Temperaturamplituden im Frühjahr dokumentiert (Parkinson et al., 1999). Für die ausgeprägte Herbstwanderung der Cypriniden wird angenommen, dass diese von den schwankenden Temperaturamplituden bei generellem Abnehmen der Wassertemperatur im Herbst ausgelöst werden (Zitek & Schreyer, 2005).

2.4.2 Abfluss

Abflussänderungen beeinflussen die Fischwanderung ebenfalls wesentlich (Rosengarten, 1954; Bruscek, 1978; Pavlov, 1994; Jensen et al., 1998; Ovidio et al., 1998; Koed et al., 2000; Lucas, 2000; Kolbinger, 2002). Die Auswirkungen zu- und abnehmender Abflüsse sind jedoch von Art zu Art unterschiedlich. Für die Bachforelle bzw. für Salmoniden generell wird angenommen, dass die starke Variabilität der Wassertemperatur gemeinsam mit Abflussschwankungen im Herbst als Auslöser für die Wanderung fungieren (Ovidio et al., 1998). Bei der Äsche wurde im Frühjahr eine höhere Mobilität bei abnehmenden und weniger stark schwankenden Abflüssen festgestellt (Parkinson et al., 1999). Flussabwärtsgerichtete Bewegungen während stark erhöhter Abflusssituationen sind im Kapitel 2.3.4 „Abdrift“ beschrieben.

2.4.3 Mondphasen

Auch der Einfluss unterschiedlicher Mondphasen (wie Neumond, Vollmond, zu- oder abnehmender Mond) auf Wanderaktivitäten bestimmter Fischarten sind sehr wahrscheinlich (Jens et al., 1997; Lucas & Frear, 1997; Lucas et al., 1998b; Koed et al., 2000; Lucas & Baras, 2001; Ebel, 2002). Beispielsweise für Äschen bereits erhöhte Wanderungen bei Vollmond nachgewiesen (Witkowski & Kowalewski, 1988; aus Jens et al., 1997), wogegen eine deutlich erhöhte Flussabwärtswanderung von Silberlachs-Smolts zu Neumond festgestellt wurde (Jonsson, 1991). Ein Einfluss der Mondphase auf abwandernde Smolts des Lachses wurde auch von Hvidsten et al. (1995) festgestellt. Weiters sind lunare Rhythmen für den Aal und den Hering belegt (Jens et al., 1997), für den Großteil der Arten des europäischen Raumes fehlen jedoch bisher eindeutige Nachweise.

2.4.5 Trübe, Wasserqualität & Geruch

Auch natürlich auftretende Wassertrübe beeinflusst die Wanderbewegungen; je nach Fischart wirkt sich die Wassertrübung positiv oder negativ auf die Wanderung aus. Für die Äsche wurde eine höhere Mobilität im Frühjahr an Tagen mit geringer Trübe festgestellt (Parkinson et al., 1999). Die Drift von Fischlarven wird durch zunehmende Trübe deutlich erhöht (Pavlov, 1994; Reichard & Jurajda, 2004).

Unzureichende Wasserqualität innerhalb eines Flussabschnittes kann nicht nur einen Wanderungsstopp flussaufwärts bedeuten, sondern sogar ein Abwandern einleiten (Lucas & Baras, 2001).

Auch von anderen Änderungen der Wasserqualität (Geruch, Sauerstoffgehalt) wird angenommen, dass diese die Fischwanderungen beeinflussen (Larinier, 2000; Lucas & Baras, 2001). Beispielsweise erfolgt das Wiederauffinden des Heimatgewässers bei Lachsen über olfaktorische Prägung, d.h. die Fische „erinnern“ sich an den Geruch des Gewässers (Hara, 1993; McDowall, 2001). Andere Fischarten geben Pheromone ab, die das olfaktorische Auffinden von Laichgewässern für Artgenossen erleichtern (Lucas & Baras, 2001).

Auch Wanderungen in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes sind belegt (Lucas & Baras, 2001). Einige Autoren nehmen an, dass erhöhte Sauerstoffkonzentration im Unterwasser von Fischtreppen für Fische eine Art Lockwirkung hervorruft; eindeutige Nachweise sind diesbezüglich jedoch nicht erbracht (Born, 1995 bzw. Jens et al., 1997).

Auch der pH-Wert eines Gewässers kann die Wanderung von Fischen beeinflussen (Jens et al., 1997; Lucas & Baras, 2001).

2.4.6 Geräusche

Von Geräuschen wird generell angenommen, dass sie die Wanderung der Fische (positiv wie negativ) beeinflussen (Hawkins, 1993; Jens et al., 1997; Larinier, 2000; Wysocki et al., 2006).

2.4.7 Gewässersohle bzw. Farbe des Untergrundes

Auch die Farbe des Untergrundes kann die Wanderung beeinflussen. Durch die Einbringung heller Kunststoffplatten im Zuge eines Videomonitorings wurde die flussaufwärtsgerichtete Wanderung von Lachsen deutlich negativ beeinflusst (Hetrick et al., 2004).

2.5 Schwimm- und Springleistung sowie Orientierung

Für den Bau von Fischaufstiegshilfen von besonderer Bedeutung sind das Schwimm-, Sprung- und Orientierungsvermögen der Fische. Die Planung der Fischaufstiegshilfe sollte sich nach jenen Fischarten richten, die im jeweiligen Gewässer die geringsten Schwimmleistungen aufweisen (Jungwirth & Pelikan, 1989).

Bereits seit langem ist bekannt, dass zu hohe Fließgeschwindigkeiten die Funktionalität von Fischaufstiegshilfen einschränken: Geschwindigkeiten von über 1,8 m/s unterbinden die Wanderung der meisten Fische, Barben werden ab 1,5 m/s abgedriftet, Aitel bei 1,9 m/s, Nasen ab 1,3 m/s und Lachse ab 2 m/s (Anonymus, 1940).

2.5.1 Schwimtleistung

Die Schwimtleistung, die ein Fisch erbringen kann, hängt primär von seiner Körperform und seiner Muskulatur ab (Jens et al., 1997) bzw. ist das Leistungsvermögen von Fischarten artspezifisch, hängt aber vor allem von der Größe des Fisches ab. Die Schwimmgeschwindigkeit von Fischen wird generell in Körperlängen pro Sekunde [KL/s] angegeben (DVWK, 1996; Jens et al., 1997; ATV-DVWK, 2004).

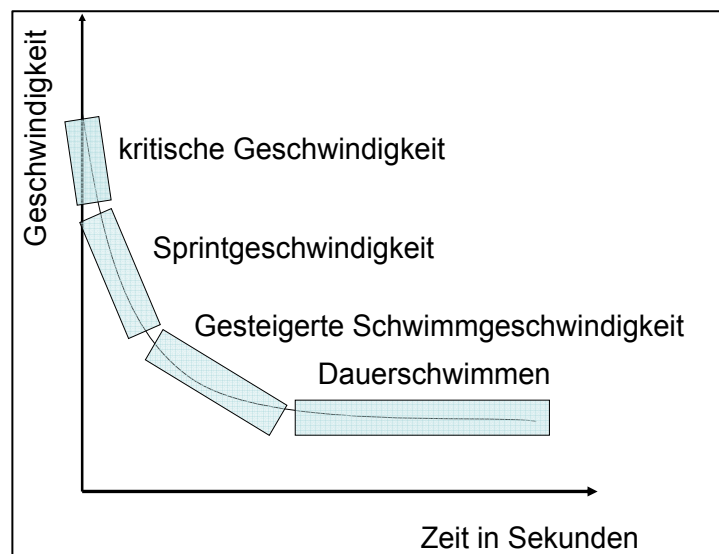
Jens et al. (1997) beschreiben hinsichtlich der Dauer der möglichen Aufrechterhaltung folgende Schwimmgeschwindigkeiten (siehe auch Abb. 7):

- Dauerschwimmgeschwindigkeit: Diejenige Geschwindigkeit, die der normalen Fortbewegung im Gewässer dient und die lange Zeit (>200 min) ohne Ermüdung der Muskulatur aufrechterhalten werden kann. Unter diese Kategorie fallen auch die Wandergeschwindigkeiten diadromer Fischarten.
- Gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit: Diese Geschwindigkeit kann nur für kürzere Zeit aufrechterhalten werden (20s bis 200 min) und führt zu einer Ermüdung der Muskulatur.
- Sprintgeschwindigkeit: Ist die maximale Geschwindigkeit, die ein Fisch erreichen (ATV-DVWK, 2004) bzw. unter Inanspruchnahme des anaeroben Stoffwechsels der Muskulatur nur für sehr kurze Zeit (<20s) aufrechterhalten kann. Auf die Höchstleistung erfolgt unmittelbar ein „Erholungs“- oder „Erschöpfungsschwimmen“.
- Die kritische Geschwindigkeit: bezeichnet jene Strömungsgeschwindigkeit, ab der Fische abgetrieben werden; sie liegt häufig unter der maximal gemessenen Sprintgeschwindigkeit.

Für die Konstruktion von Fischaufstiegshilfen sind besonders die Sprintgeschwindigkeit und die kritische Geschwindigkeit von Bedeutung (Jens et al., 1997). Anhaltswerte für diese Geschwindigkeiten sind in Tab. 6 dargestellt. Da diese zumeist unter Laborbedingungen festgestellt wurden, können sie lediglich als grobe Annäherung an die tatsächliche Freilandsituation betrachtet werden. Im Freiland hängt die Schwimtleistung innerhalb einer Art und innerhalb einer Fischgröße von Bedingungen wie Temperatur, Sauerstoffgehalt, Belastung des Wassers und Kondition des Fisches ab.

Die Maximalgeschwindigkeit ist von der Fischgröße abhängig. Salmoniden bis ca. 40 cm können eine Maximalgeschwindigkeit von 10*KL/s erreichen, Cypriniden und Perciden bis ca. 30 cm kommen auf eine Maximalgeschwindigkeit von 11*KL/s. Die meisten anderen Fischarten erreichen eine relative Maximalgeschwindigkeit von 6-9 KL/s.

Abb. 7: Der Zusammenhang zwischen Schwimmgeschwindigkeit und Dauer der Aufrechterhaltung (verändert nach Pavlov, 1989).



Zerrath (1996) gibt für Kleinfischarten bzw. juvenile Stadien (Dreist. Stichling, Flussbarsch, Karpfen, Rotaugen, Aitel und Gründling) mit Längen zwischen 3,3 und 10,5 cm eine mittlere Sprintgeschwindigkeit von 15 KL/s, die über 5 Sekunden aufrechterhalten

werden kann, an. Kleine Aitel (4,8 - 6,4 cm) und Stichlinge beginnen bei ca. 20 cm/s, größere Aitel (6,6 - 8,7 cm) bei ca. 60 cm/s mit dem Sprintschwimmen. Auf Basis der gewonnenen Daten wird abgeleitet, dass in einer Fischaufstiegshilfe in Bezug auf die untersuchten Fischgrößen generell 40 cm/s nicht überschritten werden sollten, da kleinere Fische sonst zum Sprintschwimmen übergehen müssen. Strömungsgeschwindigkeiten von 80 cm/s sollten generell nicht überschritten werden bzw. sollten Strecken höherer Geschwindigkeit auf < 50 cm Länge beschränkt sein. Nach anderen Laborversuchen gelten als Grenzwerte für die kritische Schwimgeschwindigkeit für einheimische Kleinfischarten 0,35 - 0,60 m/s (aus Jens et al., 1997). Wenn die Fischaufstiegshilfe für Kleinfischarten und v. a. juvenile Cypriniden noch überwindbar sein soll, dürfen daher lediglich kürzere Bereiche, die von Fischen in kurzer Zeit durch Sprintschwimmen durchschwommen werden können, z. B. an Schwellen von Fischaufstiegshilfen, höhere Fließgeschwindigkeiten von 80 cm/s bis maximal 100 cm/s aufweisen.

Tab. 6: Schwimgeschwindigkeiten ausgewählter Fischarten basierend auf unterschiedlichen Autoren, aus Jens et al. (1997) jedoch ohne Angaben der Autoren.

Fischart	Fischlänge [cm]	Zeit	Dauer		gesteigert		kritisch		Sprint	
			[cm/s]	[KL/s]	[cm/s]	[KL/s]	[cm/s]	[KL/s]	[cm/s]	[KL/s]
Bachforelle	25	-	-	-	-	-	-	-	350	10
	34	-	-	-	92	2,7	-	-	-	-
	13-37	2-5s	-	-	-	-	-	-	137-305	8,2-10,5
	20-35	-	-	-	200	-	80-100	3-4	200-350	10
Aalrutte	~50	48h	-	0,3	-	-	-	-	-	-
	12-62	-	-	-	-	-	36-41	0,7-3,0	-	-
Karpfen	35	<1s	-	-	-	-	-	-	236	8,2
Schleie	25,5	<1s	-	-	-	-	-	-	138	7,5
Rotauge	20-24	-	-	-	-	-	-	-	83	3,8
	15-30	-	-	-	112-114*	-	-	-	77-153	5,1
	O.A.	-	18	-	-	-	-	-	112-114**	-
Rotfeder	O.A.	-	-	-	-	-	-	-	75-83*	-
Brachse	~40	22-168h	5-13	0,1-0,3	-	-	-	-	-	-
	20-24	-	-	-	-	-	-	-	93	4,32
	O.A.	-	40	-	-	-	80-115	-	-	-
	30-50	-	-	-	100-150*	-	-	-	130-210	4,3
Hasel	10-21,4	1s	-	-	-	-	-	-	110-240	11-11,2
	10-21,4	20s	-	-	-	-	-	-	46-96	4,2-4,4
	18,2	-	-	-	170	9,2	-	-	-	-
Laube	3,2	-	-	-	-	-	52	-	-	
Moderieschen	3-4	-	-	-	-	-	36-54	-	-	-
	5,1	-	-	-	-	-	38,6	-	-	-
Schmerle	2-4	-	-	-	-	-	24-46	-	-	-
	10,3	-	-	-	-	-	60,8	-	-	-
Steinbeisser	3,6-7,0	-	-	-	-	-	26-42	-	-	
Koppe	2-4	-	-	-	-	-	20-34	-	-	
Gründling	11,6	-	-	-	-	-	55	-	-	
Gold-Nefling		-	-	-	-	-	-	-	97**	-
Hecht	~80	24h	5,5	0,07	-	-	-	-	-	-
	12-62	-	-	-	-	-	19-47	0,8-1,6	-	-
	37,8	-	-	-	148-	3,9	-	-	-	-
Zander	O.A.	-	-	-	-	-	-	-	153-182**	-
	O.A.	-	50	-	-	-	-	-	-	-
Flussbarsch	11,5	<1s	-	-	-	-	-	-	145	12,6
	20-24	-	-	-	-	-	-	-	122	5,5
	4,4-6	-	-	-	-	-	42-49	-	-	-
	O.A.	-	-	-	-	-	-	-	108-128**	-
3-stacheliger Stichling	4,9	-	-	-	-	-	36,3	-	-	

*maximale Geschwindigkeit

**Fluchtgeschwindigkeit

2.5.2 Sprungvermögen

Von den heimischen Fischarten kann lediglich die Bachforelle (und hier vor allem adulte Stadien) springend Querbauwerke (bis zu einer Höhe von 1,1 m; Ovidio & Philippart, 2002) überwinden. Die Möglichkeit für die Bachforelle, Querbauwerke springend zu überwinden wird jedoch u. a. von der Größe und Ausprägung des sich flussab befindlichen Kolkes beeinflusst. Bei entsprechender Ausformung der Strömungsbedingungen ist eine Kolkentiefe von mind. der doppelten Fischlänge notwendig (Ovidio & Philippart, 2002). Da aber nahezu in allen Fischregionen auch Fischarten vorkommen, die kein Sprungvermögen aufweisen (u. a. bodenorientierte Kleinfischarten wie die Koppe), sind Fischaufstiegshilfen generell so anzulegen, dass diese von allen vorkommenden Fischen schwimmend überwunden werden können. Nur eine durchgehend raue Sohle ohne glatte Abstürze ermöglicht dabei den Aufstieg der Koppe bzw. anderer bodenorientierter Organismen und Juvenilstadien.

2.5.3 Orientierungsvermögen

Fische orientieren sich in Gewässern auf unterschiedliche Art. Von Bedeutung sind dabei vor allem optische Anhaltspunkte bzw. Kenntnis des langjährig bewohnten Lebensraumes, Wasserqualitätsunterschiede, Sonnenstand, elektrische bzw. magnetische Felder, Geruchsstoffe im Wasser (gewässerspezifisch oder Pheromone von Artgenossen), Geräusche und natürlich die Strömungsgegebenheiten im jeweiligen Gewässer (Jens et al., 1997; Lucas & Baras, 2001). Auch kann sich die Art und Weise, wie sich Fische in einem Gewässer orientieren (optisch, taktil oder strömungsbezogen) im Laufe ihrer ontogenetischen Entwicklung verändern (Pavlov, 1989).

Nahezu alle Fischarten haben sich im Lauf der Evolution speziell an die Strömungsbedingungen des Wohngewässers angepasst. Insbesondere eine positive Reaktion auf Strömung ist für viele Fischarten belegt (Lucas & Baras, 2001). Deshalb gilt beim Bau von Fischaufstiegshilfen vor allem der Strömung als wichtigster Orientierungshilfe besonderes Augenmerk, obwohl andere Einflüsse (Sauerstoff, Geräusche, Temperatur bzw. Wasserqualität usw.) ebenfalls von Bedeutung sind.

Grundlegende Erkenntnisse zum Themenkreis der Orientierung der Fische in Bezug auf die Strömung sind in Jens et al., (1997a) dargelegt:

- Fische nehmen nur die unmittelbar an ihrem Körper auftreffende Strömung wahr; schwimmen sie in starker Strömung, kann eine seitliche daran auftreffende schwächere Strömung nicht wahrgenommen werden.
- Übersteigt die Fließgeschwindigkeit das Schwimmvermögen eines Fisches, dann wandert er in der von ihm bewältigbaren Strömungslinie flussauf (bei längeren Wanderungen zu meist der Dauergeschwindigkeit entsprechend).
- Einen seitlichen Zubringer finden nur jene Fische, die direkt in die Strömungslinien des zufließenden Wassers hineinschwimmen.
- Turbulente Strömungsverhältnisse erschweren die Durchwanderbarkeit von Flussabschnitten.

Eine präzise Orientierung der meisten Fische entgegen der Strömung ist lt. Pavlov (1989) erst ab $\sim 0,3$ m/s gegeben. Derselbe Autor bezeichnet diese minimale Strömungsgeschwindigkeit, welche eine Orientierungsreaktion gegen die Strömung hervorruft, als sog. „Grenzgeschwindigkeit“ (1-30 cm/s). Unterhalb dieser Grenzgeschwindigkeit verlieren die Fische zunehmend die Orientierung. Für Laichfische von Brachse, Karpfen und Zander

gibt Pavlov (1989) Grenzggeschwindigkeiten von 8-13 cm/s, für Rotaugen von 4-7 cm/s an. Die Lockströmung sollte zwischen Grenzggeschwindigkeit und kritischer Geschwindigkeit liegen. Optimale Aufstiegsraten wurden bei Versuchen mit dem 0,6-0,8-fachen der kritischen Geschwindigkeit erreicht (für die Brachse rund 80-115 cm/s), eine optimale Lockströmungsgeschwindigkeit liegen laut Pavlov (1989) für die meisten im Potamal vorkommenden Fischarten bei 70-100 cm/s.

Zusätzlich sollte die Lockströmung um ca. die Grenzggeschwindigkeit (siehe oben) höher sein als jene Strömung, in der der Fisch flussauf wandert. Hier gibt Pavlov (1989) einen Wert von 15-20 cm/s an.

Generell ist davon auszugehen, dass Fische mit Dauergeschwindigkeit flussauf wandern, da zu den Laichplätzen zum Teil große Wanderstrecken zurückzulegen sind, und daher entsprechende Strömungsbereiche bevorzugt werden. Z. B. nutzten Nasen bei ihrer Einwanderung in die Pielach vorwiegend Tiefen von 45-74 cm, die höchste Präferenz für die Fließgeschwindigkeit ergab sich für 40 cm/s (Melcher, 1999). Auf den Laichplätzen selbst herrschten v. a. Fließgeschwindigkeiten von 90-120 cm/s vor. Eine gute Kenntnis des Wanderkorridores der einwandernden Fische ist als wichtige Grundvoraussetzung für die Planung von FAHs, speziell bezüglich Lage und Ausprägung der Lockströmung anzusehen.

2.5.3.1 Durchwanderung von Stauen

Grundsätzlich ist für die meisten Fischarten anzunehmen, dass diese im Zuge ihrer Flussaufwärtswanderung auch Staue passieren. Anhand flussauf des Staus des KW Fising (Mur, Steiermark) wieder gefangener, im Zuge von Aufstiegskontrollen markierter Äschen und Regenbogenforellen, wurde beispielsweise eine Durchwanderung des 5 km langen Stauraumes zumindest für einzelne Individuen eindeutig belegt (Eberstaller et al., 1996). Ebenso wandern Barben, die den gesamten Sommer und Winter im Stauraum Altenwörth verbringen, zum Laichen rund 50 km bis zur Pielachmündung flussauf (Unfer, mündl. Mitteilung) bzw. sind regelmäßige Auswanderungen aus Stauräumen zum Laichen mit darauf folgender Rückkehr der Laichfische bekannt (Hladik & Kubecka, 2003). Quantitative Untersuchungen, inwiefern lange Stauräume die Wanderung v.a. rheophiler heimischer Fischarten beeinträchtigen, fehlen bisher. Generell gilt freilich, dass für eine eindeutige Orientierung der Fische nach Pavlov (1989; siehe oben) eine minimale Strömungsgeschwindigkeit („Grenzggeschwindigkeit“, 1-30 cm/s, je nach Fischart), vorherrschen muss. Es ist daher anzunehmen, dass lange, langsam fließende Stauräume die Wanderung rheophiler Fische zumindest zeitlich verzögern.

3 Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen auf Fische

3.1 Allgemein

Bedrohungen von Fließgewässer-Fischbeständen stehen meist in Zusammenhang mit Verlust an adäquatem Lebensraum und Unterbindungen der Wanderungen zwischen den zum Überleben und zur Fortpflanzung notwendigen Arealen. Für ausgewogene und auf natürlicher Reproduktion basierende Fischbestände bestehen folgende Grundvoraussetzungen übergeordneter Bedeutung:

- zeitlich räumlich dynamisches Abflussgeschehen;
- Vielfalt der Flussbettstruktur, Strömungs- und Substratverhältnisse;

- Vernetzung des Flusses mit seinen Zubringern und Inundationsgebieten (laterale Vernetztheit);
- intaktes Fließgewässerkontinuum.

Regulierungen und Kraftwerksbauten als Hauptbelastungen von Fließgewässern führen dabei vor allem zu folgenden Veränderungen des Lebensraumes (Jungwirth, 1984):

- Änderungen des Abflussregimes,
- Herabsetzung der Strukturvielfalt des Flussbettes (steilere Böschungswinkel, Zerstörung und Elimination von Schotterbänken etc.),
- Reduktion der den Fluss begleitenden Überschwemmungsflächen, Altwässer und Nebengewässer,
- Abschneiden der Zuflüsse vom Hauptstrom,
- weitreichende Veränderungen der komplexen limnologischen Verhältnisse in Rückstauräumen (Herabsetzung der Strömungsgeschwindigkeit, Zunahme der Sedimentation von Feinpartikeln, Änderung des Temperaturregimes),
- Zerstörung des Gewässerkontinuums.

Von rund 200 europäischen Fischarten werden rund 67 als durch menschliche Aktivitäten gefährdet angesehen. Die wesentlichen Gründe für diese Gefährdung wurden für 48 dieser Arten identifiziert. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei rund der Hälfte der Arten die Gefährdung auf die Unterbrechung von Wanderwegen durch Dämme/Wehre und andere Migrationsbarrieren zurückzuführen ist (Northcote, 1998). Insbesondere rheophile Arten wie die Nase sind bekannt für ihre sensible Reaktion auf den Verlust des longitudinalen Kontinuums (Penczak et al., 1998).

Die hauptsächlichen Gründe für die Beeinträchtigung von Fischen durch Kontinuumsunterbrechungen sind:

- Unterbindung der Laichwanderung,
- Unterbindung von Wiederbesiedelungswanderungen,
- Unterbindung von Kompensationswanderungen nach Abdrift,
- Unterbindung von Nahrungswanderungen,
- Unterbindung von Winterwanderungen.

Die Unterbrechung dieser Wanderung führt zu folgenden mittlerweile eindeutig belegten Auswirkungen auf die Fischfauna:

- erhöhte Anfälligkeit der Populationen gegenüber stochastischen Ereignissen (Katastrophenfälle) und Verlust der genetischen Variabilität (Meldgaard et al., 2003; Novinger & Rahel, 2003; Habicht et al., 2004; Knaepkens et al., 2004b; Laroche & Durand, 2004),
- Reduktion von Populationsgrößen und Verlust von Arten (Backiel, 1985; Utzinger et al., 1998; Porto et al., 1999; Rieman & Dunham, 2000; Joy & Death, 2001; Neraas & Spruell, 2001; Gehrke et al., 2002; Morita & Yamamoto, 2002; Cumming, 2004).

Die mittlerweile eindeutig belegte Massenwanderung in den Spätherbst- und Wintermonaten flussab über Wehre kann sich in fragmentierten Systemen ebensowenig kompensieren wie die natürliche Ausbreitungs-Drift von Larven und Jungfischen. Vor allem bei Fischlarven kommt es bei Hochwässern oftmals zu einer „Katastrophendrift“ (Harvey, 1987; Hofer & Kirchhofer, 1996) bzw. je nach Ausweichmöglichkeit, auch von anderen Alters-

stadien. In fragmentierten Flüssen ist es für die Überlebenden in der Folge nicht mehr möglich diese Abdrift zu kompensieren.

Dass das Abdriften im Winter zum Verlust von Jungfischen und kleinen Cyprinidenarten wie der Hasel und dem Gründling flussauf von Wehren ohne Fischaufstiegshilfen führen kann, wird von Axford (1999) beschrieben.

Nach Katastrophen, wie z. B. starken Verunreinigungen von Gewässern, unterbinden Kontinuumsunterbrechungen die Wiederbesiedlung, was bereits als Ursache für den Rückgang rheophiler und lithophiler Arten in der Meuse, Frankreich, belegt ist (Lucas et al., 1998a).

Zudem sind Ausbreitungen anderer Organismen, wie zum Beispiel von Muscheln, durch das fehlende Kontinuum für Fische beeinträchtigt (Watters, 1996).

3.2 Abiotische Charakteristik von Kontinuumsunterbrechungen

Definition von Kontinuumsunterbrechungen:

„Stellen oder Abschnitte in Fliessgewässern, an denen für einzelne oder alle im Gewässer vorkommenden Arten und Größenklassen für bestimmte Zeiträume eine Unterbindung, Erschwerung oder Verzögerung der flussauf oder flussab gerichteten Wanderung, eventuell verbunden mit einer Gefährdung der Fauna beim Durchwandern dieses Flussabschnittes, auftritt“ (Kolbinger, 2002).

Kontinuumsunterbrechungen klassen sich anhand folgender abiotischer Parameter charakterisieren (Winter & Van Densen, 2001; Kolbinger, 2002; Ovidio & Philippart, 2002; Gumpinger & Siligato, 2004):

- Höhe des Bauwerkes,
- Länge und Schräge einer Rampe,
- Überströmung des Bauwerkes mit Wasser bzw. Mächtigkeit des Wasserkörpers,
- Art der Überströmung (flächig, NW-Rinne, Ablösung des Wasserstrahls - „freier Überfall“),
- Strömungsgeschwindigkeit,
- Rauigkeit des Bauwerkes bzw. Vorhandensein einer lückigen Sohlstruktur oder eines durchgängigen Sohlsubstrates (für Makrozoobenthos und bodenorientierte Fischarten),
- Durchströmung (Aufspaltung des Wasserkörpers; z.B. Holzkonstruktionen oder große Blöcke).

Es ist gut belegt, dass bereits relativ geringe Bauwerkshöhen zu einer deutlichen Einschränkung der Fischwanderung führen. Porto et al. (1999) belegen zum Beispiel eine deutliche Einschränkung der Wanderung von Fischen bei gleichzeitiger Abnahme der Artenvielfalt bei Barrieren von 45-75 cm Höhe. Generell kann davon ausgegangen werden, dass aber bereits wesentlich geringere Absturzhöhen die Fischwanderung deutlich beeinträchtigen. So beschreiben Vordermeier & Bohl (1999; 2000), dass für die Koppe schon glatte Abstürze von 5 cm erschwert passierbar sind und höhere Abstürze kaum überwunden werden können. Die genannten Autoren belegen eindeutig, dass generell Abstürze ab 5 cm Höhe eine Wanderbarriere für Kleinfischarten darstellen. Auch für Adulte anderer Fischarten Barben und Nasen dürften die überwindbaren Absturzhöhen sehr gering sein. Abstürze von maximal 30 cm konnten von Barben lediglich bei entsprechender Wasserführung noch überwunden werden; Hechte waren in der Lage Überfälle von

rund 20 cm Höhe zu passieren (Ovidio & Philippart, 2002). Auch Bachforellen, die bekannterweise in der Lage sind, Querbauwerke springend zu überwinden, haben schon bei rund 45 cm hohen Abstürzen Schwierigkeiten, wenn die Kolkentiefe flussab unzureichend ist (weniger als mind. 2x die Fischlänge; Ovidio & Philippart, 2002). Durch zu hohe Fließgeschwindigkeiten lediglich teilpassierbare Bauwerke haben häufig eine Selektion in Richtung schwimmstarker Arten zur Folge (Winter & Van Densen, 2001).

Bedeutsam ist weiters die Mächtigkeit des Wasserkörpers am Querbauwerk. Dieser sollte ausreichend sein, dass auch größere Fische den nicht abgelösten Wasserpolster frei durchschwimmen können (min. 15 - 20 cm Tiefe). Vordermeier & Bohl (1999) beschreiben die Passierbarkeit eines Querbauwerkes für Koppen in Abhängigkeit der Mächtigkeit eines Wasserkörpers über einer untergetauchten Schwelle (ohne Überfall): bei 2,5 cm Wassertiefe kommt es zu einer erfolgreichen Passage von nur 32,6 % der Koppen, bei 20 cm Wassertiefe von 96,3 %.

Auch von längeren Furtbereichen ist bekannt, dass diese die Fischwanderungen deutlich einschränken (Schaefer, 2001). Laut Fischer und Kummer (2000) hindern Wassertiefen von rund 10 cm bereits die Besiedelung einer Gewässerstrecke durch die Koppe. Weiters sind glatte Sohlen schon bei relativ kurzer Länge für Koppen ebenso ein unpassierbares Hindernis (Jansen et al., 1999).

Auch kanalisierte Gewässerbereiche (Wolter, 1998) bzw. Bereiche mit schlechter Wasserqualität (Knaepkens et al., 2004a) stellen u. U. Wanderbarrieren für die Fischfauna dar. Generell erfüllen daher viele Querbauwerke wie Sohlgurte (auch bei Pegelmessstellen!), Sohlschwellen, Sohlrampen, Sohlstufen, Wehre etc. mehrere Kriterien für die Passierbarkeit nicht. Speziell gilt dies bei Vorliegen

- von Wasserkörpern zu geringer Mächtigkeit,
- flacher breiter Überströmung,
- von Defiziten bezüglich einer durchgängigen Sohle,
- von abgelösten Überfallen,
- von Blöcken im Unterwasser(kolk).

Insgesamt führen selbst geringe Einschränkungen bei einzelnen Bauwerken in fragmentierten Systemen aufgrund von Summeneffekten vielfach zur völligen Unpassierbarkeit von Gewässerabschnitten (Winter & Van Densen, 2001).

3.3 Beispielfälle zur Dokumentation der Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen

Anhand folgender, zum Großteil österreichischer Beispielfälle, die vor allem vom „Arbeitskreis Ökologie“ des BMLFUW erarbeitet wurden, seien die Auswirkungen von Kontinuumsunterbrechungen auf die Fischfauna veranschaulicht.

3.3.1 Inn

Die energiewirtschaftliche Nutzung des Inn bei Jettenbach 1922 durch das erste KW ca. 90 km flussab von Kufstein bewirkte das völlige Verschwinden von Barben und einen massiven Rückgang der Nasen (Margreiter, 1935a; b); weiters wurde ein deutlicher Rückgang des Huchens festgestellt. Aufgrund einer ausgeprägteren Nutzung lateraler Winterstände konnten Nasen im Inn längere Zeit festgestellt werden als Barben, die nach dem Laichen und im Winter vor allem den Hauptfluss flussab wanderten, und nach Errich-

tung des Kraftwerkes nicht mehr zuwandern konnten. Schleusenöffnungen für den Zeitraum einiger Wochen führten interessanterweise sofort wieder zu einer deutlichen Zunahme der Barbenfänge flussauf. Margreiter (1935a) vermutete auch bereits eine Rückkehr der Barben „auf die Laichstätten, denen sie selbst entstammen“. Weitere Faktoren, die den Artenrückgang am Inn von ursprünglich >24 auf 7 verursachten sind Regulierungen, Schwellbetrieb und starke Abwasserbelastung (Jungwirth et al., 1989).

3.3.2 Drau

Das Fehlen der Nase in der oberen Drau wird von Schulz et al. (1986) auf die neu errichtete Kraftwerkskette zurückgeführt. Keines der Kraftwerke besaß zum damaligen Zeitpunkt eine Fischaufstiegshilfe.

3.3.3 Zirknitzbach

Der Zirknitzbach in der Gemeinde Großkirchheim im Oberen Mölltal wurde im Jahre 1957 für energiewirtschaftliche Zwecke im Oberlauf abgeleitet. Über die Wasserfassung in Form eines Tiroler Wehres ist es derzeit für Fische unmöglich, den Bach aufwärts zu wandern. Laut einem Gutachten im Zusammenhang mit dem seinerzeitigen Entschädigungsverfahren wurden im Abschnitt oberhalb des Tiroler Wehres Bachforellen nachgewiesen. Im Zuge eines Bachforellen-Genetikprojektes erfolgte eine weitere Fischbestandsaufnahme mittels Elektroaggregat im Sommer 2004, also ca. 45 Jahre nach Errichtung der Kontinuumsunterbrechung. Es konnte kein einziger Fisch nachgewiesen werden. In der Zwischenzeit hatte sich eine Reihe von Hochwässern ereignet, zum Teil kam es zur Grundeisbildung im Winter. Es kann davon ausgegangen werden, dass eine Wiederbesiedelung des oberen Abschnittes durch die Bachforelle durch die Kontinuumsunterbrechung unterbunden und ohne die Errichtung einer Fischaufstiegshilfe nicht mehr möglich ist (Beitrag W. Honsig-Erlenburg).

3.3.4 Eggen- und Tuffbach

Ein ähnliches Ergebnis wie im Zirknitzbach konnte in zwei linksseitigen Zubringern zur Gail im Lesachtal festgestellt werden, einerseits im Eggenbach, andererseits im so genannten Tuffbach. Im Zuge eines Wasserrechtsverfahrens erfolgte im Eggenbach im Jahre 1997 eine Fischbestandsaufnahme an einer bestehenden Wehranlage. Dabei konnten überall Bachforellen festgestellt werden. Eine Fischbestandsaufnahme im Herbst 2005 erbrachte, dass oberhalb der Wehranlage keine Fische mehr vorhanden waren. In der Zwischenzeit gab es einige stärkere Hochwasserereignisse, davon ein extremes Ereignis Ende August 2003, mit sehr starker Geschiebeführung. Auch im Tuffbach konnte im Jahre 2005 kein Fisch mittels Elektrofischerei nachgewiesen werden, obwohl vor 2003 von den Fischereiausübungsberechtigten noch Bachforellen gefangen worden waren. Im Unterlauf des Tuffbaches bzw. im Radegunderbach, in den dieses Gewässer einmündet, befindet sich eine nicht fischpassierbare Wehranlage sowie eine Ausleitungsstrecke (Beitrag W. Honsig-Erlenburg).

3.3.5 Untere Gurk

Bei Rain an der Gurk befindet sich eine nicht fischpassierbare Wehranlage mit anschließender Ausleitungsstrecke. Im Zuge der Wiederverleihung der Nutzungsrechte für die Wasserkraftanlage erfolgte eine Elektrofischerei in der Gurk unterhalb und oberhalb der Wehranlage mit Hilfe eines Elektrofangbootes mittels Streifenmethode. Im Bereich unter-

halb der Wehranlage konnten in diesem epipotamalen Gurkabschnitt insgesamt 17 Fischarten nachgewiesen werden, oberhalb lediglich 7 Arten. Weiter flussaufwärts kommen die fehlenden, aber unterhalb der Wehranlage festgestellten Fischarten auch nicht mehr vor. Eine fischökologische Bewertung nach Haunschmid et al. (2006) erbrachte für den Abschnitt unterhalb der Wehranlage einen noch guten fischökologischen Zustand, oberhalb der Wehranlage aufgrund des Fehlens von Leit- und Begleitarten einen mäßigen Zustand (Beitrag W. Honsig-Erlenburg).

3.3.6 Kamp

Der Kamp ist seit Jahrzehnten von einer Abfolge kleiner Wehranlagen und dazwischen liegenden, freien Fließstrecken geprägt. Eine drastische Verschlechterung hinsichtlich der Migrationsverhältnisse erfuhr der Kamp durch die Errichtung des Donaukraftwerkes Altenwörth und die daraus resultierende Verlegung der Mündung in die Donau. So konnte in einer Studie des FRV-I Krems klar belegt werden, dass die unterste Traverse im Altarm Altenwörth auch für schwimmstarke Arten, wie z.B. die Nase, ein bedeutendes Migrationshindernis darstellt. Die Bestandsabnahmen vieler Arten sind auf diese reduzierte Zuwandermöglichkeiten aus der Donau direkt zurückzuführen. So konnten im Unterlauf des Kamps (Mündung Kamp ins Krems-Kamp-Begleitgerinne bis Kammern) nur noch 28 Arten nachgewiesen werden, während potentiell fast das gesamte Donauspektrum zu erwarten wäre. Bei Elektrobefischungen des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanagement im Jahr 2004 konnten flussauf des nächsten Wehres bei Kammern bis in den Bereich Rosenberg nur mehr 17 Arten nachgewiesen werden. Eine fischökologische Bewertung nach Haunschmid et al. (2006) erbrachte für diesen Abschnitt einen mäßigen ökologischen Zustand. Ausschlaggebend für diese Bewertung was das weitgehende Fehlen von Leit- und seltenen Begleitarten sowie das Kriterium Biomasse. Die Katastrophenhochwässer des Jahres 2002 führten zu einer massiven Abdrift verschiedener Arten und Stadien, Wiederbesiedelung bzw. Kompensation wurden wegen der eingeschränkten ökologischen Durchgängigkeit verhindert oder zumindest drastisch eingeschränkt (Beitrag IHG).

3.3.7 Lafnitz

Die Lafnitz an der burgendländisch-steiermärkischen Grenze ist eines der artenreichsten Fließgewässer der Region. Eine Reihe von Querbauwerken zerschneidet den Fluss jedoch in mehrere Abschnitte, die stromauf eine zunehmend geringere Artenvielfalt aufweisen. Besonders kritisch ist ein Mühlwehr bei Markt Allhau im Übergangsbereich Epipotamal – Hyporhithral, das eine definitive Verbreitungsgrenze unter anderem für Nase und Streber darstellt. Nach dem Leitbild von Haunschmid et al. (2006) sollten die beiden Arten zumindest sporadisch auch in den stromauf gelegenen Abschnitten zu erwarten sein, die Nase kam nach Angaben von Fischern früher auch bis Loipersdorf vor. Die Bewertung ergibt für die Lafnitz stromauf des Migrationshindernisses nach wie vor zumindest einen guten Zustand, andere Potamalartern, wie die Barbe, sind jedoch nur mehr in geringen Beständen vorhanden, sodass eine Verschlechterung aufgrund des Verlustes von typischen und seltenen Begleitarten zu erwarten wäre. Für eine Aufrechterhaltung der artenreichen Fischfauna im Mittellauf ist eine Wiederherstellung des Kontinuums unerlässlich – eine Forderung, die derzeit auch im Rahmen eines LIFE-Projekts umgesetzt wird (Beitrag G. Wolfram).

3.3.8 Sulm

An der Sulm fehlen nach der Restrukturierung eines ursprünglich mäandernden Flussabschnittes nach wie vor typische Fischarten (Zingel, Schrätzer, Aalrutte, Wels, Zobel und Schied), die auf das weiterhin fehlende Kontinuum zur Mur hindeuten (Zitek et al., 2004a; Zitek et al., 2004e).

3.3.9 Untere Traun

Um sich das Ausmaß der ursprünglichen Huchenwanderung zu verdeutlichen, kann folgendes Beispiel dienen. An der unteren Traun konnten noch vor rund 130 Jahren bis zu 500 Huchen bei ihrer Einwanderung aus der Donau gezählt werden (Danner, 1884). Mittlerweile ist das Traun/Donausystem jedoch durch Kraftwerke, Ausleitungen, Regulierungen und den Einstau des untersten Abschnittes der Traun durch das Donau-KW Abwinden-Asten aus fischökologischer Sicht massiv gestört.

3.3.10 Orava Fluss

Die Errichtung eines Dammes am Orava Fluss, neben Vah und Turiec einer der wichtigsten Huchenflüsse der Slowakei, führte zur Unterbrechung der Laichwanderung des Huchens und zu einer Akkumulation von über 100 Individuen zwischen 3-16 kg flussab des Wehres und zu einer deutlichen Reduktion der Bestände flussauf (Holcik et al., 1988).

3.3.11 Hochrhein

Steinmann et al (1937) beschreiben den Verlust des Lachses im Hochrhein durch die zunehmende Fragmentierung und Errichtung nicht funktionsfähiger FAHs.

4 Definition des prioritären Wanderraumes

4.1 Ökologische Grundlagen

Die Beachtung der unterschiedlichen Ansprüche von Fischarten an das Fließgewässerkontinuum, "Vom Meer bis zur Quelle" (Kroes et al., 2006), stellt einen wesentlichen Erfolgsfaktor bei der Umsetzung von Kontinuumsmaßnahmen dar (Jungwirth et al., 2000b; Wiesner et al., 2006). In Österreich gehören die meisten Flüsse dem Donau-Einzugsgebiet mit Entwässerung ins Schwarze Meer an; nur wenige Flüsse entwässern über das Einzugsgebiet des Rheins und der Elbe in die Nordsee. Die Donau, von Natur aus eines der fischartenreichsten Gewässern Europas (Schiemer et al., 1994) ist mit einer Länge von 2900 km und einem Einzugsgebiet von 805 000 km² nach der Wolga der zweitgrößte Fluss Europas. Auf österreichischem Boden befinden sich davon ca. 350 km, welche natürlicherweise den Grossteil der heimischen Fischfauna beherbergen (Balon, 1963; Lelek, 1980). Von den ursprünglich 65 in Österreich heimischen Fischarten waren 62 Arten auch in der Donau vorzufinden (siehe auch Jungwirth, 1984). Das Donausystem und seine großen Zubringer stellten daher den zentralen Wander- und Ausbreitungsbereich für die meisten österreichischen Fischarten dar (Abb. 8). Generell können dabei die für Österreich typischen Fischarten bezüglich der zurückgelegten Wanderdistanzen bzw. des von ihnen beanspruchten offenen Kontinuums grob in drei Artengruppen eingeteilt werden:

- 1) Diadrome Arten, die Wanderungen von > 1000 km bis in österreichische Gewässerabschnitte durchführen (Störartige aus dem Schwarzen Meer, der Aal aus der Elbe kommend) (Spindler, 1997; Zauner, 1997),
- 2) Mittelstreckenwanderer wie Huchen, Nase und Barbe, die Wanderungen über mittlere Distanzen (30-300 km) durchführen,
- 3) Kurzstreckenwanderer wie Äsche und Bachforelle, die zumeist Wanderungen < 30 km durchführen.

Bereits 1987 gibt Lelek (1987) das Meta- und Hyporhithral bzw. Epipotamal als jene Fischzonen an, die europaweit am meisten vom Menschen beeinträchtigt sind, und wo der dringendste Handlungsbedarf bezüglich der Fischarten Äsche, Barbe, Nase und Huchen bestünde. Er gibt auch Anregungen, wie und wo seiner Meinung nach mit der Restauration begonnen werden sollte: Identifizierung eines Flussbereiches in jedem Einzugsgebiet, der alle Habitate zur ontogenetischen Entwicklung einer Fischart inklusive Reproduktionshabitate aufweist und Erhaltung dieses Gebietes als Ausgangspunkt der Wiederbesiedlung. Mündungsbereiche in größere Zubringer wurden als beste Option zur Sanierung der Fischfauna des Hauptflusses gesehen. Generell kann davon ausgegangen werden, dass die Wiederbesiedlung von Habitaten vor allem von der Existenz und Distanz von intakten Populationen („Source populations“) abhängig ist (Sheldon & Meffe, 1995; Schlosser, 1998; Hilderbrand & Kershner, 2000). Dabei bilden die Donau bzw. die großen Donauzubringer in Österreich die Hauptquelle für potentielle Wiederbesiedler der Zubringersysteme. Generell entscheiden Größe, Lage und Ausprägung des Zubringers (Gefälle, Abfluss, Temperatur) darüber, ob und von wie vielen Arten des Hauptflusses dieser besiedelt wird (Grenouillet et al., 2004).

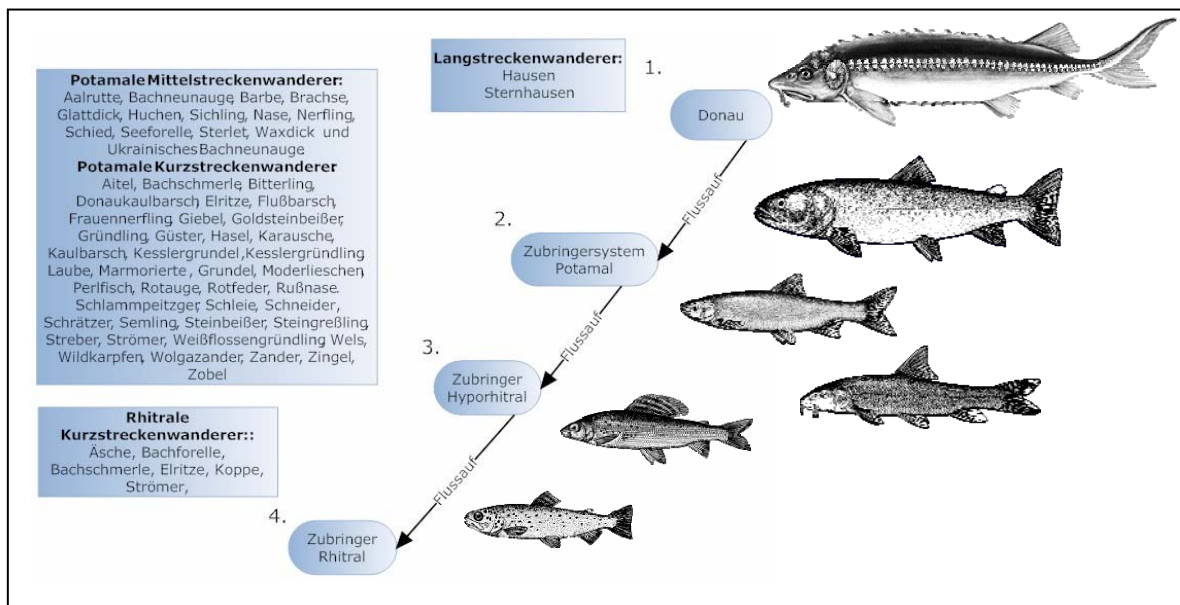


Abb. 8: Ökologisch definierte Hauptwanderareale in Österreich sowie Beispiele von Wanderfischarten.

Obwohl Fischarten-Vergesellschaftungen und Dichten durch die ungleichmäßige Verteilung von Habitaten lokal sehr unterschiedlich sein können, ist in Flüssen generell eine zunehmende Artenzahl in Richtung flussab typisch (Sheldon, 1968; Schlosser, 1987; Rahel & Hubert, 1991). Ebenso nimmt in Richtung flussab die Anzahl der Gilden zu, obwohl der Anteil rheophiler Arten in Richtung flussab zurückgeht (Aarts & Nienhuis, 2003). Auch in Flüssen mit geringerer Flussordnungszahl kann von flussauf in Richtung flussab mit zunehmenden Biomassen und Artenzahlen und dementsprechend großem Wiederbesiedlungspotential gerechnet werden (Bayley & Osborne, 1993). Es existieren zwei Konzepte, die diesen Aspekt beschreiben: das europäische Bioregionen-Konzept sowie das nordamerikanische Artenzunahme-Konzept (Petry & Schulz, 2006). Wichtige Einflussgrößen, die mit dem Auftreten von Mittelstreckenwanderern (wie z. B. der Barbe) bzw. einer Artenzunahme in Richtung flussab einhergehen, sind vor allem Einzugsgebietsgröße und Gefälle (Pont et al., 2005).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass eine hierarchische, einzugsgebietsbezogene Strategie die natürlichen Wanderungen der flusstypspezifischen Fischarten bzw. die natürliche longitudinale Zonierung der Fließgewässer als Basis haben sollte. Da eine Strategie zur Wiederherstellung des Kontinuums den ganzen Migrationszyklus (Lucas & Baras, 2001) für alle Arten und Altersstadien sowohl in Richtung flussauf und flussab, als auch lateral berücksichtigen sollte (Pavlov, 1989), ist es von grundsätzlicher Bedeutung, welches Ausmaß an intakten und funktionell entsprechenden Lebensräumen durch die Passierbarmachung von Querbauwerken wieder verfügbar wird (Steel et al., 2004).

4.2 Natürlicher Fischlebensraum

Dem Fließgewässerkontinuum kommt vor allem im natürlichen Fischlebensraum eine besondere Bedeutung für den Erhalt der Fischpopulation zu. So ist etwa in eiszeitlich stark überprägten Landschaften (wie z. B. in Salzburg), der natürliche Fischlebensraum, der für die Fische über die Donau von der Salzach, Saalach, Mur, Enns, Ager und Traun besie-

delbar war, vom nicht-natürlichen Fischlebensraum unterscheidbar, dessen Fischbestand durch Besatzmaßnahmen aufgebaut und erhalten wird (Jäger et al., 2004). Nach genannten Autoren wurde bei Untersuchungen der nacheiszeitlichen Entwicklung des Salzburger Gewässersystems festgestellt, dass mit dem Ausapern Salzburgs aus der eiszeitlichen Vergletscherung das Gewässersystem in stetiger Entwicklung war und vor etwa 9000 Jahren die größte Ausdehnung natürlichen Fischlebensraumes gegeben war. Dann kam es wieder zur Ausräumung verschiedener Flusstäler und der Entstehung natürlicher Barrieren. Auf diese Weise wurden isolierte Fischlebensräume geschaffen und der von der Donau aus erreichbare natürliche Fischlebensraum verkleinert. Darüber hinaus gab es auch fischleere Gewässerabschnitte, die von den Fischen natürlicherweise durch Wanderung nicht erreicht werden konnten.

Das Wasserrechtsgesetz kennt jedoch nur den Begriff Fischwasser, welches im öffentlichen Interesse zu erhalten ist und in welchem es zu keiner Gefährdung des Tier- und Pflanzenbestandes kommen darf. Gemäß § 30, WRG 1959 (BMLFUW, 2005b), sind Fischwässer zu erhalten, unabhängig davon ob es natürliche oder nicht natürliche Fischlebensräume sind.

In den natürlichen Fischlebensräumen orientiert sich die Ermittlung des ökologischen Zustandes des Gewässers vor allem am gewässertypspezifischen Fischbestand. In den nicht natürlichen Fischlebensräumen wird der ökologische Zustand anhand des Makrozoobenthos, benthischer Algen und allenfalls des Makrophytenbestandes beurteilt.

In Fischlebensräumen und in Fischgewässern müssen im Vollzug der EU Wasserrahmenrichtlinie, umgesetzt mit der WRG-Novelle 2003, das laterale und longitudinale Kontinuum erhalten bzw. wiederhergestellt werden.

Dabei können für eine detaillierte Betrachtungsweise folgende Definitionen nach Jäger & Schrempf (2007), entwickelt für das Bundesland Salzburg, verwendet werden:

- Natürlicher Fischlebensraum
 - Primärer Fischlebensraum, entspricht dem aktuellen + isolierten Fischlebensraum: nach der letzten Eiszeit für Fische von Salzach, Saalach, Mur, Enns, Ager und Traun aus erreichbare Gewässer. Maximal mögliche natürliche Fischausbreitung vor ca. 11.000 Jahren.
 - Aktueller Fischlebensraum = rezenter natürlicher Fischlebensraum: aus Salzach, Saalach, Mur, Enns, Ager und Traun erreichbarer, natürlicher, rezenter Fischlebensraum ohne künstliche Aufstiegshindernisse (Situation etwa um 1850), begrenzt durch natürliche Barrieren.
 - Isolierter Fischlebensraum: Teile des primären Fischlebensraumes, die heute wegen des Freilegens natürlicher Barrieren durch die eizeitlichen Erosionsprozesse nicht mehr für die Fische aus Salzach, Saalach, Mur, Enns, Ager und Traun erreichbar sind.
- Nicht natürlicher Fischlebensraum
 - Sekundärer Fischlebensraum: stehende Gewässer und Abschnitte fließender Gewässer, welche von Fischen am Wasserweg niemals erreichbar waren und in welchen Fischbesatz durch den Menschen vorgenommen wurde; z. B. Hochgebirgsseen mit Fischbesatz, Gebirgsbäche in der Almregion mit Fischbesatz.
 - Fischleere Gewässer: stehende oder fließende Gewässer ohne Fischbestand und ohne Fischbesatz.

Der heutige reale Fischlebensraum entspricht daher dem natürlichen Fischlebensraum (aktueller und nacheiszeitlich isolierter Fischlebensraum) mit allen derzeitigen, nacheiszeitlich natürlich entstandenen und nicht natürlichen anthropogenen Kontinuumsunterbrechungen. Im Zuge der Umsetzung der WRRL sind eindeutig die dem Referenzzustand entsprechenden Bedingungen wiederherzustellen, d.h. die künstlich eingebrachten Querbauwerke im realen Fischlebensraum passierbar zu machen.

4.3 Historische Verbreitung typischer Wanderfischarten

Informationen zur historischen Verbreitung von Fischarten stellen eine weitere wichtige Grundlage zur Restaurierung von Flusssystemen dar (Schmutz et al., 2000a). Oftmals ist das natürliche Verbreitungsgebiet von Fischarten auf Grund von menschlichen Eingriffen stark reduziert. Historische Aufzeichnungen ermöglichen die Rekonstruktion der Verbreitung vor den systematischen Eingriffen des 19. und 20. Jahrhunderts.

Fische hatten in früheren Jahrhunderten einen hohen Stellenwert für die Ernährung und die Fischereiwirtschaft war ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Daher liegen heute zahlreiche Archivquellen und vor allem seit dem Ende des 18. Jahrhunderts Literatur über den Fang bzw. das Vorkommen bestimmter Fischarten vor. Häufig sind frühe Informationen jedoch auf wirtschaftlich interessante Fischarten beschränkt. Ab dem 19. Jahrhundert gibt es jedoch für alle europäischen Fließgewässer fischkundliche Aufzeichnungen, die auch wirtschaftlich nicht genutzte Fischarten berücksichtigen.

Auch die Bedeutung der Fischwanderung wurde bereits früh dokumentiert, oft im Zusammenhang mit der negativen Auswirkung der Unterbindung von Migrationen durch Wehre. Für eine Vielzahl von österreichischen Flüssen sind vor allem die Massenwanderungen der Nasen zur Laichzeit im Frühjahr beschrieben. Das zu dieser Zeit an vielen Gewässermündungen, z.B. an der Traisen (Raab, 1978) und an den Salzachzubringern (Freudlsperger, 1936) stattfindende „Nasenstechen“ war in den Anliegergemeinden ein wichtiges und daher mehrfach dokumentiertes Ereignis. Die Bedeutung der Wanderung des Huchens oder die Frage, ob es Standfischpopulationen in Donauzubringern gab, wurde vor allem zu Beginn des 20. Jahrhunderts intensiv in einschlägigen Fachzeitschriften diskutiert. Umfangreiche Informationen zum historischen Vorkommen liegen für alle drei hier behandelten Fischarten Nase, Barbe und Huchen vor. Alle drei genannten Arten treten zur Laichzeit in gut einsehbaren, seichten Gewässerstrecken mit einem auffälligen Laichverhalten in Erscheinung. Im Gegensatz zu den massenhaft auftretenden Nasen und Barben laichen Huchen jedoch paarweise.

Die Quellen des 19. und frühen 20. Jahrhunderts liefern vor allem Daten zum Vorkommen, meist an bestimmten Flussabschnitten oder Orten. Erste umfangreiche Felduntersuchungen zur Fischmigration an mitteleuropäischen Flüssen wurden erst in den späten 1920er und in den 1930er Jahren durchgeführt (Steinmann et al., 1937). Die erhobenen quantitativen Daten standen im engen Zusammenhang mit der Frage des Einflusses der neu errichteten Kraftwerke und Kraftwerksketten, z.B. an Donau, Aare, Rhein, Main oder Neckar (Haidvogel & Waidbacher, 1997). Generell kann auf Grund dieser Daten davon ausgegangen werden, dass das historische Ausmaß von Wanderungen der Fische und deren Verbreitung durch Kontinuumsunterbrechungen und Habitatveränderungen stark eingeschränkt wurde (Waidbacher & Haidvogel, 1998; Wiesner et al., 2006).

Über den Huchen beispielsweise ist bekannt, dass er in rund 11.126 km im Donaueinzugsgebiet beheimatet war, heute in 4.353 km ausgestorben ist (39% des ehemaligen

Verbreitungsgebietes) und in rund 3.055 km (27,5 % des ehemaligen Verbreitungsgebietes) nur noch selten vorkommt (Holcik, 1990). In rund 3.718 km (33,4% seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes) kommt er noch relativ häufig vor. In den meisten Flüssen ist das Vorkommen des Huchens jedoch fragmentiert und künstlich in Sub-Populationen unterteilt. Der Huchen ist daher heute vom Aussterben bedroht, wobei vor allem Flussregulierungen, der Verlust des Kontinuums, industrielle und landwirtschaftliche Verschmutzung verantwortlich gemacht werden. In Österreich finden sich nur noch in rund 10 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes von rund 4.500 km selbst-reproduzierende Bestände (Schmutz et al., 2002).

Nase, Barbe und Huchen stellen neben den Stören somit die wichtigsten Indikatoren und am besten dokumentierten Wanderfischarten dar. Im Folgenden wird daher anhand historisch dokumentierter Vorkommen und aktueller Nachweise von Barbe, Nase und Huchen im Fließgewässernetz > 500 km² Einzugsgebiet ein sog. „prioritärer Wanderraum für Mittelstreckenwanderer“ rekonstruiert.

4.3.1 Historische Datenquellen

Die historischen Verbreitungskarten für Barbe, Nase und Huchen wurden vorwiegend auf Basis gedruckter schriftlicher Quellen und Literatur sowie einer historischen Fischverbreitungskarte des Bundeslandes Salzburg rekonstruiert („Kollmann-Karte, 1898; Jäger & Schillinger, 1988). Mittlerweile ist diese Karte auch digital verfügbar (Jäger & Schillinger, 2003). Das Hauptaugenmerk der Datenrecherche lag auf dem 19. und frühen 20. Jahrhundert. Insgesamt wurden ungefähr 400 schriftliche Quellen auf historische Informationen zur Verbreitung von Nase, Barbe und Huchen untersucht. Ein Großteil der relevanten Literaturgrundlagen in Bezug auf historische Vorkommen lag bereits als Ergebnis des Projektes „Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern“ (Haidvogel & Waidbacher, 1997) vor. Im Rahmen des MIRR Projektes erfolgte eine neuerliche Sichtung des Datenmaterials im Hinblick auf Informationen zur Wanderung. Weiters wurden die Vorkommenshinweise GIS-mäßig erfasst. Informationen zur historischen Verbreitung wurden für alle österreichischen Flüsse erhoben, jedoch insbesondere für das Fließgewässernetz mit > 500 km² Einzugsgebiet (EZG) dargestellt und ausgewertet.

Auch wenn eine Vielzahl an historischen Hinweisen zum ehemaligen Vorkommen von Huchen, Barbe und Nase gesammelt werden konnte, ist letztendlich nicht ausgeschlossen, dass die vorliegenden Daten vor allem in Bezug auf kleinere Gewässer lückenhaft sind. Um eventuell vorhandene Datenlücken zu identifizieren, wurde schließlich, basierend auf der historischen Verbreitung, eine Modellierung der potentiellen Verbreitung von Huchen, Barbe und Nase vorgenommen. Methodik und Ergebnisse finden sich im Anhang zu diesem Bericht („Modellierung der potentiellen Verbreitung von Nase, Barbe und Huchen“). Die erzielten Resultate müssen zwar im Einzelfall genau betrachtet werden, stellen jedoch generell eine wertvolle Erweiterung des bestehenden Datensatzes dar. Die für dieses Projekt getätigten Aussagen beruhen jedoch auf den seit längerem vorhandenen historischen Originaldaten.

4.3.2 Historisch und aktuell dokumentiertes Verbreitungsgebiet von Barbe, Nase und Huchen

Zur Ermittlung des prioritären Wanderraumes wurden die historisch dokumentierten Verbreitungen typischer Mittelstreckenwanderer wie Barbe, Nase und Huchen mit aktuellen Nachweisen in zusätzlichen Bereichen ergänzt (Tabernig, 2003; siehe Abb. 9 bis Abb. 11). Das Gesamtverbreitungsgebiet von Barbe, Nase und Huchen (wo zumindest eine der drei Arten historisch dokumentiert war) erstreckt sich dabei auf 53 % des gesamten Gewässernetzes mit > 500 km² Einzugsgebiet (Abb. 12), wobei Belege vor allem für Epipotamal groß (100 %), Epipotamal mittel (75 %), Hyporhithral groß (63 %) und Metapotamal (59 %) vorliegen (Tab. 7). Weiters interessant ist, in welchen Bereichen des historischen Vorkommens, die im Zuge von Befischungen der letzten Jahrzehnte bearbeitet wurden, aktuell kein Vorkommen mehr nachgewiesen werden konnte; es kann davon ausgegangen werden, dass die betreffende Fischart in diesen Bereichen durch menschliche Einflüsse wie Regulierungen und Kontinuumsunterbrechungen zurückgedrängt wurde (Tab. 8, Abb. 13 bis Abb. 15). Die Barbe fehlt in 42,5 % des befischten historischen Verbreitungsgebietes, die Nase in 32 % und der Huchen in 64 %. Besonders hoch sind die Rückgänge bei Barbe und Nase im Hyporhithral groß (86 % bzw. 58 %), bzw. beim Huchen in Metapotamal (100 %), Epipotamal groß (80 %) und Epipotamal mittel (68,5 %); im Hyporhithral groß kommt der Huchen in 44 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes nicht mehr vor.

Tab. 7: Gesamtverbreitungsgebiete von Barbe, Nase und Huchen je Fischregion rekonstruiert anhand historischer und aktueller Belege in km und % je Fischregion.

Verbreitung von Barbe, Nase und Huchen in km													
Fließgewässer > 500 km ² EZG		Barbe			Nase			Huchen			Barbe, Nase, Huchen		
Fischregion	Gesamtlänge in km	historisch	plus aktuell	Summe	historisch	plus aktuell	Summe	historisch	plus aktuell	Summe	historisch	plus aktuell	Summe
Epirhithral	491,1				4,3						4,3		
Metarhithral	893,4	26,8	5,77	32,6	19,8	2,01	21,8	26,1	0,0	26,1	65,7	5,77	71,5
Hyporhithral klein	58,3												
Hyporhithral groß	1691,1	744,3	53,25	797,5	459,2	89,96	549,2	861,5	0,0	861,5	1024,1	33,84	1058,0
Epipotamal klein	146,2	1,2	44,49	45,6		42,32	42,3		0,0	0,0	1,2	44,49	45,6
Epipotamal mittel	662,2	213,8	250,87	464,7	92,4	196,00	288,4	237,8	0,0	237,8	327,2	170,49	497,7
Epipotamal groß	880,8	858,6	22,13	880,8	847,1	22,13	869,3	878,0	0,0	878,0	880,8		880,8
Metapotamal	82,6	48,4		48,4	15,7		15,7	15,7	0,0	15,7	48,4		48,4
GESAMT	4905,7	1893,2	376,5	2269,7	1438,5	352,4	1786,6	2019,1	0,0	2019,1	2351,7	254,6	2602,0

Verbreitung von Barbe, Nase und Huchen in %													
Fließgewässer > 500 km ² EZG		Barbe			Nase			Huchen			Barbe, Nase, Huchen		
Fischregion	%	historisch	plus aktuell	Summe	historisch	plus aktuell	Summe	historisch	plus aktuell	Summe	historisch	plus aktuell	Summe
Epirhithral	100,0				0,9						0,9		
Metarhithral	100,0	3,0	0,6	3,7	2,2	0,2	2,4	2,9	0,0	2,9	7,4	0,6	8,0
Hyporhithral klein	100,0												
Hyporhithral groß	100,0	44,0	3,1	47,2	27,2	5,3	32,5	50,9	0,0	50,9	60,6	2,0	62,6
Epipotamal klein	100,0	0,8	30,4	31,2	0,0	28,9	28,9	0,0	0,0	0,0	0,8	30,4	31,2
Epipotamal mittel	100,0	32,3	37,9	70,2	14,0	29,6	43,6	35,9	0,0	35,9	49,4	25,7	75,2
Epipotamal groß	100,0	97,5	2,5	100,0	96,2	2,5	98,7	99,7	0,0	99,7	100,0	0,0	100,0
Metapotamal	100,0	58,6	0,0	58,6	19,0	0,0	19,0	19,0	0,0	19,0	58,6	0,0	58,6
GESAMT	100,0	38,6	7,7	46,3	29,3	7,2	36,4	41,2	0,0	41,2	47,9	5,2	53,0

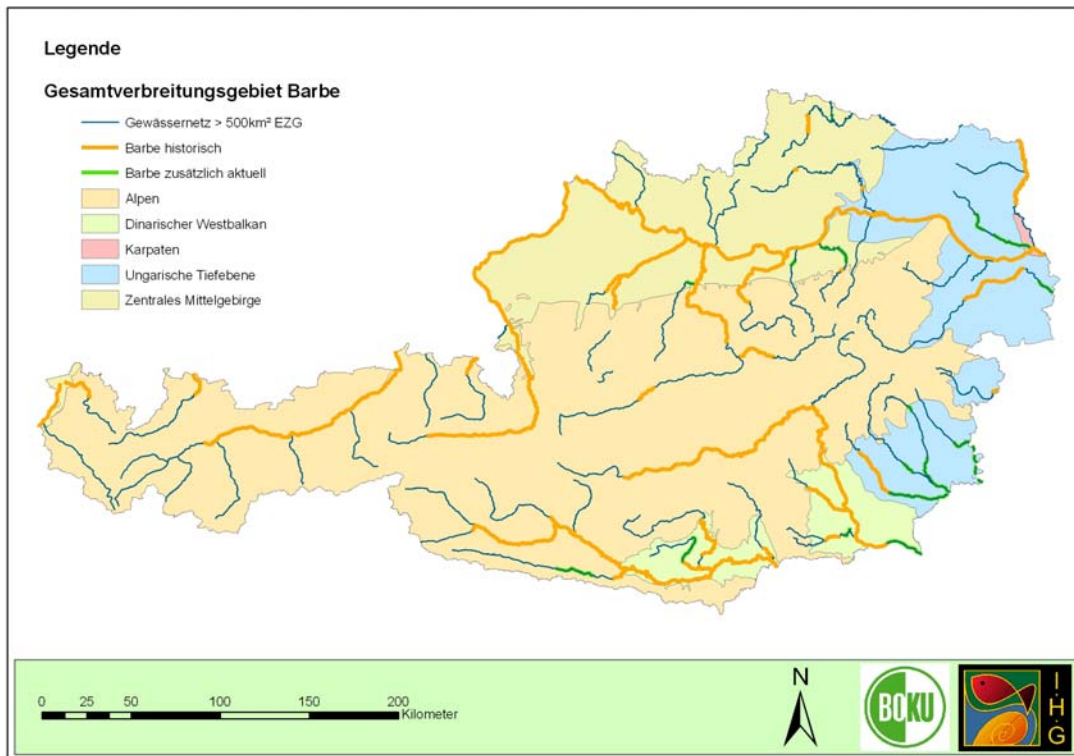


Abb. 9: Gesamtverbreitung der Barbe in Fließgewässern > 500 km² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen und aktueller Nachweise in den Ökoregionen.

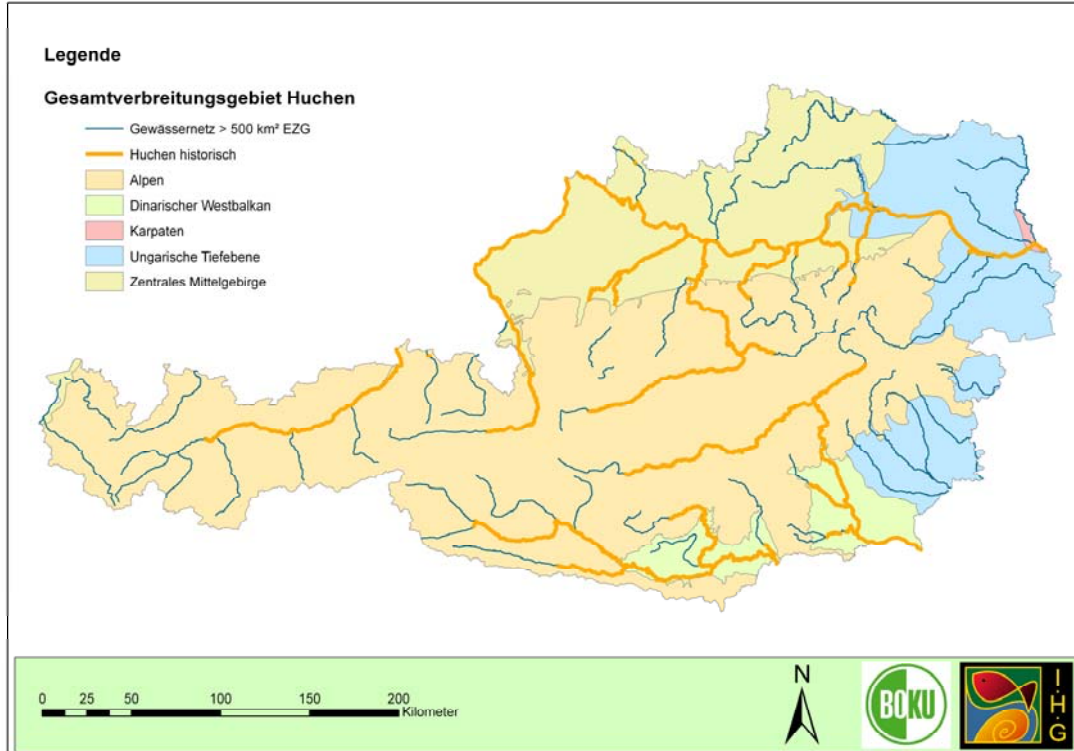


Abb. 10: Gesamtverbreitung des Huchens in Fließgewässern > 500 km² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen in den Ökoregione; zusätzliche aktuelle Nachweise befinden sich beim Huchen ausschließlich im historischen Verbreitungsgebiet.

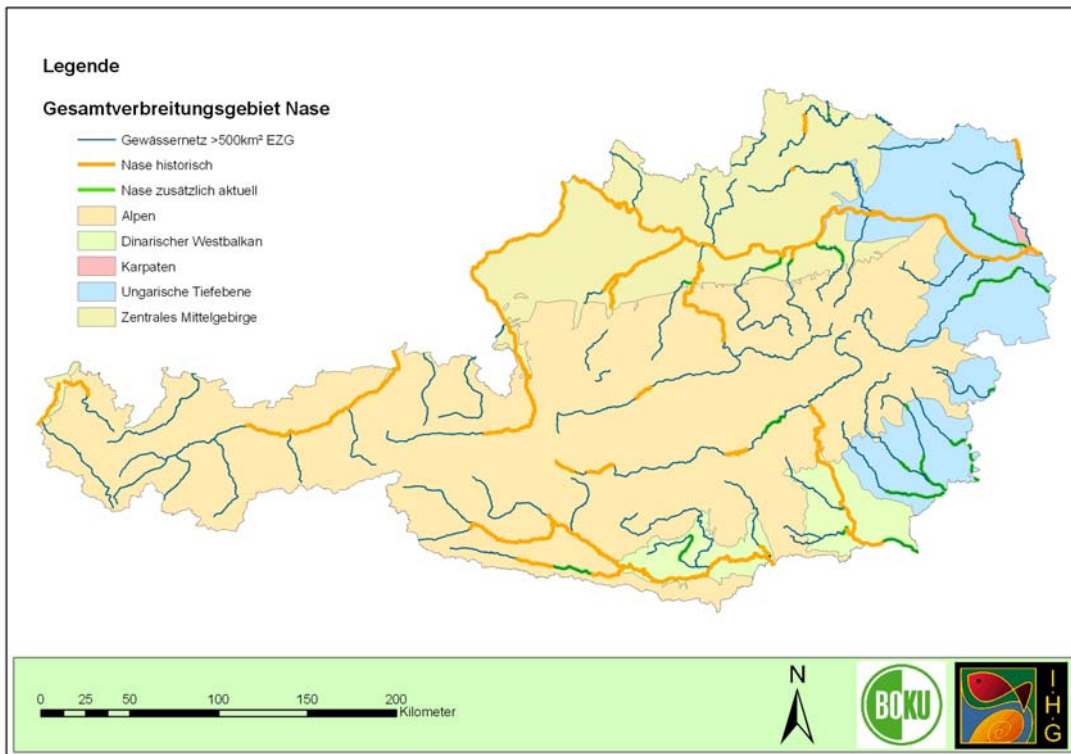


Abb. 11: Gesamtverbreitung der Nase in Fließgewässern > 500 km² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen und aktueller Nachweise in den Ökoregionen.

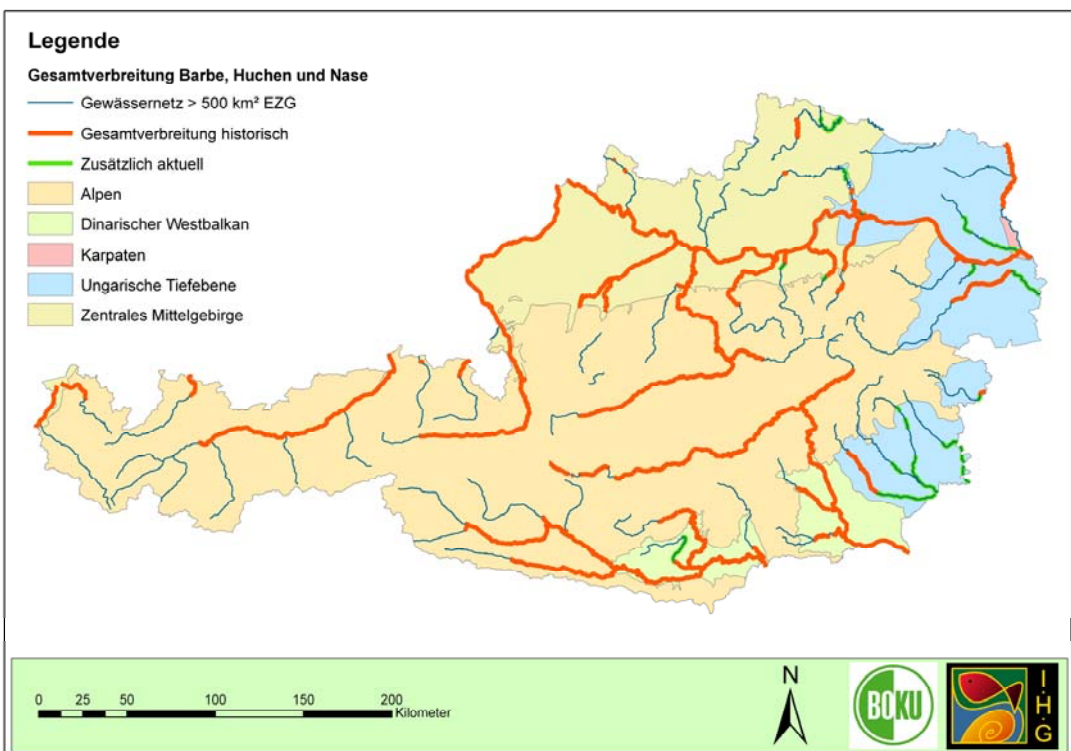


Abb. 12: Gesamtverbreitung von Barbe, Huchen und Nase in Fließgewässern > 500 km² Einzugsgebiet, rekonstruiert anhand historischer Referenzen und aktueller Nachweise in den Ökoregionen.

Tab. 8: Befischte Bereiche des historischen Verbreitungsgebietes von Barbe, Nase und Huchen mit aktuellen Nachweisen bzw. nunmehr fehlendem Vorkommen in km und % (G...befischte Bereiche des historischen Verbreitungsgebietes, A...aktuell dokumentiertes Vorkommen, V...Verlust der Fischart im historisch dokumentierten Verbreitungsgebiet).

Angaben in km												
Fischregion	Barbe			Nase			Huchen			Gesamt		
	G	A	V	G	A	V	G	A	V	G	A	V
Epirhithral												
Metarhithral	1,7		1,7	6,5		6,5	6,9		6,9	13,4		13,4
Hyporhithral klein												
Hyporhithral groß	544,7	76,0	468,6	393,5	164,2	229,3	649,3	361,9	287,4	760,0	458,2	301,8
Epipotamal klein												
Epipotamal mittel	126,5	120,7	5,8	66,2	44,3	21,9	167,6	52,8	114,8	207,6	188,7	18,9
Epipotamal groß	697,5	584,4	113,1	686,0	567,1	118,9	716,9	142,4	574,5	719,7	649,4	70,3
Metapotamal	15,7	15,7		15,7	15,7		15,7		15,7	15,7	15,7	
Gesamt	1386,1	796,9	589,2	1168,0	791,4	376,6	1556,3	557,0	999,3	1716,4	1311,9	404,4
Angaben in %												
Fischregion	Barbe			Nase			Huchen			Gesamt		
	G	A	V	G	A	V	G	A	V	G	A	V
Epirhithral												
Metarhithral	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0
Hyporhithral klein												
Hyporhithral groß	100,0	14,0	86,0	100,0	41,7	58,3	100,0	55,7	44,3	100,0	60,3	39,7
Epipotamal klein												
Epipotamal mittel	100,0	95,4	4,6	100,0	66,9	33,1	100,0	31,5	68,5	100,0	90,9	9,1
Epipotamal groß	100,0	83,8	16,2	100,0	82,7	17,3	100,0	19,9	80,1	100,0	90,2	9,8
Metapotamal	100,0	100,0	0,0	100,0	15,7		100,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0
Gesamt	100,0	57,5	42,5	100,0	67,8	32,2	100,0	35,8	64,2	100,0	76,4	23,6

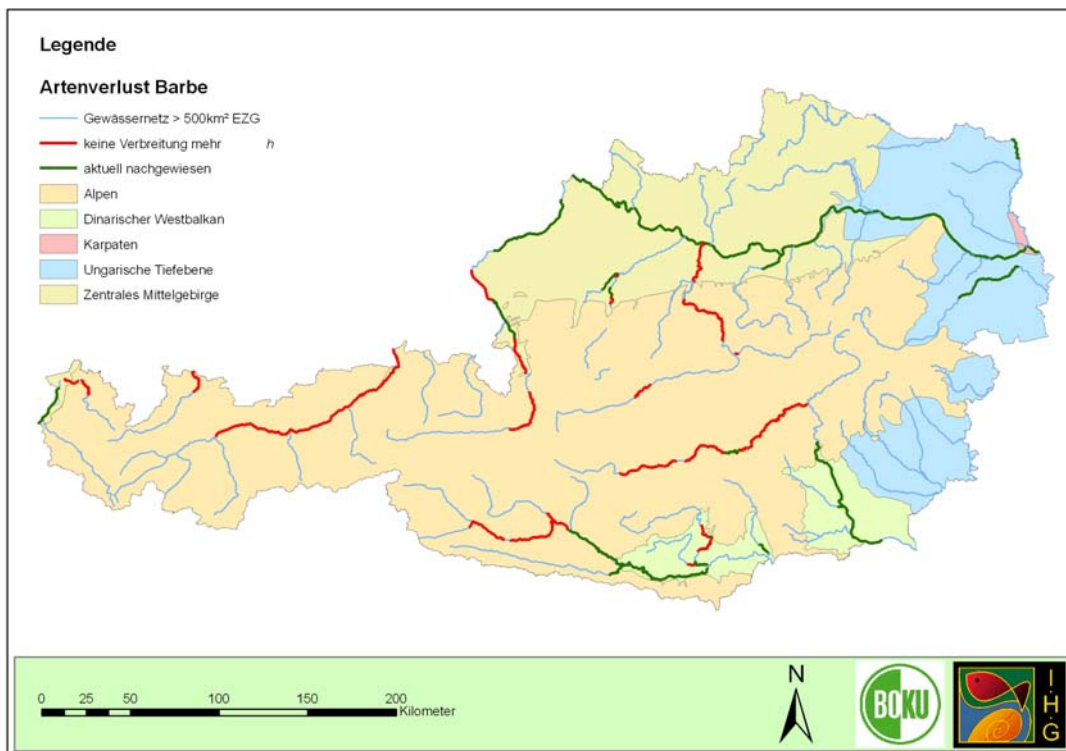


Abb. 13: Aktuelles Vorkommen der Barbe in den befischten Bereichen des historisch dokumentierten Verbreitungsgebietes in Fließgewässern mit > 500 km² EZG in den Ökoregionen.

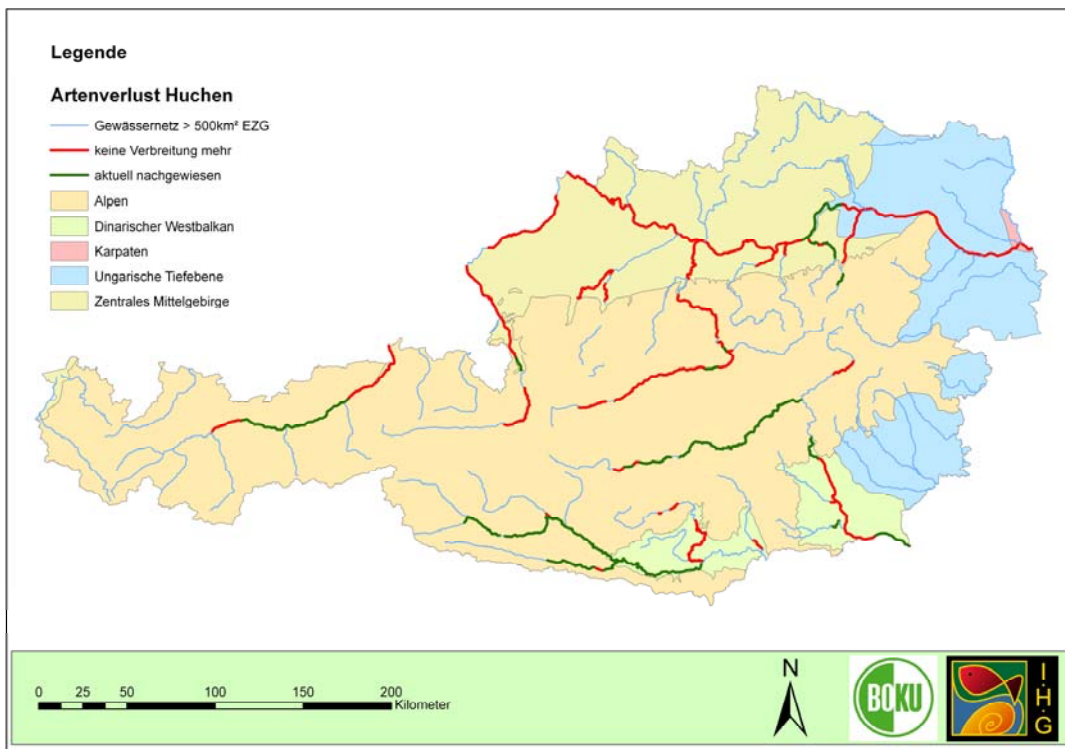


Abb. 14: Aktuelles Vorkommen des Huchens in den befragten Bereichen des historisch dokumentierten Verbreitungsgebietes in Fließgewässern mit > 500 km² EZG in den Ökoregionen.

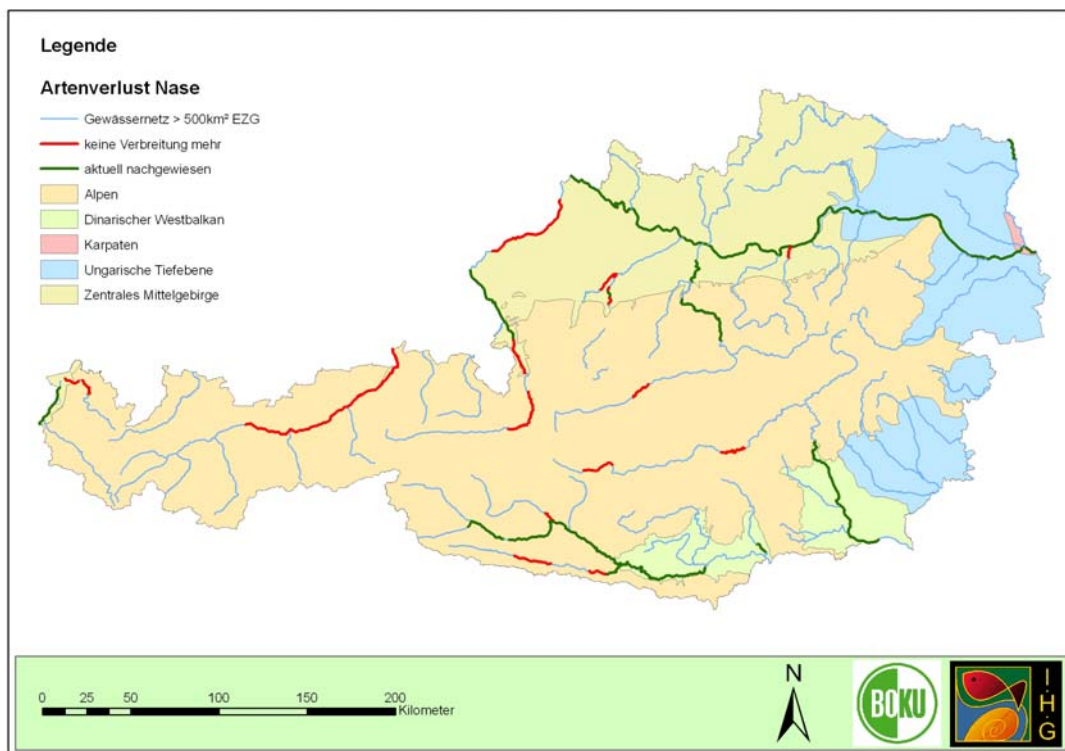


Abb. 15: Aktuelles Vorkommen der Nase in den befragten Bereichen des historisch dokumentierten Verbreitungsgebietes in Fließgewässern mit > 500 km² EZG in den Ökoregionen.

5 Wiederherstellung des Kontinuums

5.1 Effektivität von Kontinuumssanierungen auf Einzugsgebietsebene

Generell wird der Wiederherstellung des Kontinuums ein großer ökologischer Wert bzw. ein entsprechendes Kosten/Nutzen Verhältnis zugesprochen (Roni et al., 2002), da selbst in fragmentierten Lebensräumen wiederverknüpfte Sub-populationen mit einem geringeren Lebensraumangebot zum nachhaltigen Populationserhalt auskommen als isolierte Populationen (Hilderbrand, 2003).

Errichtung und Monitoring von Fischaufstiegshilfen haben in Österreich eine lange Tradition (Ackerbauministerium, 1891; Scheuring, 1949b), mit zunehmender Relevanz in jüngerer Zeit (Jungwirth et al., 1998). In der Vergangenheit stand vor allem die technische Umsetzung entsprechender Bauwerke in Bezug auf biologische Eigenschaften der wandernden Fischfauna im Mittelpunkt (Clay, 1995; Cowx & Welcomme, 1998; Larinier et al., 2002). Heutzutage wird die Wiederherstellung des Fließgewässerkontinuums als eine einzugsgebietsweite Problematik aufgefasst, die mehrere räumlich-zeitliche Ebenen umfasst (Wiesner et al., 2006). Signifikante Verbesserungen für die Fischfauna lassen sich nur dann erzielen, wenn ein integrativer Ansatz verfolgt wird (Buijse et al., 2002; Schmutz et al., 2002; Naiman & Latterell, 2005; Reichert et al., 2007). Der Erfolg von Maßnahmen hängt generell davon ab, in welchem Grad die natürlichen Funktionen und Prozesse eines Fließgewässers unter Berücksichtigung der Vierdimensionalität (longitudinal, vertikal, lateral, temporal) wiederhergestellt werden (Jungwirth, 1998).

In den vergangenen Jahren wurde in Österreich eine Vielzahl von Fischaufstiegshilfen unterschiedlichen Typs verwirklicht (Jungwirth, 1996; Eberstaller & Gumpinger, 1997; Unfer & Zitek, 2000) und untersucht (Eberstaller & Novak, 1997; Eberstaller et al., 2001; Zitek et al., 2004b; Zitek & Schreyer, 2005). Standardisierte Methoden zur Bewertung der Funktionalität von Fischaufstiegshilfen stehen seit kurzem zur Verfügung (Woschitz et al., 2003; Ebel et al., 2006; Schwevers & Adam, 2006), Untersuchungen der Effektivität von Maßnahmen auf Einzugsgebietsebene sind bisher jedoch rar (Bryant et al., 1999; Zitek et al., in press). Ein wichtiger Schritt wäre dabei die Abschätzung der einschränkenden Wirkung (einzeln und in Kombination) nur zum Teil funktionsfähiger Fischaufstiegshilfen auf die Entwicklung der flussauf- bzw. flussab liegenden Fischpopulationen, da eingeschränkt funktionstüchtige Fischaufstiegshilfen möglicherweise nicht dazu geeignet sind, Fischpopulationen zu erhalten bzw. wiederherzustellen (Oldani & Baigun, 2002).

Nach EU-WRRRL müssen alle getätigten Sanierungen mit den verfügbaren Methoden zur Bewertung des fischökologischen Zustandes messbar sein. Diese Methoden wurden in jüngster Zeit auf nationaler als auch EU-weiter Ebene entwickelt und basieren generell auf der Bewertung der Abweichung des gegenwärtigen ökologischen Zustandes von einem unveränderten, flusstypspezifischen Referenzzustand (Jungwirth et al., 2000a). Für Österreich wurde in einem ersten Ansatz im Jahr 2000 ein sog. „MULTi-Level concept for a Fish-based, river-type-specific Assessment of ecological integrity“ (MULFA), basierend auf einem fünf-stufigen Bewertungsschema, entwickelt (Schmutz et al., 2000a,b). Darauf aufbauend entstand der Österreichische Fisch-Index („Fish Index Austria“, FIA; Haunschmid et al., 2006). Auf europäischer Ebene steht seit kurzem der Europäische Fisch-Index (EFI) für eine standardisierte Bewertung des ökologischen Status von Fließgewässern zur Verfügung (Pont et al., 2006).

Ein wichtiger Aspekt, vor allem bei der Bewertung des Erfolges von Maßnahmen, ist die Beachtung der Faktoren, die die Geschwindigkeit des Erholungsprozesses der biologischen Qualitätselemente beeinflussen („Recovery process“). Fischgemeinschaften tendieren dazu, relativ rasch wieder zum Zustand vor der Beeinträchtigung zurückzukehren, wenn die Möglichkeit zur Wiederbesiedelung (Nähe so genannter „Source populations“, freies Kontinuum) und die notwendige Habitatstruktur gegeben sind (Detenbeck et al., 1992; Taylor, 1997). Unterschiedliche Fischarten haben dabei ein unterschiedliches Potential, neue Lebensräume wiederzubesiedeln. Konnektivität ist jedenfalls als Basis dafür, sowie auf übergeordneter räumlicher Ebene für die Ausbildung und Erhalt von Metapopulationsstrukturen, anzusehen (Schmutz & Jungwirth, 1999).

Jene Faktoren, die bei der Wiederbesiedelung von Habitaten eine Rolle spielen, lassen sich auch hierarchisch betrachten (Detenbeck et al., 1992). Einerseits determinieren Umweltfaktoren wie Klima, Geomorphologie, hydrologisches Regime, Lage im Einzugsgebiet, etc. die Ausprägung der vorkommenden Fischfauna, mit z. T. deutlichen Unterschieden zwischen den Fischarten bezüglich ihres Wiederbesiedelungspotentials (Wanderverhalten und -distanzen, „Homing“, Reproduktionsverhalten usw.). Ebenso wie die von übergeordneten Faktoren bestimmten Unterschiede in Vorkommen und Ökologie der Fischarten, beeinflussen auch die lokalen Rahmenbedingungen wie z. B. die Distanz zu möglichen Wiederbesiedelern oder das Vorhandensein von Wanderbarrieren die Geschwindigkeit, mit der sich Restaurierungen auf die Fischfauna messbar auswirken (Ensign et al., 1997). Wiederbesiedelungsprozesse können dabei bekannterweise sehr unterschiedlich verlaufen. In manchen Fällen besiedeln größere Fische mit größerer Schwimmkapazität neue Habitat schneller als kleine (Lonzarich et al., 1998), in anderen erreichen kleinere Fische mit hohen Dichten als erstes die neu geschaffenen Habitate (Copp & Bennetts, 1996). Aber auch die Zuwanderung durch Drift von flussauf gelegenen intakten Strecken kann eine signifikante Rolle bei Wiederbesiedelungsprozessen spielen (Unfer & Schmutz, 1998; Zitek et al., 2004c; Zitek et al., 2004d).

Konnektivitätsmaßnahmen können sich bereits kurz nach ihrer Umsetzung signifikant in einer messbaren Hebung der ökologischen Funktionsfähigkeit niederschlagen, wenn keine anderen menschlichen Einflüsse (veränderte Flussmorphologie, Schwall, Restwasser, Aufstau) die Erholung der flusstypspezifischen Fischfauna beeinträchtigen (Zitek et al., in press). In anderen Situationen ist es jedoch möglicherweise notwendig bzw. sinnvoll, zur Erreichung des guten Zustandes zuerst andere starke Einflüsse, wie zum Beispiel eine stark veränderte Morphologie, zu sanieren und erst in einem zweiten Schritt das Kontinuum wiederherzustellen (Zitek et al., 2004a; Zitek et al., 2004e).

Oftmals wurde auch in der Vergangenheit nach Restaurationsmaßnahmen nicht die wahre Ursache der Veränderung von Biomasse und Abundanz in den untersuchten Strecken festgestellt (ob es sich um tatsächliche Restauration der Reproduktions- und Überlebensprozesse von Population gehandelt hat oder lediglich um eine räumlicher Verlagerung von Teilen einer Population gehandelt hat; Smokorowski et al., 1998). Antworten auf diese Fragen erlauben lediglich Langzeit- bzw. Großraumstudien.

Generell kann bei der Wiederherstellung des Gewässerkontinuums bei Vorhandensein von Quell-Populationen mit sehr schneller Reaktion der Fischfauna gerechnet werden (siehe auch Kap. 5.2 „Aktuell dokumentierte Wanderungen“), wie z. B. die Ergebnisse des Monitorings zum EU-LIFE Projekt „Lebensraum Huchen“ deutlich zeigen. Im Rahmen dieses Projektes wurden 11 Fischaufstiegshilfen errichtet und dadurch ein frei bewanderbarer Gewässerverbund von rund 110 km (Donau – Wachau, Unterlauf Pielach und Melk

bzw. Mank) geschaffen. Folgende Ergebnisse wurden erzielt (Schmutz et al., 2002; Zitek et al., 2004b; in press):

- Wiederverknüpfung der fragmentierten Sub-populationen des Huchens im Projektgebiet zu einer Gesamtpopulation;
- Fang von rund 40.000 Individuen aus 37 flusstypspezifischen Arten im Projektgebiet im Zeitraum von 2001 bis 2004, wobei ein Großteil der Fische im Mündungsbereich der Pielach bei der Einwanderung aus der Donau nachgewiesen wird; die dortige Sohlrampe zur Donau wurde im Rahmen des Projekts abgeflacht und stellte davor vor allem bei Niederwasser der Donau eine Wanderbarriere dar;
- von den 40.000 im Projektgebiet gewanderten Individuen wandern rund 3.500 Individuen aus 36 flusstypspezifischen Arten (plus zwei Neozoen – Bachsaibling und Regenbogenforelle) über neun neu errichtete FAHs an vormals weitgehend unpassierbaren Querbauwerken, 6 davon sind FFH-Arten (Weissflossengründling, Huchen, Schied, Koppe, Schrätzer, Steinbeißer);
- Nachweis von 16 vorher fehlenden, typspezifischen Arten in den wieder mit der Donau vernetzten Zubringern;
- intensive Austauschprozesse innerhalb des gesamten wiederhergestellten Fließgewässerverbundes, vor allem durch Artenneufunde bzw. Wiederfänge markierter Individuen belegt;
- einzelne Arten, wie Barbe, Laube, Gründling und Schied überwinden von der Donau kommend bis zu 4 FAHs im ersten Jahr nach der Kontinuumsöffnung und dringen mindestens 12 km in die Zubringersysteme vor;
- Verbesserung der „Fischökologischen Funktionsfähigkeit“ (FÖF; Schmutz et al., 2000a,b) der Pielach im Untersuchungsgebiet vom „mäßigen“ auf den „guten“ Zustand;
- Verbesserung der FÖF im untersten Abschnitt der Melk hinsichtlich der Parameter „typspezifische Arten“ und „Gildenanzahl“ durch die Kontinuumsöffnung von Index 3,5 auf 1,8.

5.2 Aktuell dokumentierte Wanderungen

Um die aktuell tatsächlich auftretenden Wanderbewegungen von Fischen in fragmentierten Fließgewässern nach Sanierungsmaßnahmen abzuschätzen zu können, wurden digital verfügbare Wanderdaten von Reusenuntersuchungen, die vor allem an Fischaufstiegshilfen durchgeführt wurden, in einer Datenbank gesammelt, und je Fischregion ausgewertet (Tab. 9). **Es wird als äußerst wichtig betrachtet, diese Datenbank fortlaufend mit weiteren Untersuchungsergebnissen und Parametern zu ergänzen, um die Wanderbewegungen von Fischen in österreichischen Gewässern, die durch die Wiederherstellung des Kontinuums im Zuge der Wasserrahmenrichtlinie wieder ermöglicht werden, für das Management nutzbar zu machen und als wichtige Grundlage zur Bewertung der Effizienz von Maßnahmen auf Einzugsgebietsebene in Zusammenhang mit der Entwicklung des ökologischen Zustandes zu verwenden.**

Insgesamt finden sich Wanderdaten von 40 Standorten in der Datenbank, wobei in der Fischregion „Epipotamal mittel“, gefolgt von „Hyporhithral groß“ und „Epipotamal groß“ die meisten Untersuchungen durchgeführt wurden (Tab. 10). Die Datenbank beinhaltet sowohl die Parameter der bei den Reusenuntersuchungen gefangenen Fische (Länge, Altersstadium, z. T. Gewicht und Geschlecht) als auch abiotische Umweltparameter (Abfluss, Wassertemperatur) und Beschreibungen der Charakteristika der Fischaufstiegshilfen samt einer Einschätzung der Funktionalität. Weiters, allerdings bisher sehr lückig, auch die Fischbestände flussab der untersuchten FAHs. Es liegen sowohl Daten zur Flussaufwärtswanderung als auch Flussabwärtswanderung vor; ausgewertet wurden bisher ausschließlich flussaufwärtsgerichtete Wanderungen ohne Bezug zum Fischbestand flussab der FAHs.

Tab. 9: Untersuchungsstandorte, von denen bisher Wanderdaten in der Datenbank vorhanden sind, unter Angabe der Quelle.

Nr.	Ort-Code	Fluss-Name	Ort-Name	Fischregion	Quelle
1	Fagon395	Steyr	Agonitz	Hyporhithral groß	Zauner et al. (2006)
2	Falm496	Alm	Scharnstein	Metarhithral	Gumpinger & Siligato (2005)
3	Fdona158	Donau	Freudenau	Epipotamal groß	Eberstaller et al. (2001)
4	Fdona177	Donau	Greifenstein	Epipotamal groß	Jungwirth et al. (1988)
5	Fdona201	Donau	Wachau/ Schönbü- heler Altarm	Epipotamal groß	Zauner & Pinka (1998)
6	Fenns275	Enns	KW Staning	Epipotamal groß	Eberstaller & Kaminitzschek (2000)
7	FLafn496	Lafnitz	Grundablass Rein- bergwiesen	Metarhithral	Woschitz & Leger (1999)
8	Fmank262	Mank	M11	Hyporhithral groß	Zitek et al. (2004b)
9	Fmelk207	Melk	M1	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
10	FMelk210	Melk	Melkunterlauf	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
11	Fmelk215	Melk	M2	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
12	Fmelk220	Melk	M3	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
13	Fmelk226	Melk	M5	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
14	FMFK3	Marchfeldkanal	Wehr3	Epipotamal groß	MFK-Datenbank, IHG, An- sprechpartner: G. Unfer
15	FMFK4	Marchfeldkanal	Wehr4	Epipotamal groß	MFK-Datenbank, IHG, An- sprechpartner: G. Unfer
16	MFK_Rus- sbach	Russbach	Mündung in Donau	Epipotamal groß	MFK-Datenbank, IHG, An- sprechpartner: G. Unfer

Fortsetzung Tab. 9

Nr.	Ort-Code	Fluss-Name	Ort-Name	Fischregion	Quelle
17	MFK_Rus sbmdg	Russbach	Mündung in Donau	Epipotamal groß	MFK-Datenbank, IHG, Ansprechpartner: G. Unfer
18	Rmond	Mondsee Ache	Mondsee	Hyporhithral groß	Siligato & Gumpinger (2005)
20	Fmura719	Mur	Unzmarkt/ Frauen- burg	Hyporhithral groß	Jungwirth & Parasiewicz (1994)
21	Fmura794	Mur	Murau	Hyporhithral groß	Wiesner et al. (2007)
22	FPiel210	Pielach	P1	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
23	FPiel211	Pielach	P2	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
24	FPiel216	Pielach	P3	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
25	FPiel223	Pielach	P4	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
26	FPiel243	Pielach	P6	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
27	FPiel243K	Pielach	P6 Kolk	Epipotamal mittel	Zitek et al. (2004b)
28	FPies286	Piesting	FAH Felixdorf	Hyporhithral klein	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
29	FPies347	Piesting	FAH Markt Piesting	Metarhithral	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
30	FPies490	Piesting	FAH Gutenstein	Metarhithral	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
31	Fraab244	Raab	FAH I/II Ho- henbrugg	Epipotamal mittel	Woschitz et al. (1997)
32	Frohr296	Raab	FAH Rohr	Epipotamal mittel	Woschitz et al. (1997)
33	FSchw172	Schwechat	Achau	Hyporhithral groß	Pinka & Eberstaller (2005)
34	Fschw601	Schwarza	FAH Schwarza	Epirhithral	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
35	FSchw647	Schwarza	FAH Zellenbach	Metarhithral	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
36	FSchw664	Schwarza	Schwarza	Epirhithral	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
37	FSchw694	Schwarza	FAH Klausbach	Metarhithral	Eberstaller & Kaminitzschek (2001)
38	Fstey348	Steyr	Steinbach	Hyporhithral groß	Zauner & Ratschan (2004)
39	Fthay400	Thaya	Raabs a.d.Thaya	Epipotamal mittel	Zitek & Schreyer (2005)
40	FTrie168	Triesting	Achau	Hyporhithral groß	Pinka & Eberstaller (2005)

Tab. 10: Anzahl der Untersuchungsstandorte je Fischregion, von denen bisher Wanderdaten in der Datenbank vorhanden sind (Quelle: Fischwanderdatenbank).

Fischregion	Anzahl Standorte
Epipotamal groß	8
Epipotamal mittel	14
Hyporhithral groß	9
Hyporhithral klein	1
Metarhithral	6
Epirhithral	2
Gesamt	40

Insgesamt wurden bei der Flussaufwärtswanderung an 4.196 Monitoringtagen bisher rund 279.900 Fische gefangen. Je nach Fischregion liegen die durchschnittlichen Wanderraten zwischen 2 („Epi- und Metarhithral“) und 148 Individuen pro Tag („Epipotamal groß“; Tab. 11).

Insgesamt wurden bisher 51 heimische und 11 nicht heimische Arten aus 15 Familien bei ihrer Wanderung mittels Reusen gefangen, wobei Cypriniden, Perciden, Thymalliden und Salmoniden deutlich überwiegen (Abb. 16 und Tab. 12).

Die meisten heimischen (47 Arten) und am Standort nicht heimischen Arten (10) wurden bisher im „Epipotamal groß“ nachgewiesen, gefolgt von „Epipotamal mittel“ (37 heimische

Arten, 3 nicht heimische Arten) und „Hyporhithral groß“ (30 heimische Arten, 5 nicht heimische Arten; Abb. 16).

Tab. 11: Gesamtanzahl flussaufwärts gewanderter Fische je Fischregion, Anzahl von Tagen je Fischregion, an denen Flussaufwärtswanderungen mittels Reusen untersucht wurden und durchschnittliche Anzahl gewanderter Individuen pro Untersuchungstag und Fischregion.

Fischregion	Gesamtfang	Monitoringtage	Individuen pro Tag
Epipotamal groß	230318	1558	148
Epipotamal mittel	29876	1309	23
Hyporhithral groß	19148	1076	18
Hyporhithral klein	110	28	4
Metarhithral	324	167	2
Epirhithral	127	58	2
Summe	279903	4196	67

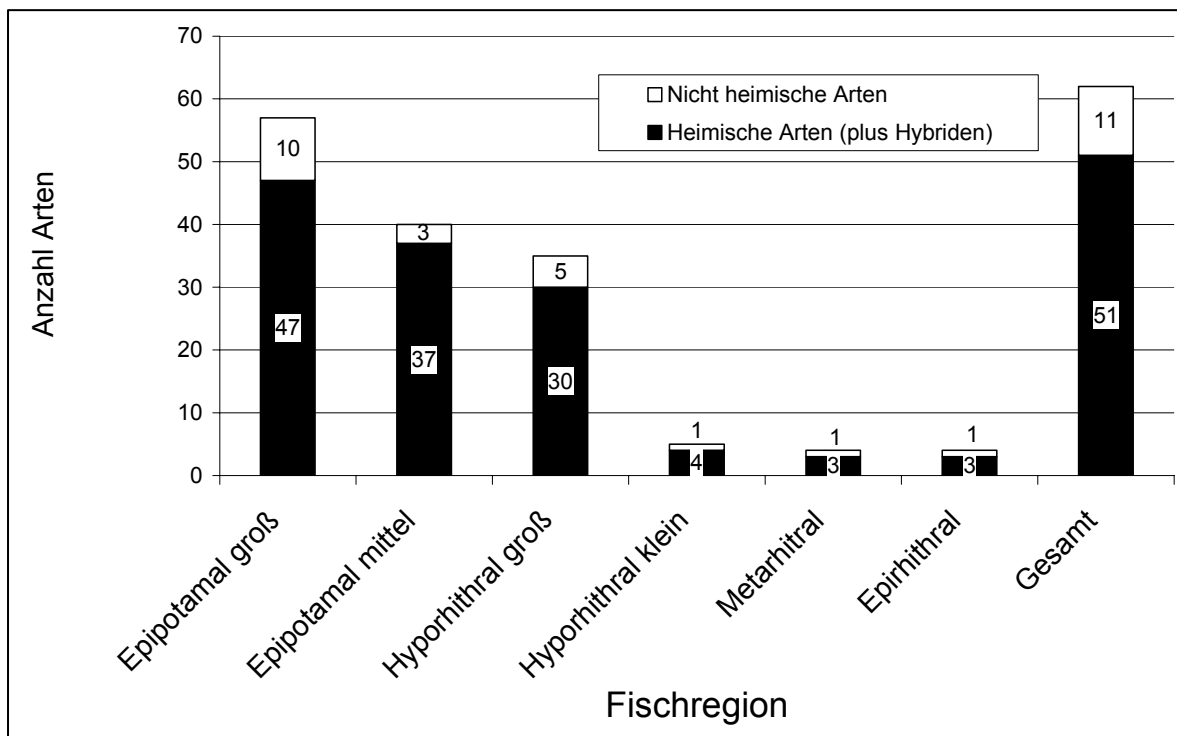


Abb. 16: Anzahl mittels Reusen bei ihrer Wanderung nachgewiesener heimischer Fischarten je Fischregion, unterteilt in autochthone und nicht autochthone Arten.

Tab. 12: Fangzahlen (absolut und in %) in den Reusen je Fischregion und Familie.

INDIVIDUENANZAHL							
Fischart/FR	Epipotamal groß	Epipotamal mittel	Hyporhithral groß	Hyporhithral klein	Metarhithral	Epirhithral	Gesamt
Cyprinidae	216446	28701	5916		8		251071
Percidae	10620	737	101				11458
Thymallidae	116	112	9318		1	12	9560
Salmonidae	297	259	3708		94	301	4761
Gasterosteidae	2015						2015
Gadidae	288	4	2				294
Esocidae	110	31	1				142
Cottidae	87	11	1		7	11	141
Cetrarchidae	127		1				128
Gobiidae	115	4					119
Anguillidae	5		93				98
Cobitidae	87	1					88
Balitoridae		14	7				21
Siluridae	3	2					5
Ictaluridae	2						2
Gesamt	230318	29876	19148		110	324	127 279903
PROZENT							
Fischart/FR	Epipotamal groß	Epipotamal mittel	Hyporhithral groß	Hyporhithral klein	Metarhithral	Epirhithral	Gesamt
Cyprinidae	86	11	2		0		100
Percidae	93	6	1				100
Thymallidae	1	1	97		0	0	100
Salmonidae	6	5	78		2	6	100
Gasterosteidae	100						100
Gadidae	98	1	1				100
Esocidae	77	22	1				100
Cottidae	62	8	1		5	8	100
Cetrarchidae	99		1				100
Gobiidae	97	3					100
Anguillidae	5		95				100
Cobitidae	99	1					100
Balitoridae		67	33				100
Siluridae	60	40					100
Ictaluridae	100						100
Gesamt	82	11	7		0,04	0,12	0,05 100

Die am häufigsten gefangenen Arten sind Laube, Rotauge, Gründling, Rotfeder, Flussbarsch, Schied und Aitel im „Epipotamal groß“ (mit Marchfeldkanal), Barbe, Laube, Rotauge, Aitel, Schneider, Gründling und Nase im „Epipotamal mittel“, Äsche, Perlfisch (in der Mondsee Ache), Bachforelle, Regenbogenforelle, Seelaube (in der Mondsee Ache) und Aitel im „Hyporhithral groß“, Bachforelle, Regenbogenforelle und Aitel im „Hyporhithral klein“, Bachforelle und Regenbogenforelle im „Metarhithral“ und Bachforelle, Regenbogenforelle und Koppe im „Epirhithral“ (Tab. 13). Die Wanderraten der jeweiligen Familien und Fischarten je Untersuchungstag sind Tab. 14 und Tab. 15 zu entnehmen.

Tab. 13: Gesamtfang (Individuenzahlen flussaufwärts) je Fischart und Fischregion unterteilt in autochthone und nicht autochthone Arten.

Art/Fischregion	Autochthon	Epipotamal groß	Epipotamal mittel	Hyporhithral groß	Hyporhithral klein	Metarhithral	Epirhithral	Gesamt
Aal	Nein	5		93				98
Aalrutte	Ja	288	4	2				294
Aitel	Ja	4004	2122	936		8		7070
Äsche	Ja	116	112	9318		1	12	9560
Bachforelle	Ja	146	132	1856		63	240	2507
Bachsaibling	Nein	14	17	61			70	92
Barbe	Ja	1959	7328	105				9392
Bitterling	Ja	263	10	15				288
Blaubandbärbling	Nein	133		1				134
Brachse	Ja	772	830	1				1603
Donaukaulbarsch	Ja	358						358
Elritze	Ja		17	35				52
Flussbarsch	Ja	9389	583	48				10020
Frauennerfling	Ja	17		1				18
Giebel	Ja	290	71	1				362
Goldfisch	Nein	3647						3647
Goldnerfling	Nein		1					1
Goldsteinbeißer	Ja	1						1
Graskarpfen	Nein	1						1
Gründling	Ja	16186	1678	190				18054
Güster	Ja	3444	115					3559
Hasel	Ja	1711	433	370				2514
Hecht	Ja	110	31	1				142
Huchen	Ja	2	29	2				33
Hybride	Ja	467		2				469
Karausche	Ja	42						42
Karpfen	Ja	33	55					88
Katzenwels	Nein	2						2
Kaulbarsch	Ja	341	8	53				402
Kessler-Grundel	Nein	9						9
Koppe	Ja	87	11	1				141
Laube	Ja	125680	9657	102		7	11	135439
Marmorgrundel	Ja	106	4				24	110
Moderlieschen	Ja	59		2				61
Nase	Ja	1515	1122	20				2657
Nerfling	Ja	2303	6					2309
Perlfisch	Ja	2		1986				1988
Regenbogenforelle	Nein	135	81	1787		31	61	2127
Rotauge	Ja	33788	2937	241				36966
Rotfeder	Ja	12569	15	4				12588
Rußnase	Ja	941	38	43				1022
Schied	Ja	4236	67					4303
Schleie	Ja	101	11	2				114
Schmerle	Ja		14	7				21
Schneider	Ja	3	2149	116				2268
Schrätzer	Ja	250	10					260
Seelaube	Ja			1743				1743
Seesaibling	Ja			2				2
Sichling	Ja	293						293
Sonnenbarsch	Nein	127		1				128
Steinbeißer	Ja	86	1					87
Stichling	Ja	2015						2015
Streber	Ja	7						7
Strömer	Ja	36						36
Tolstolob	Nein	1						1
Weißflossengründling	Ja	1064	28					1092
Wels	Ja	3	2					5
Wolgazander	Ja	4						4
Zander	Ja	102	11					113
Zingel	Ja	169	125					294
Zobel	Ja	612	1					613
Zope	Ja	274	10					284
Artenzahl	62	57	40	35	5	4	4	62

Tab. 14: Im Zuge der durchgeführten Monitoringuntersuchungen festgestellte, täglich wandernde Individuen je Fischart und Fischregion; Werte auf eine Kommastelle gerundet (Werte von 0,0 bedeuten eine Individuenanzahl/Tag von < 0,05).

Art/Fischregion	Autochthon	Epipotamal groß	Epipotamal mittel	Hyporhithral groß	Hyporhithral klein	Metarhithral	Epirhithral	Gesamt
Aal	Nein	0,0		0,1				0,0
Aalrutte	Ja	0,2	0,0	0,0				0,1
Aitel	Ja	2,6	1,6	0,9	0,3			1,7
Äsche	Ja	0,1	0,1	8,7	0,0	0,1	0,0	2,3
Bachforelle	Ja	0,1	0,1	1,7	2,3	1,4	1,2	0,6
Bachsaibling	Nein	0,0	0,0	0,1				0,0
Barbe	Ja	1,3	5,6	0,1				2,2
Bitterling	Ja	0,2	0,0	0,0				0,1
Blaubandbärbling	Nein	0,1		0,0				0,0
Brachse	Ja	0,5	0,6	0,0				0,4
Donaukaulbarsch	Ja	0,2						0,1
Elritze	Ja		0,0	0,0				0,0
Flussbarsch	Ja	6,0	0,4	0,0				2,4
Frauennerfling	Ja	0,0		0,0				0,0
Giebel	Ja	0,2	0,1	0,0				0,1
Goldfisch	Nein	2,3						0,9
Goldnerfling	Nein		0,0					0,0
Goldsteinbeißer	Ja	0,0						0,0
Graskarpfen	Nein	0,0						0,0
Gründling	Ja	10,4	1,3	0,2				4,3
Güster	Ja	2,2	0,1					0,8
Hasel	Ja	1,1	0,3	0,3				0,6
Hecht	Ja	0,1	0,0	0,0				0,0
Huchen	Ja	0,0	0,0	0,0				0,0
Hybride	Ja	0,3		0,0				0,1
Karausche	Ja	0,0						0,0
Karpfen	Ja	0,0	0,0					0,0
Katzenwels	Nein	0,0						0,0
Kaulbarsch	Ja	0,2	0,0	0,0				0,1
Kessler-Grundel	Nein	0,0						0,0
Koppe	Ja	0,1	0,0	0,0	0,3	0,1	0,4	0,0
Laube	Ja	80,7	7,4	0,1				32,3
Marmorgrundel	Ja	0,1	0,0					0,0
Moderlieschen	Ja	0,0		0,0				0,0
Nase	Ja	1,0	0,9	0,0				0,6
Nerfling	Ja	1,5	0,0					0,6
Perlfisch	Ja	0,0		1,8				0,5
Regenbogenforelle	Nein	0,1	0,1	1,7	1,1	0,4	0,6	0,5
Rotauge	Ja	21,7	2,2	0,2				8,8
Rotfeder	Ja	8,1	0,0	0,0				3,0
Rußnase	Ja	0,6	0,0	0,0				0,2
Schied	Ja	2,7	0,1					1,0
Schleie	Ja	0,1	0,0	0,0				0,0
Schmerle	Ja		0,0	0,0				0,0
Schneider	Ja	0,0	1,6	0,1				0,5
Schrätzer	Ja	0,2	0,0					0,1
Seelaube	Ja			1,6				0,4
Seesaibling	Ja			0,0				0,0
Sichling	Ja	0,2						0,1
Sonnenbarsch	Nein	0,1		0,0				0,0
Steinbeißer	Ja	0,1	0,0					0,0
Stichling	Ja	1,3						0,5
Streber	Ja	0,0						0,0
Strömer	Ja	0,0						0,0
Tolstolob	Nein	0,0						0,0
Weißflossengründling	Ja	0,7	0,0					0,3
Wels	Ja	0,0	0,0					0,0
Wolgazander	Ja	0,0						0,0
Zander	Ja	0,1	0,0					0,0
Zingel	Ja	0,1	0,1					0,1
Zobel	Ja	0,4	0,0					0,1
Zope	Ja	0,2	0,0					0,1
Artenzahl	62	57	40	35	5	4	4	62

Tab. 15: Flussauf wandernde Individuen pro Tag je Familie und Fischregion (standardisiert mittels der Anzahl der Monitoringtage).

INDIVIDUEN PRO TAG							
Fischart/FR	Epipotamal groß	Epipotamal mittel	Hyporhithral groß	Hyporhithral klein	Metarhithral	Epirhithral	Gesamt
Cyprinidae	139	22	5	0,3			60
Percidae	7	1	0				3
Thymallidae	0,1	0,1	9	0,04	0,07	0,02	2
Salmonidae	0,2	0,2	3	3	2	2	1
Gasterosteidae	1						0,5
Gadidae	0,2	0,003	0,002				0,1
Esocidae	0,1	0,02	0,001				0,03
Cottidae	0,1	0,01	0,001	0,3	0,07	0,4	0,03
Cetrarchidae	0,1		0,001				0,03
Gobiidae	0,1	0,003					0,03
Anguillidae	0,003		0,1				0,02
Cobitidae	0,1	0,001					0,02
Balitoridae		0,01	0,01				0,01
Siluridae	0,002	0,002					0,001
Ictaluridae	0,001						< 0,001
Gesamt	148	23	18	4	2	2	67

Aufgrund der jahreszeitlich schwankenden Wanderaktivität der Fische ist es sinnvoll tägliche Wanderraten (Ind./Tag) der unterschiedlichen Fischarten je Monat zu betrachten (Tab. 18). Die Gesamtfänge je Fischart, Fischregion und Monat (Tab. 17) wurden dabei mit der Anzahl der Monitoringtage je Fischregion und Monat (Tab. 16) standardisiert.

Die Maximalwerte betragen für die Laube im „Epipotamal groß“ rund 122 Ind./Tag im Mai, für die Barbe rund 17 Ind./Tag im März im „Epipotamal mittel“, für die Nase rund 2 Ind./Tag im April im „Epipotamal groß“ und „Epipotamal mittel“, für die Bachforelle zwischen 2 und 5 Ind./Tag zwischen Mai und November im „Hyporhithral groß“, „Hyporhithral klein“, „Metarhithral“ und „Epirhithral“, für die Äsche zwischen 12 und 27 Ind./Tag von April bis Juni im „Hyporhithral groß“ (Tab. 18). Interessant sind weiters die ausgeprägt hohen Wanderraten von Aitel, Laube, Rotaugen und Schneider im Herbst.

Auffällig sind die geringen Wanderraten bei den ehemaligen Massenfischarten Barbe und Nase, aber auch beim Huchen. Dies ist einerseits auf das weitgehende Fehlen dieser Fischarten in großen Teilen ihres ehemaligen, nunmehr hoch fragmentierten, Verbreitungsgebietes zurückzuführen, andererseits auf die mangelnde Funktionalität mancher Fischaufstiegshilfen für diese Arten.

Tab. 16: Untersuchungstage je Monat und Fischregion, an denen Flussaufwärtswanderungen in Österreich mit Reusen untersucht wurden.

	MONAT												Gesamt
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Epipotamal groß			22	262	410	421	244	40	78	49	30	2	1558
Epipotamal mittel		20	125	333	392	360	44	5	13	17			1309
Hyporhithral groß	23	28	108	225	173	87	31	31	77	146	137	10	1076
Hyporhithral klein										18	10		28
Metarhithral				8						67	92		167
Epirhithral										34	24		58
Gesamt	23	48	255	828	975	868	319	76	168	331	293	12	4196

5.3 Priorisierung der Sanierung einzelner Kontinuumsunterbrechungen

5.3.1 Grundlagen

Gegenwärtig existieren lediglich wenige Ansätze zu einer Ausweisung prioritär zu behandelnder Kontinuumsunterbrechungen innerhalb fragmentierter Flusseinzugsgebiete (O'Hanley & Tomberlin, 2005). Angesichts der großen Anzahl von Kontinuumsunterbrechungen in den meisten Flusseinzugsgebieten wurde bereits von Roni et al. (2002) die Anwendung einer hierarchischen Strategie vorgeschlagen bzw. wurden vereinzelt in Priorisierungsentscheidungen auch ökonomische Überlegungen bzw. Kosten/Nutzen Überlegungen miteinbezogen (O'Hanley & Tomberlin, 2005; Mader & Maier, 2006).

Neben der Frage, wo im Gewässernetz am besten mit der Wiederherstellung des Kontinuums zu beginnen sei, ist aus ökologischer Sicht bedeutsam, wie viel Habitat wiederverknüpft werden muss, um in einem fragmentierten Einzugsgebiet entsprechende Populationen und Fischartengemeinschaften wiederherzustellen. Wie zentral dieser Parameter ist, zeigten auch die Analysen des MIRR Projektes. Die wichtigsten im Rahmen der Analysen des MIRR Projektes identifizierten Parameter, um die Kontinuumssituation in Flüssen zu beschreiben, sind:

- 1) die Länge der durchgehenden intakten Fließstrecke,**
- 2) der Fragmentierungsgrad, d. h. die Anzahl der Kontinuumsunterbrechungen je Flussabschnitt, und**
- 3) die Länge der durchgehenden Fließstrecke (unabhängig von der Morphologie).**

Generell ist davon auszugehen, dass für jede Fischart eine bestimmte Quantität an Lebensraum verfügbar sein muss, um eine sog. Mindestpopulationsgröße, auch unter schwankenden Umweltbedingungen und Katastrophenereignissen, aufrechterhalten zu können (Shaffer, 1981).

Die sog. „Minimale Populationsgröße“ (engl. „Minimal viable population“, MVP) ist jene Größe, die nicht unterschritten werden darf, soll die Population innerhalb eines festgelegten Zeitraumes mit einer definierten Wahrscheinlichkeit überlebensfähig bleiben. Im Artenschutz wird für die Evaluierung von Erhaltungsmaßnahmen und zur Festlegung eines ausreichenden Flächenangebotes seit längerem die Methode der „Gefährdungsgradanalyse“ (engl. „Population viability analysis“, PVA) eingesetzt. Unter Viabilität (Überlebensfähigkeit) einer Population wird die Wahrscheinlichkeit des Fortbestehens von räumlich verteilten Populationen über einen bestimmten Zeitraum hinweg verstanden. Zu berücksichtigen ist, ob die MVP als Anzahl der Individuen einer Art als Ganzes oder als Anzahl der miteinander räumlich verbundenen Populationen (als sog. „Metapopulation“) aufgefasst wird (Frankel et al., 1995). Für Fische bekannt ist z. B., dass selbst in fragmentierten Lebensräumen die Überlebensfähigkeit bei wiederverknüpfte Sub-populationen durch den Austausch relativ geringer Individuenzahlen deutlich zunimmt, wenn die Zuwanderer reproduzieren (Hilderbrand, 2003). Generell liefert die PVA für eine bestimmte Tierart die notwendigen Angaben zur Habitatqualität, Flächengröße, und Lage der Flächen für die Zukunftssicherung einer Population unter natürlichen Bedingungen.

Für eine PVA notwendige Daten sind üblicherweise (Mühlenberg & Slowik, 1997):

- Informationen zur Populationsdynamik und Demographie,
- Informationen über Struktur der Metapopulation (Wahrscheinlichkeit erfolgreicher Ausbreitung für unterschiedliche Distanzen über verschiedene Habitate),

- Informationen zur Qualität bzw. Tragfähigkeit des Lebensraumes („Carrying capacity“) und dichteabhängige Mechanismen,
- Informationen über Effekte von Inzucht auf Überleben und Reproduktion,
- Informationen über Umweltschwankungen und Katastrophen.

Ein weiteres wichtiges und oft diskutiertes Thema ist die Aufrechterhaltung der genetischen Variabilität in einer Fischpopulation. Um die genetische Variabilität aufrechtzuerhalten, ist nicht die Gesamtzahl der Individuen einer Population maßgebend, sondern der Anteil jener Individuen in einer Population, die sich tatsächlich fortpflanzen. Diese „effektive Populationsgröße“ liegt meist erheblich unter der tatsächlichen Populationsgröße, insbesondere dann, wenn Faktoren wie Populationsschwankungen, zahlreiche sich nicht fortpflanzende Individuen und ein ungleiches Geschlechterverhältnis in Kombination auftreten (Hovestadt, 1990). Für eine minimale Populationsgröße, die nur genetische Zufallsprozesse berücksichtigt, sollte daher die effektive Populationsgröße allgemein nicht dauerhaft unter einen Wert von 500 und kurzfristig nicht unter einen Wert von 50 absinken (Hovestadt, 1990). Da diese 50/500 Regel auf Untersuchungen der Mutationsraten von Fruchtfliegen und auf den Forschungsergebnissen an Haustieren beruht, kann sie jedoch nicht unreflektiert auf Wildtiere übertragbar werden (Primack, 1995). Sie wird aber in der Naturschutzpraxis als grobe Faustzahl verwendet. Bei Fischen liegen vergleichsweise wenige empirische Untersuchungen hinsichtlich Mindestpopulationsgrößen vor (Nielsen, 1995). Tendenziell geht man hier jedoch aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Dynamik des Gewässerlebensraumes von höheren Werten aus (ca. 1000 Individuen; mündl. Mitt. Allendorf, nach Schmutz et al., 2000a).

Hilderbrand & Kershner (2000) berechnen für eine Salmonidenart (*Oncorhynchus clarki*), dass bei hohen Dichten rund 8 km Flusslänge bzw. bei geringeren Dichten rund 25 km Flusslänge notwendig sind, um einen Minimalpopulationsgröße von 500 reproduzierenden Individuen (2500 Individuen Gesamtpopulationsgröße) sicherzustellen. Knaepkens et al. (2004a) diskutieren für die Koppe eine minimale, effektiv reproduzierende Populationsgröße von 1000-5000 Individuen, um negative genetische Langzeiteffekte auszuschließen. Die zu erwartende Gesamtzahl adulter Individuen in einem zusammenhängenden und frei bewanderbaren Gewässerabschnitt stellt somit ein wichtige Maß zur Beurteilung der Lebensfähigkeit einer Population dar.

Grundlage für eine entsprechende Dichte ist die Qualität des Lebensraumes. Daher stellen für räumlich explizite Managementkonzepte für Fischpopulationen, wie diese z. B. im Rahmen von LIFE Projekten entwickelt werden (Zitek & Jungwirth, 2004a; b), bzw. zur Bewertung zu erwartender Effekte, Kenntnisse über die im gesamten Lebenslauf aufgesuchten Habitate sowie deren räumliche Verteilung eine notwendige Grundvoraussetzung dar (Huber & Kirchhofer, 1998; Le Pichon et al., 2006). Zu beachten ist dabei grundsätzlich, dass nicht nur streckenbezogene Parameter, sondern auch Parameter auf Einzugsgebietniveau die Qualität eines Habitats beeinflussen bzw. determinieren können (Feist et al., 2003; Steel et al., 2004). Diese Zusammenhänge konnten auch im Rahmen der Analysen des MIRR Projektes für Österreich belegt werden.

5.3.2 Entwicklung des Priorisierungsschemas

Basierend auf den bereits umfassend beschriebenen ökologischen Ansprüchen der österreichischen Fischfauna an ein offenes Kontinuum und den Ergebnissen des Experten Workshops „MIRR-Kontinuum: Ein Experten Workshop zur Erstellung eines Leitfadens zur Wiederherstellung des Kontinuums in Fließgewässern gemäß WRRL“, am

16/17.11.2006 im BAW Scharfling am Mondsee, bzw. den Ergebnissen der Auswertungen des MIRR Projektes wurden letztendlich in einem gemeinsamen Diskussionsprozess für die Priorisierung von zu sanierenden Kontinuumsunterbrechungen die entsprechenden Parameter festgelegt und ein Klassifizierungsschema entwickelt.

Anhand dieses Schemas lässt sich, basierend auf den gewichteten Einzelparametern (Gewichtung von „0“ - geringstes Gewicht bis „3“ - höchstes Gewicht) durch anschließende Summenbildung die Sanierungspriorität einer Kontinuumsunterbrechung errechnen (Tab. 19).

Jeder Kontinuumsunterbrechung in einem Einzugsgebiet wird je nach Lage im Gewässernetz bzw. Ausmaß des wiederverknüpften Lebensraumes ein eindeutiges Gesamtgewicht bzw. eine Priorität zugeordnet. Basierend auf der Strategie der generellen Anbindung von Zubringersystemen an die größeren Vorfluter in Österreich ergibt sich eine Vorgangsweise von „von flussab nach flussauf“. Folgende Parameter werden für die Priorisierung verwendet.

- *Auf Grundlage der generellen Strategie von „flussab nach flussauf“, der historischen und aktuellen Verteilung der meisten Arten und typischen Mittelstreckenwanderer und damit mit der Dimension der erwarteten Effekte durch die Wiederherstellung des Kontinuums (Artenvielfalt bzw. Quantität der Fische) erfolgte eine Definition sog. prioritär zu behandelnder Wanderräume mit einer entsprechenden Gewichtung:*
 - **Prioritärer Wanderraum A (Meta-/Epipotamal groß/mittel und Hyporhithral groß) – Gewichtung „3“.**
 - **Prioritärer Wanderraum B (Epipotamal klein und Hyporhithral klein) – Gewichtung „2“**
 - **Wanderraum C (Metarhithral, Epirhithral) – Gewichtung „1“.**
- *Um der Anbindung von flussab nach flussauf zusätzliches Gewicht zu verleihen, wird das mündungsnächste Bauwerk zusätzlich gewichtet*
 - **Erstes Bauwerk jedes Flusses des Wanderraumes Typ A flussauf der Einmündung in Donau, Rhein bzw. Elbe bzw. flussauf der Staatsgrenze – Gewichtung „3“.**
 - **Erstes Bauwerk flussauf eines anderen Zusammenflusses (Einmündung eines Zubringers) – Gewichtung „1“.**
- *Um der bekannten Bedeutung von Zubringern für die Fischfauna Rechnung zu tragen, wird die Anzahl der neu angebundener Zubringer mit einem EZG >10 km² im gesamten Wanderraum prioritäre Wanderraum-Typen A und B bzw. Wanderraum C) unabhängig vom Wanderraum-Typ des Zubringers bewertet:*
 - **keine Anbindung Gewichtung „0“**
 - **1 Anbindung Gewichtung „1“**
 - **2 - 3 Anbindungen Gewichtung „2“**
 - **> 3 Anbindungen Gewichtung „3“**
- *Um den Umfang des wiederverknüpften Lebensraumes (Zubringer, Flussstrecken) zu berücksichtigen wird die Länge der gewonnenen, durchgehenden Gewässerstrecke (auch Stau- und Restwasserstrecken werden gerechnet) im gesamten Wanderraum (prioritäre Wanderraum-Typen A und B bzw. Wanderraum C) bewertet; Länge inkl. Zubringer:*
 - Wanderraum A und B
 - **< 0,5 km Gewichtung „0“**

- **0,5 - 2 km** **Gewichtung „1“**
- **2 - 5 km** **Gewichtung „2“**
- **> 5 km** **Gewichtung „3“**
- Wanderraum C
 - **< 0,5 km** **Gewichtung „0“**
 - **> 0,5 km** **Gewichtung „1“**
- *Um die Qualität des wiederverknüpften Lebensraumes (Zubringer, Flussstrecken) zu berücksichtigen, wird die Länge der gewonnen intakten Fließgewässerstrecke (keine Stau- oder Restwasserstrecken; Fließstrecken nur mit öko-morphologischer Zustandsbewertung kleiner gleich II) im gesamten Wanderraum (prioritäre Wanderraum-Typen A und B bzw. Wanderraum C) bewertet; Länge inkl. Zubringer:*
 - Wanderraum A und B
 - **< 0,5 km** **Gewichtung „0“**
 - **0,5 - 2 km** **Gewichtung „1“**
 - **2 - 5 km** **Gewichtung „2“**
 - **> 5 km** **Gewichtung „3“**
 - Wanderraum C
 - **< 0,5 km** **Gewichtung „0“**
 - **> 0,5 km** **Gewichtung „1“**
- *Um bereits bestehende Schutzgüter nach EU-Recht in die Umsetzung der EU-WRRL zu integrieren, wird die Lage einer Kontinuumsunterbrechung in Bezug auf Natura 2000 Schutzgebiete (nur Schutzgebiete mit Bezug zur Gewässerfauna, d.h. Anhang-II Schutzgüter, als Schutzgut ausgewiesene Fischarten) in die Gewichtung mit einbezogen:*
 - Lage in Natura 2000 Gebiet
 - **Ja** **Gewichtung „2“**
 - **Nein** **Gewichtung „0“**

Die maximale Höchstgewichtung, die eine Kontinuumsunterbrechung erreichen kann, ist ein Wert von 17. Diese Gewichtungen können in Prioritätsstufen („sehr gering“, „gering“, „mittel“, „hoch“, „sehr hoch“) umgerechnet werden. Je nach Situation in einem Einzugsgebiet, können sich dabei jedoch unterschiedliche Klassengrenzen ergeben, weshalb es sinnvoll ist, die Einstufung je Einzugsgebiet durchzuführen. Das vorliegende Schema wurde im Rahmen der „Fallstudie Traisen“ (AP 06 des MIRR Projektes) im Einzugsgebiet der Traisen zum Einsatz gebracht. Das Ergebnis der Priorisierung ist in den Abb. 17 und 18 dargestellt.

Ausnahmen bezüglich der Anwendung des Schemas:

Ausnahmen bezüglich der Vorgangsweise bei der Passierbarmachung von Kontinuumsunterbrechungen stellen generell Zubringer zu Seen dar (v. a. bezüglich der prioritären Anbindung von Flüssen an die Donau als Hauptvorfluter). Hier bestehen Schemata die vor allem in Bezug auf die Seeforelle entwickelt wurden, jedoch für alle aus Seen in Zubringer einwandernde Arten Geltung besitzen. Bezüglich der Seeforelle wurde für den Bodensee und sein Zubringersystem bereits zu Beginn der 1970er Jahre ein Inventar von Aufstiegshindernissen erstellt, das in den 1980ern aktualisiert wurde, und als Basis für eine strategische Vorgangsweise zur Wiederherstellung des Kontinuums für die Seeforelle diente (Rule et al., 2005). Ausschlaggebend für die Priorisierung war, natürlicherweise ebenfalls von flussab nach flussauf, v. a. die Länge des wieder zur Verfügung gestellten Laichgebietes. Da es sich bei dem im Rahmen des MIRR Projektes entwickelten Verfahrens um ein Schema zur ökologisch-strategischen Priorisierung bestehender Kontinuumsunterbrechungen handelt, **ist natürlich weiterhin im Zuge von Neubewilligungen bzw. von Bauwerksänderungen der Stand der Praxis zur Anwendung zu bringen.**

Tab. 19: Schema zur Priorisierung zu sanierender Kontinuumsunterbrechungen auf Einzugsgebietsebene.

Lage des Querbauwerkes in Wanderraum-Typ bzw. Lebensraum	Gewichtung
prioritärer Wanderraum Typ A: Meta-/Epipotamal groß/mittel und Hyporhithral groß	3
prioritärer Wanderraum Typ B: Epipotamal klein und Hyporhithral klein	2
Wanderraum Typ C Metarhithral, Epirhithral	1
Lage des Querbauwerkes zum nächsten Mündungsbereich (Betrachtung des jeweils ersten Querbauwerkes flussauf eines Mündungsbereiches bzw. der Staatsgrenze)	Gewichtung
Erstes Bauwerk jedes Flusses des Wanderraumes Typ A flussauf der Einmündung in Donau, Rhein bzw. Elbe bzw. flussauf der Staatsgrenze	3
Erstes Bauwerk flussauf eines anderen Zusammenflusses (Einmündung eines Zubringers)	1
Anzahl neu angebundener Zubringer mit einem EZG >10 km² im gesamten Wanderraum (prioritäre Wanderraum-Typen A und B bzw. Wanderraum C) unabhängig vom Wanderraum-Typ des Zubringers	Gewichtung
keine Anbindung	0
1 Anbindung	1
2 - 3 Anbindungen	2
> 3 Anbindungen	3
Länge der gewonnenen durchgehenden Gewässerstrecke gemessen im gesamten Wanderraum (prioritäre Wanderraum-Typen A und B bzw. Wanderraum C) inkl. Zubringer (auch Stau- und Restwasserstrecken werden gerechnet)	Gewichtung
< 0,5 km	0
0,5 - 2 km	1
2 - 5 km	2
> 5 km	3
Meta-/Epirhithral < 0,5 km:	0
Meta-/Epirhithral > 0,5 km:	1
Länge der gewonnenen intakten Fließgewässerstrecke gemessen im gesamten Wanderraum (prioritäre Wanderraum-Typen A und B bzw. Wanderraum C) inkl. Zubringer (keine Stau- oder Restwasserstrecken; Fließstrecken nur mit ökomorphologischer Zustandsbewertung kleiner gleich II)	Gewichtung
< 0,5 km:	0
0,5 - 2 km:	1
2 - 5 km:	2
> 5 km:	3
Meta-/Epirhithral < 0,5 km:	0
Meta-/Epirhithral > 0,5 km:	1
Natura 2000 Schutzgebiete; nur Schutzgebiete mit Bezug zur Gewässerfauna, d.h. Anhang-II Schutzgüter (als Schutzgut ausgewiesene Fischarten)	Gewichtung
ja	2
nein	0
MAXIMALE GESAMTGEWICHTUNG	17

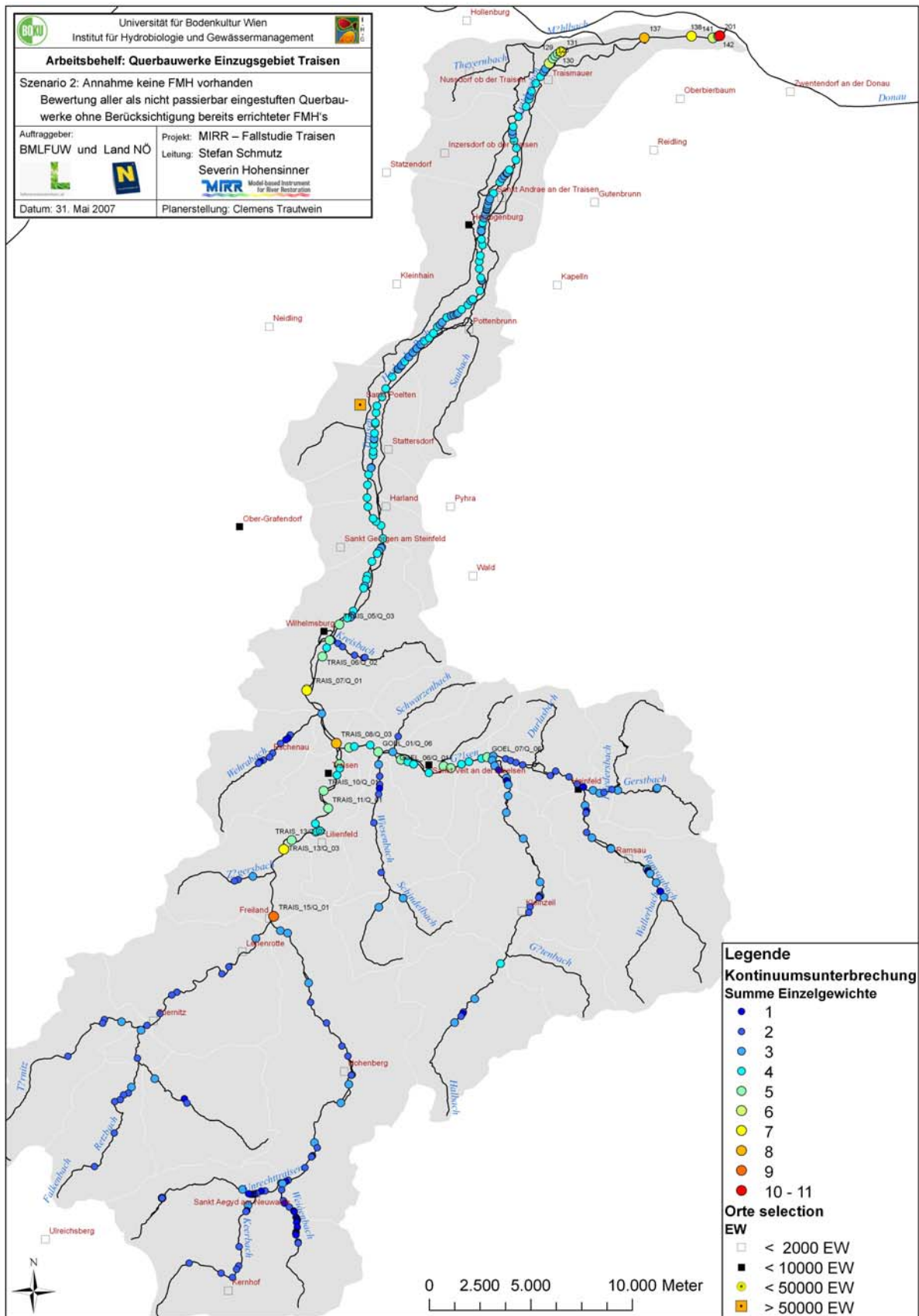


Abb. 17: Umsetzung des Priorisierungsschemas im Einzugsgebiet der Traisen unter Angabe der absoluten Priorisierungsgewichte.

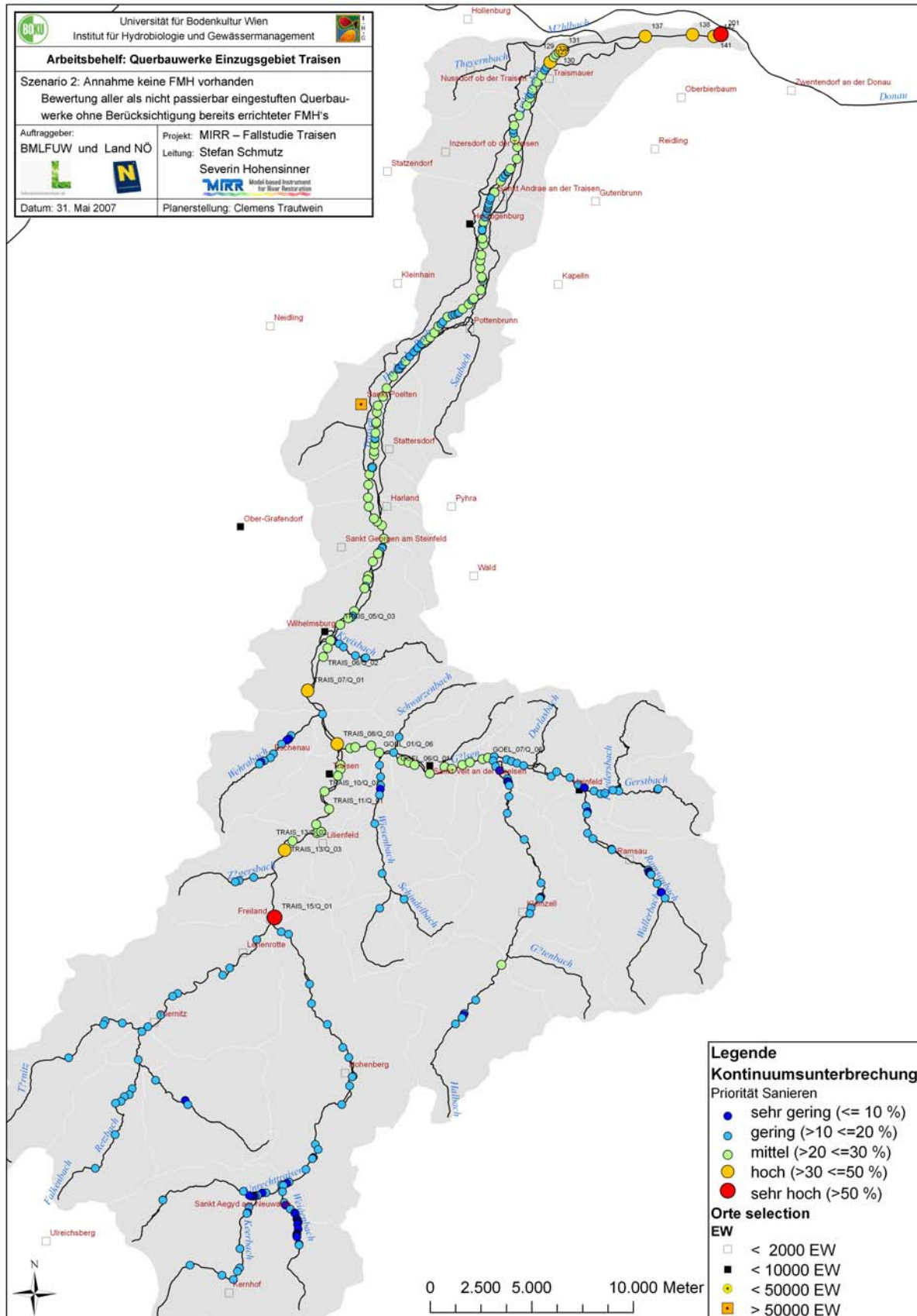


Abb. 18: Umsetzung des Priorisierungsschemas im Einzugsgebiet der Traisen unter Angabe der nach Klassen eingeteilten Priorisierung.

5.4 Maßnahmen zur Sanierung des Kontinuums

Zur Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen stehen grundsätzlich zwei Optionen zur Verfügung:

- **die Entfernung der Wanderbarriere bzw.**
- **der Bau einer Fischaufstiegshilfe.**

Die Entfernung eines Querbauwerkes ist dann sinnvoll, wenn weder Nutzungen noch schutzwasserwirtschaftlichen Funktionen wesentlich eingeschränkt werden. Ist die Entfernung nicht möglich, muss als zweite Option eine funktionsfähige Fischaufstiegshilfe errichtet werden.

Übergeordnetes Ziel einer Fischaufstiegshilfe (FAH) sollte es sein, den größtmöglichen Beitrag zur Wiederherstellung des „guten ökologischen Zustandes“ eines Gewässers zu leisten. Daher wird heute grundsätzlich bei der Konzeption einer FAH vom ursprünglichen bzw. potenziellen Fischbestand des jeweiligen Gewässertyps ausgegangen und diejenige Art für die ökologische Bemessung herangezogen, die die höchsten Ansprüchen (bzw. die geringsten Schwimmleistung) besitzt (Jungwirth & Pelikan, 1989). Im besten Fall ermöglicht eine FAH der gesamten, im Gewässer potenziell, natürlich vorkommenden Fauna zu jeder Zeit und bei allen Wasserständen ungehinderte Wanderbewegungen zwischen den zuvor durch die Wanderbarriere getrennten Gewässerabschnitten (Gumpinger, 2001).

Definition Fischaufstiegshilfen (FAHs):

Fischaufstiegshilfen sind bauliche Einrichtungen, die dem vorhandenen Fischbestand und/oder anderen aquatischen Lebewesen (Benthosorganismen) die Überwindung eines künstlich geschaffenen Hindernisses ermöglichen (Jungwirth & Pelikan, 1989).

Wiederhergestellt werden soll dabei vor allem ein Lebensraumverbund, der von einer flusstypspezifischen Fischfauna im Lauf eines Jahres aufgesucht werden muss um Reproduktion und Überleben sicherzustellen („Home range“) bzw. die Möglichkeit einer Wiederbesiedelung z. B. nach lokalem Aussterben oder Abdriften bei Katastrophenereignissen.

Grundsätzlich lassen sich Fischaufstiegshilfen in zwei Bautypen unterscheiden:

Naturnahe Fischaufstiegshilfen

- Aufgelöste Sohlrampe
- Raugerinne
- Umgehungsarm
- Umgehungsgerinne
- Naturnaher Beckenpass

Technische Fischaufstiegshilfen

- Beckenpass
- Schlitzpass
- Denilpass
- Borstenpass
- Aalleiter
- Fischlift
- Fischschleuse

Fische können FAHs nur dann nützen, wenn diese richtig konstruiert sind und den Anforderungen der Fische gerecht werden. Mehrere Faktoren sind dafür verantwortlich, dass der Fisch den richtigen Weg in die FAH findet, bzw. es zu einer erfolgreichen Durchwanderung der FAH kommt.

Die folgenden Ausführungen dienen lediglich als Entscheidungshilfe für die Konstruktion einer „optimalen“ FAH; zu Bau und Konstruktionsweise von FAHs liegen bereits zahlreiche Grundlagenwerke vor (Clay, 1995; DVWK, 1996; Larinier et al., 2002; Adam et al., 2005).

5.4.1 Schema zur Auswahl des passenden FAH-Typs zur Wiederherstellung des Kontinuums

Generell ist auch davon auszugehen, dass die naturnächste Lösung der Wiederherstellung des Kontinuums bestmöglich dazu geeignet ist, zur Entwicklung einer natürlichen ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers beizutragen (Gebler, 1998). Erreicht wird dies vor allem durch eine Wiederherstellung der Konnektivität für alle aquatischen Organismen, die volle Ermöglichung des Geschiebedurchganges und Maßnahmen zur Verhinderung von Schädigungen der Fische bei der Flussabwärtswanderung durch Turbinen. Aus diesem Grunde sollte bei der Planung einer FAH in einem ersten Schritt immer danach gefragt werden, ob sich das Bauwerk unter Berücksichtigung energie-, und schutzwasserwirtschaftlicher bzw. flussmorphologischer Belange vollständig entfernen ließe. Erfahrungswerte bestehen dazu vor allem in Amerika (Bednarek, 2001; Gregory et al., 2002; Heinz, 2002; Higgs, 2002; Doyle et al., 2003a; Doyle et al., 2003b; Stanley & Doyle, 2003), bzw. in jüngster Zeit auch im deutschsprachigen Raum (Hanfland et al., 2007).

Kann das Bauwerk nicht entfernt werden, stellt das untenstehende Schema eine Hilfe zur Auswahl des passenden FAH-Typs dar (Abb. 19). Die Beschreibung der Bauwerkstypen entspricht weitgehend der in den DVWK-Merkblättern (1996) verwendeten Terminologie; detaillierte Grenzwerte und Informationen zum Bau der unterschiedlichen Bauwerkstypen lassen sich, sofern nicht anders angegeben (siehe auch Kap. 5.4.3 „Wichtige Kennwerte für den Bau von funktionstüchtiger Fischaufstiegshilfen“), ebenfalls dort entnehmen.

5.4.1.1 Naturnaher Umgehungsarm

Ein naturnaher Umgehungsarm entspricht in seiner Ausformung weitgehend dem natürlichen Fluss, der in einem neuen Bett das Querbauwerk mit nahezu vollständiger natürlicher (Mittel-) Wasserführung umfließt. Bei stark erhöhter Wasserführung wird ein Teil des Wassers zumeist über das noch bestehende Wehr abgeführt. Dieser Typ lässt sich nur bei einem Querbauwerk ohne Wasserkraftnutzung errichten, stellt jedoch sowohl Flussauf- als auch Flussabwärtswanderung in optimaler Weise sicher und erfordert nur geringen Bauaufwand.

5.4.1.2 Aufgelöste Rampen

Aufgelöste Rampen sind Bauwerke, die sich über die gesamte Flussbreite erstrecken und meist einen Großteil des Abflusses abführen. Voraussetzung für den Bau von Rampen ist meist das Fehlen einer energiewirtschaftlichen Nutzung. In diesem Fall stellt dieser Bau-typ vor allem im Rhithral meist eine optimale Lösung dar. Die Rampe sollte ein der Fisch-region entsprechendes Gefälle aufweisen und möglichst rau ausgebildet sein bzw. durchgehende Wanderrouten für Fische mit entsprechenden Bedingungen bezüglich der Fließgeschwindigkeit aufweisen. Weiters sollte je nach Ortsgegebenheiten (Untergrundverhält-

nisse, Bodenart, Textur) Dichtmaterial eingesetzt werden, um bei niedrigem Sommerabfluss Versickerung zu vermeiden. Zu beachten ist jedoch bei einer Naßbauweise die Toxizität von Beton. Zusätzlich muss die FAH auf HW-Situationen ausgelegt werden bzw. müssen die Steine ausreichend fixiert werden, um bei erhöhter Wasserführung nicht in Bewegung zu geraten (Harris et al., 1998). Auch die Form der Steine ist ein wichtiges Kriterium für die Funktionsfähigkeit der FAH, die dem Belastungsdruck des Wasserkörpers/der Strömung Stand halten muss. Detaillierte Beschreibungen zum Bau von Rampen finden sich in Gebler (1991), DVWK (1996) und Nestmann & Lehmann (2000).

Im Potamal ist dieser Bautyp vor allem dann zur Anwendung zu bringen, wenn zwar fast der gesamte Abfluss zur Verfügung steht, jedoch limitierte Platzbedingungen vorliegen und standortgemäßere Typen (Umgehungsarm) nicht zur Anwendung kommen können. Die quantitative Durchgängigkeit von Rampen für viele Fischarten sind sowohl für Rhithral (Petz-Glechner et al., 2006) als auch Potamal (Zitek & Schmutz, 2004; Zitek et al., 2004b) nachgewiesen. Vorteile von Rampen sind vor allem die nahezu vollständige Wiederherstellung der Durchgängigkeit in Richtung flussauf und flussab. Durch die hohen Anforderungen an die Standfestigkeit bei hydraulischen Höchstbelastungen und die gleichzeitige Forderung nach optimaler Durchgängigkeit auch für schwimmschwache Fische kann der Bauaufwand jedoch beträchtlich sein.

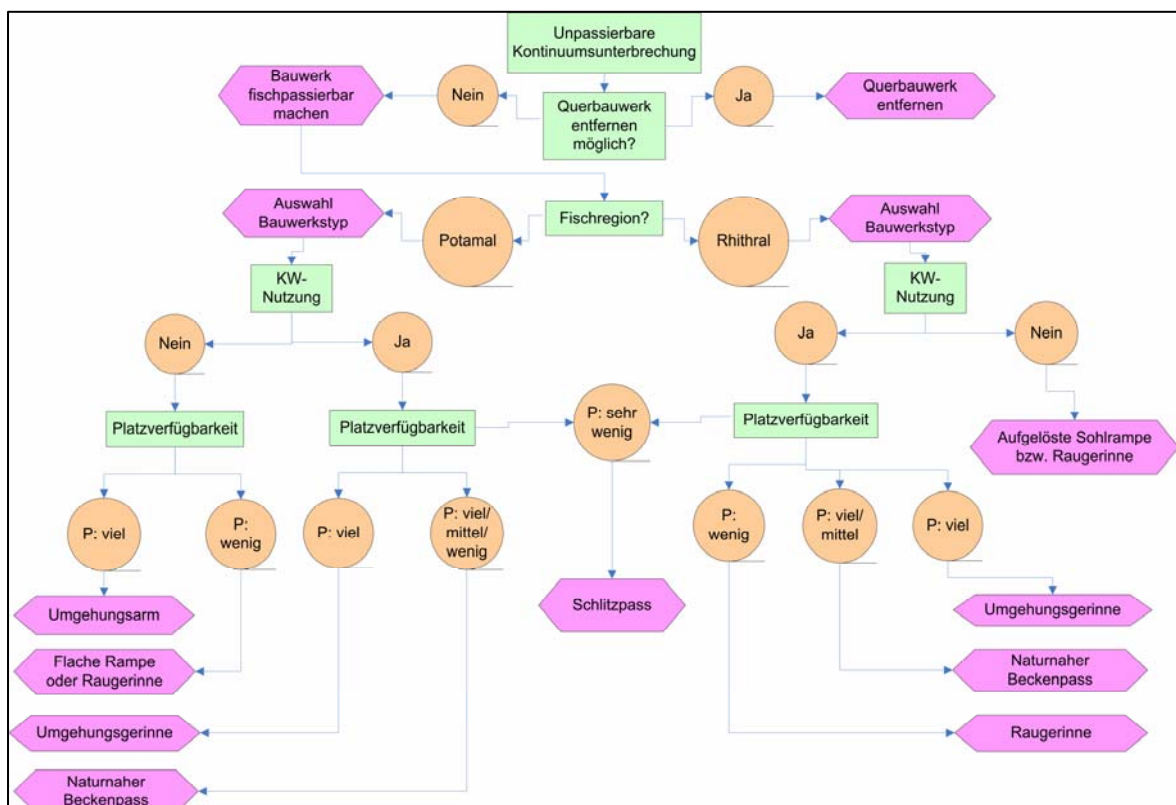


Abb. 19: Schema zur Auswahl des passenden Fischeaufstiegshilfen-Typs je Fischregion und Platzangebot (P...Platz).

5.4.1.3 Naturnahes Umgehungsgerinne

Ein naturnahes Umgehungsgerinne stellt vor allem dort eine optimale Lösung dar, wo relativ viel Platz zur Überwindung des Höhenunterschiedes bei zugleich eher geringem Gefälle zur Verfügung steht. Generell sollte der Umgehungsbach als naturnahes Gerinne

ausgestaltet, und das Gefälle dem Gewässertyp angepasst sein (auf jeden Fall $< 2\%$). Ist aufgrund von Platzmangel ein höheres Gefälle anzustreben, steht ein anderer Bautyp zur Verfügung. Art und Ausformung von Umgehungsgerinnen orientieren sich immer an Typ und Größe der Gewässer. Die Dotation ist daher insbesondere von der jeweils größten aufstiegswilligen Fischart, dem Bedarf an Lockströmung und dem natürlichen Abfluss des Gewässers abhängig. Mindestdotationen von 200 l/s (bei kleinen Flüssen) bzw. 500 l/s (bei großen Flüssen) sollten jedoch generell eingehalten werden (Parasiewicz et al., 1998). Gebler (1998) nennt als notwendige Dotation für naturnahe Umgehungsgerinne mind. 100-200 l/s pro Meter Gerinnebreite. Zu geringe Dotationen verhindern möglicherweise das erfolgreiche Durchwandern von naturnahen Umgehungsgerinnen (Aarestrup et al., 2003).

Essentiell für eine längerfristige Funktionalität naturnaher Umgehungsgerinne ist der Erhalt einer heterogenen Tiefenstruktur entsprechend natürlichen Kolk/Furt-Sequenzen. Daher muss insbesondere der Geschiebetransport des Vorfluters Berücksichtigung finden, um eine Ausschotterung des Umgehungsbaues selbst bzw. von Ein- und Ausstiegsbereichen (zumeist Bereiche in denen der Flussquerschnitt erweitert wurde und es dadurch zu verringerten Fließgeschwindigkeiten und erhöhten Sedimentationsprozessen kommt) zu vermeiden.

Ein wesentlicher Vorteil von Umgehungsgerinnen ist bei adäquater Ausführung die Schaffung von Zusatzlebensraum, speziell für Jungfische. Ein weiterer Vorteil ist der relativ geringe Bauaufwand. Das Umgehungsgerinne ist eine der kostengünstigen Varianten, so ausreichend Platzangebot vorliegt. Gute Funktionalität ist bei entsprechender Bauausführung für diesen Typ von Fischaufstiegshilfen jedenfalls belegt (Eberstaller et al., 1998; Calles & Greenberg, 2005; Santos et al., 2005; Calles & Greenberg, 2007).

5.4.1.4 Raugerinne bzw. Übergang zum Raugerinne-Beckenpass

Raugerinne sind rampenähnliche Bauwerke, die direkt in den Wehrkörper integriert oder aber auch seitlich als Umgehungsgerinne gebaut werden und sich nicht über die gesamte Gewässerbite erstrecken. Diese werden häufig dort eingesetzt, wo eher mehr Abfluss bzw. weniger Platzangebot zur Verfügung steht. Raugerinne sollten als Rampenkörper mit beckenartiger Struktur und fixierter rauer Sohle ausgeführt sein bzw. durchgehende Wanderrouten für Fische mit entsprechenden Fließgeschwindigkeits- und Turbulenzbedingungen aufweisen. Für das Potamal wird ein Gefälle von maximal 3 % vorgeschlagen, für das Rhithral maximal 5 %. Da eine Integration in den Wehrkörper notwendig ist, ergibt sich in den meisten Fällen ein mittlerer bis hoher Bauaufwand.

5.4.1.5 Naturnaher Beckenpass

Kann aus Platzgründen weder ein Umgehungsgerinne, noch eine Rampe oder ein Raugerinne angelegt werden, ist die Anlage eines naturnahen Beckenpasses zu überlegen. Für die Anlage eines naturnahen Beckenpass muss jedoch zumindest mittleres Platzangebot vorhanden sein. Das maximale Gefälle sollte ca. 5% nicht überschreiten, die Beckenübergänge sollten als raue Schwellen und nicht als glatte Stufen ausgebildet sein. Eine Möglichkeit der Ausprägung ist die Form einer so genannten rauen „Gleite“, bei der sich in Längsrichtung über eine relativ kurze Strecke ein Wasserpolster ausbildet, der von den Fischen durchschwommen wird. Generell sollte jedoch bei der Schwellenkonstruktion das Prinzip eines naturnahen Schlitzpasses mit bis zur Sohle reichenden schlitzartigen Durchlässen und ausgeprägter Strömungsvariabilität innerhalb des Schlitzes angestrebt wer-

den, um auch die Wanderung bodenorientierter Arten sicherzustellen (Stuart & Berghuis, 2002).

Essentiell hinsichtlich einer ausreichenden Funktionalität auch für rheophile Fischarten wie die Nase ist die Ausprägung eines durchgehenden Stromstrichs bzw. einer Tiefenrinne. Je weniger Wasser zur Verfügung steht, desto ausgeprägter ist die Schwellenstruktur der Beckenübergänge auszuführen, was freilich mit gleichzeitiger Gefahr einer Funktionalitätseinschränkung einhergeht. Glatte Schwellen von 10-20 cm Höhe hindern z. B. Koppen vollständig an der Passage eines herkömmlichen Beckenpasses (Knaepkens et al., 2006). Zu vermeiden sind daher glatte, flache bzw. seichte und breite Überfälle (zu geringe Tiefen an den Beckenüberritten) und hohe Schwellen mit zu hohen Fließgeschwindigkeiten (siehe Abb. 20) bzw. zu turbulente Bereiche. Um die Turbulenz in Beckenstrukturen abzuschätzen, kann die sog. Energiedissipation (in W/m^3 angegeben) verwendet werden (DVWK, 1996).

Die Vorteile dieses Bauwerkstyps liegen darin, dass damit in naturnaher Ausprägung unter Einhaltung der oben genannten Faktoren eine gute Durchgängigkeit zu erreichen ist und gegebenenfalls auch Lebensraum geschaffen werden kann. Als Nachteil ist zu nennen, dass die Schwellen aufwändig zu bauen sind, jede Schwelle bei nicht optimaler Bauweise eine Barriere bilden kann und die Anlage regelmäßig gewartet werden muss.

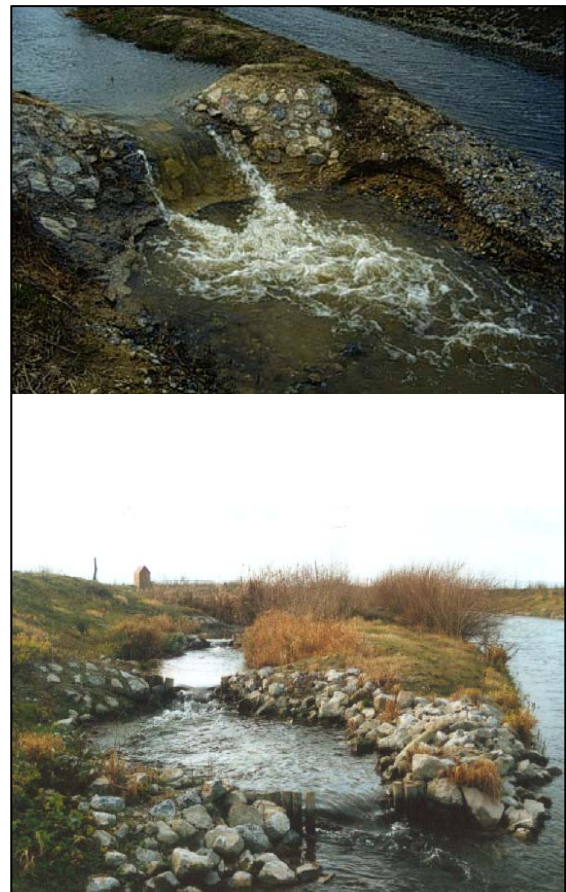


Abb. 20: Naturnaher Beckenpass am Marchfeldkanal bei Wehr 4; glatte und zu hohe Schwelle beim Einstiegsbereich – ein typischer Fehler beim Bau von Beckenpässen (oben); Ergänzung des Bauwerkes um ein Becken in Richtung flussab zur Reduktion der Absturzhöhe; Herstellung einer deutlich verbesserten Funktionalität der Anlage (unten).

5.4.1.6 Schlitzpass

Der Schlitzpass ist eine Weiterentwicklung des technischen Beckenpasses und diesem vorzuziehen. Dieser Fischeufstiegshilfen-Typ wird zumeist bei geringem Platzangebot

eingesetzt. Kennzeichnend sind die ein oder zwei senkrechten schlitzförmigen Öffnungen pro Becken, welche über die gesamte Höhe der Beckenwände reichen. Der große Vorteil gegenüber anderen Bauweisen besteht darin, dass dieser Bautyp an fast jede Gelegenheit anzupassen ist; selbst dann, wenn mit anderen Bauwerken (aufgrund von Platzmangel) keine optimale Lage des Einstiegsbereiches erreicht werden kann. Steht mehr Platz zur Verfügung, wäre in den meisten Fällen freilich ein naturnaher Beckenpass oder naturnaher Schlitzpass, die mit einer ähnlichen Abflussmenge betreibbar sind, vorzuziehen.

Nachteile sind hohe Bau- und Instandhaltungskosten (aufgrund der hohen Verklausungsgefahr ist regelmäßig die Durchgängigkeit der Schlitzze zu überprüfen, bei anderen Bauwerkstypen ist der Wartungsaufwand meist geringer). Generell sollten bei allen technischen Bautypen Totholz abweisende Bauteile vorgeschaltet werden (eintauchendes Schütz oder querliegende Schwimmkörper). Weiters wird mittels eines Schlitzpasses kein zusätzlicher Lebensraum geschaffen. In Österreich fehlen für das Potamal noch umfassende Untersuchungen dieses Bauwerkstyps, die generelle Funktionalität für potamale Fischarten wie Laube, Barbe, Brachse und Rotaugen bei Turbulenzwerten zwischen 150 und 200 W/m^3 ist aber belegt (Travade et al., 1998). Für die diverse Fischfauna tropischer und subtropischer Flüsse ist eine gute Funktionalität bei Turbulenzwerten von rund 40 W/m^3 belegt (Stuart & Mallen-Cooper, 1999). Bei Einhaltung entsprechend geringerer Grenzwerte für Turbulenz, Fließgeschwindigkeit Schlitzweite und Beckengröße kann von einer guten Funktionalität dieses Bautyps für alle potamalen Groß- und Kleinfischarten und deren unterschiedliche Altersstadien ausgegangen werden. Wichtig ist jedenfalls eine teilweise Fixierung der eingebrachten Schottersohle, um Geschiebeverlagerungen vor allem im Schlitzbereich zu verhindern (Abb. 21). Zauner et al. (2005) beschreiben die technische Möglichkeit einer flexiblen Dotationsstaffelung durch eine Reihe von Zusatzbecken im Einlaufbereich des Schlitzpasses, ohne dass dies zu einer Verschlechterung der hydraulischen Bedingungen innerhalb der FAH führt.



Abb. 21: Unerwünschte Geschiebebewegung im Schlitzbereich eines Schlitzpasses führt zu einer Beeinträchtigung der Funktionalität vor allem für bodenorientierte Arten und geänderten Fließgeschwindigkeitsbedingungen durch den Verlust von Rauigkeit (links) (Wiesner et al., 2007); Einbau fixer Strukturen, um diese Geschiebebewegungen zu vermeiden (rechts) (Gumpinger & Siligato, 2005).

5.4.1.7 Borstenpass

Der Borstenpass wurde erst vor einigen Jahren entwickelt (Hassinger, 2002). Grundlegende Intention der Entwicklung dieser neuen technischen Fischaufstiegshilfe war es,

neben der Fischpassierbarkeit auch eine Konstruktion für die Durchgängigkeit von Sportbooten (Kanu, Paddelboote, etc.) zu schaffen (Kaufmann, 2007).

Besenartige Borstenreihen sind dabei versetzt in einem Gerinne angeordnet, die Sohle zumeist mit Substrat belegt. Dabei sind nicht nur Betonrinnen, sondern auch Raugerinne mit Borstenausstattung im Einsatz.

Diese Borsten sind ca. 50 cm lang, meist aus PP oder PE Kunststoff und werden in die Gerinnesohle einbetoniert oder verschraubt. Bei richtiger Anordnung der Borsten ergeben sich stark beruhigte hydraulische Verhältnisse bzw. Ruhezone für kleinere Fische. Fraglich ist jedoch bisher die Funktionalität vor allem für Großfischarten, bzw. auch die Lebensdauer der Kunststoffborsten. Weiters ist bei herbstlichem Laubfall und bei Flüssen mit starker Feinsedimentführung u. U. mit hohem Wartungsaufwand zu rechnen. Ein Vorteil dieser Bauweise besteht darin, dass auch Passierbarkeit für Kanufahrer gegeben ist. Generell ist die Wissenslage bezüglich Haltbarkeit der Borsten, Wartungsaufwand und fischökologischer Eignung bisher eher gering, weshalb dieser Typ, außer für Spezialsituationen (keine Großfischarten zu erwarten, unbedingte Notwendigkeit für Kanupassage, bei eher geringer Wasserverfügbarkeit für die Fischaufstiegshilfe), noch nicht uneingeschränkt empfohlen werden kann bzw. weitere Untersuchungen abzuwarten sind.

5.4.1.8 Vergleich Borstenfischpass-Schlitzpass

Als technische Fischaufstiegshilfe ist der Borstenfischpass durch die bisher angewendeten rinnenartige Ausbildung am ehesten mit dem Schlitzpass zu vergleichen (Kaufmann, 2007). Er wird, wie auch der Schlitzpass, vor allem dort angewendet, wo beengte Platzverhältnisse die Rahmenbedingungen limitieren oder zusätzlich eine Bootspassage erwünscht ist. Einsparungen hinsichtlich Raumbedarf der Anlage, Dotationswasserabfluss oder Errichtungskosten im Vergleich zum Schlitzpass sind jedoch nicht gegeben; der von Kaufmann (2007) beschriebene Borstenfischpass ist sogar teurer als ein gleichwertiger Schlitzpass. Durch die beschränkte Lebensdauer der Borsten (10-20 Jahre) fallen beim Borstenfischpass auch Folgekosten an. Ein erweiterter Vergleich mit dem Schlitzpass ergibt folgendes Bild (aus Kaufmann, 2007):

Gefälle

In der Literatur finden sich Angaben über die Anwendung des Borstenpasses bis zu 10 % Gefälle; 8 % werden als maximales Gefälle für Borstenfischpässe angegeben, empfohlen werden jedoch etwa 4%. Der Maximalwert der Neigung deckt sich mit dem Einsatzbereich des Schlitzpasses. Mit einem Gefälle um etwa 4 % würde der Borstenpass im Anwendungsbereich des Raugerinnes zu liegen kommen. Der Einsatz eines Borstenfischpasses führt gegenüber dem Schlitzpass zu keiner Einsparung von Raum.

Dotationswassermenge

Bisher angewendete Borstenfischpässe besitzen Dotationen, die auch in vergleichbar dimensionierten Schlitzpässen zur Anwendung kommen. Einsparungen der Dotationswassermenge durch den Einsatz des Borstenfischpasses anstelle eines Schlitzpasses sind nicht erkennbar.

Wassertiefen

Die Wassertiefen bei Schlitzpässen sind häufig höher als im Borstenfischpass. Zur Frage, ob ein durchgehend etwa 50 cm tiefer Borstenfischpass einen Effekt (negativ oder positiv) in Bezug zur Effektivität der Fischwanderung hat, konnte in der Literatur keine Antwort gefunden werden.

Fließgeschwindigkeiten

Die Fließgeschwindigkeiten in den Schlitzten des Schlitzpasses sind neben der optimalen hydraulischen Konzeption der Anlage wesentlich von der Sohlrauigkeit abhängig. Bei geeigneter Ausgestaltung wird dem Schlitzpass ebenso wie dem Borstenfischpass die Eignung für kleine Fische und schwimmschwache Fische attestiert. Der Borstenfischpass weist jedoch deutlich geringere Maximalgeschwindigkeiten auf. Dadurch wird der durchwanderbare Querschnitt vergrößert. Hinter den Borstenbündeln existieren geringe Fließgeschwindigkeiten bis zu 0,3 m/s, im Schlitzpass sind in den Becken ebenfalls (Ruhe-) Zonen mit geringen Geschwindigkeiten vorhanden.

Turbulenzen

Die Turbulenzbildung im Borstenfischpass ist bei den Borstenelementen vorhanden, jedoch setzen sich die Turbulenzen nur in geringe Entfernungen (10-20 cm) fort. Das Strömungsbild wird durch die Borsten gleichmäßig. Im Schlitzpass entstehen Turbulenzen beim Schlitz, die aber ebenfalls moderat sind und nicht den gesamten Querschnitt des nächsten Beckens einnehmen.

Wasserstandsschwankungen

Der Schlitzpass eignet sich auch zur Anwendung bei auftretenden Wasserstandsschwankungen im Oberwasser (z. B. Abfall des Stauspiegels bei Niederwasser). Diese Situation tritt häufig bei Kleinstwasserkraftanlagen (Ausleitungskraftwerke) auf. Bisher angewendete Borstenfischpässe würden bei 25 cm Stauspiegelabsenkung nur mehr 15-25 cm Wassertiefe aufweisen. Um dieses Problem zu umgehen, müsste ein Dotationsbauwerk mit einem Schlitzpass- Becken vorgeschaltet werden. Dieses Bauwerk ist in der Studie „Fischwanderhilfen- Prototypen- Thaya“ (Kaufmann & Bauer, 2004) beschrieben.

Wartung

Der Borstenfischpass ist gut zu warten, da er im Betrieb begehbar ist. Ein Schlitzpass ist meist ebenfalls gut zugänglich und wird normalerweise nur von kleineren Holzteilen verklaust. Diese sind im Regelfall einfach zu entfernen. Generell sollte bei technischen Bauwerken eine geeignete Abweisevorrichtung für Schwemmgut angelegt werden.

Fischökologie

Dem Borstenfischpass wird in mehreren fischökologischen Untersuchungen keine Größenselektivität attestiert. Auch die Artselektivität sei nicht gegeben. Bei kritischer Betrachtung der fischökologischen Ergebnisse der Literatur ist allerdings festzustellen, dass die Interpretationen nicht eindeutig sind. Generell dürfte der Borstenfischpass jedoch Kleinfische, Jungstadien und schwimmschwache Arten begünstigen. Zur Beurteilung der fischökologischen Funktionalität bedarf es aber noch weiterer Untersuchungen.

Benthos

Die Benthosdurchgängigkeit ist im Schlitzpass gegeben, allerdings nur über die Passage bei den Schlitzten. Im Borstenfischpass ist die Durchwanderbarkeit - außer beim Einsatz von Borstenelementen auf Betonsockeln - über die gesamte Breite der Fischaufstiegshilfe gegeben.

Bootspassage

Im Borstenfischpass kann bei gerader bzw. leicht gekrümmter Ausführung die Bootspassage technisch möglich sein. Beim Schlitzpass ist keine Bootspassage möglich.

Nicht zu empfehlen:*Denilpass*

Diese Bauform wurde zwar in Österreich nicht weitergehend untersucht, kann aber aufgrund bestehender Erfahrungen nicht empfohlen werden. Der Vorteil, dass dieser FAH-Typ mit großem Gefälle angelegt werden kann, bringt aber zugleich viele Nachteile mit sich: hohe Strömungsgeschwindigkeiten im Pass (nur für schwimmtüchtige Salmoniden geeignet), hohe Turbulenzen, kein Sohlmaterialeinbau möglich, kein Aufstieg für benthischen Invertebraten.

Technischer Beckenpass

Aufgrund der häufig auftretenden Probleme bei vor allem glatten Beckenübertritten ist ein Schlitzpass vorzuziehen.

Mit Vorsicht zu behandeln:*Kombinationen von FAHs in einem Bauwerk*

Häufig wurden vor allem im Übergangsbereich von Kombinationsbauwerken schwerwiegende Beeinträchtigungen der Funktionalität beobachtet (zu hohe Turbulenzen bzw. Wechsel zu strömungsberuhigten Bereichen mit mangelnder Lockströmung). Es besteht daher das Problem, dass bei den in „Serie gereihten“ FAH Bautypen (z.B. Beckenpass mit Umgehungsgerinne), eine ungewollte Selektion der wandernden Fischarten erfolgt. Häufig gilt der Ausspruch: Nachteile addieren sich, Vorteile kompensieren sich.

Zu beachten:*Geschiebetransport*

Verschiedene Fischaufstiegshilfen können sehr heikel auf stärkeren Geschiebetrieb reagieren und davon problemlos lahmgelegt werden können (siehe auch Kap. 5.4.1.3 „Naturnahes Umgehungsgerinne“). Bei manchen Fischpässen wie z. B. Beckenpässen oder Raugerinnepässen sowie aufgelösten Rampen stellt sich ein dynamisches Geschiebegleichgewicht mit Auflandung und Abtrag ein. Bei richtiger Konstruktion sind sie auch in geschiebeführenden Flüssen wartungsfrei. Sehr technische Pässe wie Schlitzpass oder Borstenfischpass spülen sich nicht selbständig frei und müssen mühsam händisch geräumt werden, wenn sie mit Geschiebe verfüllt werden. Bei diesen technischen Anlagen muss unbedingt die Geschiebefreiheit im Einlauf gewährleistet sein.

Ergänzung:

Eine zusätzliche FAH (als Ergänzung für einige Fischarten an einer anderen Stelle des Wehres) bzw. die Kombination einzelner Elemente unterschiedlicher FAH Typen an der „richtigen“ Stelle (z. B. ein Schlitzpass-Element als Einstieg) können sinnvolle Optionen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit darstellen.

Weiters erscheint eine Kombination des Schlitzpasses mit Borstenelementen durchaus erfolgsversprechend, wo es um weitere Platzeinsparung und Reduktion von Turbulenz geht.

5.4.2 Bekannte Funktionsprobleme bei Fischaufstiegshilfen

5.4.2.1 Ökologische Bewertung bereits umgesetzter Fischaufstiegshilfen

Um Hinweise darauf zu erhalten, welche baulichen Mängel in der Vergangenheit die Funktionsweise von Fischaufstiegshilfen beschränkten, wurde eine umfangreiche Recherche nach bereits durchgeführten ökologischen Evaluierungen von FAHs durchgeführt und eine Datenbank angelegt. Diese beinhaltet Daten zu den im Zuge der Recherche gefundenen, in Österreich durchgeführten, fischökologischen Untersuchungen an Fischaufstiegshilfen (n=40) und zusätzlich, aufgrund der Datenverfügbarkeit, 17 bewertete Fischaufstiegshilfen aus Deutschland. Die Datenbank beinhaltet somit insgesamt 57 fischökologisch bewertete FAHs. 24 FAHs konnten dem Rhithral (Epirhithral bis Hyporhithral groß) und 29 dem Potamal (Hyporhithral/Epipotamal bis Epipotamal mittel und groß) zugeordnet werden; 4 FAHs waren keiner Fischregion zugeordnet (Tab. 20).

Insgesamt konnte bei allen ausgewerteten Projektberichten zumindest eine qualitative Bewertung der FAHs bezüglich der Eignung für die Flussaufwärtswanderung entnommen werden (Tab. 21). Rund 49 % der FAHs wurden dabei als funktionstüchtig klassifiziert; bei den restlichen 51 % wurden eingeschränkte Funktionstüchtigkeit bzw. zum Teil gravierende Mängel festgestellt (Tab. 21 und Tab. 22).

Bis auf fünf wurde bei allen FAHs (n=52) auch eine quantitative Bewertung der Eignung für die Flussaufwärtswanderung vorgenommen, Flussabwärtswanderung bzw. Lebensraum wurden bei weniger als 50% aller untersuchten FAHs bewertet. Betrachtet man die Bewertungen von FAHs, bei denen sowohl qualitative als auch quantitative Aspekte Berücksichtigung fanden, sind rund 54 % der Bauwerke als funktionstüchtig klassifiziert (Tab. 22). Bei einer weiterführenden Analyse zeigte sich, dass vor allem Beckenpässe (naturnah und technisch) bzw. Kombinationsbauwerke (vor allem Kombinationen mit Beckenpässen) in relativ hohen Prozentsätzen ($\geq 50\%$) nur eingeschränkte Funktionalität aufweisen (Tab. 23 und Tab. 24). Naturnahe Umgehungsgerinne, Raugerinne und Schlitzpässe weisen eine generell bessere Funktionalität auf.

Tab. 20: Anzahl evaluierter Fischaufstiegshilfen je Bauwerkstyp und Fischregion (ER...Epirhithral, ER-K...Epirhithral klein, MR...Metarhithral, MR-K...Metarhithral klein, HR-K...Hyporhithral klein, HR-G...Hyporhithral groß, HR-EP...Hyporhithral-Epipotamal, EP-M...Epipotamal mittel, EP-G...Epipotamal groß; OHNE...ohne Angabe der Fischregion).

Bauwerkstyp	ER	ER-K	MR	MR-K	HR-K	HR-G	HR-EP	EP-M	EP-G	OHNE	GESAMT
Naturnaher Beckenpass			1	1		3		2	3	1	11
Naturnahes Umgehungsgerinne			1	2		2		5		2	12
Naturnahes Umgehungsgerinne mit naturnahem Beckenpass	1								1		2
Naturnahes Umgehungsgerinne mit technischem Beckenpass					1						1
Raugerinne			1			1		4			6
Schlitzpass				1		1					2
Schlitzpass mit naturnahem Beckenpass						1					1
Schlitzpass mit naturnahem Umgehungsgerinne						1					1
Schlitzpass mit technischem Beckenpass	1										1
Technischer Beckenpass			1	1	2	1	13	1		1	20
Gesamtergebnis	2	2	4	5	1	10	13	12	4	4	57

Tab. 23: Fischökologische Bewertungen der analysierten Fischaufstiegshilfen je Bauwerkstyp (Anzahl je Bewertungsstufe).

BAUWERKSTYP	BEWERTUNG						GESAMT
	1	2	3	4	5	N. b.	
Naturnaher Beckenpass	2	2	4	2		1	11
Naturnahes Umgehungsgerinne	1	5	2		1	3	12
Naturnahes Umgehungsgerinne mit naturnahem Beckenpass		1	1				2
Naturnahes Umgehungsgerinne mit technischem Beckenpass				1			1
Raugerinne	5	1					6
Schlitzpass	1	1					2
Schlitzpassmit naturnahem Beckenpass			1				1
Schlitzpassmit naturnahem Umgehungsgerinne			1				1
Schlitzpassmit technischem Beckenpass				1			1
Technischer Beckenpass	1	7	9	2		1	20
Gesamtergebnis	10	18	18	5	1	5	57

Tab. 24: Fischökologische Bewertungen der analysierten Fischaufstiegshilfen je Bauwerkstyp zusammengefasst nach funktionstüchtigen (Bewertungsstufe 1-2) und eingeschränkt funktionstüchtigen (Bewertungsstufe 3-5) FAHs (N...Anzahl, %...Prozentwert).

FUNKTION	1 bis 2		3 bis 5		GESAMT
	N	%	N	%	
Naturnaher Beckenpass	4	40	6	60	10
Naturnahes Umgehungsgerinne	6	67	3	33	9
Naturnahes Umgehungsgerinne mit naturnahem Beckenpass	1	50	1	50	2
Naturnahes Umgehungsgerinne mit technischem Beckenpass	0	0	1	100	1
Raugerinne	6	100	0	0	6
Schlitzpass	2	100	0	0	2
Schlitzpass mit naturnahem Beckenpass	0	0	1	100	1
Schlitzpass mit naturnahem Umgehungsgerinne	1	100	0	0	1
Schlitzpass mit technischem Beckenpass	0	0	1	100	1
Technischer Beckenpass	8	42	11	58	19
Gesamt	28	54	24	46	52

5.4.2.2 Verortung der auftretenden Mängel im FAH Verlauf

Bei der Analyse der festgestellten Mängel zeigten sich die in Tab. 25 ausführlich dargestellten Probleme. Zu diesen gehören vor allem eine schlechte Auffindbarkeit der Fischaufstiegshilfe, problematische Übergangsbereiche bei Kombinationsbauwerken und zu hohe Abstürze und Fließgeschwindigkeiten. Interessant ist, dass immerhin in fünf Fällen unterhalb des Wehres gelegene Restwasserstrecken die Fischwanderung bis zur Fischaufstiegshilfe deutlich beeinträchtigten.

Tab. 25: Festgestellte Mängel an fischökologisch untersuchten Fischaufstiegshilfen in Bezug zur Lage im FAH Verlauf; in Klammer die Häufigkeit des Auftretens des Mangels.

<u>Einstieg</u>
Zu weit vom Wehr entfernt bzw. nicht an der Wanderroute der Fische anschließend (12)
Zu geringe Restwasserdotation – stagnierende Bereiche flussab (5)
Einstiegsschwelle zu hoch (4)
Zu geringe Lockströmung (>3)
Abgelöster Überfallstrahl (1)
Zu hohe Fließgeschwindigkeiten & Turbulenzen (1)
<u>Übergangsbereiche bei Kombinationsbauwerken</u>
Fließgeschwindigkeitsänderung beim Übergang Umgehungsbach/Tümpelpass (1)
Zu großer Gefällesprung Schlitzpass/Tümpelpass (1)
Zu hohe Turbulenzen in Übergangsbereichen (1)
<u>FAH-Verlauf</u>
Zu hohe Fließgeschwindigkeiten durch zu großes Gefälle bzw. an Übertritten (18)
Zu hohe Beckenübertritte (16)
Zu geringe Dotation bis Trockenfallen (5)
Zu geringe Wassertiefe (5)
Zu geringe Fließgeschwindigkeiten (2 + 1 von Kombination)
Zu hohe Dotation der FAH (2) (Verschlechterung der hydraulischen Bedingungen)
Ausschotterung durch Geschiebetransport (1)
Geschiebemobilisierung (1)
Abgelöster Überfallstrahl (1)
<u>Ausstiegsbereich</u>
Bauwerksbedingt Schwellen, Turbulenzen und zu hohe Fließgeschwindigkeiten, düsenartiger Ausstieg (2)
<u>Zusätzliches</u>
Mangelnde Wartung (2)

Nachträglich sind Funktionsprobleme zumeist nur mit erheblichem baulichen und finanziellen Aufwand zu ändern. Eine konsequente Baubegleitung und Einhaltung bzw. Überprüfung der einzuhaltenden Grenzwerte sollte daher zu einem Zeitpunkt stattfinden, wo noch Änderungen möglich sind. Gegebenfalls sind nach begründeten Funktionsproblemen (im Zuge von Monitoringprogrammen) Adaptierungen durchzuführen.

5.4.2.3 Auswirkungen von Fehlfunktionen von Fischaufstiegshilfen auf Fische

Auf Basis der ausgewerteten Monitoring-Ergebnisse konnten die in Tab. 25 genannten technischen Mängel mit einer direkten Auswirkung auf unterschiedliche Fischarten bzw. Alterstadien in Verbindung gebracht werden:

- Die Auffindbarkeit der FAH (Entfernung zum Wehr, Lockströmung) spiegelt sich meistens im quantitativen Fehlen von Fischarten, wie z. B. Huchen, Barbe, Nase wieder. Generell beeinträchtigt eine schlecht gewählte Einstiegslage den Aufstieg aller Arten.

- Zu hohe bzw. glatte Überfälle (im Einstiegsbereich und Ausstiegsbereich bzw. innerhalb der FAH) limitieren den Aufstieg von Juvenilen, schwimmschwachen Arten und von Kleinfischarten bzw. führen in häufigen Fällen zu einer völligen Unbewanderbarkeit der Anlage für Koppe bzw. andere bodenorientierte Arten.
- Ein abgelöster Überfallstrahl führt ebenfalls zu einer fast vollständigen Unbewanderbarkeit der Anlage für viele Fischarten und Altersstadien.
- Zu große Turbulenzen beeinträchtigen den Aufstieg nahezu aller Fischarten und Stadien.
- Zu hohe Fließgeschwindigkeiten (zu hohes Gefälle, zu hohe Beckenübertritte) limitieren zumeist den Aufstieg von schwimmschwachen Arten (Kleinfischarten bzw. stagnophilen Arten) bzw. Juvenilstadien von z. B. von Nase oder Äsche; Bereiche mit sehr hohen Fließgeschwindigkeiten stellen für alle Fischarten und Altersstadien ein Problem dar.
- Zu geringe Wassertiefen limitieren vor allem den Aufstieg adulter Individuen (Äsche, Nase, Barbe, Huchen, Aitel). Ein Trockenfallen führt zur völligen Unpassierbarkeit der Anlage.
- Zu geringe Fließgeschwindigkeiten in ausgedehnten Bereichen bzw. Übergangszonen innerhalb der FAH limitieren zumeist die Wanderung rheophiler Arten wie der Nase.
- Generell können Übergangsbereiche bei Kombinationsbauwerken entweder durch zu geringe Geschwindigkeiten (Umgehungsbach/Tümpelpass), z. B. für die Nase, oder durch zu hohe Turbulenzen und Fließgeschwindigkeiten (Schlitzpass/Tümpelpass) für Kleinfischarten und juvenile Stadien eine Wanderbarriere darstellen.
- Substratbewegung in einem Schlitzpass unterbindet vor allem die Flussaufwärtswanderung bodenorientierter Fischarten wie der Koppe.
- Eine fehlende Restwasserdotations in der Strecke flussab führt vor allem zum Fehlen von rheophilen Arten wie Äsche, Nase und Barbe im Aufstieg, trotz eventuell guter anderer Bauwerksbedingungen.
- Ausschotterungen in Umgehungsbächen führen zu durchgehend geringen Tiefen und erhöhten Fließgeschwindigkeiten, was vor allem den Aufstieg schwimmschwacher Arten bzw. Adulter von Großfischarten wie Nase, Barbe und Huchen behindert.
- Häufig behindern bereits im Einstiegsbereich von Fischaufstiegshilfen zu hohe Schwellen den Einstieg in die Fischaufstiegshilfe für viele Arten; dies dürfte zumeist auf die fehlende Berücksichtigung schwankender Unterwasserstände bei der Planung zurückzuführen sein.
- Weiters können Bauwerke je nach Bauwerkstyp entweder bei Niederwassersituationen bzw. erhöhter Wasserführung unauffindbar oder unpassierbar bzw. nur eingeschränkt passierbar sein (Verschlechterung der hydraulischen Bedingungen innerhalb der FAH bzw. Verschlechterung der Auffindbarkeit durch erhöhte Wasserführung des Flusses).
- Fehlende Wartung kann ebenfalls bei unterschiedlichen FAH-Typen zu einer Behinderung der Fischwanderung führen (Verlegung des Einlaufbauwerkes bzw. der Schlitze oder der Beckenübertritte bei Beckenpässen usw.).
- Interessant ist die generelle Nicht-Nennung bzw. Nicht Bewertung der Beckengröße bei den ausgewerteten Monitoringuntersuchungen.

5.4.3 Wichtige Kennwerte für den Bau von funktionstüchtiger Fischaufstiegshilfen

Damit eine Fischaufstiegshilfe für möglichst alle vorkommenden Arten und Altersstadien für **einen Großteil des Jahres (rund 300 Tagen pro Jahr, außer zu Zeiten extremen Niederwassers bzw. Hochwassers)** funktionstüchtig ist, muss bei Planung und Bau vor allem auf **Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit** der Anlage geachtet werden (Schwevers & Adam, 2006). **Dazu sind vor allem Kenntnis des Wanderkorridores der Fische sowie der sich abflussbedingt ändernden hydraulischen Bedingungen im Unterwasser (vor allem bei Niederwasser- bzw. erhöhter Mittelwasserführung und Hochwasser) notwendig.**

Der **Einstiegsbereich sollte möglichst nahe am Wehr situiert sein und flussab an eventuell auftretende Turbulenzbereiche** des Tosbeckens anschließen. Wie die Ein-

stiegslage in Bezug auf Turbinenauslass und hydraulische Muster im Unterwasser situiert werden sollte, **ist ausführlich in Larinier et al. (2002) und DVWK (1996) beschrieben**. Zu beachten sind dabei auch die Drehrichtung der Turbine sowie die dadurch spezifischen Turbulenzmuster im Unterwasserbereich.

Die Lockströmung der FAH sollte zwischen dem 0,6 und 0,8-fachen der kritischen Geschwindigkeit liegen; eindeutig wahrgenommen wird diese vom Fisch erst dann, wenn sie sich um 0,15-0,2 m/s zu jenem Strömungsbereich unterscheidet, in dem die Flussaufwanderung stattfindet. **Optimale Lockströmungsgeschwindigkeiten für das Potamal werden mit rund 1m/s angegeben (Pavlov, 1989)**.

Um eine klare Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage zu gewährleisten, **sollte die Mächtigkeit der Lockströmung generell 1-5 % des Durchflusses des Hauptflusses betragen**, wobei bei schlechter Einstiegslage durchaus größere Mengen notwendig sein können (Larinier et al., 2002). Nicht alle Fischarten wandern dabei gleich gerne in zu klein dimensionierte FAHs ein. Für Salmoniden ist z. B. eine deutliche Präferenz für rasch fließende Zubringer belegt. Äschen wandern vor allem den Hauptfluss entlang, um zu laichen und meiden kleinere sehr rasch fließende Zubringer (Parkinson et al., 1999). Auch für den Zander wird angenommen, dass er zu klein ausgeformte Fischaufstiegshilfen eher meidet (Schmutz et al., 1998). **Insbesondere bei breiteren Flüssen ist es empfehlenswert, zwei Fischaufstiegsanlagen zu errichten**, um eine quantitative Passage wandlungswilliger Fische sicherzustellen (Larinier et al., 2002). Weiters ist auf eine **Sohlanbindung der Fischaufstiegshilfe sowohl im Unterwasser als auch im Oberwasser** zu achten. Mittels Anpassungen der Einstiegsbereiche kann oftmals schon eine deutliche Verbesserung der Funktionalität der FAH erreicht werden (Bunt, 2001; Laine et al., 2002).

Ein **weiteres Problem** ist die **schlechte Auffindbarkeit** von Fischaufstiegshilfen **in Zusammenhang mit zu geringer Dotation von flussab des Wehres liegenden Restwasserstrecken** bei Ausleitungskraftwerken. In diesen Bereichen wird das Flussbett in Niederwasserzeiten häufig ausschließlich durch die Dotation der Fischaufstiegshilfe gespeist. Die ankommenden Fische werden aufgrund der fehlenden Mächtigkeit des Lockstromes häufig zum Ausrinn des Mühlbaches gelockt (Jens et al., 1997; Kolbinger, 2002; Zitek et al., 2004b). Jens et al. (1997) schlagen daher für diesen Fall die Errichtung zweier Aufstiegshilfen vor, wobei eine direkt am Wehr, die andere im Bereich des unterwasserseitigen Mühlbachausrinnes situiert werden sollte. Bei lediglich einer FAH am Wehr ist darauf zu achten, dass die Fische durch ausreichende Strömungsbedingungen auch in Niederwassersituationen bis zur Fischaufstiegshilfe gelockt werden.

Generell ist **die Dotation naturnaher Umgehungsgerinne** von der **jeweils größten aufstiegswilligen Fischart**, vom **Bedarf an Lockströmung** und dem **natürlichen Abfluss des Gewässers** abhängig. **Mindestdotationen von 200 l/s (bei kleinen Flüssen) bzw. 500 l/s (bei großen Flüssen)** sollten jedoch generell eingehalten werden (Parasiewicz et al., 1998). **Als ausreichende Dotation für naturnahe Bauweisen** nennt Gebler (1998) **100-200 l/s pro Meter Breite des Umgehungsgerinnes**.

Weiters kann eine **Staffelung der Dotation** der Fischaufstiegshilfe, basierend auf einer genauen Kenntnis des Wanderzeitraumes, zu einer **deutlich optimierten Betriebsweise** einer Fischaufstiegsanlage beitragen (Abb. 21; Wiesner et al., 2007). Im beschriebenen Fall wurde zur Hauptwanderzeit die Dotation erhöht, in den dazwischen liegenden Zeitabschnitten deutlich verringert.

Soll eine Fischaufstiegshilfe für Kleinfischarten nicht selektiv wirken, muss ein **durchgehender Wanderkorridor** geschaffen werden, **der ihrer Schwimmleistung entspricht**. Kurze Bereiche (zum Beispiel Schwellen) erhöhter Geschwindigkeit (~ 1 m/s) können durch Sprintschwimmen bewältigt werden; grundsätzlich sollten jedoch Fließgeschwindigkeiten von 40-60 cm/s eingehalten werden bzw. müssen bei Auftreten lokal höherer Geschwindigkeiten Zonen mit geringerer Geschwindigkeit („Erholungszonen“) geschaffen werden (Jens et al., 1997). Generell sollten die **maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten im Potamal bei 1 m/s, im Rhithral bei 1,5-2 m/s, bei gleichzeitiger rauer Sohle, liegen (Tab. 26)**.

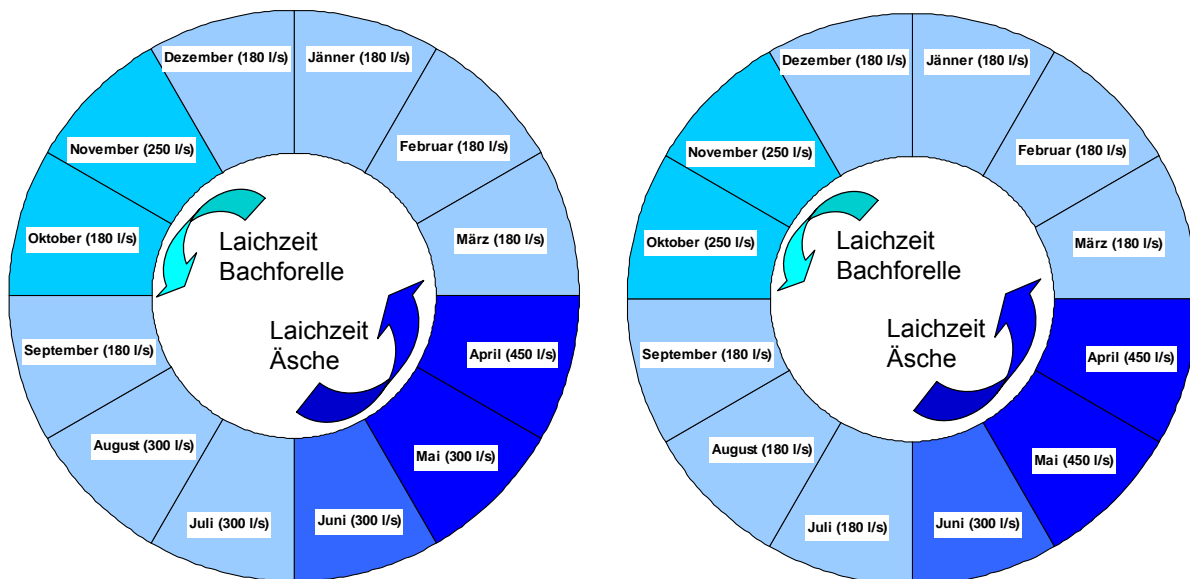


Abb. 22: Auf Basis von gewonnenen fischökologischen Erkenntnissen adaptierte Dotationsstaffelung für den Betrieb eines Schlitzpasses an der Mur bei Murau (ursprünglichen Vorgaben links, adaptiertes Regime rechts; Wiesner et al., 2007).

Ausgedehnte Bereiche, wo die Fließgeschwindigkeit unter einen Wert fällt, der eine Orientierung vor allem rheophiler Fische beeinträchtigt (ca. 0,3 m/s, Pavlov 1989), sollten vermieden werden bzw. ein Wanderkorridor mit durchgehender Strömung geschaffen werden.

Ausgedehnte Flachwasserbereiche (Furten), vor allem in naturnahen Umgehungsgerinnen, sind zu vermeiden bzw. ist auf einen ausreichend tiefen Wanderkorridor zu achten, der es auch Großfischen ermöglicht, die Fischaufstiegshilfe zu passieren. **Hier können für das Rhithral 0,3 m, für das Hyporhithral und Potamal Mindesttiefen von 0,4 m bis 0,6 m angegeben werden** (Gebler, 1998; Kolbinger, 2002; Dumont et al., 2005). Bei Bauwerkstypen mit Beckenstruktur erlauben **größere Tiefen** jedoch auch eine **deutliche Reduktion der auftretenden Turbulenzen**, weshalb in manchen Situationen sogar **größere Mindesttiefen (bis zu 0,8 m)** sinnvoll sein können.

Beckenlängen sollten mindestens zwischen 3 und 5 mal die Körperlänge der größten zu erwartenden Fische aufweisen. Bei der Konstruktion von Schwellen sind **glatte Abstürze zu vermeiden**, und wenn möglich **bis zur Sohle durchgehende Schlitze an den Beckenübergängen anzustreben**. **Grenzwerte von max. 0,1 m Höhenunterschied im Potamal bzw. max. 0,2 m im Rhithral bei einer gleichzeitig ausreichenden Überströmung von min. 0,15-0,2 m Tiefe** sind einzuhalten (Tab. 27).

Die **maximale Turbulenz** sollte im Potamalbereich in den Becken einer Fischaufstiegshilfe im **Potamal bei rund 100 W/m³ liegen, im Rhithral bei rund 150-180 W/m³** (angelehnt an DVWK, 1996).

Empfohlene minimale Schlitzbreiten, angelehnt an DVWK (1996) und Dumont et al. (2005), sind: **0,2 m** (Bachforelle, Äsche bis rund 40 cm Körperlänge), **0,25 m** (Bachforelle, Äsche > 40 cm Körperlänge), **0,3 m** (große Aitel, Brachsen) und **> 0,4 m** (Fische > 60 cm Körperlänge und Großfischarten wie Wels, Huchen usw.).

Weitere wichtige Hinweise zur Konstruktionsweise des jeweiligen Bautyps finden sich in DVWK (1996), Larinier et al. (2002) Dumont et al. (2005) bzw. in Kapitel 5.4.1 („Schema zur Auswahl des passenden FAH-Typs zur Wiederherstellung des Kontinuums“).

Tab. 26: Richtwerte unterschiedlicher Autoren für Strömungsgeschwindigkeiten in FAHs und davon abgeleitete Empfehlungen.

Maximale Fließgeschwindigkeit (m/s)	Fischregion	Autor
1,5-1,8	Rhithral	Steiner (1992)
1,8	Rhithral	Jungwirth & Pelikan (1989)
1	Potamal	
2	Rhithral	Gebler (1991)
bis 1,5 für größere Cypriniden bis 1 Jungfische & Kleinfischarten	Potamal	
1,5-2 (bei rauer Sohle!)	Rhithral	EMPFOHLEN
1 (bei rauer Sohle!)	Potamal	

Tab. 27: Richtwerte unterschiedlicher Autoren für Höhendifferenzen in FAHs und davon abgeleitete Empfehlungen.

Max. Höhendifferenzen (m)	Fischregion	Autor
0,1	Potamal	Parasiewicz & Tesar (1992)
0,3	Rhithral	Jungwirth et al. (1988)
0,1	Potamal	
0,3	Rhithral	Gumpinger (2000)
0,15	Potamal	
0,2	Rhithral	EMPFOHLEN
0,15	Hyporhithral/Epipotamal	
0,1	Potamal	

5.5 Bewertung der Funktionalität und Effektivität von Fischaufstiegshilfen

Mit der vom Österreichischen Fischereiverband entwickelten Richtlinie („Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen (FMH) und Bewertung der Funktionsfähigkeit“, Woschitz et al. 2003) steht seit kurzem eine praktikable Anleitung zur fischökologischen Bewertung von Fischaufstiegshilfen zur Verfügung. Bisher wurde dieses Schema bei mehr als 14 Anlagen in Österreich erfolgreich angewendet (Ergebnisse der Fischwanderdatenbank, Kapitel 5.2 „Aktuell dokumentierte Wanderungen“).

Zur Bewertung von FAH's werden dabei folgende Kriterien verwendet:

- Qualitativer Aufstieg (Artenspektrum, Entwicklungsstadien)
- Quantitativer Aufstieg (Anzahl aufsteigender Individuen)
 - Mittelstreckenwanderer
 - Kurzstreckenwanderer

- Fischabstieg
- Lebensraumeignung

Jedes dieser Einzelkriterien wird zunächst für sich allein bewertet; zur Gesamtbewertung der Anlage ist die Bildung eines „Gesamtmittelwertes“ vorgesehen. Die Bewertung erfolgt, analog der Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern (Schmutz et al., 2000a,b) bzw. in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der EU, als Maß der Abweichung vom Referenzzustand nach einer 5-stufigen Skala (Tab. 28). Stufe I bedeutet dabei „vollkommen funktionsfähig“, und repräsentiert den natürlichen ungehindert passierbaren Fluss. Stufe V entspricht der vollständigen Unterbrechung des Kontinuums.

Grundsätzlich ist zwischen „häufigen“ und „seltenen“ Arten zu unterscheiden. Die Unterscheidung erfolgt anhand der Dominanzverhältnisse im Unterwasser. Als Richtwert gilt, dass eine Art dann als häufig anzusehen ist, wenn ihr Anteil am Gesamtbestand mindestens 3 % (Rhithral) bzw. mindestens 1 % (Potamal) beträgt. In begründeten Fällen kann von diesen Richtwerten abgegangen werden. Bei der qualitativen Bewertung werden sowohl seltene als auch häufige Arten, bei der quantitativen Bewertung nur mehr die häufigen Arten berücksichtigt. In letzterem Fall sind nicht einzelne Arten, sondern die Gesamtindividuenanzahl der häufigen Arten zu bewerten. Es wird dabei in häufige Kurz- bzw. Langstreckenwanderer unterschieden.

Tab. 28: Bewertungsschema der Funktionsfähigkeit von FAHs (Fischaufstieg qualitativ + Fischaufstieg quantitativ; Woschitz et al., 2003).

Funktionsfähigkeit		Fischaufstieg qualitativ	Fischaufstieg quantitativ	
			Mittelstreckenwanderer	Kurzstreckenwanderer
I	voll funktionsfähig	Alle Arten und Entwicklungsstadien (juvenil/adult) können aufsteigen	Allen oder fast allen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich	Allen oder fast allen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich
II	funktionsfähig	Alle Arten mit Ausnahme einiger seltener und fast alle Entwicklungsstadien können aufsteigen	Den meisten aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich	Vielen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich
III	eingeschränkt funktionsfähig	Die meisten häufigen Arten und die meisten Entwicklungsstadien können aufsteigen	Vielen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich	Wenigen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich
IV	wenig funktionsfähig	Nur wenige Arten und /oder Entwicklungsstadien können aufsteigen	Wenigen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich	Einzelnen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich
V	nicht funktionsfähig	Keine oder nur einzelne Arten und/oder Entwicklungsstadien können aufsteigen	Einzelnen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich	(fast) keinen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten ist der Aufstieg möglich

Aus den Einzelbewertungen „qualitativer Aufstieg“, „quantitativer Aufstieg Mittelstreckenwanderer“ und „quantitativer Aufstieg Kurzstreckenwanderer“ erfolgt eine integrative Gesamtbewertung des Aufstiegs durch eine arithmetische Mittelwertbildung. Die derart ermittelte Gesamtbewertung „Fischaufstieg“ ergibt im Regelfall eine Dezimalzahl (1,0-5,0). Die Funktionsfähigkeit (I-V) der FAH ergibt sich aus der Zuordnung nach folgendem Schema, **wobei die Gesamtbewertung maximal eine Stufe besser als das schlechteste Einzelkriterium sein darf (KO-Kriterium).**

I	vollkommen funktionsfähig	≤ 1,5
II	funktionsfähig	1,51 - 2,5
III	eingeschränkt funktionsfähig	2,51 - 3,5
IV	wenig funktionsfähig	3,51 - 4,5
V	nicht funktionsfähig	> 4,5

Als Zielzustand einer funktionsfähigen FAH wird grundsätzlich eine Bewertung des Fischeaufstieges mit zumindest der Stufe II angesetzt. Dieser weicht somit ähnlich dem „guten ökologischen Zustand“ der Fließgewässer (gemäß WRRL) nur geringfügig vom Referenzzustand ab (II – „funktionsfähig“). Eine Bewertung schlechter als Stufe II zeigt Mängel auf, und ermöglicht, unter Berücksichtigung der Einzelkriterienbewertungen, die Formulierung von Adaptierungs- bzw. Verbesserungsvorschlägen.

Wichtig für eine eindeutige Bewertung ist vor allem die Bestimmung der Anzahl der Aufstiegswilligen im Unterwasser bzw. die Einhaltung der vorgeschlagenen Monitoringdauer bzw. der Monitoringzeiträume (Tab. 29). Es wird empfohlen, den Herbst-Monitoringzeitraum im Potamal basierend auf der Temperaturganglinie des jeweiligen Gewässers festzulegen. Bisher wurden in Österreich die intensivsten herbstlichen Fischeaufwärtswanderungen bei generell abnehmenden Temperaturen zwischen 19°C und 14°C festgestellt (Kucera, 1999; Urbanek, 2001; Zitek & Schreyer, 2005).

Im Falle eines kürzeren Monitoringzeitraumes können die tatsächlichen Fangdaten anhand begründeter Analogien („Experteneinschätzung“) ergänzt werden, um zumindest eine qualitative Abschätzung der Funktionsfähigkeit durchführen zu können.

Tab. 29: Zeitraum und empfohlene Mindestdauer bei Reusenuntersuchungen (Woschitz et al., 2003).

Fischregion	Leitarten	Haupttermin	Nebetermin	Untersuchungsdauer (Haupt-/Nebetermin)
Epi-/Metarhithral	Bachforelle	Sept./Okt./Nov.	-	1 Monat
Hyporhithral	Äsche, Bachforelle	März/April/Mai	Sept./Okt.	1,5 Monate/14 Tage
Potamal	dominierende Arten und Schlüsselarten	März/April/ Mai/Juni	Aug./Sept./Okt	2 Monate/1 Monat

Da die Erfassung des Abstieges methodisch noch nicht gesichert ist, muss die Bewertung des Abstieges bisher noch als Experteneinschätzung eingebracht werden. Fischabstiegs- und Lebensraumbewertung wurden bei den bisher durchgeführten Untersuchungen daher getrennt vom Aufstieg durchgeführt und einzeln diskutiert.

Eine Gesamtbewertung der Anlage basierend auf einem arithmetischen Mittel aller die Anlage betreffenden Einzelwerte (Aufstieg, Abstieg, Lebensraum) wird daher weiterhin als nicht sinnvoll eingestuft, da ein Bauwerk zumeist kaum alle geforderten Eigenschaften ausreichend erfüllen kann.

Obwohl sich in der Praxis bisher vor allem Schwierigkeiten bei der genaueren Erfassung der tatsächlich aufstiegswilligen Individuen im Unterwasser ergaben, kann das Schema als äußerst stabil hinsichtlich der getätigten Aussagen betrachtet werden. Es strukturiert die Diskussion der Ergebnisse und hilft deutlich bei der Beschreibung vermuteter Mängel und der Entwicklung von Verbesserungsvorschlägen.

Generell sollten die Ergebnisse von Untersuchungen neu errichteter Fischeaufstiegshilfen in Bezug auf die Gesamtsituation der Fischpopulationen im Untersuchungsgebiet durchgeführt werden. Zumeist werden Untersuchungen jedoch relativ kurz nach Errichtung der Fischeaufstiegshilfe durchgeführt, weshalb Langzeiteffekte der Wiederherstellung des Kontinuums meist nicht erfasst werden. Die Fänge bestimmter Fischarten können dabei im Lauf der Zeit ab- oder zunehmen. Hofbauer (1962) beschreibt z. B. das Abnehmen von

rheophilen Fischarten (Barbe, Nase, Aitel) in den Fängen an Fischaufstiegshilfen des mehrfach gestauten Rheins in Abhängigkeit vom Alter der Staue. In anderen Situationen müssen sich unter Umständen erst neue Populationsprozesse (z. B. Reproduktion und „Homing“) etablieren, weshalb die Aufstiegszahlen möglicherweise mit der Zeit tendenziell zunehmen. Beispielsweise wurden nach Inbetriebnahme der FAH Freudenau an der Donau mehr als 10.000 Nasen im Unterwasser bzw. der FAH selbst festgestellt (Eberstaller et al., 2001); diese Fische waren wahrscheinlich auf der Wanderung auf ihre nunmehr flussauf der neu errichteten Stauanlage gelegenen angestammten Laichplätze. An länger bestehenden Bauwerken, die die Fischwanderung schon seit langem unterbinden, ist vermutlich erst bei entsprechend wiederhergestellten Populationsprozessen (z. B. Reproduktion und „Homing“) mit einer kontinuierlichen Steigerung der Anzahl wandernder Fische zu rechnen.

Um diese Prozess zu erfassen und für das Management nutzbar zu machen, wäre es daher in Zukunft wichtig, an strategisch und ökologisch bedeutsamen Querbauwerken mit neu errichtete Fischaufstiegshilfen Monitoringuntersuchungen über längere Zeiträume durchzuführen.

Wichtig für die Zukunft wäre weiters die Entwicklung eines Protokollblattes für die standardisierte Erhebung der (1) wichtigsten abiotischen Parameter zur Charakteristik des Querbauwerkes bzw. der FAH, (2) lokalen räumlichen Situation der FAH im Zusammenhang mit dem Querbauwerk und (3) Lage und fischökologischen Bedeutung des Querbauwerkes bzw. der FAH im Gesamtkontext im Einzugsgebiet:

Ad (1) *Querbauwerk (weitere mögliche Parameter finden sich in Kap 3.2 „Abiotische Charakteristik von Kontinuumsunterbrechungen“):* Alter, Typ und Gesamthöhe des Querbauwerkes; Ausbaugrad des Kraftwerkes bei Wasserkraftnutzung; Häufigkeit der Überströmung des Wehres bei erhöhter Wasserführung; Turbinentyp; Ober- und Unterwassersituation (Stauraum, Unterwasserkolk, Beschreibung der Restwasserstrecke flussab),

FAH: Datum der Inbetriebnahme der FAH; FAH-Typ; Begründung für die Auswahl des betreffenden FAH-Typs; überwundene Gesamthöhe; Länge; Beckenanzahl; Beckenabmessungen; Anzahl der Beckenübertritte; Art der Beckenübertritte; maximale und minimale Höhendifferenz zwischen den Becken; Dotation; Schlitzweite; maximale Fließgeschwindigkeiten; maximale und minimale Tiefen; Beschreibung des Wanderkorridores; Anbindung ans Unterwasser bei unterschiedlichen Wasserführungen des Flusses; Lockströmungsausbildung und Funktionalität bei unterschiedlichen Abflüssen; weiters sollten kritische Bereiche der Fischaufstiegshilfe detailliert dokumentiert und beschrieben werden,

Ad (2) *FAH:* genaue Ortsbeschreibung der FAH in Bezug zum Querbauwerk (Verlauf der FAH, Lage und Ausformung des Einstieges und Ausstieges),

Ad (3) *Querbauwerk & FAH:* Lage des Querbauwerkes im Einzugsgebiet; Lage zur Mündung; Lage in der Fischregion; nächste Kontinuumsunterbrechungen flussauf bzw. flussab; Anzahl der Wehre, Turbinen und FAHs bis zur Mündung sowie deren Beschreibung; Habitatverfügbarkeit flussauf und flussab; gesamter Lebensraum, der durch die Errichtung der FAH vernetzt wurde; Abschätzung des fischökologischen Effektes auf die ökologische Funktionsfähigkeit der flussauf und flussab gelegenen Strecken.

Diese Informationen waren in den ausgewerteten Berichten bisher nur sehr lückig bzw. in sehr unterschiedlichem Ausmaß vorhanden.

6 Wichtige Zusatzpunkte

6.1 Flussabwärtswanderung

Wie bereits im Kapitel 2 „Ökologische Grundlagen der Fischwanderung“ beschrieben, führen fast alle Fischarten im Zuge ihres Lebens mehr oder weniger ausgeprägte Flussabwärtswanderungen durch. Zu nennen sind hier vor allem die Drift von Larven nach dem Schlüpfen, die Flussabwärtswanderung von Juvenilen im Herbst/Winter, die generelle Flussabwärtswanderung in Winterhabitats und die Rückwanderung nach vorangegangener flussaufwärtsgerichteter Laichwanderung. Es führen also nahezu alle Altersstadien Flussabwärtswanderungen durch. Bis vor kurzem wurde vor allem der Aspekt der Flussaufwärtswanderung ausführlich behandelt, was der bisher dominierend verwendete Begriff „Fischaufstiegshilfe“ für Bauwerke zur Wiederherstellung des Kontinuums verdeutlicht (DVWK, 1996). Es werden zwar in zunehmendem Maße Begriffe wie „Fischweg“ aber auch „Fischwanderhilfe“ oder „Fischmigrationshilfe“ verwendet (Woschitz et al., 2003), die zwar der Notwendigkeit einer Flussabwärtswanderung rein begriffsmäßig Rechnung tragen, aber letztendlich verschleiern, dass bei den meisten Bauwerkstypen (außer bei Umgehungsarmen, Rampen oder Raugerinnen mit hoher Wasserführung) eine quantitative Flussabwärtswanderung oftmals nicht gewährleistet ist.

Unglücklicherweise fehlen für die meisten Fischarten detaillierte Informationen zum Verhalten bei der Flussabwärtswanderung bzw. ist die Funktionalität unterschiedlicher Konstruktionsweisen von Fischaufstiegsanlagen für die Flussabwärtswanderung unbekannt. Funktionsfähige Lösungen um den abwandernden Fischen das Eindringen in gefährdende Anlagenteile bei Kraftwerken zu verwehren und sie sicher ins Unterwasser zu leiten, sind bisher europaweit kaum im Einsatz. Das liegt vor allem daran, dass die Flussabwärtswanderung mit herkömmlichen Methoden wie Reusen, die ausgezeichnet zur Erfassung der Flussaufwärtswanderung geeignet sind, nicht quantitativ erfasst werden kann. Grund dafür ist vor allem geändertes Wanderverhalten der Fische beim Abstieg, das z. B. im Fall der Nase durch eine weitaus größere Vorsicht geprägt ist (Zitek, persönliche Beobachtung). Andere Methoden, wie vor allem Telemetrie, aber auch sog. PIT-Tags, können verwendet werden, um das Verhalten der Fische bei der Flussabwärtswanderung detailliert zu studieren (Lucas & Baras, 2000; Scruton et al., 2002). Turbinenpassagen lassen sich mit großen Reusennetzen erfassen (Adam et al., 2005). Außer für ökonomisch interessante Arten wie den Aal oder Lachs sind jedoch zu diesem Thema bisher kaum gezielte Studien durchgeführt worden. Dennoch ist bei der Beurteilung von Fischaufstiegsanlagen nach Woschitz et al. (2003) eine Bewertung der Möglichkeit des Fischabstieges vorgesehen. Wie bereits gesagt, dürfte bei einigen Typen wie Umgehungsarmen, Rampen und Raugerinnen mit hoher Wasserführung der Fischabstieg kein Problem darstellen. Ansonsten wurde bisher bei der Einschätzung der Flussabwärtswanderung von Fischen an Fischaufstiegshilfen vor allem die Möglichkeit der Fische, bei erhöhten Wasserführungen über das Wehr abzuwandern, bewertet. Ob vor allem adulte Fische diese Möglichkeit jedoch auch tatsächlich quantitativ nutzen, ist bisher weitgehend unbekannt.

Literaturzusammenstellungen zum Thema Fischabstieg (Dumont & Redeker, 1997) und Gestaltung bzw. Monitoring von Fischabstiegsanlagen (Adam et al., 2005) existieren, sind jedoch auf die Fischarten Aal, Lachs und Bachforelle fokussiert. Nur einzelne Werke betrachten den Fischabstieg vieler europäischer Arten relativ umfassend (Holzner, 2000; Pavlov et al., 2002).

Technische Lösungen, die Fische vor einem Eindringen in gefährliche Turbinenbereiche schützen sind (Michaud & Taft, 2000; Taft, 2000; Adam et al., 2005; Turnpenny & O'Keeffe, 2005):

- mechanische Barrieren,
 - Leitzäune, die die Fische in unterschiedlicher Art zu Bereichen, in denen eine ungefährliche Abwanderung möglich ist, leiten,
 - schräg angeordnete Barrieren, sog. „Louvre-screens“, die durch geänderte Strömungsbedingungen Fische bei der Abwanderung zu einer Verhaltensänderung bewegen, und so eine direkte Einwanderung in Turbinenbereiche deutlich verringern,
 - Umlaufende Abschirmungen sog. „Travelling screens“,
 - Trommelsiebe „Drum screens“,
 - Kiesbettfilter,
 - Käfigfilter,
 - Abspernetze,
- Verhaltensbarrieren,
 - Luftblasen und Wasserstrahlvorhänge,
 - Elektrische Felder,
 - Licht,
 - Schall- und Druckwellen,
 - Hybrid-Verhaltensbarrieren (z. B. Luftblasen und Licht).
- eine optimierte Anordnung des Entnahmebauwerks.

Weiters kann durch Anlagenmanagement bzw. eine möglichst fisch-schonende Betriebsweise zum Zeitpunkt der erwarteten Hauptabwanderung eine deutliche Verringerung der zu erwarteten Schäden bei der Turbinenpassage erreicht werden. Zusätzlich werden verstärkt Turbinentypen entwickelt und eingesetzt, die zumindest Fischen bis zu einer bestimmten Größe eine möglichst verletzungsfreie Abwanderung gewährleisten sollen (Cada & Coutant, 1997; Adam et al., 2005).

Generell werden Schädigungen bei der Turbinenpassage von folgenden Faktoren verursacht (Holzner, 2000):

- Druckänderungen,
- Scherkräfte und Turbulenz,
- Kavitation,
- Direkter Kontakt mit Turbinenteilen.

Die Verletzungen und Mortalitäten, die bei der Flussabwärtswanderung auftreten sind vor allem abhängig von der untersuchten Fischart und der Größe des Fisches bzw. vom Turbinentyp und –größe, der Konstruktions- und Betriebsweise des jeweiligen Bauwerks und der Fallhöhe (Pavlov et al., 2002; Adam et al., 2005). Pelton- und Francis-Turbinen weisen generell den höchsten Schädigungsgrad auf (bis zu 100%), gefolgt von Kaplan Turbinen (Pavlov et al., 2002; Adam et al., 2005). Holzner (2000) fand bei der Passage zweier großer Kaplan Turbinen durchschnittliche Mortalitäten von 15 % für Bachforelle und Barbe, 31 % für die Hasel und Laube 31 % bzw. 22 % und für hochrückige Arten wie Brachse, Giebel und Güster von 48 %, 45 % und 46 %.

Für eine Kraftwerkskette von 10 Kraftwerken an der Drauf, die ausschließlich mit Kaplan-Turbinen betrieben werden, wurden für Fische von Längen von 10 cm bis 100 cm die Wahrscheinlichkeiten für Verletzungen berechnet (Schulz et al., 1986). Ergebnis war, dass Fische mit einer Länge von 10 cm einer Wahrscheinlichkeit einer Beschädigung von 2-30 % und Fische mit einer Länge von 30 cm einer Wahrscheinlichkeit einer Beschädigung von 5-89 % ausgesetzt sind.

Generell kommt bei der Flussabwärtswanderung zumeist das Problem von Kraftwerksketten zum Tragen. Eine Kraftwerksanlage kann dabei zumindest von einem Teil der abwandernden Fische unbeschadet passiert werden. Müssen jedoch mehrere Turbinen überwunden werden, ist ein Überleben der abwandernden Fische kaum möglich. Bisher ist keine wirklich zufrieden stellende Methode bekannt, um alle abwandernden Fische quantitativ von den Turbinen fernzuhalten und unbeschadet ins Unterwasser zu leiten (Hanfland et al., 2007).

Aufgrund des derzeitigen Wissensstandes kann kaum eine der vorgeschlagenen Maßnahmen eindeutig empfohlen werden; Lösungen sind jedoch, insbesondere hinsichtlich der Forderung der EU-WRRRL nach der Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes, im Zurückgriff auf die genannten Literaturquellen und unter Berücksichtigung der Chancen und Grenzen der zur Verfügung stehenden Technologien, dringend zu suchen. Generell eignen sich Rechenanlagen mit einer lichten Weite von 20 mm im Bereich von Mühlbacheinrinnen sehr gut, um vor allem die rückwandernden Laichfische von Barbe (abgehalten ab einer Größe > 185 mm), Brachse (abgehalten ab einer Größe > 205 mm), Aitel (abgehalten ab einer Größe > 170 mm), Hecht (abgehalten ab einer Größe > 280 mm), Rotaugen (abgehalten ab einer Größe > 175 mm), Schied (abgehalten ab einer Größe > 210 mm), Schleie (abgehalten ab einer Größe > 160 mm), Aalrutte und Wels (abgehalten ab einer Größe > 160 mm), Zander (abgehalten ab einer Größe > 200 mm) und Nase (abgehalten ab einer Größe > 170 mm) vor dem Einwandern in Turbinenbereiche zu schützen (Holzner, 2000).

Kleinere Fischarten wie Hasel, Laube oder Kaulbarsch, bzw. Larven und juvenile Stadien die vor allem im Sommer bzw. Herbst/Winter wandern, können mittels solcher Rechen am Eindringen in Turbinen jedoch nicht gehindert werden. Die Flussabwärtswanderung dieser Fischarten bzw. juveniler Stadien kann zum derzeitigen Stand des Wissens verlässlich nur durch eine Stilllegung des Kraftwerksbetriebes oder mittels ausreichend dotierten speziellen Abwanderungs-Bauwerken sichergestellt werden.

Größere Wassermengen (1/3 bis 1/4 des Gesamtabflusses bzw. mehr) sind notwendig, um eine deutlich erkennbare Lockströmung für die Fische zu erzeugen und diese in Bereiche zu leiten, die zur Abwanderung geeignet sind; die genannten Werte sind jedoch wissenschaftlich noch nicht abgesichert (Holzner, 2000); möglicherweise ist die benötigte Wassermenge je Fischart unterschiedlich. Von entscheidender Bedeutung für eine wie auch immer geartete Unterstützung der Flussabwärtswanderung der Fische ist die Kenntnis der Wanderroute der Fische.

Generell vorgeschlagen wird daher zum jetzigen Zeitpunkt:

- Ablöse des Wasserrechtes und vollständige Entfernung des Wehres (Hanfland et al., 2007),
- die Errichtung von Rechenanlagen von 1-2 cm lichter Weite, um die Einwanderung von Fischen in Mühlbäche zu verhindern (Holzner, 2000; Adam et al., 2005),
- Verwendung fischfreundlicher Turbinentypen bzw. Turbinengeometrie und Adaptierung der Betriebsweise (Cada & Coutant, 1997; Holzner, 2000),

- Einbau einer archimedischen Schnecke am Wehr (Leistung ähnlich einer Turbine, bis 5 m Wehrhöhe verwendbar, unbeschadete Abwanderung von Äschen belegt; mündliche Mitt. M. Jungwirth),
- in Fällen, wo lediglich geringe Wassermengen und kleinere Fischaufstiegshilfen mit schlechten Abstiegseigenschaften vorhanden sind, ein an der jeweiligen Fischart und des jeweiligen Wanderraumes angepasstes Management der KW-Anlage, wobei ein speziell für die Abwanderung entworfenes Bauwerk, das nur zu speziellen Zeiten mit einer größeren Wassermenge dotiert wird, eingerichtet werden sollte (Holzner, 2000); dabei sollten möglichst alle Arten und Stadien bei ihrer Abwanderung unterstützt werden, wozu eine detaillierte Kenntnis der Abwanderprozesse der heimischen Fischfauna vonnöten ist.
- Um die Mortalitäten bzw. Schädigungsraten an unterschiedlichen Anlagen zu ermitteln, ist derzeit noch kein anerkanntes Beurteilungsschema verfügbar, weshalb in jedem spezifischen Fall Freilanduntersuchungen durchgeführt werden sollten (Adam et al., 2005). Um Fischverluste zu quantifizieren, sind vor allem zu Zeiten verstärkter Abwanderung über einen längeren Zeitraum Untersuchungen durchzuführen.

Auf jeden Fall sollten vor Bau bzw. beim Monitoring einer Fischaufstiegshilfe die o. g. Rahmenbedingungen (z. B. die räumliche Lage der Ausleitung in Bezug auf die Wehranlage bzw. den Fischpass, der Ausbaugrad, der Turbinentyp, die Fallhöhe, aktuelles Management usw.) erhoben werden. Damit lässt sich bei der Wahl des Bautyps und der räumlichen Situierung der Fischaufstiegshilfe bzw. beim Anlagenmanagement der wahrscheinliche Schädigungsgrad der Fische bei der Abwanderung zumindest grob abschätzen.

Dringend empfohlen wird aufgrund des bisher weitgehenden Fehlens einschlägiger Informationen verstärkter Forschungsaufwand zum Thema der Flussabwärtswanderung bzw. ein umfassendes Monitoring bereits umgesetzter Lösungen, wie z. B. in Adam et al. (2005) beschrieben.

6.2 Andere Möglichkeiten der Fischpassage an Kraftwerken

6.2.1 Wanderung durch Schleusen

Wanderungen von Fischen über Schleusen sind generell belegt (Klinge, 1994; Zylberblat & Menella, 1996; Schwevers et al., 1998; Larinier, 2000; Schubert et al., o. A.), jedoch zumeist durch eine deutliche Selektivität gekennzeichnet. Schwevers et al. (1998) weisen zwar mit rund 15.000 Individuen, die durch eine Schiffsschleuse wandern, fast ebensoviele Fische nach, wie bei einem gleichzeitig durchgeführten Monitoring an einer Fischaufstiegshilfe, es wurde jedoch eine deutliche positive Selektivität der Schleuse gegenüber indifferenten Arten festgestellt (Laube, Rotauge, Braches und Güster waren die weitaus häufigsten Arten in der Schleuse). Rheophile Arten wanderten nicht in die Schleusen, sondern bevorzugten die Fischaufstiegshilfe. Auch wird betont, dass sich aufgrund der spezifischen Strömungssituation im Unterwasser der Schleuse die Ergebnisse kaum auf andere Situationen umlegen lassen. Moser et al. (2000) beschreiben, dass durch eine optimierte Betriebsweise die Funktionalität einer Schiffsschleuse für zumindest eine untersuchte Art (*Alosa sapidissima*) deutlich verbessert werden konnte. Larinier et al. (2002) bezeichnen die Einwanderung von Fischen in Schiffsschleusen als eher zufällig, vor allem weil die Betriebsbedingungen zumeist nicht auf das Wanderverhalten der Fische abgestimmt werden können. Für eine franz. Heringsart sind bis zu 10 000 Individuen belegt, die an der Rhone im Zuge von 49 Schleusungen ins Oberwasser gelangten (Larinier et

al., 2002). Zum bisherigen Stand des Wissens können Schiffsschleusen aufgrund der deutlichen Selektivität lediglich als Ergänzung zu einer funktionierenden Fischaufstiegshilfe betrachtet werden.

6.2.2 Fischsleusen

Fischsleusen funktionieren im Prinzip ähnlich wie Schiffsschleusen. Die Fische werden in einen kolkartigen Bereich innerhalb der Schleuse gelockt, die Schleuse wird im flussabwärtigen Bereich geschlossen, und die Fische in Richtung flussauf entlassen. Die meisten Anlagen dieses Typs wurden bisher jedoch nahezu vollständig als kaum funktionstüchtig eingestuft, und häufig durch andere Bauwerke zur Wiederherstellung der Konnektivität ersetzt (Larinier, 2000; Larinier et al., 2002). Für große Fische, wie für Störartige, könnten solche Lösungen jedoch funktionieren, wie adaptierte Lösungen in Russland zeigten, die durch spezielle Änderungen der Strömungsbedingungen eine deutliche verbesserte Funktionalität erreichen konnten (Pavlov, 1989). Erfolgreiche Anpassungen solcher Anlagen sind weiters aus den USA und Australien bekannt (Larinier, 2000). An der Saar wurden an einer Fischsleuse in einem Zeitraum von rund 3 Monaten ca. 50 000 aufsteigende Fische gefangen (DVWK, 1996). An der Wolga und am Don wurden in Russland bei Wehren von 23 m bzw. 20 m Höhe jährlich mittels Fischsleusen 1 Million bzw. 200 000 Fische transportiert; an der Wolga betrug die Anzahl der durch die Schleuse gewanderten Störartigen rund 20 000 Individuen pro Jahr (Pavlov, 1989). Die Effizienz von Fischsleusen ist vor allem durch das Fischverhalten geprägt, so dass häufig eine deutliche Artenselektivität vorliegt. Falls kein anderer Bautyp möglich ist, empfehlen Larinier et al. (2002) anstatt einer Fischsleuse die Errichtung eines Fischliftes.

6.2.3 Fischlifte

In Fisch-Liften werden die Fische ebenfalls mittels Lockströmung in eine Kammer gelockt, mittels derer sie dann ins Oberwasser transportiert werden. Die Hauptvorteile eines Fischlifts sind die weitgehende Unabhängigkeit der Kosten von der Höhe des Dammes bzw. die Unabhängigkeit von großen Oberwasserschwankungen; Nachteile sind der hohe Wartungsaufwand bzw. die Kosten des Betriebes (DVWK, 1996; Larinier, 2000; Larinier et al., 2002). Eine deutliche Artenselektivität, speziell die fehlende Möglichkeit kleinere Arten zu transportieren (DVWK, 1996), und manchmal die fehlende Wiederherstellung quantitativer Fischwanderungen (Oldani & Baigun, 2002), sprechen jedoch gegen den generellen Einbau solcher Lösungen. Andererseits wurden an der Dordogne in einem Zeitraum von rund 2,5 Monaten rund 100 000 Fische unterschiedlicher Arten beim Aufstieg gezählt (DVWK, 1996). In Russland wurden mittels Fischliften bei Wehren von 13-17 m Höhe am Kuban und der Wolga ca. 1 Million Fische pro Jahr transportiert (Pavlov, 1989), und am Lima in Portugal konnte zumindest eine gute qualitative Passierbarkeit durch einen Fischlift erreicht werden (Santos et al., 2002).

6.2.4 Fang und Transport von Fischen

Der Fang mit darauf folgendem Flussauf- bzw. Flussabtransport kann als kurzfristige Übergangsmaßnahme vor allem vor dem Bau großer Fischaufstiegsanlagen eingesetzt werden. Langfristig sind solche Lösungen bei einer Serie großer Dämme bzw. bei Dämmen, wo der Bau einer Fischaufstiegsanlage unmöglich ist, einsetzbar; zumindest ausgewählte Fischarten können in Bereiche ausreichender Habitatqualität und -quantität transportiert werden, die sie sonst nicht erreichen könnten (Larinier, 2000). Pavlov (1989) be-

schreibt eine schwimmende Fischreuse (in ein „Fangschiff“ integriert), die im Wanderweg der Fische positioniert wird, und die Fische bei der Wanderung fängt. Anschließend werden die Fische bis zu 500 km flussauf oder flussab transportiert. Für einige Fischarten ist der erfolgreiche Transport auf Laichplätze belegt, genauere Daten fehlen jedoch bisher.

6.3 Laterale Wanderbewegungen

Viele Fischarten sind für Reproduktion und Überleben an unterschiedliche Typen von Nebengewässern gebunden (Schiemer & Waidbacher, 1992) und seit langem sind die enormen Schwankungen des Fischertrages in der Donau in Abhängigkeit der Überschwemmungsdauer der Aue, die eine erfolgreiche Reproduktion und ein erfolgreiches Heranwachsen der Jungfische gewährleistet, bekannt (Jankovic, 1970). Zusätzlich zu longitudinalen Wanderungen führen viele Fischarten, vor allem im Potamal bzw. auch Hyporhithral, auch laterale Wanderungen in Alt- und Nebenarmbereich durch. Diese Wanderungen umfassen sowohl Laichwanderungen von Arten wie z. B. Rotaugen, Brachse, Güster, Giebel, Zobel, Zope, Sichling, Schrätzer, Hecht, Zander, Flussbarsch und Wels (Zauner & Pinka, 1998; Grift, 2001; Lusk et al., 2001; Lusk et al., 2003), als auch Schutzwanderungen bei Hochwasser (Winter & Fredrich, 2003, beschreiben die Ausweichwanderungen von Nerflingen bei hohen Abflüssen in seitliche Auengewässer) bzw. Überwinterungswanderungen wie bei der Nase (Freyhof, 1997) und anderen Arten (Lusk et al., 2001).

Generell finden in Abhängigkeit von Wasserstand, Temperatur und Tageszeit bzw. damit verbundenen Helligkeitsschwankungen intensive Austauschprozesse zwischen Hauptfluss und Alt- bzw. Nebenarmen statt (Hohausova, 2000; Rakowitz & Zweimüller, 2000; Hohausova et al., 2003), so dass sowohl Artenzusammensetzung als auch Größenklassenzusammensetzungen in diesen lateralen Lebensräumen im Verlauf des Jahres enormen Schwankungen unterworfen sind (Lusk et al., 2003).

Diese lateralen Austauschprozesse beeinflussen jedoch auch die Verteilungen der Fische des Hauptarmes (Freyhof, 1997), z. B. auch durch ausgeprägte Drift aus den Altarmen heraus (Lusk et al., 2003).

Angebundene Alt- und Nebenarme können generell auf Einzugsgebietsebene als Grundvoraussetzung zum Erhalt bzw. der Wiederherstellung einer natürlichen Fischdiversität betrachtet werden (Penczak et al., 2004). Altarm-Anbindungen wie sie in großem Umfang im Rahmen des LIFE Projektes „Wachau“ durchgeführt werden (<http://www.life-wachau.at/schwerpunkte/donau.htm>) tragen diesem Umstand Rechnung.

7 Typenkatalog funktionsfähiger Fischaufstiegshilfen

Aus allen analysierten Fischaufstiegshilfen wurden nunmehr die am besten funktionierenden ausgewählt, um diese als Fallbeispiele guter Planungspraxis dem Leitfaden anzufügen. Interessanter Weise sind bei weitem nicht alle der bisher fertiggestellten Bauwerke in der Lage, alle Kriterien zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit mit „sehr gut“ (bewertet nach Woschitz et al., 2003) zu erfüllen. Dazu wäre in vielen Fällen anscheinend tatsächlich eine vollständige Entfernung des Migrationshindernisses notwendig.

In einem standardisierten Datenblatt werden im Folgenden Informationen zu Bauwerkstyp, Standort usw. angegeben und die fischökologischen Bewertungen der Funktionalität (nach Woschitz et al., 2003) eingehend diskutiert. Vor- und Nachteile der gewählten Konstruktion werden angeführt und Optimierungsmöglichkeiten diskutiert. Inhalte des Datenblattes, sofern in den jeweiligen Berichten angegeben, sind:


- FAH-Bezeichnung
- Flussname
- Ortsbezeichnung
- Fischregion
- Mittelwasserabfluss (MQ)
- FAH-Typ
 - Überwundene Höhe
 - Länge
 - Gefälle
 - Dotation
 - Lage des Einstieges
 - Lage des Ausstieges
 - Beckenanzahl
 - Beckenabmessungen
 - Maximale Schwellenhöhe
 - Schlitzbreite
 - Sohle
- Optimierungsvorschläge
- Monitoring
 - Art
 - Datum der E-Befischungen
 - Datum der Reusenuntersuchungen
 - Entleerungsrhythmus
 - Evaluationsmodus
- Bewertung
 - Ausführliche verbale Beschreibung
 - Qualitative Bewertung
 - Quantitative Bewertung
 - Lebensraumbewertung
 - Bewertung der Flussabwärtswanderung

Zusätzlich wird die jeweilige Quelle der Informationen angegeben; in einigen Fällen wurde die durchgeführte ökologische Bewertung der FAHs ergänzt bzw. aufgrund der angegebenen verbalen Beschreibungen nach dem Schema von Woschitz et al. (2003) selbständig durchgeführt. Folgende FAH-Typen je Fischregion werden im Folgenden in Tabellenform dargestellt:

- Epirhithral
 - Aufgelöste Sohlrampe (1)
 - Beckenpass/Umgehungsgerinne (2)
- Metarhithral
 - Schlitzpass (1)
- Hyporhithral groß
 - Schlitzpass (2)
- Epipotamal mittel
 - Raugerinne (3)
- Naturnaher Umgebungsbach (1)
- Epipotamal groß
 - Naturnaher Beckenpass (1)


FAH Datenblatt 1, Quelle: Zauner & Ratschan (2004)				
FAH-Bezeichnung:	FAH Steinbach			
Flussname:	Steyr			
Ortsbezeichnung	Steinbach			
Fischregion	Hyporhithal groß			
MQ	26 m³/s			
Typ	Schlitzpass			
Überwundene Höhe	2,76 m			
Länge	K. A.			
Gefälle	1:15			
Dotation	160 l/s			
Lage des Einstiegs	rechtwinkeling beim Turbinenauslass			
Lage des Ausstiegs	K. A.		Monitoring	
Beckenanzahl	21		Art	E-Befischung (Streifenbefischung), Reusenuntersuchung flussauf (12 mm Maschenweite)
Beckenabmessungen (m) (L/B)	1,9/1,2		Datum E-Befischung	20.08.2003
Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	13		Datum Reusenuntersuchung	1.10.- 27.11.2003
Schlitzbreite (cm)	17		Entleerung	1 x täglich
Sohle	Grobes Substrat		Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)
Optimierungsvorschläge: Erweiterung der Schlitzbreite				
Bewertung				
<p>Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchungen wurde der Aufstieg aller im Unterwasser vorkommenden Fischarten belegt. Allerdings wurde nur ein (adultes) Exemplar der Koppe in der Reuse gefangen. Aufgrund der ungünstigen Einstiegsituation für diese benthisch lebende Art ist generell von einem eingeschränkten und auf adulte Individuen beschränkten Aufstieg auszugehen. Deshalb wird der „Qualitative Fischaufstieg“ mit der Note „III“ eingestuft, die folgendermaßen definiert ist: „Die meisten häufigen Arten und die meisten Entwicklungsstadien können aufsteigen“. In der Reuse wurde eine hohe Zahl erfolgreich durch die FAH aufgestiegener Individuen nachgewiesen. Aufgrund der Exposition während der Hauptmigrationszeit der Bachforelle und der Dominanz dieser Art im Unterwasser wurde eine hohe Zahl dieser Art gefangen. Bemerkenswert ist der hohe Anteil der aufgestiegenen Individuen am gesamten Fischbestand im Unterwasser, der aufgrund der besonderen räumlichen Situation sehr klein ist: Der besiedelbare Bereich im Unterwasser wird durch das nicht fischpassierbare KW Humpelmühle begrenzt, weshalb der Bestand an adulten Bachforellen in diesem Bereich mit dem Potential an migrierenden Fischen gleichzusetzen ist. Von den laut Fang-Wiederfang-Schätzung 745 im Unterwasser lebenden adulten Bachforellen sind 161 Individuen durch die Fischaufstiegshilfe gewandert, was einem Anteil von 22 % des gesamten Fischbestandes ausmacht. Ein derartig hoher Anteil weist auf eine hervorragende Funktionsfähigkeit der Anlage für Bachforellen hin und kann aufgrund der fehlenden Einwanderbarkeit aus dem Unterwasser des KW Humpelmühle sogar zu einer deutlichen Ausdünnung des Fischbestandes im befischten Bereich führen. Die Funktionsfähigkeit der Anlage hinsichtlich des quantitativen Fischaufstiegs von Kurzstreckenwandern wird dementsprechend mit Note I, „voll funktionsfähig“, eingestuft, die so definiert ist, dass „allen oder fast allen aufstiegswilligen Individuen häufiger Arten“ der Aufstieg möglich ist. Das arithmetische Mittel der beiden Unterparameter ergibt einen Wert von 2,0, der laut Bewertungsschema die Einstufung mit der Note „II, Funktionsfähig“ rechtfertigt. Unter diesem Parameter sind die Möglichkeiten eines Fischabstiegs über die gesamte Gewässerbreite gemeint. Dafür bieten sich beim Kraftwerk Steinbach drei Möglichkeiten an: - Abstieg durch die FAH, - Abstieg durch die Turbine, - Abstieg über den permanent dotierten Überfall. Aufgrund der geringen Dotierung und der kleinen Öffnung ist anzunehmen, dass nur wenige Fische den Einstieg in die FAH von oben finden. Bei Niedrig- bis Mittelwasser dürfte der Abstieg über die Turbine quantitativ deutlich dominieren. Aufgrund geringen Wissens über die Bereitschaft von Fischen, von oben aktiv oder passiv durch die Turbine zu wandern, ist die Bedeutung dieser Möglichkeit schwer einschätzbar. Aufgrund der Bauart „Kaplan-Turbine“ und der geringen Fallhöhe des Kraftwerks ist von geringen Verlusten aufgrund von Verletzungen während des Durchganges auszugehen. Der Überfall ist zwar permanent dotiert, bei Niedrig- bis Mittelwasserführung ist die Wehrkrone allerdings nur mit einem dünnen Wasserfilm überströmt. Deshalb bietet sich die Option einer Abwanderung hier vorwiegend bei Hochwassersituationen an. In Summe wird der Fischabstieg mit der Benotung „III, eingeschränkt funktionsfähig“ eingestuft, die so definiert ist, dass „viele Arten und Entwicklungsstadien zumindest temporär und/oder zu einem großen Teil aktiv absteigen“. Aufgrund des Fehlens von Grundlagenwissen zum Fischabstieg ist diese Einstufung recht intuitiv und objektiv wenig fundiert. Aufgrund des Bautyps „Schlitzpass“ und der stark von einem leitbildkonformen Gewässer abweichenden Strömungs- und Substrat Ausstattung und ist die FAH nicht als Habitat für Fische geeignet. Die Besiedelung weicht sehr stark von der Lebensgemeinschaft eines natürlichen Zubringers / Seitenarmes ab, für keine oder nur einzelne Arten ist auch eine Reproduktion möglich. Deshalb wird die Habitateignung mit Note „V, nicht funktionsfähig“ eingestuft.</p>				
Flussauf			Flussab	Lebensraum
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt		
III „eingeschränkt funktionsfähig“	I „voll funktionsfähig“	II „funktionsfähig“	III „eingeschränkt funktionsfähig“	„V nicht funktionsfähig“

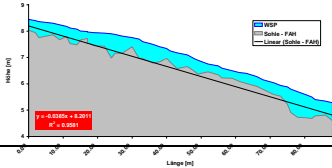
FAH Datenblatt 2, Quelle: Wiesner et al. (2007)						
FAH-Bezeichnung:	FAH Murau					
Flussname:	Mur					
Ortsbezeichnung	Murau					
Fischregion	Hyporhithral groß					
MQ	36,1 m³/s					
Typ	Schlitzpass (SP)/Tümpelpass (T)					
Überwundene Höhe	9,3 m (5,1 m ls T; 4,2 m als VS)					
Länge	198,2 m (120 m als T; 78,2 m als VS)					
Gefälle	K. A.					
Dotation	gestaffelt 150-450 l/s					
Lage des Einstiegs	siehe Skizze					
Lage des Ausstiegs	siehe Skizze					
Beckenanzahl	je 24 für T und SP				Monitoring	E-Befischung (Streifenbefischung), Reusenuntersuchung flussauf.
Beckenabmessungen (m) (L/B)	3/2				Datum E-Befischung	25-27.10.2004, 23.06.2005
Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	20		Datum Reusenuntersuchung	28.10-8.12.2004, 11.3-22.11.2005		
Schlitzbreite (cm)	35		Entleerung	1 x täglich, zur Laichzeit mehrmals täglich		
Sohle	Grobes Substrat		Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)		
Optimierungsvorschläge: Anpassung der untersten Schwelle an NW Situationen (dz. ca 30 cm Höhe), Verbesserung der Aufstiegsmögl. für die Koppe in den untersten Becken des Tümpelpasses durch raue Gestaltung; Fixierung des Substrates im SP.						
Bewertung						
<p>Aufgrund der zahlreich aufgestiegenen Fische, zumindest betreffend die Hauptfischcharten Äsche, Bach- und Regenbogenforelle sowie dem weitestgehend kompletten Größenspektrum dieser Arten ist die Funktion der FWH als Fischaufstiegshilfe dokumentiert. Das Fehlen des Huchens ist nicht zwangsläufig auf eine eingeschränkte Funktionalität zurückzuführen. Im Gegensatz dazu deutet die Besiedelung der FAH durch Neunaugen und Koppen in nur den untersten Tümpelpassbecken auf eine eingeschränkte bis fehlende Funktionalität für diese Arten hin. Dies ist vor allem durch die Ausformung der Beckenübertritte im Tümpelpass bedingt. Während die untersten Becken häufig von der Mur eingestaut werden, behindert die Ausformung der übrigen Beckenübertritte die Wanderung dieser schwimmschwachen Arten. Im Fall juveniler Äschen ist der Sachverhalt komplizierter. Der komplett fehlende 0+ Jahrgang sowie der nur in geringen Stückzahlen nachgewiesene 1+ Jahrgang deuten zwar auf eine eingeschränkte Funktionsfähigkeit der FAH hin, jedoch gilt es noch andere Aspekte zu berücksichtigen. Beispielsweise wurden zumindest vereinzelt 0+ und 1+ Bach- und Regenbogenforellen in der Aufwärtsreue dokumentiert, obwohl deren Schwimmstärke sicher nicht deutlich über jener von jungen Äschen liegt. So kann eine „fehlende Motivation“ zum Aufstieg bei Jungäschchen nicht ausgeschlossen werden. Hinsichtlich des qualitativen Fischaufstiegs wurde festgestellt, dass die meisten häufigen Arten und Entwicklungsstadien die FAH zum Aufstieg nutzen können. Es steigen alle Entwicklungsstadien der Bachforelle auf, subadulte und juvenile Äschen sind jedoch in der Reuse stark unterrepräsentiert. Auch kann davon ausgegangen werden dass zum jetzigen Zeitpunkt eine Durchwanderung der FAH für die Koppe nicht möglich ist. Der Huchen ist als einziger Mittelstreckenwanderer im Untersuchungsgebiet gegenwärtig keine häufige Art und somit nicht zu bewerten. Insgesamt wird daher für den qualitativen Aufstieg die Note 3 vergeben („Die meisten häufigen Arten und Altersstadien können aufsteigen). In Bezug auf die quantitative Bewertung kann davon ausgegangen werden dass von den Kurzstreckenwanderer Äsche und Bachforelle alle aufstiegswilligen Individuen die Fischaufstiegshilfe passieren können. Auch hier muss die Motivation juveniler Äschen die FAH zu durchwandern in Frage gestellt werden. Koppe und Neunauge scheinen den Tümpelpass nicht passieren zu können. Vor allem bei der Koppe nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann, dass es sich um eine „häufige Art“ handelt wird aufgrund der guten quantitativen Passierbarkeit für die anderen Arten die Note 1,5 vergeben (voll funktionsfähig). Der Abstieg der FAH funktioniert, wie bei den meisten FAHs, nur in geringem Maße. Nur etwa 5% aufgestiegener Fische ist über die FWH abgewandert. Anhand von Wiederfangdaten konnte jedoch auch die Eignung der überströmten Wehrklappe (bei erhöhten Wasserständen) als Abstiegsmöglichkeit dokumentiert werden. In Einzelfällen gelang sogar der Nachweis der Turbinenpassage von Fischen, wobei allerdings die Mortalitätsrate auf diesem Migrationspfad nicht abgeschätzt werden kann. Insgesamt betrachtet ist die vorliegende FAH nur bedingt auch als Fischabstiegshilfe geeignet, es bestehen jedoch alternative Möglichkeiten zur Abwanderung. Der Fischabstieg wird daher als „eingeschränkt funktionsfähig“ (Note 3) bewertet. Der Tümpelpass der FAH wird von der Bachforelle als Ersatzhabitat gut angenommen. Die Akzeptanz der FAH als Habitat für Äschen konnte nicht belegt werden. In den untersten, fallweise durch Rückstau der Mur strömungsberuhigten Becken des Tümpelpasses wurden Koppen und Neunaugenlarven (Querder) nachgewiesen, wodurch – ungeachtet der eingeschränkten Passierbarkeit der FAH für diese Arten – die Eignung als Lebensraum für diese Arten belegt ist. Da der VS jedoch kaum eine Lebensraumeignung aufweist wird daher die Lebensraumeignung der FAH mit Note 3 („eingeschränkt funktionsfähig“) bewertet. Insgesamt wird die Funktionsfähigkeit der FAH hinsichtlich des Fischaufstiegs als „funktionsfähig“ (Note 2) eingestuft.</p>						
Flussauf			Flussab	Lebensraum		
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt				
<i>III „eingeschränkt funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>II funktionsfähig</i>	<i>III „eingeschränkt funktionsfähig“</i>	<i>III „eingeschränkt funktionsfähig“</i>		

FAH Datenblatt 3, Quelle: Schauer & Gumpinger (2006)				
FAH-Bezeichnung:	Aufgelöste Sohlrampe FAH KW Kirchweyer			
Flussname:	Paltenbach, OÖ			
Ortsbezeichnung	Ramsau			
Fischregion	Epirhithral klein			
MQ	1,2 m³/s			
Typ	Aufgelöste Sohlrampe			
Überwundene Höhe	K. A.			
Länge	K. A.			
Gefälle	K. A.			
Dotation	50l/s			
Lage des Einstiegs	Neben Grundablass			
Lage des Ausstiegs	-			
Beckenanzahl	-		Art	E-Befischung (FWH, flussab) Reusenuntersuchung flussauf
Beckenabmessungen (m) (L/B)	-		Datum Befischung	E- 30.11.2005
Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	-		Datum Reusenuntersuchung	2.11.-23.11.2005
Schlitzbreite (cm)	-		Entleerung	mehrmals täglich
Sohle	20 cm Schotter		Evaluation	Verbal
Optimierungsvorschläge:				
Bewertung				
<p>Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Organismenwanderhilfe in der ausgeführten Form bei einer Dotation von ca. 50 l/s sowohl für subadulte und adulte Bachforellen während der Laichwanderung als auch für die zahlreich vorkommende Koppe problemlos passierbar ist. Insbesondere der Ausfang von Koppen aus der Organismenwanderhilfe zeigt, dass diese auch für bodengebundene, weniger schwimmstarke Kleinfische voll funktionsfähig ist. Daher kann die Fischaufstiegshilfe als voll funktions-tüchtig den Fischaufstieg der gewässertypischen Fischfauna eingestuft werden.</p> <p>Um eine hydraulische Überlastung der Organismenwanderhilfe zu verhindern erscheint es sinnvoll die im Bescheid vorgeschriebene Dotation der Wanderhilfe von 150 l/s auf 50 l/s zu verringern. Für die hier vorgeschlagene Restwassermenge von 220 l/s würde das bedeuten, dass 170 l/s über den Grundablass abzugeben sind. Damit ist zusätzlich die Passierbarkeit der Anlage durch diese Schleuse für besonders schwimmstarke Fische, beispielsweise adulte Bachforellen, möglich. Ein weiterer positiver Effekt ist die permanente Abgabe von Geschiebe über diese Konstruktion.</p> <p>Im Zuge der Restwasserstudie wurden abiotische, lebensraumbeschreibende Parameter bei unterschiedlichen Dotationen erfasst und ausgewertet. Darauf aufbauend wurden die qualitativen und quantitativen Veränderungen der Habitatstruktur mit wechselnden Abflüssen ermittelt und dokumentiert. Die solcherart durchgeführte Restwasseruntersuchung resultiert in einem Vorschlag für das abzugebende Dotationswasser von 220 l/s (entspricht 55 % des MJNQ) in die Entnahmestrecke.</p> <p>Bezug nehmend auf den geringen Regulierungsgrad des Paltenbaches im Bereich der Restwasserstrecke und des damit verbundenen hohen Strukturereichtums der Restwasserstrecke erscheint bei dieser Dotation eine qualitative Veränderung des Habitats und damit der Organismengemeinschaft Sicht unwahrscheinlich. Rechtsseitig wurde in die Blocksteinrampe eine Organismenwanderhilfe integriert. Entgegen der ursprünglichen Planung wurde eine Rampe aus groben Blöcken mit einer durchgehenden Niederwasserrinne hergestellt. Um den sehr energie- und geschiebereichen Hochwasserabflüssen standhalten zu können, mussten relativ große Blöcke verwendet werden, die in ein Magerbetonbett verlegt wurden. Diese Blöcke wurden so verlegt, dass tümpelartige Strukturen innerhalb der Rampe ausgebildet sind. Durch die Zugabe von Schotter aus dem Paltenbach wurde eine etwa 0,2 m mächtige Sohlaufage hergestellt, die auch bodengebundenen Lebewesen die Passage der Anlage ermöglicht.</p>				
Flussauf			Flussab	Lebensraum
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt		
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	-	-

FAH Datenblatt 4, Quelle: Eberstaller & Kamnitschek (2001)																
FAH-Bezeichnung:	FAH Gutenstein/Piesting															
Flussname:	Piesting/Mühlbach															
Ortsbezeichnung	Gutenstein															
Fischregion	Metarhithral															
MQ	0,77 m³/s															
Typ	Naturnahe Beckenpass															
Überwundene Höhe	1,65 m															
Länge	20 m															
Gefälle	83 ‰															
Dotation	45 l/s															
Lage des Einstiegs	5m unterhalb der Kontinuumsunterbrechung		<table border="1"> <tr> <td colspan="2">Monitoring</td> </tr> <tr> <td>Art</td> <td>Reusenuntersuchung flussauf</td> </tr> <tr> <td>Datum E-Befischung</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>Datum Reusenuntersuchung</td> <td>14.10.-12.11.2000</td> </tr> <tr> <td>Entleerung</td> <td>1 x täglich</td> </tr> <tr> <td>Evaluation</td> <td>Verbal</td> </tr> </table>		Monitoring		Art	Reusenuntersuchung flussauf	Datum E-Befischung	-	Datum Reusenuntersuchung	14.10.-12.11.2000	Entleerung	1 x täglich	Evaluation	Verbal
Monitoring																
Art	Reusenuntersuchung flussauf															
Datum E-Befischung	-															
Datum Reusenuntersuchung	14.10.-12.11.2000															
Entleerung	1 x täglich															
Evaluation	Verbal															
Lage des Ausstiegs	Steinschwelle direkt in den Staubereich ca. 10 m oberhalb der Kontinuumsunterbrechung															
Beckenanzahl	8															
Beckenabmessungen (m) (L/B)	2,5/1,5															
Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	18-21															
Schlitzbreite (cm)	-															
Sohle	Schotter															
Optimierungsvorschläge:																
Bewertung																
<p>Qualitativ betrachtet ist vor allem bei Bach- und somit auch bei Regenbogenforellen für alle Stadien eine gute Passierbarkeit festzustellen. Grundsätzlich ist die Passierbarkeit auch für Koppen belegt, da neben dem Aufstieg eines Einzelexemplares auch die abiotischen Verhältnisse darauf hinweisen. Die FAH kann quantitativ als hoch funktionsfähig eingestuft werden.</p> <p>Quantitative Betrachtung der Flussaufwärtswanderung: Bei dem Versuch 144 Forellen, welche zuvor im Oberwasser gefangen wurden, im Unterwasserbereich einzusetzen, können 56% in der Reuse innerhalb von 4 Tagen wiedergefangen werden, womit die FAH quantitativ als hoch funktionsfähig eingestuft werden kann. Aufgrund des vergleichsweise hohen Überwasseranteils sollte eine gute Funktionsfähigkeit bezüglich der Flußabwärtswanderung vorhanden sein. Positiv ist weiters die gute Lage des Einstieges unmittelbar unterhalb des Wehres und die durchaus ausreichende Lockströmung anzuführen. Als Lebensraum ist die FAH vor allem für Kleinfischarten und juvenile Stadien geeignet, jedoch ist aufgrund der Größe nur mit wenigen Individuen zu rechnen.</p>																
Flussauf			Flussab	Lebensraum												
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt														
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>II „funktionsfähig“</i>	<i>II „funktionsfähig“</i>												

FAH Datenblatt 5, Quelle: Gumpinger & Siligato (2005)				
FAH-Bezeichnung:	Schlitzpass Scharnstein/Alm			
Flussname:	Alm			
Ortsbezeichnung	Scharnstein			
Fischregion	Metarhithral			
MQ				
Typ	Schlitzpass			
Überwundene Höhe	1 m			
Länge	K. A.			
Gefälle	K. A.			
Dotation	K. A.			
Lage des Einstiegs	K. A.			
Lage des Ausstiegs	K. A.			
Beckenanzahl	12	Monitoring		
Beckenabmessungen (m) (L/B)	1,9/1,4	Art	Reusenuntersuchung	
Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)		Datum E-Befischung		
Schlitzbreite (cm)	15	Datum Reusenuntersuchung	16.04.-23.04.05, 04.11-21.11. 2005	
Sohle	30 cm Schotter	Entleerung	1 x täglich	
Optimierungsvorschläge:				
Bewertung				
<p>Die Funktionsüberprüfung der Organismenwanderhilfe ergab eine Passierbarkeit der Anlage für alle für den Populationserhalt relevanten Größenklassen der standorttypischen Fischarten Äsche und Bachforelle sowie der allochthonen Regenbogenforelle. Weiters konnte die grundsätzliche Passierbarkeit der Anlage für die substratgebundene Koppe festgestellt werden. Im gesamten Längsverlauf der Organismenwanderhilfe wurde über der betonierten Sohle eine zumindest 30 cm starke Schicht aus natürlichem Sohlsubstrat aufgebracht, wobei die Mächtigkeit der Schicht vom Unter- zum Oberwasser hin deutlich zunimmt. Das eingebrachte Substrat geht im Unterwasserbereich unmittelbar in den Sedimentkörper der Alm über, im Oberwasserbereich wird das Sohlsubstrat der Organismenwanderhilfe mittels einer Anrampung aus großen Flusssteinen, die mit Schotter überdeckt sind, an den Benthoskorridor angebunden. Ein senkrechter Sohlabsturz ist an keiner Stelle vorhanden. Der Schlitzpass ist also jedenfalls für verschiedene Größenklassen bzw. Altersstadien der Zielart Äsche passierbar, die Lockströmung ist für diese Fischart hinsichtlich der Auffindbarkeit des Einstiegs ausreichend stark. Ursprünglich erfolgte am Sagbauernwehr zumindest zeitweilig eine Totalausleitung der Alm in einen Mühlkanal, wodurch es zum Trockenfallen der Restwasserstrecke kam. Aufgrund der Bestimmungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist eine Totalausleitung nicht mehr zulässig, die Alm muss im Bereich Scharnstein mit einer Mindestrestwassermenge von 1,2 m³/s dotiert werden.</p>				
Flussauf			Flussab	Lebensraum
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt		
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	-	-


FAH Datenblatt 6, Quelle: Eberstaller & Kamnitschek (2001)				
FAH-Bezeichnung:	Umgehungsbach Schwarza			
Flussname:	Schwarza			
Ortsbezeichnung	K. A.			
Fischregion	Epirhithral			
MQ	Okt./Nov.: 1,55 m ³ /s			
Typ	Becken- pass/Umgehungsgerinne			
Überwundene Höhe	Beckenpass: 0,65 m, Umgehungsbach: 1,8 m			
Länge	Beckenpass: 6 m, Umge- hungsgerinne: 70 m			
Gefälle	Beckenpass: 108 ‰ Umgehungsbach: 25 ‰			
Dotation	70 l/s			
Lage des Einstiegs	80 m uh des Wehres		Monitoring	
Lage des Ausstiegs	K. A.			
Beckenanzahl	4	Art	Reusenuntersuchung	
Beckenabmessungen (m) (L/B)	1,5/1	Datum E-Befischung	-	
Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	20	Datum Reusenuntersuchung	14.10.-12.11.2000	
Schlitzbreite (cm)	-	Entleerung	1 x täglich	
Sohle	-	Evaluation	Verbal	
Optimierungsvorschläge: Einstiegslage (näher zum Wehr); Erhöhung des Wehr-Überwassers für den Fischabstieg.				
Bewertung				
<p>Aus qualitativer Sicht gesehen kann sowohl für Bach- und somit auch für Regenbogenforellen sowie für Koppen eine gute Passierbarkeit nachgewiesen werden. Für Äschen müsste die FAH grundsätzlich passierbar sein, jedoch kann im Zuge der Untersuchung keine einzige Äsche gefangen werden.</p> <p>Quantitativ stellt vor allem die große Entfernung des Einstieges vom Migrationshindernis und die nicht optimale Ausformung des Einstieges das Hauptproblem dar, was sich in den geringen Fangzahlen widerspiegelt. Die relativ hohen Fangzahlen bei Koppen weisen grundsätzlich auf eine gute quantitative Passierbarkeit hin, jedoch stellt die FAH auch einen nicht zu unterschätzenden Lebensraum für Koppen dar, was bei der Bewertung berücksichtigt werden muss. Aufgrund des geringen Überwasseranteils über das Wehr wird die Funktionsfähigkeit bezüglich der Flussabwärtswanderung als „eingeschränkt funktionsfähig“ eingestuft. Als Lebensraum ist die FAH vor allen für Kleinfischarten und juvenile Stadien gut geeignet.</p>				
Flussauf			Flussab	Lebensraum
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt		
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>III „funktionsfähig“</i>	<i>II „funktionsfähig“</i>	<i>III „eingeschränkt funktionsfähig“</i>	<i>II „funktionsfähig“</i>

FAH Datenblatt 7, Quelle: Zitek et al. (2004b)						
FAH-Bezeichnung:	Raue Rampe Melk					
Flussname:	Melk					
Ortsbezeichnung	Melk					
Fischregion	Epipotamal mittel					
MQ	3 m³/s					
Typ	Raugerinne					
Überwundene Höhe	3,4 m					
Länge	89 m					
Gefälle	3,8 ‰					
Dotation	500-1200 l/s					
Lage des Einstiegs	ca. 80 m von der Sohlrampe entfernt in einen Ruhigwasserbereich mündend					
Lage des Ausstiegs	direkt seitlich der Sohlrampe					
Beckenanzahl	-					
Beckenabmessungen (m) (L/B)	-					
Max. Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	-					
Schlitzbreite (cm)	-					
Sohle	Großblöcke					
Optimierungsvorschläge:	ev. Einstiegslage direkt am Wehr besser					
Monitoring						
Art	-				Reusenuntersuchung	
Datum E-Befischung	-		-			
Datum Reusenuntersuchung	-		7.03-26.06.2003			
Entleerung	-		1 x täglich			
Evaluation	-		Nach Woschitz et al. (2003)			
Bewertung						
<p>Die häufigste über M1 einwandernde Fischart ist die Barbe, gefolgt von Laube, Brachse, Güster und Rotaue. Von den flusstyp-spezifischen Arten der Melk fehlen als Einwanderer bisher Juvenile von Zope, Brachse, Hecht, Huchen, Zander, Rotfeder, und Schleie; adulte Individuen fehlen lediglich beim Huchen. Man kann also davon ausgehen, dass alle Arten, mit Ausnahme einiger seltener und fast allen Entwicklungsstadien der Aufstieg möglich ist, was einer qualitativen Bewertung der FWH als „funktionsfähig“ (II) gleichzusetzen ist.</p> <p>Für die quantitative Bewertung werden von den häufigen Mittelstreckenwanderern Giebel, Karpfen, Hecht, Aitel, Rotaue und Zingel berücksichtigt. Es wird für beide Migrationsgilden aufgrund der relativ hohen Wanderzahlen der genannten Arten davon ausgegangen, dass „allen oder fast allen aufstiegswilligen Individuen der Aufstieg möglich“ ist. Dementsprechend wird die FWH bei M1 aus quantitativer Hinsicht als „voll funktionsfähig“ (I) eingestuft. Insgesamt ergibt sich daher eine Bewertung der FWH M1 als „voll funktionsfähig“ (I).</p> <p>Da der gesamte Niederwasserabfluss über die FAH abgeführt wird und keine Wasserkraftnutzung vorliegt wird die Flussabwärts-wanderung als „voll funktionsfähig“ eingestuft. Als Lebensraum ist die FAH nur beding geeignet.</p>						
Flussauf			Flussab	Lebensraum		
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt				
II „funktionsfähig“	I „voll funktionsfähig“	I „voll funktionsfähig“	I „voll funktionsfähig“	III „eingeschränkt funktionsfähig“		

FAH Datenblatt 8, Quelle: Zitek et al. (2004b)																
FAH-Bezeichnung:	Raugerinne Weisser Stein															
Flussname:	Melk															
Ortsbezeichnung	Weisser Stein															
Fischregion	Epipotamal mittel															
MQ	3 m³/s															
Typ	Raugerinne															
Überwundene Höhe	~ 1 m															
Länge	30 m															
Gefälle	3,3 %															
Dotation	500-1200 l/s variabel, Niederwasserabfluss im Raugerinne gebündelt, bei höheren Abflüssen ist die gesamte Stufe inklusive Raugerinne überflossen															
Lage des Einstiegs	direkt im Wehrkolk		<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Monitoring</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Art</td> <td>E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf</td> </tr> <tr> <td>Datum E-Befischung</td> <td>8.11.-2.12.1999</td> </tr> <tr> <td>Datum Reusenuntersuchung</td> <td>18.05.-9.07.2001</td> </tr> <tr> <td>Entleerung</td> <td>1 x täglich</td> </tr> <tr> <td>Evaluation</td> <td>Nach Woschitz et al. (2003)</td> </tr> </tbody> </table>		Monitoring		Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf	Datum E-Befischung	8.11.-2.12.1999	Datum Reusenuntersuchung	18.05.-9.07.2001	Entleerung	1 x täglich	Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)
Monitoring																
Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf															
Datum E-Befischung	8.11.-2.12.1999															
Datum Reusenuntersuchung	18.05.-9.07.2001															
Entleerung	1 x täglich															
Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)															
Lage des Ausstiegs	direkt flussauf der Sohlschwelle															
Beckenanzahl	-															
Beckenabmessungen (m) (L/B)	-															
Max. Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	-															
Schlitzbreite (cm)	-															
Sohle	Grobblöcke															
Optimierungsvorschläge: Hydraulische Optimierung der Blockschichtung und der damit entstehenden Überfälle für unterschiedliche Abflüsse																
Bewertung																
<p>Von 20 im Unterwasser von M2 nachgewiesenen Arten (18 heimische) wandern 12 (10 heimische) im Zeitraum der Untersuchungen von Ende Mai bis Anfang Juli 2000 über die FWH. Zusätzlich werden Schleie und Laube für diesen Abschnitt erstmals mittels Reuse nachgewiesen. Insgesamt erfolgt damit der Beleg des Aufstieges von 14 Arten mittels Reusen. Aalrutte, Russnase und Zingel werden im Zuge der Endbefischung erstmals in flussauf liegenden Abschnitten nachgewiesen, was den Aufstieg dieser Arten indirekt belegt (bisher für das gesamte System nicht nachgewiesen: Russnase; Aalrutte; bisher nur flussab M2: Zingel). Der Aufstieg der Russnase kann auch in der Reuse bei M3 belegt werden. Der Aufstieg des Gründlings wird indirekt anhand markierter Individuen von M1 in der Reuse bei M3 nachgewiesen (40% der bei M1 markierten Gründlinge wandern über M3!). Insgesamt kann also von insgesamt bisher 18 Arten eine erfolgreiche Passage der FWH M2 angenommen werden.</p> <p>Da sich zum Zeitpunkt der Erhebungen keine Huchen im Unterwasser befinden, entfällt für diese Fischart die Bewertung. Von allen für die Bewertung relevanten Fischarten fehlt keine im Aufstieg, weshalb die FWH M2 aus qualitativer Sicht als „voll funktionsfähig“ (I) eingestuft wird. Aufgrund des methodisch bedingten späten Monitoringbeginns kann anhand der Reusenfänge keine quantitative Bewertung durchgeführt werden. Im Zuge von E-Befischungen wird jedoch flussab kein Stauereffekt (Ansammlung von Fischen) nachgewiesen bzw. ist durch das Fehlen von Schied und Zingel und die starke Abnahme adulter Nasen flussab des Wehres auch von einer quantitativen Funktionsfähigkeit der Anlage auszugehen. Der häufige Nachweis von Lauben und Gründlingen (von M1 kommend) flussauf M2 belegt sowohl für oberflächen- bzw. bodenorientierte Kleinfischarten die quantitative Funktionsfähigkeit der Anlage. Da der gesamte Niederwasserabfluss über die FAH abgeführt wird und keine Wasserkraftnutzung vorliegt wird die Flussabwärtswanderung als „voll funktionsfähig“ eingestuft. Als Lebensraum ist die FAH nur beding geeignet. Bei geringen Abflüssen, wenn das gesamte Wasser über die Rampe abgeführt wird, konnte eine Beeinträchtigung der Flussaufwärtswanderung der Laube durch einen Bereich zu hoher Fließgeschwindigkeit, der nicht durchwandert werden konnte, visuell festgestellt werden; daher wird empfohlen, das Bauwerk für NW Abflüsse zu optimieren.</p>																
Flussauf			Flussab	Lebensraum												
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt														
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>III „eingeschränkt funktionsfähig“</i>												

FAH Datenblatt 9, Quelle: Zitek et al. (2004b)						
FAH-Bezeichnung:	FAH Wehr Diemling					
Flussname:	Melk					
Ortsbezeichnung	Diemling Schlucht					
Fischregion	Epipotamal mittel					
MQ	3 m³/s					
Typ	Raugerinne					
Überwundene Höhe	0,9 m					
Länge	65 m					
Gefälle	1,4 ‰					
Dotation	500-1200 l/s variabel, Niederwasserabfluss im Raugerinne gebündelt, bei höheren Abflüssen ist das gesamte Wehr inklusive Raugerinne überflossen					
Lage des Einstiegs	rund 50 m unterhalb des Wehres		Monitoring			
Lage des Ausstiegs	direkt flussauf der Sohlschwelle					
Beckenanzahl	-				Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf
Beckenabmessungen (m) (L/B)	-				Datum E-Befischung	8.11.-2.12.1999
Max. Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	-				Datum Reusenuntersuchung	18.05.-09.07.2001
Schlitzbreite (cm)	-				Entleerung	1 x täglich
Sohle	Grobblöcke				Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)
Optimierungsvorschläge:						
Bewertung						
<p>Von 16 im Unterwasser von M5 nachgewiesenen Arten (14 flusstypspezifische) werden 9 Arten (8 flusstypspezifische) mittels Reuse belegt. Die Kleinfischarten Elritze, Koppe und Schmerle werden aufgrund der methodischen Unsicherheit in der Bewertung jedoch nicht berücksichtigt. Die Hasel, als zeitiger Frühjahrswanderer, wird ebenfalls von der Bewertung ausgenommen. Zusätzlich erfolgt für die Schleie mittels Reuse der Erstdnachweis für diesen Abschnitt. Insgesamt wird daher mittels Reusen der Aufstieg von 10 Arten belegt. Juvenile von Schied und Laube werden im Zuge der Abschlusserhebung flussauf in der Restrukturierungsstrecke der 80er Jahre festgestellt, was den Aufstieg dieser Arten indirekt belegt. Weiters kann im Zuge der Endbefischungen der Aufstieg zweier adulter Huchen beobachtet werden. Insgesamt wird daher angenommen, dass bisher 13 Arten erfolgreich die FAH passieren konnten. Bezüglich des qualitativen Aufstieges fehlt bisher der Nachweis juveniler Huchen, adulter Hechte und aller Altersstadien des Rotauges. Auch können bisher keine Nasen beim Überwinden der FAH festgestellt werden. Aufgrund des verspäteten Monitoringbeginnes ist jedoch für Adulte dieser Fischart eine Bewertung nur eingeschränkt möglich. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen erstmalig deutlich erhöhte Dichten adulter Nasen im Restrukturierungsabschnitt der 80er Jahre flussauf der FAH sowie eine deutliche Abnahme adulter Nasen weiter flussab, lassen jedoch eine Aufwanderung dieser Fischart über die FAH annehmen. Insgesamt wird daher aus die FAH aus qualitativer Sicht als „funktionsfähig“ (II) eingestuft. Bautyp und hydraulisch Verhältnisse r alle genannten fehlenden Arten bzw. Altersstadien den Aufstieg als möglich erscheinen, womit eine qualitative Eignung der FAH als „voll funktionstüchtig“ (I) angenommen wird. Von den häufigen Mittelstreckenwanderern werden zur Bewertung Barbe und Huchen berücksichtigt, wobei angenommen wird, dass fast allen aufstiegswilligen Individuen der Aufstieg auch möglich ist (Einstufung als „voll funktionsfähig“, I). Von den häufigen Kurzstreckenwanderern werden Aitel, Äsche und Bachforelle berücksichtigt, wobei Äsche und Bachforelle vor allem aus Besatzmaßnahmen stammen, und deren Nachweis für die Bewertung daher nur eingeschränkte Aussagekraft besitzt. Insgesamt wird jedoch auch für die häufigen Kurzstreckenwanderer angenommen, dass „fast alle aufstiegswilligen Individuen“ die FAH überwinden können (Einstufung als „voll funktionsfähig“, I). Damit ergibt sich insgesamt eine Einstufung der FAH als „voll funktionsfähig“, I). Da der gesamte Niederwasserabfluss über die FAH abgeführt wird und keine Wasserkraftnutzung vorliegt wird die Flussabwärtswanderung als „voll funktionsfähig“ eingestuft. Als Lebensraum ist die FAH zumindest „funktionsfähig“.</p>						
Flussauf			Flussab	Lebensraum		
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt				
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>II „funktionsfähig“</i>		

FAH Datenblatt 10, Quelle: Zitek & Schreyer (2005)																
FAH-Bezeichnung:	Naturnahe Umgehungsbach Herrschaftswehr/Thaya		 													
Flussname:	Thaya															
Ortsbezeichnung	Raabs a.d. Thaya															
Fischregion	Epipotamal mittel															
MQ	7,16 m³/s															
Typ	Naturnahe Umgehungsbach															
Überwundene Höhe	NQ (1 m), HQ10 (0,1 m), HQ100 (0 m)															
Länge	85 m															
Gefälle	0,1 %															
Dotation	bei NQ (gesamter Abfluss), MQ (250-300 l/s), HQ1 (400-500 l/s)															
Lage des Einstiegs	ca. 80 m flussab des Wehres		<table border="1"> <tr> <td colspan="2">Monitoring</td> </tr> <tr> <td>Art</td> <td>E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf</td> </tr> <tr> <td>Datum E-Befischung</td> <td>11.04.05</td> </tr> <tr> <td>Datum Reusenuntersuchung</td> <td>1.04.-9.06.05, 26.08.-12.09.05</td> </tr> <tr> <td>Entleerung</td> <td>1 x täglich</td> </tr> <tr> <td>Evaluation</td> <td>Nach Woschitz et al. (2003)</td> </tr> </table>		Monitoring		Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf	Datum E-Befischung	11.04.05	Datum Reusenuntersuchung	1.04.-9.06.05, 26.08.-12.09.05	Entleerung	1 x täglich	Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)
Monitoring																
Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf															
Datum E-Befischung	11.04.05															
Datum Reusenuntersuchung	1.04.-9.06.05, 26.08.-12.09.05															
Entleerung	1 x täglich															
Evaluation	Nach Woschitz et al. (2003)															
Lage des Ausstiegs	direkt flussauf des Wehres															
Beckenanzahl	-															
Beckenabmessungen (m) (L/B)	-															
Max. Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	-															
Schlitzbreite (cm)	-															
Sohle	Schotter															
<p>Optimierungsvorschläge: In diesem Fall keine; aber würde sich flussab der FAH nicht ein gestauter Abschnitt befinden, würden die Fische die Lockströmung nicht so gut wahrnehmen können; daher sollte sich der Einstieg besser näher beim Wehr befinden.</p>																
Bewertung																
<p>Von den 18 bei der Elektrobefischung erfassten heimischen Arten (der Blaubandbärbling wird als allochthone Fischart nicht berücksichtigt) steigen bis auf den Bitterling und das Moderlieschen alle auf. Vom Moderlieschen werden insgesamt nur 3 Individuen nachgewiesen, der Bestand dürfte daher insgesamt gering sein, und eine Reproduktion nicht bewiesen. Giebel und Kaulbarsch werden bei der Elektrobefischung nicht erfasst, sind jedoch bei den Reusenfängen vertreten. Von Barbe, Gründling, Hecht, Schleie und Schmerle steigen nur adulte Individuen auf, wobei Barbe, Schleie und Schmerle auch bei der Elektrobefischung nur in sehr geringer Stückzahl und ausschließlich adult erfasst werden. Der Hecht wird bei der Elektrobefischung in geringer Stückzahl juvenil und adult erfasst. Der Blaubandbärbling als allochthone Art fällt nicht in das Bewertungsschema. Da die FAH für juvenile Nasen und den Gründling passierbar ist, wird dies auch für juvenile Barben angenommen. Ebenso wird die Passierbarkeit für juvenile Hechte aufgrund anderer euryotoper Jungstadien angenommen. Durch das Fehlen von Bitterling und Moderlieschen in der Reuse erfolgt aber eine qualitative Einstufung der Fischaufstiegshilfe als funktionsfähig (Bewertungsklasse II, alle Arten mit Ausnahme einiger seltener und fast alle Entwicklungsstadien können aufsteigen).</p> <p>Als Kurzstreckenwanderer sind Aitel, Bitterling, Flussbarsch, Gründling, Laube, Rotauge und Schneider eingestuft. Barbe, Brachse, Nase und Schied repräsentieren Mittelstreckenwanderer, sind jedoch im Unterwasser der FWH, ebenso wie Hasel, Hecht, Karpfen, Rußnase, und Schleie unter 1% Anteil am Gesamtbestand vertreten und werden daher in die quantitative Bewertung nicht mit aufgenommen. Bei allen zur quantitativen Bewertung herangezogenen häufigen Arten wird angenommen, dass allen oder fast allen Individuen der Aufstieg möglich ist, weshalb auch insgesamt der quantitative Aufstieg mit I (voll funktionsfähig) bewertet wird. Basierend auf den Einzeleinstufungen (qualitativ und quantitativ) wird die FWH Raabs a. d. Thaya als voll funktionsfähig (Bewertungsstufe I) eingestuft. Da die FWH im Niederwasserfall mit dem gesamten verfügbaren Abfluss gespeist wird und keine Wasserkraftnutzung besteht, ist bezüglich der Dotation der FWH kaum eine Einschränkung der Funktionalität zu erwarten und auch die Flussabwärtswanderung gewährleistet. Als Lebensraum ist die FAH zumindest „funktionsfähig“.</p>																
Flussauf			Flussab	Lebensraum												
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt														
<i>II „funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>														
			<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>II „funktionsfähig“</i>												

FAH Datenblatt 11, Quelle: (Mader et al., 1998)														
FAH-Bezeichnung:	Beckenpass MFK 3													
Flussname:	Marchfeldkanal													
Ortsbezeichnung	Gerasdorf, Wehr 3													
Fischregion	Epipotamal groß													
MQ	2,5 m³/s													
Typ	Umgehungsgerinne in Beckenform													
Überwundene Höhe	0,38 m													
Länge	107 m													
Gefälle														
Dotation	max. 350 l/s													
Lage des Einstiegs	direkt unterhalb des Wehres		Monitoring <table border="1"> <tr> <td>Art</td> <td>E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf</td> </tr> <tr> <td>Datum E-Befischung</td> <td>23.07.1993, 04.08.1994</td> </tr> <tr> <td>Datum Reusenuntersuchung</td> <td>09.06.-23.07.1993, 28.04.-27.07.1994, 11.04.-04.08.1995</td> </tr> <tr> <td>Entleerung</td> <td>1 x täglich</td> </tr> <tr> <td>Evaluation</td> <td>Verbal</td> </tr> </table>		Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf	Datum E-Befischung	23.07.1993, 04.08.1994	Datum Reusenuntersuchung	09.06.-23.07.1993, 28.04.-27.07.1994, 11.04.-04.08.1995	Entleerung	1 x täglich	Evaluation	Verbal
Art	E-Befischung (flussab) Reusenuntersuchung flussauf													
Datum E-Befischung	23.07.1993, 04.08.1994													
Datum Reusenuntersuchung	09.06.-23.07.1993, 28.04.-27.07.1994, 11.04.-04.08.1995													
Entleerung	1 x täglich													
Evaluation	Verbal													
Lage des Ausstiegs	rund 70 m flussauf des Wehres													
Beckenanzahl	10													
Beckenabmessungen (m) (L/B)	zwischen 9 und 20 m lang/zwischen 2 und 7 m breit													
Max. Schwellenhöhe bzw. überwundene Höhe je Becken (cm)	10													
Schlitzbreite (cm)	-													
Sohle	schlammig													
Optimierungsvorschläge: weniger Turbulenzen im Ausstiegsbecken, rauere Schwellen (z. T. mit Beton, Holzpföcken und Brettern fixiert); bessere Anbindung an die Unterwassersohle bei geringeren Abflüssen.														
Bewertung														
Alle Arten und Altersstadien können aufsteigen und durch die günstige Lage des Einstiegsbereiches kommt es zu keinem Staufekt im Kolk flussab des Wehres. Die Lebensraumeignung ist durch die starke Verschlammung als eingeschränkt zu bezeichnen. Da keine Wasserkraftnutzung am Wehr vorliegt, und das gesamte Überwasser über das Wehr abgegeben wird, ist die Flussabwärtswanderung als „voll funktionsfähig“ einzustufen.														
Flussauf			Flussab	Lebensraum										
Qualitativ	Quantitativ	Gesamt												
<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>I „voll funktionsfähig“</i>	<i>III „eingeschränkt funktionsfähig“</i>										

8 Literatur

Aarestrup, K., M. C. Lucas and J. A. Hansen (2003). "Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry." *Ecology Freshwater Fish* **12**(3): 160-168.

Ackerbauministerium, k. k., Ed. (1891). *Anleitung betreffend der Herstellung von Fischwegen*. Wien, k.k. Hof- und Staatsdruckerei.

Adam, B., R. Bosse, U. Dumont, R. Hadderingh, L. Jörgensen, B. Kalusa, G. Lehmann, R. Pischel and U. Schwevers (2005). *Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle*. Hennef, DWA: 256.

Ahnelt, H. and H. Keckeis (1994). "Breeding tubercles and spawning behaviour in *Chondrostoma nasus* (Teleostei: Cyprinidae): a correlation?" *Ichthyological Exploration of Freshwaters* **5**(4): 321-330.

Albanese, B., P. L. Angermeier and S. Dorai-Raj (2004). "Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**(6): 857-869.

Anonymus (1940). "Von den Wanderungen der Fische in unseren Flüssen." *Schweiz. Fischerei-Zeitung* **48**(1): 3-5.

Arnekleiv, J. V. and L. Ronning (2004). "Migratory patterns and return to the catch site of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated river." *River Research and Applications* **20**(8): 929-942.

ATV-DVWK (2004). "Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen: Bemessung, Gestaltung-Funktionskontrolle." *ATV-DVWK Themen*: 256.

Axford, S. N. (1999). *Some factors affecting catches in Yorkshire rivers. Catch Effort Sampling Strategies: Their Application in Freshwater Fisheries Management*. I. G. Cowx. Oxford, Blackwell: 143-153.

Baade, U. and F. Fredrich (1998). "Movement and pattern of activity of the roach in the River Spree, Germany." *Journal of Fish Biology* **52**(6): 1165-1174.

Backiel, T. (1985). *Fall of migratory populations and changes in commercial fisheries in impounded rivers in Poland. Habitat modifications and Freshwater Fisheries. Proceedings of a Symposium of European Fisheries Advisory Commission, FAO*. J. S. Alabaster. London, Butterworths: 28-41.

Balon, E. K. (1963). "Urgeschichte der Donau-Ichthyofauna (vor dem Einfluß seitens des Menschen)." *Archiv für Hydrobiologie Supplement* **XXXIV**(3): 204-227.

Banarescu, P. M., N. G. Bogutskaya, Y. V. Movchan and A. I. Smirnov (2003). *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). *The Freshwater Fishes of Europe, Cyprinidae 2, Part II: Barbus*. Wiebelsheim, Aula-Verla. **Vol. 5/II**: 43-98.

Baras, E. (1993). "Constraints imposed by high densities on behavioural spawning strategies in the Barbel, *Barbus barbus*." *Folia Zoologica* **43**(3): 255-266.

Baras, E. (1995). "Seasonal activities of *Barbus barbus* - effect of temperature on time-budgeting." *Journal of Fish Biology* **46**(5): 806-818.

- Baras, E. and J. Nindaba (1999). "Seasonal and diel utilisation of inshore bays by young of the year cyprinid fishes (*Leuciscus cephalus* (L.) and *Leuciscus leuciscus* (L.))." *Environmental Biology of Fishes* **56**: 183-197.
- Barus, V., D. S. Pavlov, V. K. Nezdolij and J. Gajdusek (1986). "Downstream fish migration from the Mostiste and Vestonice reservoirs (CSSR) in the Spring-Summer Period." *Folia Zoologica* **35**(1): 79-93.
- Bednarek, A. T. (2001). "Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal." *Environmental Management* **27**(6): 803-814.
- Benke, A. C. (1990). "A perspective on America's vanishing streams." *J. Benth. Society* **9**: 77-88.
- Bless, R., A. Lelek and A. Waterstraat (1994). Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz). E. Nowak, J. Blab and R. Bless. Bonn-Bad Godesberg, Kilda-Verlag. **42**: 137-156.
- BMLFUW (2005a). EU-Water Framework Directive 2000/60/EG: Austrian report on the current situation of water bodies and rivers. Vienna, BMLFUW: 205.
- BMLFUW (2005b). Wasserrechtsgesetz 1959 idF BGBl. I Nr. 87/2005. Vienna, BMLFUW: 141.
- Bohl, M., R. D. Negele, A. Harsanyi, P. Aschenbrenner, W. R. Hoffmann, M. Jungwirth, A. Lechleitner, I. Miron, J. Prihoda, S. Schmutz, L. Skacel, B. Skalin, H. Stein, A. Witkowski, M. Kowalewski, P. Demierre and K. Hensel (1994). "Internationale Arbeitstagung "Schutz und Erhaltung der Huchenbestände"." *Bezirk Niederbayern-Fachberatung für Fische Heft 4*: 149.
- Born, O. (1995). Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Institut für Tierwissenschaften. München, Technische Universität München: 235.
- Brunet, R. and H. Hoestlandt (1972). "Recherches biologiques et pisciculture experimentale du goujon gobio gobio (L.)." *Bulletin Francais de La Peche et de La Pisciculture* **45**(246): 7-32.
- Bruschek, E. (1978). "Fischwanderungen." *Ö. Fischerei* **31**(7): 113-116.
- Bruylants, B., A. Vandelanoot and R. Verheyen (1986). "The movement pattern and density distribution of perch, *Perca fluviatilis*, in a channeled lowland river." *Aquaculture Fisheries Management* **17**: 49-57.
- Bryant, M. D., B. J. Frenette and S. J. McCurdy (1999). "Colonization of a watershed by anadromous salmonids following the installation of a fish ladder in Margaret Creek, southeast Alaska." *North American Journal of Fisheries Management* **19**: 1129-1136.
- Buijse, A. D., H. Coops, M. Staras, L. H. Jans, G. J. Van Geest, R. E. Griffiths, B. W. Ibelings, W. Oosterberg and F. C. J. M. Roozen (2002). "Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe." *Freshwater Biology* **47**: 889-907.
- Bunt, C. M. (2001). "Fishway entrance modifications enhance fish attraction." *Fisheries Management and Ecology* **8**(2): 95-105.
- Cada, G. F. and C. C. Coutant (1997). Development of biological criteria for the design of advanced hydropower turbines. Idaho, U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office: 85.

- Caffrey, J. M., J. J. Conneely and B. Connolly (1996). Radio telemetric determination of bream (*Abramis brama* L.) movements in Irish canals. Underwater Biotelemetry, proceedings of the First Conference on Fish Telemetry in Europe. E. Baras and J. C. Philippart: 61–67.
- Calles, E. O. and L. A. Greenberg (2005). "Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Eman." *River Research and Applications* **21**(9): 951-960.
- Calles, E. O. and L. A. Greenberg (2007). "The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Eman." *Ecology of Freshwater Fish* **16**(2): 183-190.
- Carter, K. L. and J. P. Reader (2000). "Patterns of drift and power station entrainment of 0+fish in the River Trent, England." *Fisheries Management & Ecology* **7**(5): 447-464.
- Clapp, D., R. Clark and J. Diana (1990). "Range, Activity, and Habitat of Large, Free-Ranging Brown Trout in a Michigan Stream." *Transactions of the American Fisheries Society* **119**: 1022-1034.
- Clay, C. H. (1995). *Design of Fishways and Other Fish Facilities*, Lewis Publishers 248.
- Clough, S. and W. R. C. Beaumont (1998). "Use of miniature radio-transmitters to track the movements of dace *Leuciscus leuciscus* (L.) in the River Frome, Dorset." *Hydrobiologia* **371/372**: 89-97.
- Clough, S., D. P. Garner, D. Deans and M. Ladle (1998). "Postspawning movements and habitat selection of dace in the river frome, Dorset, southern England." *Journal of Fish Biology* **53**: 1060-1070.
- Clough, S. and M. Ladle (1997). "Diel migration and site fidelity in a stream-dwelling cyprinid, *Leuciscus leuciscus*." *Journal of fish biology* **50**: 1117-1119.
- Colgan, P. (1993). The motivational basis of fish behaviour. *Behaviour of Teleost Fishes*. T. J. Pitcher. London u. a., Chapman and Hall. **7**: 31-65.
- Copp, G. H. and T. A. Bennetts (1996). "Short term effects of removing riparian and instream cover on barbel (*Barbus barbus*) and other fish populations in a stretch of English chalk river." *Folia Zoologica* **45**(3): 283-287.
- Copp, G. H. and B. Cellot (1988). "Drift of embryonic and larval fishes, especially *Lepomis gibbosus* (L.), in the Upper Rhone River." *Journal of Freshwater Ecology* **4**(4): 419-424.
- Copp, G. H., H. Faulkner, S. Doherty, M. S. Watkins and J. Majecki (2002). "Diel drift behaviour of fish eggs and larvae, in particular barbel, *Barbus barbus* (L.), in an English chalk stream." *Fisheries Management and Ecology* **9**: 95-103.
- Cowx, I. G. and M. J. Collares-Pereira (2002). Freshwater fish conservation: options for the future. *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future*. M. J. Collares-Pereira, I. G. Cowx and M. M. Coelho. Oxford, Fishing News Books: 443-452.
- Cowx, I. G. and R. L. Welcomme, Eds. (1998). *Rehabilitation of rivers for fish: A Study Undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of FAO*. Oxford, Fishing News Books.
- Crook, D. A. (2004). "Is the home range concept compatible with the movements of two species of lowland river fish?" *Journal of animal Ecology* **73**: 353-366.

- Cumming, G. S. (2004). "The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA." *Ecological Applications* **14**(5): 1495–1506.
- Danner, H. (1884). "Ein Kapitel vom Donaulachs." *Mitteilungen des Oberösterreichischen Schutzvereins für Jagd und Fischerei*: 50-55.
- Delpuech, B. (2002). Foreword. *Freshwater Fish Conservation - Options for the Future*. M. J. Colares-Pereira, I. G. Cowx and M. M. Coelho. Oxford, Fishing News Books - Blackwell Science: vii-viii.
- Detenbeck, N. E., P. W. DeVore, G. J. Niemi and A. Lima (1992). "Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory." *Environmental management* **16**: 33-53.
- Diamond, M. (1985). "Some observations of spawning by roach, *Rutilus rutilus* L. and bream *Abramis brama* L., and their implications for management." *Aquaculture & Fisheries Management* **16**: 359-367.
- Dingle, H. (1996). *Migration - The Biology of Life on the Move*. New York - Oxford, Oxford University Press 474.
- Dingle, H. and V. A. Drake (2007). "What is migration?" *Bioscience* **57**(2): 113-121.
- Donnley, R. E., J. M. Caffrey and D. M. Tierney (1998). "Movements of a bream (*Abramis brama* L.), rudd x bream hybrid, tench (*Tinca tinca* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in an Irish canal habitat." *Hydrobiologia* **371/372**: 305-308.
- Doyle, M. W., J. M. Harbor and E. H. Stanley (2003a). "Toward Policies and Decision-Making for Dam Removal." *Environmental Management* **31**(4): 453-465.
- Doyle, M. W., E. H. Stanley and J. M. Harbor (2003b). "Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin." *Water Resources Research* **39**(1): -.
- Dumont, U., P. Anderer and U. Schwevers (2005). *Handbuch Querbauwerke*. Düsseldorf, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: 212.
- Dumont, U. and M. Redeker (1997). *Fischabstieg - Literaturdokumentation*. Bonn, DVWK. **4**: 230.
- DVWK (1996). *Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle*. Bonn, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 110.
- Dynesius, M. and C. Nilsson (1994). "Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world." *Science* **266**: 753-762.
- Ebel, G. (2002). *Untersuchung zur Stabilisierung von Barbenpopulationen - dargestellt am Beispiel eines mitteldeutschen Fließgewässers*. Halle, Saale, BGF 150.
- Ebel, G., F. Fredrich, A. Gluch, C. Lecour and F. Wagner (2006). *Methodenstandard für die Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen*. Sindelfingen, BWK: 115.
- Eberstaller, J. and C. Gumpinger (1997). "Überfallfreies Umgehungsgerinne an der Pielach." *Österreichs Fischerei* **50. Jahrgang, Heft 2/3**: 47 - 51.

Eberstaller, J., C. Gumpinger and N. Novak (1996). Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe an der Wehranlage des KW Fischeing - Studie im Auftrag der Steirischen Wasserkraft- und Elektrizitäts AG. Wien, Universität für Bodenkultur; Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 145pp.

Eberstaller, J., M. Hinterhofer and P. Parasiewicz (1998). The effectiveness of two nature-like bypass channels in an unland Austrian river. Fish Migration and Fish Bypasses. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 363-383.

Eberstaller, J. and A. Kamnitschek (2000). Reaktivierung einer technischen FAH - Untersuchung der Passierbarkeit der FAH am KW Staining - Studie im Auftrag der Ennskraftwerke-AG und dem Otto-Koenig Institut. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement98.

Eberstaller, J. and A. Kamnitschek (2001). Untersuchung der Passierbarkeit an 7 ausgewählten FAH's an der Piesting und Schwarza - Studie im Auftrag der Österreichischen Fischereigesellschaft. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement: 61.

Eberstaller, J. and N. Novak (1997). Nachuntersuchung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfen an der Wehranlage des Kraftwerks Fischeing bzw. beim Kraftwerk Unzenmarkt/Frauenburg. Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 44.

Eberstaller, J., P. Pinka and H. Honsowitz (2001). Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegsanlage am Donaukraftwerk Freudenau. Wien, Österreichische Elektrizitäts-Aktiengesellschaft. **72**.

Ensign, W. E., K. N. Leftwich, P. L. Angermeier and C. A. Dolloff (1997). "Factors Influencing Stream Fish Recovery Following a Large-Scale Disturbance." Transactions of the American Fisheries Society **126**(6): 895-907.

Feist, B. E., E. A. Steel, G. R. Pess and R. E. Bilby (2003). "The influence of scale on salmon habitat restoration priorities." Animal Conservation **6**: 271-282.

Finke, A. H. (1966). Northern pike tagging study - Black River. La Crosse County, Wisconsin, Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau Fish Management. **7**: 10.

Fischer, S. (1998). "Verteilung und Wanderverhalten der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in einem astatischen Bachabschnitt." 71.

Fischer, S. and H. Kummer (2000). "Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream." Hydrobiologia **422-423**(0): 305-317.

Frankel, O., A. H. D. Brown and J. J. Burdon (1995). The conservation of plant diversity, Cambridge University Press.

Fredrich, F. (2003). "Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany." Journal of Applied Ichthyology **19**(5): 294-302.

Fredrich, F., S. Ohmann, B. Curio and F. Kirschbaum (2003). "Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany." Journal of Fish Biology **63**(3): 710-723.

Freudlsperger, H. (1936). "Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg." Mitteilungen der Gesellschaft für Salzburger Landeskunde **Jg. 76, 77**(Teil 1+2).

- Freyhof, J. (1997). "Age-related longitudinal distribution of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Sieg, Germany." *Folia Zoologica* **46**(Suppl. 1): 89-96.
- Garrett, J. W. and D. H. Bennett (1995). "Seasonal Movements of Adult Brown Trout Relative to Temperature in a Coolwater Reservoir." *North American Journal of Fisheries Management* **15**: 480-487.
- Gebler, R. J. (1991). *Sohlrampen und Fischaufstiege*. Walzbach, Deutschland, Eigenverlag.
- Gebler, R. J. (1998). Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 403-419.
- Geeraerts, C., M. Ovidio, H. Verbiest, D. Buysse, J. Coeck, C. Belpaire and J. C. Philippart (2007). "Mobility of individual roach *Rutilus rutilus* (L.) in three weir-fragmented Belgian rivers." *Hydrobiologia* **582**: 143-153.
- Gehrke, P. C., D. M. Gilligan and M. Barwick (2002). "Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa Dam, Australia." *River Research and Applications* **18**(3): 265-286.
- Gerking, S. D. (1953). "Evidence for the concepts of home range and territory in stream fishes." *Ecology* **34**(2): 347-365.
- Gregory, S., H. Li and Y. Li (2002). "The conceptual basis for ecological responses to dam removal." *Bioscience* **52**(8): 713.
- Grenouillet, G., D. Pont and C. Hérisse (2004). "Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**(1): 93-102.
- Grift, R. E. (2001). *How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine*. Wageningen Institute of Animal Sciences. Wageningen, University of Wageningen: 205.
- Gumpinger, C. and S. Siligato (2004). *Wehrkataster der Aschach und ihrer Zuflüsse*. Linz, Amt der Oö Landesregierung, Abteilung Naturschutz: 143.
- Gumpinger, C. and S. Siligato (2005). *Wasserkraftanlage "Forstsagmühle" (Alm) - Kolllaudierungsbericht der wasserrechtlichen Bauaufsicht*. Wels, Blattfisch - Technisches Büro für Gewässerökologie: 15.
- Gustafson, K. J. (1949). *Movements and growth of grayling*. Drottningholm., Reports of the Institute of Freshwater Research: Nr. 29, 35-44.
- Guthruf, J. (1996). *Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes*. Zürich: 1-180.
- Habicht, C., J. B. Olsen, L. Fair and J. E. Seeb (2004). "Smaller effective population sizes evidenced by loss of microsatellite alleles in tributary-spawning populations of Sockeye Salmon from the Kvichak River, Alaska drainage." *Environmental Biology of Fishes* **69**(1 - 4): 51-62.
- Hack, M. A. and D. I. Rubenstein (2001). *Migration*. Encyclopedia of Biodiversity. S. A. Levin. San Diego, CA, Academic Press. **Volume 4**: 221-234.

- Hagen, D. W. (1967). "Isolating Mechanism in Threespine Sticklebacks (*Gasterosteus*)." *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **24**(8): 1637-&.
- Haidvogel, G. and H. Waidbacher (1997). *Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern*. Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 85.
- Hanfland, S., O. Born and M. Holzner (2007). *Der Rückbau einer Wasserkraftanlage: Untersuchungen über die ökologischen Auswirkungen auf das Gewässer*. München, Landesfischereiverband Bayern e V.: 52.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford, NY, Oxford University Press 309.
- Hara, T. J. (1993). Role of olfaction in fish behaviour. *Behaviour of Teleost Fishes*. T. J. Pitcher. London u.a., Chapman & Hall. **7**: 171-200.
- Harris, J. H., G. Thorncraft and P. Wem (1998). Evaluation of Rock-ramp Fishways in Australia. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 331-347.
- Harsanyi, A. and P. Aschenbrenner (1995). "Die Nase - *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) Biologie und Aufzucht." *Österreichs Fischerei* **8/9**: 193-201.
- Harvey, B. C. (1987). "Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding." *Transactions of the American Fisheries Society* **116**(6): 851-855.
- Haunschmid, R., G. Wolfram, T. Spindler, W. Honsig-Erlenburg, R. Wimmer, A. Jagsch, E. Kainz, K. Hehenwarter, B. Wagner, R. Konecny, R. Riedmüller, G. Ibel, B. Sasano and N. Schotzko (2006). *Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Wien, Schriftenreihe des BAW. **Band 23**: 104.
- Hawkins, A. D. (1993). Underwater sound and fish behaviour. *Behaviour of Teleost Fishes*. T. J. Pitcher. London u. a., Chapman and Hall. **7**: 129-170.
- Heinz, C. (2002). *Dam removal - science and decision making*. Washington, USA, The John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment: 221.
- Hetrick, N. J., K. M. Simms, M. P. Plumb and J. P. Larson (2004). *Feasibility of Using Video Technology to Estimate Salmon Escapement in the Ongivinuk River, a Clear-Water Tributary of the Togiak River*. Alaska Fisheries Technical Report Number 72, King Salmon, Alaska, U. S. Fish and Wildlife Service, King Salmon Fish and Wildlife Field Office: 47.
- Higgs, S. (2002). *The ecology of dam removal - a summary of benefits and impacts*. Washington, American Rivers.
- Hilderbrand, R. H. (2003). "The roles of carrying capacity, immigration, and population synchrony on persistence of stream-resident cutthroat trout." *Biological Conservation* **110**(2): 257-266.
- Hilderbrand, R. H. and J. L. Kershner (2000). "Conserving inland cutthroat trout in small streams: how much stream is enough?" *North American Journal of Fisheries Management* **20**: 513-520.
- Hladik, M. and J. Kubecka (2003). "Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary." *Hydrobiologia* **504**(1 - 3): 251-266.

- Hofbauer, J. (1962). "Aufstieg der Fische in den Fischpässen des mehrfach gestauten Rheins." 92-125.
- Hofer, J. (1906). "Von der Nase." Schweiz. Fischerei-Zeitung(14): 140-142.
- Hofer, K. and A. Kirchhofer (1996). Drift, habitat choice and growth of the nase (*Chondrostoma nasus*, Cyprinidae) during early life stages. Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Bern/Switzerland, Birkhäuser Verlag Basel/Switzerland: 269 - 278.
- Hohausova, E. (2000). "Exchange rate and small-scale movements of fish between a river and its backwater." Archiv für Hydrobiologie **147**(4): 485-504.
- Hohausova, E., G. H. Copp and P. Jankovsky (2003). "Movement of fish between a river and its backwater: diel activity and relation to environmental gradients." Ecology Freshwater Fish **12**(2): 107-117.
- Holcik, J. (1990). "Conservation of the huchen, *Hucho hucho* (L.), (Salmonidae) with special reference to Slovakian rivers." Journal of Fish Biology **37**(Suppl. A): 113-121.
- Holcik, J., K. Hensel, J. Nieslanik and L. Skacel (1988). The Eurasian Huchen, *Hucho hucho*: Largest Salmon of the world. Dordrecht / Boston / Lancaster, Dr. W.Junk Publishers 239.
- Holden, P. B. (1979). Ecology of riverine fishes in regulated stream Systems with emphasis on the Colorado River. The ecology of regulated streams. J. V. Ward and U. A. Stanford. New York, London, Plenum Press: 57-75.
- Holzner, M. (2000). Untersuchungen über die Schädigungen von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbachs. Dissertation an der Technischen Universität München, inst. f. Tierwissenschaften. München: 333.
- Hovestadt, T. (1990). "Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung." Natur und Landschaft **65**(1): 3-8.
- Huber, M. and A. Kirchhofer (1997). "Habitat use of radiotagged adult Nase (*Chondrostoma nasus*) in a regulated river." Folia zoologica **46**(suppl.1): 67-77.
- Huber, M. and A. Kirchhofer (1998). "Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium-sized rivers." Hydrobiologia **371/372**: 309-319.
- Hunt, P. C. and J. W. Jones (1973). "A population study of *Barbus barbuis* (L.) in the River Severn, England II. Movements." Journal of Fish Biology (1974) **6**: 269-278.
- Hvidsten, N. A., A. J. Jensen, H. Vivas, O. Bakke and T. G. Heggberget (1995). "Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction." Nordic Journal of Freshwater Research(70): 38-48.
- Jäger, P. (2002). Salzburger Fischpass-Fibel. Salzburg, Land Salzburg 152.
- Jäger, P., H. Mühlmann and S. Raudaschl (2004). Hydromorphologische Fließgewässeraufnahme von Salzburg 2003. Salzburg, Amt der Salzburger Landesregierung. **Reihe Gewässerschutz, Band 9**: 70.
- Jäger, P. and I. Schillinger (1988). "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898." Österreichs Fischerei **41**(10): 202-209.

Jäger, P. and I. Schillinger (2003). Kollmann's Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898. Land Salzburg, Gewässerschutz. **Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1, 10 Sektionen, 1 Gesamtblatt.**

Jäger, P. and R. Schrempf (2007). Planungsbehelf Fischaufstiegshilfen. Salzburg, Land Salzburg: www.salzburg.gv.at/downloads, Neubearbeitung.

Jahn, A. E. and K. T. Herbinson (2000). "Designing a light-mediated behavioral barrier to fish impingement and a monitoring program to test its effectiveness at a coastal power station." *Environmental Science & Policy* **3**(Supplement 1): 383-391.

Jankovic, D. (1970). "Die Erforschung der Altwasser und Überschwemmungsgebiete der Donau." *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **33**: 354-362.

Jansen, W., B. Kappus, J. Böhmer and T. Beiter (1999). "Fish communities and migrations in the vicinity of a fishway in regulated rivers (Enz, Baden-Württemberg, Germany)." *Limologica*: 425-435.

Jens, G., O. Born, R. Hohlstein, M. Kämmereit, R. Klupp, P. Labatzki, G. Mau, K. Seifert and P. Wondrak (1997). *Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen*. Offenbach am Main, Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. **Heft 11**: 114.

Jensen, A. J., N. A. Hvidsten and B. O. Johnsen (1998). Effects of temperature and flow on the upstream migration of adult Atlantic salmon in two Norwegian rivers. *Fish migration and fish bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford, Blackwell Science: 45-54.

Jonsson, N. (1991). "Influence of Water Flow, Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers." *Nordic Journal of Freshwater Research* **66**(1991): 20-35.

Joy, M. K. and R. G. Death (2001). "Control of freshwater fish and crayfish community structure in Taranaki, New Zealand: dams, diadromy or habitat structure?" *Freshwater Biology* **46**(3): 417-429.

Jungwirth, M. (1975). "Die Fischerei in Niederösterreich." *Wissenschaftliche Schriftenreihe Niederösterreich* **6**: 1-40.

Jungwirth, M. (1984). *Auswirkungen von Fließgewässerregulierung auf Fischbestände Teil II*. Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 188.

Jungwirth, M. (1996). "Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers." *Regulated rivers: research & management* **12**: 483-492.

Jungwirth, M. (1998). River continuum and fish migration - going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 19 - 32.

Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz, Eds. (2000a). *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers.

Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz (2000b). "Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept." *Hydrobiologia* **422**: 85-97.

Jungwirth, M. and P. Parasiewicz (1994). *Fischaufstiegshilfen an Gebirgsflüssen*. Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 248.

- Jungwirth, M. and B. Pelikan (1989). "Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen." Österreichische Wasserwirtschaft **41**(3/4): 81-89.
- Jungwirth, M., S. Schmutz, R. Frauendorfer, K. Michor and C. Redmann (1988). "Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung 1 im Gießgang Greifenstein." Wiener Mitteilungen **80**: 94pp.
- Jungwirth, M., S. Schmutz and H. Waidbacher (1989). Fischökologische Fallstudie Inn. Innsbruck, Fischerei-Revierausschuss Innsbruck: 93.
- Jungwirth, M., S. Schmutz and S. Weiss, Eds. (1998). Fish Migration and Fish Bypasses. Oxford - London - Berlin, Fishing News Books, Blackwell Sciences.
- Jurajda, P. (1998). "Drift of larval and juvenile fishes, especially *Rhodeus sericeus* and *Rutilus rutilus*, in the River Morava (Danube basin)." Archiv für Hydrobiologie **141**: 231 - 241.
- Kappus, B., W. Jansen, J. Böhmer and H. Rahmann (1997). "Historical and present distribution and recent habitat use of nase, *Chondrostoma nasus*, in the lower Jagst River (Baden-Württemberg, Germany)." Folia Zoologica(Suppl 1): 51-60.
- Kaufmann, T. (2007). Prototyp Borstenfischpass - Endbericht im Auftrag der NÖL, Gruppe Wasser. Wien, Freiwasser: 25.
- Kaufmann, T. and T. Bauer (2004). Fischwanderhilfen Prototypen Thaya. Vienna, Freiwasser.
- Keckeis, H. (1991). Fortpflanzungsbiologie und ökologische Kennzeichnung der Laichgebiete von Flußfischen in Fließgewässern verschiedener Größenordnung. Wien, Österreich-polnisch-tschechische Forschungskooperation, Forschungsauftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung.
- Keckeis, H., P. Frankiewicz and F. Schiemer (1996). "The importance of inshore areas for spawning nase *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) in a free-flowing section of a large river (Danube, Austria)." Archiv für Hydrobiologie **Suppl. 113**(Large Rivers 10): 51 - 64.
- Kennedy, M. and M. P. Fitzmaurice (1972). "Some aspects of the biology of gudgeon *Gobio gobio* (L.) in irish waters." Journal of Fish Biology **4**: 425-440.
- Klinge, M. (1994). Fish migration via the shipping lock at the Hagestein barrage: results of an indicative study. Water Science and Technology. J. A. Van de Kraats. Tarrytown, New York (USA): 357-361.
- Knaepkens, G., K. Baekelandt and M. Eens (2006). "Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river." Ecology of Freshwater Fish **15**(1): 20-29.
- Knaepkens, G., L. Bervoets, E. Verheyen and M. Eens (2004a). "Relationship between population size and genetic diversity in endangered populations of the European bullhead (*Cottus gobio*): implications for conservation." Biological Conservation **115**(3): 403-410.
- Knaepkens, G., E. Verheyen, P. Galbusera and M. Eens (2004b). "The use of genetic tools for the evaluation of a potential migration barrier for the bullhead." Journal of Fish Biology **64**(6): 1737-1744.
- Koed, A., K. Balleby and P. Mejlhede (2002). "Migratory behaviour of adult pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in a lowland river." Hydrobiologia **483**(1): 175-184.

- Koed, A., P. Mejlhede, K. Balleby and K. Aarestrup (2000). "Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river." *Journal of Fish Biology* **57**: 1266-1279.
- Kolbinger, A. (2002). Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayrischer Fließgewässer. Department für Tierwissenschaften, AG Fischbiologie. München, TU München: 219.
- Kovac, V. (2000). "Early development of *Zingel streber*." *Journal of Fish Biology* **57**(6): 1381-1403.
- Krauss, H. (1928). "Der Groß-Fischweg am Drau-Stauwerk bei Saal ober Marburg." *Österreichische Fischerei Zeitung* **15**: 114-116.
- Krauss, H. (1933). "Der Drauhuchen, seine Lebensweise, Wanderung und die zu seinem Schutz notwendigen Maßnahmen." *Österreichische Fischerei-Zeitung* **30**(1-5): 1:2-4; 2:11-12; 3:17-19; 5:34-35.
- Kroes, M. J., P. Gough, P. P. Schollema and H. Wannings (2006). From sea to source: Guidance for the restoration of fish migration in European Rivers - Report of the Interreg IIIC project "Community Rivers". Wageningen, Hunzeenaas: 120.
- Kucera, M. (1999). Fischökologische Untersuchung einer Potamalfischaufstiegshilfe im Marchfeldkanal von 1993-98. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Wien, BOKU.
- Kulmatycki, W. J. (1931). "Über das Vorkommen und die Biologie des Huchen im Czeremosz-Fluß." *Verhandlungen der internationalen Vereines für Theoretische und Angewandte Limnologie* **5**: 354-396.
- Küttel, S., A. Peter and A. Wüest (2002). "Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer." *Rhône Revitalisierung* **1**: 34.
- Kynard, B., R. Suciú and M. Horgan (2002). "Migration and habitats of diadromous Danube River sturgeons in Romania." *Journal of Applied Ichthyology* **18**: 529-535.
- Labeelund, J. H. and L. A. Vollestad (1985). "Homing precision of roach *Rutilus rutilus* in Lake Arungen, Norway." *Environmental Biology of Fishes* **13**(3): 235-239.
- Laine, A., T. Jokivirta and C. Katapodis (2002). "Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors." *Fisheries Management and Ecology* **9**(2): 65-77.
- Lampert, W. and W. Link (1971). "Markierungsversuche und Fischaufstiegskontrollen an Staustufen des Hochrheins in den Jahren 1947-1952." *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **38**: 315-335.
- Larinier, M. (2000). Dams and fish migration, World Commission on Dams 26.
- Larinier, M., F. Travade and J. P. Porcher (2002). "Fishways: biological basis, design criteria and monitoring." *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **364 (Supplement)**.
- Laroche, J. and J. D. Durand (2004). "Genetic structure of fragmented populations of a threatened endemic percoid of the Rhone river: *Zingel asper*." *Heredity* **92**(4): 329-334.
- Le Pichon, C., G. Gorges, P. Boot, J. Baudry, F. Goreaud and T. Faure (2006). "A spatially explicit resource-based approach for managing stream fishes in riverscapes." *Environmental Management* **37**(3): 322-335.

- Lelek, A. (1980). "Threatened Freshwater Fishes of Europe." Nature and Environment Series 18. Council of Europe.
- Lelek, A. (1987). Threatened Fishes of Europe. Wiesbaden, AULA-Verlag 343.
- Lelek, A. and G. Buhse (1992). Die Fische des Rheins. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag 214.
- Lelek, A. and M. Penaz (1963). "Spawning of *Chondrostoma nasus* (L.) in the Brumovka River." Folia zoologica **12**: 121-134.
- Libosvarsky, J., A. Lelek and M. Penaz (1966). "Movements and mortality of fish in two polluted brooks." Bulletin - Office international des épizooties **65**(5): 639-644.
- Lilja, J., T. Keskinen, J. T. Marjomäki, P. Valkeajärvi and J. Karjalainen (2003). "Upstream migration activity of cyprinids and percids in a channel monitored by a horizontal split-beam echosounder." Aquatic Living Resources **16**: 185-190.
- Linlokken, A. (1993). "Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma river system, South-Eastern Norway." Regulated Rivers-Research & Management **8**(1-2): 145-153.
- Lonzarich, D. G., M. L. Warren and M. R. E. Lonzarich (1998). "Effects of habitat isolation on the recovery of fish assemblages in experimentally defaunated stream pools in Arkansas." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **55**(9): 2141-2149.
- Lorenz, P. (1897/98). "Die Fische des Kantons Graubünden (Schweiz)." Beilage zur Schweizer Fischerei-Zeitung 1897/98 und zum Jahresbericht der naturforschenden Gesellschaft Graubündens **Bd. 41**.
- Lucas, M. and E. Baras (2001). Migration of Freshwater Fishes. Oxford, Blackwell Science 420.
- Lucas, M. C. (2000). "The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system." The Science of the Total Environment **251/252**: 223-232.
- Lucas, M. C. and E. Baras (2000). "Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment." Fish and Fisheries **1**: 283-316.
- Lucas, M. C. and E. Batley (1996). "Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management." Journal of Applied Ecology **33**(6): 1345-1358.
- Lucas, M. C. and P. A. Frear (1997). "Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid." Journal of Fish Biology **50**: 382-396.
- Lucas, M. C., T. Mercer, E. Batley, P. A. Frear, G. Peirson, A. Duncan and J. Kubecka (1998a). "Spatio-temporal variations in distribution and abundance of fishes in the Yorkshire Ouse system." Science of the total environment **210/211**: 437-455.
- Lucas, M. C., T. Mercer, G. Peirson and P. A. Frear (2000). Seasonal movements of coarse fish in lowland rivers and their relevance to fisheries management. Management and ecology of river fisheries. I. G. Cowx. Oxford, Blackwell Science: 87-100.
- Lucas, M. C., T. J. Thom, A. Duncan and O. Slavik (1998b). Coarse fish migration - occurrence, causes and implications. Bristol, Environment agency: 160.

Lusk, S. (1995). "The status of *Chondrostoma nasus* in waters of the Czech Republic." *Folia Zoologica* **44**(Supplement 1): 1-8.

Lusk, S., K. Halacka and V. Luskova (2003). "Rehabilitating the floodplain of the lower River Dyje for fish." *River Research and Applications* **19**(3): 281-288.

Lusk, S., K. Halacka, V. Luskova and V. Horak (2001). "Annual dynamics of the fish stock in a backwater of the River Dyje." *Regulated Rivers-Research & Management* **17**(4-5): 571-581.

Lusk, S., M. Povz and M. Penáz (1997). "Changes in the age structure of spawning shoals of *Chondrostoma nasus* in the Medvode reservoir (River Sava, Slovenia)." *Folia Zoologica* **46**(Suppl. 1): 97-101.

Mader, H. and C. Maier (2006). "Priority list for re-establishing the river continuity in Austrian rivers." Presentation at the Symposium on Hydropower, flood control and water abstraction, Mondsee.

Mader, H., G. Unfer and S. Schmutz (1998). The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 384-402.

Maier, K.-J. (1997). "On the Nase, *Chondrostoma nasus* spawning area situation in Switzerland." *Folia zoologica* **46**(suppl.1): 79-87.

Maier, K.-J., M. Zeh, J. Ortlepp and S. Zbinden (1995). Verbreitung und Fortpflanzung der in der Schweiz vorkommenden *Chondrostoma* - Arten. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: 1-61.

Malmqvist, B. (1980). "The Spawning Migration of the Brook Lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a South Swedish Stream." *Journal of Fish Biology* **16**(1): 105-114.

Margreiter (1935a). "Die Fische Tirols und Vorarlbergs: Die Flußbarbe." *Tiroler und Vorarlberger Fischer*(10): 74-77.

Margreiter (1935b). "Die Fische Tirols und Vorarlbergs: Die Nase." *Tiroler und Vorarlberger Fischer*(10): 88-90.

McDowall, R. M. (2001). "Anadromy and homing: two life-history traits with adaptive synergies in salmonid fishes?" *Fish and Fisheries* **2**: 78-85.

McKeown, B. A. (1984). *Fish Migration*. London & Sydney, Croom Helm Ltd.

Melcher, A. (1999). Biotische Habitatmodellierung im Rahmen eines Gewässerbetreuungskonzeptes anhand der Lebensraumanprüche der Nase (*Chondrostoma nasus*). Vienna, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur Wien: 125.

Meldgaard, T., E. E. Nielsen and V. Loeschcke (2003). "Fragmentation by weirs in a riverine system: a study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system." *Conservation Genetics* **4**(6): 735-747.

Meyer, L. and D. Hinrichs (2000). "Microhabitat Preferences and Movements of the Weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a Drainage Channel." *Environmental Biology of Fishes* **58**(3): 297-306.

Meyers, L. S., T. F. Thuemler and G. W. Kornely (1992). "Seasonal Movements of Brown Trout in Northeast Wisconsin." *North American Journal of Fisheries Management* **12**: 433-441.

Michaud, D. T. and E. P. Taft (2000). "Recent evaluations of physical and behavioral barriers for reducing fish entrainment at hydroelectric plants in the upper Midwest." *Environmental Science & Policy* **3**(Supplement 1): 499-512.

Mikheev, V. N. and D. S. Pavlov (1993). "Spatial distribution and movement of young fishes in relation to food availability in a reservoir on the Rositsa River." *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **40**(1): 31-45.

Morita, K. and S. Yamamoto (2002). "Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations." *Conservation Biology* **16**(5): 1318-1323.

Moser, M. L., A. M. Darazsdi and R. J. Hall (2000). "Improving passage efficiency of adult American shad at low-elevation dams with navigation locks." *North American Journal of Fisheries Management* **20**: 376-385.

Mühlbauer, M. (2002). Fischökologisches Monitoring an den Voralpenflüssen Pielach und Melk im Rahmen des EU-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen". Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Wien, BOKU.

Mühlenberg, M. and J. Slowik (1997). Kulturlandschaft als Lebensraum. Wiesbaden, Quelle & Meyer 312.

Naiman, R. J. and J. J. Latterell (2005). "Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation." *Journal of Fish Biology* **67 (Supplement B)**: 166-185.

Neraas, L. P. and P. Spruell (2001). "Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system." *Molecular Ecology* **10**(5): 1153-1164.

Nestmann, F. and B. Lehmann (2000). Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern - Raue Rampen und Verbindungsgewässer. Oberirdische Gewässer, *Gewässerökologie* 63. Baden-Württemberg, Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 189.

Nezdolij, V. K. (1984). "Downstream Migration of Young Fishes during the Initial Period of Flow Regulation of the Ili River." *Journal of Ichthyology* **24**(2): 34-46.

Nielsen, E. E. (1995). Evolution and the aquatic ecosystem: defining units in population conservation. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.

Niemi, G. J., P. Devore, N. Detenbeck, D. Taylor, A. Lima, J. Pastor, J. D. Yount and R. J. Naiman (1990). "Overview of case-studies on recovery of aquatic systems from disturbance." *Environmental Management* **14**(5): 571-587.

Northcote, T. G. (1978). Migratory strategies and production in freshwater fishes. *Ecology of Freshwater Fish Production*. S. D. Gerking. Oxford-London-Edinburgh-Melbourne, Blackwell Scientific Publications: 326-359.

Northcote, T. G. (1984). Mechanisms of fish migration in rivers. *Mechanisms of migration in fishes*. J. D. McCleave, G. P. Arnold, J. J. Dodson and W. H. Neil. New York - London, Plenum Press: 317-355.

Northcote, T. G. (1992). "Migration and residency in stream salmonids - some ecological considerations and evolutionary consequences." *Nordic Journal of Freshwater Research* **67**: 5-17.

Northcote, T. G. (1997). "Potamodromy in Salmonidae: living and moving in the first lane." *North American Journal of Fisheries Management* **17**: 1029-1045.

Northcote, T. G. (1998). Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Science Ltd.: 3-18.

Northcote, T. G. D. (2000). An Updated Review of Grayling Biology, Impacts, and Management. Prince George, B.C., The Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program (PFWWCP): 1-24.

Novinger, D. C. and F. J. Rahel (2003). "Isolation management with artificial barriers as a conservation strategy for Cutthroat Trout in headwater streams." *Conservation Biology* **17**(3): 772-781.

Nykänen, M., A. Huusko and A. Mäki-Petäys (2001). "Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river." *Journal of Fish Biology* **58**: 506-519.

Oesmann, S. (2003). "Vertical, lateral and diurnal drift patterns of fish in a large lowland river, the Elbe." *Journal of Applied Ichthyology* **19**(5): 284-293.

O'Hanley, J. R. and D. Tomberlin (2005). "Optimizing the removal of small fish passage barriers." *Environmental Modeling & Assessment* **10**(2): 85-98.

Oldani, N. O. and C. R. M. Baigun (2002). "Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana River (Argentina-Paraguay)." *River Research and Applications* **18**(2): 171-183.

Ovidio, M., E. Baras, D. Goffaux, C. Birtles and J. C. Philippart (1998). "Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes." *Hydrobiologia* **371-372**(0): 263-274.

Ovidio, M. and C. Philippart (2005). Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). *Aquatic telemetry: advances and applications*. M. T. Spedicato, G. Lembo and G. Marmulla. Rome, FAO: 191-202.

Ovidio, M. I. and J.-C. Philippart (2002). "The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish." *Hydrobiologia* **483**(1 - 3): 55-69.

Parasiewicz, P. and R. Tesar (1992). *Fischaufstiegshilfen an der Schwechat/Achau*. Wien, Universität für Bodenkultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft; Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 30pp.

Parasiewicz, P., J. Eberstaller, S. Weiss and S. Schmutz (1998). Conceptual guidelines for natural bypass-channels. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 348-362.

Parkinson, D., J. C. Philippart and E. Baras (1999). "A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking." *Journal of Fish Biology* **55**(1): 172-182.

Pavlas, P. (2006). Grundlagen zur Erstellung eines Leitfadens zur Restauration von Kontinuumsunterbrechungen. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Wien, Universität für Bodenkultur: 140.

- Pavlov, D. S. (1989). Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome, FAO: 97.
- Pavlov, D. S. (1994). "The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution." *Folia Zoologica* **43**: 193 - 208.
- Pavlov, D. S., A. I. Lupandin and V. V. Kostin (2002). Downstream migration of fish through dams of hydroelectric power plants. T. T. Albert and T. e. G. F. Cada. Oak Ridge, Tennessee, Oak Ridge National Laboratory. **ORNL/TR-02/02**.
- Pavlov, D. S., A. I. Lupandin, V. V. Kostin, I. V. Nechaev, P. I. Kirillov and R. V. Sadkovskii (2001). "Downstream migration and behavior of juvenile roach *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) from two phenotypic groups." *Journal of Ichthyology* **41**(Supplement 2): 133-179.
- Pavlov, D. S., A. M. Pakhorukov, G. N. Kuragina, V. K. Nezdolij, N. P. Nekrasova, D. A. Brodskiy and A. L. Ersler (1978). "Some features of the downstream migrations of juvenile fish in the Volga and Kuban rivers." *Journal of Ichthyology* **19**: 363-374.
- Pelz, G. R. (1985). Fischbewegungen über verschiedenartige Fischpässe am Beispiel der Mosel. Frankfurt a.M., Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft Frankfurt a.M.
- Penáz, M., V. Baruš, M. Prokes and M. Homolka (2002). "Movements of barbel, *Barbus barbus* (Pisces: Cyprinidae)." *Folia zoologica* **51**(1): 55-66.
- Penáz, M., S. Lusk and M. Povz (1995). "Age and size structure of nase spawning shoals in the artificial spawning canal on the river Sava at Mavcice, Slovenia." *Folia zoologica* **44**: 35-42.
- Penáz, M., A. Roux, P. Jurajda and J. Olivier (1992). "Drift of larval and juvenile fishes in a bypassed floodplain of the Upper River Rhone, France." *Folia Zoologica* **41**(3): 281-288.
- Penczak, T., W. Galicka, L. Glowacki, H. Koszalinski, A. Kruk, G. Zieba, J. Kostrzewa and L. Marszal (2004). "Fish assemblage changes relative to environmental factors and time in the Warta River, Poland, and its oxbow lakes." *Journal of Fish Biology* **64**(2): 483-501.
- Penczak, T., L. Glowacki, W. Galicka and H. Koszalinski (1998). "A long-term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland." *Hydrobiologia* **368**: 157-173.
- Petz-Glechner, R., W. Petz and R. Haunschmid (2006). "Überprüfung der Fischwanderung über Sohlrampen und Fischwanderhilfen im Rhithral." *Österreichs Fischerei* **59**: 226-237.
- Pinka, P. and J. Eberstaller (2005). Evaluierung der Fischaufstiegshilfen an den Kaiserabläsen/Achau - Studie im Auftrag der Bundeswasserbauverwaltung Niederösterreich, Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Wasserbau. Wien, EZB - TB Eberstaller: 52.
- Pokorny, B. (2000). Untersuchungen zur Drift und Habitatwahl der frühen Entwicklungsstadien der Nase *Chondrostoma nasus* an der Pielach. Dept. of Hydrobiology, Fisheries and Aquaculture. Vienna, University of Agricultural Sciences.
- Pont, D., B. Hugueny, U. Beier, D. Goffaux, A. Melcher, R. Noble, C. Rogers, N. Roset and S. Schmutz (2006). "Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages." *Journal of Applied Ecology* **43**(1): 70-80.
- Pont, D., B. Hugueny and T. Oberdorff (2005). "Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints?" *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**(1): 163-173.

- Porto, L. M., R. L. McLaughlin and D. L. G. Noakes (1999). "Low-Head Barrier Dams Restrict the Movements of Fishes in Two Lake Ontario Streams." *North American Journal of Fisheries Management* **19**(4): 1028–1036.
- Povz, M. (1995). "*Chondrostoma nasus* in the waters of Slovenia." *Folia Zoologica* **44**(Supplement 1): 9-15.
- Priegel, G. R. (1968). Movement and harvest of tagged northern pike released in Lake Poygan and Big Lake Butte Des Morts. Wisconsin, Wisconsin Department of Natural Resources. **29**: 7.
- Prignon, C., J. C. Micha and A. p. Gillet (1998). Biological and environmental characteristics of fish passage at the Tailfer dam on the Meuse River, Belgium. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 69-85.
- Primack, R. B. (1995). *Naturschutzbiologie*. Heidelberg - Berlin - Oxford, Spektrum Akademischer Verlag 713.
- Prokes, M. and M. Penáz (1978). "The course of spawning, early development and longitudinal growth of nase carp, *Chondrostoma nasus*, in the Rokytna and Jihlava rivers." *Folia Zoologica* **27**(3): 269-278.
- Quinn, T. P. (1984). Homing and straying in Pacific salmon. *Mechanisms of Migration in Fishes*. J. D. McCleave, G. P. Arnold, J. M. Dodson and W. H. Neill. New York, Plenum: 357-361.
- Raab, A. (1978). Die traditionelle Fischerei in Niederösterreich, mit besonderer Berücksichtigung der Ybbs, Erlauf, Pielach und Traisen. *Geisteswissenschaftliche Fakultät*. Wien, Universität Wien: 334.
- Rakowitz, G. and I. Zweimüller (2000). "Influence of diurnal behaviour rhythms and water-level fluctuations on the migratory activities of fish in a backwater of the River Danube: a hydroacoustic study." *Aquatic Living Resources* **13**(5): 319-326.
- Reichard, M. and P. Jurajda (2004). "The Effects of Elevated River Discharge on the Downstream Drift of Young-of-the-Year Cyprinid Fishes." *Journal of Freshwater Ecology* **19**(3): 465-471.
- Reichard, M., P. Jurajda and M. Ondrackova (2002a). "The effect of light intensity on the drift of young-of-the-year cyprinid fishes." *Journal of Fish Biology* **61**: 1063-1066.
- Reichard, M., P. Jurajda and M. Ondrackova (2002b). "Interannual variability in seasonal dynamics and species composition of drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers." *Journal of Fish Biology* **60**: 87-101.
- Reichard, M., P. Jurajda and C. Smith (2004). "Spatial distribution of drifting cyprinid fishes in a shallow lowland river." *Archiv für Hydrobiologie* **159**(3): 395-407.
- Reichard, M., P. Jurajda and R. Václavík (2001). "Drift of larvae and juvenile fishes: a comparison between small and large lowland rivers." *Archiv für Hydrobiologie* **135**(Supplement): 373-389.
- Reichert, P., M. Borsuk, M. Hostmann, S. Schweizer, C. Spörri, K. Tockner and B. Truffer (2007). "Concepts of decision support for river rehabilitation." *Environmental Modelling & Software* **22**: 188-201.
- Reinartz, R. (1997). Untersuchungen zur Gefährdungssituation der Fischart Nase (*Chondrostoma nasus* L.) in bayrischen Gewässern. *Institut für Tierwissenschaften*. München, TU München: 379.

- Reinartz, R. (2003). Sturgeons in the Danube River - Biology, Status, Conservation. Societas Internationalis Limnologiae Theoreticae et Applicatae (SIL-IVL) Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD). Dübendorf, Schweiz: 150.
- Rieman, B. E. and J. B. Dunham (2000). "Metapopulations and salmonids: a synthesis of life history patterns and empirical observations." *Ecology Freshwater Fish* **9**(1-2): 51-64.
- Roni, P., T. J. Beechie, R. E. Bilby, F. E. Leonetti, M. M. Pollock and G. R. Pess (2002). "A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific northwest watersheds." *North American Journal of Fisheries Management* **22**(1): 1-20.
- Rosengarten, J. (1954). "Der Aufstieg der Fische im Moselfischpaß Koblenz im Frühjahr 1952 und 1953." *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*: 489-552.
- Rule, C., G. Ackermann, R. Berg, T. Kindle, R. Kistler, M. Klein, M. Konrad, H. Löffler, M. Michel and B. Wagner (2005). "Die Seeforelle im Bodensee und seinen Zuflüssen: Biologie und Management." *Österreichs Fischerei* **58**: 230-262.
- Rustadbakken, A., J. H. L'Abée-Lund, J. V. Arnekleiv and M. Kraabol (2004). "Reproductive migration of brown trout in a small Norwegian river studied by telemetry." *Journal of Fish Biology* **64**(1): 2-15.
- Santos, J. M., M. T. Ferreira, F. N. Godinho and J. Bochechas (2002). "Performance of fish lift recently built at the Touvedo Dam on the Lima River, Portugal." *J Appl Ichthyol* **18**(2): 118-123.
- Santos, J. M., M. T. Ferreira, F. N. Godinho and J. Bochechas (2005). "Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river." *Journal of Applied Ichthyology* **21**(5): 381-388.
- Schaefer, J. (2001). "Riffles as barriers to interpool movement by three cyprinids (*Notropis boops*, *Campostoma anomalum* and *Cyprinella venusta*)." *Freshwater Biology* **46**(3): 379-388.
- Schauer, M. and C. Gumpinger (2006). Kraftwerk Kirchwegger (Paltenbach) - Kollaudierungsbericht der biologischen Bauaufsicht inklusive Restwasserstudie und Funktionsüberprüfung der Organismenwanderhilfe. Wels, Blattfisch - Technisches Büro für Gewässerökologie: 43.
- Scheuring, L. (1949a). "Die Wanderungen unserer Flussfische." *Österreichs Fischerei* **12**: 261-268.
- Scheuring, L. (1949b). "Fischpässe, ihre Leistung und Zweckmäßigkeit." *Österreichs Fischerei* **2**: 26-31.
- Schiemer, F. (2000). "Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers." *Hydrobiologia* **422-423**: 271-278.
- Schiemer, F., M. Jungwirth and G. Imhof (1994). Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz. Wien, Nationalpark-Institut Donau-Auen.
- Schiemer, F. and T. Spindler (1989). "Endangered fish species of the Danube river in Austria." *Regulated Rivers: Research and Management* **4**: 397-407.
- Schiemer, F. and H. Waidbacher (1992). Strategies for conservation of a Danubian Fish Fauna. River Conservation and Management. P. J. Boon and G. E. Petts. Chichester, John Wiley & Sons: 363-382.
- Schlosser, I. J. (1995). "Dispersal, Boundary Processes, and Trophic-Level Interactions in Streams Adjacent to Beaver Ponds." *Ecology* **76**(3): 908-925.

Schlosser, I. J. (1998). "Fish recruitment, dispersal, and trophic interactions in a heterogeneous lotic environment." *Oecologia* **113**(2): 260-268.

Schmassmann, W. (1940). "Von der Wanderung der Fische in unseren Flüssen." Schweizerische Fischerei-Zeitung **Nr.1**: 2-5.

Schmutz, S., C. Giefing and C. Wiesner (1998). "The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the Marchfeldkanalsystem." *Hydrobiologia* **371/372**: 355-360.

Schmutz, S. and M. Jungwirth (1999). "Fish as indicators of large river connectivity: the Danube and its tributaries." *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* **11**(3): 329-348.

Schmutz, S. and S. Jungwirth (2001). "Fish as indicators for connectivity in running water ecosystems." *Verhandlungen des Internationalen Vereines für Limnologie* **27**: 3971-3974.

Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel and M. Jungwirth (2000a). Grundlagen zur Bewertung der Fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Wien, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 210.

Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel, M. Jungwirth and S. Muhar (2000b). "A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity." *Hydrobiologia* **422**: 279-289.

Schmutz, S., A. Zitek, S. Zobel, M. Jungwirth, N. Knopf, E. Kraus, T. Bauer and T. Kaufmann (2002). Integrated approach for the conservation and restoration of Danube salmon (*Hucho hucho* L.) populations in Austria. Freshwater Fish Conservation - Options for the Future. M. J. Collares-Pereira, I. G. Cowx and M. M. Coelho. Oxford, Fishing News Books - Blackwell Science: 157-173.

Schubert, H. J., H. H. Arzbach, I. Lübker and M. Kämmereit (o. A.). "Untersuchungen zum Wanderverhalten von Fischen im Bereich von Staustufen großer Flüsse am Beispiel des Elbewehres bei Geesthacht unter besonderer Berücksichtigung der Schiffsschleuse." <http://elise.bafg.de/servlet/is/3161/KF-Schubert.pdf>.

Schulz, N., W. Hafner, W. Honsig-Erlenburg, E. Polzer, K. Traer and E. Woschitz (1986). Fischereiliche Untersuchungen in den Flussstauräumen der Drau. Klagenfurt, Kärnter Institut für Seenforschung.

Schulz, N. and G. Piery (1982). "Zur Fortpflanzung des Huchens (*Hucho hucho* L.) - Untersuchung einer Laichgrube." *Österreichs Fischerei* **35**: 214-249.

Schwevers, U. and B. Adam (2006). Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. Hennef, DWA. **DWA-Themen-WW-8.2**: 123.

Schwevers, U., C. Gumpinger and B. Adam (1998). "Zum Fischaufstieg durch Schiffsschleusen." *Wasser & Boden* **50/5**: 26-30.

Scruton, D. A., R. S. McKinley, N. Kouwen, W. Eddy and R. K. Booth (2002). "Use of telemetry and hydraulic modeling to evaluate and improve fish guidance efficiency at a louver and bypass system for downstream-migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts." *Hydrobiologia* **483**(1 - 3): 83-94.

Shaffer, M. L. (1981). "Minimum population sizes for species conservation." *BioScience* **31**: 131-134.

- Sheldon, A. L. and G. K. Meffe (1995). "Short-term recolonization by fishes of experimentally de-faunated pools of a coastal plain stream." *Copeia*(4): 828-837.
- Siligato, S. and C. Gumpinger (2005). *Natura 2000 Seeache: Studie zur Verbesserung der Lebensbedingungen für Perlfisch und Seelaube - Studie im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Naturschutzabteilung. Wels, Blattfisch - Technisches Büro für Gewässerökologie: 59.*
- Slavik, O. and L. Bartos (2004). "What are the reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic?" *Journal of Fish Biology* **65**(s1): 240-253.
- Sokolov, L. I. and E. A. Tsepkin (1997). "On the Ecology of *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) disappearing from the Moskva River." *Journal of Ichthyology* **37**(7): 553-555.
- Solomon, D. J. (1992). *Diversion and Entrapment of Fish at Water Intakes and Outfalls. Bristol, National Rivers Authority. R & D Report No. 1: 52.*
- Sonny, D., S. Jorry, X. Wattiez and C. Philippart (2006). "Inter-annual and diel patterns of the drift of cyprinid fishes in a small tributary of the Meuse River, Belgium." *Folia Zoologica* **55**(1): 75-85.
- Spindler, T. (1997). *Fischfauna in Österreich, Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Gesetzgebung. Wien, Umweltbundesamt. M-087: 140.*
- Stahlberg-Meinhardt, S. (1994). "Verteilung, Habitatansprüche und Bewegungen von Mühlkoppe (*Cottus gobio*, L.) und Bachforelle (*Salmo trutta*, L.) in zwei unterschiedlichen anthropogen beeinflussten Fließgewässern im Vorharz." *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität von Hannover* **80**.
- Stanley, E. H. and M. W. Doyle (2003). "Trading off: the ecological removal effects of dam." *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**(1): 15-22.
- Steel, E. A., B. E. Feist, D. W. Jensen, G. R. Pess, M. B. Sheer, J. B. Brauner and R. E. Bilby (2004). "Landscape models to understand steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) distribution and help prioritize barrier removals in the Willamette basin, Oregon, USA." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**(6): 999-1011.
- Steiner, H. A. (1992). "Die Fischaufstiegshilfe von der Drau in die Kellerberger Schleife- richtungsweisend für künftige Fischaufstiege." *Beiträge zum Symposium "Betrieb, Unterhalt und Modernisierung von Wasserbauten" 1992 in Garmisch-Partenkirchen; Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU-München* **73**: 415-427.
- Steinmann, P. (1924). "Über die Ausdehnung und die Bedeutung der Wanderung unserer Flussfische." *Schweizerische Fischerei-Zeitung* **32**(4): 86-89.
- Steinmann, P., W. Koch and L. Scheuring (1937). *Die Wanderungen unserer Süßwasserfische. Dargestellt aufgrund von Markierungsversuchen. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften. XXXV.*
- Stott, B. (1967). "The movements and population densities of roach (*Rutilus rutilus*) and gudgeon (*Gobio gobio*) in the river Mole." *Journal of Animal ecology* **36**: 407-423.
- Stott, B., J. W. V. Elösdon and J. A. A. Johnston (1963). "Homing behaviour in gudgeon (*Gobio gobio* L.)." *Animal Behaviour* **11**: 93-96.
- Stuart, I. G. and A. P. Berghuis (2002). "Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an Australian subtropical river." *Fisheries Management and Ecology* **9**(2): 111-122.

Stuart, I. G. and M. Mallen-Cooper (1999). "An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river." *Regulated Rivers-Research & Management* **15**(6): 575-590.

Tabernig, C. H. (2003). Entwicklung eines GIS-basierenden Fischverbreitungsatlases österreichischer Fließgewässer anhand der nationalen Datenbank "HaFiDat". Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Wien, Universität für Bodenkultur: 231.

Taft, E. P. (2000). "Fish protection technologies: a status report." *Environmental Science & Policy* **3**(Supplement 1): 349-359.

Taylor, C. M. (1997). "Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: Effects of pool volume and spatial position." *Oecologia* **110**(4): 560-566.

Tazber, C. (2006). Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe am Kraftwerk Murau. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt. Wien, BOKU: 108.

Travade, F., M. Larinier, S. Boyer-Bernard and J. Dartiguelongue (1998). Performance of four fish-pass installations recently built on two rivers in south-west France. Fish migration and fish by-passes. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 146-170.

Turnpenny, A. W. H. and N. O'Keeffe (2005). Screening for intake and outfalls: a best practice guide. Bristol, Environmental agency (www.environment-agency.gov.uk): 153.

Unfer, G., C. Frangez and S. Schmutz (2003). Seasonal Migration Patterns of Nase and Barbel in the Danube and its Tributaries. Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe, Ustica, Italy.

Unfer, G. and S. Schmutz (1998). "The course of fish colonisation in the Marchfeldkanal, a man-made canal- the first two years." *Verhandlungen des internationalen Vereines für Limnologie* **26**: 2335-2340.

Unfer, G. and A. Zitek (2000). "Der Vertical-Slot-Fischpass: eine Fischwanderhilfe für räumlich beengte Verhältnisse." *Österreichs Fischerei* **53**: 332-339.

Urbanek, S. (2001). Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Freudenau - fischökologische Untersuchungen 1999. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Wien, BOKU.

Uttinger, J., C. Roth and A. Peter (1998). "Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions." *Journal of Applied Ecology* **35**(6): 882-892.

Vassilev, M. (1994). "On the downstream migration of ichthyoplankton along the Bulgarian shore of the Danube river." *Vie et Milieu* **44**(3-4): 273-280.

Vordermeier, T. and E. Bohl (1999). Untersuchungen zur Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische. Materialien. B. L. f. Wasserwirtschaft. München, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: 79.

Vordermeier, T. and E. Bohl (2000). "Fischgerechte Ausgestaltung von Quer- und Längsbauwerken in kleinen Fließgewässern - Bedeutung und Wiederherstellung der Fließgewässernetzung." *Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern Bayern e.V. S.*: 53-61.

Waidbacher, H. and G. Haidvogel (1998). Fish Migration and Fish Passage Facilities in the Danube: Past and Present. Fish Migration and Fish Bypasses. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 85-98.

Ward, J. V. (1989). "The 4-dimensional nature of lotic ecosystems." *Journal of the North American Benthological Society* **8**(1): 2-8.

Watters, G. T. (1996). "Small dams as barriers to freshwater mussels (*Bivalvia*, *Unionoida*) and their hosts." *Biological Conservation* **75**(1): 79-85.

Welcomme, R. L. (1985). River fisheries, FAO.

WFD (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Wiesner, C., Jungwirth, M., S. Schmutz, G. Unfer and A. Zitek (2006). Importance of connectivity in the Danube river catchment. International DWA Symposium on Water Resources Management: Free passage for Aquatic Fauna in Rivers and other Water Bodies, 03.-07. April 2006, Berlin, DWA-Themen.

Wiesner, C., G. Unfer, C. Tatzber, B. Müller and M. Jungwirth (2007). Inneralpinen Flussraummanagement Obere Mur, Arbeitspaket F.2.3: Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe beim Kraftwerk Murau. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur.

Wiesner, C., G. Unfer, A. Zitek and S. Schmutz (2004). Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. Proceedings of the Fifth International Conference on Ecohydraulics - Aquatic Habitats: Analysis and Restoration, 12.-17. 09.2004, Madrid.

Winkler, G., H. Keckeis, W. Reckendorfer and F. Schiemer (1997). "Temporal and spatial dynamics of 0+ *Chondrostoma nasus* at the inshore zone of a large river." *Folia zoologica* **46**(Suppl.1): 151-168.

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

Winter, H. V. and W. L. T. Van Densen (2001). "Assessing the opportunities for upstream migration of non-salmonid fishes in the weir-regulated River Vecht." *Fisheries Management and Ecology* **8**(6): 513-532.

Witkowski, A. and M. Kowalewski (1988). "Migration and structure of spawning population of european grayling in the Dunajec Basin." *Archiv für Hydrobiologie* **112**(2): 279-297.

Wolter, C. (1998). Population genetic investigation of common bream *Abramis brama*, silver bream *Abramis bjoerkna*, roach *Rutilus rutilus* and rudd *Scardinius erythrophthalmus* from waters of northeast-German lowlands. Berlin, IGR 135.

Woolland, J. V. (1972). Studies on salmonid fishes in Llyn Tegid and Welsh Dee. Unpublished Ph.D. Thesis. Liverpool, Liverpool.

Woschitz, E. and R. Leger (1999). Fischmigration durch den Grundablass des Hochwasserrückhaltebeckens "Reinbergwiesen" (Lafnitz) - Studie im Auftrag des Amtes der Stmk. Landesregierung, Fachabteilung 3a Wasserwirtschaft. Wien, IFIS - Ichthyologische Forschungsinitiative Steiermark: 49.

Woschitz, E., E. Schager and O. Tiefenbach (1997). Funktionskontrolle der Fischaufstiegshilfen Hohenbrugg und Rohr (Raab) - Studie im Auftrag des Amtes der Stmk. Landesregierung, Fachabteilung IIIa. Wien, IFIS - Ichthyologische Forschungsinitiative Steiermark: 85.

Woschitz, G., J. Eberstaller and S. Schmutz (2003). Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen (FMH) und Bewertung der Funktionsfähigkeit, Österreichischer Fischereiverband 16.

Wysocki, L. E., J. P. Dittami and F. Ladich (2006). "Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes." *Biological Conservation* **128**(4): 501-508.

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

Youngson, A. F., W. C. Jordan and D. W. Hay (1994). "Homing of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) to a tributary spawning stream in a major river catchment." *Aquaculture* **121**(1-3): 259-267.

Zakharchenko, G. M. (1973). "Migrations of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the upper reaches of the Pechora." *Voprosy Ikhtiologii* **13**: 628-629.

Zambriborshch, F. S. and N. Tan Chin (1971). "The descent of fish larvae into the sea through the Kiliya Arm of the Danube." *Journal of Ichthyology* **13**: 90-95.

Zauner, G. (1997). "Acipenseriden in Österreich." *Österreichs Fischerei* **50**: 183-187.

Zauner, G. and P. Pinka (1998). "Fischökologische Beweissicherung der Altarmdotations "Schönbüheler Altarm" (Donau, Niederösterreich, Wachau)." *Stapfia* **52**: 23-144.

Zauner, G. and C. Ratschan (2004). Untersuchung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Steinbach an der Steyr - Studie im Auftrag der Energie AG. Engelhartzell, EZB TB Zauner: 33.

Zauner, G., C. Ratschan, J. Eberstaller and P. Pinka (2005). "Vertical-Slot-Fischpass mit staffelbarem Abfluss: Eine Möglichkeit zur Optimierung von technischen Fischaufstiegshilfen." *Österreichs Fischerei* **58**: 162-169.

Zauner, G., C. Ratschan and M. Mühlbauer (2006). Untersuchung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Agonitz an der Steyr - Studie im Auftrag der Energie AG. Engelhartzell, EZB TB Zauner: 66.

Zerrath, H. (1996). "Sprintleistungen einheimischer Klein- und Jungfische in Sohlgleitenmodellen - Daten zur Bewertung von Fischaufstiegshilfen." *Fischökologie Heft 9*: 27-48.

Zitek, A. (2006). Potential criteria for modelling fish/pressure relationships in running waters - literature review (<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/44078/1/5659>). Vienna, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, Department of Water, Atmosphere and Environment, BOKU - University of Natural Resources and Applied Life Sciences: 186.

Zitek, A., D. Fleischanderl, G. Unfer, A. Eisner, N. Baumann, R. Hornich, S. Muhar and M. Jungwirth (2004a). Ecologically orientated flood control management at a lowland river: Leitbildorientated measures and their influence on habitat and fish. Proceedings of the 10th Kongress - INTERPRAEVENT, Riva del Garda, Trient, Italy, 24. - 27.05.04.

Zitek, A. and M. Jungwirth (2004a). Fischereiliches Managementkonzept für das Projektgebiet des EU-LIFE-Projektes Lebensraum Huchen I: Allgemeine Grundlagen

(http://www.boku.ac.at/homepage/zitek/Neuer%20Ordner/Management_Teil%20I_Grundlagen.pdf)
. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU - Universität für Bodenkultur: 18.

Zitek, A. and M. Jungwirth (2004b). Fischereiliches Managementkonzept für das Projektgebiet des EU-LIFE-Projektes Lebensraum Huchen II: Revierbezogene Grundlagen und Maßnahmen (http://www.boku.ac.at/homepage/zitek/Neuer%20Ordner/Management_Teil%20II_Revierbezogen.pdf). Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU - Universität für Bodenkultur.

Zitek, A. and S. Schmutz (2004). Efficiency of restoration measures in a fragmented Danube/tributary network. Proceedings of the Fifth International Conference on Ecohydraulics - Aquatic Habitats: Analysis and Restoration (12.-17. 09.04), Madrid, IAHR.

Zitek, A., S. Schmutz and M. Jungwirth (2004b). Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank - im Rahmen des Eu-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen" - Endbericht (http://www.boku.ac.at/homepage/zitek/Neuer%20Ordner/LIFE%20Projekt%20LEBENSRAUM%20HUCHEN_Endbericht_neu.pdf). Wien, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences - BOKU: 113.

Zitek, A., S. Schmutz and M. Jungwirth (in press). "Assessing the efficiency of connectivity measures with regard to the EU-Water Framework Directive in a Danube-tributary system." *Hydrobiologia*.

Zitek, A., S. Schmutz and A. Ploner (2004c). "Fish drift in a Danube/sidearm-system: II. Seasonal and diurnal patterns." *Journal of Fish Biology* **65**: 1339-1357.

Zitek, A., S. Schmutz, G. Unfer and A. Ploner (2004d). "Fish drift in a Danube/sidearm-system: I. Site-, species-, and stage-specific drift." *Journal of Fish Biology* **65**: 1319-1338.

Zitek, A. and N. Schreyer (2005). Fischökologisches Monitoring der Fischwanderhilfe an der Herrschaftswehr, Raabs a.d. Thaya - Studie im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Wasser - Abteilung Wasserwirtschaft. Vienna, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences - BOKU: 77.

Zitek, A., G. Unfer, C. Wiesner, D. Fleischanderl and S. Muhar (2004e). Monitoring ökologisch orientierter Hochwasserschutzmaßnahmen an der Sulm/Stmk., Arbeitspaket: Lebensraum & Fischfauna. Wien, Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Graz und des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Zylberblat, M. and J. Y. Menella (1996). Upstream Passage of Migratory Fish through Navigation Locks. 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Quebec, INRS-Eau.



Universität für Bodenkultur
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt



Modellierung der potentiellen Verbreitung von Nase, Barbe und Huchen

ANHANG zu

**AP5 Ein strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit
von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich**

**A strategic guideline for restoring the longitudinal connectivity for fish in running
waters of Austria**

MIRR - A Model-Based Instrument for River Restoration

AP 5 – Schwerpunkt Kontinuumsunterbrechungen



<http://mirr.boku.ac.at>

Auftraggeber:

BMLFUW gemeinsam mit Land NÖ



Modellierung der potentiellen Verbreitung von Nase, Barbe und Huchen

ANHANG zu

**AP5 Ein strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit
von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich**

AutorInnen:

Gertrud Haidvogel

Andreas Melcher

Institution:

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

Wien, Dezember 2007

1. Einleitung

Basierend auf der historischen und aktuellen Verbreitung der drei potamodromen Fischarten Nase, Barbe, Huchen (s. Kap. 4.2, AP5) wurde im Rahmen des MIRR Projektes – als Anhang zu AP5 „Schwerpunkt Kontinuumsunterbrechungen“ – eine Modellierung der potentiellen Verbreitung der drei Arten durchgeführt (AP5a).

Diesem Arbeitsschritt liegt die Annahme zu Grunde, dass historische Daten, die vorwiegend aus unterschiedlichen schriftlichen Quellen und nicht aus einer konsistenten Fischdatenerhebung stammen, einerseits lückenhaft sind, andererseits fehlerhaft sein können. Die Datenlücken und potentiellen Fehler können mithilfe einer statistischen Modellierung analysiert und korrigiert werden. Die Modellierung erfolgte für 52 Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 500 km², da nur für diese Gewässer die abiotischen Faktoren als Datengrundlage zur Verfügung standen (ohne Donau).

2. Datenset

2.1. Strecken mit Vorkommen der Arten

Im Rahmen des Projektes wurden historische Daten zur Verbreitung von Nase, Barbe und Huchen erhoben, wie in Kap. 4.2. des Berichts beschrieben. Weiters standen Daten zur aktuellen Verbreitung der drei Fischarten zur Verfügung, die in den Datensatz integriert wurden. Die historischen und aktuellen Verbreitungsinformationen wurden auf homogene Gewässerstrecken übertragen, wobei die Abgrenzung der einzelnen Abschnitte aus dem Projekt „Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte“ (Muhar et al., 1998) übernommen wurde. Die Homogenität der Strecken bezieht sich somit auf den morphologischen Gewässertyp, die hydrologischen Verhältnisse und aktuelle Eingriffe. Aus der Studie von Muhar et al. (1998) wurden auch die streckenspezifischen abiotischen Variablen übernommen (s. u.). Die jeweilige Anzahl der Abschnitte und die Gesamtstreckenlängen sind in Tab. 1 dargestellt. Die Anzahl der Strecken bzw. Gewässerlängen in den Spalten „Gesamt“ (Anzahl und Länge) ergibt sich aus dem historischen Vorkommen ergänzt mit aktuellem Vorkommen.

Tabelle 1: Datenset für die Modellierung der potentiellen Verbreitung der potamodromen Fischarten Nase, Barbe, Huchen

Fischart	Anzahl Strecken			Gesamtlänge in km		
	historisch	aktuell	gesamt	historisch	aktuell	gesamt
Barbe	122	80	174	1596,6	919,2	2005,9
Nase	77	63	118	1117,8	830,3	1494,6
Huchen	165	38	166	1745,8	568,7	1756,2

Die Donau wurde nach einem ersten Durchgang aus der Modellierung entfernt, da auf Grund der im Vergleich mit den anderen Gewässern wesentlich größeren Dimension das Modell zu stark beeinflusst wurde. Für den Huchen wurden auf Grund des endemischen Vorkommens im Donaueinzugsgebiet die Gewässer des Rhein- und Elbeeinzugsgebiets aus dem Datensatz entfernt. Zudem blieben das Raab- und Leithaeinzugsgebiet unberücksichtigt, da die historischen Quellen vom Fehlen dieser Fischarten ausgehen bzw. maximal auf ein sporadisches Vorkommen hinweisen; vgl. Koller, 1907; Holcik, 1990).

2.2. Auswahl der Strecken ohne Vorkommen

Aktuelle Erhebungen zur Fischfauna eines Gewässers bzw. eines Abschnittes finden im Zuge von systematischen Befischungen statt. Auf Grund der Ergebnisse der Freilandaufnahmen kann sowohl das Vorkommen als auch das Nichtvorkommen einer Art an einem Standort verlässlich beschrieben werden. Historische Daten zur Verbreitung von Tier- oder Pflanzenarten beziehen sich dagegen fast ausschließlich auf das Vorkommen von Arten, während Hinweise auf das Nichtvorkommen fehlen. Erfasst man nun die Verbreitung einer Art innerhalb eines bestimmten Gewässersystems anhand von historischen Quellen, so ist davon auszugehen, dass die Gewässer bzw. Gewässerabschnitte ohne Hinweise sich sowohl aus Strecken mit tatsächlichem Vorkommen als auch aus Strecken ohne früherem Vorkommen zusammen setzen. Die Problematik lässt sich anhand der historischen Verbreitungskarten in Kap. 4.2. anschaulich erklären: Abbildung 10 des Berichts zeigt z.B. in der Verbreitungskarte der Barbe erhebliche Lücken in der Enns, aber auch in der Pielach oder im Kamp. Für alle drei Fließgewässer ist anzunehmen, dass die Verbreitung größer war, als in den verwendeten historischen Quellen beschrieben.

Vor diesem Hintergrund ist die Modellierung des historischen Vorkommens einer Fischart wesentlich komplexer als jene der aktuellen Verbreitung. Für zahlreiche Modellverfahren, unter anderem auch für das hier gewählte der Answer-Tree-Methode, ist die Festlegung von Strecken mit Nichtvorkommen eine Grundvoraussetzung. Die Definition der Strecken ohne Vorkommen einer bestimmten Art wurde folgendermaßen vorgenommen: Alle jene Strecken, die innerhalb eines Gewässers flussauf des höchsten historischen oder aktuellen Vorkommens einer Art lagen, wurden für die betreffende Art als Nichtvorkommensstrecken ausgewiesen. Jene Strecken, die sich zwischen zwei Abschnitten mit belegtem historischem oder aktuellem Vorkommen für eine Art befanden, wurden für die betreffende Art aus dem Modellierungsdatensatz entfernt. Weiters wurden jene Flüsse entfernt, für die weder historische noch aktuelle Nachweise vorhanden waren. Die Strecken des Nichtvorkommens stellen somit vor allem die Oberläufe der berücksichtigten Flüsse dar.

2.3. Abiotische Variablen

Die abiotischen Variablen wurden ebenso wie die Streckenabgrenzung von Muhar et al. (1998) entnommen. Die 52 Fließgewässer wurden dabei anhand von morphologischen Merkmalen in 825 homogene Abschnitte unterteilt. Für diese 825 Abschnitte standen die folgenden Variablen zur Verfügung:

- Flussordnungszahl
- Mittl. Augustlufttemperatur
- Gefälle innerhalb des Abschnittes
- Seehöhe
- Potentieller Mittelwasserabfluss
- Einzugsgebietsgröße

3. Methodik - Modellierung

Dem Konzept des Data Minings entsprechend, wurden in dieser Arbeit unterschiedliche Modellierungsmethoden getestet. Zur Auswahl standen unter anderem die lineare Regression, binär logistische Regression, verschiedene Clusterverfahren und zwei AnswerTree Verfahren, die schließlich ausgewählt wurden.

AnswerTree-Ansätze unterstützen im Wesentlichen drei attraktive Algorithmen (CHAID, QUEST, CRT) zum Aufbau von baumartig strukturierten Klassifikationssystemen aufgrund einer Entwicklungsstichprobe, die später auf neue Fälle angewendet werden können. Wesentlich ist bei diesen explorativen Analysemethoden die Suche nach Gruppen (hist. Vorkommen – ja/nein), definiert durch Ausprägungskombinationen der beteiligten Prädiktorvariablen (Flussordnungszahl, Temperatur, Gefälle, usw.), die bezüglich eines vorgegebenen Kriteriums intern möglichst homogen und untereinander möglichst verschieden sind. Diese Optimalitätseigenschaft bezüglich eines Kriteriums unterscheidet die AnswerTree-Segmente z.B. von den Ergebnissen einer Clusteranalyse. Mit diesem Werkzeug können bislang unbekannte Strukturen in komplexen Datensätzen aufgedeckt und transparente Klassifikationsregeln erstellt werden (Baltes-Görtz 2004).

Schlussendlich wurde aufgrund der besten Ergebnisse, d.h. aufgrund des höchsten Gesamterklärungswertes die AnswerTree CRT Methode ausgewählt. Zusätzlich wurden die Ergebnisse in GIS Karten auf ihre Plausibilität überprüft. Auch hierbei erbrachte die CRT Methode die besten Resultate.

Die Aufbaumethode CRT steht für Classification and Regression-Trees, Klassifikations- und Regressionsbäume, und eignet sich besonders für binäre Algorithmen (z.B. hist. Vorkommen ja/nein). In einem rekursiven Prozess teilt CRT die Daten in Hinblick auf die abhängige Variable in jeweils zwei möglichst homogene Gruppen. Da ein und dieselbe Prädiktorvariable mehrmals auf unterschiedlichen Ebenen im Baum verwendet werden kann, entstehen tendenziell Bäume mit vielen Stufen, so dass die Überschaubarkeit darunter leidet. Werden mehrere aufeinander folgende Stufen mit ein und derselben Variable getrennt, so erweist sich die Präsentation der Resultate als ungünstig. Da Variablen, die mehrere Trennungen liefern können, aufgrund des rekursiven Prozesses tendenziell häufiger ausgewählt werden, entsteht darüber hinaus der falsche Eindruck, dass es sich bei diesen um bedeutsamere Prädiktoren handelt.

Alle Analysen wurden mit SPSS 15.0 durchgeführt.

4. Ergebnisse

Für die nachfolgend beschriebenen Modellierungsergebnisse muss einleitend bemerkt werden, dass Modelle auf großräumiger Ebene betrachtet ab einem Erklärungswert von 60 % als sehr gut beurteilt werden können. Trotzdem kann die Vorhersage einer bestimmten Art für eine konkrete Einzelstrecke aus ökologischer Sicht nicht plausibel sein. Dies hängt vor allem von den ausgewählten bzw. für die Modellierung zur Verfügung stehenden abiotischen Variablen ab. Im gegenständlichen Fall wird das unter anderem beim Huchen augenfällig, dessen potentiell Vorkommen z.B. in Zubringern der March (Russbach, Zaya) ausgewiesen wird (s. Abb. hinten). Dies geschieht auf Grund der im Modell gewählten Variablen Einzugsgebietsgröße, Flussordnungszahlen, Gefälle und mittlere Augustlufttemperatur, die für den Huchen in Russbach und Zaya prinzipiell geeignet wären. Tatsächlich handelt es sich hier aber um potamale Gewässer, in denen das Vorkommen des Huchens auf Grund der höheren Sommerwassertemperaturen äußerst unwahrscheinlich ist. Da die Wassertemperatur allerdings keine Eingangsgröße für das Modell war, erfolgte keine Anpassung anhand dieser Variable.

4.1. Korrelation der abiotischen Variablen

Alle Korrelation nach Pearson sind auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant (Tab. 2). Eine wirklich hohe Korrelation zeigt sich, wie zu erwarten war, zwischen Seehöhe und mittlerer Augusttemperatur. Auch das Gefälle ist mit den beiden mäßig korreliert. Ebenso

mäßig korreliert sind jene Parameter, die die Gewässerdimension ausdrücken wie FLOZ, Durchfluss und Einzugsgebietsgröße.

Tab. 2: Korrelationen der abiotische Variablen.

	FLOZ	Mittl. Augusttemp.	Gefälle	Seehöhe	Durchfluss pot.	Einzugsgebietsgr.
FLOZ	1	0,382	-0,368	-0,323	0,536	0,562
Mittl. Augusttemp.	0,382	1	-0,552	-0,935	0,16	0,239
Gefälle	-0,368	-0,552	1	0,604	-0,151	-0,165
Seehöhe	-0,323	-0,935	0,604	1	-0,144	-0,221
Durchfluss pot.	0,536	0,16	-0,151	-0,144	1	0,784
Einzugsgebietsgr.	0,562	0,239	-0,165	-0,221	0,784	1

4.2. Ergebnisse Barbe

Für das Modell der Barbe waren die Variablen Einzugsgebietsgröße, Gefälle, mittlere Augustlufttemperatur und Flussordnungszahl am aussagekräftigsten

Das Gesamtmodell hat einen Erklärungswert von 89,9 % (s. Abbildung 1). Im Fall der Barbe ist die Erklärung des Vorkommens mit 95,7 % besser als jenes des Nichtvorkommens mit 82,23 %. Von den insgesamt 2017 km, die als Strecken mit Vorkommen in das Modell eingingen, wurden 86 km als nicht für Barben geeignet ausgewiesen. Von den Strecken mit Nichtvorkommen wurden insgesamt 271 km als Strecken mit potentiell Vorkommen umgruppiert. Vor dem Hintergrund, dass – wie eingangs bemerkt – historische Vorkommensdaten meist unvollständig sind, ist ein geringerer Erklärungswert durchaus zu erwarten. Zudem ist darauf hinzuweisen, dass auch für das aktuelle Vorkommen Daten nur aus einem Teil der Gewässer vorliegen.

Klassifikation	Beobachtet		Vorhergesagt		Prozent korrekt
	0	1	0	1	
Vorkommen	0	1254	271	82,23	
	1	86	1931	95,74	
Gesamtprozentsatz		37,83	62,17	89,92	

Aufbaumethode: CRT

Abhängige Variable: Barbe

Abbildung 1: Modell der Barbe

Anhand des Klassifizierungsdiagramms (s. Abb. 2) erfolgt eine Trennung im Hinblick auf das Einzugsgebiet bei ca. 740 km². In den Gewässern mit einem größeren Einzugsgebiet steigt die Eignung als Habitat für die Barbe, wenn die Seehöhe unter 870 m liegt. In den Gewässern mit einem Einzugsgebiet unter 740 km² ist das Barbenvorkommen dann am wahrscheinlichsten, wenn die mittlere Augustlufttemperatur über 17,6 °C liegt. Ungeeignet für die Barbe sind entsprechend dem Modell auch jene Gewässerabschnitte, die ein Einzugsgebiet größer als ca. 740 km² und gleichzeitig eine Seehöhe über 870 m besitzen.

Basierend auf dem Modell wurde nun für alle 52 Gewässer das potentielle Vorkommen berechnet (s. Abbildung 10 hinten).

Strecken, wo Barben historisch oder aktuell zwar beobachtet wurden, die aber durch das Modell als wenig geeignet für die Barbe ausgewiesen sind, befinden sich in Ager, Bregenzer Ache, Große Mühl, Kainach, Kamp, Lafnitz, Pielach, Mur, Salza und Thaya (s. Tabelle 3). Alle diese Strecken weisen Einzugsgebietsgrößen unter 710 km² auf und zusätzlich mittlere

Augustlufttemperaturen unter 17,6 ° C auf. Ein Großteil dieser ausgeschiedenen Nachweise („false absence“) erfolgt für aktuelle Nachweise der Barbe. Historische Vorkommen liegen in der Salza. Die Angaben für das Vorkommen der Barbe in der Salza bis ca. Fachwerk (Hampel, 1882) erscheinen nicht vollkommen unglaubwürdig, sodass von der Verbreitung durchaus tatsächlich auszugehen ist.

Gleichzeitig werden Strecken in insgesamt 14 Fließgewässern als für Barben geeignet ausgewiesen, wo es weder historische noch aktuelle Nachweise gibt (blaue Markierung in Tab. 3 hinten). In den meisten davon liegen für Abschnitte knapp flussauf oder flussab historische oder aktuelle Informationen vor. Die modellierte potentielle Verbreitung bringt hier somit vor allem eine Erweiterung der beobachteten Verbreitung und es kann eine potentielle Ergänzung des Vorkommens erfolgen, die aus ökologischer Sicht plausibel erscheint. Bei einer Verwendung der Ergebnisse in der Praxis ist allerdings eine Überprüfung von Einzelfällen sowie entsprechende Korrekturen vorzunehmen.

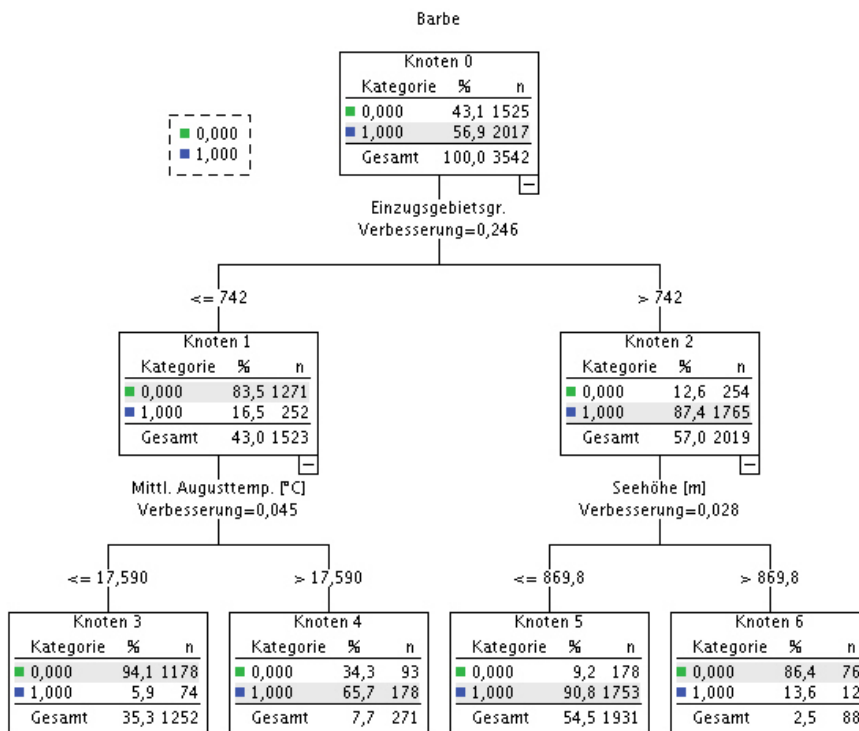


Abbildung 2: Klassifizierungsdiagramm der Barbe – das Diagramm zeigt die Auftrennung des Barbenvorkommens anhand abiotischer Variablen sowie die entsprechenden Grenzwerte für die Auftrennung;

4.3. Ergebnisse Nase

Das Modell der Nase hat mit 90,2 % einen ähnlich hohen Gesamterklärungswert wie jenes der Barbe. Die Kapazität, das Vorkommen vorherzusagen liegt bei 91,3 %, während die Kapazität für das nicht Vorkommen bei 88,9 % liegt.

Klassifikation	Beobachtet	Vorhergesagt		Prozent korrekt
		0	1	
Vorkommen	0	1165	146	88,86
	1	130	1370	91,33
Gesamtprozentsatz		46,07	53,93	90,18

Aufbaumethode: CRT

Abhängige Variable: Nase

Abbildung 3: Modell der Nase

Das Klassifizierungsdiagramm in Abbildung 4 zeigt, dass für das Vorkommen der Nase das Gefälle eine wesentliche Einflussgröße darstellt. Eine erste Trennung des Datensatzes erfolgt bei einem Wert von 2,4 ‰: In Gewässern mit einem höheren Gefälle steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Nasen vorkommen zudem, wenn der Abfluss größer als 42 m³/s ist. Gewässer mit einem Gefälle unter 2,4 ‰ und einer mittleren Augustlufttemperatur unter ca. 16 °C sind entsprechend dem Modell am wenigsten für Nasen geeignet. Die Eignung steigt für Gewässer, deren Gefälle zwar ebenso unter 2,4‰ liegt, die aber Augustlufttemperaturen über 16 °C aufweisen.

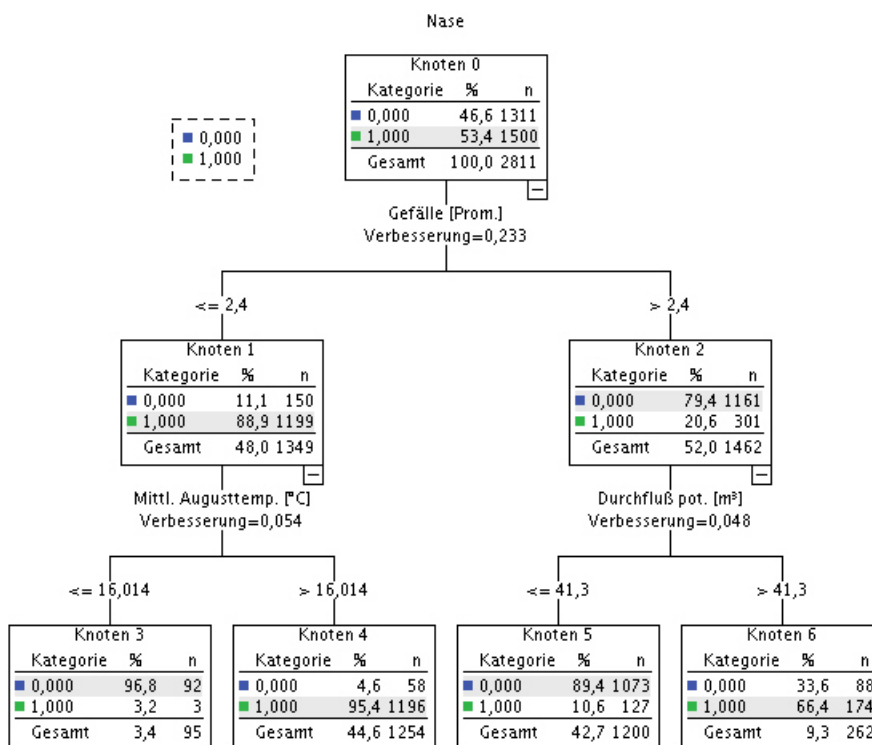


Abbildung 4: Klassifizierungsdiagramm der Nase

Basierend auf dem Modell wurde für alle 52 berücksichtigten Gewässer das potentielle Vorkommen der Nase ermittelt (s. Abbildung 11 hinten).

In den Gewässern, wo historisch oder aktuell Nasen beobachtet wurden, weist das Modell insgesamt 17 Strecken in 11 Gewässern als nicht für diese Fischart geeignet aus. Einzelne Segmente fallen z.B. an der Mauer aus der Verbreitung, wobei das im Fall der oberen Mauer

durchaus plausibel ist (die historischen Angaben von Kollmann (1898) erscheinen nicht glaubwürdig). Weitere Strecken liegen an der Bregenzer Ache, Erlauf, Feistritz, Gail, Glan, Kamp, Lafnitz, Mährischer Thaya, Mur, Pielach und Pinka. Alle diese Abschnitte haben ein Gefälle über 2,4 ‰ und gleichzeitig einen potentiellen mittleren Abfluss von weniger als 42 m³/s (s. Abb. 4).

Bei den vom Modell als für Nasen geeignet ausgewiesenen Gewässern bzw. Abschnitten für die es weder ein historisches noch ein aktuell beobachtetes Vorkommen gibt, handelt es sich Großteils um potamale Mittel- oder Unterläufe, z.B. von Erlauf, Feistritz, Inn, Kainach, Leitha, Möll, Steyr, Sulm und Ybbs.

4.4. Ergebnisse Huchen

Auch das Modell des Huchens weist mit 86,3 % einen relativ hohen Gesamterklärungswert auf, obwohl er von den drei untersuchten Fischarten der niedrigste ist. Das ist vor allem auf den geringen Teilerklärungswert für das Nichtvorkommen zurückzuführen (74,1 %). Die Eignung, das Vorkommen vorherzusagen liegt bei 94,5 %.

Klassifikation	Beobachtet		Vorhergesagt		Prozent korrekt
	0	1	0	1	
Vorkommen	0	1026	0	359	74,08
	1	73	1693		95,87
Gesamtprozentsatz			34,88	65,12	86,29

Aufbaumethode: CRT

Abhängige Variable: Huchen

Abbildung 5: Modell des Huchens

Das Klassifizierungsdiagramm weist für den Huchen – ebenso wie für die Barbe – die Einzugsgebietsgröße als wesentliche Variable aus (s. Abbildung 9). Die Grenze liegt bei ca. 720 km². Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens ist am höchsten, wenn gleichzeitig der potentielle Mittelwasserabfluss über 11 m³/s liegt. Am wenigsten geeignet sind Gewässerabschnitte für den Huchen wenn neben einer Einzugsgebietsgröße von 720 m³/s die mittlere Augustlufttemperatur über 17 ° C liegt.

Tabellen 3-5: Vergleich der Eingangsdaten für das Modell und Modellergebnisse (Anzahl der Abschnitte). Die blau markierten Zellen zeigen die Abschnitte mit vorhergesagtem aber ohne beobachtetem Vorkommen (historisch oder aktuell); hellrot markierte Zellen zeigen Abschnitte mit historischen oder aktuellen Beobachtungen aber ohne vorhergesagtem. Tabelle 3 unten zeigt die Ergebnisse für die Barbe.

FLUSSNAME	Modell Barbe	Barbe historisch/aktuell (Anzahl)	
		kein Vork.	Vorkommen
March	Vorkommen		2
Ager	kein Vork. Vorkommen		3 2
Bregenzer Ache	kein Vork. Vorkommen	11	1 3
Drau	kein Vork. Vorkommen	4	10
Enns	kein Vork. Vorkommen	5 3	5
Erlauf	kein Vork. Vorkommen	16 4	2
Feistritz	kein Vork. Vorkommen	21 4	1
Fischa	Vorkommen	2	1
Gail	kein Vork. Vorkommen	10 4	1
Glan	kein Vork. Vorkommen	5	3
Große Mühl	kein Vork.	17	1
Gurk	kein Vork. Vorkommen	21 1	8
Inn	kein Vork. Vorkommen	3 4	6
Kainach	kein Vork. Vorkommen	2	1 4
Kamp	kein Vork. Vorkommen	21	1 5
Lafnitz	kein Vork. Vorkommen	4	1 9
Lavant	kein Vork. Vorkommen	8 1	2
Lech	kein Vork. Vorkommen	12	1
Leitha	Vorkommen	5	3
Lieser	kein Vork. Vorkommen	7 2	1
Mähr. Thaya	kein Vork.	4	1
Möll	kein Vork. Vorkommen	13 4	2
Mur	kein Vork. Vorkommen	8	2 19
Pielach	kein Vork. Vorkommen	6	2 8
Pinka	kein Vork. Vorkommen	6 4	7
Raab	kein Vork. Vorkommen	4	2
Rabnitz	kein Vork. Vorkommen	3 3	2
Rhein	Vorkommen		2
Rußbach	Vorkommen	4	2
Saalach	kein Vork. Vorkommen	9	2
Salza	kein Vork. Vorkommen	11	1 2
Salzach	kein Vork. Vorkommen	3	14
Sulm	Vorkommen		2
Thaya	kein Vork. Vorkommen	12	1 5
Traisen	kein Vork. Vorkommen	6	2
Traun	kein Vork. Vorkommen	6 3	10
Ybbs	kein Vork. Vorkommen	9	9

Tabelle 4: Vergleich beobachtetes und vorhergesagtes Vorkommen der Nase

FLUSSNAME	Nase Modell	Nase historisch/aktuell (Anzahl Strecken)	
		nicht Vork.	Vorkommen
Ager	nicht Vork. Vorkommen	4	1
Bregenzer Ache	nicht Vork. Vorkommen	11	1 3
Drau	nicht Vork. Vorkommen	4	10
Enns	nicht Vork. Vorkommen	8	4
Erlauf	nicht Vork. Vorkommen	19 1	1 1
Feistritz	nicht Vork. Vorkommen	24 1	1
Gail	nicht Vork. Vorkommen	9	1 5
Glan	nicht Vork. Vorkommen		1 1
Inn	nicht Vork. Vorkommen	1 8	4
Kainach	nicht Vork. Vorkommen	3 3	1
Kamp	nicht Vork. Vorkommen	21	1 1
Lafnitz	nicht Vork. Vorkommen	4	1 7
Lavant	nicht Vork. Vorkommen	9	1
Leitha	nicht Vork. Vorkommen	3 2	2
Mähr.Thaya	nicht Vork.	4	1
Möll	nicht Vork.	17	2
Mur	nicht Vork. Vorkommen		4 10
Pielach	nicht Vork. Vorkommen	11	4 4
Pinka	nicht Vork. Vorkommen	10	1 6
Raab	nicht Vork. Vorkommen	5	1
Rabnitz	nicht Vork. Vorkommen	7	1
Rhein	Vorkommen		2
Rußbach	nicht Vork. Vorkommen	4	2
Salzach	nicht Vork. Vorkommen	4	13
Steyr	nicht Vork. Vorkommen	20 1	1
Sulm	Vorkommen	2	2
Thaya	nicht Vork. Vorkommen	12	4
Traisen	nicht Vork. Vorkommen	7	1
Traun	nicht Vork. Vorkommen	9	10
Ybbs	nicht Vork. Vorkommen	15 2	1

Tabelle 5: Vergleich beobachtetes und vorhergesagtes Vorkommen des Huchens

FLUSSNAME	Huchen Modell	Huchen historisch/aktuell (Anzahl Strecken)	
		nicht Vork.	Vorkommen
March	Vorkommen	2	1
Ager	nicht Vork.		2
	Vorkommen		3
Drau	nicht Vork.	4	
	Vorkommen		10
Enns	nicht Vork.	4	
	Vorkommen		19
Erlauf	nicht Vork.	11	
	Vorkommen	10	1
Gail	nicht Vork.	10	
	Vorkommen		5
Großache	nicht Vork.	9	
	Vorkommen		1
Große Mühl	nicht Vork.	4	3
	Vorkommen		11
Gurk	nicht Vork.	12	9
	Vorkommen		11
Inn	Vorkommen	7	6
Isel	nicht Vork.	11	
	Vorkommen	4	1
Kainach	nicht Vork.	2	1
	Vorkommen		4
Kamp	nicht Vork.	30	
	Vorkommen	9	2
Lavant	nicht Vork.	9	
	Vorkommen		3
Möll	nicht Vork.	12	
	Vorkommen	6	1
Mur	nicht Vork.	5	
	Vorkommen	3	21
Mürz	nicht Vork.	10	
	Vorkommen		3
Pielach	nicht Vork.	7	
	Vorkommen		15
Salza	nicht Vork.	11	
	Vorkommen		3
Salzach	nicht Vork.	3	
	Vorkommen	1	13
Schwechat	nicht Vork.	7	1
	Vorkommen	6	
Steyr	nicht Vork.	13	
	Vorkommen	8	1
Sulm	Vorkommen		3
Thaya	nicht Vork.	34	
	Vorkommen	4	
Traisen	nicht Vork.	4	1
	Vorkommen		1
Traun	nicht Vork.	5	
	Vorkommen	4	10
Ybbs	nicht Vork.	9	
	Vorkommen		9

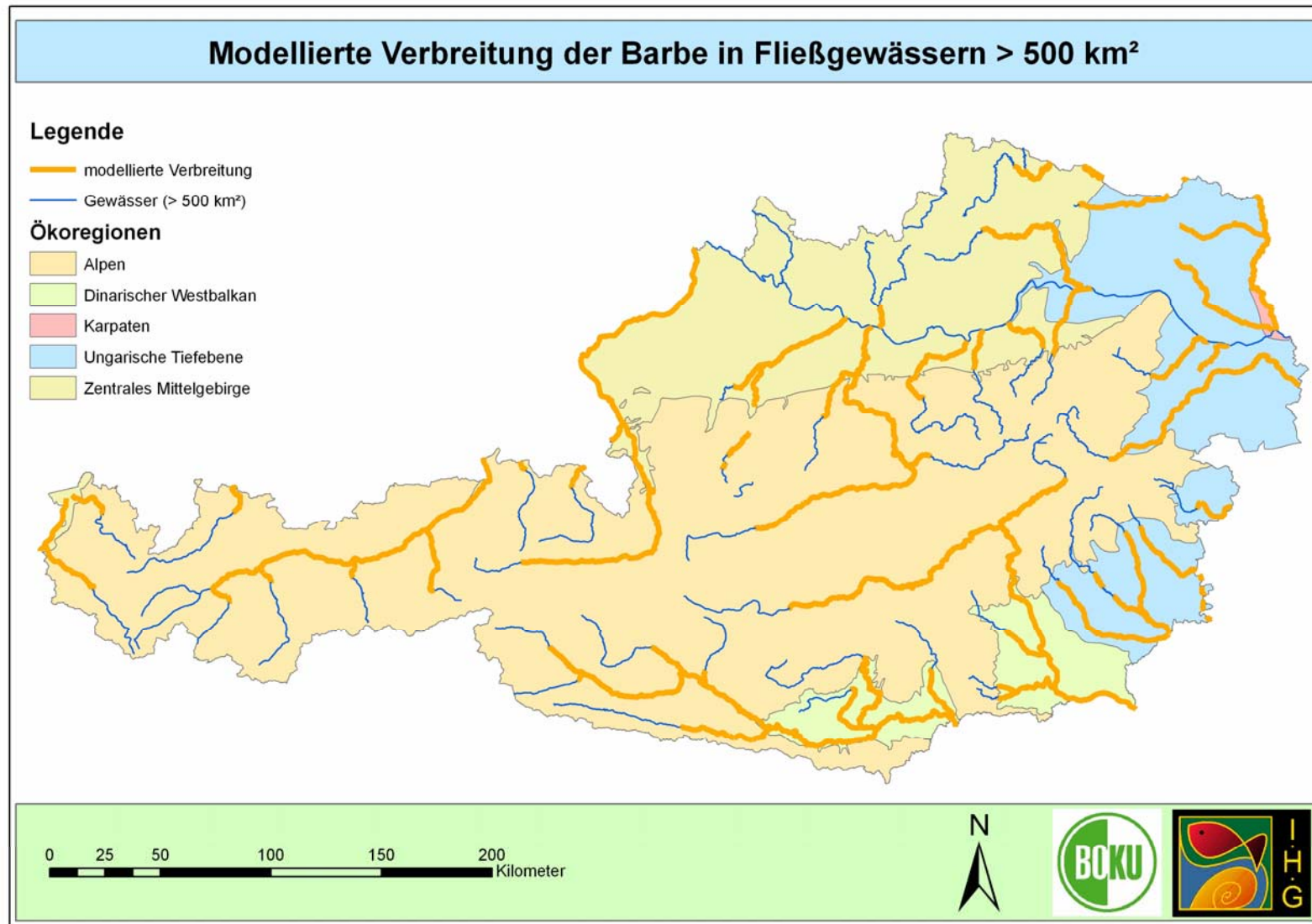


Abbildung 7: Potentielle Verbreitung der Barbe im Vergleich mit den Ausgangsdaten (historische und aktuelle Verbreitung)

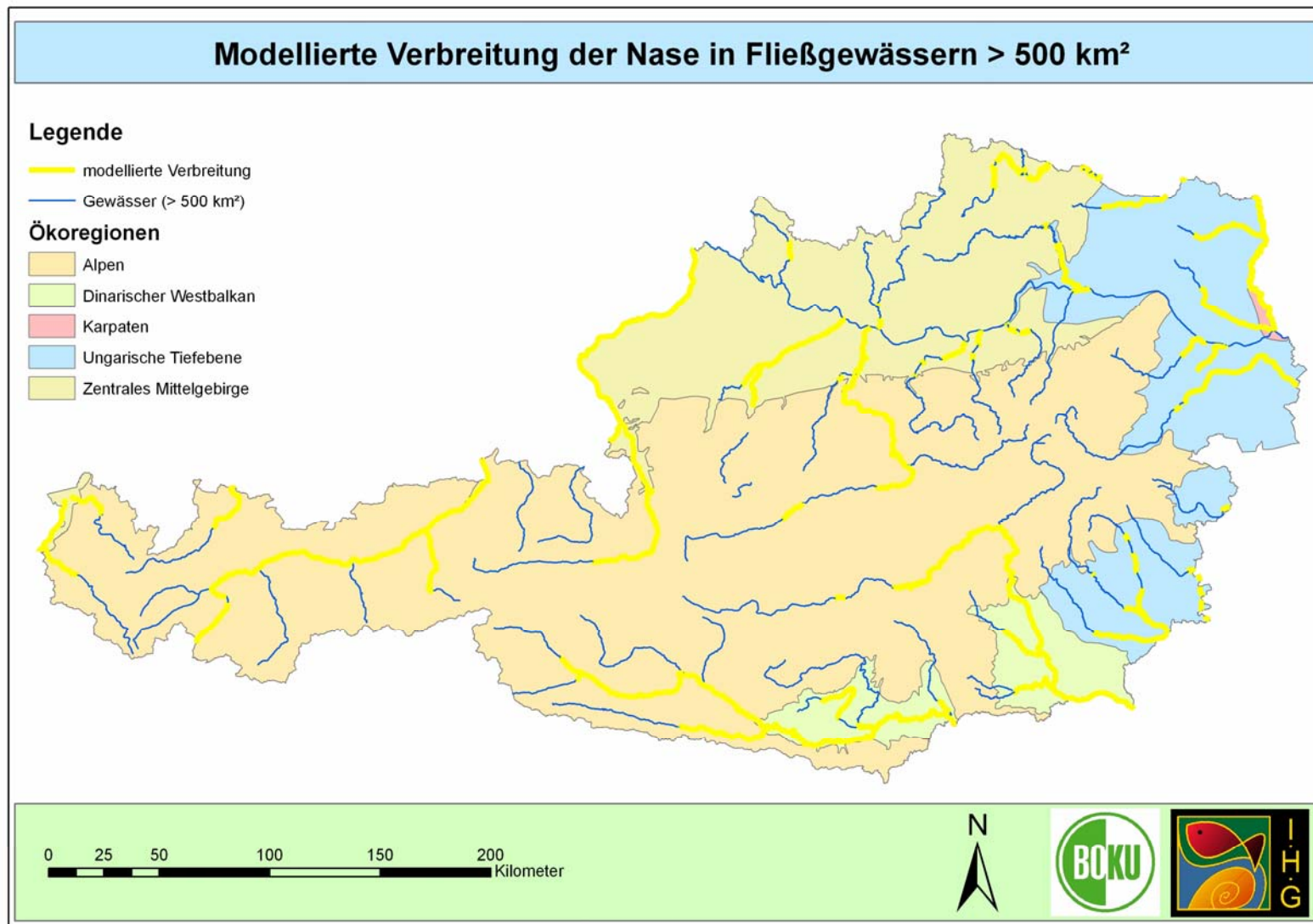


Abbildung 8: Potentielle Verbreitung der Nase im Vergleich mit den Ausgangsdaten (historische und aktuelle Verbreitung)

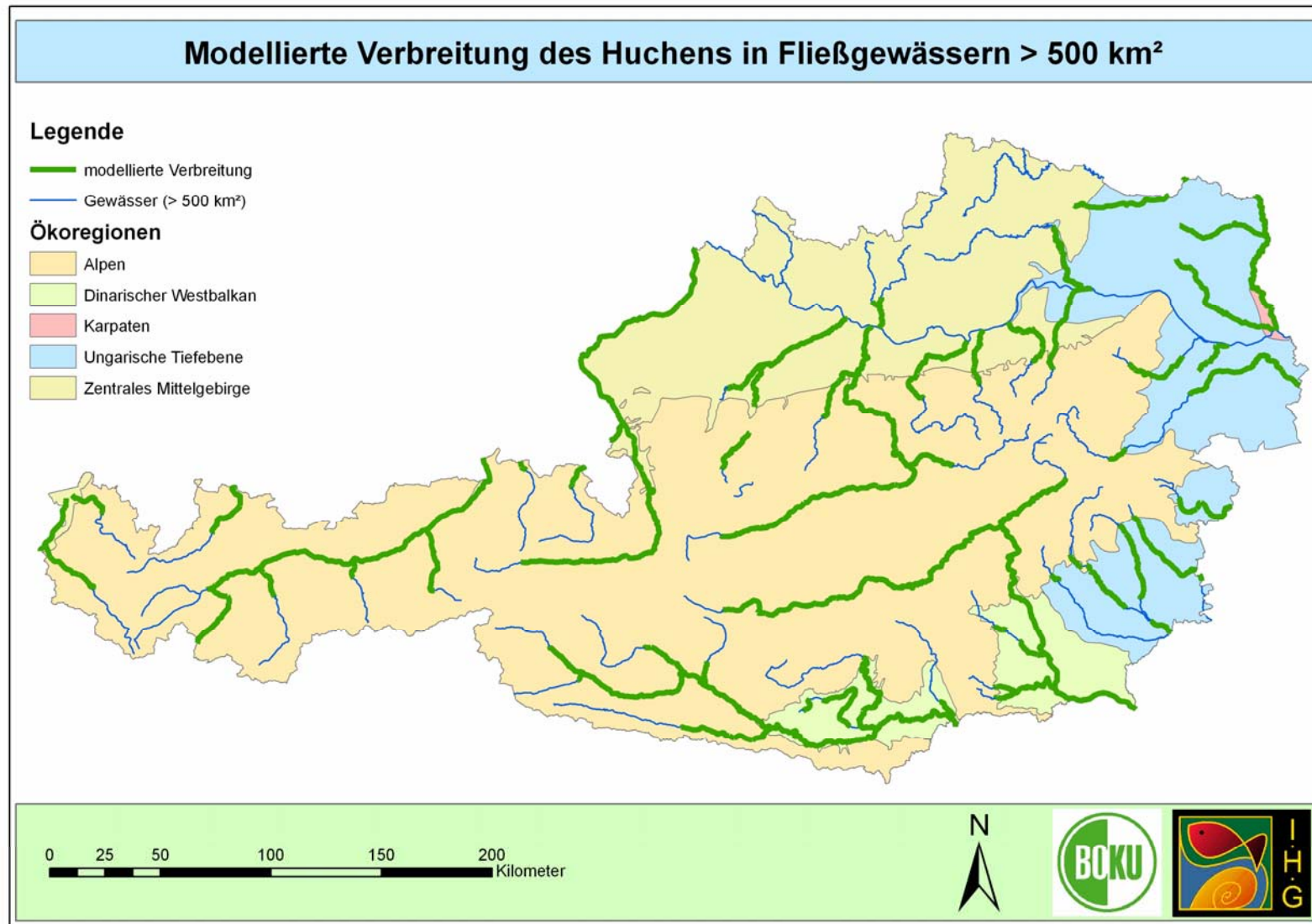


Abbildung 9: Potentielle Verbreitung des Huchens im Vergleich mit den Ausgangsdaten (historische und aktuelle Verbreitung)