

FORUM UMWELTECHNIK UND WASSERBAU
BAND 33

Heidi Kammerlander

**Untersuchung und Optimierung eines
Fischschutz- und Fischleitsystems für den
Einsatz an Laufwasserkraftanlagen**

innsbruck university press

SERIES

Forum Umwelttechnik und Wasserbau: vol. 33

Series Editors: Markus Aufleger, Anke Bockreis, Wolfgang Rauch

Heidi Kammerlander

**Untersuchung und Optimierung eines
Fischschutz- und Fischleitsystems für den
Einsatz an Laufwasserkraftanlagen**

Heidi Kammerlander (bis 2019 Böttcher)

Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau

Dissertation, Fakultät für Technische Wissenschaften, Universität Innsbruck

Betreuer / Erstbegutachter:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Markus Aufleger

Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau, Universität Innsbruck

Zweitbegutachter:

Univ.-Prof. Dr. Robert Boes

Bau, Umwelt und Geomatik, Versuchsanstalt für Wasserbau,

Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich, Departement

Die Dissertation wurde im Juni 2020 an der Fakultät für Technische Wissenschaften der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck eingereicht. Die vorliegende Buchversion unterscheidet sich von der Originalarbeit im Format und geringfügig auch im Text. Alle inhaltlichen Änderungen sind entsprechend ausgewiesen.

Diese Publikation wurde mit finanzieller Unterstützung des Vizerektorats für Forschung der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck veröffentlicht.

© *innsbruck* university press, 2023

Universität Innsbruck

1. Auflage

Alle Rechte vorbehalten.

www.uibk.ac.at/iup

ISBN 978-3-99106-091-8

Danksagung

An vorderster Stelle gilt mein besonderer Dank meinem Betreuer Prof. Markus Aufleger. Er gab mir die Möglichkeit von Anfang an bei der Entwicklung des Seilrechens dabei zu sein: von der Durchführung erster Modellversuche bis zum Abschluss des Forschungsprojekts. Auch für den großen Freiraum, die kontinuierliche Betreuung und fachliche Unterstützung während des gesamten Forschungsprojekts und bei allen wissenschaftlichen Veröffentlichungen möchte ich mich bedanken. Ebenfalls möchte ich meinem zweiten Beurteiler, Prof. Robert Boes, ganz herzlich für die Begutachtung dieser Arbeit danken.

Vielen lieben Dank auch an Barbara Brinkmeier, die Meisterin der Organisation, die mich von Anfang an bei meiner Arbeit unterstützt hat und für Fragen und fachliche Diskussionen immer offen war. Ebenfalls möchte ich Roman Gabl danken, der mich u.a. bei der Messtechnik in der Glasrinne und bei der Veröffentlichung der hydraulischen Untersuchungen sehr unterstützt hat. Dem gesamten Laborteam und ganz besonders Gernot Erb, möchte ich für den Aufbau des Modellversuches und Hilfe bei der Messtechnik ebenfalls danken. In gleicher Weise möchte ich den Masterstudenten Sebastian Ritsch, Christian Gössel und Bernhard Mayrhofer für ihren großen Einsatz im Wasserbaulabor und ihre Gelassenheit danken.

Die Versuchszeiträume 2015 und 2016 an der HyTEC-Anlage in Lunz am See waren für das ganze Projektteam sehr intensiv und haben uns auch zusammengeschweißt. Mein großer Dank gilt hier vor allem den BOKU-Kollegen Bernhard Zeiringer, Maxim Grigull, Franz-Paul Horn und der Masterstudentin Franziska Tollinger für ihren Arbeitseinsatz rund um die Uhr und bei allen Wetterlagen (bei 35 bis -10°C) und für ihre fachliche und mentale Unterstützung.

Ein großes Dankeschön gilt auch Prof. Dr. Achim Zeileis für seine Hilfsbereitschaft und sehr zuverlässige Unterstützung während der Einreichung des Lunz-Papers. An dieser Stelle möchte ich auch Raphael Winkelmann für das Korrekturlesen des Papers danken.

Darüber hinaus danke ich Valli, die mir (als Fahranfängerin) stets vertrauensvoll ihr Auto für die Lunz-Einsätze zur Verfügung gestellt hat und mich in allen Phasen meiner Zeit in Innsbruck unterstützt hat. Lieben Dank auch an Diana für die kreativen Pausen mit Automaten-Kaffee im Innenhof und das freie Sofa, sowie an Mathilde für die Tipps mit R und die moralische Unterstützung.

Nicht zuletzt danke ich vor allem meiner Schwester Sabine, aber auch meinen Eltern und Freunden. Ganz besonders möchte ich meinem Mann Johannes danken, für die endlose Geduld beim Korrekturlesen und bei Formatierungsproblemen, das Einbringen neuer

Ideen und die Motivation in allen Stimmungslagen. Als letztes danke ich meinem Sohn Lorenz für seine Ablenkungsmanöver im Homeoffice mit Feuerwehrhelm und „Tatütata“.

Kurzfassung

Flusskraftwerke verzögern bzw. verhindern flussabwärts gerichtete Wanderungen von Fischen sofern keine entsprechenden Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg implementiert sind. Hinsichtlich der Umsetzung und Bemessung solcher Maßnahmen ist der Wissenstand im Gegensatz zu Fischaufstiegsanlagen wesentlich geringer. Insbesondere für mittlere und größere Wasserkraftanlagen gibt es bisher noch keine praxistauglichen und effizienten Lösungen für den technischen Fischschutz und Fischabstieg. Ebenso fehlen allgemeine Grundlagen zum Fischabstieg, beispielsweise zu den Wanderfischarten der jeweiligen Gewässerabschnitte, zum Verhalten von potamodromen und diadromen Fischen und fundiertes Wissen zur fischbiologischen Wirkungsweise von bisher bestehenden, technischen Maßnahmen.

Die gegenständliche Dissertation handelt von Untersuchungen zu einem innovativen Fischschutz- und Fischleiteinrichtung, dem sogenannten Seilrechen. Die Fische sollen dadurch vor einer Turbinenpassage geschützt und in Richtung eines Bypasses, der ins Unterwasser der Wasserkraftanlage führt, geleitet werden. Der Seilrechen besteht aus horizontal gespannten Stahlseilen, die in einem bestimmten, aus dem Fischschutz geforderten lichten Abstand angeordnet sind. Durch eine schräge Anordnung in Anströmrichtung, ähnlich wie bei Horizontal-Leitrechen-Systemen, wird ein zusätzlicher Leiteffekt zum direkt nachgeschalteten Bypass erzeugt. Durch die entsprechend langen Spannweiten und die kreiszylindrische Form der Seile ist der Seilrechen, im Vergleich zu Horizontalrechen mit Abstandhalter und Stützträger, sehr schwingungsanfällig. Diese strömungsinduzierten Schwingungen könnten einen zusätzlichen verhaltensbeeinflussenden Effekt bei Fischen erzeugen und eine Vermeidungsreaktion auslösen. Die flexible Struktur des Seilrechens ermöglicht zudem ein vergleichsweise einfaches Verfahren zur Rechenreinigung. Treibholz und andere Schwimmstoffe werden mobilisiert, indem die Stahlseile einzeln oder gruppenweise entspannt werden. Ab einem bestimmten, höheren Durchfluss, ab dem der Turbinenbetrieb eingestellt ist, werden alle Seile auf der Sohle abgelegt, sodass der gesamte Fließquerschnitt für den Transport von Wasser, Geschwemmsel und Sediment durchgängig ist. Dabei ist der Seilrechen nur zum Fischschutz und nicht zum Turbinenschutz vorgesehen. Im Unterwasser ist somit bei konventionellen (nicht überströmten) Wasserkraftanlagen ein zusätzlicher Turbinenschutzrechen mit Rechenreinigung erforderlich. Bei Revitalisierungsprojekten an bestehenden Anlagen ist dieser in der Regel bereits vorhanden und kann weiter genutzt werden.

Die Dissertation befasst sich mit zwei Themengebieten zum Seilrechen, die beide im Rahmen von (etho-)hydraulischen Versuchen untersucht wurden:

1. das Fischverhalten am Seilrechen bzw. dessen Fischschutz- und Fischleitwirkung unter Variation bestimmter geometrischer und hydraulischer Parameter (Teil 1) und
2. die hydraulischen Verluste am Seilrechen in Abhängigkeit geometrischer und hydraulischer Parameter sowie der Effekt von Seilschwingungen (Teil 2).

Die fischbiologische Wirkung des Seilrechens (Teil 1) wurde an einem ethohydraulischen Ausschnittsmodell im Maßstab 1:1 an der HyTEC-Versuchsanlage in Lunz am See an den Fischarten: Aitel, Äsche, Bach- und Regenbogenforelle untersucht. Die Untersuchungen der hydraulischen Verluste am Seilrechen wurde an einem physikalischen Modellversuch im Maßstab 1:2 (Ausschnittsmodell) im Wasserbaulabor der Universität Innsbruck durchgeführt.

Abstract

Hydropower plants delay or even hinder downstream fish migration in river systems without any solutions for fish protection and downstream passage. In contrast to upstream passage fishways, the development and dimensioning of efficient downstream passage fishways for native, potamodromous species are still a great challenge due to a lack of knowledge. This particularly concerns applications at medium and large scale hydropower plants, where the commonly recommended technical solutions like physical barriers (guidance screens with horizontal or vertical bars) are not practicable due to operational issues. Further, there is still a lack of research about downstream passage behavior in general and the biological efficiency of fish protection and guidance structures, particularly of the dominant fish species in Austrian river regions.

This Ph.D. thesis deals about an innovative fish protection and guidance system, the Flexible Fish Fence. It protects fish from turbine passage and guides them to a fish way (bypass) that is connected with the tail water of the hydropower plant. The Flexible Fish Fence is a guidance screen with horizontal arranged steel cables in a defined clear space (≤ 20 mm), which is installed in a slight exposition angle to the side. Similar to the function of guidance screens with horizontal bars (angled horizontal trash racks), fish are guided at the Flexible Fish Fence to the downstream end of the barrier, where a bypass is directly located. The concept is especially designed for the application at medium and large scale hydropower plants, with possible cable lengths up to 100 m. Due to the flexible structure without transversal supporting elements and a circular bar shape, the Flexible Fish Fence is very vulnerable to flow-induced vibrations. These cable vibrations are expected to trigger an additional avoidance behavior at fish. Another special feature that is integrated in the technical concept, is the cleaning process from floating matter: Local cloggings due to driftwood and leaves are mobilized by releasing individual cables or cable clusters. At higher discharges along with high transport rates of floating matter, when turbines operation is stopped, all cables are released to the river bed. Thus, the entire cross section is available for discharge, floating matter and sediment and the risk of driftwood jams is mitigated. At conventional (not overflowed) hydropower plants, an additional, coarser screen with an integrated cleaning system must be installed in front of the turbines for turbine protection. Moreover, the Flexible Fish Fence is a simple opportunity of retrofitting a fish protection and guidance system at existing hydropower plants, where the components for turbine protection can still be used.

This study covers two different topics, that were examined experimentally at the Flexible Fish Fence:

1. the downstream passage fish behavior under variation of geometrical and hydraulic parameters (Part 1) and

2. the head loss as a function of the same geometrical and hydraulic parameters and the effect of cable vibrations (Part 2).

The downstream passage behavior of the potamodromous species: chub, grayling, brown trout and rainbow trout at the Flexible Fish Fence (Part 1) was studied at an ecohydraulic section model on a scale of 1:1 at the outdoor "HyTEC" facility in Lunz, Austria. The experiments on head loss were carried out at a physical model on a scale of 1:2 at the hydraulic laboratory of the University of Innsbruck.

INHALTSVERZEICHNIS

VERZEICHNISSE	IX
Abbildungsverzeichnis (deutsch)	ix
Abbildungsverzeichnis (englisch).....	x
Tabellenverzeichnis (deutsch)	xii
Tabellenverzeichnis (englisch).....	xii
1 EINLEITUNG	1
1.1 Forschungsanlass.....	1
1.2 Konzept Seilrechen.....	3
1.3 Übersicht der Forschungsfragen und Zielsetzungen.....	7
1.4 Weitere Forschungsaktivitäten zum Seilrechen und Ausblick	10
1.5 Beitrag an den wissenschaftlichen Publikationen.....	11
2 METHODEN	13
2.1 Allgemeines	13
2.2 Physikalischer Modellversuch im Wasserbaulabor der Universität Innsbruck	13
2.3 Ethohydraulischer Versuch an der HyTEC-Anlage in Lunz am See.....	21
3 TEIL 1 – UNTERSUCHUNGEN ZUM FISCHSCHUTZ UND FISCHABSTIEG AM SEILRECHEN	35
3.1 Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich.....	35
3.2 Verhaltensuntersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen	49
3.3 Downstream passage behavior of potamodromous fishes at the fish protection and guidance system “Flexible Fish Fence”.....	63
4 TEIL 2 - HYDRAULISCHE VERLUSTE AM SEILRECHEN UND SCHRÄG GENEIGTEN HORIZONTALRECHEN.....	85
4.1 Experimental Hydraulic Investigation of Angled Fish Protection Systems - Comparison of Circular Bars and Cables.....	85
5 ZUSAMMENFASSUNG.....	111

5.1	Übersicht	111
5.2	Untersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen	112
5.3	Teil 2 - Hydraulische Verluste am Seilrechen und schräg geneigten Horizontalrechen	116
6	NOTATION	121
6.1	Symbole	121
6.2	Abkürzungen	122
7	LITERATUR	123

VERZEICHNISSE

Abbildungsverzeichnis (deutsch)

Abbildung 1.1: Prinzipskizze der Anordnung eines Seilrechens an einem Flusskraftwerk (Böttcher 2016a)	4
Abbildung 1.2: Prinzipskizze Rechenreinigung Seilrechen	5
Abbildung 1.3: Detailansicht der Spannvorrichtung. Links: Die Seile sind an vertikal angeordneten Zylinder montiert, werden über eine Umlenkrolle horizontal umgelenkt und durch einen zusätzlichen Führungsrahmen in Position gehalten. Rechts: Rückhalteeinheit mit fixer Seilbefestigung (Albatros 2016).....	7
Abbildung 2.1 Versuchsrinne im Wasserbaulabor der Universität Innsbruck (Plörer 2010)	14
Abbildung 2.2 Schematischer Aufbau der Versuchsrinne im Längenschnitt mit den Messpunkten der Ultraschallmesssensoren (US1-US8), der Differenzdruckmessung (p1 und p2) und des Stechpegels (SP) im lokalen Koordinatensystem; die Lage der Messpunkte ist in Tabelle 2.6 aufgelistet.....	15
Abbildung 2.3 Auflager in Seitenansicht (a), Horizontal-Leitrechen mit einem Seilabstand von 5 mm und einer Rechenneigung von $\alpha = 30^\circ$ in Draufsicht (b) und in Perspektive von oberstrom (c).....	16
Abbildung 2.4 Befestigung der Seile an der Spannvorrichtung (a), Kragarm mit Spannvorrichtung und Seilumlenkung (b) und Seilrechen mit Leitwerk fertig eingebaut in der Rinne (c).....	17
Abbildung 2.14 Strömungsgleichrichter im ersten Untersuchungsabschnitt (Ritsch 2016) (links; mit Betonziegel beschwert) und im zweiten Untersuchungsabschnitt (Gössel 2016).....	19
Abbildung 2.6 Luftbild vom gesamten Versuchsgelände der HyTEC-Anlage in Lunz am See	22
Abbildung 2.7 Versuchsaufbau: Einbau der Schalttafel (a), Fertigstellung der Berandungen der Versuchsrinne (b) und Fertigstellung der Versuchsrinne nach Einbau der Wehrklappen aus Unterwasser-Perspektive (c)	22
Abbildung 2.8 Schematische Skizze der Versuchsrinne mit A1, A2, A3 = PIT-Tag-Antennen (a) und Detail Querschnitt durch die Seile mit $b = 10$ und $b = 20$ mm (b) (Böttcher et al. 2019b).....	23
Abbildung 2.9 Aitel: Verteilung der Fischlängen (links) und Zusammenhang Fischlänge zu Fischhöhe mit linearer Regression (rechts).....	24
Abbildung 2.10 Forelle: Verteilung der Fischlängen (links) und Zusammenhang Fischlänge zu Fischhöhe mit linearer Regression (rechts)	25
Abbildung 2.11 Äsche: Verteilung der Fischlängen (links) und Zusammenhang Fischlänge zu Fischhöhe mit linearer Regression (rechts)	26
Abbildung 2.12 Vermessung (links) und Markierung der Versuchsfische (rechts)	27

Abbildung 2.13 Anordnung der Antennen A1, A2 und A3 in der Versuchsrinne und Position der Netzwerkkamera am Bypasseingang (rot markiert)	28
Abbildung 2.14 Istzustand Vorversuche (links) und Versuchssetup nach Abschluss der Vorversuche (rechts).....	29
Abbildung 3.1 Anordnungsmöglichkeiten schräg geneigter Rechen; Längsschnitt Flachrechen (rechte Skizze) und Grundriss Leit- bzw. Schrägrechen (linke Skizze) (nach Dumont et al. 2005).....	41
Abbildung 3.2 a) Luftbild Modellversuch mit den zwei Teichen zur Fischhaltung in der linken Rinne und dem umgebauten Versuchsabschnitt in der rechten Rinne; b) Setup während der Versuche (Sicht von unterstrom nach oberstrom); c) Detailansicht Bypass Einlauf mit Leitblech am unterstromigen Ende des Seilrechens; d) Detailansicht lichte Weite $b = 20$ mm; e) Detailansicht lichte Weite $b = 10$ mm	51
Abbildung 3.3 a) Skizze des Versuchsaufbaus mit A1/A2/A3 = PIT-Tag Antennen, b) Detail-Skizze Seil mit $b = 10$ mm und $b = 20$ mm.....	52
Abbildung 3.4 Verteilung der Fischhöhe (links) und Fischlänge (rechts) von Aitel, Äsche und Bach- bzw. Regenbogenforelle	53
Abbildung 3.5 Verteilung der relativen Häufigkeiten der Verhaltensmöglichkeiten „Rechen“, „Bypass“ und „Oberwasser“ bei Aitel, Äsche und Forellen, aufgeteilt nach dem Seilabstand 20 mm (links) und 10 mm (rechts); die Breite der Balken spiegelt die relative Häufigkeit von Versuchen je Fischart wieder, N ist die Gesamtanzahl von Versuchsfischen.....	56
Abbildung 3.6 Verteilung der Fischhöhe (links) und Fischlänge (rechts) aller Rechenpassagen von Aitel, Äsche und Bach bzw. Regenbogenforelle	56
Abbildung 3.7 Verteilung der relativen Häufigkeiten der Verhaltensmöglichkeiten „Rechen“, „Bypass“ und „Oberwasser“ bei Aitel, Äsche und Forellen aufgeteilt nach der Anströmgeschwindigkeit $v = 0,3$ m/s (links), $v = 0,5$ m/s (mitte) und $v = 0,65$ m/s (rechts); die Breite der Balken spiegelt die relative Häufigkeit von Versuchen je Fischart wieder, N ist die Gesamtanzahl von Versuchsfischen	58
Abbildung 5.1 Schemaskizze des Seilrechens oder Horizontal-Leitrechens in der Versuchsrinne im Grundriss (1) und im Querschnitt.....	118

Abbildungsverzeichnis (englisch)

Figure 3.1 (A) Overview of the experimental flume setup at the HyTEC-Channel, (B) view from headwater (adaption zone) to the FFF with $\alpha = 20^\circ$ and the bypass entrance, (C) detail view of the downstream end of the FFF and the bypass entrance.....	66
Figure 3.2 Scheme of the experimental channel with A1, A2, A3 = PIT antennas and (B) cross-section through two cables with $b = 10$ mm (left) and $b = 20$ mm (right).....	66
Figure 3.3 Relative proportion of downstream passage behavior: screen, bypass, headwater (bar heights) separated by fish species for (A) spacing $b = 10$ mm and (B) spacing $b = 20$ mm; the width of the bars refers to the number of samples.	71

Figure 3.4 Chub: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α	74
Figure 3.5 Grayling: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α	74
Figure 3.6 Trout: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α	75
Figure 3.7 Chub: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α	82
Figure 3.8 Grayling: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α	82
Figure 3.9 Trout: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α	83
Figure 3.10 Measured velocity vectors v_m divided by the average approach velocity v for the configurations: $v = 0.5$ m/s for $\alpha = 20^\circ$ and $b = 10$ mm (A) and $v = 0.5$ m/s for $\alpha = 40^\circ$ and $b = 10$ mm (B). The velocities v_m were measured by a 3D Acoustic Doppler Velocimeter (FlowTracker), 100 mm under the water surface (Tollinger 2016).	83
Figure 4.1 Angled trash rack with circular bars (CBTR) with: $\alpha = 30^\circ$ and $b = 5$ m (upstream view) (a); detailed side view of bar option from the side of the flume (b); Flexible Fish Fence (FFF) with $\alpha = 30^\circ$ and $b = 5$ mm (c); and detailed side view of the flow pattern at the tail water of the FFF (d).	92
Figure 4.2 Schematic side view of the experimental flume including the local coordinate system - the locations of the points are given in Table 4.2.	93
Figure 4.3 Analysis of the individual measured value standardised by the mean value of each geometry set-up: water depth at measurement points US1–US8 with ultrasonic sensors (left); and differential pressure transmitter (DPT) and difference between US7 and US2 (right).	96
Figure 4.4 Comparison of pressure head loss Δh_{US} and Δh_{DPT} including all measuring points (left); and as a mean value for each geometrical set-up (right).	97
Figure 4.5 Head loss coefficients ξ_{j^*} calculated for each data point ($j = 1-2700$) subtracted by the mean value of ξ^* of each measurement for three ranges of Bar–Reynolds number Re_b	98
Figure 4.6 Head loss coefficient ξ^* versus Bar–Reynolds number Re_b for selected CBTR (left) and FFF configurations (right).	99
Figure 4.7 Proportion of head loss coefficient $\xi_{v,cont}$ through the supporting structure and friction and ξ for rack option CBTR (above) and FFF (below) on the total head loss coefficient ξ^*	100
Figure 4.8 Head loss coefficient ξ versus blockage ratio p for the CBTR (left) and FFF option (right).	101
Figure 4.9 Head loss coefficient ξ versus rack angle α for both rack options (CBTR and FFF).	102
Figure 4.10 Percentage deviation of the predicted head loss coefficients ξ_p by Equation (10) (left) and Equation (3.9) (right) from the measured head loss coefficients ξ_m . The	

two rack options are highlighted in grey (CBTR) and black (FFF) and differentiated by the related blockage ratios of the rack configurations. The dashed and dotted lines represent the $\pm 75\%$ and $\pm 25\%$ deviation of ξ_p from ξ_m 104

Tabellenverzeichnis (deutsch)

Tabelle 2.1 Lage der Messpunkte der Ultraschallmesssensoren (US1-US8), der Differenzdruckmesspunkte (p1 und p2) und des Stechpegels (SP)	15
Tabelle 2.2 Überblick der variierten, geometrischen und hydraulischen Parameter	20
Tabelle 2.3 Aitel: Bestimmungsparameter der Längen-Verteilung in [mm] mit l_{min} = Minimum, l_{Q1} = unteres Quartil, l = Medianwert, l_{Q3} = oberes Quartil und l_{max} = Maximum (Tukey's five numbers)	24
Tabelle 2.4 Forelle: Bestimmungsparameter der Längen-Verteilung in [mm] mit l_{min} = Minimum, l_{Q1} = unteres Quartil, l = Medianwert, l_{Q3} = oberes Quartil und l_{max} = Maximum (Tukey's five numbers)	25
Tabelle 2.5 Äsche: Bestimmungsparameter der Längen-Verteilung in [mm] mit l_{min} = Minimum, l_{Q1} = unteres Quartil, l = Medianwert, l_{Q3} = oberes Quartil und l_{max} = Maximum (Tukey's five numbers)	26
Tabelle 2.6 Überblick der Versuchskonfigurationen mit Aitel (Ai), Äsche (Ä) und Bach- bzw. Regenbogenforelle (F) aus (Böttcher et al. 2019b)	32
Tabelle 3.1 Überblick der Versuchsanordnungen mit Aitel (A), Äsche (Ä) und Bach- bzw. Regenbogenforelle (F)	53
Tabelle 5.1 Regressionskoeffizienten b_0 , b_1 und b_2 nach Formel (4.1) für den Horizontal-Leitrechen (HL-K) und den Seilrechen (SR). Die Regressionsfunktionen und die entsprechenden Koeffizienten wurden auf Basis der gemessenen Verlustbeiwerte und der log-transformierten Parameter $p1 - p$ und $\sin\alpha$ ermittelt.	119

Tabellenverzeichnis (englisch)

Table 3.1 Overview of the performed experimental setups, with chub: C; grayling: G; trout: T.	67
Table 3.2 Five point summary of the distribution of the body length l_f (in mm) of fish, separated by the fish species with number of tagged fish (N), minimum body length ($l_{f,min}$), the lower quartile ($l_{f,Q1}$), the median ($l_{f,Q2}$), the upper quartile ($l_{f,Q3}$), and the maximum ($l_{f,max}$).	68
Table 3.3 Summary of the multinomial logistic regression for chub, grayling and trout for $b = 20$ mm. For each fish species one column for the odds of bypass compared to headwater ('Bypass') and one for the odds of screen compared to headwater ('Screen') lists the estimated intercept and the regression coefficients β_{jm} to the independent parameters fish length l_f , approach velocity v and angle α , and their	

interaction effects. v and α are treated as categorical variables; the reference categories for v and α are the minimum values: $v = 0.3$ m/s and $\alpha = 20^\circ$. The standard errors (SE) are listed under the coefficients in brackets; * denotes $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ and *** $p < 0.001$73

Table 3.4 Summary of the binary logistic regression for chubs, graylings and trouts with $b = 10$ mm. Each column represents the model for one fish species listing the corresponding estimates for the intercept and the regression coefficients β_{jm} (3.3.2.4) for the independent variables fish length l_f , approach velocity v and angle α and their interaction effects v and α are treated as categorical variables; the reference categories for v and α are the minimum values: $v = 0.3$ m/s and $\alpha = 20^\circ$. The regression coefficients refer to the bypass probability. Standard error (SE) is listed under the coefficients in brackets. * denotes $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ and *** with $p < 0.001$81

Table 4.1 Overview of the parameter—varied ones are marked with a *91

Table 4.2 Location of the measurement points of the ultrasonic sensors (US) and the point gauge (PG) shown in Figure 4.2.93

Table 4.3 Local head loss ξ measured for the trash rack with circular bars (CBTR) and the flexible fish fence (FFF) depending on the blockage ratio p and rack angle α - differences between the two rack options for $\alpha = 30^\circ$ 101

Table 4.4 Results of the multiple linear regression analysis for Equation (3.11). 104

1 EINLEITUNG

1.1 Forschungsanlass

Die Wasserkraft als regenerativer, heimischer Energieträger ist im alpin geprägten Österreich von besonderer Bedeutung und liefert mit einem Anteil von 59 % einen Großteil der österreichischen Stromerzeugung (E-Control Austria 2018). Im Zuge der Europäischen Klimaschutzpolitik ist ein weiterer Ausbau der regenerativen Energien und damit auch der Wasserkraft vorgesehen; gleichzeitig entsteht dadurch aber auch ein unmittelbarer Konflikt mit den Umsetzungsprozessen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Europäisches Parlament 22.12.2000).

Speicher- und Laufkraftwerke beeinträchtigen die Gewässer insbesondere durch die damit verbundene Fragmentierung des Lebensraums, Wasserentnahmen, Aufstau, Schwall und Sunk und einer Störung des Geschiebehaushalts (BMLFUW 2015). Um den Weiterbetrieb bestehender Anlagen und den Ausbau der Wasserkraft mit den gewässerökologischen Zielen in Einklang zu bringen, ist es notwendig, umweltverträgliche Konzepte und Lösungsansätze für die Wasserkraftnutzung zu entwickeln und umzusetzen. Ein wichtiger Aspekt stellt dabei die Wiederherstellung des ökologischen Längskontinuums in Fließgewässern dar, u.a. um flussaufwärts und flussabwärts gerichtete Fischwanderungen zu ermöglichen.

Mit der Umsetzung der im Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) 2009 (BMLFUW 2009) definierten Maßnahmen und der Wasserrechts-Novelle 2011 wurden notwendige Maßnahmen zum Fischeaufstieg in Österreich bereits an einer Vielzahl von Wasserkraftanlagen nach aktuellem Stand der Technik hergestellt. Für den Fischschutz und Fischabstieg hingegen sind auch im aktuellen NGP 2015 (BMLFUW 2015) aufgrund starker Wissensdefizite noch keine konkreten Maßnahmen definiert. Bisherige Forschungsergebnisse lassen jedoch klar erkennen, dass heimische Fischarten ganzjährig flussabwärts-gerichtete Wanderungen im Zuge von Rückwanderungen (Laichhabitat, Wintereinstand) oder der aktiven und passiven Drift von Jungfischen und Fischlarven durchführen (Zitek et al. 2004c; Zitek et al. 2004b; Wiesner et al. 2004; Unfer et al. 2012; Pinter und Unfer 2012). Da abwandernde Fische in der Regel der stärksten Strömung folgen, passieren diese an Wasserkraftanlagen meist zwangsläufig die Turbinen (Williams et al. 2012). Der Fischabstieg an Wasserkraftanlagen wird somit im Gegensatz zum Fischeaufstieg nicht vollständig unterbunden, ist jedoch mit einem hohen Risiko individueller Fischschädigungen, insbesondere durch die Turbinenpassage, verbunden, die den Bestand der Fischpopulationen gefährden können (Čada 2001).

Für kleine und mittlere Wasserkraftanlagen gibt es gegenwärtig mehrere Lösungen, die in erster Linie nach dem Prinzip einer physischen Barriere durch Feinrechen und einem Leiteffekt in Richtung eines Bypass funktionieren (Ebel 2013; Larinier und Travade 2002). Konkret kommen dabei Horizontal-Leitrechen-Systeme oder Vertikal-Flachrechen-Systeme, jeweils mit lichten Stabweiten zwischen 10 mm und 20 mm, zum Einsatz (Ebel 2013; Forum Fischeschutz und Fischabstieg 2018). An größeren Flusskraftwerken mit Ausbauabflüssen größer als 90 m³/s sind diese Lösungen nicht mehr geeignet. Der hohe Verbauungsgrad der Rechenfläche führt zu einer hohen Verlegungsanfälligkeit mit Treibgut bzw. der Notwendigkeit von komplexen Rechenreinigungssystemen, hohen hydraulischen Verlusten und entsprechend hohen Investitions- und Betriebskosten (Forum Fischeschutz und Fischabstieg 2014; Kriewitz-Byun 2015; Dumont 2013). Darüber hinaus gibt es immer noch großen Forschungsbedarf über das Verhalten von heimischen, potamodromen Fischarten an Fischeschutz- und Fischeileitsystemen (Forum Fischeschutz und Fischabstieg 2018). Vor diesem Hintergrund wurde am Arbeitsbereich Wasserbau der Universität Innsbruck das Konzept des Seilrechens als innovative Fischeschutz- und Fischeileiteinrichtung an Wasserkraftanlagen entwickelt (Brinkmeier et al. 2013).

1.2 Konzept Seilrechen

1.2.1 Allgemeines Funktionsprinzip

Der Seilrechen besteht aus horizontal gespannten Seilen, die in einer bestimmten, aus dem Fischschutz geforderten lichten Weite vor dem Kraftwerkseinlauf gespannt sind (Böttcher et al. 2014). Durch die Anordnung der Seile in flachen Winkeln gegenüber der Anströmrichtung (in Grundrissperspektive) wird ein zusätzlicher Leiteffekt in Richtung des unterstromigen Endes des Rechens erzeugt. In diesem Bereich muss ein Bypass angeordnet werden, um die Fische ins Unterwasser des Kraftwerks zu leiten (Abbildung 1.1). Das Konzept des Seilrechens ist somit hinsichtlich seiner Wirkungsweise direkt mit dem Horizontal-Leitrechen-System (Ebel 2013) vergleichbar. Im Gegensatz zu Horizontalrechen mit festen Stahlstäben bilden die Stahlseile jedoch eine flexible Struktur ohne Querverbauung bzw. Abstandhalter. Somit sind die Seile auch anfällig gegenüber strömungsinduzierten Schwingungen. Die vertikale (sowie horizontale) Auslenkung der Seile ist dabei abhängig von der aufgebrachten Vorspannung, der Seillänge, der Anströmgeschwindigkeit, der Frequenz (AB Angewandte Mechanik 2017) aber auch der lichten Weite zwischen den Seilen (Böttcher et al. 2019c). In Bezug auf den Fischschutz ist es notwendig, die Schwingungsamplituden möglichst klein zu halten, was durch hohe Frequenzen und entsprechend hohe Vorspannkräfte erreicht werden kann. Da die Seilschwingungen mit Druckwellen gleichzusetzen sind, die akustische Signale erzeugen, wurde ein zusätzlicher verhaltensbeeinflussender Effekt im Sinne einer Scheuchwirkung erwartet. Die Ergebnisse der Verhaltensuntersuchungen mit den Fischarten Aitel, Bach- und Regenbogenforelle und Äsche zeigten jedoch, dass dieser Effekt im Vergleich mit der Wirkung als physische Barriere eher gering ausfällt und es zudem starke artenspezifische Unterschiede gibt (Böttcher et al. 2019b).

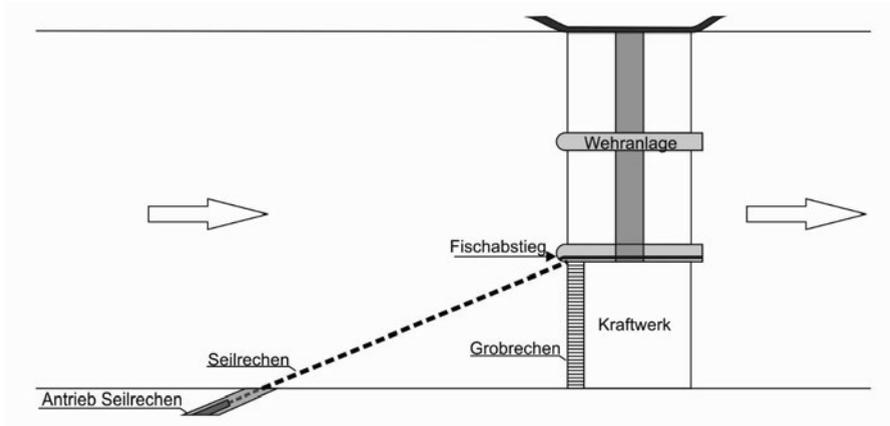


Abbildung 1.1: Prinzipskizze der Anordnung eines Seilrechen an einem Flusskraftwerk (Böttcher 2016a)

1.2.2 Reinigungsbetrieb

Der Seilrechen unterscheidet sich gegenüber konventionellen Feinrechen insbesondere in seiner Betriebsweise bei der Rechenreinigung und während eines Hochwassers. Bei Normalbetrieb der Wasserkraftanlage sind alle Seile zwischen den zwei Auflagern gespannt. Für die Rechenreinigung können nun die Seile einzeln oder gruppenweise kurzzeitig abgelegt werden (Abbildung 1.2). Das Rechengut wird durch die Strömung remobilisiert und die Rechenverlegung dadurch beseitigt. Nach einem kurzen Reinigungsprozess werden alle Seile wieder in Betriebsposition gebracht. Das Treibgut wird mit der Strömung in Richtung des Kraftwerkeinlaufes transportiert. Dort wird es mit Hilfe einer konventionellen Rechenreinigung am Grobrechen entnommen (Turbinenschutz). Im Fall einer überströmbaren Wasserkraftanlage wird bei Hochwasser ein Großteil des Treibguts über den Überfall in das Unterwasser abgeführt.

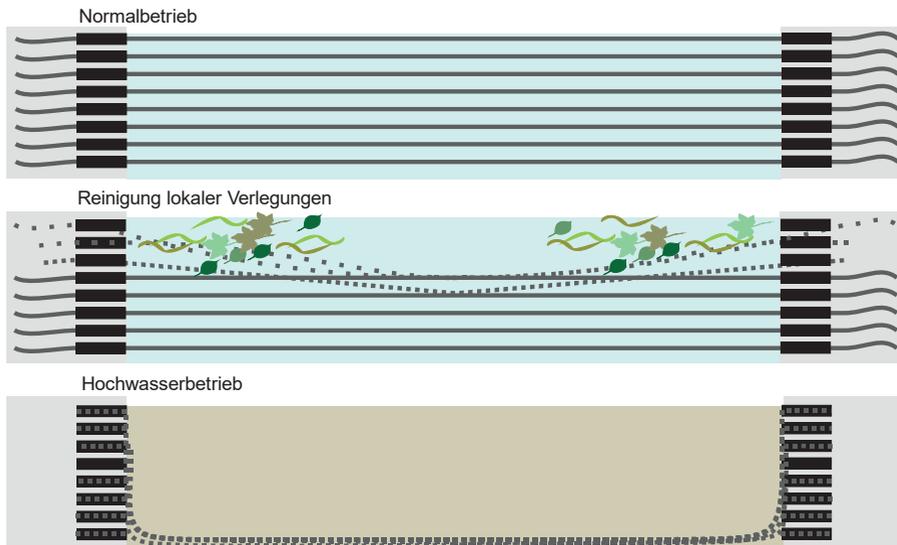


Abbildung 1.2: Prinzipische Skizze Rechenreinigung Seilrechen

Durch umfangreiche Versuche an einem physikalischen Modellversuch im Maßstab 1:4 zeigte sich, dass Verlegungen aus oberflächennahem Schwemmholz und Laub durch das Ent- und Wiederanspannen der Seile zu einem Großteil entfernt werden können (Brinkmeier et al. 2013). Bei problematischem Treibgut (z.B. Gräser, Algen, stark verzweigte Äste) kann es jedoch zu lokalen Verkläuerungen kommen, deren Größe dann im Laufe des Betriebs sehr schnell ansteigen kann. Die Menge und Zusammensetzung des Treibguts ist standortspezifisch und saisonal sehr unterschiedlich ausgeprägt (Schlächli et al. 1997). Für problematische Standorte wurden im Rahmen des Forschungsprojektes Lösungsansätze für eine automatisierte Rechenreinigung des Seilrechen entwickelt und im Modellversuch getestet (Ehart 2017).

Bei Hochwasser bzw. ab höheren Abflüssen werden alle Seile auf der Gewässersohle abgelegt, sodass der gesamte Querschnitt für die Abfuhr des Wassers und des Treibguts freigegeben wird. In diesem Fall ist der Turbinenbetrieb entweder komplett eingestellt oder der Ausbaubetrieb gegenüber dem Wehrabfluss deutlich untergeordnet, sodass keine bzw. nur mehr eine geringe Gefahr der Turbinenpassage besteht (Brinkmeier et al. 2013). Wie bereits erwähnt, ist ein Grobrechen zum Schutz der Turbine in jedem Fall notwendig – Turbinenschutz und Fischschutz sind beim Konzept des Seilrechen immer getrennt zu betrachten.

1.2.3 Seilsteuerung

Die spezielle Betriebsweise des Seilrechs setzt eine automatische und flexible Steuerung der Stahlseile sowie die permanente Einhaltung einer konstanten (geringen) lichten Weite voraus. Darüber hinaus müssen bei langen Spannweiten sehr hohe Vorspannkraft auf die Seile aufgebracht werden (bei 80 m Seillänge rund 20 kN pro Seil), um den maximalen Durchhang in Seilmitte möglichst gering zu halten (Böttcher et al. 2014). Zusätzlich ist diese Vorspannkraft aber begrenzt durch die maximale Bruchkraft der Seile, Seilendverbindungen bzw. Gewinde, was bei der Bemessung berücksichtigt werden muss. In Zusammenarbeit mit der Fa. Albatros Engineering GmbH wurde ein technisches Konzept entwickelt, das die elektrohydraulische Steuerung der einzelnen Seile bzw. von Seilgruppen mit Hydraulikzylinder beinhaltet. Dadurch ist es möglich, die Seile einzeln, gruppenweise oder vollständig anzusteuern und die Vorspannkraft über den hydraulischen Druck am Hydraulikzylinder permanent konstant zu halten. Durch Sensoren an den Hydraulikzylindern werden die Lageposition der Seile und die Systemdrücke automatisch geprüft, wodurch es möglich ist, den Abstand zwischen den Seilen stets konstant zu halten und auf punktuelle Krafteinwirkungen (z.B. unvorhergesehene Andrift von Baumstämmen) reagieren zu können. Die Seile werden dabei zwischen einem festen und einem beweglichen Auflager gespannt; das letztere beinhaltet die Spanntechnik. Abbildung 1.3 zeigt die Ausführung der Spanneinheit im Detail. Die Hydraulikzylinder sind aus Platzgründen und aufgrund der Lastenreduktion vertikal gelagert (Prinzip eines „Flaschenzugs“) und die Seile werden weiter über Umlenkrollen horizontal durch einen Führungsrahmen umgeleitet (Abbildung 1.3). Um Kosten einzusparen, ist es mit dem bestehenden technischen Konzept auch möglich die Seile gruppenweise (2 bzw. 4 Seile) über einen Hydraulikzylinder zu steuern.

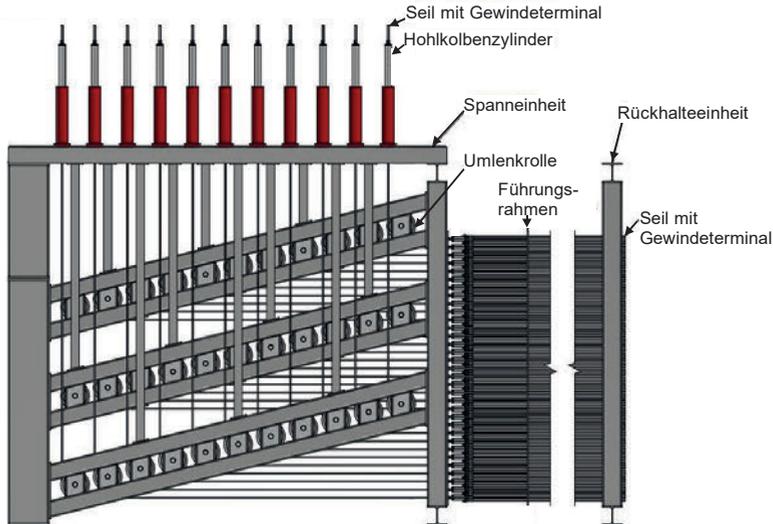


Abbildung 1.3: Detailansicht der Spannvorrichtung. Links: Die Seile sind an vertikal angeordneten Zylinder montiert, werden über eine Umlenkrolle horizontal umgelenkt und durch einen zusätzlichen Führungsrahmen in Position gehalten. Rechts: Rückhalteeinheit mit fixer Seilbefestigung (Albatros 2016)

Das gegenwärtige, technische Konzept wurde im Rahmen des Forschungsprojektes an einem Versuchsstand eines 80 m langen Seilrechs im Maßstab 1:1 mit einer lichten Weite von 15 mm erstmals umgesetzt, geprüft und optimiert (Böttcher et al. 2019a).

1.3 Übersicht der Forschungsfragen und Zielsetzungen

1.3.1 Allgemeiner Forschungsinhalt

Im Rahmen eines von der österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) geförderten, interdisziplinären Forschungsprojekts wurden im Zeitraum 2015 bis 2016 umfangreiche Untersuchungen zur Fischschutz- und Leitwirkung, zum Seilschwingungsverhalten, zum Reinigungs- und Seilsteuerungsbetrieb sowie zu den hydraulischen Verlusten des Seilrechs durchgeführt. Ziel des Forschungsprojektes war es, das neu entwickelte Fischschutz- und Fischleitkonzept des Seilrechs in allen praxisrelevanten Fragestellungen zu prüfen und weiterentwickeln, sodass dieser langfristig gesehen als zukünftige Technologie zum Fischschutz und Fischabstieg an

Wasserkraftanlagen eingesetzt werden kann. Darüber hinaus fanden im Anschluss an die Verhaltensuntersuchungen zur Schutz- und Leitwirkung des Seilrechens erste Vorversuche an einem elektrifizierten Seilrechen statt, die schließlich zum Folgeprojekt „Der Elektro-Seilrechen“ und damit einer elementaren Weiterentwicklung führten (Tutzer et al. 2019).

In der vorliegenden kumulativen Dissertation werden zwei dieser Themengebiete im Detail behandelt: die fischbiologische Wirksamkeit des Seilrechens und das generelle Fischabstiegsverhalten (*Teil 1 Untersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen*) und die örtlichen hydraulischen Verluste durch den Seilrechen (*Teil 2 Hydraulische Verluste am Seilrechen und schräg geneigten Horizontalrechen*). Die Untersuchungen beider Forschungsthemen basieren dabei auf einer umfangreichen Literaturrecherche, der Planung und Durchführung von (etho-)hydraulischen Experimenten unter kontrollierten Bedingungen, deren statistische Auswertung, der Interpretation und Diskussion der Ergebnisse, sowie der Formulierung noch offener Fragen. Neben technologie-spezifischen Ergebnissen, die für die Weiterentwicklung des Seilrechens relevant sind, können auch grundlegende Erkenntnisse in Bezug auf geometrisch ähnliche Horizontal-Leitrechen abgeleitet werden. Die Untersuchungen und deren Ergebnisse mündeten schließlich in vier wissenschaftliche Veröffentlichungen.

1.3.2 Teil 1 – Untersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen

Dieser erste Teil der Arbeit gliedert sich in drei veröffentlichte Forschungsbeiträge. Der erste Beitrag (Böttcher et al. 2015) ist eine Literaturstudie zum Thema „Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen“ und dem aktuellen Kenntnisstand in Bezug auf die heimische, überwiegend potamodrome Fischfauna in Österreich. Die Literaturstudie behandelt folgende Forschungsfragen:

- Welche Relevanz hat die flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit von Wasserkraftanlagen für heimische, potamodrome Fischarten? Welche Arten bzw. Altersstadien sind bei fehlendem Fischschutz- und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen besonders betroffen?
- Welche Maßnahmen zum Fischschutz- und Fischabstieg gibt es und welche haben sich bereits in der praktischen Anwendung an vergleichbaren Wasserkraftstandorten bewährt? Wo sind die Grenzen der Anwendung und welche Lösungen gibt es speziell für mittlere und große Kraftwerke?

In zwei weiteren Forschungsarbeiten (Böttcher et al. 2019b; Kammerlander et al. 2020) werden Verhaltensuntersuchungen zur Fischschutz- und Fischleitwirkung am Seilrechen behandelt. Die Versuche wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) der BOKU Wien im Zeitraum 2015 – 2016 an einem ethohydraulischen Ausschnittsmodell im Maßstab 1:1 an der HyTEC Versuchsanlage in Lunz am See durchgeführt. Die Forschungsfragen der ethohydraulischen Verhaltensuntersuchungen zum Fischabstiegsverhalten der potamodromen Fischarten Aitel, Äsche, sowie Bach- und Regenbogenforelle am Seilrechen sind:

- Wie wirkt sich die Geometrie des Seilrechens (Wirkungsprinzip: Horizontalrechen), im Besonderen der Abstand zwischen den Seilen und der Rechenwinkel, auf die Schutz- und Leitwirkung auf Fische aus?
- Höhere Anströmgeschwindigkeiten führen zu einer Verstärkung der Seilschwingungen; gleichzeitig sind die ökohydraulischen Bedingungen bei hohen Geschwindigkeiten hinsichtlich der Leit- und Abstiegs-effizienz suboptimal. Welchen Einfluss hat die mittlere Anströmgeschwindigkeit (a) auf die Fischschutzwirkung und (b) auf den Abstiegs-erfolg in den Bypass? Führen strömungsinduzierte Seilschwingungen zu einem zusätzlichen verhaltensbeeinflussenden (Scheuch-) Effekt des Seilrechens?
- Wie verhalten sich die Fische im Versuch (allgemeine Aktivität, Suchverhalten am Seilrechen, Verhalten bei Rechenpassage, Bypass-Akzeptanz)? Gibt es artspezifische Unterschiede?

1.3.3 Teil 2 – Hydraulische Verluste am Seilrechen und schräg geneigten Horizontalrechen

Der zweite Teil der Dissertation beschäftigt sich mit der experimentellen Untersuchung zu den örtlichen, hydraulischen Verlusten an einem physikalischen (Ausschnitts-) Modellversuch im Maßstab 1:2 im Wasserbaulabor der Universität Innsbruck. Die Forschungsarbeit (Böttcher et al. 2019c) umfasst „Verlust-Messungen“ an zwei unterschiedlichen Rechentypen, dem geneigten Horizontalrechen mit Rundstäben (ähnlich zum Seilrechen) und dem Seilrechen.

Folgende Forschungsfragen wurden dabei definiert:

- Welchen Einfluss haben speziell hohe Verbauungsgrade und flache Rechenwinkel (typisch für vergleichbare Fischschutz- und Leitsysteme) auf den Verlustbeiwert?
- Wie wirkt sich die stark schwingungsanfällige Struktur des Seilrechens hinsichtlich der hydraulischen Verluste aus?

- Können die gemessenen, hydraulischen Verluste am Seilrechen bzw. an einem geometrisch ähnlichen Horizontalrechen mit den empirischen Formeln für den Verlustbeiwert von konventionellen (geneigten) Vertikalrechen nach Kirschmer (1926) und Meusburger (2002) reproduziert werden?
- Sind die Ergebnisse auf reale Anwendungen übertragbar und kann man diesbezüglich neue Erkenntnisse für Horizontal-Leitrechensysteme ableiten?

1.4 Weitere Forschungsaktivitäten zum Seilrechen und Ausblick

Im Anschluss an die Verhaltensuntersuchungen am Seilrechen als physische Barriere wurden im Jahr 2016 erste Vorversuche an einem elektrifizierten, physisch durchlässigen Seilrechen mit einer lichten Weite von 30 mm durchgeführt (Wirkung als mechanische Verhaltensbarriere). Die Ergebnisse dieser Vorstudie am elektrifizierten Rechen zeigten einen deutlichen Scheuch-Effekt durch das elektrische Feld. Durch dieses positive Ergebnis wurde der Elektro-Seilrechen im Rahmen eines von der FFG finanzierten Forschungsprojektes von 2017 – 2019 weiter untersucht und entwickelt. Dabei wurden zusätzliche, umfangreiche Verhaltensuntersuchungen mit den Fischarten Aitel, Äsche, Bach- und Regenbogenforelle sowie einige Vorversuche mit Aalen und Fischlarven an einem modifizierten Versuchsaufbau an der HyTEC-Versuchsanlage in Lunz am See durchgeführt. Die Fischschutz- und Fischleitwirkung des Elektro-Seilrechens wird dabei durch eine Kombination einer mechanischen Barriere und einer Verhaltensbarriere erzeugt, wodurch es möglich ist, den Seilabstand auf 30 mm bis 60 mm zu erhöhen. Die Ergebnisse zeigen eine deutliche Zunahme der Schutzwirkung durch „kontrolliertes Scheuchen“, wobei das allgemeine Abstiegsverhalten (positive Rheotaxis) am Elektro-Seilrechen Ähnlichkeiten zur unelektrifizierten Variante aufweist. Die Leitwirkung verbessert sich dabei mit Abnahme der geringen lichten Weite, wobei bereits mit 30 mm gute Ergebnisse erzielt wurden (Tutzer et al. 2019). Zur praktischen Anwendung kam der Elektro-Seilrechen im Rahmen einer fischökologischen Untersuchung an einem Schöpfwerk der Donau bei Deggendorf (Schöpfwerk Saubach).

Im Hinblick auf den Einsatz des (Elektro-) Seilrechens als Fischschutz- und Fischleiteinrichtung an mittleren und großen Wasserkraftanlagen sind die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen sehr vielversprechend. Dennoch sind die erstmaligen Untersuchungen zum überwiegenden Teil unter kontrollierten Laborbedingungen mit entsprechend reduzierten Dimensionen (insbesondere Seillänge und Rechenhöhe, sowie ausgewählte Fischarten) durchgeführt worden. Es sind somit in jedem Fall zusätzliche Untersuchungen des Fischverhaltens sowie des Rechenbetriebs (Rechenreinigung,

Seilsteuerung unter Wasser, etc.) an Pilotstandorten in der Natur erforderlich, damit der (Elektro-)Seilrechen in Zukunft als effiziente und ökonomische Lösungsmöglichkeit dauerhaft zum Einsatz kommen kann (Tutzer et al. 2019).

1.5 Beitrag an den wissenschaftlichen Publikationen

Die kumulative Dissertation basiert im Wesentlichen auf vier wissenschaftlichen Publikationen (Kapitel 3.1, 3.2, 3.3 und 4.1), die als Erstautorin aber in Zusammenarbeit mit Coautoren verfasst wurden. Der eigene Beitrag an diesen vier wissenschaftlichen Publikationen wird nachfolgend näher angeführt. Bei drei der vier Veröffentlichungen handelt es sich um Beiträge in Scopus und/oder Web of Science gelisteten Zeitschriften.

Kapitel 3.1 (basierend auf Böttcher et al. 2015):

- Literaturrecherche
- Konzepterstellung für die Literaturstudie
- Manuskripterstellung (ausgenommen Kap. 3.1.2)

Kapitel 3.2 (basierend auf Böttcher et al. 2019b):

- Literaturrecherche
- Datenerfassung: Versuchsplanung, Versuchsaufbau und Durchführung der Vor- und Hauptversuche
- Datenanalyse: Auswertung der Versuchs- und Messdaten
- Manuskripterstellung und Überarbeitung

Kapitel 3.3 (basierend auf Kammerlander et al. 2020):

- Literaturrecherche
- Datenerfassung: Versuchsplanung, Versuchsaufbau und Durchführung der Vor- und Hauptversuche (dieselben Versuche wie in Kap. 3.2)
- Datenanalyse: Datenaufbereitung und Interpretation der statistischen Auswertung
- Manuskripterstellung, finale Durchsicht und Überarbeitung

Kapitel 4.1 (basierend auf Böttcher et al. 2019c):

- Literaturrecherche
- Datenerfassung: Versuchsplanung, Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung
- Datenanalyse: Datenaufbereitung, Auswertung der Messergebnisse, Evaluierung und Weiterentwicklung bestehender, empirischer Modelle
- Manuskripterstellung und Überarbeitung

2 METHODEN

2.1 Allgemeines

Die Grundlage der hier enthaltenen Forschungsarbeiten sind Daten aus hydraulischen und ethohydraulischen Modellversuchen:

- Im hydraulischen Modellversuch werden wasserbauliche Strukturen maßstabsgetreu skaliert und realitätsnah im Wasserbaulabor nachgebaut. Die im Rahmen der Dissertation durchgeführten hydraulischen Modellversuche dienten der Untersuchung der hydraulischen Verluste an mechanischen Barrieren zum Fischschutz, wie dem Seilrechen oder gängigen Horizontalrechen.
- Ethohydraulische Modellversuche sind Experimente in einer möglichst naturnahen Versuchsrinne mit lebenden Fischen. Sie dienten der Untersuchung des Fischverhaltens am Seilrechen, um auf dessen Fischschutzwirkung schließen zu können. Die Ethohydraulik verbindet die Verhaltensuntersuchung an Fischen mit der Untersuchung hydraulischer Prozesse. Unter dem Aspekt der situativen Ähnlichkeit soll der Modellversuch dabei eine Vergleichbarkeit zu den Verhältnissen an einer realen wasserbaulichen Anlage bzw. der dortigen hydraulischen Situation ermöglichen (Adam und Lehmann 2011).

Eine Zusammenfassung zu den hydraulischen und ethohydraulischen Versuchen ist im „Methodenteil“ in den jeweiligen wissenschaftlichen Veröffentlichungen (Kapitel 3.2.2 bzw. 3.3.2 und 4.1.2) enthalten. Allerdings konnte darin nicht auf alle Details der Versuchsplanung und -durchführung, wie zum Beispiel die Vorversuche, die Vorbereitung des Monitorings oder die Datenaufbereitung, eingegangen werden. Für die Reproduzierbarkeit der Modellversuche (bzw. der hier dargelegten Ergebnisse) und für all jene die sich zukünftig mit derartigen Modellversuchen beschäftigen, werden in den beiden nachfolgenden Kapiteln der gesamte Versuchsaufbau der hydraulischen und ethohydraulischen Modellversuche (Vorbereitung, Durchführung und Datenaufbereitung) im Detail beschrieben.

2.2 Physikalischer Modellversuch im Wasserbaulabor der Universität Innsbruck

2.2.1 Versuchsrinne

Die Experimente zur Untersuchung der hydraulischen Verluste am geeigneten Horizontalrechen und am Seilrechen wurden in der Versuchsrinne des Wasserbaulabors

der Universität Innsbruck im Maßstab 1:2 durchgeführt. Die Versuchsrinne hat eine Länge von 20 m, eine Breite (b) von 0,8 m, eine Tiefe von 1,0 m und sie ist in ihrer Sohleigung verstellbar. Die Neigung wurde für die Versuchsdurchführung horizontal auf 0° eingestellt. Die Stützkonstruktion der Rinne und die Bodenplatte bestehen aus Stahl und die Berandung an beiden Seiten aus Verbundglas (Abbildung 2.1).



Abbildung 2.1 Versuchsrinne im Wasserbaulabor der Universität Innsbruck (Plörer 2010)

Die Wasserversorgung erfolgt aus einem Hochbehälter und gelangt über zwei Rohre (DN 100 und DN 400) in den Einlaufbereich der Versuchsrinne (Beruhigungsbecken). Der Zufluss Q kann mittels eines elektronisch gesteuerten Schiebers reguliert und bis zu einem Maximaldurchfluss von 550 l/s hochgefahren werden. Der Durchfluss in den Zuleitungsrohren wird durch magnetisch-induktive Durchflussmesser (MID) erfasst, deren Messgenauigkeit ca. 1 % des jeweiligen Durchflusswertes beträgt.

Im Einlaufbereich befindet sich ein Beruhigungsbecken, in welches der Zufluss bodennahe eingeleitet wird. Sobald der Wasserstand im Beruhigungsbecken das höhergelegene Sohniveau der Versuchsrinne erreicht hat, fließt der Zufluss durch einen „Strömungsberuhiger“ (Strömungsgleichrichter) in die Versuchsrinne.

Am Auslauf der Rinne ist eine bewegliche Klappe (Überfall) zur Regulierung der Wasserstände angeordnet (händische Regelung mittels einer Kurbel an der Klappe). Über den Auslauf gelangt das Wasser in den Tiefbehälter, von dem es über vier Pumpen schließlich wieder in den Hochbehälter gelangt (Wasserkreislauf).

Die Fließtiefe (h) wurde in allen Versuchen konstant auf 0,4 m gehalten, wobei diese mit einem Stechpegel 3 m vor dem Überfall am Auslauf gemessen wurde (Abbildung 2.2). Es wurden Abflüsse zwischen 50 und 230 l/s untersucht, wodurch in der Versuchsrinne mittlere Fließgeschwindigkeiten ($v = Q/(h*b)$) von 0,16 bis 0,72 m/s erreicht worden sind

(s. Tabelle 2.2). Die Stab-Reynoldszahl ($Re_b = (v^*s)/\nu$), mit dem Stab- bzw. Seildurchmesser (s) und der kinematischen Viskosität von Wasser (ν), erreichte Werte zwischen 750 bis 3500, die Froudezahlen lagen im Bereich von 0,08 bis 0,36 (s. Tabelle 2.2).

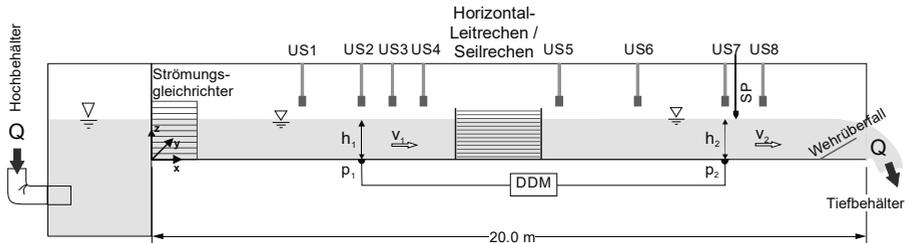


Abbildung 2.2 Schematischer Aufbau der Versuchsrinne im Längenschnitt mit den Messpunkten der Ultraschallsensoren (US1-US8), der Differenzdruckmessung (p_1 und p_2) und des Stechpegels (SP) im lokalen Koordinatensystem; die Lage der Messpunkte ist in Tabelle 2.1 aufgelistet.

Tabelle 2.1 Lage der Messpunkte der Ultraschallsensoren (US1-US8), der Differenzdruckmesspunkte (p_1 und p_2) und des Stechpegels (SP)

	US1	US2 / MP p_1	US3	US4	US5	US6	US7 / MP p_2	SP	US8
x (m)	5,3	6,5	7,5	8,3	11,3	13,7	16,1	17	17,3

Für die gegenständliche Untersuchung wurden in die Versuchsrinne wahlweise ein Ausschnitt eines geneigten Horizontalrechen (Teil 1) oder ein Ausschnitt eines Seilrechen (Teil 2), jeweils im Maßstab 1:2, eingebaut. Bei beiden Rechentypen wurden je drei unterschiedliche Neigungen (α ; Abbildung 2.3 b) sowie drei unterschiedliche Stab- bzw. Seilabstände (b) untersucht.

Im ersten Teil wurden die Untersuchungen an dem geneigten Horizontalrechen mit Stahlstäben im Kreiszyylinderprofil (im Folgenden Horizontal-Leitrechen; Details siehe nächstes Kapitel) durchgeführt. Dieser Rechentyp ist dem Seilrechen geometrisch ähnlich, mit der Ausnahme, dass er aus starren Stahlstäben besteht. Der Zweck der Untersuchung dieses Rechentyps war, erste Grundlagen hinsichtlich der Abschätzung des Verlustbeiwertes an derartigen Horizontal-Leitrechen zu ermitteln. Zum Zeitpunkt der Versuchsdurchführung im Jahr 2015/16 standen in der Literatur noch keine empirischen Berechnungsformeln für den Verlustbeiwert an diesem Typ einer mechanischen

Fischschutzanlage zur Verfügung. Außerdem sollte durch die Untersuchung ein direkter Vergleich zu den hydraulischen Verlusten am flexiblen Seilrechen ermöglicht werden, um mögliche Einflüsse durch die Seiloscillationen oder die materialbedingte Rauheit von Seilen, quantifizieren zu können. Anschließend wurden im zweiten Teil der Untersuchung die Versuche am Seilrechen, mit den gleichen Seilabständen, aber ausschließlich flachen Neigungen ($\alpha < 45^\circ$), durchgeführt.

Die Versuchsdurchführung wurde im großen Maße im Rahmen von zwei Masterarbeiten ausgeführt (Gössel 2016; Ritsch 2016). Die Masterstudenten haben dabei auch an der Validierung der Messtechnik und der technischen Entwicklung des Modell-Seilrechens für die Glasrinne intensiv mitgearbeitet.

2.2.2 Rechenkonstruktion

2.2.2.1 Horizontal-Leitrechen

Der untersuchte Horizontal-Leitrechen besteht aus zwei Auflagern aus PVC, Rechenstäben mit Kreiszyylinder-Profil aus Edelstahl und einem Durchmesser von 5 mm und einem oder zwei (längenabhängig), strömungsoptimierten Abstandhaltern aus Messing; zwei Abstandhalter wurden nur bei dem 30° -Rechen verwendet (Abbildung 2.3c), um die dort stärker auftretenden Schwingungen zu minimieren.

Die Auflager wurden mit einem flachen Eisenträger und einer Silikonabdichtung an der Rinnenwand befestigt (Abbildung 2.3a). Die Abstandhalter wurden entweder in Rechenmitte oder in den Dreiteilpunkten positioniert und hatten ebenfalls einen Durchmesser von 5 mm.

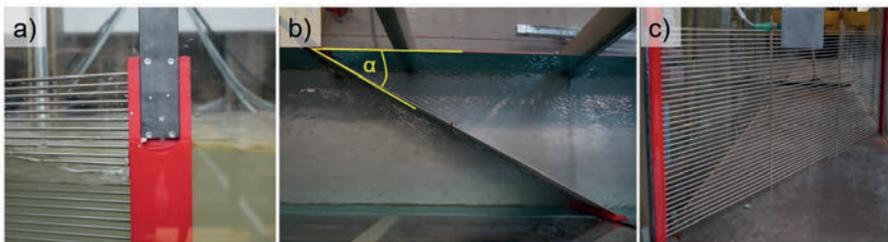


Abbildung 2.3 Auflager in Seitenansicht (a), Horizontal-Leitrechen mit einem Seilabstand von 5 mm und einer Rechenneigung von $\alpha = 30^\circ$ in Draufsicht (b) und in Perspektive von oberstrom (c)

2.2.2.2 Seilrechen

Im Vergleich zum Horizontal-Leitrechen musste die Konstruktion des Seilrechens in der Versuchsrinne sehr komplexen Anforderungen entsprechen. Für die Auflagerkonstruktion musste die Stabilität unter hohen Vorspannkräften, die für die Spannung der Seile notwendig sind, gewährleistet sein. Außerdem musste die Konstruktion i) selbsttragend sein, da die hohen Kräfte nicht in die Verbundglas-Berandung abgegeben werden konnten und ii) möglichst schmal, um den Strömungswiderstand durch die Auflage so gering wie möglich zu halten. Der Modell-Seilrechen wurde im Zuge der Masterarbeit von Christian Gössel (Gössel 2016) bemessen, entworfen und gebaut.

Beide Auflager des Seilrechens mitsamt den Vorspannvorrichtungen für die Seile sind über eine Kragarmkonstruktion aus Stahl an der Rinne befestigt (Abbildung 2.4). Am unteren Teil dieser Kragarme ist die Seilspannvorrichtung mit entsprechenden Abstandhaltern befestigt (Abbildung 2.4a), außerdem werden die Seile parallel über eine spezielle Vorrichtung in Richtung Versuchsrinne umgelenkt (Abbildung 2.4b). Die Seile werden dabei einzeln und schrittweise durch ein Gewindetterminal justiert. Dieser Spannvorgang, bei dem alle Seile in gleicher Position gehalten werden müssen, um einen konstanten Seilabstand zu halten, war entsprechend zeitintensiv. Die Auflager wurden außerdem im Bereich des Wasserspiegels mit Leitblechen ummantelt, um die Störeinflüsse zu minimieren (Abbildung 2.4c). Um den Seilabstand zu verändern, mussten der Abstandhalter ausgetauscht und die Seile neu „eingefädelt“ und justiert werden; zur Veränderung der Rechenneigung wurde die Position des unterstromigen Kragarms verändert. Es wurden Stahlseile mit einem Durchmesser von 5 mm verwendet.



Abbildung 2.4 Befestigung der Seile an der Spannvorrichtung (A), Kragarm mit Spannvorrichtung und Seilumlenkung (B) und Seilrechen mit Leitwerk fertig eingebaut in der Rinne (C)

2.2.3 Messtechnik zur Bestimmung der Wasserspiegellagen

Da die Unterschiede der hydraulischen Verluste zwischen den einzelnen Rechenkonfigurationen und den hydraulischen Lastfällen im Millimeterbereich liegen (und weniger), waren die Anforderungen an die Messgenauigkeit für die Messtechnik zur Bestimmung Wasserspiegellagen in der Rinne sehr hoch.

Zur Messung der Wasserspiegellagen wurden jeweils vier Ultraschall-Sensoren oberhalb und unterhalb des Rechens in Rinnenmitte installiert (Abbildung 2.2 und Tabelle 2.1). Diese Ultraschall-Sensoren weisen eine Messgenauigkeit von ca. ± 1 mm auf, wobei an einzelnen Messpunkten (v.a. US 8) und bei einer Anzahl von hydraulischen Lastfällen teils größere Abweichungen (bis ca. 4 mm) beobachtet wurden. Dies ist höchstwahrscheinlich auf Rückstreuverluste durch starke Wellenbildungen oder Turbulenzen zurückzuführen.

Zusätzlich wurde die Druckhöhe durch Piezoleitungen mit einem Differenzdruckmessgerät und zur Kontrolle auch mit einer zusätzlichen Messharfe bestimmt. In den Vorversuchen wurden für diese Messungen ebenfalls acht Messpunkte in Gerinnemitte installiert. Mit dem Differenzdruckmessgerät wurden dann letztendlich nur die zwei ausgewählten Messpunkte p_1 (ca. 3 m oberhalb des Rechens) und p_2 (ca. 6 m unterhalb des Rechens) kontinuierlich aufgezeichnet. Beide Messpunkte wurden so ausgewählt, dass sie außerhalb von Stau- oder Senkkurven lagen und damit weder vom Rechen noch von der Klappe am Auslauf beeinflusst waren. Mit dem Differenzdruckmessgerät konnte eine hohe Messgenauigkeit von $\pm 0,2$ mm erreicht werden. Die Messdaten der Ultraschall-Sensoren und des Differenzdruckmessgerätes wurden in einer Frequenz von 5 Hz aufgezeichnet.

Zur Regelung des Wasserstands in der Versuchsrinne auf $h=0,4$ m wurde eine „Kontrollstechpegel“ am Auslauf der Rinne installiert. Zugleich diente dieser Stechpegel auch der Kontrolle der teils schwankenden Messwerte des Ultraschall-Sensor US 8.

2.2.4 Vorversuche

Es wurden zahlreiche Vorversuche zur Optimierung der Strömungsverhältnisse in der Versuchsrinne (insbesondere des Strömungsgleichrichter) und zur Auswahl und Kalibrierung einer geeigneten Messtechnik für die genaue Erfassung der Wasserspiegellagen in der Rinne durchgeführt. Im Ausgangszustand der Versuchsrinne bildeten sich bereits ab Durchflüssen von 200 bis 250 l/s starke Wellen. Aus diesem Grund wurden verschiedene Strömungsgleichrichter in Kombination mit einem anschließenden Wellenbrett eingesetzt und die Verteilung der Fließgeschwindigkeit in mehreren, unterhalb liegenden Querprofilen mittels hydrometrischen Flügels näher untersucht, sowie die Wellenbildung dokumentiert.

Für den ersten Teil der Untersuchungen am Horizontal-Leitrechen wurde schließlich ein Strömungsgleichrichter mit vertikalen Stahllamellen (ca. 0,4 m tief), einem vorgesetztem groben Lochblech sowie ein anschließendes Wellenbrett eingesetzt (Abbildung 2.5 links). Für diesen Versuchsaufbau wurde ein maximaler Durchfluss von 200 l/s bzw. eine maximale, mittlere Anströmgeschwindigkeit von 0,63 m/s (Stab-Reynoldszahl $Re_b = 3000$) festgelegt.

Für den zweiten Untersuchungsabschnitt am Seilrechen wurde die Anströmung im Rinneneinlauf nochmals optimiert, um etwas höhere Abflüsse und damit auch Anströmgeschwindigkeiten bzw. Stab-Reynoldszahlen Re_b untersuchen zu können. Es wurde ein Strömungsgleichrichter aus zwei übereinander gestapelten Polypropylen-Hohlkammerplatten in Wabenstruktur (50 mm Durchmesser) mit einer Tiefe von insgesamt 1,0 m eingebaut; direkt im Anschluss wurde zusätzlich ein höhen- und winkelverstellbares Brett installiert (Abbildung 2.5 rechts). Dadurch konnten der maximale Abfluss auf 230 l/s erhöht werden (entspricht einer mittleren Anströmgeschwindigkeit von 0,72 m/s bzw. einer Stab-Reynoldszahl von 3500).



Abbildung 2.5 Strömungsgleichrichter im ersten Untersuchungsabschnitt (Ritsch 2016) (links; mit Betonziegel beschwert) und im zweiten Untersuchungsabschnitt (Gössel 2016)

2.2.5 Untersuchte Parameter und Versuchsablauf

Für beide Rechentypen wurden die Stab- bzw. Seilabstände zwischen $b = 5$, 10 und 15 mm variiert, was in der Natur umgerechnet $b = 10$, 20 und 30 mm entspricht. Als zweiter geometrischer Parameter wurde die Rechenneigung im Grundriss (α ; siehe Abbildung 2.3 b) variiert. Beim Horizontal-Leitrechen wurden dabei die Winkel $\alpha = 30$, 45 und 90°

untersucht. Beim Seilrechen wurden ausschließlich flache Rechenneigungen, $\alpha = 20, 30$ und 40° , untersucht, die eine Leitwirkung auf Fische in Richtung Bypass begünstigen.

Jede Rechenkonfiguration (jeweils 9 pro Rechentyp) wurde unter jeweils sechs unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten bzw. Stab-Reynoldszahlen untersucht. Eine Übersicht über alle variierten Parameter ist in Tabelle 2.2 dargestellt. Die Messaufzeichnung erfolgte jeweils für 10 Minuten. Zur Reproduzierbarkeit wurde jede Versuchsreihe einmal wiederholt. Zusätzlich wurden Referenzversuche zur Bestimmung der Reibungsverluste sowie der örtlichen Verluste durch die Rechenauflager durchgeführt (für alle Rechenneigungen und Durchflüsse). Insgesamt wurden für jeden der beiden Rechentypen 216 Versuche und 36 Referenzversuche durchgeführt.

Tabelle 2.2 Überblick der variierten, geometrischen und hydraulischen Parameter

Parameter	Horizontal-Leitrechen	Seilrechen
Stab- und Seilabstand b [mm]	5, 10, 15	5, 10, 15
Rechenneigung α [°]	90, 45, 30	40, 30, 20
Durchfluss Q [l/s]	50 - 200	80 - 230
Stablänge l [m]	0,80, 1,24, 1,60	1,25, 1,60, 2,34
Anströmgeschwindigkeit v [m/s]	0,16 – 0,63	0,25 – 0,72
Stab-Reynoldszahl. Re_b [-]	750 – 3000	1250 – 3500
Froude-Nr. Fr [-]	0,08 – 0,3	0,13 – 0,36

2.3 Ethohydraulischer Versuch an der HyTEC-Anlage in Lunz am See

2.3.1 Versuchsrinne

Die Experimente wurden in einer der beider Freiland-Versuchsrinnen der HyTEC-Anlage (Hydromorphological and Temperature Experimental Channel) des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanagements der BOKU Wien durchgeführt. Die HyTEC-Anlage befindet sich in Lunz am See in Niederösterreich. Die Versuchsrinnen sind jeweils 40 m lang, mit jeweils einem Mischbecken zur Strömungsberuhigung und Durchmischung, sowie einem Auslaufbereich am Ende jeder Rinne (Abbildung 2.6), durch welchen das Wasser in den Lunzer Seebach geleitet wird (Schmutz et al. 2013). Das Wasser wurde aus dem nahegelegenen Lunzer See über zwei Druckrohrleitungen DN 400 entnommen, von denen die eine oberflächennah („Warmwasserleitung“) und die andere in einer Wassertiefe von 9,6 m („Kaltwasserleitung“) liegen (Schmutz et al. 2013). So ist es möglich, die Wassertemperatur in der Versuchsrinne durch Mischung der beiden Abflüsse zu beeinflussen. Für die Versuche wurde ein konstantes Mischungsverhältnis von 1:1 gewählt. Der Durchfluss (Q) wurde mittels motorisierter Plattenschieber geregelt, der Maximaldurchfluss betrug 650 l/s.

Für die gegenständlichen, ethohydraulischen Versuche wurde die orografisch rechte Versuchsrinne genutzt und mittels Schaltafeln in ein 20 m langes, 2 m breites (b) und ca. 1 m tiefes Versuchsgerinne mit Rechteckprofil umgebaut (Abbildung 2.6 und Abbildung 2.7). Die Sohle wurde mit natürlichem Sohlsubstrat aufgefüllt (Abbildung 2.7 a). Die Fließtiefe (h) wurde durch die Steuerung der Wehrklappen im Unterwasser (Abbildung 2.7 c) konstant auf 0,5 m gehalten. Der Wasserstand wurde dabei immer im Oberwasser des Rechens an einem installierten Lattenpegel gemessen. Je nach eingestelltem Durchfluss (Öffnungsweite der Plattenschieber) konnte somit die mittlere Fließgeschwindigkeit ($v=Q/(h*b)$) in der Versuchsrinne eingestellt werden.

Ein Teil des dotierten Abflusses (ca. 4 %) sickerte unter den Schaltafeln der Versuchsrinne heraus. Dieser Wasserverlust wurde vorab durch Kontrollmessungen des Abflusses im Gerinnequerschnitt ermittelt. Zur Verifizierung des gemessenen Durchflusses sowie zur Bestimmung des Überfallbeiwertes der Hauptklappe wurden außerdem die Fließgeschwindigkeiten an einem Messquerschnitt im Unterstrombereich des Rechens gemessen.

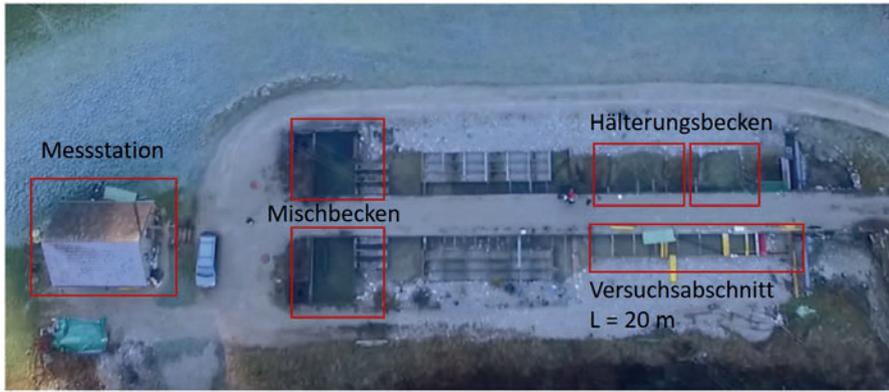


Abbildung 2.6 Luftbild vom gesamten Versuchsgelände der HyTEC-Anlage in Lunz am See

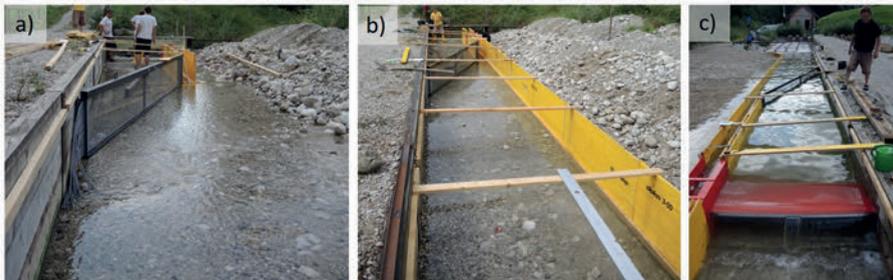


Abbildung 2.7 Versuchsaufbau: Einbau der Schalttafel (a), Fertigstellung der Berandungen der Versuchsrinne (b) und Fertigstellung der Versuchsrinne nach Einbau der Wehrklappen aus Unterwasser-Perspektive (c)

Der Modellversuch im Maßstab 1:1 bildet einen Ausschnitt einer typischen Anordnung eines Seilrechens an einer Wasserkraftanlage ab (Abbildung 2.8): Der Seilrechen, der in seinem Neigungswinkel von 20 bis 40° und dem lichten Seilabstand von 10 bis 30 mm variiert werden konnte, wurde etwa in der Mitte der Rinne eingebaut. Am unterstromigen Ende des Seilrechens befand sich ein 0,25 m breiter Bypass, der im Grundriss durch eine Schalttafel vom „Turbineneinlauf“ getrennt war. Das Ausschnittmodell weist somit im Vergleich zu einer realen Kraftwerksanordnung deutlich reduzierte Dimensionen (Länge und Höhe bzw. Wasserspiegel) auf. Dies war notwendig, um die Versuche unter

naturähnlichen hydraulischen Bedingungen (Anströmgeschwindigkeiten) bei gegebenen Abflüssen durchführen zu können.

Die mittlere Fließgeschwindigkeit am Bypass-Eintritt wurde durch Anpassung der Klappenstellung so eingestellt, dass sie ca. der mittleren Anströmgeschwindigkeit im Hauptgerinne entspricht.

Eine Masterarbeit an der Universität Innsbruck befasste sich außerdem mit den hydraulischen Verhältnissen vor dem Rechen sowie im Bereich des Bypasses und dessen Zusammenhang mit dem Fischabstiegsverhalten der Äsche (Tollinger 2016).

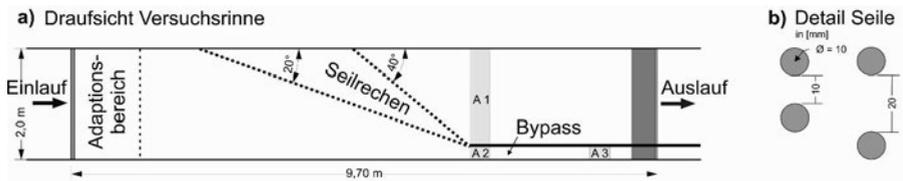


Abbildung 2.8 Schematische Skizze der Versuchsrinne mit A1, A2, A3 = PIT-Tag-Antennen (a) und Detail Querschnitt durch die Seile mit $b = 10$ und $b = 20$ mm (b) (Böttcher et al. 2019b)

2.3.2 Untersuchte Fischarten und Hälterung

Es wurden vier typische potamodrome Leit- und Begleitfischarten des Hyporhithrals und des Epipotamals untersucht: Bachforelle bzw. Regenbogenforelle (*Salmo trutta* bzw. *Onchorhynchus mykiss*) und Äsche (*Thymallus thymallus*), die als strömungsliebend (rheophil) gelten, sowie Aitel (*Squalius cephalus*) als indifferente Art. Es wurden „rechengängige“ juvenile Altersstadien zwischen 1+ und 2+ verwendet, welche Fischlängen zwischen 100 und 200 mm aufwiesen. Alle Versuchsfische wurden direkt nach der Befischung mit PIT-Tags markiert, dabei wurde bei allen Individuen die Körperlänge dokumentiert sowie bei ca. der Hälfte der Fische auch die Körperhöhe.

Die Versuchsfische wurden in den ständig durchströmten Kiesbecken der linken Versuchsrinne gehältert. Die Hälterungen wurden ebenfalls mit Wasser aus dem Lunzer See gespeist, sodass es keinen Temperaturunterschied zwischen dem Versuchswasser und den Hälterungen gab.

Aitel

Es wurden insgesamt 380 Aitel per Elektrobefischung durch das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der BOKU Wien (IHG) großteils aus dem Wienfluss und zu einem kleinen Teil aus dem direkt angrenzenden Lunzer Seebach entnommen. Die Verteilung der Fischlänge sowie die annähernd lineare Beziehung zwischen der

Körperlänge und der Körperhöhe sind in Abbildung 2.9 dargestellt. Wie man darin erkennt, waren die Fischlängen mit Ausnahme der Randbereiche relativ konstant verteilt, die Längen-Höhen-Beziehung verhält sich annähernd linear: 75 % der Aitel wiesen Körperlängen zwischen 130 mm und 169 mm auf, und 50 % aller Fische hatten Längen kleiner bzw. größer als 152 mm (Medianwert), siehe dazu Tabelle 2.3

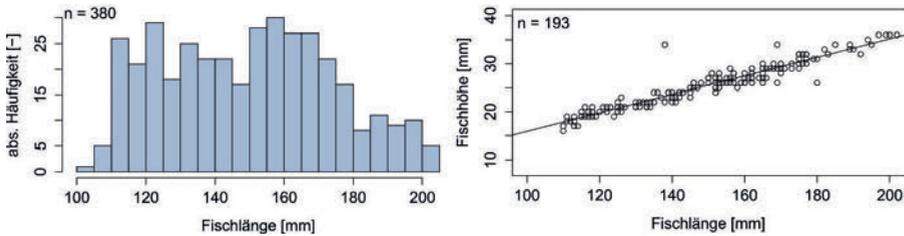


Abbildung 2.9 Aitel: Verteilung der Fischlängen (links) und Zusammenhang Fischlänge zu Fischhöhe mit linearer Regression (rechts)

Tabelle 2.3 Aitel: Bestimmungsparameter der Längen-Verteilung in [mm] mit I_{min} = Minimum, I_{Q1} = unteres Quartil, \tilde{l} = Medianwert, I_{Q3} = oberes Quartil und I_{max} = Maximum (Tukey's five numbers)

I_{min} [mm]	I_{Q1} [mm]	\tilde{l} [mm]	I_{Q3} [mm]	I_{max} [mm]
103	130	152	169	204

Bach- und Regenbogenforellen

Insgesamt 335 Forellen, davon 292 Bachforellen und 43 Regenbogenforellen, wurden zum Großteil aus der nahegelegenen Ois im Zuge von zwei großen Elektrofischungen entnommen. Für die Versuche wurden die beiden Fischarten der einen Gruppe „Forelle“ zugeordnet. Im ersten Untersuchungszeitraum von August bis Dezember 2015 wurden 175 Versuchsfische eingesetzt, die restlichen 160 Individuen kamen in der zweiten Versuchsphase im Jahr 2016 zum Einsatz. Abbildung 2.10 stellt die Verteilung der Körperlängen der Forellen, sowie die annähernd lineare Beziehung zwischen deren Körperhöhe und Körperlänge dar. Insbesondere die Randbereiche der Fischlängen, zwischen 100 mm und 120 mm und zwischen 180 mm und 200 mm waren in einer hohen Anzahl vertreten (vgl. Abbildung 2.10 links). 75 % der getesteten Forellen hatten

Körperlängen zwischen 122 mm und 182 mm bzw. 50 % aller Fische waren kleiner bzw. größer als 154 mm (Medianwert), vgl. Tabelle 2.4.

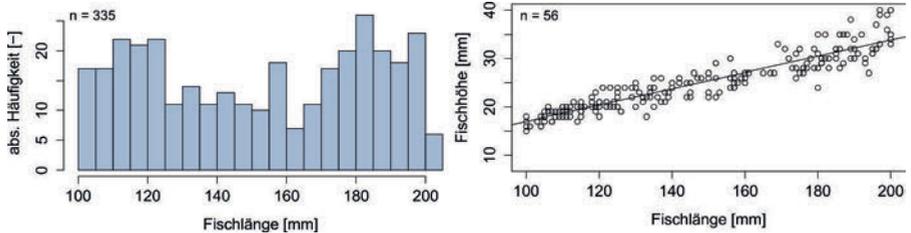


Abbildung 2.10 Forelle: Verteilung der Fischlängen (links) und Zusammenhang Fischlänge zu Fischhöhe mit linearer Regression (rechts)

Tabelle 2.4 Forelle: Bestimmungparameter der Längen-Verteilung in [mm] mit l_{min} = Minimum, l_{Q1} = unteres Quartil, \tilde{l} = Medianwert, l_{Q3} = oberes Quartil und l_{max} = Maximum (Tukey's five numbers)

l_{min} [mm]	l_{Q1} [mm]	\tilde{l} [mm]	l_{Q3} [mm]	l_{max} [mm]
100	122	154	182	204

Äschen

Der Untersuchungszeitraum der Äschen beschränkte sich im Gegensatz zu den Fischarten Aitel, Bach- und Regenbogenforelle nur auf den zweiten Zeitraum von April bis August 2016. Im Rahmen einer Befischungsaktion im April wurden 149 Äschen aus der nahegelegenen Ybbs entnommen. Abbildung 2.11 (links) zeigt die Verteilung der Körperlängen. Gegenüber den anderen Fischarten fällt auf, dass die Äschen kleinere Fischlängen aufwiesen. Wie in Tabelle 2.5 nochmals detaillierter dargestellt ist, lagen 75 % der Fischlängen im Bereich zwischen 133 mm und 149 mm und 50 % aller Fische hatten Längen kleiner bzw. größer als 144 mm (Medianwert), vgl. Tabelle 2.5. Die annähernd lineare Beziehung zwischen Fischlänge und Fischhöhe ist in Abbildung 2.11 (rechts) dargestellt.

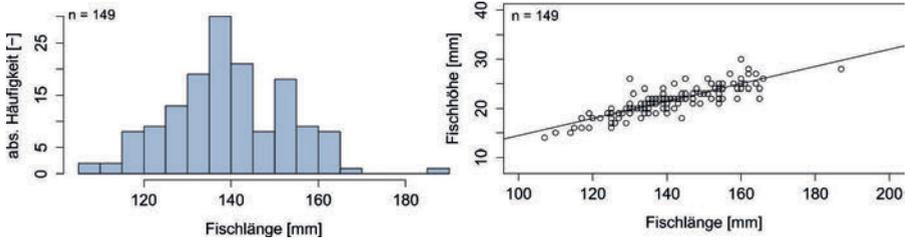


Abbildung 2.11 Äsche: Verteilung der Fischlängen (links) und Zusammenhang Fischlänge zu Fischhöhe mit linearer Regression (rechts)

Tabelle 2.5 Äsche: Bestimmungsparameter der Längen-Verteilung in [mm] mit l_{min} = Minimum, l_{Q1} = unteres Quartil, \bar{l} = Medianwert, l_{Q3} = oberes Quartil und l_{max} = Maximum (Tukey's five numbers)

l_{min} [mm]	l_{Q1} [mm]	\bar{l} [mm]	l_{Q3} [mm]	l_{max} [mm]
107	133	144	149.5	187

2.3.3 Monitoring

Alle Versuchsfische wurden vor den Versuchen mit einem Passive Integrated Transponder (PIT-) Tag markiert. PIT-Tags gehören zu den kleinsten und leichtesten elektronischen Tags, da sie keine eigene Stromquelle bzw. Batterie besitzen (Thorstad et al. 2013). Die Sender werden erst aktiviert, sobald sie das Antennensignal empfangen. Jeder Fisch bekommt durch den PIT-Tag eine eigene PIT-Tag-Nummer zugewiesen, wodurch diese von einer Antenne individuell erfasst werden können.

Für die Markierung der Fische mit den PIT-Tags wurden die Versuchsfische zuerst mit Nelkenöl narkotisiert. Anschließend wurde im Bauchbereich mit einem Skalpell ein kleiner Schnitt von 1 - 2 cm gesetzt und die 12×2,12 mm großen HDX-Tags (Fa. Oregon RFID) in die Bauchhöhle implantiert (Abbildung 2.12). Im Zuge dieses Eingriffs wurden auch die Körperlängen und -höhen gemessen.



Abbildung 2.12 Vermessung (links) und Markierung der Versuchsfische (rechts)

In der Versuchsrinne wurden insgesamt drei Antennen installiert (A1-3 in Abbildung 2.8): eine hinter dem Rechen (A1) und zwei im Bypass (A2 und A3). Diese wurden an einen Datalogger angeschlossen, welcher alle Detektionen aufzeichnete. Die Antennen hatten eine Reichweite von ca. 25 cm, somit war es möglich alle Passagen im Querschnitt zu erfassen.

Zusätzlich zur elektronischen Erfassung der Fische hinter dem Rechen und im Bypass mittels PIT-Tags wurden alle Versuche per Videodokumentation erfasst. Die Versuche konnten mittels einer Netzwerkkamera, die im Bereich des Bypasseingangs positioniert war (vgl. Abbildung 2.13) live von der Messstation beobachtet werden. Darüber hinaus wurden zwei zusätzliche Unterwasserkameras (GoPro Hero 3) installiert, die den gesamten Rechenbereich und den Bypass abdeckten. In den Versuchen, in denen eine erhöhte Anzahl an Rechenpassagen festgestellt wurde, wurde eine zusätzliche Kamera hinter dem Rechen positioniert.

Im Rahmen der gegenständlichen Dissertation wurde die Auswertung des Fischverhaltens am Rechen und im Bypass hauptsächlich auf Basis der PIT-Tag Daten durchgeführt. Die Videos dienten überwiegend dazu, die Ergebnisse besser nachzuvollziehen, Rückschlüsse auf unerwartete Ergebnisse treffen zu können und die Funktionsfähigkeit der PIT-Tag-Anlage zu überprüfen. Darüber hinaus ließen sich durch die Videoaufnahmen bestimmte Verhaltensweisen im Nahbereich des Rechens und im Bypassbereich ableiten. Eine gezielte Videoauswertung von typischen Verhaltensmustern wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit an der BOKU Wien durchgeführt (Ferstl und Merl 2017).

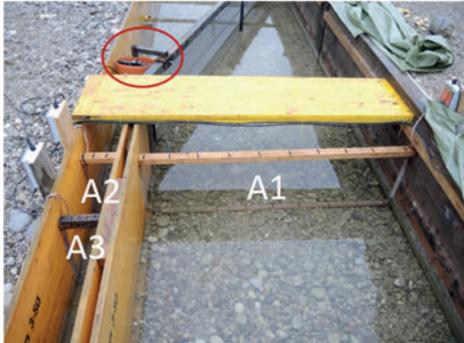


Abbildung 2.13 Anordnung der Antennen A1, A2 und A3 in der Versuchsrinne und Position der Netzwerkkamera am Bypasseingang (rot markiert)

2.3.4 Vorversuche

Im Rahmen von insgesamt 23 Vorversuchen wurde eine geeignete Methodik zur Versuchsdurchführung mit einigen Adaptionen des Versuchsaufbaus festgelegt. Da in ersten Versuchen beobachtet wurde, dass ein Großteil der Versuchsfische im Oberwasser verharnte, wurde das Versuchset-up optimiert. Ziel dieser Voruntersuchung war es daher vor allem, die Abwanderbereitschaft bzw. Aktivität der Versuchsfische zu erhöhen, ohne aber das Fischverhalten aktiv (z.B. durch Scheuchen) zu beeinflussen.

Die erste Vorversuchsreihe (bestehend aus fünf Einzelversuchen) wurde mit drei Forellen in der anfänglichen Versuchsrinne (Anfangszustand, ohne besondere Maßnahmen) durchgeführt. Dieser Anfangszustand hatte im Oberwasser eine Vorlaufstrecke bis zum Rechenanfang von ca. 10 m. In diesen fünf Vorversuchen wurden die Versuchsdauer, der Zeitpunkt der Versuche (tagsüber, bei Dämmerung, nachts) und die Dotation im Bypass variiert. Die Forellen zeigten dabei unabhängig von den drei veränderten Parametern nahezu keine Abwanderbereitschaft. Von insgesamt 15 eingesetzten Fischen wurde lediglich ein Individuum (Regenbogenforelle) im Bypass detektiert, der Rest verblieb im Oberwasser.

In einer zweiten Vorversuchsreihe wurde der Oberwasserbereich mit einem Absperrnetz auf ca. 2 m bis zum Rechenbeginn eingegrenzt und es wurden nochmals fünf Vorversuche mit Forellen und Aitel durchgeführt (artengetrennt). Diese Maßnahme allein führte allerdings nicht zu einer Verbesserung der Abwanderbereitschaft.

In einer dritten Vorversuchsreihe wurden nochmals 13 Einzelvorversuche mit einer höheren Individuendichte durchgeführt. Bei diesen Vorversuchen mit Gemischtartenschwärmen variierte die Anzahl der Versuchsfische zwischen 15 und 60.

Neben der Fischanzahl wurde das Versuchssetup weiter optimiert: im Oberwasser wurde ein separater Adaptionbereich errichtet, in dem sich die Versuchsfische zwischen 15 und 60 Minuten lang an die Bedingungen im Versuchsgerinne anpassen konnten. Zusätzlich wurde der Rechen- und Bypassbereich mit einer Plane abgedunkelt. Die Ergebnisse dieser dritten Vorversuchsreihe zeigten eine deutliche Erhöhung der Aktivität.

Nach Abschluss der Vorversuche wurde folgendes Versuchssetup (vgl. Abbildung 2.14) und -vorgehen festgelegt:

- Eingrenzung des Oberwasserbereiches auf 2 m oberstrom des Rechens,
- Abdunklung des Rechen- und Bypassbereiches mittels einer Plane,
- Adaptionbereich mit einer Länge von 1,25 m im Oberwasser, der über einen Seilzug von außen und von weiter Distanz zu öffnen ist,
- Sichtschutz im nicht abgedunkelten Bereich, um Störeinflüsse durch Lichtbewegungen und Schatten zu vermeiden,
- Einstellen der Bypassdotation, sodass die mittlere Eintrittsgeschwindigkeit in den Bypass der mittleren Anströmgeschwindigkeit im Versuch entspricht,
- Einsatz von 25 Individuen, artengetrennt,
- Vor Versuchsbeginn können sich die Fische 30 Minuten bei geringem Abfluss (ca. 100 l/s) und 15 min bei der im Versuch untersuchten Anströmgeschwindigkeit an die Versuchsbedingungen gewöhnen (entspricht einer Adaptionzeit von 45 min),
- Die eigentliche Versuchsdauer wurde mit einer Stunde festgelegt,
- Fünf Versuchswiederholungen pro Rechenkonfiguration, Fischart und Anströmgeschwindigkeit.



Abbildung 2.14 Istzustand Vorversuche (links) und Versuchssetup nach Abschluss der Vorversuche (rechts)

2.3.5 *Versuchsablauf und Dokumentation*

Alle Versuche wurden mit Hilfe von schriftlichen Protokollen und Videoaufnahmen dokumentiert. Dort wurden neben den Kerninformationen, wie beispielsweise die PIT-Tag-Nummern der eingesetzten Fische, Abfluss bzw. Anströmgeschwindigkeit und Rechenkonfiguration, insbesondere auch die physikalisch-chemischen Parameter, z.B. Wetterlage, sowie Wasser- und Lufttemperatur, erfasst. Für ausgewählte Versuche wurde Videomaterial gesichtet und das Fischverhalten protokolliert. Die Auswertung der Videoaufnahmen hinsichtlich des Fischverhaltens am Rechen und im Bypass wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit an der BOKU Wien behandelt (Ferstl und Merl 2017). Eine detaillierte hydraulische Untersuchung der Anströmsituation am Rechen und im Bereich des Bypasses wurde im Rahmen einer Masterarbeit an der Universität Innsbruck durchgeführt (Tollinger 2016).

Die Experimente wurden zum Großteil untertags von 7:00 Uhr bis 20:00 Uhr (je nach Dämmerungszeitpunkt) durchgeführt. Aus den Vorversuchen und einigen zusätzlichen Dämmerungsversuchen war allerdings bekannt, dass die Fische während der Dämmerung bzw. auch bei Nacht eine höhere Aktivität zeigten. Dies zeigte sich besonders für die Fischart Äsche. Trotzdem war es aus zeitlichen und organisatorischen Gründen nicht möglich, alle Versuche auf den kurzen Zeitraum der Dämmerung zu verlegen. Es wurden somit nur vereinzelte Experimente bei Dämmerung durchgeführt, die jedoch nicht in die statistischen Auswertungen in Kapitel 3 eingeflossen sind.

Folgender Ablauf wurde für jede Versuchsdurchführung wiederholt:

- Entnahme der Fische aus den Hälterungen und Erfassung der PIT-Tag-Nummern mit einem Handlesegerät,
- Besetzen der Fische in den Adaptionbereich und Adaption bei einem Abfluss von 100 l/s für 30 Minuten anschließend 15 Minuten bei jeweiligem Versuchsabfluss,
- Kurz vor Beginn: Einschalten der PIT-Tag-Anlage, Positionierung der GoPro-Kameras, Starten der Netzwerkkamera,
- Versuchsbeginn: Öffnen des Adaptionbereichs,
- Experimentlaufzeit von 60 Minuten unter den geplanten Versuchsbedingungen,
- Versuchsende: Ausschalten der PIT-Tag-Anlage, Entfernen der Abdeckplanen und Abfischen des Versuchsbereiches,
- Zurücksetzen der Fische in die Hälterungen.

2.3.6 *Versuchszeitraum*

Von Oktober 2015 bis Juli 2016 wurden insgesamt 177 Experimente mit den Fischarten Aitel, Äsche und Bach- bzw. Regenbogenforelle durchgeführt.

In der ersten Versuchsphase zwischen Oktober 2015 und Dezember 2015 wurden das Versuchsprogramm mit der Fischart Aitel mit insgesamt 55 Versuche abgeschlossen. Die Experimente mit Forellen mussten nach 26 Versuchen aufgrund der geringen Aktivität bzw. Abwanderbereitschaft aufgrund des Wintereinbruchs abgebrochen werden.

Von Januar bis Ende März 2016 wurde der Versuchsbetrieb aufgrund der niedrigen Wasser- und Lufttemperaturen eingestellt.

Die zweite Versuchsphase begann im April 2016. In dieser zweiten Versuchsphase wurden die noch verbliebenen Versuche mit Forellen und alle Versuche mit Äsche durchgeführt.

Für die statistische Auswertung wurden schließlich die Daten aus insgesamt 143 Versuchen genutzt, d.h. einige Versuche wurden im Preprocessing aussortiert (z.B. Dämmerungsversuche, Versuche mit 0 % Aktivität, Versuche mit Ausfall der PIT-Tag-Anlage).

2.3.7 *Versuchskonfigurationen*

Im ursprünglich geplanten Forschungsvorhaben sollten insgesamt drei Seilabstände (10 mm, 20 mm und 30 mm) sowie drei Rechenneigungen (20°, 30° und 40°) an vier Fischarten und unter Variation der Anströmgeschwindigkeit (0,3 m/s und 0,5 m/s) untersucht werden. Durch die Notwendigkeit einer mindestens fünffachen Wiederholung jeder Versuchskonfiguration im Sinne der statistischen Aussagefähigkeit hätte die Ausführung des geplanten Versuchsprogrammes mit den vier Fischarten den zeitlichen Rahmen des Projekts mit Abstand überzogen (insgesamt 360 Versuche).

Das Versuchsprogramm wurde somit im Zuge der ersten Erfahrungen aus den Versuchen wie folgt geändert:

- Es wurden nur drei Fischarten untersucht: Äsche, Aitel und die beiden Arten Bach- und Regenbogenforelle, zusammengefasst in die Gruppe Forelle.
- Aufgrund der hohen Anzahl von Rechenpassagen an einem Seilrechen mit 20 mm Seilabstand wurde beschlossen, den höchsten Seilabstand von 30 mm nicht weiter zu untersuchen.
- Stattdessen wurde aber eine höhere Anströmgeschwindigkeit als 0,5 m/s untersucht, da sich bei den ersten Versuchen mit der Fischart Aitel eine tendenziell bessere Schutzwirkung bei höheren Anströmgeschwindigkeiten abgezeichnet

hatte. Die Beobachtungen während dieser ersten Versuche deuteten auf einen verhaltensbeeinflussenden (Scheuch-)Effekt mit Zunahme der Seilschwingungen. Es wurde daher das Versuchsprogramm auf die maximal erreichbare Anströmgeschwindigkeit von 0,65 m/s (bei einem Abfluss von 530 l/s) erweitert, denn mit der Zunahme der Anströmgeschwindigkeit erhöhte sich auch die Frequenz der Seilschwingungen. Da die Experimente für die Konfiguration 10 mm/20° mit Aitel und Forelle zu diesem Zeitpunkt aber schon abgeschlossen waren, fehlen für diese Versuchskonfiguration die Versuche mit der höchsten Anströmgeschwindigkeit von 0,65 m/s.

- Hinsichtlich der Rechenneigung wurden aus zeitlichen Gründen nur Rechenneigungen von $\alpha = 20^\circ$ und 40° untersucht. Auch die Rechenkonfiguration $\alpha = 40^\circ$ mit einem Seilabstand von $b = 10$ mm konnte mit der Gruppe Forelle aus zeitlichen Gründen nicht mehr durchgeführt werden.

In Tabelle 2.6 sind die untersuchten Rechenkonfigurationen und hydraulischen Lastfälle nochmals kurz dargestellt.

Tabelle 2.6 Überblick der Versuchskonfigurationen mit Aitel (Ai), Äsche (Ä) und Bach- bzw. Regenbogenforelle (F) aus (Böttcher et al. 2019b)

Anström- geschwindigkeit v [m/s]	Seilabstand b [mm]			
	10		20	
	Rechenneigung α [°]			
	20	40	20	40
0,3	Ai / Ä / F	Ai / Ä	Ai / Ä / F	Ai / Ä / F
0.5	Ai / Ä / F	Ai / Ä	Ai / Ä / F	Ai / Ä / F
0,65	Ä	Ä	Ai / Ä / F	Ai / Ä / F

2.3.8 Datenaufbereitung

Nach jedem Versuch wurden die Detektionen der PIT-Tag-Anlage mit dem Datalogger als Textdatei heruntergeladen. Jede Zeile der Textdatei entspricht dabei einem Signal, das von einer der drei Antennen aufgenommen wurde. Die Zeilen enthielten Informationen über die PIT-Tag-Nummer, das Datum und den genauen Zeitpunkt, den Detektionsort (A1, A2 oder A3) und die Signaldauer. Dabei war es auch möglich, das ein einzelnes

Individuum mehrmals während eines einzigen Versuchs detektiert wurde. Folgende Möglichkeiten von Mehrfachdetektionen wurden beobachtet:

- Ein Individuum schwimmt mehrmals in das Unterwasser und wieder retour in das Oberwasser (durch den Bypass oder den Rechen): mehrmaliger Fischab- und Fischaufstieg.
- Ein Individuum hält sich längere Zeit im Nahbereich einer der drei Antennen auf und es kommt dadurch zu mehrmaligen Detektionen.

Bei den verwendeten HDX Tags kann es bei der gleichzeitigen Passage mehrerer markierter Fische durch die Antenne zu Detektionskollisionen kommen. In diesem Fall wird von der Antenne das stärkste Signal ausgelesen, wodurch andere Signale unterdrückt werden und es zu einer geringeren Detektionsrate kommen kann (Pröll 2016). Hält sich ein markierter Fisch länger im Bereich der Antenne auf, kann dies auch zu Detektionsverlusten führen. Die Fehlerrate ist im Rahmen dieser Untersuchung nicht systematisch untersucht worden. Die Qualität der Detektionen wurde aber im Vorfeld der Untersuchungen sowie während einzelner Versuche immer wieder geprüft (Auffinden von Störquellen, Optimierung der Antenne bzw. des Antennenstandortes und Abgleich der Detektionen anhand Videoaufzeichnungen). Im Datenlogger wurden ebenfalls verschiedene Einstellungen (z.B. das Sendeintervall) untersucht und optimiert, um eine möglichst gute Messgenauigkeit der PIT-Tag Anlage zu erzielen.

Die ausgelesene Textdatei wurde anschließend in Excel nachbearbeitet. Mit der Statistik Software R wurden die Ergebnisse und die dokumentierten Parameter aus dem Versuchsprotokoll kombiniert und aufbereitet. Jeder PIT-Tag-Nummer konnte dadurch die entsprechende Fischlänge und -höhe zugewiesen werden.

In der Datenaufbereitung (Preprocessing) wurde aus allen Detektionen immer nur die erste Detektion eines Individuums (PIT-Tag-Nummer) herausgefiltert. Alle nachfolgenden bzw. mehrmalige Detektionen wurden nicht berücksichtigt. Diese Vorgehensweise begründet sich auch damit, dass der Fisch in einer realen Kraftwerkssituation keine Möglichkeit hat, um zum Beispiel vom Bypass zurück ins Oberwasser zu schwimmen bzw. vom Turbineneinlauf wieder zurück in den Oberwasserbereich des Rechens. Die Methodik der statistischen Auswertung wird in Kap. 3.3.2.4 in Kammerlander et al. (2020) näher beschrieben.

3 TEIL 1 – UNTERSUCHUNGEN ZUM FISCHSCHUTZ UND FISCHABSTIEG AM SEILRECHEN

3.1 Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich

Dieses Kapitel entspricht im Wesentlichen folgender Veröffentlichung:

Böttcher, H., Unfer, G., Zeiringer, B., Schmutz, S., Aufleger, M. (2015): Fischschutz und Fischabstieg–Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 67 (7-8), 299–306,

und ist unter folgendem Link: [doi:10.1007/s00506-015-0248-5](https://doi.org/10.1007/s00506-015-0248-5) zu finden.

Änderungen gegenüber der veröffentlichten Version beschränken sich auf formale Aspekte.

Zusammenfassung

Wasserkraftanlagen verzögern bzw. verhindern Wanderungen von Fischen. Während die Errichtung von Fischaufstiegshilfen (FAH) mittlerweile als Stand der Technik vorgeschrieben ist und für Österreich auch ein entsprechender Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (BMLFUW 2012) erschienen ist, liegen Lösungsansätze hinsichtlich der Problematik des Fischabstieges auf Grund von Wissensdefiziten noch nicht in vergleichbarer Form vor. Folgender Beitrag soll einen Überblick über bisherige Erkenntnisse hinsichtlich flussab gerichteter Wanderungen heimischer, potamodromer Fischarten sowie über verschiedene technische Lösungsmöglichkeiten, deren Anforderungen und Anwendungsgrenzen für den Einsatz an Wasserkraftanlagen liefern. Darüber hinaus werden aktuell laufende, nationale Forschungsprojekte zu dieser Thematik vorgestellt.

3.1.1 Einleitung

Flussabwärts gerichtete Wanderungen spielen bei nahezu allen heimischen Fischarten, insbesondere bei Jungfischen und im Zuge von Laichwanderungen, eine wesentliche Rolle in ihrem Lebenszyklus und sind für die Populationsdynamik von grundlegender Bedeutung (Zitek et al. 2004a; Wiesner et al. 2004; Unfer et al. 2012; Pinter und Unfer 2012). Wasserkraftanlagen unterbinden bzw. verzögern diese Wanderungen, sofern keine entsprechenden Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit vorhanden sind. In der

Regel folgen Fische bei der Abwanderung der Hauptströmung, was bei Flusskraftwerken meist zwangsläufig dazu führt, dass diese die Turbinen passieren. Am Kraftwerkseinlauf sind sie sowohl am Einlaufbauwerk, z.B. durch Kollision mit der Rechenanlage, als auch bei direktem Turbinendurchgang einer Verletzungs- bzw. Tötungsgefahr ausgesetzt, vor welcher sie zukünftig durch Umsetzung geeigneter Fischschutzmaßnahmen geschützt werden sollen. Die negativen Effekte summieren sich bei der Passage mehrerer Wasserkraftanlagen (Staukette), sodass wasserkraftbedingte Mortalität sogar den Erhalt von Fischpopulationen gefährden kann, wie am Beispiel diadromer Arten gezeigt wurde (Keuneke und Dumont 2011).

Im Gegensatz zum Fischeaufstieg wurde die Problematik des Fischabstieges in Europa erst später relevant, wodurch in diesem Bereich starke Wissensdefizite insbesondere in Bezug auf heimische, potamodrome Fischarten vorhanden sind. So sind bisher auch im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP 2009) noch keine konkreten Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen definiert. Im NGP 2009 sowie im Leitfaden zum Bau von Fischeaufstiegshilfen (BMLFUW 2012) wurde aber bereits darauf hingewiesen, dass weitere Forschungsarbeiten und Evaluierungen bestehender Anlagen sowie eine Zusammenfassung des Standes der Technik geplant sind. Aktuell startet ein erstes umfangreicheres, nationales Forschungsprojekt zum Thema Fischschutz und Fischabstieg, das mehrere realisierte Fallbeispiele an Kleinkraftwerken untersuchen wird. Auch eine Studie an größeren Flusskraftwerken, die sich v. a. mit turbinenbedingter Mortalität und deren Auswirkung auf Populationsniveau beschäftigen und von Österreichs Energie beauftragt werden soll, ist in Planung (A. Zitek, persönliche Mitteilung).

Im Europäischen Raum beschäftigen sich derzeit zahlreiche Projekte und Forschungseinrichtungen mit dem Thema Fischschutz und Fischabstieg. In Deutschland wurde im Rahmen eines F + E-Vorhabens des Umweltforschungsplans des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) ein Forum, das sich ausschließlich der Thematik des Fischschutz & Fischabstiegs widmet, gegründet. Die zunächst für 3 Jahre ausgelegte Plattform bot interessenübergreifenden fachlichen Austausch zwischen allen involvierten Fachbereichen (u.a. Vertreter der Länder, Wasserwirtschaft, Ingenieurwasserbau, Fischerei, Naturschutz). Das Forum wird in einem zweiten Zyklus von 2015 bis 2018 fortgeführt. In einem Synthesepapier sind die bisherigen Erkenntnisse und Ergebnisse zusammengefasst (Forum Fischschutz und Fischabstieg 2014). In der Schweiz wurde ebenfalls erst kürzlich ein interdisziplinäres Forschungsprojekt abgeschlossen, das sich mit der Weiterentwicklung von Fischschutzeinrichtungen im Hinblick auf den Einsatz an größeren mitteleuropäischen Flusskraftwerken beschäftigt (Kriewitz-Byun 2015).

3.1.2 Bedeutung von Fischschutz und Fischabstieg für die heimische, potamodrome Fischfauna

Die in Österreich heimische Fischfauna ist mit ca. 65 Fischarten für europäische Verhältnisse sehr divers, wenngleich diadrome Fischarten (zwischen Salz- und Süßwasser wandernd) weitgehend fehlen, seitdem ein Aufwandern der Donau durch die Errichtung der Kraftwerke am Eisernen Tor unmöglich geworden ist. Neben der Donau, in der annähernd die gesamte heimische Fischfauna vorkommt, weisen v. a. auch die größeren Fließgewässer des Landes, wie Drau, Inn, Enns etc. in ihren Mittel- und Unterläufen artenreiche Fischgesellschaften auf. Weitere, durch Vertreter der Karpfenartigen (Cypriniden) dominierte Tieflandgewässer mit hoher Artenzahl liegen v. a. im Osten und Süden des Landes. Insgesamt ist die österreichische Gewässerlandschaft aber vorrangig durch alpine Gewässer der Forellen- und Äschenregion geprägt, wodurch die Erarbeitung nachhaltiger Lösungsmöglichkeiten der Abstiegsproblematik für die Leitarten Bachforelle (*Salmo trutta*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) für Österreich jedenfalls zentral sein wird.

Je höher die Artenzahl, desto diverser werden auch die Ansprüche der verschiedenen Arten und deren unterschiedlichen Altersstadien. Folglich steigt auch die Variabilität hinsichtlich der Bewegungs- bzw. Wandermuster, wenngleich zum Wanderverhalten vieler heimischen Arten bis dato sehr wenig bekannt ist. Es ist jedenfalls festzuhalten, dass alle Altersstadien, beginnend bei der Drift von Fischlarven bis hin zu Rückwanderungen von Adultfischen nach dem Abbläichen, in flussabgerichtete Wanderungsprozesse involviert sind.

Bekannt ist, dass alle Fischarten, die zum Laichen flussauf ziehen, und nicht wie die Lachse in großer Mehrheit nach dem Laichen verenden, nach der Reproduktion jedenfalls wieder in ihre angestammten Nahrungshabitate zurückwandern. Die Laichwanderung flussauf erfolgt vielfach zurück ins Geburtsgewässer („homing“), also oft aus größeren Vorflutern zurück in Zubringer. Dabei können zunehmend auch im Zuge der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie neu errichtete Fischaufstiegshilfen passiert werden. Mit zunehmender Öffnung ehemaliger Wanderkorridore könnten zukünftig sogar historisch bekannte Laichzüge wieder initiiert werden. Als Beispiel eines bedeutenden Laichzugs sei das Kärntner Drau-Möll-System angeführt. Dort sind, vor der Errichtung des ersten Kraftwerks an der Möll (KW Gößnitz / ca. Flusskilometer 35), bis in die 1970er Jahre tausende Äschen aus der Drau bis zu 60 km die Möll aufgewandert, um dort zu laichen, wie zahlreiche Zeitzeugen belegen können. Ein zweites Kraftwerkswehr ca. 6 km flussauf der Mündung, das wenig später errichtet wurde, unterband die Äschenwanderungen zwischen Drau und Möll schließlich vollständig. Dieses Wehr erhielt erst 2014 eine funktionierende Fischwanderhilfe. Die Wanderungen der Äsche aus der Drau in die Möll

sind in der Zwischenzeit – nach vielen Jahren bzw. Äschengenerationen ohne Aufstiegsmöglichkeit – erloschen. Letztlich bleibt es fraglich, ob dieser beispielhaft angeführte Laichzug, der für die ehemals hervorragenden Äschenbestände von Drau und Möll zentral war, jemals wieder initiiert werden kann. Sowohl in der Möll wie auch der Drau existieren nach wie vor Äschenbestände, auch ohne die genannten Wanderungen zwischen den beiden Gewässern, aber in beiden Gewässern sind die Dichten und Biomassen der Äsche aktuell über weite Abschnitte gering und dringender Handlungsbedarf zur Zustandsverbesserung im Sinne der WRRL gegeben. Beide Flüsse sind, wie sehr viele andere Gewässer Österreichs auch, durch verschiedene Stressoren mehrfach belastet. Gerade in solchen Fällen können offene Migrationsrouten und die Wiederanbindung geeigneter Laichgründe, die oftmals in weniger belasteten Zubringern liegen, entscheidend dazu beitragen, geschwächte Populationen nachhaltig zu stärken und so auch den fischökologischen Zustand zu verbessern bzw. den guten Zustand abzusichern. Andere zahlenmäßig mit Sicherheit noch weit bedeutendere Beispiele, dass Teile großer Populationen zum Laichen weit flussauf gewandert sind, sind aus der Donau bekannt. Auch dort wurden die Migrationswege für ehemals in Massen auftretende Wanderarten wie Nase, Barbe, Nerfling etc. durch die Errichtung der Staukette massiv reduziert, wodurch viele ursprüngliche Wanderbewegungen erloschen sind.

Aus dem Lebenszyklus der Äsche und aller Fischarten, die flussaufgerichtete Laichwanderungen vollziehen, wird jedoch klar, dass Wanderbewegungen immer in beide Richtungen offene Korridore erfordern. Je mehr und weiter Fische also wieder flussauf wandern können, desto stärker werden sich auch wieder flussab ausbreiten, was entsprechende Möglichkeiten zum Abwandern voraussetzt und Fischschutz- und Fischabstiegsbelange verstärkt in den Fokus rückt. Fehlen Wanderkorridore für den Abstieg, werden die erwarteten positiven Effekte verbesserter Aufstiegsverhältnisse in ihrem Erfolg zumindest reduziert bleiben.

Zum Verhalten der Tiere im Zuge der Rückwanderung ist bislang aber wenig bekannt. In Österreich existieren bis dato lediglich einzelne Untersuchungen zur Kompensation von Laichwanderungen. So beobachteten beispielsweise Zitek et al. (2004a) das Rückwandern von vor allem Nase und Barbe in der Pielach, ebenso Unfer et al. (2003) im Rahmen einer Radiotelemetriestudie an Donau und Pielach. Darüber hinaus analysierten Pinter und Unfer (2012) das Rückwanderungsverhalten von Äsche und Aalrutte (*Lota lota*) an der Wehranlage Rottau an der Möll. Hinsichtlich der Fischarten Bach- und Regenbogenforelle und vor allem der Äsche gibt es vergleichsweise umfangreiche Daten aus einem Monitoring der Fischwanderhilfe am KW Murau an der Oberen Mur (Wiesner et al. 2007), aber insgesamt ist die Datenlage, vor allem im Vergleich zum Fischaufstieg, bislang sehr spärlich.

Neben der Rückwanderung von Laichfischen ist auch bekannt, dass im Herbst bzw. Winter bei sinkenden Temperaturen vor allem Jungfische in großer Zahl flussab wandern, um Wintereinstände aufzusuchen. Diesbezüglich ist eine Arbeit von Wiesner et al. (2004) am Marchfeldkanal hervorzuheben, die zeigen konnte, dass innerhalb von drei Monaten (Nov-Jan) rund 60.000 Fische aus 34 Arten ein Wehr am Marchfeldkanal in Richtung flussab passierten. Auf diesem Wissen baute eine Untersuchung an der Thaya (Unfer et al. 2012) auf, die an einer Fischabstiegshilfe in erster Linie abwandernde Jungfische belegen konnten. Ebenso ist bekannt, dass juvenile Äschen im Herbst quantitativ aus dem Oberlauf der Ybbs in flussabgelegene Gewässerabschnitte abwandern (IHG, unveröffentlicht).

Die quantitativ bedeutendsten flussabgerichteten Wanderungen vollziehen Jungfische und Fischlarven im Rahmen der Drift. Die übergeordnete Bedeutung der Verbreitung von Fischlarven mittels Drift wurde umfassend am Marchfeldkanal untersucht (Zitek et al. 2004b; Zitek et al. 2004c). Außerdem gibt es dazu Untersuchungen an der Donau von Waidbacher (pers. Mitteilung; aktuelle Untersuchungen am Stau Freudenu), die ebenfalls hohe Driftraten der Donau-Fischfauna ermittelten. Hinsichtlich der Drift von Larven bzw. sehr früher und daher sehr kleiner Jungfische sind Lösungsmöglichkeiten bezüglich Fischschutz, also der Verhinderung des Einzugs in Turbinen, sehr beschränkt. Dies liegt vor allem daran, dass die Drift passiv entlang der Hauptströmung des Gewässers erfolgt und die Jungfische weder leitbar sind noch durch Fischschutzeinrichtungen (Rechen) vor dem Turbineneinzug abgehalten werden können, da diese aus betrieblichen Gründen dafür nicht fein genug gestaltet werden können. Zur Vermeidung von Turbinenmortalität bei Drift wäre ein Forschungsfokus auf „fischfreundliche Turbinen“ zu richten.

Neben den oben beschriebenen flussabgerichteten Wanderbewegungen (Larvendrift, herbstlich/winterliche Abwanderung von Jungfischen, Rückwanderung von Laichfischen) können weitere Formen von z. B. Ausbreitungs- oder Nahrungswanderungen nicht ausgeschlossen werden, da der Kenntnisstand von Wanderungen der heimischen Arten im Jahresverlauf bislang weitgehend unzureichend ist.

Zeitlich treten oben beschriebene Wanderungen jedenfalls ganzjährig auf. Während die flussabgerichtete Ausbreitung der Jungfischfauna durch Drift vor allem zwischen Sommer und Herbst stattfindet, passieren Jungfischabwanderungen aufgrund fallender Temperaturen und dem Aufsuchen von Winterlagern in erster Linie während der Herbst- und Wintermonate. Die Rückwanderung von Laichfischen kann im gesamten Jahresverlauf auftreten; so laicht die häufigste, heimische Fischart, die Bachforelle, im Herbst, die Aalrutte laicht im Hochwinter, die Mehrzahl heimischer Fische aber im Frühling und Sommer (z. B. Huchen, Hecht, alle Cypriniden). Daher ist davon auszugehen, dass die Bereitstellung von Abwanderungsmöglichkeiten zeitlich individuell an einzelne Anlagen bzw. einzelne Gewässer(typen) mit individuellen Artenspektren anzupassen sein wird.

3.1.3 Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg

Grundsätzlich gibt es verschiedene Lösungsansätze, eine möglichst schadlose Abwanderung von Fischen an Wasserkraftanlagen zu gewährleisten. Sind sowohl adäquate Fischschutz- als auch Fischabstiegsanlagen installiert, haben diese die Funktion, abwandernde Fische vor einer Passage durch die Turbinen und den daraus resultierenden Schädigungen zu schützen (1), diese effizient zu einem alternativen Abstiegskorridor zu leiten (2) und über diesen schadlos dem Unterwasser zurückzuführen (3) (Larinier und Travade 2002). Eine komplette Fischabstiegsanlage umfasst also jedenfalls beides: Barrieren vor den Kraftwerkseinläufen als Schutz- und Leitsystem und einen gut auffindbaren Bypass. Zusätzlich, kann durch „fischschonende Turbinen“ (engl. „fish friendly turbines“) oder einer geregelten Betriebsweise von Turbinen ein weitgehend schadloser Fischabstieg durch das Kraftwerk ermöglicht werden (Holzner 1999). Beim fischschonenden Anlagenmanagement an Wasserkraftanlagen wird in bestimmten Abwanderungszeiträumen der Fischabstieg über die Wehranlage ermöglicht, z.B. durch das Öffnen der Wehrfelder bei gleichzeitiger Reduktion des Triebwasserabflusses oder vorübergehender Außerbetriebnahme des Kraftwerkes (DWA 2005). Dieser Lösungsansatz eignet sich hauptsächlich für Fischarten, deren Abwanderungszeiträume zeitlich begrenzt und/oder genau prognostizierbar sind (Ebel 2013; Adam und Schwevers 2006). Fischtransportsysteme („Trap and Truck“) kommen bisher vorwiegend an größeren Stauketten, z.B. an Mosel/Rhein (Deutschland) oder Snake River (USA) zum Schutz diadromer Fischarten, beispielsweise Richtung Meer abwandernder Junglachse („smolts“) und Aale zum Einsatz (DWA 2005; Ebel 2013), sind jedoch, zumindest soweit bis dato bekannt, für heimische Fischarten nicht geeignet.

3.1.3.1 Barrieren zum Fischschutz

Mechanische Barrieren werden an nahezu allen Wasserfassungen von Wasserkraftanlagen vorgeschaltet. Diese sind aber meist als Grobrechen zum Schutz der Turbinen vor Treibgut installiert und nicht zum Fischschutz. Während physisch durchlässige Anlagen wie z.B. Grobrechen, das Einschwimmen von Fischen in die Kraftwerkseinläufe hauptsächlich durch das Auslösen verhaltensbeeinflussender, visueller und hydraulischer Reize reduzieren, beruht eine effektive Schutzwirkung von physischen Barrieren vor allem auf dem Filterprinzip (DWA 2005; Ebel 2013). Bei physischen Barrieren, z.B. Feinrechen, wird die lichte Weite zwischen den Stäben entsprechend der Größe der zu schützenden Fischarten bzw. -altersstadien festgelegt (Ebel 2013). Im Allgemeinen empfehlen einige Autoren, dass dabei eine lichte Stabweite von 20 mm nicht überschritten werden sollte (Cuchet 2014; Dumont 2013; Travade und Larinier 2006). Weiterhin sind jedenfalls geringe Anströmgeschwindigkeiten am Rechen einzuhalten ($\leq 0,5$ m/s nach DWA 2005; Dumont 2013; Travade und Larinier 2006), um

Schädigungen der Fische durch das Anpressen an die Rechenfläche zu vermeiden. Eine zusätzliche Leitfunktion haben mechanische Barrieren, die in einer möglichst flachen Neigung ($< 45^\circ$) gegenüber der Sohle oder in Grundrissperspektive angeordnet werden (Larinier und Travade 2002; Cuchet 2014; Ebel 2013). Derartige Leitsysteme in Kombination mit einem, am unterstromigen Ende angeordneten Bypass (vgl. Abbildung 3.1, weisen nach derzeitigem Erkenntnisstand das größte Schutzpotential auf (Forum Fischschutz und Fischabstieg 2014; Ebel 2013; Raynal et al. 2013b). In Europa kommen dabei vor allem Leit- bzw. Schrägrechen oder Flachrechen, mit vertikal oder horizontal angeordneten Stäben und einem Bypass am unterstromigen Ende zum Einsatz (Abbildung 3.1). In den USA sind Systeme wie Wedge-Wire-Screens, Modular Inclined Screens und Eicher Screens, mit sehr geringen lichten Weiten (≤ 10 mm) und einer Neigung von $15 - 20^\circ$ (im Grundriss), vor allem dort verbreitet, wo Junglachse vor dem Turbineneinzug geschützt werden sollen (DWA 2005; Ebel 2013).

Bisher gelten physische Barrieren bei Laufwasserkraftanlagen mit hohen Ausbaudurchflüssen (> 100 m³/s) technisch und ökonomisch als nicht umsetzbar (Dumont 2013). Zum einen werden betriebliche und technische Probleme (u.a. hohe Schwemmgut- und Sedimentfrachten, hohe hydraulische Verluste) angeführt, zum anderen sind die finanziellen Aufwände für Errichtung und Betrieb erheblich.

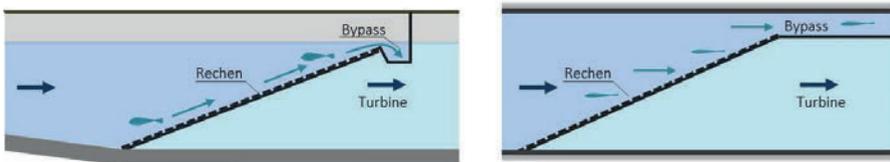


Abbildung 3.1 Anordnungsmöglichkeiten schräg geneigter Rechen; Längsschnitt Flachrechen (rechte Skizze) und Grundriss Leit- bzw. Schrägrechen (linke Skizze) (nach Dumont et al. 2005)

Mechanische Verhaltensbarrieren sind für einen großen Anteil abwandernder Fische physisch durchlässig, können jedoch aufgrund verhaltenswirksamer Reize eine gezielte Reaktion auf voll schwimmfähige Altersstadien auslösen (z.B. eine Vermeidungsreaktion, Leitwirkung). Dazu gehören Leitbauwerke, wie beispielsweise Tauchwände, Leitrechensysteme wie Louver und Bar Racks, aber auch konventionelle Grobrechen, wie sie in Österreich an nahezu allen Wasserkraftanlagen zum Einsatz kommen (DWA 2005; Ebel 2013).

Leitrechen, wie Louver und Bar Racks, werden in sehr flachen Winkeln zur Anströmrichtung (vgl. Leitrechen in Abbildung 3.1) angeordnet. Die vertikalen Stäbe („Lamellen“) mit relativ großen Stababständen (≥ 25 mm) sind dabei senkrecht (Louver) bzw. geneigt (Bar Rack) gegenüber der Hauptströmungsrichtung ausgerichtet und bewirken eine Strömungsumlenkung vor der Barriere, wodurch eine gezielte Verhaltensänderung bei Fischen ausgelöst wird (Bates und Vinsonhaler 1957; Ebel 2013; DWA 2005). Louver und Bar Racks wurden bisher überwiegend in Nordamerika an größeren Wasserkraftanlagen eingesetzt, insbesondere für den Schutz von Lachssmolts. In einer aktuell von der ETH Zürich und der EAWAG bearbeiteten Studie wurden diese Leitrechen im Hinblick auf den Einsatz an größeren mitteleuropäischen Flusskraftwerken näher betrachtet (Boes 2014). Mithilfe physikalischer und ethohydraulischer Modellversuche wurden unterschiedliche Rechengeometrien hinsichtlich ihrer örtlichen Energieverluste, ihrer hydraulischen und fischbiologischen Wirkung sowie ihrer Eigenschaften im Kraftwerksbetrieb untersucht. Für vier potamodrome Arten (Äsche, Barbe, Bachforelle, Schneider) und eine diadrome Art (Aal) wurde das Fischverhalten am Leitrechen beobachtet und die Fischleiteffizienz der jeweiligen Rechengeometrie bestimmt. So konnten in einer modifizierten Bar-Rack-Variante 72 bis 100 % der untersuchten Fische, mit Ausnahme der Äschen, zum Bypass geleitet werden (Kriewitz-Byun 2015). Diese Variante stellte sich im Rahmen der Untersuchungen auch bezüglich betrieblicher Aspekte (hydraulische Verluste, Rechen- und Kraftwerksanströmung) als günstigste Konfiguration heraus (Kriewitz-Byun 2015).

Tauchwände leiten ausschließlich oberflächennahe Fischarten vor den Kraftwerkseinläufen in Richtung Bypass ab. Neben der artenselektiven Wirkung dieser flächigen Strukturen gestaltet sich auch die Hochwassersicherheit dieser Bauwerke als problematisch (DWA 2005; Kriewitz-Byun 2015).

Verhaltensbarrieren nutzen die Wirkung von Reizen wie Licht, Schallwellen oder elektrischer Felder, die sich auf das Fischverhalten auswirken. Diese lösen einen gezielten Ortswechsel bei Fischen aus, was in Abhängigkeit des Reizes und der Fischart in einer Fluchtreaktion oder einer Lockwirkung resultiert (DWA 2005). Nach derzeitigem Kenntnisstand ist die Wirksamkeit dieser Systeme jedoch sehr umstritten und insbesondere von den hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeiten $\leq 0,3 - 0,5$ m/s) wie auch anderen Umweltparametern (Licht, Turbulenz, etc.) abhängig, weshalb sich deren Anwendung an Wasserkraftanlagen in Europa bisher nicht durchgesetzt hat (DWA 2005; Ebel 2013).

Kombinationen von mechanischen Barrieren mit Verhaltensbarrieren, wie beispielsweise die Elektrifizierung einer Rechenanlage, können jedoch durchaus zu einer weiteren

Verbesserung der Fischschutz- und -leitwirkung führen, wie aktuelle Untersuchungen zeigen (Rost et al. 2014).

Ein neuer Lösungsansatz zum mechanischen Fischschutz stellt das am Arbeitsbereich für Wasserbau der Universität Innsbruck entwickelte Konzept des Seilrechens dar. Der Seilrechen besteht aus horizontal gespannten Seilen, die in einer bestimmten, aus dem Fischschutz geforderten, lichten Weite vor dem Kraftwerkseinlauf gespannt sind. Nach demselben Prinzip eines Leit- oder Schrägrechens, wird dieser in einem flachen Winkel gegenüber dem Anströmvektor angeordnet, um Fische in Richtung Bypass am unterstromigen Ende der Barriere zu leiten (vgl. Abbildung 3.1 rechts). Während des Betriebes ist mit geringen Schwingungen zu rechnen, die einen verhaltensbeeinflussenden Effekt bei Fischen vermuten lassen. Insbesondere im Hinblick auf einen möglichen Einsatz an größeren Laufwasserkraftwerken, ist die Kombination eines physisch durchlässigen Seilrechens mit einer Verhaltensbarriere (Licht, elektrisches Feld) nach dem Funktionsprinzip einer mechanischen Verhaltensbarriere denkbar (Böttcher et al. 2014). Detaillierte Untersuchungen der Schutz- und Leitwirkung auf potamodrome Fischarten werden im Rahmen eines aktuell anlaufenden Forschungsprojektes untersucht (siehe unten).

3.1.3.2 Fischabstiegsanlagen

Zusätzlich zum Fischschutz durch Barrieren muss ein schadloser Abstieg vom Oberwasser des Kraftwerkes ins Unterwasser gewährleistet werden. Neben eigens für den Fischabstieg angeordneten Bauwerken, wie Rinnen, Schächten oder Rohrleitungen, können auch bestehende Anlagenteile, beispielweise geöffnete Wehrfelder, Leerschüsse, Fischaufstiegsanlagen, Treibguttrinnen, überströmbare Wasserkraftanlagen, etc. für den Fischabstieg genutzt werden (DWA 2005; Ebel 2013). Diese haben jedoch oft den Nachteil einer schlechteren Auffindbarkeit (Holzner 2000, 1999; Lecour und Rathcke 2006; Jansen et al. 2007). Die Auffindbarkeit von Bypässen hängt dabei insbesondere von den hydraulischen Bedingungen am Einstieg (Fließgeschwindigkeit und -tiefe, Turbulenzen, Beschleunigung) und dessen geometrischen Eigenschaften (Abmessungen, Einlaufgestaltung, etc.) ab (Ebel 2013; Larinier und Travade 1999). Generell sollte der Fischabstieg so nah wie möglich an einer mechanischen Barriere positioniert sein. Bei zur Sohle geneigten Flachrechen wird ein Oberflächenbypass (Abbildung 3.1 links), bei Leit- und Schrägrechen ein schachtartiger Bypass über die gesamte Wassersäule (Deep-Channel-Bypass), jeweils am unterstromigen Ende der Rechenstrukturen, empfohlen (DWA 2005; Ebel 2013). Bei sehr langen Rechenanlagen bzw. Leiteinrichtungen (> 100 m) sollten mehrere Einstiegsmöglichkeiten in den Bypass angeordnet werden (Turnpenny und O’Keefe 2005). In Abhängigkeit der größten Zielfischart sind bestimmte Mindestdimensionen des Bypasses einzuhalten. Generell werden Profiltiefen von 0,4 m

bis 0,6 m und Mindestfließtiefen von 0,6 m bis 0,9 m für ein breites Spektrum an Fischarten empfohlen (Ebel 2013).

Im Einlaufbereich in den Fischabstieg sollten Turbulenzen, Fließwechsel oder starke Beschleunigungsgradienten generell vermieden werden, da diese Fluchtreaktionen auslösen können (Ebel 2013; Larinier und Travade 2002). Die Dotation und die Strömungsverhältnisse am Einstieg und im Bypass können durch den Einbau fester Überfallwehre, beweglicher Klappen, etc. kontrolliert werden. Dabei sollte eine Rückwanderung der Fische nach dem Kontrollbauwerk nicht mehr möglich sein (Ebel 2013). Im Bypass selbst sollten zu hohe Geschwindigkeiten vermieden werden, da sonst Verletzungen aufgrund von Scherkräften, Druckgradienten oder Kollisionen auftreten können (Guensch et al. 2003; Turnpenny et al. 1992). Die Mindestdotation ist abhängig von den hydraulischen Bedingungen am Einstieg (Attraktivität) und der geometrischen bzw. hydraulischen Anforderungen an den Bypass. Es werden Abflüsse im Bereich von 1 bis 2 % des Mittelwasserabflusses empfohlen, wobei die Dotation nur lokal (direkt am Einstieg in den Bypass) eine Lockwirkung erzielt (Forum Fischschutz und Fischabstieg 2014). Darüber hinaus ist darauf zu achten, dass unterhalb von Überfällen eine ausreichende Wassertiefe im Tosbecken gewährleistet wird, um Verletzungen durch Kollision mit der Sohle zu vermeiden.

3.1.3.3 Fischschonende Turbinen

Fischschonende Turbinen ermöglichen durch deren optimierte Geometrie und Betriebsweise den direkten Abstieg der Fische durch das Kraftwerk (Ebel 2013). Dabei unterscheiden sich diese Turbinentypen von herkömmlichen insbesondere durch große Laufraddurchmesser, geringe Rotationsgeschwindigkeiten, eine optimierte Laufradgeometrie und verringerte Spaltmaße (Ebel 2013; Cada 1990). Neben innovativen Laufradkonzepten, wie beispielsweise der spiralförmigen Alden Turbine (Alden 2008), der „fish-friendly turbine“ (Meijnen und Grünig 2013) oder der VLH-Turbine wurden auch herkömmliche Turbinentypen im Hinblick auf die Fischdurchgängigkeit optimiert, beispielsweise der von Voith entwickelte Minimum Gap Runner, eine „spaltfreie“ Kaplan turbine. Untersuchungen zum Minimum Gap Runner liegen bereits für das Kraftwerk Bonneville Dam am Columbia River, USA, vor (Fisher et al. 2000); das ebenfalls am Columbia River gelegene Kraftwerksprojekt Wanapum Dam ist derzeit im Bau (Grant PUD). Für die in Frankreich entwickelte VLH-Turbine liegen bereits Erfahrungen im europäischen Raum vor (u.a. Frankreich, Schweiz, Italien). Darüber hinaus werden in Bayern im Rahmen eines aktuell anlaufenden Forschungsprojekts zum Thema „Wasserkraftnutzung und Gewässerökologie“ drei VLH-Kraftwerksstandorte hinsichtlich der Fischschädigungen bei Turbinendurchgang geprüft (Kolbinger 2014). Auch Wasserkraftschnecken gelten im Allgemeinen als fischfreundlicher Turbinentyp. Deren

Schädigungsraten sind jedoch stark von der Bauweise abhängig: scharfe Schaufelblätter, Spalte zwischen Schaufelrädern und dem Betontrog oder Druckschwankungen können in Abhängigkeit der Fischart, -größe und der Betriebsbedingungen zu teilweise deutlichen Verletzungsraten führen (Schmalz 2012; Edler 2013).

Eine Weiterentwicklung dieses Turbinenkonzeptes stellt die spaltfreie Doppelschnecke „HYDROCONNECT“ mit „Albrecht fishLift inside“ dar, die den Fischabstieg und Fischaufstieg ermöglicht (ZEK Hydro). Die ersten Versuche hinsichtlich flussaufgerichteter Passierbarkeit erfolgten im Jahr 2012 an einem Prototyp in der Jeßnitz, Niederösterreich (Zeiringer und Jungwirth 2012). Besonderem Augenmerk lag dabei auf den Hauptfischarten des Hyporhithrals. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass die flussaufgerichtete Passage der Innenrohrschnecke für alle Altersstadien der beprobten Fischarten möglich ist. In weiterführenden Versuchsanordnungen an diesem Prototyp wurde auch der Abstieg von Fischen über die Außenrohrschnecke vom Ober- ins Unterwasser experimentell untersucht (Grigull 2015). Festzuhalten ist weiters, dass im Zuge der Experimente bei keinem Fisch äußere Verletzungen als Folge der Passage festgestellt wurden. Die bisherigen Untersuchungen am Standort Jeßnitz belegen, dass der neu entwickelte Schneckentyp zumindest an kleineren bis mittelgroßen Gewässern der Forellen- und Äschenregion, mit Absturzbauwerken und/oder Wehranlagen (speziell auch bei beschränkten Platzverhältnissen), hohe Zukunftschancen besitzt, gleichzeitig die Probleme der flussauf und flussab gerichteten Fischwanderungen einer Lösung zuzuführen. In einer aktuell vom Verbund beauftragten fischökologischen Begleitforschung der Doppelschnecke am Standort KW Retznei am Mur-Zubringer Sulm wird nun für potamale Fischarten die Funktionalität der Doppelschnecke überprüft.

Bislang werden fischfreundliche Turbinenkonzepte im Vergleich zu konventionellen Turbinen relativ selten umgesetzt. Gründe dafür sind vor allem höhere Investitionskosten, zum Teil begrenzte Anwendungsmöglichkeiten (Fallhöhe, Durchfluss) bzw. deren Baugröße, welche die Integration in bestehende Anlagen (bei KW-Revitalisierung) erschweren kann (DWA 2005; Ebel 2013).

3.1.4 Aktuelle Forschungsvorhaben in Österreich

3.1.4.1 Projekt Fischschutz und Fischabstieg

Im Sommer 2015 startet ein erstes größeres Forschungsprojekt zur Thematik mit dem Titel „Fischschutz und Fischabstieg in Österreich“. Das in Module gegliederte Projekt wird vorrangig vom Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU, in enger Zusammenarbeit mit Vertretern mehrerer Landesregierungen und unter Leitung des BMFLUW bearbeitet. Zur Finanzierung werden Mittel des Bundes, der Länder, des Vereins

Kleinwasserkraft sowie des Österreichischen Fischereiverbandes zur Verfügung gestellt. Zur Lenkung des Projekts werden Fachexperten aller fördernden Institutionen gemeinsam mit den Projektbearbeitern eine Steuerungsgruppe bilden.

Das Forschungsprojekt verfolgt das übergeordnete Ziel, den Kenntnisstand hinsichtlich der Problematik von flussabgerichteten Fischwanderungen der heimischen Fischfauna an Kontinuumsunterbrechungen, besonders jenen in Verbindung mit Wasserkraftanlagen, zu erweitern und entsprechende Lösungsvorschläge für die österreichische Fluss- bzw. Kraftwerkslandschaft zu erarbeiten. Dabei steht im Vordergrund, fachliche gewässer- bzw. fischökologische Grundlagen zu erarbeiten. Die Ableitung konkreter Sanierungsmaßnahmen sowie Analysen hinsichtlich u. U. daraus entstehender ökonomischer Konsequenzen sind im Rahmen dieser Studie nicht geplant. Das Hauptaugenmerk des Projekts richtet sich dabei auf Kleinkraftwerke bis 10 MW Leistung, Untersuchungen bzw. Lösungsvorschläge für größere Wasserkraftwerke sind explizit nicht Projektgegenstand.

Fokussiert wird auf zwei Kernprobleme. Zum einen werden Fragestellungen hinsichtlich Fischschutz bearbeitet, zum anderen sollen Möglichkeiten und Varianten zur Gewährleistung des Fischabstiegs an Wasserkraftanlagen geprüft bzw. anhand konkreter Fallbeispiele an bestehenden bzw. aktuell in Fertigstellung befindlichen Anlagen untersucht werden. Das Projekt zielt darauf ab, die grundsätzliche Funktionsfähigkeit aber auch Effizienz der zu untersuchenden Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen zu evaluieren. Fallstudien mit umfangreichen fischökologischen Untersuchungen werden an der Thaya in Niederösterreich, der Seeache zwischen Mond- und Attersee in Oberösterreich und in der Kleinarler Ache und dem Fritzbach in Salzburg stattfinden. An einem Kleinkraftwerk an der Thaya, das auf Initiative des Betreibers bereits mit einer Abstiegsanlage ausgestattet ist, werden neben der Fischabstiegshilfe auch die Turbinenpassage, die Leitwirkung einer Tauchwand und die Möglichkeit Fische über den Fischaufstieg wieder ins Unterwasser zu leiten, untersucht. An der Seeache (OÖ) und im Rahmen der Salzburger Fallstudie wird der Fokus auf die Untersuchung von Funktionalität und Effizienz von Fischabstiegsanlagen gerichtet. Am Standort Fritzbach soll zusätzlich auch die Effizienz der Leitwirkung eines bereits realisierten Louver (siehe oben) untersucht werden. Für die Untersuchungen werden moderne fischökologische Monitoringmethoden eingesetzt. Die Bewegungen bzw. das Verhalten der Fische an den zu untersuchenden Anlageteilen wird unter anderem mittels Radiotelemetrie und Ultraschallkamera beobachtet werden. Daneben werden Elektrofischungen, verschiedene Reusensysteme und umfangreiche Fischmarkierungen eingesetzt.

Die zentralen Forschungsfragen sind dabei, wie funktionsfähige Abstiegsanlagen aussehen können, wie sie zu positionieren sind, wie hoch sie dotiert werden müssen, um den

Ansprüchen der verschiedenen Arten und Altersstadien gerecht zu werden, und, ob solche Anlagen ständig oder nur zeitweise in Betrieb sein müssen. Eine stringente Beantwortung dieser exemplarisch angeführten Forschungsfragen wird aber durch das vorliegende Projekt allein nicht möglich sein. Mit Sicherheit werden auch in den folgenden Jahren weitere Studien zum Thema folgen müssen. Es soll aber ein wesentlicher Beitrag zum Fortschritt in der Forschungsthematik Fischschutz/Fischabstieg und zur weiteren Entwicklung zielführender Lösungen geleistet werden.

3.1.4.2 Projekt Seilrechen

Aktuell startet ein, von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördertes, Forschungsprojekt zum Fischschutzkonzept Seilrechen. In einem interdisziplinären Team aus Forschung und Praxis werden im Rahmen des zweijährigen Projektes weiterführende Untersuchungen zur fischbiologischen Wirksamkeit, den hydraulischen Eigenschaften des Seilrechens sowie technischen und betrieblichen Fragestellungen durchgeführt. Im Folgenden wird ein kurzer Ausblick auf die einzelnen Forschungsschwerpunkte im Projekt gegeben.

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) der BOKU Wien sind Verhaltensuntersuchungen zur Fischschutz- und -leiteffizienz an einem ethohydraulischen Ausschnittsmodell im Maßstab 1:1 geplant. Die Experimente werden in der HyTEC-Versuchsanlage des IHG in Lunz am See mit vier repräsentativen Zielfischarten des Hyporhithrals und Epipotamals durchgeführt. Der Versuchsaufbau entspricht dabei schematisch der in Abbildung 3.1 rechts dargestellten Anordnung von Schräg- bzw. Leitrechen in Kombination mit einem Bypasssystem. Der Seilrechen wird hinsichtlich seiner Neigung im Grundriss sowie der Seilabstände variabel ausgeführt. In der ersten Versuchsphase werden geometrische (Seilabstand, Rechenneigung, Bypass) und hydraulische Parameter (Anströmgeschwindigkeit) gezielt variiert und die Reaktionen der Fische auf die Veränderung der einzelnen Parameter beobachtet und dokumentiert. Darüber hinaus sollen Erkenntnisse über die verhaltensbiologische Wirkung von Seilschwingungen sowie visuellen und hydraulisch-taktilen Reizänderungen am Rechen auf die Versuchsfische durch Beobachtung bestimmter Verhaltensmuster gewonnen werden. In der zweiten Versuchsphase wird das Potential einer Kombination des Seilrechens mit verhaltensorientierten Ansätzen zum Abschirmen und Leiten der Fische untersucht. Konkret sind dazu orientierende Versuche zur Reaktion der Versuchsfische an einem elektrifizierten Seilrechen geplant.

Neben fischökologischen Aspekten konzentrieren sich weitere Forschungsschwerpunkte auf das mechanische Verhalten der Seile unter Anströmung, die Optimierung der Rechenreinigung und eine vertiefte Untersuchung der hydraulischen Verluste. Die

Modellierung des Schwingungsverhaltens der Stahlseile unter der dynamischen Beanspruchung durch die Strömung und deren Bewertung hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf die Auflager der Konstruktion werden vom Arbeitsbereich für Angewandte Mechanik der Universität Innsbruck durchgeführt. Die Seil- und Spanntechnik (Auflagerung, Spannmeechanismus, etc.) sowie die betrieblichen Aspekte (Optimierung der Rechenreinigung, Örtliche hydraulische Verluste) des Seilrechens werden vom Arbeitsbereich Wasserbau der Universität Innsbruck unter enger Einbindung der Firma Albatros Engineering GmbH untersucht. Abschließend werden auf Grundlage der gewonnenen Erkenntnisse Kosten für verschiedene Standortanforderungen ermittelt und mit vergleichbaren Lösungen zum Fischschutz verglichen und bewertet.

3.1.5 Zusammenfassung

Gegenwärtig ist hinsichtlich des flussab gerichteten Wanderverhaltens von heimischen, potamodromen Fischarten und den daraus resultierenden notwendigen Maßnahmen für einen effizienten Fischschutz und Fischabstieg noch wenig bekannt. In jedem Fall ist davon auszugehen, dass alle Altersstadien der in Österreich heimischen Fischfauna ganzjährig Wanderbewegungen flussauf und flussab durchführen. Durch die im Zuge des NGP 2009 umgesetzten Maßnahmen zum Fischeaufstieg an Wasserkraftanlagen werden die Wanderkorridore flussaufwärts zunehmend verbessert. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die davon ausgehenden positiven Effekte ohne entsprechende Abwanderungsmöglichkeiten in ihrem Erfolg zumindest reduziert bleiben. Für den technischen Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen existieren eine Vielzahl an Lösungsmöglichkeiten, welche sowohl mechanische Barrieren oder Verhaltensbarrieren in Kombination mit Fischabstiegsanlagen als auch fischschonende Turbinen oder das gezielte Anlagenmanagement umfassen. Welche Techniken sich für heimische Fischarten als effizient gestalten und sich darüber hinaus auch im Wasserkraftbetrieb als technisch und wirtschaftlich machbar erweisen, ist bisher jedoch noch unklar. Aktuell starten zur gegenwärtigen Thematik verschiedene Forschungsprojekte in Österreich. In einem umfangreichen, nationalen Forschungsprojekt zum Thema Fischschutz und Fischabstieg werden verschiedene Möglichkeiten zum Fischabstieg an Wasserkraftanlagen geprüft und an bereits realisierten Fallbeispielen untersucht. Zwei weitere Projekte in Österreich befassen sich mit innovativen Techniken zum Fischschutz und –abstieg: die spaltfreie Doppelschnecke „Hydroconnect“ mit „Albrecht fishLift inside“ und das Fischschutzkonzept „Seilrechen“.

3.2 Verhaltensuntersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen

Dieses Kapitel entspricht im Wesentlichen folgender Veröffentlichung:

Böttcher, H., Zeiringer, B., Brinkmeier, B., Aufleger, M. (2019): Verhaltensuntersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen. In: WasserWirtschaft 109 (2-3), 29-35, und ist unter folgendem Link: [doi:10.1007/s35147-019-0012-z](https://doi.org/10.1007/s35147-019-0012-z) zu finden.

Änderungen gegenüber der veröffentlichten Version beschränken sich auf formale Aspekte.

3.2.1 Einleitung

Flusskraftwerke verzögern bzw. verhindern stromabwärts gerichtete Wanderungen von Fischen, sofern geeignete Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg fehlen. Darüber hinaus können Fische bei einer Turbinenpassage, abhängig von Turbinentyp und -betrieb, verletzt oder getötet werden. Bisher gibt es gute Erfahrungswerte hinsichtlich der Anwendung von Horizontal-Leitrechen-Systemen oder Vertikal-Flachrechen-Systemen mit lichten Stabweiten zwischen 10 und 20 mm (Ebel 2013; Forum Fischschutz und Fischabstieg 2018). Im Idealfall halten sie Fische vom Turbineneinlauf fern und leiten sie in Richtung eines in unmittelbarer Nähe positionierten Fischabstiegs. Diese Systeme bewähren sich bisher vor allem an Wasserkraftanlagen kleiner und mittlerer Größe.

An großen Anlagen sind Feinrechen durch hohe Ausbauabflüsse, technische und betriebliche Probleme (bspw. Verlegungsproblematik, hydraulische Verluste), sowie hohe Investitionen und Betriebskosten bislang noch nicht umsetzbar. Hier kommen derzeit nur alternative Lösungen, wie beispielsweise die Anordnung fischfreundlicher Turbinen, ein an die Abwärtswanderung angepasstes Betriebsmanagement der Wasserkraftanlage (z.B. Passage über das Wehrfeld, optimierter Turbinenbetrieb) oder Fisch-Transport-Systeme in Frage (Ebel 2013). Diese Maßnahmen sind je nach Standort, Anlagentyp und zu schützenden Fischarten jedoch nur eingeschränkt anwendbar, weshalb bisher im Bereich der mittleren und großen Laufwasserkraftanlagen kein Stand der Technik zur Verfügung steht. Erhebliche Wissensdefizite liegen hinsichtlich des generellen Fischverhaltens potamodromer Fischarten und kleiner Größenklassen an Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen vor (Forum Fischschutz und Fischabstieg 2018). Aufgrund vieler offener Forschungsfragen und des dringenden Handlungsbedarfs im Hinblick auf die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beschäftigen sich derzeit

einige Forschungsgruppen im deutschsprachigen Raum mit diesem Thema, u. a. (Schneider et al. 2017; Kriewitz-Byun 2015).

Nachfolgend werden die Ergebnisse von umfangreichen Verhaltensuntersuchungen an einem neuen Fischschutz- und Fischleitkonzept vorgestellt und diskutiert. Diese Untersuchungen zum Seilrechen wurden im Rahmen eines von der österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) geförderten Forschungsprojektes in Zusammenarbeit mit einem interdisziplinären Projektteam durchgeführt. Der Seilrechen ist hinsichtlich seiner Wirkungsweise den Leitrechen-Bypass-Systemen zuzuordnen. Er besteht aus Stahlseilen, die mit einer bestimmten, aus dem Fischschutz geforderten lichten Weite vor dem Turbineneinlauf gespannt sind. Um eine Leitwirkung zu erzielen, sind die Stahlseile in einem flachen Winkel gegenüber der Anströmrichtung angeordnet. Hierbei ist, wie bei allen Leiteinrichtungen, die Auffindbarkeit und Passierbarkeit des am unterstromigen Ende positionierten Bypasses entscheidend (Larinier und Travade 2002). Im Unterschied zu starren Horizontalrechen (bestehend aus Rechenstäben) ermöglicht die flexible Struktur des Seilrechens eine vorteilhafte Betriebsweise zur Rechenreinigung, indem die Seile einzeln oder auch gruppenweise entspannt werden können. Hierdurch werden hängengebliebene Schwimmstoffe mobilisiert. Im Unterwasser des Seilrechens ist in der Regel ein Turbinenschutzrechen mit Rechenreinigung erforderlich. Der Vorteil des Seilrechens liegt in der Anwendung an mittleren bis größeren Laufwasserkraftanlagen und bei der Revitalisierung von bestehenden Anlagen. Die technische Machbarkeit wurde bisher für Spannweiten von bis zu 100 m und lichte Seilabstände bis 15 mm untersucht (Tutzer et al. 2019).

Die Fischschutz- und Fischleitwirkung des Seilrechens wurde anhand von umfangreichen ethohydraulischen Versuchen mit den potamodromen Fischarten Aitel, Äsche und Bach- bzw. Regenbogenforelle mit Körperlängen zwischen 10 und 200 mm umfassend untersucht. Ziel war es, zum einen den Einfluss geometrischer Parameter (Seilabstand und Rechenneigung), hydraulischer Parameter (Anströmgeschwindigkeit) sowie der Fischlänge bzw. -höhe abschätzen zu können und zum anderen einen ersten Eindruck über die verhaltensbiologische Wirkung der strömungsinduzierten Seilschwingungen zu erhalten. Im Anschluss an die beschriebenen Versuche wurden erste Vorversuche am Seilrechen in Kombination mit elektrischem Strom durchgeführt, woraus das zweite FFG-Projekt „Elektro-Seilrechen“ entstand. Für eine nähere Beschreibung dieses Nachfolgeprojektes sowie des allgemeinen, technischen Konzeptes des Seilrechens wird auf den Beitrag von Tutzer et al. (2019) dieser Ausgabe hingewiesen.

3.2.2 Material und Methoden

3.2.2.1 Versuchsaufbau

Die Verhaltensuntersuchungen zur Fischschutz- und Fischleiteffizienz wurden an einem ethohydraulischen Ausschnittmodell im Maßstab 1:1 an der HyTEC-Versuchsanlage in Lunz am See durchgeführt. Dazu wurde ein Teilbereich der beiden 40 m langen und 6 m breiten Versuchsgewässer zu einem Rechteckgerinne mit 20 m Länge, 2m Breite und 1 m Tiefe umgebaut (Abbildung 3.2). Die Gerinnesohle bestand aus natürlichem Sohlsubstrat und der Zufluss wurde über eine separate Tiefen- und Oberflächenleitung aus dem Lunzer See geregelt. Die Verhaltensuntersuchungen wurden mit einer konstanten Fließtiefe von 0,5 m (Wehrklappenregelung am unteren Ende) und mit Durchflüssen von 300 l/s bis maximal 650 l/s durchgeführt.

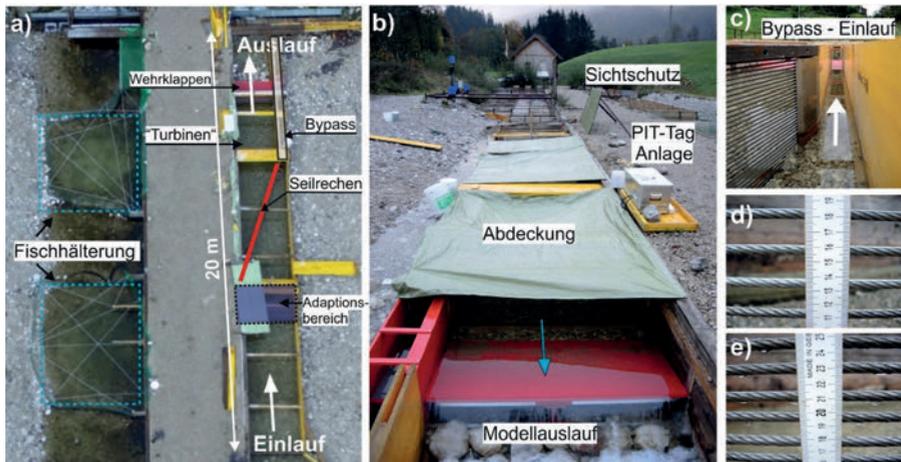


Abbildung 3.2 a) Luftbild Modellversuch mit den zwei Teichen zur Fischhaltung in der linken Rinne und dem umgebauten Versuchsabschnitt in der rechten Rinne; b) Setup während der Versuche (Sicht von unterstrom nach oberstrom); c) Detailansicht Bypass Einlauf mit Leitblech am unterstromigen Ende des Seilrechens; d) Detailansicht lichte Weite $b = 20$ mm; e) Detailansicht lichte Weite $b = 10$ mm

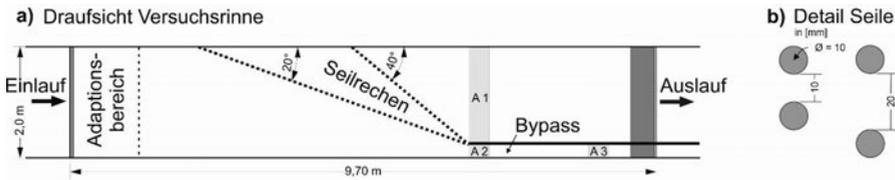


Abbildung 3.3 a) Skizze des Versuchsaufbaus mit A1/A2/A3 = PIT-Tag Antennen, b) Detail-Skizze Seil mit $b = 10 \text{ mm}$ und $b = 20 \text{ mm}$

Der Seilrechen wurde in etwa mittig in die Versuchsrinne eingebaut, wobei der Neigungswinkel bzw. die Seillänge und der Seilabstand variiert werden konnten. Am unterstromigen Ende des Seilrechens schloss der Bypass an, welcher in Längsrichtung vom fiktiven „Turbineneinlauf“ durch eine Trennwand räumlich abgetrennt war (Abbildung 3.2c). Der Bypass war 0,25 m breit und verlief über die gesamte Wassersäule (Abbildung 3.3). Insgesamt wurden vier Rechenkonfigurationen, mit den Neigungswinkeln $\alpha = 20^\circ$ und 40° und den Seilabständen $b = 10 \text{ mm}$ und 20 mm untersucht. Zusätzlich umfasste das Versuchsprogramm auch drei unterschiedliche Anströmgeschwindigkeiten mit $v = 0,3 \text{ m/s}$, $0,5 \text{ m/s}$ und $0,65 \text{ m/s}$.

3.2.2.2 Versuchsfische und Monitoring

Es wurden vier typische potamodrome Leit- und Begleitfischarten aus dem Donau-Einzugsgebiet untersucht: i) Bach- und Regenbogenforelle (*Salmo trutta* und *Onchorhynchus mykiss*; zu einer Gruppe kombiniert), ii) Äsche (*Thymallus thymallus*) und iii) Aitel (*Squalius cephalus*). Insgesamt wurden 380 Aitel, 292 Bachforellen, 43 Regenbogenforellen und 140 Äschen mit Körperlängen zwischen 100 und 200 mm aus den naheliegenden Gewässern befishet, deren Körpergrößen gemessen und mit PIT-Tags (12×2,12 mm HDX-Tags) markiert. Die Versuchsfische wurden in den ständig durchströmten Kiesbecken der linken Versuchsrinne gehalten. Die Hälterungen wurden ebenfalls mit Wasser aus dem Lunzer See gespeist, wodurch es keinen Temperaturunterschied zwischen dem Versuchswasser und den Hälterungen gab.

Die Verteilung der Fischlängen und -höhen ist in Abbildung 3.4 dargestellt. Ca. 75 % der Versuchsfische hatten Körperhöhen größer als 20 mm. Vergleichsweise betrug die lichte Weite zwischen den Seilen je nach Versuchsprogramm 10-20 mm. Wenn zur Ermittlung der physischen Durchlässigkeit des Seilrechens die Körperhöhe der Fische herangezogen würde (Wirkungsprinzip: Horizontalrechen), wäre auch der größte untersuchte Seilabstand physisch theoretisch unpassierbar.

Für das Monitoring des Fischverhaltens während der Versuche wurden drei PIT-Tag Antennen installiert: eine unterstrom dem Rechen (A1) und zwei im Bypass (A2 und A3). Bei einer Detektionsreichweite von rund 0,25 m konnte somit der gesamte Abflussquerschnitt abgedeckt werden. Alle drei PIT-Tag Antennen waren an einen Datalogger angeschlossen und registrierten jede einzelne Detektion. Zusätzlich wurde das Fischverhalten an der Barriere (Seilrechen) und am Bypass durch Videoaufnahmen dokumentiert.

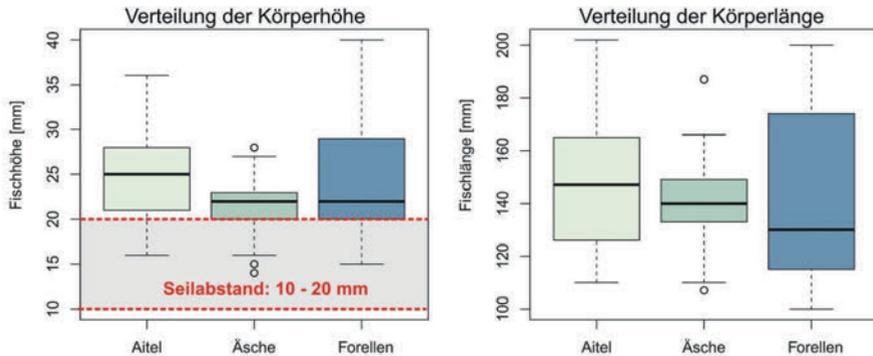


Abbildung 3.4 Verteilung der Fischhöhe (links) und Fischlänge (rechts) von Aitel, Äsche und Bach- bzw. Regenbogenforelle

3.2.2.3 Versuchsdurchführung

Von Oktober 2015 bis Juli 2016 wurden insgesamt 177 Versuche mit den Fischarten Aitel, Äsche und Bach-/Regenbogenforelle durchgeführt. Tabelle 1 zeigt auf, welche Fischarten in den einzelnen Versuchsanordnungen untersucht wurden.

Tabelle 3.1 Überblick der Versuchsanordnungen mit Aitel (A), Äsche (Ä) und Bach- bzw. Regenbogenforelle (F)

Anström- geschwindigkeit v [m/s]	Seilabstand b [mm]			
	10		20	
	Rechenneigung α [°]			
	20	40	20	40
0,3	Ai / Ä / F	Ai / Ä	Ai / Ä / F	Ai / Ä / F
0,5	Ai / Ä / F	Ai / Ä	Ai / Ä / F	Ai / Ä / F
0,65	Ä	Ä	Ai / Ä / F	Ai / Ä / F

In einer intensiven Vorversuchsphase wurden der Versuchsablauf und der -aufbau dahingehend optimiert, dass die Abwanderbereitschaft (Aktivität) der Fische möglichst hoch war. Schlussendlich wurde die Rinnenlänge oberstrom des Rechens reduziert und der gesamte Rechen- und Bypassbereich mit einer Plane abgedunkelt (Abbildung 3.3b). Neben der Aktivitätssteigerung der Fische wurden durch diese Adaptierungsmaßnahmen gleichbleibende Bedingungen geschaffen und Störfaktoren von außen weitgehend reduziert. Pro Versuch kamen je 25 Fische gruppentrennt (Aitel, Äsche und Bach-/Regenbogenforelle) zum Einsatz.

Zu Beginn eines Versuches wurden die Fische über eine Dauer von 45 min in einem abgetrennten Adaptionbereich (Abbildung 3.3a) eingesetzt, damit sie sich an die Anströmgeschwindigkeiten und die Temperatur gewöhnen. Zum Start jedes Versuchs wurde das mobile Absperrgitter (Trennung von Adaption- und Versuchsbereich) entfernt und ein freier Durchgang in den Versuchsbereich geschaffen. Das Fischverhalten wurde ab diesem Zeitpunkt nicht mehr beeinflusst und die Versuchsdauer betrug 60 min. Jede Versuchsanordnung (Fischart, Konfiguration des Seilrechens und Fließgeschwindigkeit) wurde dabei mindestens fünf Mal unabhängig voneinander wiederholt. Um Lern- und Gewöhnungseffekte zu vermeiden, betrug die Zeit zwischen zwei Versuchen für jedes Fischindividuum mindestens drei Tage. Aufgrund des zeitlich hohen Aufwands der Versuchsreihe konnten nicht alle Versuchsanordnungen an jeder Fischart untersucht werden (Tabelle 3.1).

3.2.2.4 Auswertung

Die Auswertung der Daten erfolgte hauptsächlich auf Basis der PIT-Tag Detektionen, wodurch das Abstiegsverhalten der Fische individuell zugeordnet werden konnte und somit auch Informationen zur Fischlänge und –höhe mit in die Auswertung einbezogen werden konnte. Den Fischen war es theoretisch möglich vom Bypass aber auch vom Turbineneinlauf wieder zurück in den Oberwasserbereich zu schwimmen. Bei der Auswertung wurde deshalb immer nur der erste Detektionsort berücksichtigt. Zwei Verhaltensmöglichkeiten konnten somit aus der PIT-Tag Detektion erfasst werden: i) Abstieg in den Bypass (Antenne A2 und/oder A3) oder ii) Rechenpassage (Antenne A1). Fische, die nicht von den Antennen erfasst wurden, sind im Oberwasser verblieben und nicht abgestiegen. Diese Fische harrten im Versuchsverlauf entweder inaktiv im Adaptionbereich aus oder suchten aktiv nach einer Abstiegsmöglichkeit. Sie nahmen den Bypass aber nicht an. Eine Unterscheidung von aktiver und inaktiver Verharrung im Oberwasser konnte nur unvollständig aus den Unterwasservideoaufnahmen getroffen werden. Bei der Auswertung der PIT-Tag Daten wurde somit der Einfluss der unabhängigen Einflussgrößen Seilabstand, Rechenneigung, Anströmgeschwindigkeit, Fischlänge (bzw. Fischhöhe) und Fischart auf die drei

Verhaltensmöglichkeiten „Rechen“ (Rechenpassage) „Bypass“ (Fisch schwimmt in den Bypass) und „Oberwasser“ (Fisch bleibt im Oberwasser) untersucht. Im Rahmen dieser Studie werden die wichtigsten Ergebnisse kurz zusammengefasst und mit den Verhaltensbeobachtungen aus dem Videomonitoring verglichen.

3.2.3 *Ergebnisse und Diskussion*

3.2.3.1 Allgemeines Fischverhalten

Durch die naturnahen Rahmenbedingungen und die Adaptionsphase von 45 min (Kapitel 2) wird von einem natürlichen Fischverhalten ausgegangen. Alle Fischarten bewegten sich während der gesamten Versuchsdauer frei im Versuchserinne ohne sichtbaren Kraftaufwand zur Veränderung ihrer Schwimmgeschwindigkeit und -richtung. Ebenso wurden typische Verhaltensmuster, wie das Schnappen und Jagen nach Partikeln im Wasser und an der Oberfläche, das Gründeln nach Futter an der Sohle sowie die Schwarmbildung (Ferstl und Merl 2017) beobachtet. Dies deutet auf ein stressfreies Verhalten im Versuch hin (Adam und Lehmann 2011). Insbesondere Aitel und Äsche bildeten oft kleinere Gruppen und Schwärme. Alle Fischarten hielten sich überwiegend sohnah auf, wobei die Bach- und Regenbogenforelle vermehrt an der Rechenfläche auch ein Suchverhalten über die gesamte Wassersäule zeigte. Bei Wassertemperaturen unter 9°C wurde bei den Forellen eine drastische Abnahme der Aktivität beobachtet, bei der Fischart Aitel erst bei Temperaturen unter 5°C. Alle Versuche, die in der vorliegenden Studie ausgewertet wurden, fanden bei normalem Tageslicht statt. Da bei Äschen eine erhöhte Aktivität zum Fischabstieg bei Dämmerung bekannt ist, wurden einige Versuche auch zu dieser Zeit durchgeführt. Die Ergebnisse bestätigen die früheren Studien. Die Aktivität der Äschen bei der Dämmerung war deutlich höher und es wurden auch höhere Bypass-Raten beobachtet. Aufgrund der fehlenden Vergleichbarkeit werden diese Versuche bei der statistischen Auswertung jedoch nicht berücksichtigt.

3.2.3.2 Fischschutzwirkung und Verhalten am Rechen

Die entscheidende Einflussgröße hinsichtlich der Fischschutzwirkung des Seilrechens ist der Seilabstand und somit die Wirkung als physikalische Barriere.

Abbildung 3.5 zeigt die relative Verteilung der drei Verhaltensmöglichkeiten „Rechen“, „Bypass“ und „Oberwasser“ aller Versuche, aufgeteilt nach der Fischart und den zwei Seilabständen $b = 10$ mm und $b = 20$ mm. Bei einem Seilabstand von 10 mm erfüllt der Seilrechen eine nahezu vollständige Schutzwirkung (Rechenpassage von vier Äschen und einer Aitel unter insgesamt 54 Versuchen mit je 25 Fischen). Die Anzahl der Rechenpassagen liegt jedoch bei einer Erhöhung des Seilabstandes auf 20 mm deutlich

höher. Die Mosaikplots in Abbildung 3.5 verdeutlichen allerdings, dass sich die Ergebnisse signifikant in Abhängigkeit der Fischart unterscheiden (Chi²-Test, $p \ll 0.01$). Während ca. 83 % der Aitel bei einer lichten Weite von 20 mm durch den Seilrechen zurückgehalten werden, sinkt die Schutzrate bei den Forellen auf 59 % und bei den Äschen sogar auf 26 %.

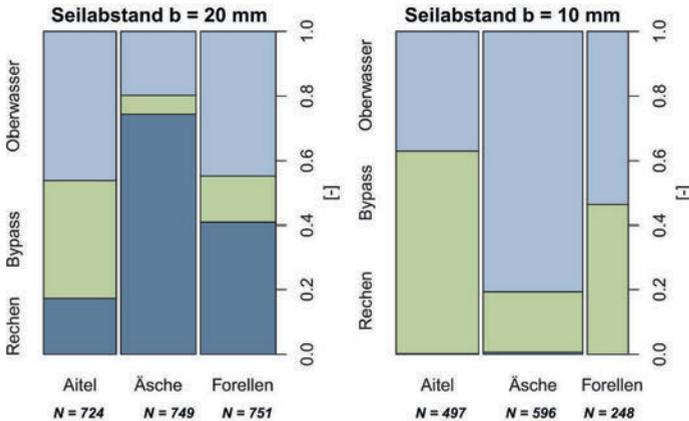


Abbildung 3.5 Verteilung der relativen Häufigkeiten der Verhaltensmöglichkeiten „Rechen“, „Bypass“ und „Oberwasser“ bei Aitel, Äsche und Forellen, aufgeteilt nach dem Seilabstand 20 mm (links) und 10 mm (rechts); die Breite der Balken spiegelt die relative Häufigkeit von Versuchen je Fischart wieder, N ist die Gesamtanzahl von Versuchsfischen

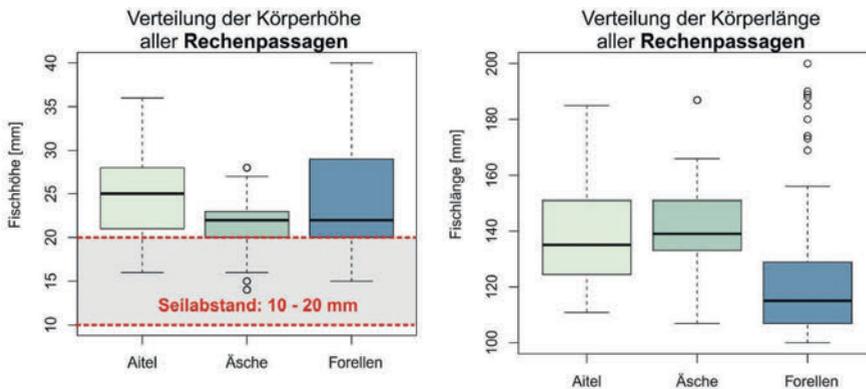


Abbildung 3.6 Verteilung der Fischhöhe (links) und Fischlänge (rechts) aller Rechenpassagen von Aitel, Äsche und Bach bzw. Regenbogenforelle

Die Einflussgrößen Neigungswinkel, Anströmgeschwindigkeit und Fischlänge (bzw. Fischhöhe) haben einen, vergleichsweise geringen Einfluss auf die Schutzwirkung des Seilrechens. Insbesondere bei den Bach- und Regenbogenforellen und auch bei den Aiteln zeigt sich erwartungsgemäß eine Abnahme der Rechenpassagen mit zunehmender Fischlänge und -höhe. Dennoch wurden bei einem Seilabstand von 20 mm Rechenpassagen im gesamten Längen/Höhenspektrum beobachtet, unabhängig von der Fischart. Über alle Versuche hinweg besaßen mind. 75 % aller Fische, welche den Rechen passierten, Körperhöhen > 20 mm (Abbildung 3.6). Die Videoaufnahmen bekräftigen dieses Ergebnis und zeigen, dass sich ein Großteil der Fische querlegt, um durch den Rechen zu schwimmen. Damit ist die oft vertretene Praxis, bei der Bemessung von Horizontalrechen die Körperhöhe, anstatt der Körperbreite, anzusetzen, grundlegend zu überdenken.

Der Einfluss des Neigungswinkels und der Anströmgeschwindigkeit auf die Fischschutzwirkung bzw. die Anzahl der Rechenpassagen schwankt sehr stark unter den verschiedenen Fischarten. Es wurde jedoch festgestellt, dass die Rechenpassagen bei Aitel und Forellen bei der Konfiguration mit dem steilen Winkel $\alpha = 40^\circ$ und höheren Fließgeschwindigkeiten abnehmen. Es ist zu vermuten, dass die bessere Schutzwirkung auf den Einfluss der Seilschwingungen zurückzuführen ist. Die Auslenkung und Frequenz der schwingenden Seile ist abhängig von der Seillänge, der Vorspannkraft und der Anströmgeschwindigkeit. Bei kurzen Seillängen (bei $\alpha = 40^\circ$) und hohen Anströmgeschwindigkeiten sind die Schwingungen am stärksten ausgeprägt, während die Seile bei der geringsten Anströmgeschwindigkeit ($v = 0,3$ m/s) nahezu ortsfest waren. Die Videoaufnahmen zeigen, dass alle Fischarten bei starken Seilschwingungen zwar immer wieder mit der Flosse die Barriere ertasten bzw. „austesten“, zugleich aber ein stärkeres Suchverhalten entlang der Seile aufweisen. Bei sehr geringen Seilschwingungen finden Rechenpassagen vermehrt an Ort und Stelle des ersten Austestens statt. Die Suchreaktion bei erstmaligem Antreffen der Barriere ist in diesem Fall deutlich weniger stark ausgeprägt.

Insgesamt wurde beobachtet, dass alle Fischarten aktiven Kontakt mit der Schwanzflosse und den Seilen suchen und sich dabei größtenteils, in Übereinstimmung mit gängiger Literatur (Ebel 2013), positiv rheotaktisch, also entgegen der Strömung ausrichten. Zudem erfolgten nahezu alle Rechenpassagen sohnah zwischen den ersten drei Seilen.

3.2.3.3 Akzeptanz des Bypasses und Leitwirkung

Die Ergebnisse, (Abbildung 3.5) zeigen insgesamt relativ geringe Bypass-Raten welche wiederum vom Seilabstand und von der Fischart abhängig sind. Die Aitel nahmen den

Bypass mit Bypass-Raten von 63 % bei $b = 10$ mm und 37 % bei $b = 20$ mm am besten an. Im Gegensatz wurde der Bypass von den Äschen sehr schlecht angenommen, mit 19 % bei $b = 10$ mm und 6 % bei $b = 20$ mm; die Versuche mit Bach- und Regenbogenforellen lagen dazwischen (46 % bzw. 14 %). Darüber hinaus wurde beobachtet, dass der Bypass dabei durchschnittlich besser von den größeren Fischen (v.a. Forellen und Aitel) angenommen wurde. Dies ist zugleich ein Hinweis, dass die schlechte Akzeptanz des Bypasses nicht auf dessen Geometrie (Einlaufbreite) zurückzuführen ist.

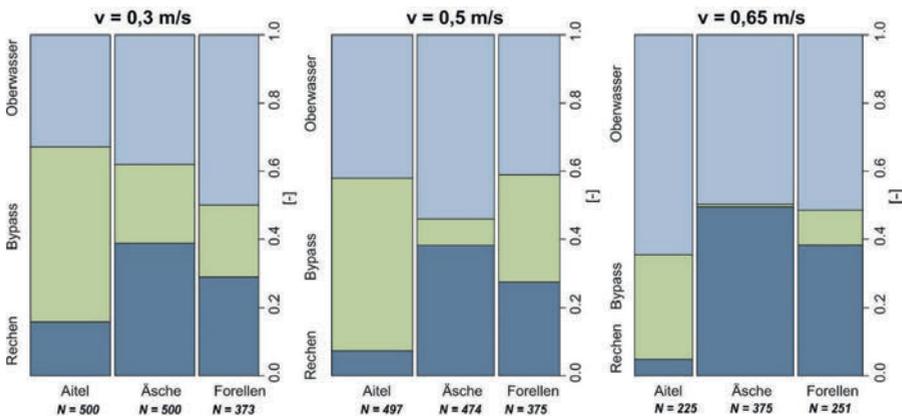


Abbildung 3.7 Verteilung der relativen Häufigkeiten der Verhaltensmöglichkeiten „Rechen“, „Bypass“ und „Oberwasser“ bei Aitel, Äsche und Forellen aufgeteilt nach der Anströmgeschwindigkeit $v = 0,3$ m/s (links), $v = 0,5$ m/s (mitte) und $v = 0,65$ m/s (rechts); die Breite der Balken spiegelt die relative Häufigkeit von Versuchen je Fischart wieder, N ist die Gesamtanzahl von Versuchsfischen

Eine Zunahme der Anströmgeschwindigkeit wirkt sich signifikant negativ auf die Anzahl der Bypass-Passagen aus (Abbildung 3.6). Insbesondere die Äschen reagierten sehr sensibel auf einen Anstieg der Anströmgeschwindigkeit. Diese Beobachtung kann anhand einer separat durchgeführten hydraulischen Studie näher erläutert werden. Im Bereich des Rechenfuß bzw. Bypass-Einlaufes bildete sich ein leichter Rückstaubereich (im Mittel ca. 90 % der Anströmgeschwindigkeit) mit geringen Turbulenzen aus. Dies kann von den Fischen bereits als Strömungsabriss empfunden worden sein. Das hydraulische Phänomen verstärkte sich dabei bei dem steileren Winkel von 40° und höheren Geschwindigkeiten (Tollinger 2016). Anhand der Ergebnisse wird vermutet, dass die geringe Akzeptanz des Bypasses auf ungünstige hydraulische Bedingungen

zurückzuführen ist. Andere Studien in der Vergangenheit bestätigen ebenfalls, dass Fische generell Bereiche von Beschleunigung oder einer Verlangsamung der Strömung sowie Turbulenzen vermeiden (Silva et al. 2016; Williams et al. 2012).

Eine quantitative Ermittlung der Leiteffizienz auf Basis der PIT-Tag Daten ist im Rahmen dieser Versuche nicht sinnvoll, da die ungünstigen hydraulischen Bedingungen am Bypass-Eingang die Ergebnisse stark verfälschen. Darüber hinaus kann einem relativ großen Anteil an Fischen, die weder im Bypass noch hinter dem Rechen detektiert worden sind (= Anteil Oberwasser), keine eindeutige Handlung zugeordnet werden. Anhand der Videoaufnahmen zeigte sich jedoch, dass ein Großteil dieser Fische ebenfalls aktive Suchbewegungen am Rechen ausführte. Dieses Verhalten war besonders im Schwarm bzw. in Gruppen ausgeprägt. Oft lösten sich diese Gruppen im Bereich des Rechenfußes wieder auf, wo einzelne Individuen wieder zurück ins Oberwasser kehrten oder etwas länger verharnten. Die Videoauswertungen ausgewählter Versuche lassen vermuten, dass der flachere Rechen insbesondere bei den Äschen eine bessere Leitwirkung hat (Tollinger 2016). Um detaillierte Aussagen über den Einfluss des Neigungswinkels und den Unterschieden zwischen den Fischarten bezüglich der Leitwirkung am Seilrechen treffen zu können, ist allerdings eine systematische Auswertung aller Videoaufnahmen erforderlich. Aufgrund oben genannter ungünstiger hydraulischer Bedingungen am Bypass-Einlauf darf die Bypass-Effizienz nicht mit der Leiteffizienz gleichgesetzt werden. Aufgrund oben genannter ungünstiger hydraulischer Bedingungen am Bypass-Einlauf darf die Bypass-Effizienz nicht mit der Leiteffizienz gleichgesetzt werden.

3.2.4 Schlussfolgerung

Durch die Verhaltensuntersuchungen wurden wichtige Erkenntnisse über die generelle Effizienz des Seilrechens sowie über die Zusammenhänge zwischen verschiedenen Bemessungsparametern sowie der Schutz- und Leitwirkung gewonnen. Die Ergebnisse sind in gewissem Ausmaß auch auf andere Horizontalrechensysteme übertragbar. So zeigen sie, dass der Seilabstand und damit

der Effekt als mechanische Barriere die Schutzwirkung des Seilrechens am stärksten beeinflusst, wobei starke artenspezifische Unterschiede zwischen Aitel, Äsche sowie Bach-/Regenbogenforelle bestehen. Ein nahezu vollständiger Schutz (keine Rechenpassagen) von juvenilen, 100-200 mm langen Fischen konnte nur mit dem kleinsten Seilabstand von 10 mm erzielt werden.

Der Effekt als Verhaltensbarriere fiel wider Erwarten verhältnismäßig gering aus. Alle Fischarten suchten mit der Schwanzflosse den direkten Kontakt zu den Seilen („Austesten“ der mechanischen Barriere). Darüber hinaus wurde bei einem Großteil aller

Rechenpassagen beobachtet, dass sich die Fische querlegten, um durch den Rechen schwimmen zu können. Die Rechenpassagen fanden dabei zum Großteil innerhalb der ersten drei sohlennahen Seile statt. Durch eine Reduktion der lichten Weite im untersten, sohlennahen Bereich des Seilrechens, könnten diese Passagen voraussichtlich erheblich reduziert werden. Ebenso ist durch eine Sohlenleitwand, ähnlich wie in den Untersuchungen von Kriewitz (Larinier und Travade 2002), eine Verbesserung der Schutzwirkung zu erwarten. Diese Optimierungsmaßnahmen konnten im Zuge der Verhaltensuntersuchungen allerdings nicht mehr überprüft werden.

Anhand der Ergebnisse lässt sich ein gewisser verhaltensbiologischer Einfluss von strömungsinduzierten Seilschwingungen, die mit höheren Anströmgeschwindigkeiten ebenfalls zunehmen, bei den Fischarten Aitel und Bach-/Regenbogenforellen erkennen. Hier ist jedoch eine weitere Untersuchung unter systematischer Variation der Seilfrequenzen und Schwingungsamplituden erforderlich, um belastbare Aussagen treffen zu können.

Der Bypass-Einlauf am unterstromigen Ende des Seilrechens stellte hinsichtlich der Fischabstiegsraten eine Schlüsselstelle dar, wie auch schon mehrfach in anderen Studien gezeigt wurde, u. a. (Larinier und Travade 2002). Es wurde festgestellt, dass sich bereits geringe Abweichungen des Strömungsmusters (bspw. leichter Rückstau, lokale Turbulenzen) am unterstromigen Ende des Seilrechens stark auf das Abstiegsverhalten der Fische auswirken. Eine Zunahme der Anströmgeschwindigkeit führte zu einer Verstärkung des hydraulischen Phänomens und wirkte sich entsprechend negativ auf den Abstiegs-erfolg (bzw. die Bypass-Raten) aus. Als besonders sensibel stellte sich dabei die Fischart Äsche heraus.

Die Beurteilung der Leitwirkung lässt sich im Rahmen dieser Studien nur qualitativ beurteilen. Insgesamt wurde beobachtet, dass ein Großteil der Fische, die weder im Bypass noch hinter dem Rechen detektiert wurden, ebenfalls Suchbewegungen am Seilrechen ausführten. Oft endete das „Austesten“ der Barriere im Bereich des unteren Drittels, wo einzelne Individuen entweder etwas länger verharren oder gleich ins Oberwasser zurückschwammen.

3.2.5 Ausblick

Insgesamt wurden anhand der Ergebnisse wichtige Informationen für die Weiterentwicklung des Seilrechens gewonnen. So wurden im Anschluss an die in diesem Beitrag vorgestellten „Basisversuche“ die Wirkung eines elektrifizierten Seilrechens im Umfang von 23 Vorversuchen untersucht (Aufleger et al. 2018). Aufgrund der positiven Ergebnisse dieser Vorstudie wird der „Elektro-Seilrechen“ im Rahmen eines von der FFG

finanzierten Folgeprojekts detaillierter behandelt (vgl. (Adam und Lehmann 2011)). Im Rahmen dieses Folgeprojektes wurden zahlreiche Versuche an Aitel, Äsche und Bach- bzw. Regenbogenforellen, sowie einige Experimente mit Aalen und Fischlarven am Elektro-Seilrechen durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen eine deutlich höhere Fischschutzwirkung bei größeren Seilabständen von 30 mm bzw. 60 mm. Für nähere Details zu den Verhaltensuntersuchungen am Elektro-Seilrechen wird auf den Beitrag von Tutzer et al. (2019) verwiesen.

Trotz der umfangreichen und großskaligen Versuchsanordnung handelt es sich bei dem untersuchten Versuchsaufbau beider Studien um ein Ausschnittsmodell mit entsprechend reduzierten Dimensionen von Seillänge und Rechenhöhe. Dies hat den Vorteil kontrollierbarer Rahmenbedingungen, die für eine systematische Untersuchung erforderlich sind. Die reale Anströmsituation und die Dimensionen an einem Laufwasserkraftwerk in der Natur sind durch das Modell allerdings nicht darstellbar. So sind zusätzliche Untersuchungen an einem Pilotstandort in der Natur und an weiteren potamodromen Leit- und Begleitfischarten unbedingt erforderlich. Im Hinblick auf den Einsatz des Seilrechens als Fischschutz- und Fischleiteinrichtung an größeren Wasserkraftanlagen mit Ausbauabflüssen über $100 \text{ m}^3/\text{s}$ sind die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen sehr vielversprechend. In einem nächsten Schritt müssen soll der Seilrechen an Pilotprojekten hinsichtlich seiner Wirkung in der Praxis überprüft werden. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung sind können dann validiert und ihre Übertragbarkeit auf reale Wasserkraftanlagen bewertet werden.

3.3 Downstream passage behavior of potamodromous fishes at the fish protection and guidance system “Flexible Fish Fence”

A similar version of this chapter was published in:

Kammerlander, H., Schlosser, L., Zeiringer, B., Unfer, G., Aufleger, M. (2020): Downstream passage behavior of potamodromous fishes at the fish protection and guidance system "Flexible Fish Fence". *Ecological Engineering* (143), S. 105698,

and can be found under the following link: doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105698.

Changes made since publication are only formal in nature.

Abstract

Using an outdoor experimental channel, this study evaluates downstream passage behavior of potamodromous fish species at an innovative fish protection and guidance system, the Flexible Fish Fence (FFF). Under variation of the spacing between the cables, the exposition angle and the approach velocity, the fish protection and the guidance efficiency are investigated. Experiments were carried out using wild born and PIT-tagged chubs (*Squalius chephalus*), graylings (*Thymallus thymallus*), brown trouts (*Salmo trutta*) and rainbow trouts (*Oncorhynchus mykiss*) with body lengths between 100 and 200 mm. The results show that fish protection efficiency is predominately dependent on the cable spacing and varies strongly between fish species. While all fish (100 %) are prevented from passing through the FFF at 10 mm spacing, it is far less effective at 20 mm spacing (83 % of chubs, 59 % of trouts and 26 % of graylings). The effects of the exposition angle, the approach velocity, and the fish length are identified using multinomial logistic regression models: fish protection efficiency increases significantly with increasing fish length and increasing approach velocity (particularly for the highest angle) for chubs and trouts. Increasing flow velocity induces cable vibrations presumably triggering avoidance behavior. Unfavorable hydraulic conditions at the bypass entrance (approach velocity of 0.65 m/s, velocity changes or turbulences) negatively affect the bypass efficiency for all fish species, pointing out that the design of bypasses for downstream migration is of major relevance.

3.3.1 Introduction

Downstream migration is a crucial behavior in the life cycle of diadromous species but also of a large part of potamodromous species (Lucas et al. 2001; Zitek et al. 2004c; Zitek et al. 2004b). The fragmentation of rivers by hydropower plants or dams delays or even

prevents migration activities (Coutant und Whitney 2000; Pavlov 1989). Particularly, juvenile fish tend to swim or drift with the main current of the river in order to save energy (Larinier und Travade 2002; Williams et al. 2012). Thus, they are diverted towards water intakes and pass through the turbines, if the hydropower plant is not equipped with an efficient fish protection facility. Depending on the turbine type, total head, operation mode, fish size, etc., fish can be injured in various ways that can severely increase the risk of mortality and therefore, can seriously affect fish populations (Čada 2001). One approach is to physically protect fish by screens of vertical or horizontal bars with small bar spacings and guide them towards a bypass (Ebel 2013; Larinier und Travade 2002). Horizontal bar screens seem to be more effective than vertical screens with the same bar spacing, considering the body shape (body height > body width) of most of the diadromous and potamodromous fish species (LUBW 2016; Tombek und Holzner 2008). An improved guiding effect can be achieved, if these screens are slightly angled to the side or inclined to the riverbed (<45°), in case that a bypass is located at the downstream end (Cuchet 2014; Kriewitz-Byun 2015; Ebel 2013; Larinier und Travade 2002). However, the efficiency of this fish protection and bypass unit is highly influenced by fish behavior and hydraulic conditions. Flow velocities and flow directions in front of the screen as well as at the bypass entrance are major parameters affecting fish behavior (DWA 2005; Ebel 2013). High flow velocities in front of the screen can lead to impingement of fish against the screen, depending on the swimming capabilities of target species and stages (Calles et al. 2012; Larinier und Travade 2002). However, the design of fish protection systems highly depends on targeted fish species- and stage-selective aspects that are yet not well investigated. For some diadromous species like the European eel (*Anguilla Anguilla*) or salmon smolts, benchmarks for flow velocities in front of the screen (below 0.5 m/s perpendicular to the screen) and bar spacing (10 to 20 mm) are recommended (Larinier und Travade 2002; Ebel 2013). However, there is still a massive lack of studies concerning fish behavior as well as the required hydraulic and geometric parameters considering potamodromous species (Forum Fischschutz und Fischabstieg 2018; Williams et al. 2012).

The use of screens with bar spacings below 20 mm is a challenge for energy (e.g. electricity) producers due to energy losses through head loss, blockage through debris, and the necessity of efficient cleaning systems. So far, satisfactory solutions for fish protection are practicable at hydropower plants with moderate turbine discharges (for example up to 70 m³/s per array using a 10 mm angled horizontal bar screen; Ebel et al. 2015). The current lack of knowledge on efficient technologies challenges both, hydropower plant designers and operators. Consequently, efficient solutions for large scale hydropower plants or retrofitting of existing hydropower plants are urgently needed.

This study presents the results of experiments carried out in the frame of an interdisciplinary research programme on a novel fish protection and guidance system, called the Flexible Fish Fence (FFF). The FFF, developed at the University of Innsbruck, is a physical barrier created by horizontally arranged steel cables. It is installed upstream of the turbine intake, in a slight exposition angle to the side (hereafter called angle) in order to guide fish to a bypass at the downstream end of the screen. The simple and flexible cable structure can be adjusted to various angles to the side. The maximum length of the FFF is 100 m and it is particularly suitable for retrofitting existing hydropower plants (Böttcher et al. 2014). Since the steel cables are flexible structures, they oscillate, either induced by the flows' approach velocity or a selective trigger. The amplitudes and frequencies of the cable oscillations mainly depend on the approach velocity, cable length, and tension force. The produced acoustic signals (pressure waves) are expected to have a behavioral effect on fish as well (Böttcher et al. 2014).

We investigated the effect of various parameters on fish behavior at the FFF. Parameters tested were i) the cable spacing, ii) the exposition angle, iii) the approach velocity, iv) the fish species, and v) the fish length. We evaluated if these parameters influence fish behavior (hereafter called downstream passage behavior) regarding their preference to i) enter the bypass, ii) pass through the screen, or iii) remain in the headwater. Therefore, potamodromous juvenile chub (*Squalius cephalus*), grayling (*Thymallus thymallus*), brown trout (*Salmo trutta*), and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) were PIT-tagged and their behavior was studied in a hydraulic full-scale model of a typical section of the FFF setup in an experimental channel (section model).

3.3.2 *Materials and methods*

3.3.2.1 Experimental setup

The experiments were performed at the research facility “Hydromorphology and Temperature Experimental Channel – HyTEC” in Austria. The experimental plant consisted of two outdoor channels that were fed with nutrient-poor lake water. The flow to both channels was regulated independently.

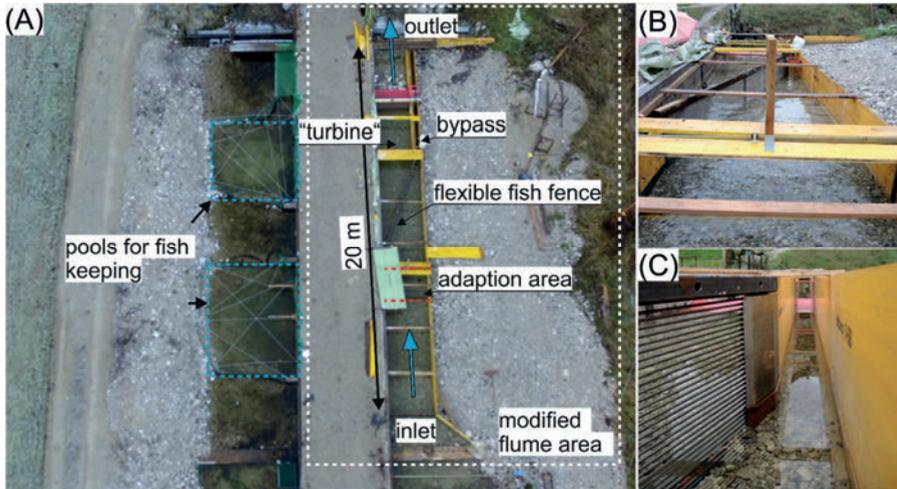


Figure 3.1 (A) Overview of the experimental flume setup at the HyTEC-Channel, (B) view from headwater (adaption zone) to the FFF with $\alpha = 20^\circ$ and the bypass entrance, (C) detail view of the downstream end of the FFF and the bypass entrance

One of these channels was adapted for the experiments to create a rectangular flume with the dimensions $l \times w \times h = 20 \text{ m} \times 2 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ with a natural gravel bed (experimental channel); the second channel was used for fish keeping (Figure 3.1).

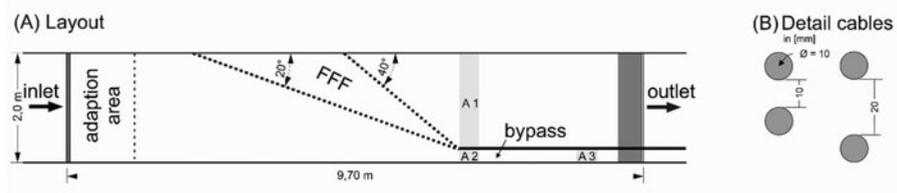


Figure 3.2 Scheme of the experimental channel with A1, A2, A3 = PIT antennas and (B) cross-section through two cables with $b = 10 \text{ mm}$ (left) and $b = 20 \text{ mm}$ (right)

In the experimental channel, the FFF was installed approximately at the midway point (Figure 3.1) and it was varied in angle α (and thus, in length) and cable spacing b . It was on a scale of 1:1 and represented a defined section of a typical configuration at a hydropower plant. Nevertheless, a certain size limitation of the flume width and flume depth

was necessary in order to perform the experiments under full-scaled hydraulic conditions with the available discharge amount (Adam und Lehmann 2011).

A vertical, streamwise oriented wall at the downstream end of the screen separated the flow between the location where the turbine and the bypass would be situated (Figure 3.2A). The bypass entrance had a width of 0.25 m without any barrier at the intake section (Figure 3.1C). A guiding plate was installed at the downstream end of the FFF towards the bypass entrance to reduce turbulences (Figure 3.1C). Contrary to a real bypass at a hydropower plant, the experimental setup enabled fish to return from the bypass as well as from the turbine area. These movements were traced by the recording data at the PIT-tag station (Figure 3.2; for further details see 3.3.2.2).

Table 3.1 Overview of the performed experimental setups, with chub: C; grayling: G; trout: T

		Cable spacing b [mm]			
		10		20	
		Angle α [°]		Angle α [°]	
		20	40	20	40
Approach velocity	0.3	C/G/T	C/G	C/G/T	C/G/T
v [m/s]	0.5	C/G/T	C/G	C/G/T	C/G/T
	0.65	G		C/G/T	C/G/T

The geometry of the FFF was varied in terms of the angle α , and the cable spacing b . In all experiments the water depth was fixed at 0.5 m by two tailgates at the downstream end (red elements in Figure 3.1A). Approach velocities were varied between $v = 0.3$ m/s and 0.65 m/s. To guarantee these boundary conditions (depth, velocities) flow rates varied between $Q = 260$ l/s and 530 l/s. Head losses, associated with the different geometries and flow conditions did not affect the upstream water depth. The flow velocity in the bypass was set equal to the approach velocity v via an additional flap gate, respectively. An overview of the investigated cable spacing b , angle α , and approach velocity v within the experimental setup is shown in Table 3.1. We pooled the species brown trout and rainbow trout to a single group, which will henceforth be referred to as 'trout'. Twenty-three preliminary experiments with different setups (varying in fish number, fish species and minor technical modifications of the flume set up) were conducted to stimulate fish activity in order to induce downstream movements. Consequently, the length of the upstream channel (headwater of the screen) was reduced and the section between the FFF and the

tailgate at the outlet of the flume was dimmed with a tarpaulin, according to the observed fish behavior during the preliminary experiments. Moreover, to acclimatize fish to the experimental conditions, they were kept in an adaption area for 45 min before each experiment (Figure 3.1A and Figure 3.2A). Finally, every experiment lasted for 60 min and was carried out with 25 fish from a single fish species. All experiments were repeated five times except two experiments (grayling with $b = 10$ mm, $\alpha = 20^\circ$ and $v = 0.5$ m/s and chub with $b = 20$ mm, $\alpha = 40^\circ$ and $v = 0.65$ m s⁻¹) that could only be repeated four times. As the experiments were time-consuming, not all possible experimental setups were performed with every fish species (for all experimental combinations see Table 3.1). Experiments started with a cable spacing of $b = 10$ mm, which was expected to physically prevent fish from passing through the FFF as all fish were larger than 100 mm (Ebel 2013). Subsequently, a spacing of $b = 20$ mm was tested, revealing a clear increase of screen passages. Due to that, trials with a spacing of 30 mm were not conducted, instead we decided to study a higher range of approach velocities (with $v = 0.65$ m/s), respectively.

3.3.2.2 Fish species and monitoring of downstream passage behavior

The four investigated fish species, chub (*Squalius cephalus*), grayling (*Thymallus thymallus*), brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), are among the indicator species of the Hyporhithral and Epipotamal river regions in Europe. All graylings, trouts, and part of chubs that were used for the experiments were wild fish caught from the Ybbs River and its main tributary Lunzer Seebach. Both streams originate in a pre-Alpine limestone region of Lower Austria near the experimental plant (Unfer et al. 2010). Further, a large proportion of juvenile chubs were wild fish from a low land river close to Vienna.

Table 3.2 Five point summary of the distribution of the body length l_f (in mm) of fish, separated by the fish species with number of tagged fish (N), minimum body length ($l_{f,min}$), the lower quartile ($l_{f,Q1}$), the median ($l_{f,Q2}$), the upper quartile ($l_{f,Q3}$), and the maximum ($l_{f,max}$).

Species	N	$l_{f,min}$	$l_{f,Q1}$	$l_{f,Q2}$	$l_{f,Q3}$	$l_{f,max}$
Chub	380	103	130	152	169	204
Grayling	140	107	133	144	149.5	187
Trout	335	100	122	154	182	204

All experiments focused on active downstream movements of juvenile fish with body lengths between 100 and 200 mm (Table 3.2). It is worth noting, that the fish length distributions of the three species differ significantly (ANOVA, $p < 0.001$) and the size spectrum is indicated by the quartile values in Table 3.2. According to measurements, the ratio between body height and length $r_h = h_f/l_f$ is 0.17 for chub, and 0.16 for grayling and trout, which corresponds to literature values (Ebel 2013). An average value of body heights is given by product of r_h and the median body length $l_{f,Q2}$ (chub: 26 mm, grayling: 23 mm and trout: 25 mm). Furthermore, about three-quarter of all tested fish had body heights larger than 20 mm (derived from r_h times $l_{f,Q1}$ in Table 3.2), which is the highest cable spacing of the FFF tested in the present experiments. Body width of fish was not measured, but the ratio between body width and length is reported in Ebel (2013), with 0.10 for chub, 0.09 for grayling, and 0.08 for trout.

In order to identify individual fish movement patterns and downstream passage behavior at the FFF and the bypass, all fish were tagged with passive integrated transponder tags (PIT-tag, 23 mm). Several PIT-tag antenna arrays were located downstream the FFF (A1 in Figure 3.2A) and in the bypass (A2 and A3 in Figure 3.2A) to remotely detect individual fish. The PIT-tag reader provided a file in text format with tag-no., date and time, antenna and signal duration, respectively. Additionally, video cameras were installed in different positions of the flume, alternately i) perpendicular to the FFF, ii) parallel to the FFF, iii) at the bypass entrance and iv) downstream of the FFF (“turbine”).

3.3.2.3 Data preprocessing

In total, data of 143 experiments were analyzed: 54 experiments with grayling, 49 experiments with chub and 40 experiments with trout (experiment counts are corresponding to the studied experimental programme, see Table 3.1 and 3.3.2.1). The PIT-tag antennas recorded fish passages over the duration of the experiments. In the analysis of the PIT-tag data, the first signal of an individual fish is considered only. There were three possible results of the downstream passage behavior for each fish: either the fish was recorded in the bypass (A2 and / or A3 - “bypass”), behind the FFF (A1 - “turbine”; see Figure 3.2A) or no signal was recorded. Fish that were not recorded by any PIT-tag antenna were assigned to “headwater”. It is worth noting, that fish assigned to “headwater” either remained at the adoption zone for the whole experiment duration (inactive behavior) or swam actively to the FFF area, searching for a way to migrate downstream (active behavior, but neither passing the FFF nor entering the bypass). However, this information is available qualitatively, as it could be deduced from the video recordings, but not assigned to an individual fish. Derived data were statistically analyzed by the means of chi-squared tests and multiple logistic regression models. All analyses were carried out separately for the three fish species.

3.3.2.4 Multinomial logistic regression analysis

To analyze the effects of the independent parameters angle α , cable spacing b , and approach velocity v on downstream passage behavior, logistic regression models were applied. Since the response variable is categorical with three levels (bypass, screen, headwater), a regression analysis using a multinomial model is appropriate (Winkelmann and Boes 2009). For the experiments with $b = 10$ mm, only the two options of downstream passage behavior *bypass* and *headwater* are considered, since almost no fish past the screen (for further details see 3.3.2.3). This special case simplifies the multinomial logistic regression to a standard binary logistic regression, respectively.

In theory, a categorical response variable Y can take one of k different outcomes. Hence, Equation 2.1 denotes the probability of Y taking category j given a set of $m \in \mathbb{N}$ independent parameters $\mathbf{X} = (X_1, \dots, X_m)$:

$$\pi_j = \mathbb{P}(Y = j | \mathbf{X} = \mathbf{x}). \quad (2.1)$$

In a multinomial logistic regression model this probability is modeled by the following Equation 2.2:

$$\pi_j = \frac{\exp(\mathbf{x}^T \cdot \beta_j)}{\sum_{s=1}^k \exp(\mathbf{x}^T \cdot \beta_s)} \quad (2.2)$$

For identifiability, the coefficients of the reference category (here: *headwater*) need to be constrained to zero, i.e., $\beta_1 = (\beta_{10}, \dots, \beta_{1m}) = (0, \dots, 0)$. The category specific regression coefficients $\beta_j = (\beta_{j0}, \dots, \beta_{jm})$ of all other $k-1$ categories are to be estimated based on a given data set $\{(y_i, x_i)\}_{i=1, \dots, n}$. The effect of each independent parameters can be analyzed based on the corresponding values of the regression coefficients. In the binary case, i.e. for $k = 2$ as in the subgroup of $b = 10$ mm, the probability of the second category π_2 depends only on the coefficients of this second category β_2 making it easier to interpret the effects of the different parameters. However, for $k > 2$ the probability of each category π_j depends on the coefficients of all categories. Due to this more complex structure, interpretation is more difficult. For this reason, instead of considering the probability of one category π_j by itself, it is more common to investigate odds, i.e. the ratio of the probability of one category π_j to the probability of the reference category π_1 . For this purpose, the transformed Equation 2.3 is denoted by:

$$\frac{\pi_j}{\pi_1} = \exp(\mathbf{x}^T \cdot \beta_j) \quad (2.3)$$

for all categories j other than the reference category. Using this approach, the effect of each independent parameter can be analyzed for each category using only the category specific coefficients β_j . However, all of these coefficients need to be interpreted relative to the reference category. In this study, the category *headwater* is chosen as reference category.

3.3.3 Results

3.3.3.1 Effect of fish species and spacing (b) on downstream passage behavior

The strongest effects on downstream passage behavior are related to the spacing b of the FFF ($p < 0.001$) and the fish species ($p < 0.001$).

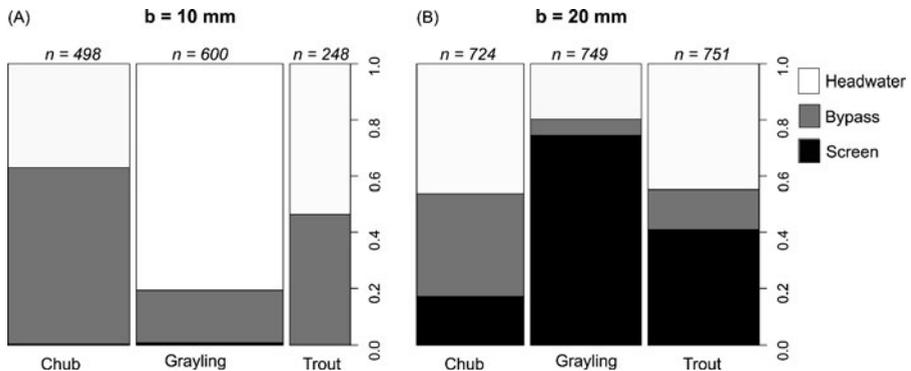


Figure 3.3 Relative proportion of downstream passage behavior: screen, bypass, headwater (bar heights) separated by fish species for (A) spacing $b = 10$ mm and (B) spacing $b = 20$ mm; the width of the bars refers to the number of samples.

Figure 3.3A and Figure 3.3B illustrate the effect of the fish species on downstream passage behavior, separately for spacing $b = 10$ and 20 mm. The results show, that the screen passage rate of all fish species at FFF geometries with $b = 10$ mm was zero (overall five screen passages with four graylings and one chub within 54 experiments, Figure 3.3A). This corresponds to a fish protection efficiency (= inverse to the screen passage rate) for the observed fish species and the size range of 100 %. The highest bypass rates were

observed for chub and trout, with 63 % and 46 %, respectively, while only 19 % of the graylings were recorded in the bypass (Figure 3.3A). Furthermore, a spacing of $b = 20$ mm caused a strong increase of screen passage of all species (Figure 3.3B). Screen passage rates were 17 % for chub, 41 % for trout and up to 74 % for grayling, which means a strong decrease of the fish protection efficiency. The increase of screen passage is accompanied by a decrease of bypass rates for all fish species, with 37 % for chub, 14 % for trout and 6 % for grayling.

3.3.3.2 Effect of angle (α), approach velocity (v) and fish length (l_f) on downstream passage behavior

The effect of the independent parameters angle α , approach velocity v and fish length l_f on downstream passage behavior was analyzed by the means of multinomial logistic regression models, separately applied per cable spacing and fish species.

We present only the results of multinomial logistic regression analysis of $b = 20$ mm, summarized in Table 3.3. The results for $b = 10$ mm are shown in the online supplement (Figure 3.7, Figure 3.8, Figure 3.9 and Table 3.4). The individual coefficients β_{jm} refer to the odds π_j/π_1 that fish pass through the screen ($j = 3$) or the bypass ($j = 2$), respectively, compared to the reference category (headwater, $j = 1$). Hereafter, the terms odds of screen compared to headwater and odds of bypass compared to headwater are used. Since the experiments were performed with three variants of the approach velocity, v is treated as a categorical variable with the reference category $v = 0.3$ m/s. Based on the results (Table 3.3) the estimated probability that fish pass the bypass, pass through the screen or stay in the headwater (in the following: bypass, screen and headwater probability) was calculated depending on fish length l_f , angle α and approach velocity v . The effect plots (in Figure 3.4, Figure 3.5 and Figure 3.6) show how the bypass and screen probability changes (π_2 and π_3), when one of the independent variables changes “ceteris paribus”.

Table 3.3 Summary of the multinomial logistic regression for chub, grayling and trout for $b = 20$ mm. For each fish species one column for the odds of bypass compared to headwater ('Bypass') and one for the odds of screen compared to headwater ('Screen') lists the estimated intercept and the regression coefficients β_{jm} to the independent parameters fish length l_f , approach velocity v and angle α , and their interaction effects. v and α are treated as categorical variables; the reference categories for v and α are the minimum values: $v = 0.3$ m/s and $\alpha = 20^\circ$. The standard errors (SE) are listed under the coefficients in brackets; * denotes $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ and * $p < 0.001$.**

	Chub		Grayling		Trout	
	Bypass	Screen	Bypass	Screen	Bypass	Screen
(Intercept)	-2.178** (0.679)	6.365*** (0.984)	-0.135 (2.005)	1.039 (1.039)	-5.421*** (0.716)	4.902*** (0.564)
l_f	0.015*** (0.004)	-0.046*** (0.006)	-0.000 (0.014)	0.009 (0.007)	0.027*** (0.004)	-0.041*** (0.004)
v : 0.5/0.3	-0.440 (0.288)	-0.260 (0.391)	-2.540** (0.857)	-1.184** (0.379)	0.418 (0.377)	0.373 (0.311)
v : 0.65/0.3	-0.637* (0.278)	-2.435*** (0.565)	-3.095** (1.113)	-0.981* (0.385)	-0.492 (0.417)	0.204 (0.305)
α : 40/20	0.512 (0.334)	1.544*** (0.396)	1.156* (0.584)	-0.072 (0.460)	0.421 (0.401)	1.112*** (0.315)
v : 0.5/0.3 x α : 40/20	-0.791 (0.439)	-3.367*** (0.596)	-0.090 (1.035)	-0.006 (0.546)	-0.617 (0.558)	-1.003* (0.440)
v : 0.65/0.3 x α : 40/20	-1.363** (0.459)	-1.444 (0.756)	-10.355*** (0.000)	-0.352 (0.546)	-0.241 (0.603)	-1.283** (0.436)
N	724		749		751	
Log-likelihood	-608.634		-483.549		-609.059	
AIC	1245.268		995.098		1246.118	
BIC	1309.455		1059.761		1310.818	

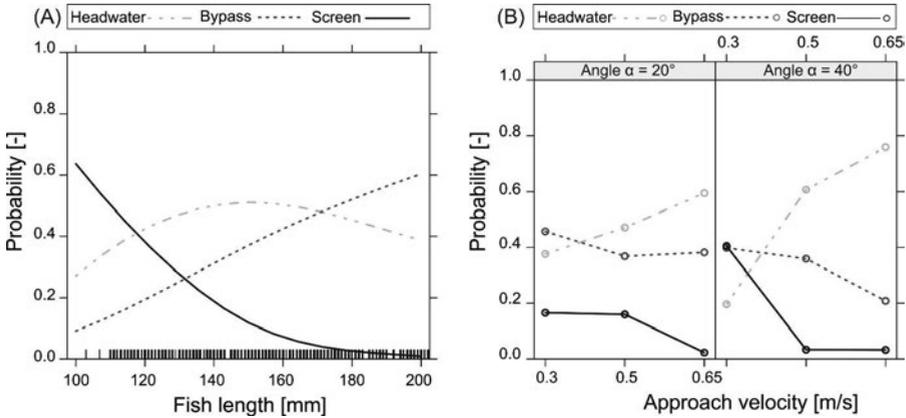


Figure 3.4 Chub: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α

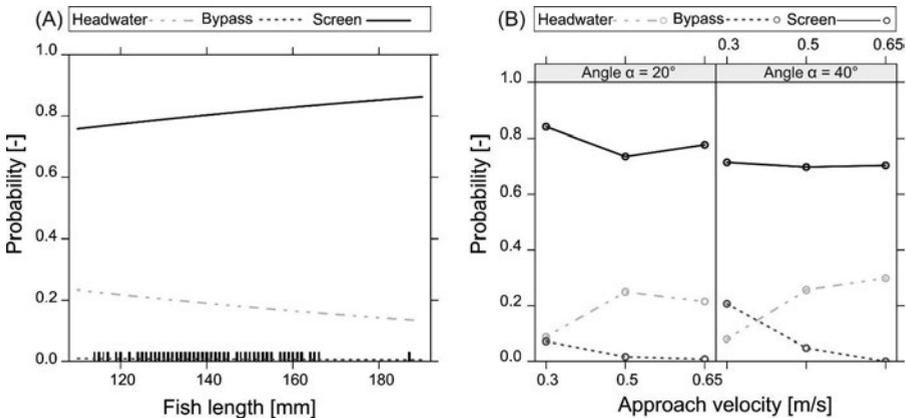


Figure 3.5 Grayling: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α

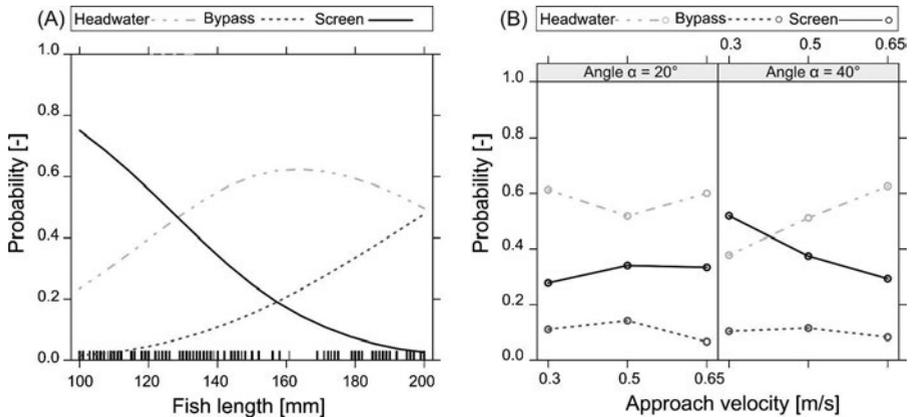


Figure 3.6 Trout: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α

Chub

Fish length l_f had a significant effect on the response of chubs ($p < 0.001$, Table 3.3). Compared to headwater, the odds of bypass increased slightly with increasing l_f , while the odds of screen decreased (Table 3.3). The corresponding probabilities followed the same trend, which is shown in Figure 3.4A. Moreover, an increase of approach velocity to $v = 0.65$ m/s led to a significant decrease of the odds of bypass ($p = 0.022$, Table 3.3) and screen compared to headwater ($p < 0.001$, Table 3.3). As illustrated in Figure 3.4B, bypass and screen probability also decreased with an increase of v , which was in line with a simultaneous strong increase of headwater probability. While changing the angle from $\alpha = 20^\circ$ to 40° had no significant influence on the odds of bypass compared to headwater ($p = 0.12$, Table 3.3), it significantly increased the odds of screen compared to headwater ($p < 0.001$, Table 3.3). Nevertheless, by a change of α from 20° to 40° , significant interaction effects between v and α revealed for both odds (Table 3.3), which corresponds to a stronger decrease of screen and bypass probability with increasing v for $\alpha = 40^\circ$ (Figure 3.4B).

Grayling

In contrast to the results for chub, the fish length l_f had no significant effect on the response of graylings ($p = 0.97$ for the odds of bypass compared to headwater, $p = 0.22$ for the odds of screen compared to headwater, Table 3.3). However, a slight increase of screen probability with increasing l_f is shown in Figure 3.5A, indicating that even the larger fish passed through the screen. Here, it is worth mentioning, that the results at the

“impermeable” FFF geometries ($b = 10$ mm), revealed a weak but significant effect of l_f on bypass probability ($p = 0.049$, Figure 3.5 and Table 3.4, Online Supplement). However, the tested graylings had a comparable narrow length distribution (Table 3.2), which led to a higher uncertainty of the model especially for fish lengths larger than 150 mm (Figure 3.5, Online Supplement).

Once again, the approach velocity v significantly affected the odds of bypass and screen compared to headwater (p -values in Table 3.3). This corresponds to a decrease of bypass probability (Figure 3.5B), which was stronger pronounced at $\alpha = 40^\circ$ (interaction effect of v and α). The screen probability was instead hardly affected by v (Figure 3.5B), but a positive trend of headwater probability related to an increase of v is visible (Figure 3.5B).

A change of α from 20° to 40° significantly increased the odds of bypass compared to headwater ($p = 0.047$, Table 3.3). A corresponding higher trend of bypass probability is particularly visible at $v = 0.3$ m/s.

Trout

Similar to the chub results, the fish length l_f significantly affected the response of trout ($p < 0.001$, Table 3.3). The odds of bypass compared to headwater increased with increasing l_f and the odds of screen compared to headwater decreased, respectively. This corresponds to the trend of probabilities plotted in Figure 3.6A. Furthermore, an increase of the angle to $\alpha = 40^\circ$ led to a significant increase of the odds of screen compared to headwater ($p < 0.001$, Table 3.3). However, the corresponding screen probability is noticeable higher for the lowest approach velocity $v = 0.3$ m/s only. According to the results in Table 3.3, v had no significant effect on downstream passage behavior, except in case of changing α from 20° to 40° . For this case, the odds of screen compared to headwater significantly decreased with an increase of v (p -values in Table 3.3), which is also visible in Figure 3.6B. This significant interaction effect between v and α was observed for all studied species, but clearer for chub and trout (Table 3.3). Contrary to the results on chub and grayling, v and α had no significant effect on the odds of bypass compared to headwater (Table 3.3 and Figure 3.6B).

3.3.4 *Discussion*

3.3.4.1 Fish protection efficiency

The fish protection efficiency of the FFF varied widely depending on the cable spacing b and the studied fish species. A high fish protection efficiency (= inverse to screen passage rates and screen probability, respectively) of the FFF was given for chub with body lengths larger than 100 mm, with 100 % when $b = 10$ mm (Figure 3.3B). For trout and grayling,

this decrease of fish protection efficiency with an increase of b was even more evident (Figure 3.3A and Figure 3.3B), revealing that the FFF primarily works as a physical barrier. In accordance with previous research (Schwevers 2004; DWA 2005; Cuchet 2014), the results revealed that fish protection efficiency strongly depends on fish length. Chubs, which were larger than the median fish length $l_{r,Q2} = 152$ mm were protected by the FFF with a probability higher or equal to 88 %. For trouts larger than $l_{r,Q2} = 154$ mm, the fish protection efficiency was higher than 70 % (Figure 3.6A). However, the fish length had no significant effect on fish protection efficiency of grayling, which might result from their narrow body length distribution (3.3.2.2).

Additionally, the video monitoring gave some insights on specific fish behavior when passing through the screen: all species initially approached the structure with their tail first (positive rheotaxis) for the majority of the screen passages. The individuals tested the spacing between the horizontally arranged cables either with their tail fin or by swimming laterally towards the FFF. If their body height was larger than the spacing, they passed through the FFF using a transversal movement in order to make use of their smaller body width. Considering the fact that about 75 % of all tested individuals had body heights larger than 20 mm (3.3.2.2), this unexpected behavior applies to the majority of fish that passed through the screen. This behavior stresses the hypothesis that horizontal bar screens are more efficient than vertical bar screens because of their body proportions (Tombek und Holzner 2008; LUBW 2016). Moreover, the distinctive contact of grayling with the structure deviated from previous findings, for example Kriewitz-Byun (2015), who noticed a structure-phobic behavior for grayling.

Furthermore, higher approach velocities led to an increase of fish protection efficiency for chub and trout, especially for the FFF configurations with the highest angle $\alpha = 40^\circ$. The flow- and vortex-induced cable oscillations seem to explain this trend. The oscillation amplitudes and frequencies increased with increasing flow velocities, while higher cable lengths led to a further increase of amplitudes but decrease of frequency (Ogink und Metrikine 2010; Magnus et al. 2013; AB Angewandte Mechanik 2017). This was also observed during the video monitoring: while cables were nearly balanced at $v = 0.3$ m/s, they were heavily oscillating at $v = 0.65$ m/s. Moreover, the video monitoring indicated a very sensitive behavior of chub and trout in interaction with the FFF for $v \geq 0.5$ m/s, as they actively explored the cable structure with their tail fin and then backed away from it. With an approach velocity of 0.3 m/s, chub and trout behaved calmly and they explored the cable structure either with their tail fin or by swimming laterally to the FFF. Passages often occurred by smooth transversal movements. For the grayling, no specific parameter significantly affected fish protection efficiency. Contrary to the observations on chub and

trout, the video monitoring of grayling showed no significant distinctive response behavior at higher approach velocities and cable oscillations.

The video monitoring additionally revealed that most of the screen passages occurred close to the bottom, which was also observed by Kriewitz-Byun (2015). A reason for this might be the lower velocities close to the channel bed, which is in line with the negative effect of velocity on screen probability shown by the statistical analysis (Table 3.3). Especially chub and grayling approached the FFF predominantly in schools, however these groups usually dissociated when passing through the screen.

3.3.4.2 Bypass acceptance

The statistical analysis revealed overall low bypass passage rates for all observed fish species. Chub accepted the bypass best, with an overall bypass rate of 63 % for the smaller spacing $b = 10$ mm (= impermeable FFF) and 37 % for the higher spacing $b = 20$ mm (Figure 3.3A and Figure 3.3B). In contrast, grayling showed a very limited acceptance of the bypass, with an overall bypass rate of 19 % for the impermeable FFF and as few as 6 % for FFF with the higher spacing (Figure 3.3B). The bypass rates of trout ranged from 46 % in the first case to 14 % for the latter.

It was shown that bypass probability of chub and trout depended significantly on fish length l_f , whereas it increased with increasing l_f . For the lower spacing of $b = 10$ mm, this effect was also observed in the experiments with grayling. This is interesting as the limited bypass functionality seems not to be a result of the limited geometry (bypass width = 0.25 m), as bigger fish would not prefer the bypass in this scenario. Higher approach velocities $v \geq 0.5$ m/s significantly resulted in a decrease of bypass probability for chub and grayling and this negative relation was intensified by a higher angle $\alpha = 40^\circ$ of the FFF. A separate hydraulic study, which was carried out within the context of the research project, showed that slight deceleration and turbulences took place at the downstream end of the FFF (Figure 3.10, Online Supplement and Tollinger (2016)). However, these fine velocity gradients and hydraulic cues were slightly more pronounced for $\alpha = 40^\circ$ and higher approach velocities (Tollinger 2016) and seem to repel fish from moving further downstream towards the bypass. This observed behavior corresponds to previous studies (37th IAHR World Congress; Kemp et al. 2005; Haro et al. 1998; Enders et al. 2009; Silva et al. 2016), showing that fish try to avoid rapid changes in velocity (acceleration or deceleration) and turbulences.

In our experiments, bypass rates especially for grayling decreased to zero at the maximum velocity of $v = 0.65$ m/s. Furthermore, the generally poor bypass rates of grayling revealed a very high sensitivity to changes in hydraulic patterns for this rheophilous species, which was also observed in a study of Kriewitz-Byun (2015) using bar racks. In contrast to

grayling, the low bypass rates of trout were not the direct result of an increase of v or α as shown by the statistical analysis. It seems that the limited bypass acceptance of trout is attributed to general unfavourable hydraulic conditions in terms of a slight deceleration at the downstream end of the FFF. The video monitoring additionally revealed that trout often stopped at the downstream end of the screen next to the guiding plate (Figure 3.1C) and showed no interest in swimming into the bypass. After a while, most of the trout returned to the headwater section. However, the observed behavior could also be the consequence of the fish' low motivation to move downstream.

3.3.4.3 Guidance efficiency

A quantitative evaluation of the guidance efficiency based on the bypass rates proved to be difficult due to the limited acceptance of the bypass and thus, low bypass rates. The unfavourable hydraulic conditions at the downstream end of the FFF were a consequence of the experimental design as a section model and obviously, led to avoidance behavior at the bypass entrance. Moreover, the relatively large proportion of fish, which were not recorded by the antennas (= proportion of headwater), represented a large black box regarding the specific fish behavior and guidance along the FFF (3.3.2.3). A closer look on the video observations revealed some insights to the behavior of fish in the headwater. They often remained in schools in positive rheotaxis in front of the screen, but finally dissociated in the downstream third of the FFF. Many of them returned to the upstream part of the flume (staying in the headwater), while some swam further downstream into the bypass. Consequently, even the major part of individuals remaining in the headwater section were guided by the FFF. This behavior was more evident during the experiments with $\alpha = 20^\circ$ and particular for the grayling, while they more often passed the screen at the beginning of the experiments at $\alpha = 40^\circ$. However, a quantification in terms of the guidance efficiency for the different setups was not feasible. The effect of angle α on guidance efficiency would have to be determined by a detailed analysis of data derived from the video monitoring, which was not in the focus of the current study.

3.3.5 Conclusions

The results presented in this study demonstrate that downstream passage behavior at the FFF is strongly affected by geometric and hydraulic parameters and varies widely between the tested fish species. The fish species and the cable spacing of the barrier show the strongest effect on the fish protection efficiency of the FFF. The strong effect of spacing confirms published knowledge and underlines the efficiency of physical barriers.

The influence of angle α , approach velocity v and fish length l_f are much weaker and interactions among these three independent variables on passage probability take effect.

Our statistical analysis showed, that l_f is significantly related to the probability to pass through the FFF for chub and trout: the larger the fish, the lower the passage probability. This effect could not be statistically confirmed for the grayling.

The effects of v and α on passage probability varies between the fish species even more. For chub and trout it decreases significantly with increasing velocities, especially for the higher angle $\alpha = 40^\circ$ (interaction effect), while for grayling neither of these parameters had a significant effect.

High oscillation frequencies of the steel cables, mainly pronounced at the maximum velocity and smaller cable lengths, are expected to pose a behavioral deterrent for chub and trout. However, this provides only a first insight, as cable oscillations vary strongly under site-specific conditions, like velocity, cable length and pre-tension force. Clearer results can be expected from monitoring surveys at FFFs installed at hydropower plants in operation. In its full-scaled dimensions, the FFF spans over tens of meters, whereas the lengths of the FFF in our experiments ranged from 2.1 m to 5.1 m, respectively. Hence, a direct transfer of the results of this study to the real-world conditions at a hydropower plant must be treated with caution.

Based on our video observations, all fish species actively explored the cable structure with their tail fin in positive rheotaxis. Screen passages of all fish species in many cases occurred by a transversal movement, probably because the fish's height was often larger than the cable spacing. This behavior was not found reported in the literature before, Furthermore, screen passages were predominantly observed near the bottom. A reduction of the spacing at the bottom or a guiding plate are likely to reduce these screen passages, but was not tested in the present experiments.

As was to be expected from the literature, the bypass entrance is a key point concerning a proper configuration of a downstream migration facility (Haro et al. 1998; Kemp et al. 2005; Enders et al. 2009; Silva et al. 2016). Whereas higher velocities slightly facilitated the protective effect of the FFF in terms of lower screen passages, less fish swam into the bypass but remained in the headwater section. This was especially the case for the grayling and chub. The limited acceptance of the bypass at high velocities is likely associated with increased turbulences and a slight deceleration zone at the downstream end of the FFF. The grayling seem to be the most sensitive against these hydraulic conditions.

Contrary to our initial expectations, the behavioral deterrent effect of the FFF is low compared to the physical protection of a small spacing. Unfortunately, this is in conflict with operational aspects of hydropower plants considering hydraulic losses, debris cleaning, and investment and operational costs, especially for larger hydropower plants.

For this reason, a subsequent research project will deal with hybrid barrier, where the FFF is combined with an electric field (Electric Flexible Fish Fence).

3.3.6 Online Supplement

3.3.6.1 Results of the binary logistic regression with spacing $b = 10$ mm

Table 3.4 Summary of the binary logistic regression for chubs, graylings and trouts with $b = 10$ mm. Each column represents the model for one fish species listing the corresponding estimates for the intercept ν and the regression coefficients β_{jm} (3.3.2.4) for the independent variables fish length l_f , approach velocity v and angle α and their interaction effects v and α are treated as categorical variables; the reference categories for v and α are the minimum values: $v = 0.3$ m/s and $\alpha = 20^\circ$. The regression coefficients refer to the bypass probability. Standard error (SE) is listed under the coefficients in brackets. * denotes $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ and * with $p < 0.001$.**

	Chub	Grayling	Trout
	Bypass	Bypass	Bypass
(Intercept)	-0.945 (0.655)	-3.937** (1.300)	-2.360* (0.993)
l_f	0.007 (0.004)	0.018* (0.009)	0.010 (0.006)
$v: 0.5/0.3$	1.124*** (0.283)	-1.554** (0.512)	1.095*** (0.267)
$\alpha: 40/20$	0.560* (0.269)	1.204*** (0.289)	
$v: 0.5/0.3 \times \alpha: 40/20$	-1.555*** (0.387)	0.314 (0.589)	
$v: 0.65/0.3$		-2.739*** (0.748)	
N	497	596	248
Log-likelihood	-316.134	-237.396	-160.254
AIC	642.268	486.792	326.508
BIC	663.311	513.134	337.048

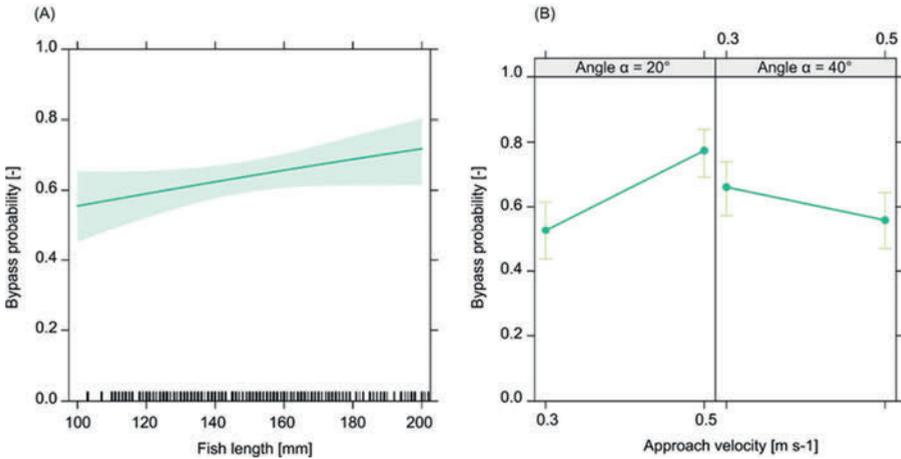


Figure 3.7 Chub: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α

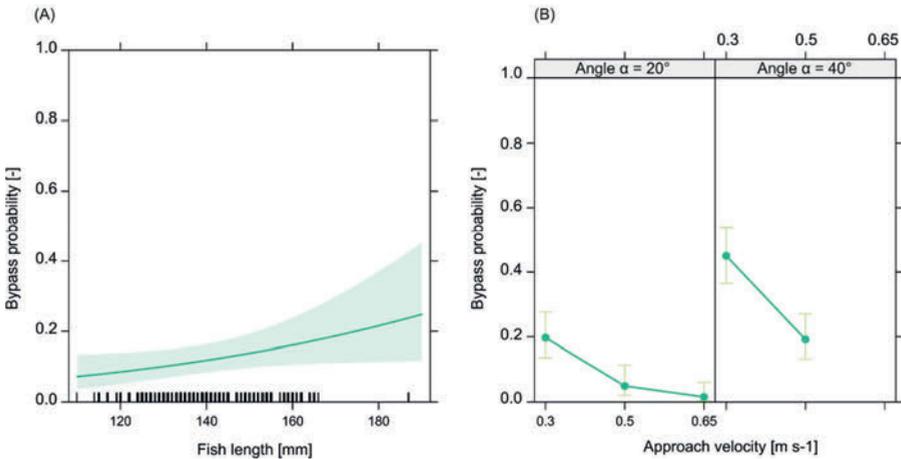


Figure 3.8 Grayling: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α

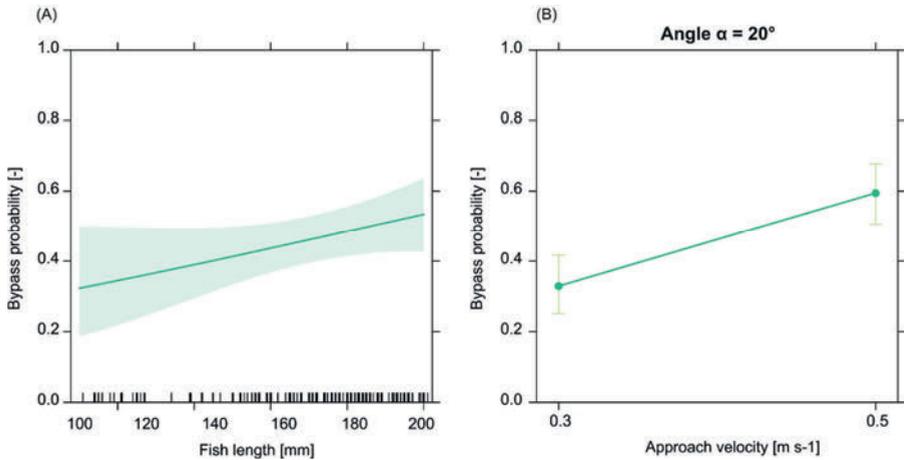


Figure 3.9 Trout: Bypass, screen and headwater probability related to (A) fish length l_f and (B) approach velocity v , separated by angle α

3.3.6.2 Velocity measurements at the downstream end of the FFF and at the bypass entrance

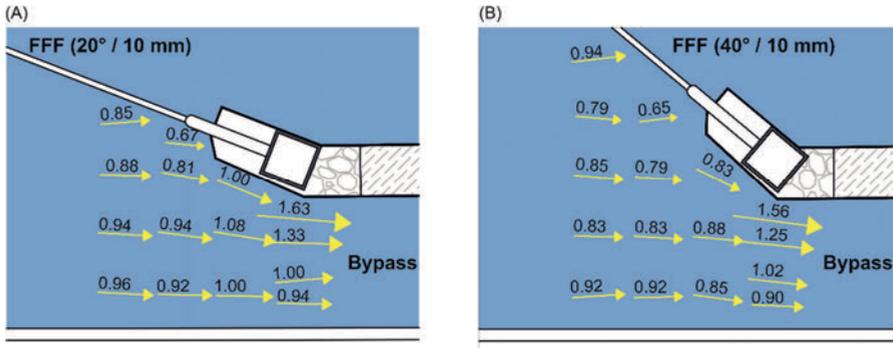


Figure 3.10 Measured velocity vectors v_m divided by the average approach velocity v for the configurations: $v = 0.5$ m/s for $\alpha = 20^\circ$ and $b = 10$ mm (A) and $v = 0.5$ m/s for $\alpha = 40^\circ$ and $b = 10$ mm (B). The velocities v_m were measured by a 3D Acoustic Doppler Velocimeter (FlowTracker), 100 mm under the water surface (Tollinger 2016).

3.3.7 *Supplementary videos – Short explanation*

The videos FFF_Chub, FFF_Grayling and FFF_Trout provide an insight into the major observations of the video monitoring, described in Ch. 3.3.2.2. Downstream passage behavior at screen configurations with a spacing of $b = 20$ mm is shown in the short video clips for the whole range of observed approach velocities. Almost all fish species actively explored the cable structure tail first. Screen passages occurred close to the bottom and mainly by a transversal movement in order to pass through the horizontal arranged cables. Further, the videos demonstrate differences in fish behavior at the Flexible Fish Fence (FFF) within the range of observed approach velocities (Ch. 3.3.2.1).

The video Bypass_Entrance_Sum gives a short overview about the major observations on fish behavior at the downstream end of the FFF (bypass entrance) separated by species. There, typical observed behavior patterns when approaching the bypass entrance are shown (Ch. 3.3.2.2), including bypass passages as well as the avoidance behavior to migrate further downstream into the bypass.

4 TEIL 2 - HYDRAULISCHE VERLUSTE AM SEILRECHEN UND SCHRÄG GENEIGTEN HORIZONTALRECHEN

4.1 Experimental Hydraulic Investigation of Angled Fish Protection Systems - Comparison of Circular Bars and Cables

A similar version of this chapter was published in:

Böttcher, H., Gabl, R., Aufleger, M. (2019): Experimental Hydraulic Investigation of Angled Fish Protection Systems—Comparison of Circular Bars and Cables. *Water* 11(5):1056,

and can be found under the following link: [doi:2073-4441/11/5/1056](https://doi.org/10.2073-4441/11/5/1056).

Changes made since publication are only formal in nature.

Abstract

The requirements for fish protection at hydro power plants have led to a significant decrease of the bar spacing at trash racks as well as the need of an inclined or angled design to improve the guidance effect (fish-friendly trash racks). The flexible fish fence (FFF) is a new developed fish protection and guidance system, created by horizontally arranged steel cables instead of bars. The presented study investigated experimentally the head loss coefficient of an angled horizontal trash rack with circular bars (CBTR) and the FFF with identical cross sections in a flume (scale 1:2). Nine configurations of different bar and cable spacing (blockage ratio) and rack angles were studied for CBTR and FFF considering six different stationary flow conditions. The results demonstrate that head loss coefficient is independent from the studied Bar–Reynolds number range and increases with increasing blockage ratio and angle. At an angle of 30 degrees, a direct comparison between the two different rack options was conducted to investigate the effect of cable vibrations. At the lowest blockage ratio, head loss for both options are in similar very low ranges, while the head loss coefficient of the FFF increases significantly compared to the CBTR with an increase of blockage.

4.1.1 Introduction

4.1.1.1 General

Fish protection and downstream migration measures are considered essential in the design, construction or retrofitting and operation of hydro power plants. Since downstream

migrating fish, particularly juveniles, tend to swim within the main current, they will consequently pass the turbines without appropriate measures at the water intake (Williams et al. 2012). Depending on site-specific conditions such as turbine type, total head, operation mode of the power plant or fish size, fish are injured, followed by a high risk of mortality (Čada 2001). Fish that refuse to enter the turbines remain in the reservoir area, sometimes for several days (Schilt 2007). Physical barriers, particular trash racks with horizontal or vertical bars that are angled to the flow direction (angled trash racks) or inclined to the bottom (inclined trash racks), are one technical solution to prevent fish from turbine-passage and guide them to a bypass (Larinier und Travade 2002). Thus, an adaption of the design equation is proposed to improve the estimation of head loss on both rack options.

For these devices, bar spacing b has to be designed considering the target fish species and minimum fish sizes, while values of 10–30 mm are recommended (Larinier und Travade 2002; Ebel 2013; Dumont 2013). Furthermore, a slight angle ($\leq 45^\circ$) of the barrier to the flow direction is recommended, if an efficient bypass is located at the downstream end of the barrier (Ebel 2013; Larinier und Travade 2002; Kriewitz-Byun 2015; Cuchet 2014). Nevertheless, these solutions often lead to a great challenge for energy operators in consideration of increased operational and financial efforts, particularly due to debris related blockage and high head losses (Kriewitz-Byun 2015; Böttcher et al. 2014). Particularly for run-of-river plants with low design heads, the head loss through a fish-friendly trash rack can cause significant relative energy production losses and hence should be part of the optimisation process of the intake structure (Gabl und Righetti 2018; Gabl et al. 2018b). Furthermore, for larger plants (design discharge $\geq 90 \text{ m}^3/\text{s}$), these solutions are not yet feasible (Forum Fischschutz und Fischabstieg 2014). Therefore, an interdisciplinary research programme on a new developed fish protection system, called the flexible fish fence (FFF), was initiated. The FFF is a physical barrier, created by horizontal oriented steel cables instead of bars (Böttcher et al. 2016b; Böttcher et al. 2015; Böttcher et al. 2014; AB Angewandte Mechanik 2017). To divert fish towards the bypass, the flexible structure can be positioned in various (slight) angles to the flow direction. Thus, the fish protection effect of the FFF is similar to an angled trash rack with horizontal bars, but allows a favourable mode of operation: Local clogging at the FFF during normal operation (e.g., small branches leaves, grass) is mobilised and cleaned by releasing individual steel cables or cable clusters (Böttcher et al. 2014). Since the FFF works only as a fish protection device, an additional trash rack downstream of the FFF for turbine protection is necessary (if not already existing in the case of a retrofitting). The presented study compared a trash rack with horizontal circular bars (geometrically similar to the FFF) to the new concept with the cables in an experiment in the flume. Therefore, the same cross section of the structure (diameter s is 5 mm) was chosen and the spacing b between

them as well as the angle α of the installation in relation to the main flow direction was investigated. This allowed identifying the effect of the comparable flexible structure made of cables in relation to circular bars.

4.1.1.2 Basic Equations

The aim of the experimental study presented here was to investigate local head loss h_v through a physical barrier similar or equal the flexible fish fence (FFF). In particular, it was evaluated how the specific geometry including the bar spacing, rack angle, bar shape and hydraulic conditions affect head loss through the FFF. The evaluation of the local head loss h_v is based on Bernoulli's equation and the comparison of two cross sections, which are numbered in flow direction. By assuming that the kinetic energy correction factor is equal to 1 (-), the head loss $h_{v, total}$ between two sections can be calculated as following (Gabl et al. 2014):

$$h_{v, total} = z_1 - z_2 + \frac{p_1 - p_2}{\rho \cdot g} + \frac{v_1^2 - v_2^2}{2 \cdot g} = h_v - h_{v, cont} \quad (3.1)$$

For this analysis, the elevation $z_{1,2}$, pressure $p_{1,2}$ and velocity $v_{1,2}$ were needed for each cross section as well as two constants, namely density of water ρ and gravity acceleration g . Furthermore, the loss $h_{v, cont}$ based on surface roughness between the two measurement positions had to be eliminated to identify the local head loss h_v due to the structure. For the current case, the flume was used in its horizontal position ($z_1 = z_2$) and the water depth $h_{1,2}$ could replace the formulation of the pressure to

$$h_v = h_1 + \frac{v_1^2}{2 \cdot g} - h_2 - \frac{v_2^2}{2 \cdot g} - h_{v, cont} \quad (3.2)$$

For most of the applications in turbulent flow conditions, the local head loss coefficient ξ can be introduced. This assumes a linear connection between h_v and the velocity height $v_{ref}^2 / (2 \cdot g)$:

$$h_v = \xi \cdot \frac{v_{ref}^2}{2 \cdot g} \quad (3.3)$$

A clear definition of the reference velocity v_{ref} was needed (Gabl und Righetti 2018; Adam et al. 2018). For the quantification of head loss at trash racks, the undisturbed cross upstream the structure was used (mean approach velocity) (Meusburger 2002). It was assumed that the velocity distribution over the complete cross section is homogeneous. For some applications and under specific circumstances, the velocity of the complete cross section of the trash rack can change significantly, which could be part of future investigations (Gabl et al. 2018a). For the presented results, the velocity v_1 was used as v_{ref} , hence this is a section that is in most cases easily accessible and does not include the influence of the trash rack (Section 4.1.3.2). A differential pressure transmitter was

applied in this study, which allowed directly measuring the differential pressure $\Delta p = p_1 - p_2$ and increasing the accuracy of this value (Gabl et al. 2014). For free surface applications, at least one water depth is need in addition to Δp to describe the flown through area. In the following case, the upstream water depth h_1 was used as well as the continuity equation. Consequently, the local head loss coefficient ξ of the trash rack can be calculated as followed:

$$\xi^* = \frac{\Delta p}{\rho} \cdot \frac{2 \cdot B^2 \cdot h_1^2}{Q^2} + \left(h_1^{-2} - \left(h_1 - \frac{\Delta p}{\rho \cdot g} \right)^{-2} \right) \cdot h_1^2 - \xi_{v,cont} \quad (3.4)$$

This evaluation was only based on the three measurements of the differential pressure Δp , upstream water depth h_1 and the discharge Q . The coefficient $\xi_{v,cont}$, which includes roughness and the influence of the support structure for the trash rack in the experimental set-up, had to be evaluated separately (Section 4.1.3.3).

4.1.1.3 Literature Values

A wide range of investigations are conducted to quantify the head loss (coefficient) through water intakes at hydro power plants in the past. However, most of them address conventional trash racks with vertical bars and a comparable big bar spacing. In the last years, the requirements changed since the awareness of the need for fish protection and downstream migration measures is increasing. Smaller spacing between the bars is needed as well as new developments. One of the first fundamental investigations was carried out by Kirschmer (1926) nearly a century ago. He studied the head loss on trash racks with vertical bars of several bar shapes, bar widths, bar spacings and rack inclinations. According to Kirschmer (1926), the head loss coefficient ξ_K is given by

$$\xi_K = k_F \cdot \left(\frac{s}{b} \right)^{\frac{4}{3}} \cdot k_\beta, \quad (3.5)$$

where k_F is the bar shape coefficient and $k_\beta = \sin(\beta)$ considers the rack inclination β in relation to the initial vertical orientation of the bars. The geometry of the trash rack includes the bar width s and the bar spacing b . Those constants are connected with the velocity height using v as the approach velocity (comparable to the v_{ref} in Equation (3)). Extensive experiments on trash racks with vertical bars were also carried out by Meusburger (2002), who expanded the basic equation introduced by Kirschmer (1926). The blockage ratio through the rack structure (including spacers and supporting elements) and through debris or trash clogging is added. Furthermore, the flow angle q is taken in account based on adjusted calculation approaches (Zimmermann 1969; Spangler 1929; Idelchik 1960). Based on his results, the head loss coefficient

$$\xi_M = \xi_p \cdot k_\beta \cdot k_\delta \cdot k_v, \quad (3.6)$$

with ξ_p defined by the head loss coefficient resulting from blockage, which depends on the blockage ratio p and the bar shape coefficient k_F :

$$\xi_p = k_F \cdot \left(\frac{p}{1-p} \right)^{1.5}, p = \frac{A_b + A_s}{A_t}, \quad (3.7)$$

where A_b is the area of bars; A_s is the area through supports, spacers, etc.; and A_t is the total area of the trash rack in the flow. The constant k_F is a factor considering the approach flow angle δ and k_v the blockage by clogging. Both factors were further described by Meusburger (2002), but not considered in the current investigation. Clark et al. [24] studied head loss on various trash configurations under pressurised flow conditions. However, research on hydraulic loss more and more focuses on fish friendly trash racks in recent years. Raynal et al. (2013b) tested inclined vertical trash racks with rectangular and hydrodynamic bar shapes, small bar spacings ($b \leq 30$ mm) and a wide range of inclinations ($\beta = 15^\circ$ to 90°). Based on their results, they proposed a new head loss equation, where particular low angles and the separation of the blockage ratio due to bars and transversal elements are taken into account. However, their head loss equation is restricted to investigated bar shapes. Other fish-friendly solutions such as angled trash racks with vertical angled bars (bar racks) are investigated within various experiments (Raynal et al. 2013a; Szabo-Meszaros et al. 2018; Albayrak et al. 2018; Kriewitz-Byun 2015). With respect to the flow conditions at these trash rack types, where flow is deflected twice through the angled slats, the results and developed head loss formulas are not transferable to geometries similar to the FFF. Head loss on trash racks with horizontal bars, which are more similar to studied rack configurations, has still not been sufficiently investigated for a comparable wide parameter range. Szabo-Meszaros et al. (2018) studied head losses and hydraulic conditions at six angled trash rack configurations (with vertical angled, vertical streamwise bars and horizontal bars of rectangular and hydrodynamic bar shape). The results show that head loss at horizontal trash racks is comparably low (and lowest with a hydrodynamic bar shape) and the hydraulic conditions at the bypass entrance are favourable from an ecological point of view (Szabo-Meszaros et al. 2018). Berger (2018) studied head loss at horizontal trash racks with a rectangular bar shape for a wider range of blockage ratios ($p = 0.34$ – 0.57) and rack angles ($\alpha = 30^\circ$ – 70°), but similar to the above results are not directly transferable to the current study due to differences in the experimental design (e.g., they included a bypass and different hydraulic conditions). According to the circular bar shape, length L and small bar spacings, the studied racks are highly vulnerable to flow-induced vibrations, which additionally affect head loss. In general, the vertical amplitudes of these vibrations are dependent on the frequency, the preload forces and cable length as well as the flow velocity (AB Angewandte Mechanik 2017). This study evaluated basically the effect of blockage and rack angle on head loss on angled horizontal trash racks with circular bars (CBTR), where vibrations were firstly mitigated by

additional spacers. Further, the same parameters were studied at the FFF and compared with the former results to estimate the effect of cable vibrations on head loss. Finally, it was evaluated if the common formulas for head loss estimation (Equations (3.5) and (3.6)) at (inclined) trash racks with vertical bars are transferable to the rack configurations.

4.1.2 *Materials and Methods*

4.1.2.1 Experimental Setup

The experiments were carried out in a rectangular channel at the Hydraulic Engineering Laboratory at the University of Innsbruck and split into two different main configurations: (a) circular bars (CBTR); and (b) cables (FFF) (Figure 4.1). The flume is 20 m long and has a width B of 0.8 m. On both sides, 1 m high glass side walls allow observing the experiments. The water supply from an elevated tank fills up a tank and a flow straightener homogenises the flow further (Figure 4.2). At the outlet of the flume, the water flows over a flap gate into the underground tank, where it is pumped back to the elevated tank. It is noted that water temperature did not change through this circulation process because of the high volume of both tanks. The discharge Q was varied from 50 to 230 l/s, which corresponds to approach velocities from 0.16 to 0.72 m/s, and bar Reynolds numbers Re_b from 750 to 3500. The Bar–Reynolds number is thereby defined by

$$Re_b = \frac{v_1 \cdot s}{\nu} = \frac{Q \cdot s}{B \cdot h_1 \cdot \nu}. \quad (3.8)$$

All experiments were conducted with turbulent flow conditions (see Reynolds numbers in Table 4.1). In this definition, the velocity v_1 in front of the installation was used and consequently the water depth h_1 multiplied by the width B of the flume allowed connecting the discharge Q . With the kinematic viscosity ν , the properties of water were taken into account and, for the characteristic linear dimension, the diameter s of the bars/cables was used (Table 4.1).

Table 4.1 Overview of the parameter—varied ones are marked with a *

Parameter	Angled trash rack	Flexible Fish Fence
* Bar diameter s [mm]	5	5
*Spacing b [mm]	5, 10, 15	5, 10, 15
*Angle α [°]	90, 45, 30	40, 30, 20
*Discharge Q [l/s]	50 - 200	80 - 230
Bar shape coefficient k [-]	1.79	1.79
s/b [-]	0.33, 0.5, 1.0	0.33, 0.5, 1.0
Blockage ratio ρ [-]	0.25, 0.33, 0.5	0.25, 0.33, 0.5
Bar length l [m]	0.80, 1.24, 1.60	1.25, 1.60, 2.34
Approach velocity v [m/s]	0.16 – 0.63	0.25 – 0.72
Bar-Reynolds-No. Re_b [-]	750 – 3000	1250 – 3500
Reynolds-No. Re [-]	31000 - 125000	50000 – 144000
Froude-No. Fr [-]	0.08 – 0.3	0.13 – 0.36

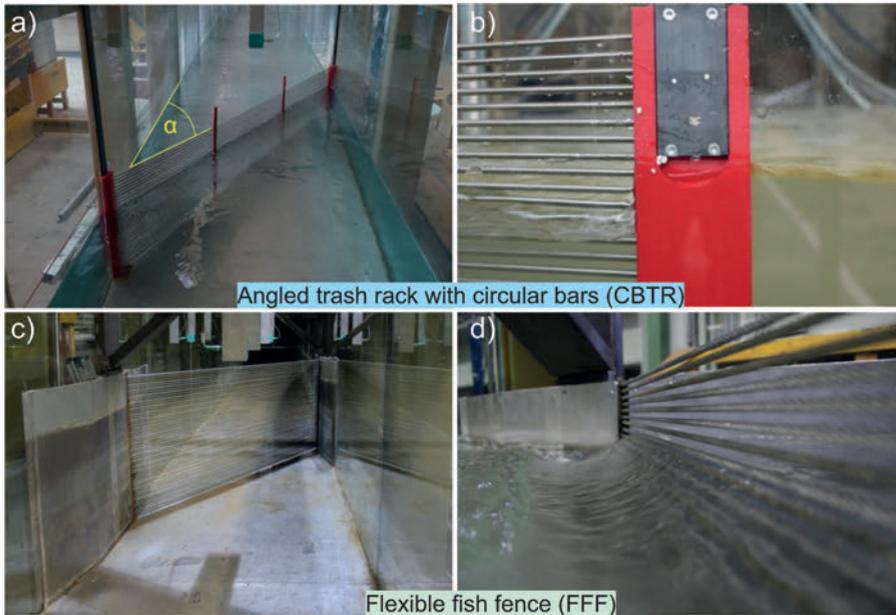


Figure 4.1 Angled trash rack with circular bars (CBTR) with: $\alpha = 30^\circ$ and $b = 5$ m (upstream view) (a); detailed side view of bar option from the side of the flume (b); Flexible Fish Fence (FFF) with $\alpha = 30^\circ$ and $b = 5$ mm (c); and detailed side view of the flow pattern at the tail water of the FFF (d).

A flap gate at the end of the flume allows controlling the tailwater depth. In all experiments and independent of the discharge Q , the water depth of 0.4 m was maintained at the flap gate. This was controlled with a point gauge (PG) at $x = 17$ m, which is 0.3 m upstream of the ultrasonic sensor (US) 8. The investigated trash racks were installed 9.6 m downstream from the channel inlet. The FFF requires high preload forces to tension the cables. A solid self-supporting structure had to be designed to install this in the glass-sided flume (Figure 4.1c). The influence of the supporting structure was minimised as far as possible. Separate experiments were conducted without the bars or cables to allow identifying head loss through the supporting structure at the flume walls together with the frictional loss. Based on the dominant influence of the free surface flow, an upscaling should be conducted according to Froude similarity (Heller 2011). All components were designed in a scale λ of 1:2, considering the ratio of water depth to bar width $h/s \geq 60$, which ensured that the resistance of the bars does not depend on the Froude number (Zimmermann 1969).

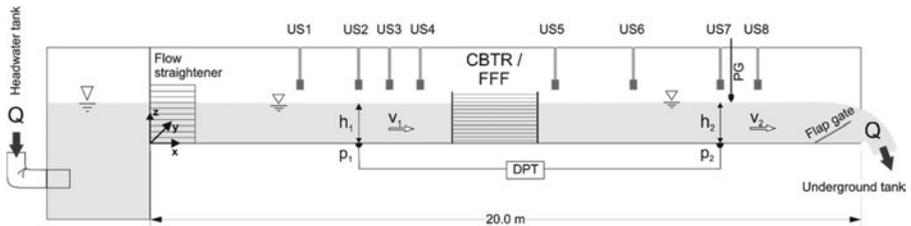


Figure 4.2 Schematic side view of the experimental flume including the local coordinate system - the locations of the points are given in Table 4.2

Table 4.2 Location of the measurement points of the ultrasonic sensors (US) and the point gauge (PG) shown in Figure 4.2

	US1	US2	US3	US4	US5	US6	US7	PG	US8
x (m)	5.3	6.5	7.5	8.3	11.3	13.7	16.1	17	17.3

4.1.2.2 Measurement

In each single experiment, the same procedure was applied. In a first step, the discharge Q through the flume was changed by the main inlet valve and then we waited until it was stable. Furthermore, the downstream water level at the end of the flume was adjusted to a water depth of 0.4 m. After steady flow conditions were reached, the measurement was conducted. Each condition was observed for approximately 10 min. At eight measuring points along the flume centre axis, the water levels were measured by ultrasonic sensors (US) (Figure 4.2) with an accuracy of ± 1 mm and measurement frequency of 5 Hz. The point gauge was randomly used to control the measurement of the US8. Additionally, the pressure head loss through the CBTR and the FFF, respectively, was measured with a differential pressure transmitter (DPT) with a higher accuracy (± 0.2 mm). Therefore, the two measuring points were located approximately 3 m upstream (measurement point US2) and around 6 m downstream of the racks (US7). Based on the measurements of the other US, it could be determined that US2 and US7 were in a homogeneous flow condition and not influenced by the racks or the flap gate (Figure 4.2). The discharge Q was derived by two pipes from the headwater tank of the laboratory and measured with a magnetic inductive discharge-meters (MID) of $\pm 1\%$ accuracy. A plausibility check was conducted based on the needed weir height to reach the steady tail water height of 0.4 m. Therewith, all measurements, namely discharge and water depth, were redundant and could be checked independently.

4.1.2.3 Investigated Parameters

The circular cross section of the circular bars and the cables were identical with a diameter s of 5 mm, which allowed identifying the influence of cable vibrations. A supporting structure holds the rack at the side walls over a rack height of 0.5 m. Flow-induced vibrations were comparably strong based on the circular bar shape. These vibrations were intended to be excluded or even mitigated for the investigated option CBTR. Thus, additional spacers were applied (one for $\alpha = 90^\circ$ and 45° and two for $\alpha = 30^\circ$, Figure 4.1a), which consist of rounded bars of a width of 5 mm and were tested as part of preliminary experiments. In a first step, the bar spacing was varied from $b = 5$ mm to 15 mm, which reproduced full-scale bar spacing between 10 and 30 mm. Consequently, the ratio s/b (Kirschmer 1926) was 0.33–1.0 and blockage ratio p (Meusburger 2002) ranged from 0.25 to 0.5, respectively. It is noted that the ratios s/b (Kirschmer 1926) and $p/(1-p)$ (Meusburger 2002) were equal for both rack options since the few transversal elements installed at the CBTR had no significant effect on p . The second main parameter for the investigation is the rack angle α related to the flow direction (Figure 4.1). For the CBTR, three angles were studied from fish-friendly ($\alpha = 30^\circ$ and 45°) to the conventional ($\alpha = 90^\circ$) resulting in variable lengths of the bars. For the FFF, fish-friendly solutions with smaller rack angles were the focus of the study. Thus, α was varied in a smaller range with $\alpha \leq 40^\circ$ (Table 4.1). In total, nine different geometries were investigated under six steady discharges, as summarised in Table 4.1: Each measurement was repeated in a different order so that independence of the previous experiments could be ensured. Additional reference experiments allowed determining the head loss $h_{v,cont}$, which includes the surface friction as well as the supporting structures (trash rack without bars or FFF without cables, respectively). Those were conducted for the whole discharge range and all observed angles α . Consequently, the main study was based on 216 basic experiments and 36 reference tests.

4.1.3 Results

4.1.3.1 Overview

The investigated head loss was comparably small and close to the measurement accuracy as well as the nearly unavoidable changes in the water level in the flume with higher discharge. Therefore, the verification process of the measurement process is of great importance and is presented in Section 4.1.3.2. The constant losses due to the supporting structure and friction are quantified in Section 4.1.3.3 and later excluded from the main results of the investigated different options. For each of the two options, namely the trash rack (CBTR) and the flexible fish fence (FFF), the effect on the head loss based on the

spacing between bars or cables, respectively, as well as the angle α are considered in Section 4.1.3.4. A direct comparison was conducted for an angle α equal to 30° . Further, the measured head loss coefficients were compared with literature equations and a regression model is fitted to the data to adapt Equation (3.6) to the studied rack options. This would allow implementing the findings in future applications with comparable settings.

4.1.3.2 Measurement Accuracy and Data Verification

As a first step of the verification process, each individual measurement was analysed independently of the investigated option and parameter combination. It was assumed that the investigated rack geometry had no effect on the individual analysis. Consequently, all runs were simultaneously checked to verify the chosen analysis method for the measurements. The second part of the verification process focused on the calculation of the total head loss coefficient χ^* , which includes the constant losses due to the support structure and friction (Section 4.1.3.3). Generally, it was assumed that ξ^* is a constant value and only depending on the geometry. This allowed connecting the local head loss h_v with the velocity height in front of the installation, as presented in Equation (3). For the verification of the calculation, the total head loss $h_{v,total}$ based on Equation (3.1) was applied for the two main sections US2 and US7 (Figure 4.2). Figure 4.3 presents all measurements standardised by the mean value of each individual parameter combination for all eight ultrasonic sensors (US) as well as the two different approaches to evaluate the pressure difference between the two sections. The found deviations of the mean values are in the range of a few millimetres and can be caused by the measurement accuracy but more likely by waves. The scattering of the measured water depths downstream of the trash racks (US5–US8) is generally higher than for measurements upstream of the investigated structures. Increased turbulence causes this effect, as expected. Based on this analysis, the velocity v_1 was chosen as a reference velocity v_{ref} in Equation (3.3) for the calculation of the total local head loss coefficient ξ^* , respectively, ξ for the main investigations.

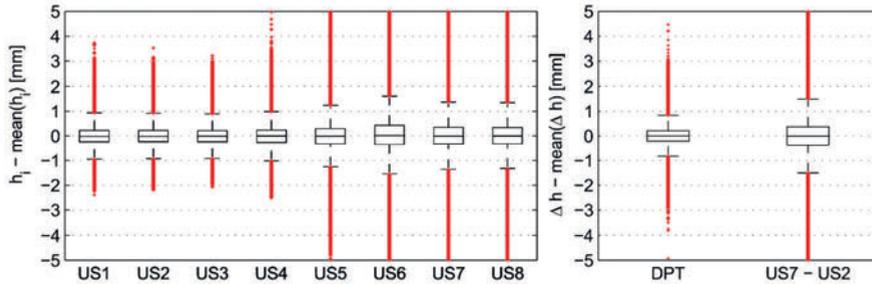


Figure 4.3 Analysis of the individual measured value standardised by the mean value of each geometry setup: water depth at measurement points US1–US8 with ultrasonic sensors (left); and differential pressure transmitter (DPT) and difference between US7 and US2 (right).

A similar analysis was conducted for the pressure difference between the two cross sections US2 and US7 (Figure 4.3). The direct measurement with the differential pressure transducer (DPT) shows a comparable result to the single US measurements upstream of the structure. The uncertainty would increase, if instead the second US measurement were used to evaluate the pressure difference (US2–US7 in Figure 4.3). To further investigate this, the parallel measurement with the differential pressure transmitter Δh_{DPT} can be put in opposition with the ultrasonic sensors difference $\Delta h_{US} = \text{US2} - \text{US7}$, as shown in Figure 4.4. Ideally, all points of each individual measurement would lay on the blue line of equality for this analysis. Obviously, the pressure head values differ considerably and partially strong outliers are produced by the ultrasonic measurement, which can also be seen in Figure 4.3. If the individual measured values are averaged for each measurement (Figure 4.4, right), it can be seen that the single outliers do not have such a significant influence on the mean value. Nevertheless, the previous comparison highlights the importance of the DPT to measure the differential pressure Δp_{DPT} with a very high accuracy, as known from previous studies (Gabl et al. 2014; Gabl et al. 2018a). The DPT was further chosen as input values for the ξ -calculation based on Equation (3.4).

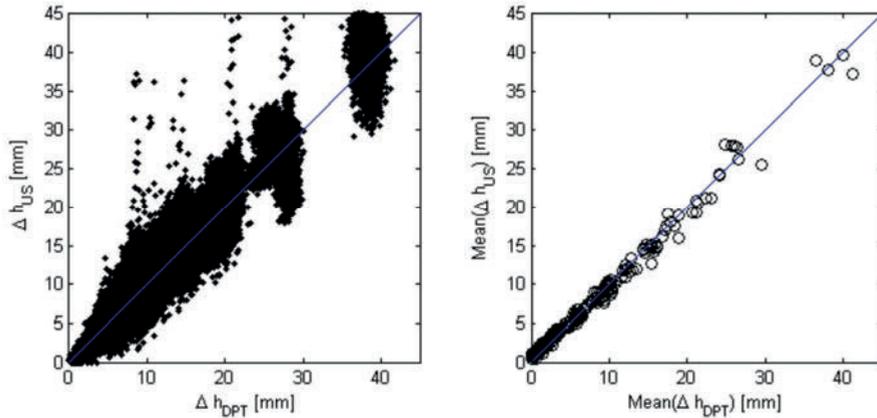


Figure 4.4 Comparison of pressure head loss Δh_{US} and Δh_{DP_T} including all measuring points (left); and as a mean value for each geometrical set-up (right)

In the second part of the verification, the influences of the chosen measurement values h_1 , $\Delta \rho_{DP_T}$ and Q on the local head loss coefficient was investigated based on Equation (4). For this, the variable ξ^* was used, which is based on the total loss including also those separately investigated (Section 3.3), $h_{v,cont}$ or $\xi_{v,cont}$. The coefficient ξ_{ij}^* was calculated based on each of the 2700 single measured values (j) for each parameter combination and rack option (i). Those results were standardised by the corresponding mean value of the measurement and presented in three classes depending on the Bar–Reynolds Number Re_b in Figure 4.5. The fluctuations are in the range of 0.1 (-) and decrease with a higher discharge. In a previous step, the influence of the averaging was investigated. The difference between the mean value of ξ^* and a single calculation of the coefficient ξ_{ij}^* based on the previously averaged measurement values is negligible.

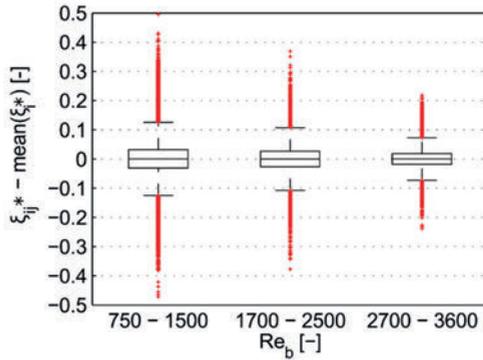


Figure 4.5 Head loss coefficients ξ_{ij}^* calculated for each data point ($j = 1-2700$) subtracted by the mean value of ξ^* of each measurement for three ranges of Bar-Reynolds number Re_b

In the analysis, the assumption is made that the local head loss coefficient is independent from the discharge Q under turbulent conditions. Hence, the model scale of 1:2 is expected to have no influence on the studied Bar-Reynolds numbers. The resistance coefficient of circular bar shapes is nearly independent in the range of Re_b of 500–20,000 (Blevins 2003; Naudascher 1992). Nevertheless, recent studies on trash racks or bar racks with rectangular, rounded and hydrodynamic bar shapes recommend Bar-Reynolds numbers higher than 1500 (Raynal et al. 2013a; Raynal et al. 2013b; Meusburger 2002; Albayrak et al. 2018). Since the experiments of this study covered the range of Re_b of 750–3500, the scale effect of the physical model was checked for the studied cylindrical bar shapes in order to ensure the transferability of the results to nature conditions. Figure 4.6 demonstrates that ξ^* is roughly independent from Re_b for both trash rack types. Thus, the results can be transferred to applications under full-scale conditions.

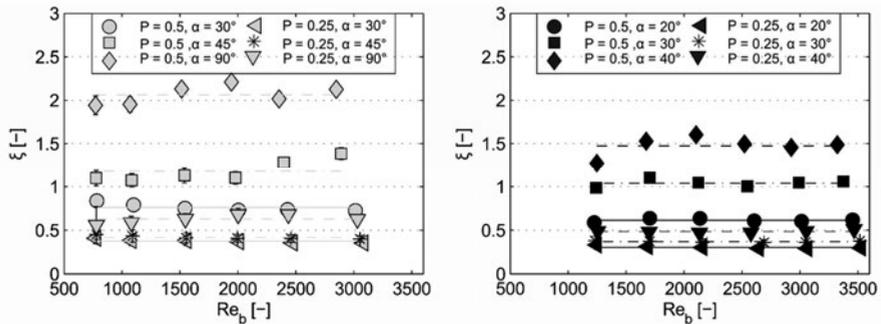


Figure 4.6 Head loss coefficient ξ^* versus Bar-Reynolds number Re_b for selected CBTR (left) and FFF configurations (right)

4.1.3.3 Head Loss Through Supporting Structures and Surface Friction

The installation of the trash rack (CBTR) and the flexible fish fence (FFF) in the experiments required supporting structures on both sides on the channel wall (Figure 4.1). For the FFF, this differs to real applications where these supporting structures are not exposed to the flow (Böttcher et al. 2014). However, these supporting structures were optimised regarding their size and shape, but they still caused an additional form resistance to the flow. Therefore, the reference head loss $h_{v,cont}$ was measured without bars/cables and only remaining supporting structures. Thus, $h_{v,cont}$ includes the influence of the supporting structure as well as the friction of the flume boundary. The bar plots in Figure 4.7 demonstrate that head loss coefficients $\xi_{v,cont}$ for both rack types and the studied rack angles are all in a similar range of $\xi_{v,cont} \approx 0.2$, which is a substantial part of the measured loss in comparison to those due to the investigated structure. For the perpendicular CBTR ($\alpha = 90^\circ$), $\xi_{v,cont}$ tends to be slightly lower, which is probably due to the fact that flow separation is concentrated at one location. Obviously, the proportion of $\xi_{v,cont}$ on ξ^* is relatively high depending on the rack configurations up to 2/3 of ξ^* .

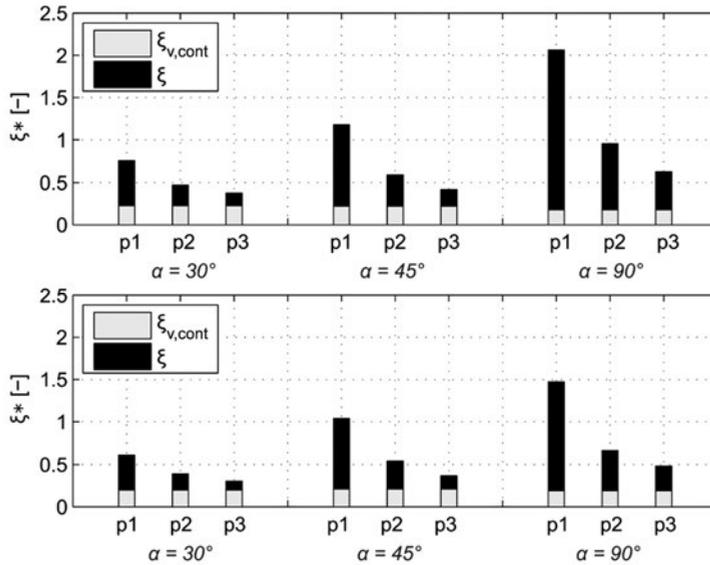


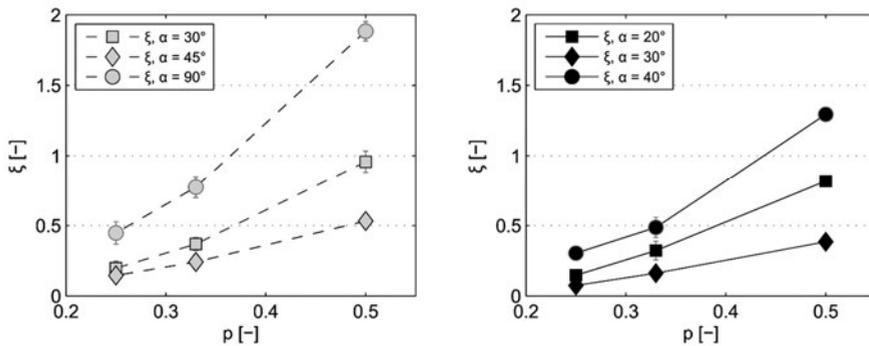
Figure 4.7 Proportion of head loss coefficient $\xi_{v,cont}$ through the supporting structure and friction and ξ for rack option CBTR (above) and FFF (below) on the total head loss coefficient ξ^*

4.1.3.4 Head Loss Coefficients of the Rack Configurations

The following presented results focus on the varied parameters spacing b and angle α (Table 4.1). All ξ -values measured at the trash rack with circular bars (CBTR) and flexible fish fence (FFF) are summarised in Table 4.3, in which similar configurations of both options are highlighted. Figure 4.8 demonstrates the effect of blockage ratio p - introduced in Equation (3.7) - on the head loss coefficient ξ , calculated by subtracting $\xi_{v,cont}$ (Section 4.1.3.3) from the total head loss coefficient ξ^* . As expected, ξ increases disproportionately with increasing blockage ratios for both investigated rack options. Thereby, the increase of ξ with p positively depends on the angle (Figure 4.8). Furthermore, the comparison of the results with α equal 30° in Figure 4.8 reveal that the influence of p on ξ is more pronounced for the FFF.

Table 4.3 Local head loss ξ measured for the trash rack with circular bars (CBTR) and the flexible fish fence (FFF) depending on the blockage ratio p and rack angle α - differences between the two rack options for $\alpha = 30^\circ$

CBTR			FFF			Difference	
$p(-)$	$\alpha (^\circ)$	ξ_{CBTR}	$p(-)$	$\alpha (^\circ)$	ξ_{FFF}	$\Delta\xi = \xi_{FFF} - \xi_{CBTR} (-)$	$\Delta\xi / \xi_{CBTR} (\%)$
0.25	45	0.198	0.25	20	0.075		
0.33	45	0.37	0.33	20	0.162		
0.5	45	0.957	0.5	20	0.385		
0.25	30	0.146	0.25	30	0.148	0.002	1.4%
0.33	30	0.242	0.33	30	0.322	0.08	33.1%
0.5	30	0.533	0.5	30	0.818	0.285	53.5%
0.25	90	0.449	0.25	40	0.305		
0.33	90	0.775	0.33	40	0.488		
0.5	90	1.884	0.5	40	1.295		


Figure 4.8 Head loss coefficient ξ versus blockage ratio p for the CBTR (left) and FFF option (right)

The effect of rack angle α on ξ is shown in Figure 4.9, where the measured data at the CBTR and FFF with all investigated p are all illustrated in one plot. Head loss coefficient ξ increases with increasing α and it is generally stronger for higher blockage ratios p . The comparison of the ξ -values revealed a stronger impact of α on ξ at the FFF than at the TR (Figure 4.9) in the range of $\alpha \leq 45^\circ$.

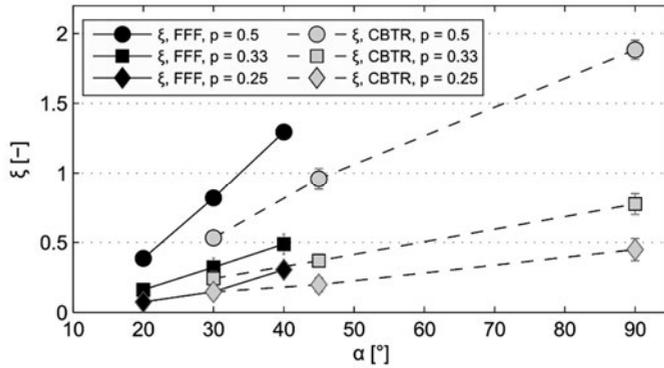


Figure 4.9 Head loss coefficient ξ versus rack angle α for both rack options (CBTR and FFF)

Besides the stronger trend of ξ with α observed at the FFF, the value of ξ at all rack configurations with $\alpha = 30^\circ$ is up to 53% higher ($p = 0.5$, Table 4.3) for the FFF than for the CBTR. However, the magnitude of the head loss coefficient ξ is generally low for both rack options and for certain rack configurations of similar order than $\xi_{v,cont}$ (Figure 4.7). In this respect, it is worth noting that $\xi_{v,cont}$ of the FFF is probably lower for full-scale conditions, since the supporting structures are there usually not exposed to the flow.

4.1.3.5 Empirical Relations to Predict Head Loss of Angled Racks

An attempt was made to estimate the head loss of both rack options by applying the methods according to Equation (3.5) provided by Kirschmer (1926) and Equation (3.6) modified by Meusburger (2002). Both methods are developed for vertical (inclined) rack types and it is known that the approaching velocity at the inclined trash rack can change significantly over the cross section with a peak at the far end of the inclined structure (Raynal et al. 2013b; Krzyzagorski et al. 2016). Nevertheless, it was assumed that the vertical inclination b of Equation (3.5) and Equation (3.6) can be replaced by the horizontal angle α . Thus, the modified equations used in this study are defined by:

$$\xi_k = k_F \cdot \left(\frac{s}{b}\right)^{\frac{4}{3}} \cdot \sin \alpha, \quad (3.9)$$

$$\xi_M = k_F \cdot \left(\frac{p}{1-p}\right)^{\frac{3}{2}} \cdot \sin \alpha, \quad (3.10)$$

Herein, k_F was set to a constant value of 1.79, representing the bar shape coefficient for circular bars. It is noted that the s/b and $p/(1-p)$ ratios were similar for both options, since the influence of transversal elements were negligible small for CBTR and absent for FFF. Figure 4.10 demonstrates the percentage deviation of the predicted head loss coefficients ξ_p with Equation (10) (left) and Equation (9) (right) from the measured ξ values with the $\pm 25\%$ and $\pm 75\%$ lines. Around 80% of the measured ξ_m values at the FFF and 70% at the CBTR deviate from the predicted ξ_p coefficients with Equation (10) (less than $\pm 25\%$), while the proportion is slightly lower for ξ_p with Equation (9). The comparison of predicted and measured head loss coefficients also revealed a positive overestimation of ξ_m for both formulae. Again, this is slightly more pronounced for the formula of Kirschmer (Equation (9)). Additionally, the deviation of predicted and measured ξ is correlated with the angle. There is an overestimation with the smallest angles and particularly for the highest blockage ratio $p = 0.5$ and a slight underestimation with the highest angles ($\alpha = 90^\circ$ for CBTR and $\alpha = 40^\circ$ for FFF). To compensate this overestimation, ξ_{fitted} was introduced based on a modified Equation (10), in which the measured head loss coefficients ξ_m are used to obtain the coefficients k_0 to k_2 :

$$\xi_{fitted} = k_0 \cdot \left(\frac{p}{1-p}\right)^{k_1} \cdot (\sin \alpha)^{k_2}. \quad (3.11)$$

Therefore, a multiple linear regression analysis with the log-transformed parameters $1-p$, p and $\sin(\alpha)$ was performed. Table 4.4 shows the corresponding coefficients k_0 to k_2 , R^2 and $RMSE$ (root-mean-square error) for the measured head loss coefficients at the CBTR and the FFF. The exponent of $p/(1-p)$ is defined by k_1 and is 1.30 for the CBTR and 1.44 for the FFF, respectively, and in a similar range of both equations. In contrast, the exponent k_2 of $\sin(\alpha)$ with 1.70 for the CBTR and 1.96 for the FFF option varies widely from the proposed value of Kirschmer (1926). At least, the coefficient k_0 with $\exp(0.59) = 1.8$ for the CBTR matches well with the bar shape coefficient of 1.79 for circular bar shapes given by Equation (3.9). For the FFF configurations, k_0 is comparably higher with $\exp(1.16) = 3.19$ (Table 4.4). Further tests are needed to confirm and refine this analysis.

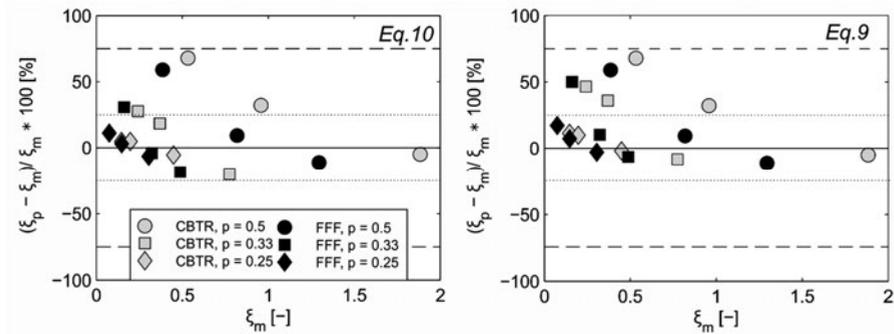


Figure 4.10 Percentage deviation of the predicted head loss coefficients ξ_p by Equation (10) (left) and Equation (3.9) (right) from the measured head loss coefficients ξ_m . The two rack options are highlighted in grey (CBTR) and black (FFF) and differentiated by the related blockage ratios of the rack configurations. The dashed and dotted lines represent the $\pm 75\%$ and $\pm 25\%$ deviation of ξ_p from ξ_m .

Table 4.4 Results of the multiple linear regression analysis for Equation (3.11)

	k_0	k_1	k_2	R^2	$RMSE$
CBTR	1.80	1.3	1.7	0.9904	0.0414
FFF	3.19	1.44	1.96	0.9861	0.0006

4.1.4 Discussion

4.1.4.1 Accuracy and Scale Effects

The measured ξ values are for all investigated rack options in a comparably small range from 0.075 to 1.884 (-) (Table 4.3, $v_{ref} = v_1$). Consequently, the accuracy of the measurements and the analysis are crucial. The verification analysis, presented in Section 4.1.3.2, clearly indicated the use of the water height in front of the trash rack as well as the differential pressure transducer instead of a second ultrasonic measurement downstream of the investigated structures. The deployment of a discharge measurement with a better accuracy would be desirable but would have been required to bypass the existing fix installation of the flume. All used measurements were independently checked by a redundant system continuously or randomly manually. The long observation period for each run of 10 min allowed finding a very stable mean value of the local head loss. Scale effects of the 1:2 model were also analysed for the studied Bar–Reynolds Numbers of 750–3500, since a recent study by Albayrak et al. (2018) on louvers and angled bar racks

shows that ξ values for $Re_b \leq 1500$ are slightly lower for a 1:2 than for a 1:1 scale model. A similar phenomenon was observed by Raynal et al. (2013b), in which higher variations of ξ for lower Re_b occur, mostly pronounced for the inclined trash racks with a hydrodynamic bar profile. However, this is not confirmed for the head loss coefficients at the CBTR and FFF, where ξ is almost constant for the whole Re_b range (Figure 4.6). These differences are probably attributed to the different bar shapes of the studied trash racks. For rack configurations with a circular bar shape, ξ is at least nearly independent from $Re_b \geq 750$, which is more consistent with the results of Blevins (2003) of drag coefficients on a single circular cylinder.

4.1.4.2 Effect of Blockage and Angle

As expected by past studies (Clark et al. 2010; Kirschmer 1926; Meusburger 2002; Raynal et al. 2013b), head loss coefficient is a function of the blockage ratio p and bar spacing, respectively. Thereby, ξ disproportionally increase with increasing blockage ratios for both rack options. In comparison, this increase of ξ with p is stronger for the FFF than for the CBTR (Figure 4.8 and Table 4.1). This is likely due to the different characteristics of flow induced vibrations of cables and bars. In general, both rack options are very vulnerable to flow-induced vibrations due to their circular bar shape (Naudascher und Rockwell 2005). The vertical movement of the vibrating circular bars or cables leads to a significant reduction of the free flow area, which results in a higher form resistance and head loss. For the basic experiments with the CBTR, it was intended to exclude or reduce the effect of bar vibrations, thus additional spacers were installed to increase the stiffness. However, vibrations were mitigated but could not be fully avoided at the CBTR (in dependence of Re_b), but the vertical amplitudes of the individual bars were comparably small. Instead, the whole trash rack area was oscillating for some specific CBTR configurations (high blockage ratios and high angles) with higher Bar–Reynolds numbers. In comparison, cable vibrations at the FFF were very pronounced and occurred over the whole range of Re_b for the configurations with highest blockage ratio $p = 0.5$ (vibration amplitudes increase with increasing velocity and Re_b , respectively). This observation corresponds to Naudascher and Rockwell (2005), who stated that smaller spacing of bars leads to a higher intensity of the buffeting due to wake turbulence and interference (Naudascher und Rockwell 2005). For lower blockage ratios, the cables oscillated at least above a certain threshold of Re_b . In summary, the phenomenon of flow-induced vibrations was significantly dominant at the FFF and, further, it was amplified by small bar spacing. For the experiments with $p = 0.5$ at the FFF (corresponding with the bar spacing being equal the bar diameter), the vertical movement of the vibrating cables reached the same magnitude of spacing b . According to Tanida et al. (1973), the resistance coefficient can increase up to a double, if the amplitudes are high enough. Besides the blockage, head loss coefficients are also affected

by the rack angle, whereby ξ increases with increasing α . This probably results from a reduction of the total rack area with increasing α and a corresponding increase of the mean flow velocity at the rack. The same phenomenon was shown by Raynal et al. (2013b) at vertical inclined trash racks with $\beta = 15\text{--}90^\circ$, in which lower angles significantly reduce velocities in front and downstream the racks and head loss coefficients (Raynal et al. 2013b). Furthermore, Berger (2018) measured the head loss Δh at horizontal trash racks with rectangular bars and observed also an increase of Δh with increasing angle α . In contrast, this effect of rack angle α was not observed at angled streamwise (vertical) bar racks (Raynal et al. 2014). Raynal et al. (2014) showed that ξ as well as the velocity distribution in front of the rack is not affected by the rack angle at α trash rack with vertical bars. It is assumed that the vertical trash racks deflects the incoming flow along the full length of the rack and therewith has as a higher influence on the direction of the flow. A direct comparison between vertical and horizontal racks under identical boundary conditions including an intensive velocity measurement should be part of further research to clarify quantify the influence of the orientation of the racks.

4.1.4.3 Prediction of Head Loss Coefficients of Angled Racks with Empirical Equations

The head loss coefficients for the CBTR and the FFF estimated by Equation (10) roughly correspond with the measured head loss coefficients, but systematic deviations arise for configurations with the highest blockage ratio ($p = 0.5$) and low angles (particularly for CBTR and $\alpha = 30^\circ$ or FFF and $\alpha = 20^\circ$). For those configurations, the estimated ξ values are too high. It is noted, that the corresponding original approach of Meusbüger (2002) in Equation (3.6) uses the vertical inclination of the rack β rather than the horizontal angle α . However, the influence of b on ξ in Equation (3.6) is based on measurements of preceding studies (Kirschmer 1926) with a range of $\beta = 60^\circ$ to 90° . In contrast, Raynal et al. (2013b) observed a similar overestimation of Equations (3.9) and (10) at lower inclinations of vertical trash racks and derived the effect of b on ξ on blockage through bars with $\sin^2(\beta)$ in their newly developed formula (Raynal et al. 2013b). For the current results, the regression in Equation (3.11) similar to Equation (3.6) was fitted to the measured head loss coefficients to improve the estimation and to quantify the dependency of rack angle and blockage on ξ (Table 4.4). As expected, the effect of rack angle α is not sufficiently described by the standard sinus function applied in Equation (3.6). With $\sin^{1.70}(\alpha)$ for CBTR and $\sin^{1.96}(\alpha)$ for FFF configurations (k_2 in Table 4.4), it is obvious that rack angle α has a stronger effect on head loss for the observed rack options. Furthermore, the fitted functions correspond more to the approach of Raynal et al. (2013b) for vertical inclined trash racks with low values of β (Raynal et al. 2013b). Moreover, the exponents of the blockage term $p/(1-p)$ with 1.3 and 1.44 for CBTR and FFF, respectively (k_1 in Table 4.4), are slightly below the value of 1.5 in Equation (3.6). Particularly, for the CBTR configurations, it fits

better to Kirschmer's description with $s/b^{(4/3)}$, where transversal elements of trash racks are unattended (Kirschmer 1926). However, the higher exponent of the blockage term for FFF compared to CBTR seem to be a result of the cable vibrations, which are intensified particularly at higher blockage ratios. The last regression coefficient k_0 corresponds to the bar shape coefficient k_F proposed by Kirschmer (1926). For the CBTR configuration, it is 1.8 (k_0 in Table 4.4), which matches very well with the bar shape coefficient k_F of 1.79 for circular bar shapes given by Kirschmer (1926). For the FFF configurations, k_0 is comparably higher (3.19, Table 4.4), which may be again due to flow-induced vibrations and a stronger interaction between the cables.

4.1.4.4 Transferability of the Results to Technical Applications and Outlook

The multiple regression model of the results should not be considered as a new developed formula, since the studied parameter range of p (spacing b , respectively) and α is limited. Moreover, other influences at real hydro power applications, e.g., blockage through debris clogging, angled approach flow or additional structures such as a bypass, are not considered. Thus, a wider parameter set should be further analysed in laboratory but also in real application in order to validate or enhance the proposed model into a formula. Meanwhile, the effect of flow-induced cable vibrations on head loss in quantitative terms is not directly transferable to full-scale applications of the FFF. The amplitudes of cable vibrations are dependent on parameters such as the preload forces and frequency, cable length and flow velocities on-site (AB Angewandte Mechanik 2017). Again, further research is necessary to include the effect of vibrations in the formula. Nevertheless, the results show that the additional effect of flow-induced cable vibrations on head loss is not negligible. The transferability of the results to conventional horizontal trash racks is difficult to assess, since only a few studies about head loss on these trash racks are published. In this respect, two investigations about head loss at horizontal trash racks can be roughly compared with the rack option CBTR of this study. Szabo-Meszaros et al. (2018) investigated the head loss of two angled horizontal trash racks with $\alpha = 30^\circ$ and a volume based blockage ratio (Equation (1) in Szabo-Meszaros et al. (2018)) of 0.35 and 0.32 with rectangular and hydrodynamic bar profiles, respectively (Szabo-Meszaros et al. 2018)). In addition, Berger (2018) investigated head loss at horizontal trash racks with a wider parameter range of p and α and rectangular bar profiles (Berger 2018). In both studies (Berger 2018; Szabo-Meszaros et al. 2018), the total head loss coefficients (either reported (Szabo-Meszaros et al. 2018) or calculated from reported head loss and velocity [29] according to Equation (3)) are noticeably higher than the results presented herein at similar geometric configurations. However, the experimental designs in (Berger 2018; Szabo-Meszaros et al. 2018) differ considerably from this study (e.g., different bar shapes). Additionally, the reported head loss in (Berger 2018; Szabo-Meszaros et al. 2018) includes

head losses through deflection into a bypass and partly through additional transversal elements. The latter refers to spacers and supporting structures, which are necessary at conventional horizontal trash racks. In this respect, the additional effect on head loss depends also on their geometry (e.g., circular spacers are independent from the rack angle (Raynal et al. 2013b), while other bar shapes have an adverse effect on ξ with decreasing α). In summary, it reveals the need to investigate a wider parameter set and to address each component separately.

4.1.5 Conclusions

The presented experimental study investigated the flexible fish fence (FFF), a physical barrier created by horizontally arranged steel cables, and an angled horizontal trash rack with circular bars (CBTR). Thereby, particularly the effect of bar spacing and rack angle was examined and a comparison of both rack options at an angle of 30° allowed assessing the influence of flow-induced cable vibrations (at the FFF) on the head loss coefficient ξ . The observed ξ -values were compared with the head loss (Equations (3.9) and (3.10)) of Kirschmer (1926) and Meusburger (2002) and a modified approach for angled horizontal trash racks is introduced. Therefore, additional coefficients to the original Equation (3.10) were fitted based on the observed data. This allowed quantifying the relationship between the independent variables bar spacing and rack angle to the head loss coefficient based on Equation (3.11). The following conclusions summarise the findings of this experimental investigating:

- Head loss coefficient ξ is independent from the Bar–Reynolds number in the studied range of Re_b of 750–3500 and scale effects can be neglected.
- The coefficient ξ is significantly affected by the blockage ratio and the rack angle (Section 4.1.3.4, Table 4.3). The strong increase of head loss with decreasing bar spacings, which are necessary for fish protection, can be countered by designing lower rack angles ($\alpha \leq 45^\circ$).
- With increasing blockage ratios, the head loss coefficient at the FFF is up to 53% higher compared to the CBTR. This phenomenon is likely resulting from the effect of flow-induced cable vibrations and hence α further increase of blockage. Since amplitudes and frequencies of the vibrations are depending on parameters such as preload forces, cable length or flow velocity, the transferability to full-scale applications is limited.
- Head loss at the CBTR and FFF can be roughly estimated with a modified version of Equation (3.10) originally published by Meusburger (2002), where the horizontal angle is used instead of the vertical rack inclination. However, the comparison of measured and

estimated head loss revealed a systematic bias, which is more pronounced for rack options with low angles and high blockage.

- An adaption of Equation (3.11) with the coefficients given in Table 4.4 allows estimating the head loss coefficient for the investigated options CBTR and FFF. It better takes the specific characteristics of both rack options (low rack angles, high blockage ratios, and bars vs. cables) into account.

5 ZUSAMMENFASSUNG

5.1 Übersicht

Der erste Teil dieser Arbeit beschäftigt sich mit dem Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen. Eingangs wird in einer Literaturstudie (Kap. 3.1) das Thema Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen im Allgemeinen und mit besonderem Bezug auf die Situation in Österreich behandelt. Sie dient auch einer ersten Bedarfserhebung. Umfangreiche ethohydraulische Untersuchungen zum Fischverhalten an einem Ausschnittmodell (M 1:1) des Seilrechens sind Gegenstand des zweiten und dritten Beitrags (vgl. Kap. 3.2 bzw. 3.3). Anhand der Studie zeigt sich, dass der Seilrechen von den untersuchten Fischarten überwiegend als physische Barriere von den Fischen wahrgenommen wird, und nicht, wie erwartet, auch als Verhaltensbarriere. Darüber hinaus liefern die Ergebnisse wichtige Informationen zum artenspezifischen Abstiegsverhalten am Seilrechen, die in gewisser Hinsicht auch auf ähnliche Horizontal-Leitrechen-Systeme übertragbar sind. Für den Einsatz an Wasserkraftanlagen werden für den Fischschutz der untersuchten juvenilen Fischarten mit Körperlängen zwischen 100 mm und 200 mm lichte Seilabstände zwischen 10 und 15 mm empfohlen.

Durch die entsprechend hohe Verbauung der Rechenfläche erhöhen sich die hydraulischen Verluste, wodurch ein erhebliches Konfliktpotential mit der Energiewirtschaft entsteht, insbesondere für den Fischschutz an Flusskraftwerken mit geringen Fallhöhen und hohen Ausbauabflüssen ($\geq 90 \text{ m}^3/\text{s}$ vgl. Kap. 1.1). Der zweite Teil dieser Arbeit widmet sich daher dem Thema der hydraulischen Verluste am Seilrechen (vierter Beitrag). Empirische Formeln zur Verlustermittlung beziehen sich zum Großteil auf (zur Sohle geneigten) Rechen mit vertikalen Stäben (u.a. Kirschmer 1926; Meusburger 2002; Raynal et al. 2013b). Der Seilrechen ist hinsichtlich seiner Geometrie den Horizontal-Leitrechen-Systemen zuzuordnen, wobei sich durch die stark schwingungsanfällige Struktur ohne Querverbauung dennoch starke Unterschiede ergeben können. Anhand von umfangreichen Messdaten an einem physikalischen Modellversuch (M 1:2) wurden wichtige Erkenntnisse hinsichtlich des Einflusses der Rechengeometrie (Seilabstand, Rechenwinkel), der Anströmgeschwindigkeit (bzw. Stab-Reynoldszahl), sowie strömungsinduzierter Seilschwingungen auf den Verlustbeiwert gewonnen. Eine Anpassung der Meusburger-Formel in Bezug auf den Seilrechen und ein geometrisch ähnliches Horizontal-Leitrechen-System berücksichtigen dabei die besonderen geometrischen Eigenschaften (hoher Verbauungsgrad, flache Rechenwinkel, Rundstäbe bzw. Seile).

5.2 Untersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen

5.2.1 Flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit an Wasserkraftanlagen – Aktueller Stand des Wissens und Situation in Österreich

Der erste Beitrag befasst sich mit der aktuellen Situation zum Thema Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen in Österreich und dessen Bedeutung für heimische, potamodrome Fischarten. Er beinhaltet auch derzeit vorhandene, technische Lösungsmöglichkeiten sowie aktuelle, nationale Forschungsprojekte. Aufgrund von starken Wissensdefiziten zum Abstiegsverhalten der heimischen, artenreichen Fischfauna und der allgemeinen Wirksamkeit von Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg von überwiegend potamodromen Arten, sind in Österreich bisher noch keine konkreten Maßnahmen für die Umsetzung an Wasserkraftanlagen in Aussicht (BMLFUW 2015). Bisherige Studien an heimischen Gewässern zeigen jedoch, dass Abwärtswanderungen sowohl bei i) adulten (Laich-) Fischen bei der Rückwanderung, ii) Jungfischen bei niedrigen Temperaturen (Wintereinstand) und iii) Jungfischen und Larven in Form von Drift stattfinden (Zitek et al. 2004c; Zitek et al. 2004b; Wiesner et al. 2004; Unfer et al. 2012; Pinter und Unfer 2012). Dies bedeutet, dass alle Altersstadien abwandern und diese Wanderungen ganzjährig stattfinden, wodurch die Ansprüche an Fischschutz- und Fischabstiegssysteme sehr vielfältig sind.

Für den technischen Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen gibt es eine Vielzahl an Lösungsansätzen, von mechanischen (Verhaltens-) Barrieren mit Leitwirkung in Richtung Fischabstieg, über fischschonendes Anlagenmanagement bis hin zu fischfreundlichen Turbinen (Ebel 2013). Dennoch sind viele Lösungen aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen beschränkt einsatzfähig oder es liegen kaum Erfahrungswerte über deren Wirkungsweise, insbesondere bei potamodromen Fischarten, vor. Im Rahmen des nationalen Forschungsprojektes „Fischschutz und Fischabstieg“ werden verschiedene Fischschutz- und Fischabstiegskonzepte an bereits realisierten (Klein-) Wasserkraftstandorten auf deren Funktionalität mit dem Fokus auf heimische Fischarten untersucht. Darüber hinaus gibt es diverse Forschungsaktivitäten im Bereich der innovativen Technologien in Österreich, wie z.B. der Doppelrohrschnecke „Hydroconnect“ mit „Albrecht fishLift inside“, welche für den Einsatz in der Kleinwasserkraft geeignet ist oder als kombinierte Fischauf- und Fischabstiegshilfe eingesetzt werden kann. Das Forschungsprojekt zum Seilrechen als Fischschutz- und Leitsystem, beschäftigt sich speziell mit dem möglichen Einsatz an mittleren und großen Anlagen (Neubau oder Nachrüstung). Gerade im Hinblick auf Lösungsmöglichkeiten an größeren Anlagen und deren Effizienz bei heimischen, potamodromen Fischarten sind noch große Wissensdefizite vorhanden. Diesem Thema widmen sich auch aktuelle

Forschungsaktivitäten der ETH Zürich zu den mechanischen Verhaltensbarrieren „Louver“ und (modifizierter) „Bar Rack“ (Albayrak et al. 2018; Beck et al. 2019; Kriewitz-Byun 2015).

5.2.2 *Fischverhalten am Seilrechen*

Der zweite und dritte Beitrag befassen sich mit dem generellen Fischverhalten am Seilrechen und dessen Schutz- und Leitwirkung, untersucht an den potamodromen Fischarten Aitel, Äsche, sowie Bach- und Regenforelle („Forelle“). Anhand umfangreicher Experimente an einem ethohydraulischen Modellversuch wurden insgesamt vier Rechenkonfigurationen, mit Seilabständen von 10 mm und 20 mm, Neigungswinkeln von 20° und 40°, sowie drei Anströmgeschwindigkeiten von $v = 0,3$ m/s, 0,5 m/s und 0,65 m/s untersucht. Durch das fischökologische Monitoring mittels PIT-Tag Markierung konnten umfangreiche Messdaten zu individuellen Fischaktionen (Rechen- bzw. Bypasspassage) erhoben und statistisch ausgewertet werden. In Kombination mit zusätzlichen Beobachtungen per Videodokumentation konnten wichtige Erkenntnisse über das allgemeine Fischverhalten im Versuch, am Rechen bzw. bei einer Rechenpassage, sowie im Bypass-Bereich gewonnen werden.

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung (Chi-Quadrat Tests) zeigen, dass das Fischverhalten (Rechenpassage, Bypasspassage bzw. Verbleib im Oberwasser) am stärksten vom lichten Seilabstand und von der Fischart abhängt. Bei einem Seilabstand von 10 mm wurde ein nahezu hundertprozentiger Fischschutz für die getesteten, juvenilen Fische zwischen 100 mm und 200 mm Fischlänge erreicht, während die Schutzrate bei einem Seilabstand von 20 mm signifikant sank. Der Effekt als physische Barriere ist somit dominant. Darüber hinaus zeigte sich, dass alle Fischarten den direkten Kontakt mit dem Rechen bzw. den Seilen suchten und abwärtsgerichtete Suchbewegungen entlang der Rechenfläche in positiver Rheotaxis stattfanden. Bei Rechenpassagen nutzte die Mehrzahl der getesteten Fische ihre geringere Körperbreite, um durch die horizontal gespannten Seile zu schwimmen. So wurde bei allen Fischarten beobachtet, dass sich diese „querlegten“ um den Rechen zu durchschwimmen. Diese Erkenntnis ist auch auf andere Horizontal-Leitrechen-Systeme übertragbar. Für die Bemessung der Seil- bzw. Stababstände des Seilrechens oder von Horizontalrechen wird somit empfohlen, die Körperbreite anstatt der Körperhöhe anzusetzen. Bei den getesteten Fischarten fanden Rechenpassagen überwiegend sohnah, innerhalb der ersten drei Seile, statt.

Die weiteren Parameter Rechenwinkel, Anströmgeschwindigkeit und Fischlänge wirken sich im Vergleich zum Seilabstand und der Fischart wesentlich schwächer auf das Fischverhalten aus (im Sinne der Kategorien: Rechen, Bypass, Oberwasser). Um diese „schwachen“ Effekte der drei Parameter näher untersuchen zu können, wurden getrennt nach Seilabstand und Fischart multiple logistische Regressionsmodelle angewendet.

Auch hier wurden innerhalb der Fischarten starke Unterschiede festgestellt. Die Fischlänge wirkt sich bei Aitel und Forelle signifikant auf die Wahrscheinlichkeit der Rechenpassage („Rechenwahrscheinlichkeit“) aus. Wie erwartet, sinkt diese bei einer Zunahme der Körperlänge, wodurch die Fischschutzrate steigt. Für die Äschen, die hinsichtlich ihrer Länge relativ homogen verteilt waren, wurde dieser Effekt nicht nachgewiesen. Der Einfluss der Anströmgeschwindigkeit und des Rechenwinkels auf die Wahrscheinlichkeit einer Rechenpassage wirkt sich artenspezifisch unterschiedlich aus. Darüber hinaus wurden zum Teil starke Interaktionseffekte zwischen beiden Parametern festgestellt: bei Aitel und Forelle sinkt die Wahrscheinlichkeit einer Rechenpassage bei der Rechenkonfiguration mit dem größeren Winkel $\alpha = 40^\circ$ und mit Zunahme der Anströmgeschwindigkeit signifikant (nicht aber bei der Äsche). Es wird vermutet, dass dies auf einen gewissen verhaltensbiologischen (Scheuch-) Effekt der Seilswingungen zurückzuführen ist. Die Zunahme der Anströmgeschwindigkeit führt bei kürzerer Seillänge ($\alpha = 40^\circ$) auch gleichzeitig zu stärkeren Schwingungsfrequenzen. Anhand der Videoaufnahmen wurde eine entsprechende Reaktion während der Annäherung zu den stark schwingenden Seilen bei den Fischarten Aitel und Forelle beobachtet. Um konkrete Aussagen zum Einfluss der Schwingungen auf das Fischverhalten treffen zu können, sind weitere Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen (Variation der Seilfrequenzen und Amplituden beispielsweise durch die Parameter Vorspannkraft und Anströmgeschwindigkeit) jedoch in jedem Fall notwendig.

Der Bypass wurde von den Versuchsfischen insgesamt nur schwach angenommen, vor allem aber von den Forellen und Äschen. Mit Zunahme des Seilabstandes sank auch die Bypassrate signifikant ab. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung deuten darauf hin, dass die geringe Akzeptanz des Bypasses nicht auf dessen Geometrie (Bypassbreite von 250 mm) sondern auf ungünstige hydraulische Bedingungen zurückzuführen ist. Mit Zunahme der Anströmgeschwindigkeit nahm die Wahrscheinlichkeit einer Bypasspassage signifikant ab. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass sich bereits geringe Geschwindigkeitsgradienten (Reduktion der Fließgeschwindigkeit, Turbulenz) im Bereich des unterstromigen Rechenendes (Bypass-Eintritt) sehr deutlich auf den Abstieg in den Bypass auswirken. Als besonders sensibel zeigte sich dabei die Fischart Äsche. Der Bereich des Bypass-Eintritts erwies sich, wie bereits in anderen Studien festgestellt (Enders et al., 2009; Haro et al., 1998; Kemp et al., 2005; Silva et al., 2015), als absolute Schlüsselstelle in Bezug auf die Effizienz einer Fischschutz- und Fischabstiegsanlage.

Aufgrund der insgesamt geringen Bypassraten können keine statistisch aussagekräftigen Resultate zur Leiteffizienz des Seilrechens abgeleitet werden. Die Videobeobachtungen zeigen jedoch, dass ein Großteil der im Oberwasser verbliebenen Fische bis zum unteren

Drittel des Rechens (Bypass-Eingang) geleitet wurde, diese Fische jedoch von dort aus überwiegend wieder stromauf schwammen.

5.2.3 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf reale Anwendungen

Durch die naturnahen Rahmenbedingungen an der HyTEC-Versuchsanlage (u.a. natürliches Sohsubstrat, Lichtverhältnisse, Wasserqualität und -temperatur) und die Beobachtungen im Versuch kann von einem natürlichen Fischverhalten ausgegangen werden. Darüber hinaus wurde der Seilrechen geometrisch identisch mit der Natursituation abgebildet (M 1:1) und unter natürlichen und kontrollierbaren Anströmgeschwindigkeiten untersucht. Dennoch handelt es sich um ein Ausschnittmodell mit deutlich reduzierten Dimensionen der Seillängen (2,1 m bis 5,1 m), der Rechenhöhe (0,5 m) und des Bypasses (0,25 m Breite) und einer hydraulischen Anströmsituation, insbesondere am Bypass, die mit einer realen Situation an einen Flusskraftwerk nicht vergleichbar ist. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf reale Kraftwerksstandorte ist somit nur eingeschränkt möglich und zusätzliche Untersuchungen an Pilotstandorten in der Natur und mit weiteren Fischarten sind in jedem Fall erforderlich. Vielmehr sind die Ergebnisse dieser Studie als wichtige Eingangsparameter bzw. Informationen für die Weiterentwicklung des Seilrechens zu betrachten. Ebenso können einige grundlegende Erkenntnisse auch auf geometrisch ähnliche Horizontal-Leitrechen-Systeme übertragen werden. Um einen ausreichenden Fischschutz für die untersuchten, juvenilen Fischarten mit Körperlängen zwischen 100 mm und 200 mm gewährleisten zu können, werden auf Basis der Untersuchungen lichte Seilabstände von 10 mm bis 15 mm empfohlen. Auch wenn die Ergebnisse auf einen gewissen verhaltensbeeinflussenden Effekt der Seilschwingungen hindeuten, ist der Effekt als physische Barriere dominant. Somit ist der Seilrechen hinsichtlich seiner Wirkungsweise direkt mit den Horizontal-Leitrechen-Systemen vergleichbar, wodurch auch ähnliche Bemessungskriterien gelten sollten.

5.2.4 Zukünftiger Forschungsbedarf

Die Verhaltensuntersuchungen zeigten auch, dass die Rechenpassagen bei den getesteten Fischarten überwiegend sohnah stattfinden. Eine Reduktion der Seilabstände im unteren Bereich oder die Anordnung einer Leitwand, ähnlich wie in den Versuchen von Kriewitz-Byun (2015), könnte zu einer wesentlichen Verbesserung der Fischschutzwirkung führen. Wie groß dieser Bereich unter Naturverhältnissen (größere Rechenhöhen und -längen) sein müsste und ob dies auch auf andere Fischarten übertragbar ist, muss allerdings in weiteren Versuchen geprüft werden.

Da die verhaltensbiologische Wirkung des Seilrechens wider Erwarten relativ gering ausfällt, ist der Seilrechen als rein physische Barriere mit lichten Weiten von 10 mm bis 15 mm für den Einsatz an großen Flusskraftwerken nur bedingt geeignet. Ein großer Vorteil des Seilrechens gegenüber einem Horizontal-Leitrechen-System ist dessen Betriebsweise bei höheren Abflüssen (Ablegen der Seile). Im Normalbetrieb ergeben sich jedoch ähnliche Herausforderungen hinsichtlich der Verlegungsanfälligkeit, der Rechenreinigung und betrieblichen Aufwänden. Aus diesem Grund wurde der Seilrechen als Hybridbarriere, in Kombination mit einem elektrischen Feld, weiterentwickelt und im Rahmen eines Folge-Forschungsprojektes untersucht. Ziel ist es, hohe Schutzraten bei gleichzeitiger Erhöhung der Seilabstände von 30 mm bis maximal etwa 120 mm zu erreichen.

5.3 Teil 2 - Hydraulische Verluste am Seilrechen und schräg geneigten Horizontalrechen

5.3.1 Forschungsergebnisse

Der vierte Beitrag beinhaltet eine experimentelle Untersuchung zu den örtlichen, hydraulischen Energieverlusten am Seilrechen (SR) und einem geometrisch ähnlichen Horizontal-Leitrechen mit Kreiszyylinderprofil (HL-K). An einem physikalischen Ausschnittmodell im Maßstab 1:2 (ohne Bypass) wurden dabei je neun Rechenkonfigurationen mit unterschiedlichen Rechenwinkeln und Seil- bzw. Stabweiten unter Variation der Anströmgeschwindigkeit untersucht. Da sich die gemessenen Verlustbeiwerte in einem sehr geringen Bereich von $\xi = 0,075$ bis 1,884 befinden, sind die Anforderungen an die Messgenauigkeit und Auswertungsmethode entsprechend hoch; sie wurden in der Studie daher umfassend behandelt. Des Weiteren ist der Verlustbeiwert beider Rechenvarianten maßgeblich vom Verbauungsgrad (lichter Seil- bzw. Stababstand) und dem Rechenwinkel abhängig. Mit Zunahme des Verbauungsgrads und des Rechenwinkels steigt so auch der Verlustbeiwert. Es zeigen sich jedoch deutliche Interaktionseffekte zwischen den beiden Parameter: je flacher der Rechenwinkel ist, desto abgeschwächer ist der Effekt des Verbauungsgrades. Ein Vergleich der beiden Rechenvarianten konnte für den Rechenwinkel $\alpha = 30^\circ$ durchgeführt werden. Es zeigte sich, dass der Verlustbeiwert am Seilrechen mit einer Zunahme des Verbauungsgrades um bis zu 53 % höher ausfällt als beim Horizontal-Leitrechen. Die höheren Energieverluste bei entsprechend hohen Verbauungsgraden sind vermutlich auf einen zusätzlichen Effekt der Seilschwingungen zurückzuführen. Während beim Horizontal-Leitrechen Schwingungen weitgehend durch zusätzliche Abstandhalter minimiert wurden, waren diese beim Seilrechen, insbesondere bei höheren Reynoldszahlen und hohen

Verbauungsgraden, stark ausgeprägt. Eine Zunahme der Energieverluste durch Seilschwingungen wird im Zusammenhang mit folgenden Phänomenen vermutet: (i) Die vertikale Auslenkung der schwingenden Seile führt zu einer temporär und lokal zu einer zusätzlichen Reduktion der freien Durchflussfläche. (ii) Das Strömungsmuster wird durch die Seilschwingungen stark beeinflusst. Ein ständiger Wechsel von Strömungsablösungen wird erzeugt, die sich periodisch zwischen den schwingenden Seilen hin und her bewegen (Naudascher und Rockwell 2005). Dieses Verhalten geht einher mit einem ständigen Wechsel der Druckverteilung, die eine Widerstandskraft, die dem Fluid entgegenwirkt, hervorruft (Naudascher 1992). Bei den schwingenden Seilen sind diese Wechselwirkungen jedoch einer gewissen Zeitverzögerung unterlegen (Hysterese), wodurch sich die Effekte möglicherweise verstärken können.

Die gemessenen Verlustbeiwerte werden mit den berechneten Werten einer modifizierten Formel nach Kirschmer (1926) und Meusburger (2002) verglichen. Bei beiden Formeln wurde die vertikale Rechenneigung β (Neigungswinkel in Längsschnittperspektive) durch den Rechenwinkel α der untersuchten Rechen (Winkel in Grundrissperspektive) ersetzt. Die Abweichung der berechneten Verlustbeiwerte nach der modifizierten Meusburger-Formel zu den Messwerten ist verhältnismäßig gering, mit Ausnahme der Rechenkonfigurationen mit dem höchstem Verbauungsgrad und flachen Rechenwinkeln; für diese Konfigurationen werden die gemessenen Verlustbeiwerte deutlich überschätzt. Um den Effekt hoher Verbauungsgrade in Kombination mit flacheren Rechenwinkel sowie die spezielle Charakteristik des Seilrechens besser zu berücksichtigen, wird, aufbauend auf der Meusburger Formel, eine angepasste Regressions-Funktion zur Bestimmung der Verlustbeiwerte beider Rechenvarianten vorgeschlagen.

5.3.2 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf reale Anwendungen

Die Ergebnisse zeigen, dass Maßstabeffekte auf den Verlustbeiwert für den untersuchten Bereich der Stab-Reynoldszahlen von $Re = 750$ bis 3500 ausgeschlossen werden können.

In Anlehnung an die empirische Formel nach Meusburger (2002) kann der hydraulische Verlustbeiwert ξ_{Reg} des Seilrechens oder eines Horizontal-Leitrechens durch folgende Funktion des dimensionslosen Verbauungsgrades p , den Rechenwinkels α und eines konstanten Faktors (nach Kirschmer (1926) der Stabformbeiwert k_F) beschrieben werden:

$$\xi_{Reg} = b_0 \cdot \left(\frac{p}{1-p} \right)^{b_1} \cdot \sin^{b_2}(\alpha), p = \frac{A_S + A_A}{A_G}, \quad (4.1)$$

mit der Fläche der Stäbe bzw. Seile A_S , der Fläche der Abstandhalter A_A , der Fläche des Fließquerschnittes A_G und den empirischen Koeffizienten b_0 , b_1 und b_2 . Diese empirischen

Koeffizienten wurden durch eine multiple Regressionsanalyse separat für beide Rechensysteme ermittelt (Werte, siehe Tabelle 5.1).

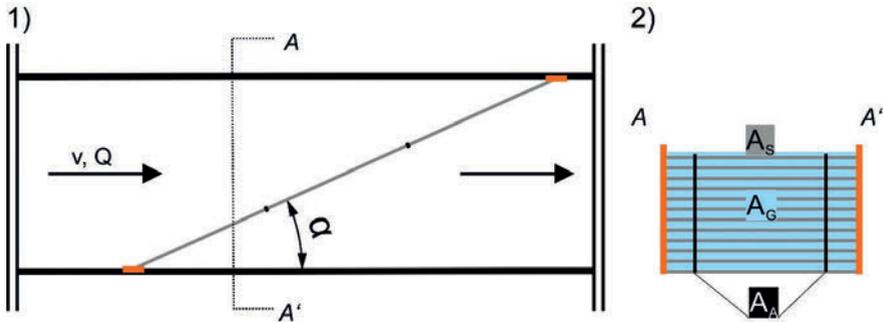


Abbildung 5.1 Schemaskizze des Seilrechen oder Horizontal-Leitrechen in der Versuchsrinne im Grundriss beispielhaft für $\alpha = 30^\circ$ (1) und im Querschnitt A-A' mit A_s = Fläche der Stäbe bzw. Seile (grau), A_A = Fläche der Abstandhalter (schwarz; gilt nur für Horizontal-Leitrechen) und A_G = Gesamtfläche Fließquerschnitt (blau)

Der Exponent b_2 wurde für den Horizontal-Leitrechen mit $1,70 \sin^{1,70}(\alpha)$ und für den Seilrechen mit $1,96 \sin^{1,96}(\alpha)$; (s. Tabelle 5.1) ermittelt. Das zeigt, dass sich eine Abnahme des Rechenwinkels, insbesondere im Bereich der für den Fischschutz empfohlenen flachen Winkel, stärker auf den Verlustbeiwert auswirkt als bei den von Kirschmer und Meusburger untersuchten Vertikalrechen (mit der Standard-Sinusfunktion $\sin(\alpha)$ bzw. $b_2 = 1$). Der Faktor b_0 in Formel (4.1) ist in der Formel nach Meusburger (2002) als Stabformbeiwert k_F definiert. Der empirisch ermittelte Wert von b_0 (Formel 1) beträgt für den Horizontal-Leitrechen 1,80 und liegt somit sehr nahe an dem von Kirschmer ermittelten Wert für kreiszylindrische Profile von $k_F = 1,79$ (Kirschmer 1926). Für den Seilrechen fällt dieser mit $b_0 = 3,19$ deutlich höher aus, was vermutlich auf die strömungsinduzierten Schwingungen und dem daraus resultierend höheren Formwiderstand zurückzuführen ist.

Tabelle 5.1 Regressionskoeffizienten b_0 , b_1 und b_2 nach Formel (4.1) für den Horizontal-Leitrechen (HL-K) und den Seilrechen (SR). Die Regressionsfunktionen und die entsprechenden Koeffizienten wurden auf Basis der gemessenen Verlustbeiwerte und der log-transformierten Parameter $\frac{p}{1-p}$ und $\sin \alpha$ ermittelt.

	b_0	b_1	b_2
Horizontal-Leitrechen (HL-K)	1,80	1,30	1,70
Seilrechen (SR)	3,19	1,44	1,96

Der Gültigkeitsbereich von Formel 4.1 ist jedoch auf das untersuchte Parameterspektrum der Stab- bzw. Seilabstände b und Rechenwinkel α begrenzt. Somit ist diese empirische Formel zur Abschätzung des Verlustbeiwertes der beiden Rechentypen auch nicht als allgemein gültige Formel zu betrachten. Dazu wäre zum einen die Untersuchung weiterer Stab- bzw. Seilabstände, Rechenwinkel und beim Horizontal-Leitrechen auch Stabformen notwendig. Des Weiteren sollten in eine Formel zur Bestimmung des Verlustbeiwertes neben dem Einfluss der reinen Geometrie noch andere, praxisrelevante Einflüsse inkludiert werden, wie beispielsweise die Verlegung mit Geschwemmsel oder der horizontalen Anströmwinkel auf die Rechenfläche. Weiterhin zeigen die Ergebnisse einen deutlichen Unterschied des Verlustbeiwertes des Seilrechens und des Horizontal-Leitrechens, was auf einen deutlichen Effekt der Seilschwingungen hindeutet.

5.3.3 Zukünftiger Forschungsbedarf

Der Effekt von strömungsinduzierten Seilschwingungen auf den Verlustbeiwert ist beim Seilrechen nicht vernachlässigbar und sollte weiter untersucht werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind nicht direkt auf Naturverhältnisse übertragbar, da Seilschwingungen (Frequenz und Amplitude) stark von Parametern wie der Seillänge, der Vorspannkraft, der Anströmgeschwindigkeit und dem Seilabstand abhängen und entsprechend systematisch untersucht werden müssten. Ebenso müssten bei skalierten Versuchen die Materialeigenschaften der verwendeten Seile maßstabsgetreu angepasst werden.

Im Literaturvergleich mit zwei bereits durchgeführten hydraulischen Untersuchungen an Horizontal-Leitrechen mit Abstandhalter und Querelementen und einem integrierten Bypass ergeben sich deutliche Unterschiede der gemessenen hydraulischen Verluste. Es wird vermutet, dass insbesondere der Einfluss von Querelementen (Abstandhalter, Querträger) am Rechen (in Abhängigkeit von der Stabform und des Rechenwinkels α) oder eines Bypasssystems einen entsprechend hohen Einfluss auf den Verlustbeiwert hat. Auch diese Effekte müssten zur besseren Vergleichbarkeit systematisch untersucht werden. Weitere Untersuchungen an Horizontal-Leitrechensystemen wurden von

französischen und schweizer Wissenschaftlern (David et al.; Meister et al. 2020) durchgeführt. Für einen Vergleich der Ergebnisse waren die Ergebnisse leider zum Zeitpunkt der Veröffentlichung dieser Studie noch nicht verfügbar.

6 NOTATION

6.1 Symbole

A	Fläche [m ²]
b	lichter Stab- bzw. Seilabstand [mm]
α	Neigungswinkel des Rechens im Grundriss [°]
β	Neigungswinkel des Rechens zur Sohle [°]
Q	Durchfluss [m ³ /s]
v	Fließgeschwindigkeit [m/s]
B	Gerinnebreite [m]
F	Froude Zahl [-]
G	Erdbeschleunigung [m/s ²]
H	Fließtiefe [m]
h_v	Energieverlust, örtlicher hydraulischer Verlust [mm]
k_F	Formbeiwert [-]
k	Konstante
l	Stab- bzw. Seillänge [m]
$p_{1,2}$	Druck (Pa)
p	Verbauungsgrad [-]
Re	Reynoldszahl [-]
Re_b	Stab-Reynoldszahl [-]
s	Stab- bzw. Seildurchmesser [mm]
$v_{1,2}$	Fließgeschwindigkeit an Position 1 bzw. 2 [m/s]
z	geodätische Höhe [-]
λ	Maßstabsfaktor [-]
δ	<i>Dichte Wasser</i> ≈ 997 [kg/m ³]
ν	kinematische Viskosität [m ² /s]
ξ	Verlustbeiwert [-]

ξ^*	Verlustbeiwert, gesamt [-]
ξ_p	Verlustbeiwert, geschätzt [-]
ξ_m	Verlustbeiwert, gemessen [-]
$\xi_{v,cont}$	Verlustbeiwert ξ durch Auflager und Reibung (Referenzwert) [-]
Δp	Druckdifferenz = $p_1 - p_2$ [Pa]
w	(Gerinne-)Breite [m]
v	mittlere Anströmgeschwindigkeit [m/s]
l_f	Körperlänge Fisch [mm]
h_f	Körperhöhe Fisch [mm]
r_h	relative Körperhöhe: Verhältnis von Körperhöhe h_f zu Körperlänge l_f [-]

Multinomiales Logistisches Regressionsmodell:

Y	Kategorische, abhängige Variable (Rechen, Bypass, Oberwasser) [-]
X	unabhängige Variable [-]
π_j	Wahrscheinlichkeit, mit der eine bestimmte kategorische Variable eintritt (Rechenpassage, Bypasspassage, Verbleib im Oberwasser) [-]
π_1	Wahrscheinlichkeit der Referenzkategorie (Oberwasser) [-]
β_j	Regressionskoeffizienten [-]
i, j	Indizes [-]
N, n	Umfang der Stichprobe

6.2 Abkürzungen

FFF	Flexible Fish Fence (Seilrechen)
PIT	Passive Integrated Transponder
AIC	Akaike information criterion bzw. Akaike-Informationskriterium
BIC	Bayesian Information Criterion bzw. Bayessches Informationskriterium

7 LITERATUR

AB Angewandte Mechanik (2017): Projektbericht - Berechnung der Seilschwingungen beim Seilrechen. Unter Mitarbeit von Christoph Adam und Franz-Josef Falkner. Hg. v. Universität Innsbruck. Arbeitsbereich Angewandte Mechanik, Institut für Grundlagen der Technischen Wissenschaften,

Adam, Beate; Lehmann, Boris (2011): Ethohydraulik. Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Berlin: Springer. Online verfügbar unter <http://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10499422>.

Adam, Beate; Schwevers, Ulrich (2006): Möglichkeit eines aalschonenden Betriebs von Wasserkraftanlagen mit dem Frühwarnsystem MIGROMAT. In: *Wasserwirtschaft* (05), S. 16–21.

Adam, N. J.; Cesare, G. de; Nicolet, C.; Billeter, P.; Angermayr, A.; Valluy, B.; Schleiss, A. J. (2018): Design of a Throttled Surge Tank for Refurbishment by Increase of Installed Capacity at a High-Head Power Plant. In: *J. Hydraul. Eng.* 144 (2), S. 5017004. DOI: 10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001404.

Albatros (2016): Vorstudie Konzept Seilrechen. Unter Mitarbeit von Franz Freund und Johann Pichler.

Albayrak, Ismail; Kriewitz, Carl Robert; Hager, Willi H.; Boes, Robert M. (2018): An experimental investigation on louvres and angled bar racks. In: *Journal of Hydraulic Research* 56 (1), S. 59–75. DOI: 10.1080/00221686.2017.1289265.

Alden (2008): Hydroelectric turbine design. Hg. v. Alden Research Laboratory. Online verfügbar unter www.aldenlab.com.

Aufleger, Markus; Böttcher, Heidi; Brinkmeier, Barbara; Unfer, Günther; Zeiringer, Bernhard (2018): Electrified flexible fish fences. In: IAHR (Hg.): Proceedings of the 37th IAHR World Congress, 13.08.2017 - 18.08.2017. Kuala Lumpur, Malaysia, S. 2696–2700.

Bates, Daniel W.; Vinsonhaler, Russell (1957): Use of Louvers for Guiding Fish. In: *Transactions of the American Fisheries Society* 86 (1), S. 38–57. DOI: 10.1577/1548-8659(1956)86[38:UOLFGF]2.0.CO;2.

Beck, Claudia; Albayrak, Ismail; Meister, Julian; Boes, Robert M. (2019): Hydraulic performance of fish guidance structures with curved bars – Part 1: head loss assessment. In: *Journal of Hydraulic Research* 101 (6), S. 1–12. DOI: 10.1080/00221686.2019.1671515.

- Berger, Claudia (2018): Rechenverluste und Auslegung von (elektrifizierten) Schrägrechen anhand ethohydraulischer Studien. Ph.D. Thesis. Technische Universität Darmstadt, Darmstadt, Deutschland. Wasserbau und Wasserwirtschaft.
- Blevins, Robert D. (2003): Applied fluid dynamics handbook. Reprint ed. with corrections. Malabar, FL: Krieger.
- BMLFUW (2009): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. Hg. v. Ministerium für ein lebenswertes Österreich. Wien, Österreich. Online verfügbar unter https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/nationaler_gewaesserbewirtschaftungsplan-ngp/ngp2009.html.
- BMLFUW (2012): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. Wien, Österreich.
- BMLFUW (2015): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan. Hg. v. Ministerium für ein lebenswertes Österreich. Wien, Österreich. Online verfügbar unter https://www.bmnt.gv.at/wasser/wisa/fachinformation/ngp/ngp-2015/text/textdokument_ngp2015.html.
- Boes, Robert (2014): Zur Übertragbarkeit von nordamerikanischen Fischschutzmaßnahmen auf große mittel-europäische Niederdruck-Wasserkraftanlagen. 4. Workshop Forum Fischschutz. Augsburg, 21.04.2014. Online verfügbar unter http://forum-fischschutz.de/sites/default/files/Boes_nordamerikanischen_Fischschutzma%C3%9Fnahmen.pdf.
- Böttcher, Heidi; Brinkmeier, Barbara; Aufleger, Markus (2014): Flexible Fish Fences. Unter Mitarbeit von Norwegian University of Science and Technology. In: 10th International Symposium on EcoHydraulics, Trondheim.
- Böttcher, Heidi; Unfer, Günther; Zeiringer, Bernhard; Schmutz, Stefan; Aufleger, Markus (2015): Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. In: *Österr Wasser- und Abfallw* 67 (7-8), S. 299–306. DOI: 10.1007/s00506-015-0248-5.
- Böttcher, Heidi (2016a): Ethohydraulische Untersuchungen zur Fischschutz- und Fischleitwirkung am Seilrechen. Experten-Forum der Initiative Fischwanderung & Wasserkraft. Neubruck, Österreich, 19.05.2016.
- Böttcher, Heidi; Gabl, Roman; Ritsch, Sebastian; Aufleger, Markus (2016b): Experimental study of head loss through an angled fish protection system. In: Proceedings of the 4th IAHR Europe Congress, Liege, Belgium, 27–29 July 2016. Unter Mitarbeit von IAHR. Liege, Belgium: CRC Press, S. 637–642.

- Böttcher, Heidi; Adam, Christoph; Falkner, Franz-Josef; Freund, Franz; Zeiringer, Bernhard (2019a): Der Seilrechen als Fischschutz- und Fischleiteinrichtung an Wasserkraftanlagen. Publizierbarer Endbericht. Hg. v. Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft (FFG).
- Böttcher, Heidi; Brinkmeier, Barbara; Aufleger, Markus; Zeiringer, Bernhard (2019b): Verhaltensuntersuchungen zum Fischschutz und Fischabstieg am Seilrechen. In: *Wasserwirtschaft* 109 (2-3), S. 29–35. DOI: 10.1007/s35147-019-0012-z.
- Böttcher, Heidi; Gabl, Roman; Aufleger, Markus (2019c): Experimental Hydraulic Investigation of Angled Fish Protection Systems—Comparison of Circular Bars and Cables. In: *Water* 11 (5), S. 1056. DOI: 10.3390/w11051056.
- Brinkmeier, Barbara; Böttcher, Heidi; Aufleger, Markus (2013): Flexible Fish Fences. In: Proceedings of the 35th IAHR World Congress. Unter Mitarbeit von IAHR. Beijing, China: Tsinghua University Press.
- Cada, Glenn F. (1990): A Review of Studies Relating to the Effects of Propeller-Type Turbine Passage on Fish Early Life Stages. In: *North American Journal of Fisheries Management* 10 (4), S. 418–426. DOI: 10.1577/1548-8675(1990)010<0418:AROSRT>2.3.CO;2.
- Čada, Glenn F. (2001): The Development of Advanced Hydroelectric Turbines to Improve Fish Passage Survival. In: *Fisheries* 26 (9), S. 14–23. DOI: 10.1577/1548-8446(2001)026<0014:TDOAHT>2.0.CO;2.
- Calles, Olle; Karlsson, Simon; Hebrand, Mats; Comoglio, Claudio (2012): Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. In: *Ecological Engineering* 48, S. 30–37. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.05.002.
- Clark, Shawn P.; Tsikata, Jonathan M.; Haresign, Melissa (2010): Experimental study of energy loss through submerged trashracks. In: *Journal of Hydraulic Research* 48 (1), S. 113–118. DOI: 10.1080/00221680903566026.
- Coutant, Charles C.; Whitney, Richard R. (2000): Fish Behavior in Relation to Passage through Hydropower Turbines: A Review. In: *Transactions of the American Fisheries Society* 129 (2), S. 351–380. DOI: 10.1577/1548-8659(2000)129<0351:FBIRTP>2.0.CO;2.
- Cuchet, Mathilde (2014): Fish Protection and Downstream Migration at Hydropower Intakes. Investigation of Fish Behavior under Laboratory Conditions. Dissertation. Technische Universität, München. Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft.

David, Laurent; Lemkercher, Fatma; Chatelier, Ludovic; Dewitte, Manon; Courret, Dominique; Dorsegger, Andreas: DOWNSTREAM FISH PASSAGE TECHNOLOGIES FOR SMALL-TO-MEDIUM HYDROPOWER PLANTS: PART I. Unter Mitarbeit von Project FIT Hydro. In: Hydro Energy & Sustainability Conference Grenoble, France.

Dumont, U. (2013): Zum Stand der Technik einer ökologisch angepassten Wasserkraftnutzung. Seminar Gewässerverträglicher Wasserkraftausbau / Fischaufstiegshilfen. Renexpo. Salzburg, 28.11.2013.

DWA (Hg.) (2005): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Unter Mitarbeit von Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. DWA-Arbeitsgruppe WW-8.1 "Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen". Hennef (DWA Themen).

Ebel, Guntram (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen. Fish protection and downstream passage at hydro Power stations ; Handbuch Rechen- und Bypasssysteme ; Ingenieurbioologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung. Halle (Saale): Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie 4).

Ebel, Guntram; Gluch, Arne; Kehl, Martin (2015): Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems nach Ebel, Gluch & Kehl an Wasserkraftanlagen — Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. In: *Wasserwirtschaft* 105 (7-8), S. 44–50. DOI: 10.1007/s35147-015-0530-2.

E-Control Austria (2018): Statistikbroschüre 2018 – Unsere Energie in Zahlen betrachtet. Hg. v. E-Control Austria. Online verfügbar unter https://www.e-control.at/documents/20903/388512/Statistikbroschuere_2018.pdf/7dee68bb-b2eb-16d5-9124-c5de5907a25d.

Eidler, Christian (2013): Abwanderung und Schädigung von Fischen bei Passage einer Wasserkraftschnecke. 2. Workshop Forum Fischschutz & Fischabstieg. Bundesanstalt für Wasserbau. Umweltbundesamt (UBA). Karlsruhe, 24.01.2013.

Enders, Eva C.; Gessel, Michael H.; Williams, John G. (2009): Development of successful fish passage structures for downstream migrants requires knowledge of their behavioural response to accelerating flow. In: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66 (12), S. 2109–2117. DOI: 10.1139/F09-141.

Erhart, Veronika (2017): Entwicklung einer automatisierten Rechenreinigung am Seilrechen. Masterarbeit. Universität Innsbruck, Innsbruck. Arbeitsbereich Wasserbau.

Europäisches Parlament (22.12.2000): Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. WRRL.

Ferstl, Lena; Merl, Kevin (2017): Fischverhalten am Leitsystem Seilrechen an der HyTEC-Versuchsanlage in Lunz am See. Bachelorarbeit. Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien, Wien. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.

Fisher, R.; Mathur, P. G.; Heisey, R.; Wittinger, R.; Rinehart, S.; Brown, J. R. (2000): Initial test results of the new Kaplan Minimum Gap Runner design on improving Turbine Fish Passage Survival for the Bonneville First Powerhouse. Rehabilitation Project. Hg. v. Voith Hydro.

Forum Fischschutz und Fischabstieg (2014): Empfehlungen und Ergebnisse des Forums "Fischschutz und Fischabstieg". Synthesepapier. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

Forum Fischschutz und Fischabstieg (2018): 7.Workshop am 18./19.April 2018 in Dresden – Thema: Verbesserung der Maßnahmenumsetzung. Ergebnispapier. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Online verfügbar unter https://forum-fischschutz.de/sites/default/files/Ergebnispapier_Workshop_7_0.pdf.

Gabl, Roman; Achleitner, Stefan; Neuner, Johann; Aufleger, Markus (2014): Accuracy analysis of a physical scale model using the example of an asymmetric orifice. In: *Flow Measurement and Instrumentation* 36, S. 36–46. DOI: 10.1016/j.flowmeasinst.2014.02.001.

Gabl, Roman; Gems, Bernhard; Birkner, Florian; Hofer, Bernhard; Aufleger, Markus (2018a): Adaptation of an Existing Intake Structure Caused by Increased Sediment Level. In: *Water* 10 (8), S. 1066. DOI: 10.3390/w10081066.

Gabl, Roman; Innerhofer, Daniel; Achleitner, Stefan; Righetti, Maurizio; Aufleger, Markus (2018b): Evaluation criteria for velocity distributions in front of bulb hydro turbines. In: *Renewable Energy* 121, S. 745–756. DOI: 10.1016/j.renene.2018.01.027.

Gabl, Roman; Righetti, Maurizio (2018): Design criteria for a type of asymmetric orifice in a surge tank using CFD. In: *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics* 12 (1), S. 397–410. DOI: 10.1080/19942060.2018.1443837.

Gössel, Christian (2016): Experimentelle Untersuchungen zur Bestimmung der hydraulischen Verluste an Seilrechen. Masterarbeit. Universität Innsbruck, Innsbruck. Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau.

- Grigull, Maxim (2015): Fish-ecological monitoring at the hydrodynamic screw "HYDROCONNECT" with "Albrecht fishLift inside" at the Jeßnitz River in Lower Austria. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien, Wien. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Guensch, Greg R.; Mueller, Robert P.; McKinstry, Craig A.; Dauble, Dennis D. (2003): Evaluation of Fish-Injury Mechanisms During Exposure to a High-Velocity Jet. Unter Mitarbeit von Pacific Northwest National Lab., Richland, WA (US). Hg. v. US Department of Energy (US) (Technical Report).
- Haro, Alex; Odeh, Mufeed; Noreika, John; Castro-Santos, Theodore (1998): Effect of Water Acceleration on Downstream Migratory Behavior and Passage of Atlantic Salmon Smolts and Juvenile American Shad at Surface Bypasses. In: *Transactions of the American Fisheries Society* 127 (1), S. 118–127. DOI: 10.1577/1548-8659(1998)127<0118:EOWAOD>2.0.CO;2.
- Heller, Valentin (2011): Scale effects in physical hydraulic engineering models. In: *Journal of Hydraulic Research* 49 (3), S. 293–306. DOI: 10.1080/00221686.2011.578914.
- Holzner, Manfred (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main / Unterfranken. Hg. v. Landesfischereiverband Bayern e.V. (Schriftenreihe Landesfischereiverband Bayern 1).
- Holzner, Manfred (2000): Neue Versuche zur Schadensminimierung bei der Fischabwanderung im Kraftwerksbereich. In: 14. SVK-Fischereitagung in Künzell (Fulda).
- Idelchik, I. E. (1960): Handbook of Hydraulic Resistance Coefficients of Local Resistance and of Friction. Springfield, VA, USA.
- Jansen, Henrice M.; Winter, Hendrik V.; Bruijs, Maarten C. M.; Polman, Harry J. G. (2007): Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. In: *ICES Journal of Marine Science* 64 (7), S. 1437–1443. DOI: 10.1093/icesjms/fsm132.
- Kammerlander, Heidi; Schlosser, Lisa; Zeiringer, Bernhard; Unfer, Günther; Zeileis, Achim; Aufleger, Markus (2020): Downstream passage behavior of potamodromous fishes at the fish protection and guidance system "Flexible Fish Fence". In: *Ecological Engineering* 143, S. 105698. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.105698.
- Kemp, Paul S.; Gessel, Mike H.; Williams, John G. (2005): Fine-Scale Behavioral Responses of Pacific Salmonid Smolts as They Encounter Divergence and Acceleration of Flow. In: *Transactions of the American Fisheries Society* 134 (2), S. 390–398. DOI: 10.1577/T04-039.1.

- Keuneke, Rita; Dumont, Ulrich (2011): Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplanes zur umweltverträglichen Wasserkraftnutzung. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/erarbeitung-praxiserprobung-eines-massnahmenplanes>.
- Kirschmer, O. (1926): Untersuchungen über den Verlust an Rechen. München, Deutschland (Mitteilungen des Hydraulischen Instituts der Technischen Hochschule München, 1).
- Kolbinger, Andreas (2014): Ziele und Regeln für den Fischschutz und Fischabstieg in den Ländern. Konferenz Forum Fischschutz & Fischabstieg. BMUB. Umweltbundesamt (UBA). Bonn, Deutschland, 27.11.2014.
- Kriewitz-Byun, C. R. (2015): Leitrechen an Fischabstiegsanlagen: Hydraulik und fischbiologische Effizienz. Dissertation. ETH, Zürich. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie. Online verfügbar unter <https://www.ethz.ch/content/dam/ethz/special-interest/baug/vaw/vaw-dam/documents/das-institut/mitteilungen/2010-2019/230.pdf>.
- Krzyzagorski, Sebastian; Gabl, Roman; Seibl, Jakob; Böttcher, Heidi; Aufleger, Markus (2016): Implementierung eines schräg angeströmten Rechens in die 3D-numerische Berechnung mit FLOW-3D. In: *Österr Wasser- und Abfallw* 68 (3-4), S. 146–153. DOI: 10.1007/s00506-016-0299-2.
- Larinier, M.; Travade, F. (1999): The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. In: *Innovations in Fish Passage Technology*, S. 25–42.
- Larinier, Michel; Travade, F. (2002): Downstream migration. Problems and facilities. In: *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 353/354.
- Lecour, C.; Rathcke, P. C. (2006): Abwanderung von Fischen im Bereich von Wasserkraftanlagen – Untersuchungen an den Wasserkraftanlagen Müden / Dieckhorst, Dringenauer Mühle / Bad Pyrmont und Hannover-Herrenhausen. Hg. v. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Institut für Fischkunde Cuxhaven – Binnenfischerei. Hannover.
- LUBW (Hg.) (2016): Handreichung. Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen. Fachliche Grundlagen. Unter Mitarbeit von AG Fischschutz und Fischabstieg. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Online verfügbar unter https://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/263550/handreichung_fischschutz_und_fischabstieg_an_was

serkraftanlagen.pdf?command=downloadContent&filename=handreichung_fischschutz_und_fischabstieg_an_wasserkraftanlagen.pdf.

Lucas, Martyn C.; Baras, Etienne; Thom, Timothy J.; Duncan, Annie; Slavk, Ondrej (2001): Migration of Freshwater Fishes. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd.

Magnus, Kurt; Popp, Karl; Sextro, Walter (2013): Schwingungen. Physikalische Grundlagen und mathematische Behandlung von Schwingungen. 9., überarb. Aufl. 2013. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8348-2575-9>.

Meijnen, Raymond Johan; Grünig, Thomas (2013): Die fischfreundliche Turbine — ein innovativer Lösungsansatz. In: *Wasserwirtschaft* 103 (10), S. 46–49. DOI: 10.1365/s35147-013-0761-z.

Meister, Julian; Fuchs, Helge; Beck, Claudia; Albayrak, Ismail; Boes, Robert M. (2020): Head Losses of Horizontal Bar Racks as Fish Guidance Structures. In: *Water* 12 (2), S. 475. DOI: 10.3390/w12020475.

Meusburger, H. (2002): Energieverluste an Einlaufrechen von Flusskraftwerken. Ph.D. Thesis. Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie an der Eidgenössischen Hochschule Zürich.

Naudascher, Eduard (1992): Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke. Zweite, verbesserte Auflage. Vienna: Springer Vienna.

Naudascher, Eduard; Rockwell, Donald (2005): Flow-Induced Vibrations. An Engineering Guide. Newburyport: Dover Publications (Dover Civil and Mechanical Engineering). Online verfügbar unter <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=1894686>.

Ogink, R.H.M.; Metrikine, A. V. (2010): A wake oscillator with frequency dependent coupling for the modeling of vortex-induced vibration. In: *Journal of Sound and Vibration* 329 (26), S. 5452–5473. DOI: 10.1016/j.jsv.2010.07.008.

Pavlov, D. S. (1989): Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome (308).

Pinter, K.; Unfer, G. (2012): Fischökologisches Monitoring und Variantenstudie zur Fischrückwanderung am Wehr Rottau, Untere Möll. Hg. v. Verbund - Austrian Hydropower AG.

Plörer, Manuel (2010): Beeinflussungsfaktoren auf die Schlüsselkurve bei Pegelmessstellen mit Schwellenbauwerken. Diplomarbeit. Universität Innsbruck, Innsbruck. Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau.

- Pröll, Florian (2016): Untersuchung und Bewertung des Einsatzes der Radiofrequenz-Identifikationstechnologie (RFID) im Zuge des fischökologischen Monitorings an der Wasserkraftschnecke mit integriertem Fischeaufstieg am Standort Kraftwerk Retznei an der Sulm. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien, Wien. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Raynal, Sylvain; Chatellier, Ludovic; Courret, Dominique; Larinier, Michel; David, Laurent (2013a): An experimental study on fish-friendly trashracks – Part 2. Angled trashracks. In: *Journal of Hydraulic Research* 51 (1), S. 67–75. DOI: 10.1080/00221686.2012.753647.
- Raynal, Sylvain; Courret, Dominique; Chatellier, Ludovic; Larinier, Michel; David, Laurent (2013b): An experimental study on fish-friendly trashracks – Part 1. Inclined trashracks. In: *Journal of Hydraulic Research* 51 (1), S. 56–66. DOI: 10.1080/00221686.2012.753646.
- Raynal, Sylvain; Chatellier, Ludovic; Courret, Dominique; Larinier, Michel; David, Laurent (2014): Streamwise bars in fish-friendly angled trashracks. In: *Journal of Hydraulic Research* 52 (3), S. 426–431. DOI: 10.1080/00221686.2013.879540.
- Ritsch, Sebastian (2016): Hydraulische Untersuchungen an Schrägrechen zum Fischschutz. Masterarbeit. Universität Innsbruck, Innsbruck. Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Wasserbau.
- Rost, Ulrich; Weibel, Uwe; Wüst, Steffen; Haupt, Oliver (2014): Versuche zum Scheuchen und Leiten von Fischen mit elektrischem Strom. In: *Wasserwirtschaft* 104 (7-8), S. 60–65. DOI: 10.1365/s35147-014-1098-y.
- Schilt, Carl R. (2007): Developing fish passage and protection at hydropower dams. In: *Applied Animal Behaviour Science* 104 (3-4), S. 295–325. DOI: 10.1016/j.applanim.2006.09.004.
- Schlächli, Ueli; Baumgartner, Andreas; Baumann, Peter (1997): Geschwemmsel bei Kleinwasserkraftwerken - Optimierung der Wasserfassung -. Wasserbauliche Massnahmen zur Verminderung des Geschwemmseleintrages und Informationen für die Planung, Optimierung und den Betrieb. Hg. v. Bundesamt für Energiewirtschaft. Online verfügbar unter <https://swissmallhydro.ch/wp-content/uploads/2019/07/C-Geschwemmsel-bei-Kleinwasserkraftwerk.pdf>.
- Schmalz, Wolfgang (2012): Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen – Abschlussbericht. Hg. v. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. Breitenbach, Deutschland.

- Schmutz, Stefan; Greimel, Franz; Höller, N.; Jungwirth, M.; Leitner, P.; Steidl, C.; Salchner, G. (2013): Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern - Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Hg. v. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- Schneider, Josef; Ratschan, Clemens; Heisey, Paul G.; Avalos, J. Christopher; Tuhtan, Jeffrey A.; Haas, Christian et al. (2017): Flussabwärts gerichtete Fischwanderung an mittelgroßen Fließgewässern in Österreich. In: *Wasserwirtschaft* 107 (12), S. 39–44. DOI: 10.1007/s35147-017-0207-0.
- Schwevers, U. (2004): Anordnung, lichte Weite und Anströmung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. In: Proceedings of "Lebensraum Fluss - Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie" in Wallgau, Deutschland: TU München (1).
- Silva, A. T.; Katopodis, C.; Tachie, M. F.; Santos, J. M.; Ferreira, M. T. (2016): Downstream Swimming Behaviour of Catadromous and Potamodromous Fish Over Spillways. In: *River Res. Applic.* 32 (5), S. 935–945. DOI: 10.1002/rra.2904.
- Spangler, J. (1929): Untersuchung über den Verlust an Rechen bei schräger Zuströmung. München (Mitteilungen des Hydraulischen Instituts der Technischen Hochschule München, 2).
- Szabo-Meszaros, Marcell; Navaratnam, Christy Ushanth; Aberle, Jochen; Silva, Ana T.; Forseth, Torbjørn; Calles, Olle et al. (2018): Experimental hydraulics on fish-friendly trash-racks: an ecological approach. In: *Ecological Engineering* 113, S. 11–20. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.12.032.
- Tanida, Y.; Okajima, A.; Watanabe, Y. (1973): Stability of a circular cylinder oscillating in uniform flow or in a wake. In: *J. Fluid Mech.* 61 (4), S. 769–784. DOI: 10.1017/S0022112073000935.
- Thorstad, Eva B.; Rikardsen, Audun H.; Alp, Ahmet; Okland, Finn (2013): The Use of Electronic Tags in Fish Research—An Overview of Fish Telemetry Methods. In: *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 13 (13), S. 881–896. DOI: 10.4194/1303-2712-v13_5_13.
- Tollinger, Franziska (2016): Ökohydraulische Untersuchungen am Seilrechen zum Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen. Masterarbeit. Universität Innsbruck, Innsbruck. Arbeitsbereich Wasserbau.
- Tombek, Bernd; Holzner, Manfred (2008): Untersuchungen der Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen. Hg. v. Ulrich Pulg und Johannes Schnell. Landesfischereiverband Bayern e.V. München.

- Travade, F.; Larinier, M. (2006): Erfahrung mit Fischabstiegsanlagen aus Frankreich. Hg. v. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft – Durchgängigkeit von Gewässern für. Online verfügbar unter http://oa.imft.fr/2004/1/Article_DWA_Berlin_Travade_Larinier_2006.pdf.
- Turnpenny, A W.; Davis, M. H.; Fleming, J. M.; Davies, J. K. (1992): Experimental Studies Relating to the Passage of Fish and Shrimps Through Tidal Power Turbines. Hg. v. Marine and Freshwater Biology Unit, National Power. Southampton, UK.
- Turnpenny, A. W.; O’Keeffe, N. (2005): Screening for Intake and Outfalls: a best practice. Hg. v. Environment Agency. Bristol, UK. Online verfügbar unter https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291568/scho0205bioc-e-e.pdf.
- Tutzer, Ruben; Brinkmeier, Barbara; Böttcher, Heidi; Aufleger, Markus (2019): Der Elektro-Seilrechen als integrales Fischschutzkonzept. In: *Wasserwirtschaft* 109 (2-3), S. 36–40. DOI: 10.1007/s35147-019-0004-z.
- Unfer, Günther; Frangez, C.; Schmutz, S: Seasonal Migration Patterns of Nase and Barbel in the Danube and its Tributaries. In: Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe, 09.-13. Juni 2003, Ustica, Italy, Bd. 1, S. 83.
- Unfer, G.; Haslauer, M.; Fuchshuber, S.; Gratzl, G.; Bauer, C.; Bentz, R.; Schwomma, O. (2012): Monitoring der Fischabstiegshilfe am Kraftwerk Riedmühle an der Thaya. Hg. v. Landesfischereiverbandes Niederösterreich und Fischereirevierversandes II.
- Wiesner, C.; Unfer, G.; Zitek, A.; Schmutz, S. (Hg.) (2004): Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. 5th International Conference on Ecohydraulics. Madrid, 12.09.2004 - 17.09.2004.
- Wiesner, C.; Unfer, Günther; Tatzber, C.; Müller, B.; Jungwirth, M. (2007): Inneralpinen Flussraummanagement Obere Mur, Arbeitspaket F.2.3: Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe beim Kraftwerk Murau. Wien.
- Williams, J. G.; Armstrong, G.; Katopodis, C.; Larinier, M.; Travade, F. (2012): Thinking like a fish. A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. In: *River Res. Applic.* 28 (4), S. 407–417. DOI: 10.1002/rra.1551.
- Winkelmann, Rainer; Boes, Stefan (2009): Analysis of microdata. Second edition. Berlin: Springer.
- Zeiringer, Bernhard; Jungwirth, Matthias (2012): Fischökologisches Monitoring bzw. Begleitforschung an der Wasserkraftschnecke mit integriertem Fischeufstieg am Standort KW Jeßnitz während des Probebetriebs. Hg. v. Institut für Hydrobiologie und

Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur (BOKU).

ZEK Hydro: Bei dieser neuartigen Restwasser-Maschine dreht sich alles um die Fische. In: *ZEK Hydro* Dezember 2013, S. 68–69.

Zimmermann, J. (1969): Widerstand schräg angeströmter Rechengitter. Karlsruhe, Deutschland (Mitteilungen der Universität Fridericana Karlsruhe, 157).

Zitek, A.; Schmutz, S.; Jungwirth, M. (2004a): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pilach, Melk und Mank - im Rahmen des EU-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen" - Endbericht. Hg. v. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien.

Zitek, A.; Schmutz, S.; Ploner, A. (2004b): Fish drift in a Danube sidearm-system. II. Seasonal and diurnal patterns. In: *Journal of Fish Biology* 65 (5), S. 1339–1357. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2004.00534.x.

Zitek, A.; Schmutz, S.; Unfer, G.; Ploner, A. (2004c): Fish drift in a Danube sidearm-system. I. Site-, inter- and intraspecific patterns. In: *Journal of Fish Biology* 65 (5), S. 1319–1338. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2004.00533.x.



Institut für Infrastruktur

Arbeitsbereich Umwelttechnik

Technikerstraße 13

A - 6020 Innsbruck

www.uibk.ac.at/umwelttechnik

Arbeitsbereich Wasserbau

Technikerstraße 13

A - 6020 Innsbruck

www.uibk.ac.at/wasserbau

