Verbund

tiroler wasser kraft

ÖBB Infrastruktur

kelag

Vorarlberger Illwerke AG

Salzburg AG

KOMMUNAL KREDIT PUBLIC CONSULTING

BAW

lebensministerium.at

Forschungsbericht

Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten

Wien, September 2013

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Sektion VII Wasser
Marxergasse 2, 1030 Wien

Alle Rechte vorbehalten

ISBN: 978-3-85174-072-1

Gesamtkoordination:

Ao.Univ.Prof.DI.Dr. rer nat.techn Stefan Schmutz
Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Max Emanuel-Straße 17, 1180 Wien

Layout:

Umweltbundesamt

Bildnachweis, Produktion und Druck:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Coverfoto: v.l.n.r. Schwallstrecke an der Drau bei Sunk (Unfer G.), Äsche (*Thymallus thymallus*) (Esteve M.), Köcherfliege (*Allogamus auricollis*) (Graf W.)

Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft als Förderungsgeber, gemeinsam mit Partnern der E-Wirtschaft und dem Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung als Kooperationspartner

Auftragnehmer

IHG Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
WAU Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt
BOKU Universität für Bodenkultur Wien

Gefördert mit Mitteln gem. UFG; Fördervertrag GZ B001757
Projektsbeginn am 01.09.2010, Fertigstellung am 30.06.2013

Konsortium und Kooperationen

Koordination und Forschungspartner: IHG - BOKU
E-Wirtschaftspartner (6): VERBUND-Austrian Hydro Power AG, Vorarlberger Illwerke AG, TIWAG ï Tiroler Wasserkraft AG, Salzburg AG, KELAG, ÖBB

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung (BAW), dem IWHW BOKU (Projekt Schwall_2012, Leitung Helmut HABERSACK) und der Universität Innsbruck (Fritz SCHÖBERL) Datenaustausch mit dem BAW Scharfling, den Ländern Vorarlberg, Tirol, Salzburg, Oberösterreich, Steiermark, Kärnten, Büro PETZ-GLECHNER und dem Bundesamt für Wasserwirtschaft (Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung) als Kooperationspartner.

Bearbeitungsteam

Projektleitung: SCHMUTZ Stefan
Koordination: MELCHER Andreas und ZEIRINGER Bernhard
Layoutierung: KREMSER Helga

Autorinnen und Autoren

Hydrologie und Morphologie
GREIMEL Franz, ZEIRINGER Bernhard, HÖLLER Norbert, FUHRMANN Martin, SCHMUTZ Stefan

Datenerhebung und Analyse Fische
FRIEDRICH Thomas, MELCHER Andreas, UNFER Günther

Datenerhebung und Analyse Benthische Invertebraten
GRAF Wolfram, LEITNER Patrick, MOOG Otto, STEIDL Clemens, SALCHER Gabriele, OCHSENHOFER Gerald, MÜLLNER Kathrin

Verschneidung Hydromorphologie und Fische
SCHMUTZ Stefan, GREIMEL Franz, ZEIRINGER Bernhard

Versuchsanlage HyTEC
ZEIRINGER Bernhard, FOHLER Nora, GREIMEL Franz, SCHMUTZ Stefan, JUNGWIRTH Mathias

Zitiervorschlag:
Schmutz S., Fohler N., Friedrich T., Fuhrmann M., Graf W., Greimel F., Höller N., Jungwirth M., Leitner P., Moog O., Melcher A., Müllner K., Ochsenhofer G., Salcher G., Steidl C., Unfer G., Zeiringer B. 2013: Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern ï Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.

Weitere Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter (alphabetisch)

AUER Stefan, BAUER Magdalena, BÜRZLE Stefan, CLARK Andreas, DOSSI Florian, ECKERT Mario, FUCHSHUBER Stefan, GAITZENAUER Christina, GALLOWITSCH Michael, HASLAUER Melanie, HUBER Thomas, JANECEK Berthold, JUNG Fabian, KENDLBACHER Florian, KNOR Lisa, KRAUSZ Joscha, KYRNYCHNYI Andrey, LAUSS Elisabeth, LAUTSCH Erwin, LEBSCHY Markus, LINHART Caroline, LEHNER Agnes, MACKOWITZ Thomas, MAIER Franziska, MAYER Tobias, MOOG Kevin, MÜLLER Martin, ROSENBERGER Katharina, TOTH Astrid, SCHAUER Michael, SCHMELLER Ferdinand, SCHMUTZ Leon, SEEBACHER Martin, SITTENTHALER Lucia, STEINER Laura, TAUER Bernhard, ULREICH Agnes, WELZIG Kim, WIESNER Christian, ZEIRINGER Johannes

Danksagung

Die Autoren bedanken sich aufs Herzlichste bei den Auftraggebern. Besonderer Dank für die konstruktive Zusammenarbeit richtet sich ans Projektbegleitungsteam:
Veronika KOLLER-KREIMEL, Gisela OFENBÖCK, Helena MÜHLMANN und Verena RESSEL vom BMLFUW. Michael HENGL vom Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung. Fritz SCHÖBERL von der Universität Innsbruck. Peter MATT von den Ill Werken. Otto PIRKER vom Verbund. Helmut HABERSACK und Christoph HAUER vom IWHW BOKU. Johannes LABER von der Kommunalkredit.
Ebenso bedanken wir uns bei allen Institutionen und KollegInnen, die uns freundlicherweise, oft auch sehr unbürokratisch, eine Fülle von Daten zur Verfügung stellten. Auch bei den Fischereiberechtigten möchten wir uns für die Möglichkeit, Erhebungen in ihren Revieren durchzuführen, bedanken. Weiters sei den verschiedenen Behörden und Ämtern für die oft unbürokratische Abwicklung der Genehmigungsverfahren gedankt. Vor allem sei aber an dieser Stelle auch jenen gedankt, die an Schwall Workshops (WS) und Besprechungen teilnahmen und somit auch die Ergebnisse mitgestalteten.

Beitragende Institutionen in alphabetischer Reihenfolge:

IGF des BAW: Reinhard HAUNSCHMID, Albert JAGSCH, Heimo PRINZ, und Brigitte SASANO (Daten). IWH des BAW: Michael HENGL (Daten und WS). BMLFUW: Veronika KOLLER-KREIMEL, Helena MÜHLMANN, Gisela OFENBÖCK, Verena RESSEL und Heinz STIEFELMEYER (Daten und WS). BOKU: Christoph HAUER und Helmut HABERSACK (Daten und WS). Büro Blattfisch: Clemens GUMPINGER und sein Team (Befischungen). Vorarlberger ILL Werke AG: Peter MATT, Gernot LADINIG und Günter MOSER (Daten und WS). Land Kärnten: Wolfgang HONSIG ERLENBURG (Befischung und Daten). Kommunalkredit Public Consulting: Johannes LABER. KELAG: Hans Jörg GOBER und Karl NACKLER (Daten und WS). Land Salzburg: Paul JÄGER und Andreas UNTERWEGER (Daten). Salzburg AG: Rupert NOCKER und Josef REINGRUBER (Daten und WS). Land- und Forstwirtschaftliches Rechenzentrum ï LFRZ: Wolfgang TINKL (Daten). Land Vorarlberg: Alban LUNARDON und Niki SCHOTZKO (Daten). Technische Universität Wien: Norbert KREUZINGER (Daten). Umweltbundesamt ï UBA: Markus MATTL und Gabriela VINCZE (Daten und WS). Universität Innsbruck, Wolfgang MARK (WS), Reinhard LACKNER und Niki MEDGYESY (Daten). Verbund - Austrian Hydro Power AG, Otto PIRKER (Daten und WS). TIWAG: Walter AUER, Martin SCHLETTERER und Robert REINDL (Daten und WS). ÖBB INFRA.Energie, Ludwig PISKERNIK und Thomas HÖCKNER

An Planung und Herstellung der Schwallversuchsanlage HyTEC beteiligte Unternehmen und Personen (alphabetisch):

Walter ALBRECHT, ETERTEC GmbH & Co KG, Hager Schalungsbau GesmbH., Siegfried HAUSER, Heigl Holzbau GmbH, Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung - Dipl.-Ing. Dr.techn. Michael HENGL, Pfeiler & Lang ZT-GmbH Ingenieurbüro, Pieler ZT GmbH,·Rittmeyer GesmbH, Ing. Holger SCHNABL - Elektromaschinenbau und Automatisierung, Schwaighofer GmbH E-Werk, SGS Geotechnik GmbH, VINICKY - ARMATUREN HandelsgesmbH, Peter WURZER - Holzschlägerung, Schneeräumung & Erdarbeiten.

Schließlich sei stellvertretend Fr. Franziska SCHMUTTERMEIER vom IHG sowie Fr. Marion KAPUCINSKI und Fr. Josefa SOMMER vom WasserCluster Lunz für ihre Unterstützung bei den Workshops in Wien bzw. in Lunz am See gedankt.

Kurzfassung

In Österreich sind Gewässerstrecken von insgesamt über 800 km durch kraftwerksbedingte kurzfristige Schwall-Sunk-Erscheinungen beeinflusst. Um das Wissen hinsichtlich Wirkungszusammenhänge zwischen Schwallbelastungen und ökologischen Auswirkungen zu vertiefen, wurde seitens des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und Partnern der E-Wirtschaft die Studie ĂSchwallproblematik an Österreichs Fließgewässern ï Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeitenñ beauftragt.

Im Rahmen vorliegender Studie werden aus hydrologischer Sicht Schwall-Sunk-Erscheinungen an Pegelstellen österreichweit detektiert und im Vergleich zu unbeeinflussten Gewässerstrecken hinsichtlich Häufigkeit und Intensität der Abflussschwankungen charakterisiert. Die hydromorphologische Situation der untersuchten Gewässerabschnitte wird anschließend mit ökologischen Zustandserhebungen verschnitten, um die Reaktionen der Biozönosen (Fische und Makrozoobenthos) zu erfassen. Um ein vertieftes Verständnis kausaler Zusammenhänge durch Beobachtung der Reaktion von Fischen auf Schwall- und Sunkphänomene unter kontrollierten Bedingungen zu erhalten, wurden im Rahmen dieses Projektes zudem Fließrinnen errichtet (HyTEC-Versuchsanlage in Lunz am See) und exemplarisch der Einfluss von Schwall und Sunk auf Jungstadien der Äsche untersucht.

Österreichweit sind Schwall-Sunk-Erscheinungen mit stark unterschiedlicher Intensität und Häufigkeit vorhanden, welche die natürlich auftretenden Abflussschwankungen deutlich überschreiten. Schwallbedingte Auswirkungen auf Fische können durch die nationale Bewertungsmethode gut erfasst und wiedergegeben werden, während hinsichtlich Makrozoobenthos zusätzliche Kriterien wie Abundanz, Biomasse, Diversität und Struktur der Lebensgemeinschaften herangezogen werden müssen, um Schwallbelastungen aufzuzeigen. Für die Auswirkung von Schwall-Sunk-Erscheinungen auf Fische konnten mit Hilfe statistischer Methoden durch die Verschneidung des fischökologischen Zustandes mit der hydromorphologischen Gewässersituation sowie durch die Versuche in der HyTEC-Versuchsanlage Schwellenbereiche hinsichtlich Häufigkeit und Intensität von Schwall-Sunk-Erscheinungen abgeleitet werden, ab welchen ökologische Reaktionen stattfinden. Wie die Ergebnisse in den Versuchsrinnen zeigen, ist die Ursache für die Beeinträchtigung des Fischbestandes wahrscheinlich weniger auf die erhöhte Drift bei Schwall sondern vielmehr auf das Stranden bei Sunk zurückzuführen, wobei die Auswirkungen im frühen Jungfischstadium am größten sind. Dabei spielen der Schwall und vor allem auch die morphologische Ausprägung des Lebensraums sowie Wechselwirkungen zwischen den beiden Faktoren eine bedeutende Rolle. Die Ergebnisse der Versuchsrinnen und der Freilandbefundungen weisen in die gleiche Richtung.

Die gegenständliche Studie leistet nicht nur einen wesentlichen Forschungsbeitrag, indem der Wissensstand über Schwallwirkungen auf Fische und Makrozoobenthos deutlich erweitert werden konnte, sondern stellt eine erste maßgebliche Grundlage für die Umsetzung und Erreichung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) dar. Dennoch besteht weiterer Forschungsbedarf. So sind weitere Studien und Versuche sowie die Untersuchung allfälliger Maßnahmen(kombinationen) in Bezug auf ihre Kosteneffizienz notwendig.

Abstract

In Austria, more than 800 km of river stretches are affected by hydropeaking. The Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management together with partners of the Austrian hydropower industry funded this study with the objective to increase the knowledge on ecological effects of hydropeaking.

Within this study we detected anthropogenic flow fluctuations by analysing gauging data and comparing to the intensity and frequency of natural flow fluctuations. We linked the hydromorphological situation at the investigated river stretches to the ecological status of fish and macro-zoobenthos. In order to deepen the understanding of causal relationships by observing the reaction of fish to hydropeaking under controlled conditions we build an experimental channel (HyTEC facility in Lunz am See) and, as an example, investigated the effect of hydropeaking on juvenile European Grayling.

In Austria, hydropeaking is associated with a high variation in frequency and intensity of flow peaks significantly exceeding natural flow fluctuations. Effects of hydropeaking on fish are reflected by the national monitoring method, whereas for macro-zoobenthos additional metrics, i.e. abundance, biomass, diversity and structure of assemblage are required to identify hydropeaking. By linking the fish ecological status with the hydromorphological situation and testing the reaction of fish in the experimental channel we identified ecological threshold levels for frequency and intensity of hydropeaking. The results of the experimental channels demonstrate that the cause of fish impairment is related more to stranding than increased drift effects whereby the effects are strongest during the early life stage. As demonstrated, peaking events and morphological habitat conditions along with interactions between the two factors play a significant role. The results of the experimental channels are consistent with the field studies.

This study contributes not only to the research area by significantly increasing the knowledge on the effects of hydropeaking on fish and macro-zoobenthos but also represents a first important basis for the implementation and targets of the Water Framework Directive. Nevertheless, there is further research needed. Additional studies and experiments as well as investigations of measures and combination of measures related to cost efficiency are necessary.

Inhalt

1 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN ZUR SCHWALLDÄMPFUNG 6

2 EINLEITUNG 15

2.1 Schwallproblematik 15

2.2 Stand des Wissens 16

2.3 Zielsetzungen 17

2.4 Aufbau der Studie 17

3 HYDROLOGISCHE ANALYSE VON ABFLUSSSCHWANKUNGEN 19

3.1 Datenerfassung 20
3.1.1 Einleitung 20
3.1.2 Methodik 20
3.1.2.1 Ereignisdefinition: Anstieg (IC) - Abstieg (DC) 20
3.1.2.2 Kennzahlen zur Bewertung von Abflussschwankungen 21
3.1.2.3 Ausgangsdatenlage ï Oracle-Datenbank - Algorithmusvalidierung 22
3.1.3 Ergebnisse 23
3.1.4 Schlussfolgerungen 23

3.2 Genereller Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln 24
3.2.1 Einleitung 24
3.2.2 Methodik 24
3.2.2.1 Pegelauswahl - Pegeleinstufung 24
3.2.2.2 Genereller Pegelvergleich 26
3.2.3 Ergebnisse 27
3.2.4 Schlussfolgerungen 29

3.3 Kategorisierung von Abflussschwankungen 29
3.3.1 Einleitung 29
3.3.2 Methodik 30
3.3.3 Ergebnisse - Kategorisierung von Abflussschwankungen 34
3.3.4 Schlussfolgerungen 36

3.4 Klassifizierung anthr. erzeugter Abflussschwankungen der Kategorie „Pot_Schwall“ 37
3.4.1 Einleitung 37
3.4.2 Methodik ï Klassifizierung anthropogen erzeugter Abflussschwankungen 38
3.4.3 Ergebnisse/Validierung 40
3.4.4 Schlussfolgerungen 45

3.5 Hydrologische Belastungen durch anthropogen erzeugte Abflussschwankungen in Österreich 47
3.5.1 Methodik 47
3.5.2 Ergebnisse ï anthr. Abflussschwankungen in Österreich 48
3.5.3 Schlussfolgerungen 55

3.6 Zusammenfassung – Hydrologische Analyse von Abflussschwankungen 56

4 VERSCHNEIDUNG: HYDROLOGIE - GEWÄSSERMORPHOLOGIE 57

4.1 Methodik 57

4.2 Ergebnisse 61

4.3 Schlussfolgerungen 65

5 MAKROZOOBENTHOS 67

5.1 Schwalleinfluss und Makrozoobenthos: Literaturübersicht 67

5.2 Methodik 71
5.2.1 Methoden der Probenahme im Freiland 71
5.2.1.1 Multi-Habitat-Sampling 71
5.2.1.2 Beprobung mit Kasten-Sampler 71
5.2.2 Untersuchungsdesign 73
5.2.3 Probenaufbereitung und taxonomische Bestimmung 75
5.2.4 Beurteilung des ökologischen Zustandes auf Basis des Makrozoobenthos 76
5.2.5 Statistische Datenanalyse 76

5.3 Beschreibung der Untersuchungsstellen 76

5.4 Ergebnisse & Diskussion 81
5.4.1 Dauerbenetzte Zone (Ziller, Enns, Sölk) 81
5.4.1.1 Analysen des MZB mittels Kasten-Sampler Methode 81
5.4.1.2 Detaillierte MZB-Methode (MHS) 93
5.4.2 Wechselfeuchte Zone 96
5.4.2.1 Kasten-Sampler Methode 96

5.5 Zusammenfassung 100

6 FISCHE 102

6.1 Zielsetzung und Fragestellungen 102

6.2 Methodik 102
6.2.1 Watbefischung 102
6.2.2 Streifenbefischung 103
6.2.3 Ökologische Bewertung von Fließgewässern anhand des Fisch Index Austria (FIA) 103
6.2.4 Ermittlung des morphologischen Strukturtyps 104
6.2.5 Fischdaten ï Fischdatenbank 105
6.2.6 Gesamtergebnisse 106
6.2.6.1 FIA 106
6.2.6.2 Biomasse 107
6.2.6.3 Abundanz 110
6.2.6.4 Fischregionsindex und Artenzusammensetzung 113
6.2.6.5 Altersstruktur & Jungfischaufkommen von Äsche und Bachforelle 113

7 VERSCHNEIDUNG HYDROMORPHOLOGISCHER SCHWALLKENNZAHLEN MIT FISCHÖKOLOGISCHEN KRITERIEN 116

7.1 Zielsetzung 116

7.2 Methodik 116
7.2.1 Hydromorphologische Kennzahlen 116
7.2.2 Fischökologische Daten und Kriterien 117

7.3 Auswertungsmethodik 118

7.4 Ergebnisse 119
7.4.1 Fischmetrik 122
7.4.2 Schwallkennzahlen 122
7.4.3 Zusammenfassendes Modell 127

7.5 Zusammenfassung 129

8 EXPERIMENTE HYTEC 130

8.1 Einleitung und Zielsetzung 130

8.2 Schwallversuchsanlage 130
8.2.1 Standort 130

8.2.2 Technische Anlagenbeschreibung 131
8.2.2.1 Wasserentnahme 131
8.2.2.2 Transportwasserleitung 132
8.2.2.3 Experimentierrinnen 132

8.3 Schwallexperimente 133
8.3.1 Berechnungsmethode 136
8.3.2 Übersicht aller Versuchsanordnungen 137
8.3.3 Hydromorphologie 138
8.3.3.1 Schema Schwallszenarien 1 - Larvenversuche 139
8.3.3.2 Schema Schwallszenarien 2 - Jungfischversuche 141
8.3.4 Wassertemperatur 142
8.3.5 Ergebnisse der Larvenversuche 143
8.3.5.1 Versuchsanordnung 1 (VAo_1) 143
8.3.5.2 Versuchsanordnung 2 (VAo_2) 145
8.3.5.3 Versuchsanordnung 3 (VAo_3) 146
8.3.6 Ergebnisse der Jungfischversuche 147
8.3.6.1 Versuchsanordnung 4 (VAo_4) 147
8.3.6.2 Versuchsanordnung 5 (VAo_5) 148
8.3.6.3 Versuchsanordnung 6 (VAo_6) 150
8.3.6.4 Versuchsanordnung 7 (VAo_7) – Muldenstrukturen 152
8.3.6.5 Versuchsanordnung 8 (VAo_8) – Buchtstrukturen 153

8.4 Zusammenfassung der Versuchsergebnisse 156

9 DISKUSSION – AUSWIRKUNGEN VON SUNK/SCHWALL AUF DIE FISCHÖKOLOGIE 158

10 LITERATUR 164

11 GLOSSAR 173

1 Zusammenfassung und Empfehlungen zur Schwalldämpfung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der einzelnen Fachgebiete zusammengefasst, verschnitten und wesentliche Erkenntnisse in Form von Grafiken österreichweit dargestellt und interpretiert. Weiters werden signifikante hydromorphologische Parameter zur Ermittlung der Auswirkungen von Schwallbelastungen auf die Gewässerökologie diskutiert und mögliche Sanierungsansätze aus ökologischer Sicht formuliert.

Die **Charakterisierung von Schwallwellen** erscheint auf den ersten Blick ein einfaches Unterfangen zu sein. Bei näherer Betrachtung erkennt man jedoch, dass die Hydrologie österreichischer Fließgewässer durch eine Vielzahl unterschiedlicher, wellenartiger Abflussschwankungen geprägt ist. Ohne detaillierte Analyse sind kraftwerksbedingte Schwallwellen nicht von natürlichen Abflusswellen (Hochwasserereignisse, Schnee und Gletscherschmelze) zu trennen. Als für die Trennung kraftwerksbedingter und natürlicher Wellen geeignete Kennzahl ließ sich die Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ der Wellen ermitteln. Mittels identifizierter Grenzwerte lassen sich nun sehr exakt natürliche Hochwässer von Schwallwellen abgrenzen und diese in 5 Intensitätsstufen fassen. An über 3/4 der Pegelstellen in österreichischen schwallbelasteten Flüssen ist eine im Vergleich zu natürlichen Abflussschwankungen höhere Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ sowie eine deutlich höhere Auftrittshäufigkeit dieser Wellen aus hydrologischer Sicht nachweisbar. Durch Verschneidung der hydrologischen Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ mit den morphologischen Gegebenheiten der Gewässer lassen sich die Auswirkungen von Schwall auf die Wasserspiegellagen abschätzen. Österreichweit haben anthropogene Abflussschwankungen mit hoher Intensitätsklasse, bezogen auf den Mittelwert einer Gewässerstrecke, Tiefenänderungen in der Größenordnung von 2 bis über 40 cm pro 15 min zur Folge, wobei die Breitenänderung bei wenig verbauten Strecken über 500 cm und bei stark verbauten Gewässerstrecken bis zu 200 cm betragen kann. Breiten- und Tiefenwerte, bezogen auf ein bestimmtes Transekt innerhalb einer Gewässerstrecke wurden im Projekt Schwall 2012-IWHW im Detail analysiert (Habersack et al., 2012).

Die Untersuchungen der **Benthoszönose** zeigen, dass Schwallphänomene mit der nationalen Methode zur Beurteilung der ökologischen Zustandsklasse nicht abbildbar sind bzw. die Methodik allenfalls entsprechend zu erweitern wäre (Biomasse). In den hydraulisch am stärksten beeinflussten Uferbereichen sind jedoch deutliche Abweichungen hinsichtlich Abundanz- und ABiomassekriterien sowie auch bei Diversitäts- und Strukturparametern an den schwallbeeinflussten Stellen im Vergleich zu den Vergleichsstrecken erkennbar. Trotz der geringen Anzahl untersuchter Gewässer zeigt sich ein Zusammenhang zwischen Schwallintensität und dem Beeinträchtigungsgrad der Benthosfauna. Arten der strömungsberuhigten Uferzone reagieren besonders sensibel auf Schwall. Die Wasserwechselzone wird in geringem Maß und fast ausschließlich von Dipteren, vornehmlich Juvenilstadien, besiedelt, was offensichtlich auf das Stranden der restlichen Benthosfauna zurückzuführen ist. Flach überronnene Schotterbänke der Wasserwechselzone weisen daher geringe Dichten an geeigneten Fischnährtieren auf.

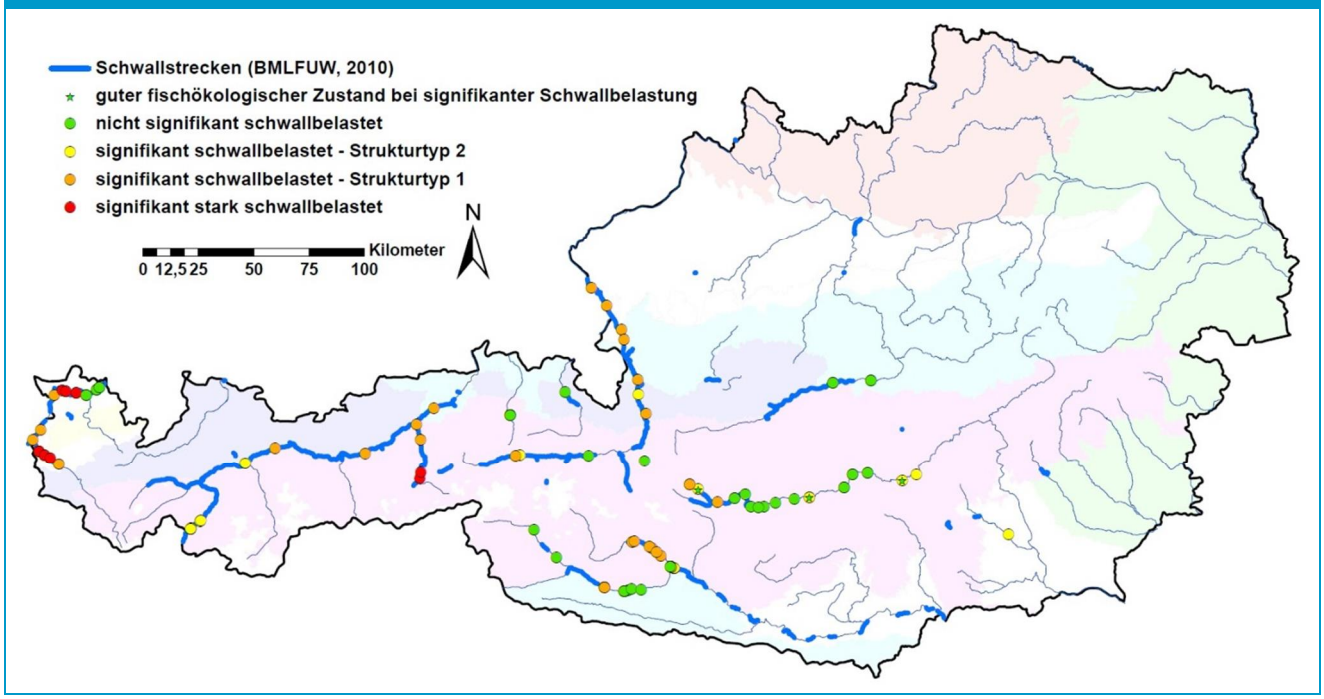
Während die nationale Methode beim Benthos Schwall nicht indiziert, zeigen Fische anhand der nationalen Bewertungsmethode (FIA) gemäß Qualitätszielverordnung eine signifikante Reaktion auf Schwall. Die Untersuchungen der **Fischzönose** belegen, dass der fischökologische Zustand (FIA- Fisch Index Austria) in Schwallstrecken im Mittel als unbefriedigend (Klasse 4) zu bezeichnen ist und sich deutlich von den weniger stark belasteten Vergleichsstrecken unterscheidet. In Strecken mit geringer Verbauung ist der Zustand in den Vergleichsstrecken und in den Schwallstrecken im Vergleich zu den stärker verbauten Strecken stets besser. Neben dem FIA reagieren Biomasse, Abundanz, Fischregionsindex, Leitarten, seltene Begleitarten sowie juvenile Bachforellen und Äschen signifikant auf Schwall.

Für die **Verschneidung der Schwallkennzahlen mit ökologischen Kriterien zur Identifizierung von Schwellenwerten** werden daher die Fische herangezogen, da zudem für diese eine Vielzahl untersuchter Probenstellen mit FIA-Bewertungen vorliegt.
Von den getesteten Fischmetrik erweisen sich der FIA, die Biomasse und die Leitfischarten als reaktiv gegenüber unterschiedlichen Schwallintensitäten. Der FIA und die Biomasse reagieren auf mittlere Schwallbelastungen, die Leitfischarten erst auf starke Schwallbelastungen. Der für Fische relevante Schwall lässt sich v.a. anhand von Anzahl und Intensität des ĂSunk-Schwall-Verhältnissesñ kombiniert als Schwallindex (SI = Anzahl-Nacht$_{Klasse5}$ x Sunk-Schwall-Verhältnis$_{Klasse5}$) bezogen auf ein Jahr, sowie der Abstiegsgeschwindigkeit (Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit - Abstiegeñ - Tiefenänderung) charakterisieren. Dieser Schwallindex weist von den getesteten den stärksten Zusammenhang mit der Fischzönose auf. Für die genannten Schwallkennzahlen lassen sich folgende Schwellenwerte ableiten: Fische reagieren negativ ab einem Schwallindex von 14 - 84 (Median = 16). Wenn man zu Vergleichszwecken nicht nur die Abflussschwankungen bei Nacht sondern sämtliche Abflussschwankungen (Tag und Nacht) berücksichtigt liegt der Bereich des Schwallindex, ab welchem Fische signifikant reagieren, bei 20 ï 143 (Median = 24). Das berechnete Modell für Tag und Nacht weist jedoch einen geringeren Zusammenhang mit den Fischen auf, als jenes für die Nacht, was darauf hindeutet, dass Fische in der Nacht sensibler auf Schwall reagieren als am Tag. Liegt der Schwallindex unterhalb der genannten Werte, sind keine signifikanten Auswirkungen der Schwallbelastung zu erwarten. Die morphologische Ausgestaltung des Gewässers spielt bei geringen Abstiegsgeschwindigkeiten eine wesentliche Rolle. Wenig verbaute Gewässer (Strukturtyp 2) weisen dort einen FIA von ca. 2,5 - 4 auf, während stark verbaute (Strukturtyp 1) einen FIA von ca. 4 ï 5 erreichen. In Gewässern mit Abstiegsgeschwindigkeiten von über 0,19 ï 0,52 cm/min (Median = 0,44 cm/min) ist der fischökologische Zustand stark geschädigt. Am Beispiel der stark schwallbeeinflussten Bregenzerach zeigt sich, dass der fischökologische Zustand trotz guter Strukturen sehr schlecht ist. Die entwickelten Modelle weisen naturgemäß Unschärfen auf, die sich z.T. durch die limitierte Stichprobenanzahl erklären lassen. Sie liefern jedoch einen wichtigen ersten österreichweiten Überblick, über die Zusammenhänge zwischen Schwall und Fischen. Im Einzelfall können die tatsächlichen Verhältnisse von den generalisierten Modellaussagen abweichen.

Abbildung 1 zeigt die **Schwallbelastung an** den zur statistischen Analyse herangezogenen **fischökologischen Monitoringstellen**. Es wird ersichtlich, dass die hydrologische und fischökologische Einstufungen sehr gut übereinstimmen. Lediglich drei Monitoringstellen weisen einen guten fischökologischen Zustand auf, obwohl eine signifikante Schwallbelastung vorhanden ist, wobei zwei dieser Stellen die Mur betreffen. Die steirische Mur ist aus hydrologischer Sicht ein Grenzfall, da die Kenngrößen meist nahe der Schwellenwerte liegen. Zudem besitzt die steirische Mur im Mittellauf noch längere, annähernd naturnahe Fließstrecken, so dass die Fischfauna offensichtlich in der Lage ist, trotz Schwallbelastung meist im guten Zustand zu verbleiben. Monitoringstellen ohne Schwallbelastung und mit gutem ökologischem Zustand gibt es auch in den Flüssen Großache und Großarler Ache.
Alle anderen dargestellten fischökologischen Monitoringstellen zeigen einen mäßigen oder schlechteren Zustand, wobei die Schwallbelastung in weniger verbauten Strecken den fischökologischen Zustand im Mittel um eine Klasse, bei stärker verbauten um zwei Klassen verschlechtert. An Befischungsstellen mit roter Kennzeichnung ist die Schwallbelastung so groß, dass unabhängig vom Verbauungsgrad ein ungenügender fischökologischer Zustand vorhanden ist. Z. B. ist die stark schwallbeeinflusste Bregenzerach in der Schluchtstrecke flussab des KW Alberschwende weitgehend unverbaut, der fischökologische Zustand dennoch in einem schlechten Zustand. Der Vergleich mit der Ill zeigt dieselbe starke hydrologische Belastung, doch ist hier das Gewässer im Gegensatz zur Bregenzerach so stark verbaut, dass auch ohne Schwallbelastung der gute Zustand nicht erreichbar wäre, da die Habitatverfügbarkeit sehr stark limitiert ist

(siehe Projekt Schwall 2012 ï IWHW, Habersack et al., 2012). Die Weissach in Vorarlberg stellt einen Grenzfall dar. Der Schwallindex liegt mit 16,7 knapp über dem Schwellenwert von 15,5, wodurch der Pegel 200303 Krumbach-Zwing als signifikant stark schwallbelastet zu beurteilen wäre. Da durch die optische Kontrolle der Ganglinie ersichtlich ist, dass ausschließlich natürliche Ereignisse die Grenzwertüberschreitungen bewirken, wird die Einstufung des Gewässerabschnittes als Ănicht signifikant schwallbelastetñ korrigiert. (Anm.: Zum Vergleich liegt der jährliche Schwallindex - Nacht an der Bregenzerach bei Pegel 231795 Bozenau mit eindeutig erkennbarer Schwallbelastung in der Größenordnung von 250).

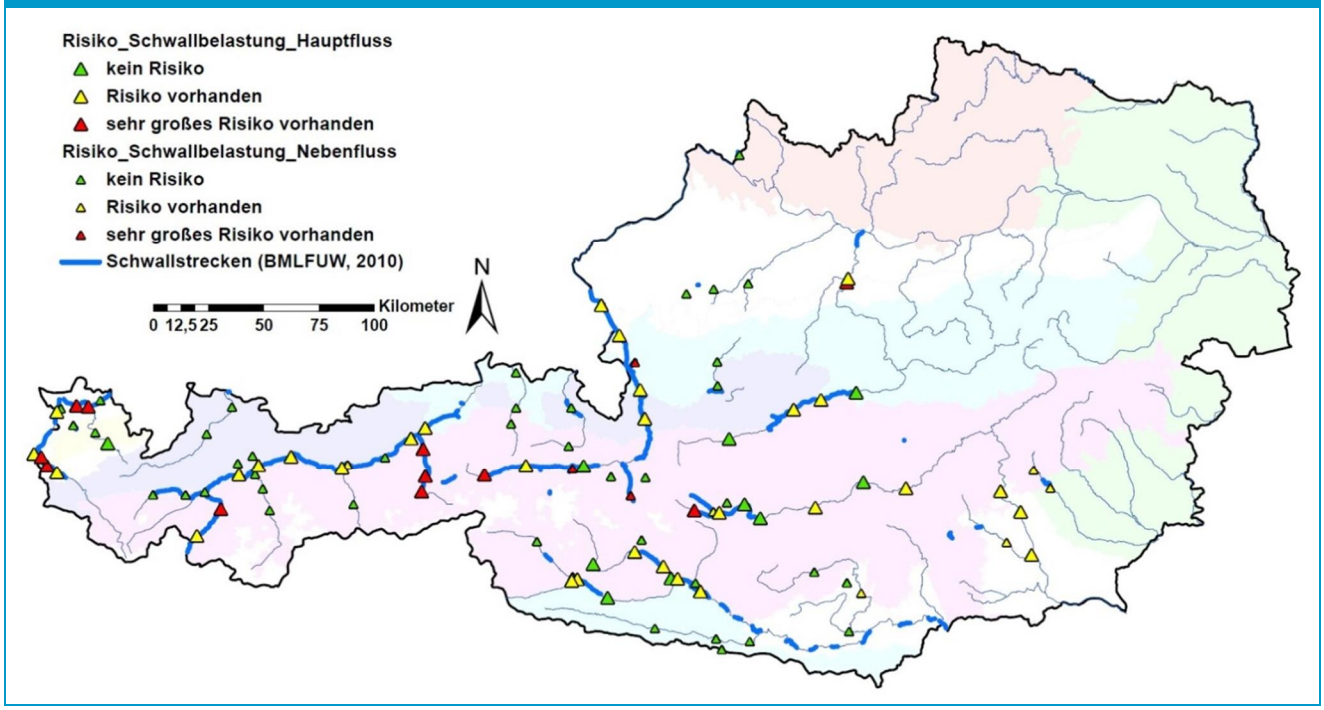
Abbildung 1: Hydromorphologische Schwallbelastung an fischökologischen Monitoringstellen (Strukturtyp 2: wenig verbaut, Strukturtpy 1: stark verbaut)



In einem weiteren Schritt wurden im Rahmen der Studie die **ermittelten Schwellenwerte auf alle untersuchten Pegelstellen** übertragen, um für eine noch größere Anzahl von Gewässern Aussagen über die Schwallbelastung zu erhalten. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2 dargestellt. Grüne Dreiecke weisen jene Pegelstellen aus, bei welchen keine Auswirkungen der hydrologischen Gegebenheiten auf den fischökologischen Zustand zu erwarten sind (Schwallindex < Schwellenwert). Gelbe Dreiecke kennzeichnen Pegelstellen, bei welchen eine signifikante Schwallbelastung besteht und - je nach gewässermorphologischem Strukturtyp - eine Verschlechterung des fischökologischen Zustandes um eine oder zwei Klassen zu erwarten wäre. Die Pegel an der steirischen Mur zeigen eindeutig anthropogene Abflussschwankungen, die allerdings nicht von Kraftwerken mit Gebirgsspeichern herrühren und bezüglich der Auswirkungen auf die Fischökologie einen Grenzfall darstellen (s.o.).

Rote Dreiecke kennzeichnen jene Pegelstellen, an welchen das Risiko der Schwallbelastung so hoch ist, dass gemäß des Modellansatzes ein ungenügender fischökologischer Zustand erwartet wird. Dies betrifft im Wesentlichen die Schwallstrecken Ill flussab Pegel Beschling, Bregenzerach, Oberlauf Inn, Ziller, Oberlauf Salzach, Kapruner Ache, Gasteiner Ache, Almbach und den Oberlauf der Mur.

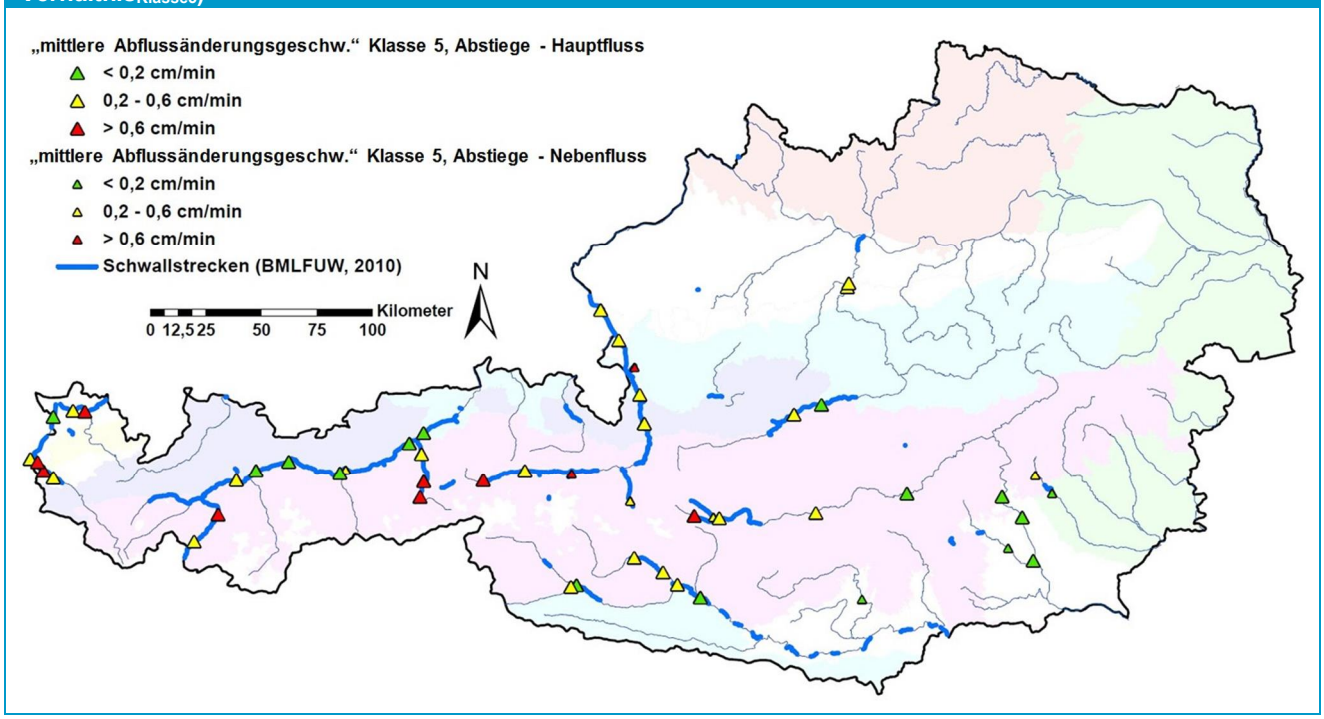
Abbildung 2: Hydromorphologische Schwallbelastung an Pegelstellen - Risikoausweisung



Der FIA stellt ein Maß für den ökologischen Zustand dar, liefert jedoch für sich betrachtet keine direkten kausalen Erkenntnisse über die Ursachen von Beeinträchtigungen. Eine in der Literatur bekannte Ursache für den Einfluss von Schwall stellt das Stranden von juvenilen Fischen und Benthosorganismen dar. Zur Quantifizierung dieses Einflusses wurden umfangreiche Experimente in der HyTECH-Anlage (**Hy**dromorphological and **T**emperature **E**xperimental **C**hannel) in Lunz durchgeführt. Die **Schwallexperimente in den Fließrinnen** zeigen, dass es ab einem Schwellenwert im Bereich von 0,20 ï 0,60 cm/min Abstiegsgeschwindigkeit (entspricht 12 ï 36 cm/h) bei einer Querneigung des Ufers von 1:20, insbesondere bei den frühen Larvenstadien der Äsche, zu massiver Strandung kommt. Diese Werte stimmen gut mit den über das Regressionsmodell mit Freilanddaten ermittelten Werten (0,19 ï 0,52 cm/min), ab welchen eine starke Schwallbelastung nachgewiesen wurde, überein. Die Übereinstimmung zweier methodisch gänzlich unabhängiger Ansätze belegt sehr deutlich, dass die Strandung ein maßgeblicher Faktor der Schwallbeeinträchtigung ist und die Werte in der angegebenen Bandbreite auch belastbar sind.
Überträgt man diesen Schwellenwert auf die untersuchten Pegel, so zeigt sich, dass der Schwellenwert bei der Mehrzahl der Pegel in Schwallstrecken (BMLFUW, 2010) überschritten wird (Abbildung 3). Weiter flussab der Schwalleinleitungen kann der Schwellenwert infolge Retention jedoch in vielen Fällen auch unterschritten werden (z. B. Inn flussab Mündung Ötztaler Ache). Andererseits wird der Schwellenwert aber auch in Gewässerstrecken überschritten, welche laut NGP 2009 nicht als schwallbelastet eingestuft sind (z. B. Mur flussab KW Fisching).
Ein weiteres wesentliches Ergebnis der Schwallexperimente ist, dass Drift und Strandung juveniler Äschen bei mit Buchten ausgestatteten Schotterbänken, die eine wesentlich höhere Strukturvielfalt aufweisen als glatte Ufer, geringer sind. Diese Erkenntnis stimmt wiederum sehr gut mit der Tatsache überein, dass in wenig verbauten Strecken der fischökologische Zustand bei mittlerer Schwallintensität ca. um eine Zustandsklasse besser ist, als in stärker verbauten. Beide methodischen Ansätze, die Experimente in den Fließrinnen und die Freilanduntersuchungen der Fischfauna, kommen zur Schlussfolgerung, dass sich die Schwallauswirkungen durch verbesserte Morphologie reduzieren lassen.

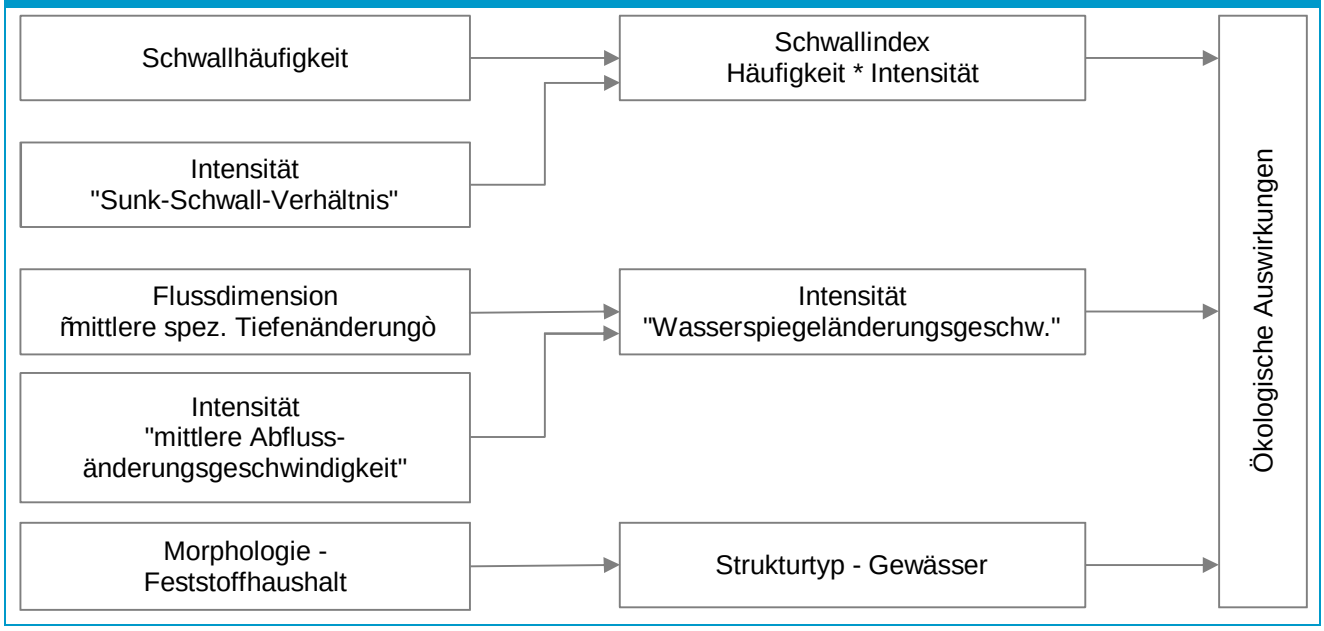
Zusätzlich zeigen die Schwallexperimente, dass die Sensibilität der Jungfische gegenüber Schwall mit zunehmendem Alter generell stark abnimmt. Eine Schwallsanierung bzw. die Festlegung von Schwellenwerten ließe sich daher saisonal in Abstimmung auf die jeweiligen Lebensstadien gestalten. So könnte man im Frühjahr zur Zeit der Larvenstadien bei Bachforelle und Äsche in Form eines ĂLarvenfenstersñ niedrigere Schwellenwerte festlegen als für die restliche Jahreszeit.

Abbildung 3: Risiko für Strandung von Äschenlarven bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten an Pegeln mit überschrittenem Schwellenwert des Schwallindex (SI = Anzahl-Nacht$_{Klasse5}$ x Sunk-Schwall-Verhältnis$_{Klasse5}$)



Zusammenfassend lässt sich das im Rahmen dieser Studie identifizierte Wirkungsgefüge der Schwallbelastung wie folgt beschreiben: Die Auswirkungen von Schwallbetrieb auf die Gewässerbiozönose lassen sich anhand der Größenordnung des Schwallindex und der Abstiegsgeschwindigkeit beschreiben. Die anthropogenen Abflussschwankungen wirken durch die Wasserspiegeländerungen auf die Habitate der Wasserwechselzone. Diese Uferbereiche stellen einen essentiellen Lebensraum für Fischnährtiere und Jungfische dar. Drift und Strandung führen dort zur Ausdünnung der Fischnährtiere und Jungfische. Folglich nehmen Biomasse und Abundanz der Fische ab und der fischökologische Zustand verschlechtert sich (Abbildung 4).

Abbildung 4: Wirkungsgefüge ökologischer Auswirkungen von Schwallbelastung unter Berücksichtigung der Gewässermorphologie



Im Sinne einer stufenweisen Sanierung des Schwalls ergeben sich aus den Erkenntnissen dieses Projektes **zusammenfassend folgende Empfehlungen hinsichtlich der Schwallreduktion**:

Die Gewässerbiozönose reagiert auf das Produkt aus Sunk-Schwall-Verhältnis mal Häufigkeit von Schwallwellen. Eine Änderung der Häufigkeit und des Sunk-Schwall-Verhältnisses setzt umfassende Lösungsansätze (z. B. große Ausgleichsbecken, Schwallausleitung) voraus, die sich aufgrund des umfangreichen Flächenbedarfs und der hohen Investitionskosten in der Regel schwer umsetzen lassen. Direkte Eingriffe in die Betriebsweise haben Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit der Schwallkraftwerke. Eine mögliche Maßnahme mit vergleichsweise geringem Einfluss auf die Betriebsweise wäre die **Reduktion der Abstiegsgeschwindigkeit,** die jedoch immer im Hinblick auf die Betriebsführung der Kraftwerke bzw. die hydrompohologischen Rahmenbedingungen individuell betrachtet werden muss. Bei diesem Vorgang könnte grundsätzlich der Betrieb aufrechterhalten werden, lediglich die Abstiegsphase müsste über einen längeren Zeitraum ausgedehnt werden. Die kritische Abstiegsgeschwindigkeit liegt, bei einer Querneigung des Ufers von 1:20 und ohne morphologische Strukturen, im Bereich zwischen 0,2 ï 0,6 cm/min, wobei die Äschenlarven geringere Geschwindigkeiten benötigen als die Jungäschen. Dies ermöglicht die Festlegung von sogenannten Larvenfenstern, mit strengeren Schwellenwerten, und von Zeiträumen außerhalb davon mit weniger strengen Schwellenwerten. In weiteren Experimenten im Jahr 2013 wird der Bereich der Abstiegsgeschwindigkeit von 0,2 ï 0,6 cm/min detaillierter untersucht. Die Reduktion der Abstiegsgeschwindigkeit wäre als Maßnahme vergleichsweise einfach in jenen Gewässerabschnitten realisierbar, wo der Schwall bereits maßgeblich gedämpft ist. Die höchste ökologische Wirksamkeit wäre in den wenig verbauten Strecken zu erwarten (vgl. auch Schwall 2012 ï IWHW, Habersack et al., 2013).

Bei hoher Schwallintensität ist mit geringfügigen Dämpfungsmaßnahmen keine maßgebliche Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erwirken. Auch eine Revitalisierung regulierter Gewässerabschnitte führt hier alleinig, wie das Beispiel Bregenzerach zeigt, nicht zum Ziel. In diesen Gewässern sind daher umfassende Lösungsansätze anzustreben. Mögliche Lösungen hängen von der jeweilige Situation ab. So bietet sich z. B. für die Bregenzerach eine Ausleitung des Schwalls in den Bodensee an.

Die hier formulierten Aussagen und Empfehlungen sind noch mit gewissen **Unschärfen** behaftet, da sich nicht alle Teilaspekte in dieser Studie erfassen ließen:

Laichzeitpunkt, Schlupf der Larven und Entwicklungsdauer der Larven zum Jungfisch sind stark gewässerspezifisch und hängen v.a. mit der Wassertemperatur zusammen. So laichen Äschen im Inn bereits Ende Winter während in der Mur im Juni noch laichreife Individuen anzutreffen sind. Daher kann für das empfohlene **Larvenfenster** kein fixer Termin für alle Gewässer angegeben werden, sondern müsste ein Larvenfenster anhand entsprechender Untersuchungen und zu entwickelnder Modelle gewässer(typ)spezifisch festgelegt werden.

Grundsätzlich wurde bei dieser Studie davon ausgegangen, dass die Äsche die sensibelste Art in den untersuchten Gewässern ist. Die Ergebnisse zeigen, dass auch im Metarhithral vergleichbare Schädigungen durch Schwall auftreten. Es wäre daher durch entsprechende Experimente in den Fließrinnen zu prüfen, inwieweit die für die Äsche ermittelten Werte auf die **Bachforelle** übertragbar sind.

Die Ergebnisse der Studie belegen eindeutig, dass Larven- und Jungfischstadien hinsichtlich Schwall zu den sensibelsten Stadien im Lebenszyklus von Fischen zählen. Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass auch andere Stadien, wie z. B. das **Laichstadium**, für die Lebensfähigkeit der Fischpopulation limitierend sind.

Obwohl unterschiedliche **Anstiegsgeschwindigkeiten** bei den Experimenten getestet wurden, konnte kein unterer Grenzwert für das Auslösen der Drift festgestellt werden, da bei jeder getesteten Anstiegsgeschwindigkeit eine Drift beobachtet wurde. Offensichtlich reicht schon ein geringer Impuls als Auslöser für die Drift, die zugrundeliegenden Mechanismen sind jedoch nicht klar und bedürfen einer weiteren Bearbeitung.

Die Analyse des Einflusses von Schwall auf Fische zeigte, dass sich v.a. die **nächtlichen Schwallereignisse** negativ auswirken. Es gilt daher durch zusätzliche Experimente abzuklären, inwieweit die bei Tageslicht in den Fließrinnen ermittelten Grenzwerte auch für die Nacht gelten.

Jungfische reagieren weniger stark auf Schwall als Larven. Ein möglicher Flaschenhals in der Entwicklung könnte jedoch auch bei Jungfischen im ersten **Winter** auftauchen, wenn die Jungfische in ihrer physiologischen Leistungsfähigkeit infolge der tiefen Temperaturen stark eingeschränkt sind. Auch dies soll durch weiterführende Experimente in den Fließrinnen abgeklärt werden.

Für die Freilanduntersuchungen stand eine limitierte Anzahl von Beprobungsstellen zur Verfügung. Die **Unschärfen der Analysen und Modelle** lassen sich z. T. dadurch erklären. Eine weitere Präzisierung der Aussagen bedürfte einer Erhöhung der Stichprobenanzahl.

Die Wechselwirkung zwischen Schwall und Morphologie und die ökologischen Folgen wurden im Rahmen vorliegender Studie zwar klar belegt, der Einfluss der Morphologie ließ sich jedoch im Freiland nur auf sehr grobem Niveau in Form von naturnahen versus naturfernen Bedingungen erfassen. Für eine genauere Abschätzung des Einflusses der Morphologie müssten in nachfolgenden Untersuchungen die **morphologischen Verhältnisse an den Probestellen detaillierter** erfasst werden.

Im Rahmen der Studie wurde sehr eindrücklich der **positive Einfluss von Buchtstrukturen** auf die Lebensfähigkeit von Jungäschen belegt. In welchem Maße dieser Effekt auch bei den wesentlich sensibleren Larven auftritt, gilt es durch Experimente in den Fließrinnen zu überprüfen.

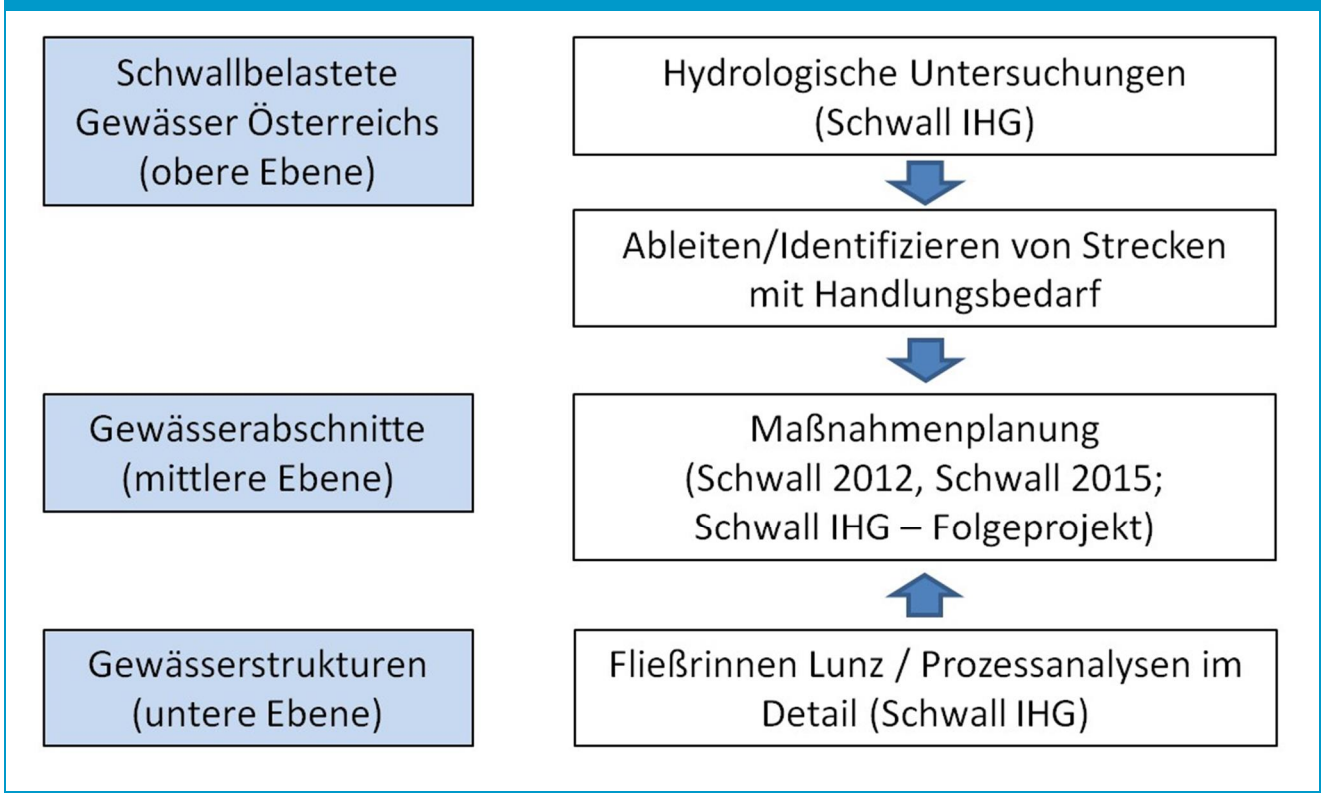
Die Frage des Zusammenhanges zwischen Schwall und **Kolmatierung** wurde in gegenständlicher Studie nicht behandelt, offene Fragen dazu sind in weiterführenden Studien zu untersuchen.

Die Analysen beziehen sich auf die in der Vergangenheit üblichen Schwallhäufigkeiten und ï Intensitäten. Wie seitens der EVUs berichtet wird und stichprobenartige Analysen der Pegel gezeigt haben, hat sich die **Betriebsweise in den letzten Jahren deutlich geändert** und wird sich auch zukünftig aufgrund des Ausbaus der erneuerbaren Energieträger (Wind- und Solarenergie) verändern. Schwälle scheinen heute weniger einem bestimmten Muster (z. B. Morgen-, Abendschwall) zu folgen, sondern sind sehr variabel und

damit wenig vorhersagbar. Die Folgen auf die Gewässerökologie lassen sich derzeit noch nicht abschätzen. In weiterführenden Untersuchungen müssten mittels aktueller Pegeldaten diese Veränderungen quantifiziert werden, um Prognosen für die Gewässerökologie erstellen zu können. Die zukünftigen Veränderungen sollten anhand von Szenarien überprüft werden.
Es war nicht Aufgabe der Studie, die **betriebs- und energiewirtschaftlichen Folgen** vorgeschlagener Sanierungsmaßnahmen abzuschätzen. Dazu wäre eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse vorzunehmen, bei welcher anhand unterschiedlicher Schwallsituationen bzw. individueller Fallstudien jene maßgeschneiderten Maßnahmenvarianten und -kombinationen mit der größten ökologischen Wirksamkeit im Verhältnis zu den entstehenden Kosten ermittelt werden sollten. Diese Fragestellung müßte in einem Folgeprojekt behandelt werden.

Wie die Ergebnisse dieser und anderer Schwallstudien zeigen, bedarf es für eine optimierte **Maßnahmenplanung** der Untersuchung des Schwallphänomens **auf unterschiedlichen Ebenen**. Anhand der hydrologischen Untersuchungen und untermauert durch ökologische Ergebnisse konnten im gegenständlichen Projekt Gewässerabschnitte mit Handlungsbedarf österreichweit identifiziert werden. Die zugrundelegenden Prozessmechanismen wurden in den Fließrinnen im Mikrohabitatbereich untersucht. Die Formulierung und Umsetzung von Maßnahmen wird letztendlich v.a. auf Ebene der Gewässerabschnitte erfolgen und benötigt hinkünftig auch die Einbindung energiewirtschaftlicher Aspekte (Abbildung 5).

Abbildung 5: Einordnung der unterschiedlichen wissenschaftlichen Schwallprojekte in Österreich für zukünftige Maßnahmenplanungen



Die ggst. Studie leistet nicht nur einen wesentlichen Forschungsbeitrag, indem der Wissensstand über Schwallwirkungen auf Fische und Makrozoobenthos deutlich erweitert werden konnte, sondern stellt auch eine **maßgebliche Grundlage für die Umsetzung und Erreichung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL) dar. Der vorliegende Bericht wird seitens des Lebensministeriums als Basis für die 2013 durchzuführende Aktualisierung der Ist-Bestandsaufnahme und Risikoanalyse hinsichtlich der Schwallbelastung in österreichischen Fließgewässern herangezogen. Die Ergebnisse der Freilandversuche mit Äschen sind richtungsweisend und zeigen neue **Ansätze für die Ableitung von Sanierungsmaßnahmen** zur Reduktion der Schwallauswirkungen auf die Gewässerökologie und Erreichung des guten Zustands bzw. guten ökologischen Potentials gem. WRRL auf. Generelle, bei sämtlichen Kraftwerken **verpflichtend einzuhaltende Grenzwerte und Festlegungen von konkreten Sanierungsmaßnahmen für das jeweilige Einzelkraftwerk sind aus diesem Bericht allerdings noch nicht ableitbar.** Dazu sind **weitere Studien und Versuche** sowie die Untersuchung allfälliger **Maßnahmen(kombinationen)** in Bezug auf ihre Kosteneffizienz notwendig.

2 Einleitung

Österreichs Fließgewässer sind von einer Vielzahl anthropogener Beeinträchtigungen betroffen. Der nationale Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) listet als signifikante Belastungen einerseits stoffliche Beeinträchtigungen und andererseits hydromorphologische Belastungen auf. Während die stofflichen Belastung nicht mehr zu den prioritären Problemen zählen, weisen viele Gewässer aufgrund der umfassenden Regulierungsmaßnahmen zur Landgewinnung und für den Hochwasserschutz sowie der Nutzung der Wasserkraft hydromorphologische Veränderung auf. Signifikant sind jene Belastungen, die sich auf den Zustand eines Gewässers negativ auswirken und das Erreichen der Qualitätsziele gefährden können. Unter hydromorphologischen Belastungen werden Beeinträchtigungen der Hydrologie, der Morphologie und der Durchgängigkeit eines Fließgewässers zusammengefasst (BMLFUW, 2010). Der Schwall zählt zu den hydrologischen Belastungen. Die vorliegende Studie beschäftigt sich mit der Identifikation und den Auswirkungen von Schwall-Sunk-Ereignissen.
Das Lebensministerium und Österreichische Energieunternehmungen beauftragten das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der Universität für Bodenkultur Wien unter Einbindung des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Wasserbau (BOKU) und dem Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung mit der Erstellung dieser Studie.

2.1 Schwallproblematik

Unter Schwall versteht man eine durch Kraftwerksbetrieb bedingte, kurzfristige Abflussschwankung. Beim Schwallbetrieb wechseln einander der ĂSchwallñ ein künstlich erhöhter Abfluss, und der ĂSunkñ als darauffolgender Rückgang des Abflusses bisweilen mehrmals täglich ab. Schwall stellt einen Eingriff in die natürliche Abflussdynamik eines Gewässers dar und zählt zu den hydrologischen Belastungen. Ab einer bestimmten Intensität beeinträchtigt Schwall die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers. Im Gegensatz zu anderen Eingriffen und deren Folgen wirkt er meist über vergleichsweise lange Gewässerabschnitte (vgl. Jungwirth et al., 2003). In Österreich sind insgesamt 811 km Fließstrecke an 122 Wasserkörpern als signifikant schwallbelastet eingestuft, das entspricht 75 Schwallstrecken und 2,6 % des Gewässernetzes > 10 km² bzw. ca. 30 % der größeren Fließgewässer (EZG > 1000 km^2; BMLFUW, 2010). Die Belastung tritt vor allem bei mittleren und größeren alpinen Flüssen wie Drau, Möll, Enns, Mur, Alpenrhein und Inn auf, die vorwiegend der unteren Forellenregion, der Äschenregion bzw. dem Übergang zur Barbenregion zuzuordnen sind.
In der Studie ĂAuswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fließgewässer: Grundlagen zur Beurteilungñ aus dem Jahr 2004 werden die ökologischen Auswirkungen des Schwalls wie folgt beschrieben (vgl. Limnex, 2004): Bei Schwall wird die Strömung, Wassertiefe und die benetzte Breite erhöht, somit ergibt sich eine Veränderung der Habitate. Der einhergehende Verlust an wichtigen Lebensräumen, die Erosion von Ufer und Feinsedimenten und die entstehende Restwasserproblematik sind mögliche Konsequenzen dieser Veränderung. Bei Schwall werden vermehrt Organismen verdriftet bzw. abgeschwemmt. Drift kann damit einen Verlust von Jungfischen und/oder Makrozoobenthos (Fischnährtieren) bedeuten. Aufgrund des schnellen Anstiegs und Abfalls der Wassertiefe steigt neben der Drift die Gefahr der Strandung von Fischlarven, Jungfischen und Benthos.
Um die auftretenden Abflussschwankungen und ihre Folgewirkungen auf die Gewässerbiozönosen im Sinne einer umweltfreundlichen Nutzung/Betriebsweise zu vermindern bzw. zu eliminieren, gibt es unterschiedliche technische Möglichkeiten; z. B. Errichtung von Ausgleichsbecken, Schwallausleitung, flussmorphologische

Maßnahmen und Änderungen der Betriebsweise der betroffenen Kraftwerke. Die Sanierung von Schwallstrecken ist wesentlicher Bestandteil eines ökologisch ausgerichteten, nachhaltigen Gewässermanagements und dient der Herstellung und der Erhaltung des guten Zustandes bzw. guten ökologischen Potentials gem. Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

2.2 Stand des Wissens

Bei Schwall werden vermehrt Organismen verdriftet bzw. abgeschwemmt (Limnex, 2004), was einen Verlust von Jungfischen und Makrozoobenthos bedeutet (z. B. Layzer et al., 1989; Baumann & Klaus, 2003; Meile et al., 2005; Gibbins et al., 2007; Schweizer et al., 2010; Young et al., 2011; Bruder, 2012). Es wird dabei zwischen Katastrophendrift und Verhaltensdrift unterschieden (Baumann & Klaus, 2003; Limnex, 2004; Young et al., 2011). Die Driftraten stehen in direktem Zusammenhang mit der Erhöhung des Abflusses (Crisp & Hurley, 1991; 1991a; Vehanen et al., 2000; Thompson et al., 2010) und der Organismengröße bei Fischen bzw. dem Entwicklungsstadium bei Makrozoobenthos (Heggenes, 1988; Hunter, 1992; Limnex, 2004; Thompson et al., 2010; Young et al., 2011).

Neben der Drift werden Strandungsphänomene als Hauptbelastung für aquatische Organismen angesehen, wobei als wichtigste Einflussfaktoren Abstiegsgeschwindigkeit, Morphologie; Wassertemperatur, Substrat, Tageszeit, Spezies und Organismengröße angesehen werden (z. B. Hunter, 1992; Flodmark et al, 2002; Baumann & Klaus, 2003; Sauterleute, 2009). Die durch Abflussveränderungen entstehenden Wechselwasserzonen werden oftmals von Benthosorganismen nicht als Lebensraum angenommen (z. B. Moritz & Pfister, 2001; Baumann & Klaus, 2003; ÖWAV, 2008; Schnell, 2005). Bisherige Untersuchungen beziehen sich vor allem auf die morphologische Ausprägung und Falleneffekte von schmalen Nebenarmen (Hunter, 1992; Olson, 1990; Woodin, 1984; Courret et al., 2012a), die Abstiegsgeschwindigkeit (z. B. Bauersfeld, 1978; Hunter, 1992; Bradford et al., 1995; Parasiewicz et al., 1998; Halleraker et al., 2003), die Fischgröße (z. B. Bauersfeld, 1977; Bauersfeld, 1978; Beck, 1989; Hoffarth et al., 2003; Hoffarth, 2004; Hunter, 1992; Hvidsten, 1985; Olson, 1990; Olson & Metzgar, 1987; Pflug et al., 1989; Woodin, 1984; Flodmark, 2002; Salveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003; Sauterleute, 2009; Young et al., 2011), aber auch auf Tag ï Nacht Unterschiede (Heggenes et al., 1993; Salveit et al., 2001; Flodmark, 2002; Halleraker et al., 2003; Sauterleute, 2009), Substratgrößen (Beck et al., 1989; Hunter, 1992) und Temperatureinflüsse (z. B. Becker et al., 1982; Heggenes, 1988; Zwick, 1996; Bradford, 1997; Salveit, 2001; Frutiger & Buergisser 2002; Halleraker et al., 2003; Frutiger, 2004; Sauterleute, 2009; Carolli et al., 2012).

Die Auswirkungen von Schwallbetrieb führen zu einem Rückgang der Biomasse und der Abundanz sowie einer Veränderung der Artenzusammensetzung aquatischer Lebensgemeinschaften. Die makrozoobenthische Fauna zeigt je nach Schwallbelastung quantitative Rückgänge bzw. Verschiebungen in Richtung kleinerer Organismen (Raddum, 1985; Bretschko & Moog, 1990; Moog, 1993; Cereghino & Lavandier, 1998; Baumann & Klaus, 2003). Moog (1993) beobachtete in Fallstudien Rückgänge der Biomasse zwischen 40 % und 95 %. In den meisten Gewässern konnte bisher keine Änderung des Artenspektrums festgestellt werden, es kommt aber oftmals zu einer Verschiebung der Dominanzverhältnisse (Baumann & Klaus, 2003; Cereghino & Lavandier, 1998; Cereghino et al., 2002; Salcher, 2012, Steidl, 2012). Für die Fischfauna gab es bis zum jetzigen Zeitpunkt wenige detaillierte Untersuchungen der Veränderungen der Artenzusammensetzung bei Schwallbelastung. Von vielen Autoren wurde eine Abnahme von Arten bzw. eine Verschiebung der Dominanz in Richtung von Ubiquisten erwähnt (Moog, 1993; De Jalon et al., 1994; Baumann & Klaus, 2003; Bruder, 2012). Fallstudien an einzelnen Flüssen ergaben jedoch teilweise einen sehr hohen Verlust an Arten (Jungwirth et al., 1987; BOKU, 1997/98). Ein Rückgang der Abundanz und der Biomasse konnte von mehreren Autoren an unterschiedlichsten Gewässern festgestellt werden (z. B. Jungwirth et al., 1987; Jungwirth et al., 1990;

Moog, 1993; BOKU, 1997/98; Scruton et al., 2002; Klimley et al., 2007; Thompson et al., 2010; Unfer et al., 2011; Young et al., 2011).

2.3 Zielsetzungen

Das Wissen um die Wirkungszusammenhänge ist derzeit nicht ausreichend, um Lösungsansätze zur Schwallproblematik zu entwickeln, die Alternativen zu den bisher empfohlenen Ausgleichsbecken darstellen, da diese aufgrund des hohen Flächenbedarfs oft nicht realisiert werden können. Bislang wurden in Österreich die ökologischen Folgewirkungen von Schwallerscheinungen nur in Einzelfällen untersucht (s.o.). Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um das Verständnis für die Wirkungsmechanismen zwischen abiotischen Bedingungen und ökologischer Wirkung zu vertiefen und das Ausmaß der Veränderung quantifizeiren zu können. Die Kenntnis dieser Zusammenhänge ist Voraussetzung für eine Beurteilung der ökologischen Wirkung möglicher Maßnahmen sowie für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen.

Folgende Fragestellungen sollen im Rahmen des Projektes im Detail bearbeitet werden:

- Welche typischen Schwall- und Sunkerscheinungen treten in österreichischen Fließgewässern auf (Schwallamplituden, Schwallfrequenzen, Schwallan- und -abstiege, Schwallüberlagerungen, Schwalldämpfungsstrecken)?
- Können Schwall- und Sunkerscheinungen nach einheitlichen Verfahren ökologisch beurteilt werden (Nationale Bewertungsmethode, zusätzliche Methoden)?
- Wie reagieren Fische und Makrozoobenthos auf Schwall- und Sunkerscheinungen (Sensible Arten und Stadien, Reaktion von Populationen und Lebensgemeinschaften)?
- Welche Schwallkennzahlen weisen den stärksten Zusammenhang mit der Biozönose auf (Schwallamplituden, Schwallfrequenzen, Schwallan- und ï abstiege)?
- Gibt es gewässertypspezifische Unterschiede in der Reaktion der Gewässerbiozönose (Kleine vs. große Fließgewässer, Fischregionen)?
- Welche Wechselwirkungen gibt es mit anderen Belastungen (Interaktion mit Morphologie)?
- Lassen sich ökologisch begründete Schwellenwerte für die Sanierung von Schwallstrecken ableiten?
- Welche möglichen Sanierungsmaßnahmen können aus ökologischer Sicht definiert werden (Maßnahmentypen)?

Ziel dieser Studie ist es auch, eine Basis für weitere Untersuchungen zum Thema Schwall sowie für künftige ganzheitliche Sanierungsstrategien und Restaurationsmaßnahmen zu bilden. Diese Studie soll zudem eine Basis für ein Nachfolgeprojekt bilden, in welchem zur Findung optimierter und individueller Verbesserungsmaßnahmen eine Abwägung zwischen energiewirtschaftlichen Einschränkungen bzw. Kosten und Versorgungssicherheit einerseits und gesamtökologischem Nutzen anderersits vorgenommen werden soll.

2.4 Aufbau der Studie

Der vorliegende Endbericht zum Projekt ĂSchwallproblematik an Österreichs Fließgewässern ï Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeitenñ gliedert sich in folgende Bereiche: Hydrologische Analyse von Abflussschwankungen, Einfluss der Gewässermorphologie, Auswirkungen auf Fische, Auswirkungen auf Makrozoobenthos, Verschneidung hydromorphologischer Schwallkennzahlen mit fischökologischen Kriterien

und Experimente in den Fließrinnen der HyTEC-Anlage in Lunz am See (Hydromorphological and Temperature Experimental Channel).

In einem ersten Schritt soll ein Überblick geschaffen werden, welche Formen von Schwallbelastungen in österreichischen Gewässern vorliegen und welche Daten (biotische/abiotische) zu den betroffenen Gewässerstrecken aktuell vorhanden sind. Dazu müssen Daten zum Betrieb bzw. der Arbeitsweise von Schwallkraftwerken, verfügbare oder leicht zu erhebende abiotische Kenngrößen in durch Schwall beeinflussten Gewässerstrecken und alle verfügbaren biotischen Daten bzw. Studien gesammelt und in einer entsprechenden Datenbank kompiliert werden.

Nach Erstellung der Datenbank werden Datendefizite detektiert und ergänzende fischökologische und benthologische Daten erhoben. Nach der Grundlagenerhebung erfolgt die Datenanalyse hinsichtlich der Reaktionen der Biozönosen auf die unterschiedlichen Formen von Schwall- und Sunkereignissen anhand statistischer Verfahren und empirischer Modelle.

Die Reaktion der Biozönose wird anhand der Fische und des Makrozoobenthos untersucht. Die Bewertung verschiedener Schwallsituationen erfolgt durch die in der Qualitätszielverordnung Ökologie-Oberflächengewässer festgelegten Methoden sowie zusätzlicher ökologischer Parameter. Voraussetzung dafür sind Beprobungen der Biozönosen im Freiland an repräsentativen Probestellen (Benthos) bzw. Gewässerabschnitten (Fische). Für unterschiedliche Schwallsituationen wird der ökologische Zustand ermittelt und in Bezug zu verschiedenen Schwallkenngrößen (z. B. Schwallamplitude, Anstiegs- und Abstiegsgeschwindigkeit) gesetzt. Eine ausreichende Anzahl von Datenpunkten entlang von Belastungsgradienten in unterschiedlichen Gewässertypen ist dazu erforderlich.

Auf diese Weise lassen sich aus den empirisch ermittelten Zusammenhängen wichtige Schwallkenngrößen identifizieren sowie Schwellenwerte bzw. kritische Bereiche und Empfehlungen ableiten. Dieser Ansatz wird verfolgt, damit ein direkter Bezug zwischen Schwallerscheinungen und ökologischem Zustand gewährleistet ist. Der Ansatz unterscheidet sich demnach von jenem anderer, sich mit der Schwallproblematik beschäftigenden Projekte (Indikatorenmodell, Schwall 2012, Fallstudie Drau), die die zugrunde liegenden hydraulischen und ökologischen Wirkungszusammenhänge auf Ebene der Meso- und Mikrohabitate untersuchen, jedoch keinen direkten Zusammenhang zum ökologischen Zustand im Sinne der WRRL herstellen.

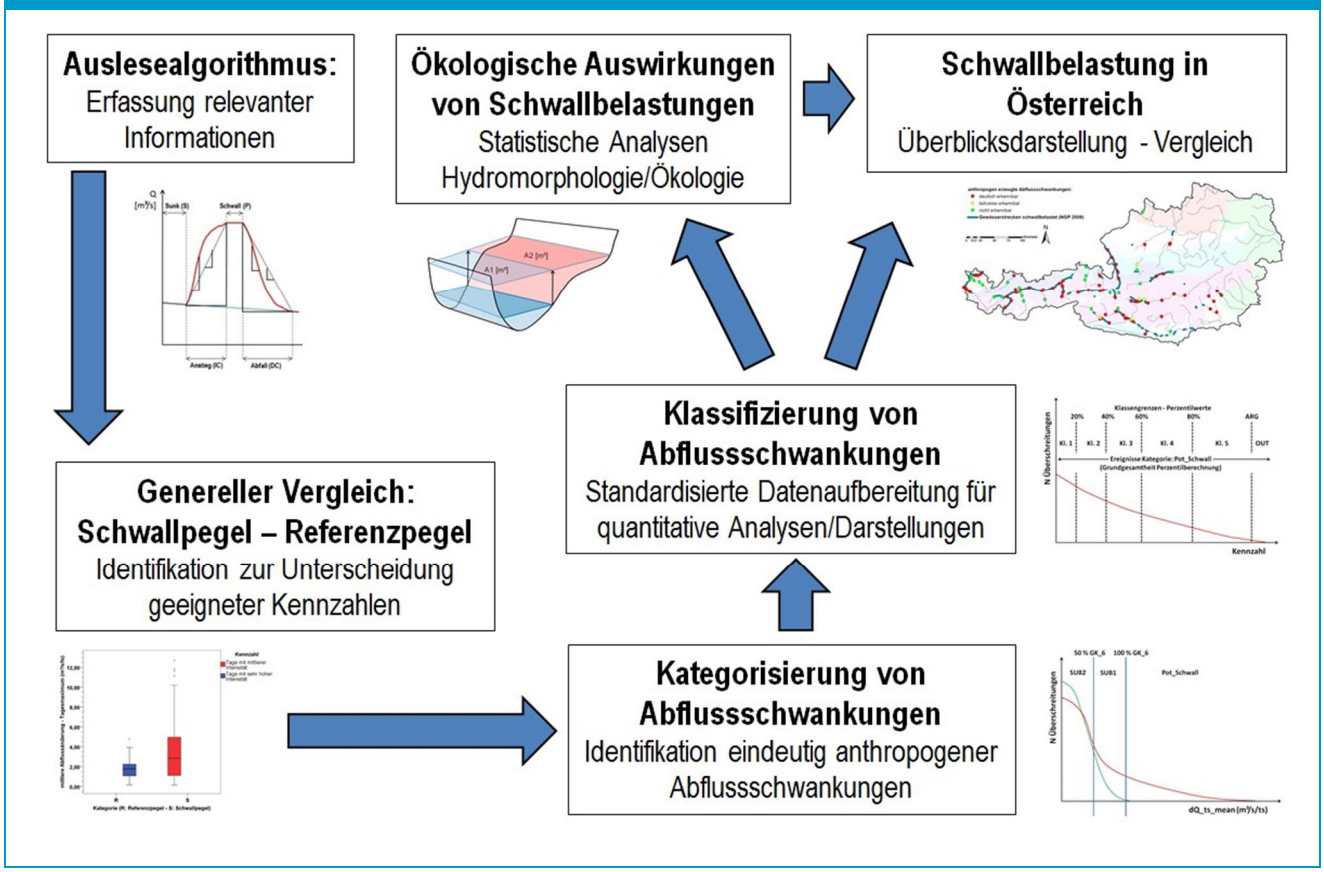
Ziel der Experimente in den Fließrinnen der HyTEC-Anlage, die im Rahmen des vorliegenden Projektes errichtet wurde, ist ein vertieftes Verständnis kausaler Zusammenhänge durch Beobachtung der Reaktion von Fischen auf Schwall- und Sunkphänomene unter kontrollierten Bedingungen. Bestimmte Fragestellungen lassen sich in Fließgewässern nicht oder nur eingeschränkt bearbeiten. Diese werden deshalb in eigens für dieses Projekt konstruierten Fließrinnen experimentell untersucht. Anhand einer Versuchsreihe, die auf eine detaillierte Untersuchung von Schwallwirkungen auf die Leitfischart Äsche ausgelegt ist, werden die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zwischen Schwall/Sunk und den kritischen Entwicklungsstadien Larve und Jungfisch genau erfasst. Die Frage z. B., wann wie viele Fischlarven durch Schwall verdriftet werden bzw. bei Sunk stranden ist nur unter kontrollierten Bedingungen quantitativ erfassbar. In den Fließrinnen können unterschiedlichste Schwallamplituden, unterschiedliche Anstiegs- und Sunkszenarien simuliert werden, was in situ nicht möglich ist. Durch dieses Untersuchungsprogramm wird es möglich, die potentiellen negativen Einflüsse von Schwall- und Sunkerscheinungen quantitativ zu beurteilen.

In zusammenfassenden Analysen werden die wesentlichen Ergebnisse der Studie herausgearbeitet und dargestellt. Da Fische besonders sensibel auf Schwall reagieren, wird in einem eigenen Kapitel eine detaillierte Analyse des Zusammenhanges zwischen hydromorphologischen Schwallkennzahlen und den Fische vorgenommen. Auf Basis der Ergebnisse werden grundsätzliche Ansätze möglicher ökologischer Sanierungsmaßnahmen diskutiert.

3 Hydrologische Analyse von Abflussschwankungen

Ziel dieses Kapitels ist es, Abflussschwankungen durch die Analyse von Pegeldaten zu beschreiben und die Belastung österreichischer Gewässer durch anthropogen erzeugte Abflussschwankungen im Zeitraum Jänner 2004 bis Dezember 2008 darzustellen. Die anthropogen erzeugten Abflussschwankungen werden von natürlichen Abflussschwankungen separiert und anschließend für jeden einzelnen Pegel bewertet.
Nachfolgende Unterkapitel beschreiben die einzelnen Analyseschritte Hydrologie (siehe Abbildung 1), von (1) der Erfassung der in den Pegelganglinien dokumentierten Information über (2) einen generellen Pegelvergleich zwischen Pegeln in schwallbelasteten Gewässerstrecken und Pegeln ohne anthropogene hydrologische Beeinflussung (Referenzpegel) über (3) eine Unterscheidung und Kategorisierung einzelner natürlicher/künstlicher Abflussschwankungen und (4) einer Klassifizierung von anthropogenen Abflussschwankungen am jeweiligen Pegel bis (5) zum österreichweiten Vergleich der Belastungen durch anthropogen erzeugte Abflussschwankungen.

Abbildung 6: Schema der einzelnen Analyseschritte Hydrologie: Datenerfassung – Verschneidung Ökologie



3.1 Datenerfassung

In diesem Kapitel werden die zur Bewertung von Abflussschwankungen benötigten Daten behandelt.

3.1.1 Einleitung

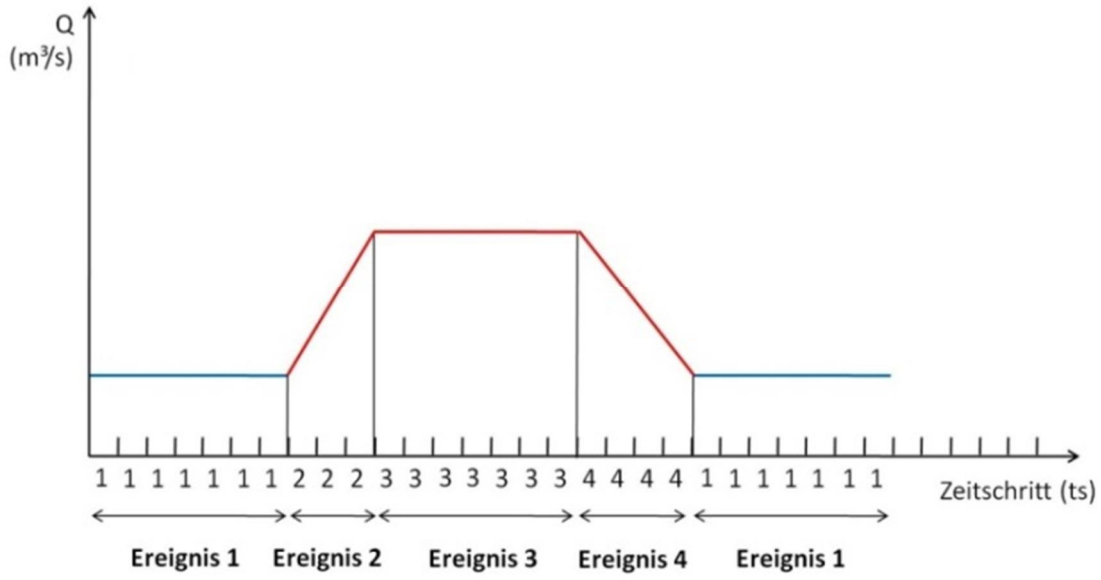
In bisherigen Studien wurde die hydrologische Situation durch eine Kombination aus optischer Auslese von maßgebenden Parametern und der digitalen Erfassung von einfach zu ermittelnden Kennzahlen wie beispielsweise der Abflussveränderung innerhalb eines Zeitschrittes (dem Pegelmessintervall entsprechend) quantifiziert (Pfaundler & Keusen, 2007; Sauterleute, 2009). Um Überlagerungen mit natürlichen Abflussschwankungen zu verhindern, den Analyseaufwand in Grenzen zu halten und Schwallereignisse eindeutig identifizieren zu können, wurde die zeitliche Betrachtungsebene auf einen Zeitausschnitt mit weitgehend stabilen natürlichen hydrologischen Verhältnissen - wie z. B. winterliche Niederwasserperioden - begrenzt. Im Anschluss wurde im Zuge der Interpretation darauf geachtet, für welche Perioden die gewonnenen Daten repräsentativ erscheinen und die Ergebnisse qualitativ interpretiert (Pfaundler & Keusen, 2007).
Im Gegensatz zur bisherigen Vorgehensweise soll mit dieser Arbeit eine Grundlage geschaffen werden, um jeglichen Abflussschwankungen Ursachen zuweisen zu können und durch die automatische Erfassung sämtlicher aufgetretenen Abflussschwankungen beliebige Zeitintervalle interpretieren zu können. Die zur Bewertung von Abflussschwankungen benötigten Daten sollen automatisch aus den Pegelganglinien gewonnen werden, wobei jede einzelne Abflussschwankung im betrachteten Zeitintervall berücksichtigt wird. Außerdem sollen Abflussanstiege (IC) getrennt von Abflussabstiegen (DC) behandelt werden, da unterschiedliche ökologische Auswirkungen der einzelnen Ereignisse zu erwarten sind.

3.1.2 Methodik

3.1.2.1 Ereignisdefinition: Anstieg (IC) - Abstieg (DC)

Zur Erfassung und Definition der einzelnen Abflussschwankungen werden sämtliche aufgezeichnete Abflussveränderungen durch Differenzenbildung der einzelnen Zeitschritte detektiert und hinsichtlich der jeweiligen Richtung der Abflussveränderung codiert. Zeitschritte mit einer Erhöhung des Abflusses werden mit 2, Zeitschritte mit einer Abflussverminderung mit 4, Zeitschritte mit gleichbleibendem Abfluss nach einer positiven Abflussveränderung mit 3 und nach einer negativen Abflussveränderung mit 1 codiert. Hintereinander folgende Zeitschritte mit selber Codierung werden als ein Ereignis definiert. Zeitschritte mit unterschiedlicher Codierung führen immer zum Ende des vorangehenden Ereignisses und zum Beginn eines neuen Ereignisses (Abbildung 7). Im Rahmen dieser Arbeit werden Ereignisse 2 (Anstiege (IC)) und Ereignisse 4 (Abstiege (DC)) analysiert. Eine Abfolge von Ereignis 2 und 4 wird unabhängig vom Auftreten eines Ereignisses 3 als Welle definiert (rot gekennzeichneter Bereich in Abbildung 7).

Abbildung 7: Zeitschrittcodierung, Ereignisdefinition



Für jedes einzelne Ereignis 2 und 4 werden 5 Kennzahlen (vgl.Tabelle 1) erfasst bzw. berechnet. Zusätzlich wird Uhrzeit und Datum gespeichert, um die Anzahl von Ereignissen während eines bestimmten Zeitintervalls bestimmen zu können.

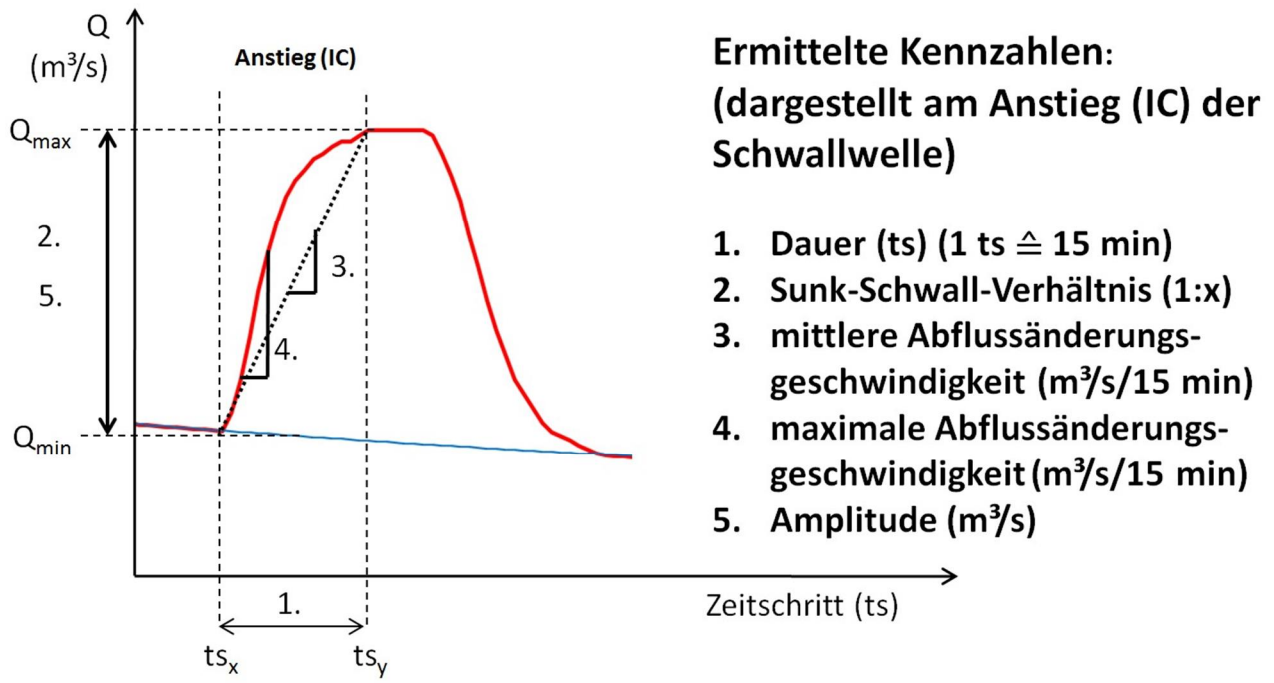
3.1.2.2 Kennzahlen zur Bewertung von Abflussschwankungen

Ausgehend von den bisher in der Literatur verwendeten Kennzahlen werden zur hydrologischen Beschreibung der Intensität von Abflussschwankungen im Zuge dieser Arbeit die in Tabelle 1 angeführten Kennzahlen für jedes dokumentierte Anstiegsereignis (IC) und Abstiegsereignis (DC) erfasst bzw. berechnet (Limnex, 2001b; Baumann & Klaus, 2003; Pfaundler & Keusen, 2007; Sauterleute, 2009). Der Bezug zu einer Kennzahl wird im Berichtstext unter Anführungszeichen gesetzt. (Anm.: Ăntensitätñ beschreibt die Ausprägung der Abflussschwankungen im Bezug zu Kennzahlen 1-5 - je größer der Kennzahlwert, desto höher die Intensität der Abflussschwankungen). Die Kennzahlen 1-5 sind in Abbildung 8 anhand eines Anstiegsereignisses dargestellt.

Tabelle 1: Kennzahlen zur Bewertung von Abflussschwankungen

Nr.	Kennzahl	Abkürzung	Definition	Einheit
1	Dauer	dur	tsy-tsx	(ts) 1 ts ≙ 15 min
2	Sunk-Schwall-Verhältnis	ratio	Qmin : Qmax	Index
3	mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit	dQ_ts_mean	dQ_tot/dur	m³/s
4	maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit	dQ_ts_max	$\max(Q_{ts}-Q_{ts-1})$	m³/s
5	Amplitude	dQ_tot	$Q_{max}-Q_{min}$	m³/s

Abbildung 8: Kennzahlen zur Bewertung von Abflussschwankungen



3.1.2.3 Ausgangsdatenlage – Oracle-Datenbank - Algorithmusvalidierung

Sämtliche Pegeldaten zur Ermittlung der relevanten Kennzahlen wurden seitens des hydrographischen Zentralbüros Österreich (HZB) zur Verfügung gestellt. Die Pegeldaten wurden bereits vom HZB hinsichtlich Konsistenz und Messfehler überprüft. Die seitens des HZB erhaltenen Ganglinien werden ohne weitere Bearbeitung analysiert, etwaige Unterschiede hinsichtlich der Messgenauigkeit der einzelnen Pegel werden nicht berücksichtigt. Durch die maximale zeitliche Auflösung von einem Wert je 15 Minuten für eine Periode von i. A. 1976-2008 (33 Jahre) wurden je Pegel über 1.100.000 Datenzeilen übermittelt. Bei insgesamt 118 angeforderten Pegeln (vgl. 3.2.2.1) liegt die Gesamtanzahl bei etwa 130.000.000 Datenzeilen. Um diese Datenmenge bearbeiten und analysieren zu können, ist eine Objekt-rationale Datenbank unumgänglich. Dazu wurde eine Oracle-Datenbank installiert, sämtliche Pegeldaten in die Datenbank aufgenommen und die zur Analyse benötigten Algorithmen in der Datenbank implementiert.
Um die Ergebnisse des hier entwickelten Auslesealgorithmus zu validieren, werden die ĂAmplitudenñ der Anstiegsereignisse und Abstiegsereignisse von Jänner 2004 bis Dezember 2008 summiert und die Abweichung zwischen An- und Abstiegen gegenübergestellt, wobei hierbei bei korrekter Ereigniserfassung der Unterschied zwischen Anstiegs- und Abstiegsereignissen aus Gründen der Kontinuität lediglich sehr gering ausfallen darf. Der genannte Zeitraum wird gewählt, um einerseits möglichst aktuelle Daten zu berücksichtigen und andererseits hydrologisch extreme Jahre wie etwa das Trockenjahr 2003 (HZB, 2005) von der Bewertung auszuschließen. Berücksichtigt werden sämtliche Pegel in Gewässerstrecken mit bekannter Schwallbelastung (62) (BMLFUW, 2010) und 18 Referenzpegel (vgl. 3.2.2.1).

3.1.3 Ergebnisse

In Abbildung 9 sowie Tabelle 2 wird die Abweichung der summierten Amplituden von Abstiegsereignissen im Vergleich zu Anstiegsereignissen (100 %) getrennt für Pegel in Schwallstrecken und Referenzpegel dargestellt.

Abbildung 9: Abweichungen - Kennzahl 5 Amplitude (Jahressummen) (links: Referenzpegel, rechts: Schwallpegel) (Balken entsprechen prozentueller Abweichung der Abstiegsereignisse im Vergleich zu Anstiegsereignisse)

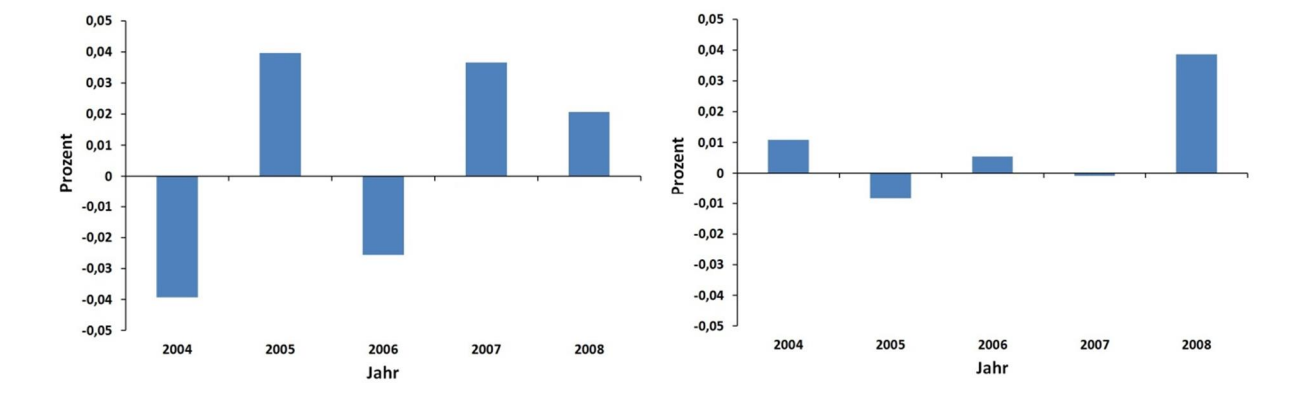


Tabelle 2: Abweichungen der Jahressummen; An- und Abstiegsamplituden an Schwall- und Referenzpegel

Kalenderjahr	Schwallpegel Abweichung IC-DC (m³/s)	Referenzpegel Abweichung IC-DC (m³/s)
2004	140,71	-9,77
2005	-110,72	11,41
2006	71,59	-8,46
2007	-9,66	11,07
2008	480,16	6,51
Summe	572,10	10,76

Die Abweichungen zwischen den ausgelesenen ĂAn- und Abstiegsamplitudenñ betragen in Summe (Abweichung sämtliche Schwallpegel + Abweichung sämtliche Referenzpegel) zwischen -99 m³/s (2005) und 487 m³/s (2008) und erreichen bei Referenz- und Schwallpegeln den Promillebereich nicht.

3.1.4 Schlussfolgerungen

Der Auslesealgorithmus arbeitet präzise genug, um Abflussschwankungen automatisiert detektieren zu können. Systematische Fehler können aufgrund der sehr geringen maximalen Abweichungen zwischen ĂAn- und Abstiegsamplitudenñ von weniger als 0,5 Promille ausgeschlossen werden. Somit können Anstiegs- und Abstiegsereignisse im gesamten Jahresverlauf für unterschiedliche Zeitperioden automatisch erfasst und anhand der genannten Kennzahlen bewertet werden.

3.2 Genereller Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln

In diesem Kapitel werden an Referenzpegeln detektierte Abflussschwankungen hinsichtlich Intensität und Anzahl den Auswertungen von Schwallpegeln gegenübergestellt. Es werden jeweils sämtliche am jeweiligen Pegel detektierte Abflussschwankungen analysiert.

3.2.1 Einleitung

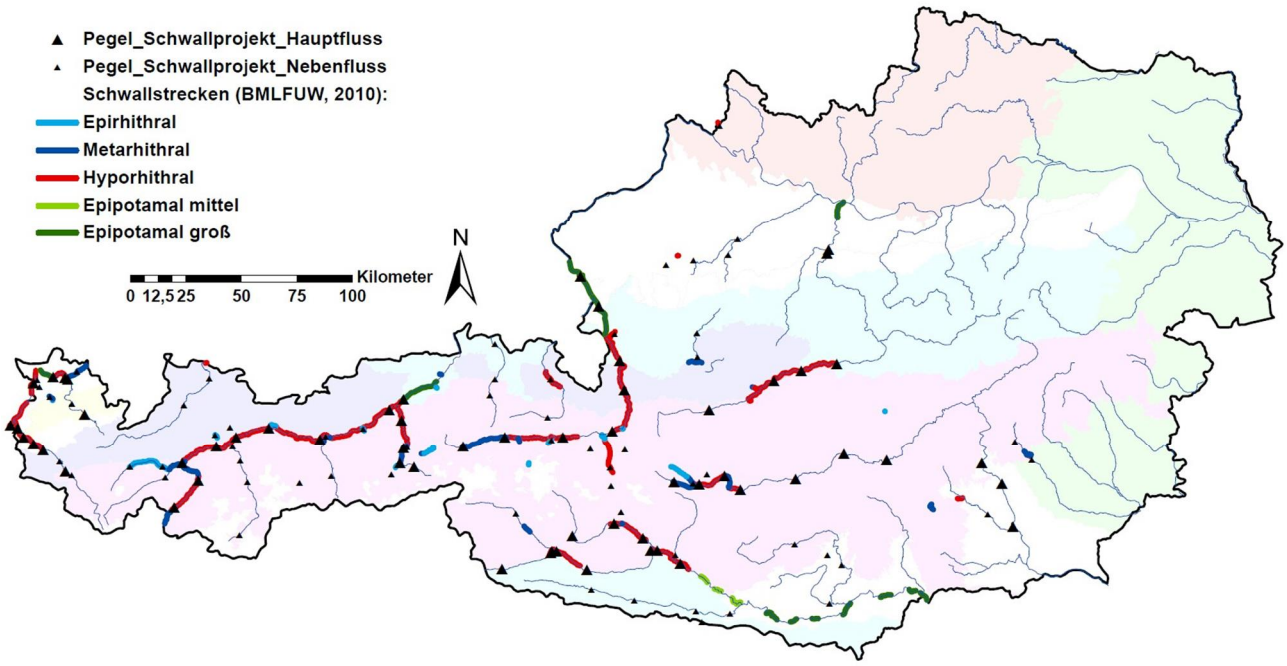
Die computerunterstützte Datenerfassung ermöglicht es, die Intensität und Anzahl von Abflussschwankungen für definierte Zeitintervalle quantitativ beschreiben zu können. Ziel des generellen Vergleichs zwischen Schwall- und Referenzpegeln ist es, folgende grundlegende Hypothese zu überprüfen: ĂAbflussschwankungen welche durch sogenannte Schwallkraftwerke ausgelöst werden, unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Intensität und Auftrittshäufigkeit von anderen Abflussschwankungen wie z. B. natürlichen Abflussschwankungen oder Abflussschwankungen durch Betätigung von Wehrklappen bzw. Schützen (Störwellen ï vgl. 3.2.2.1)ñ Trifft diese Hypothese zu, soll jene Kennzahl ermittelt werden, welche am besten geeignet ist, den Unterschied zwischen Schwallpegeln und Referenzpegeln aufzuzeigen.

3.2.2 Methodik

3.2.2.1 Pegelauswahl - Pegeleinstufung

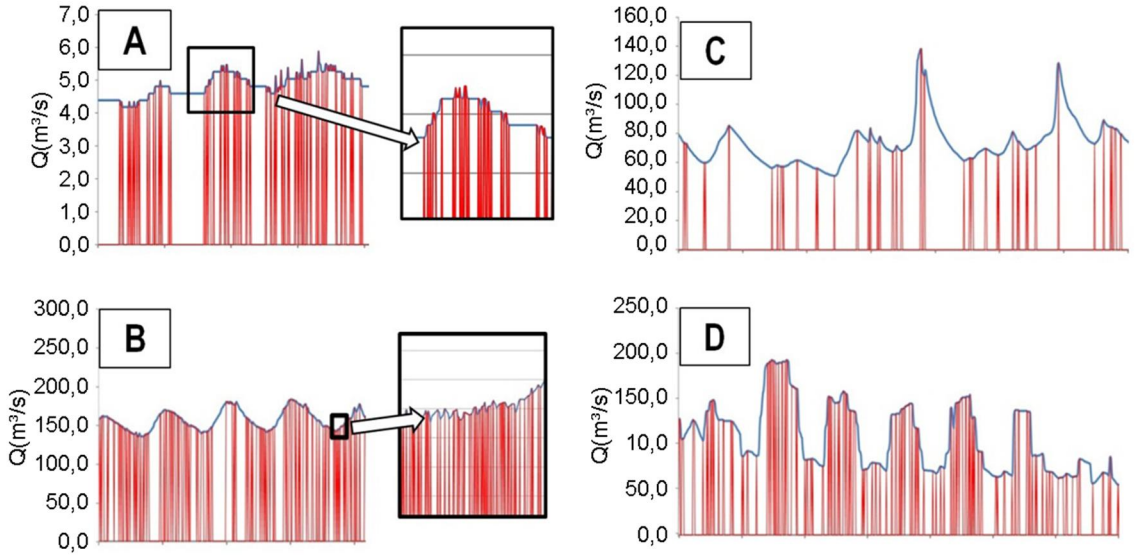
Österreichweit wurden insgesamt 118 Pegelstationen, zum Großteil an Rhithralgewässern, zur Analyse herangezogen, wobei sämtliche Pegel in den vom nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan als schwallbeeinflusst ausgewiesenen Strecken (811 km) (BMLFUW, 2010) berücksichtigt wurden. Zum Vergleich mit möglichst natürlichen Bedingungen wurden Referenzpegel in Flüssen ohne Schwallbeeinflussung in den maßgebenden Bundesländern hinzugezogen. Pegel in durch die Gebirgsspeicher sehr stark beeinflussten Restwasserstrecken bzw. in Restwasserstrecken durch Ausleitungskraftwerke wurden im Vorhinein von der Analyse ausgeschlossen. Sämtliche herangezogene Pegeldaten wurden mit der, seitens des HZB Österreich maximal zur Verfügung gestellten Auflösung von einem Wert pro 15 Minuten (entspricht einem Zeitschritt (ts)) analysiert. Die Messgenauigkeit einzelner Pegel und die Diskretisierung der Daten zur genannten zeitlichen Auflösung werden nicht berücksichtigt. In Österreich lagen zum Zeitpunkt der Datenanforderung (Frühjahr 2011) generell digitale Zeitreihen von 1976 bis 2008 vor. Sämtliche Pegel, für welche grundsätzlich Daten angefordert wurden, sind im Anhang tabellarisch zusammengestellt (vgl. Abbildung 10 bzw. 12.1.1).

Abbildung 10: Überblick - Schwallstrecken in Österreich (BMLFUW, 2010) (dicke Linien: Gewässer mit Schwallbelastung – Farbcodierung zeigt die jeweilge Fischregion; schwarze Dreiecke: Pegelstationen, für welche Daten angefordert wurden - Hintergrund Bioregionen (BMLFUW, 2010))



Referenzpegel sollen in erster Linie dazu dienen, einzelne durch Schwallkraftwerke ausgelöste Abflussschwankungen von natürlichen Abflussschwankungen wie Hochwasserwellen zu unterscheiden bzw. natürliche und anthropogen erzeugte Abflussschwankungen zu vergleichen. Dazu muss garantiert werden, dass durch Hochwässer ausgelöste An- und Abstiegsereignisse vom Auslesealgorithmus richtig erkannt werden. Aus sämtlichen Pegelganglinien von potentiellen Referenzpegeln wurden deshalb im Anschluss stichprobenartig einzelne Jahre optisch begutachtet, wobei vor allem darauf geachtet wurde, dass bei potentiellen Referenzpegeln der jeweilige An- und Abstieg von Hochwasserwellen richtig erfasst wird. Potentielle Referenzpegel, bei welchen die Ereigniscodierung aufgrund von Pegelfehlern oder Störwellen mit hoher Intensität nicht funktioniert, wurden von der weiteren Analyse zur Unterscheidung von Schwallwellen und natürlichen Abflussschwankungen ausgeschlossen. Als Störwellen werden anthropogene Abflussschwankungen bezeichnet, die im Vergleich zu Hochwasserwellen kleine Amplituden, jedoch eine hohe Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ aufweisen. Pegel mit Störwellen wurden ausgeschieden, sobald die Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ der Störwellen höher war als die Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ der Hochwasserwellen. Dadurch ist gesichert, dass natürliche Ereignisse mit hoher Intensität wie Hochwasserwellen, ausgelöst durch Schnee- oder Gletscherschmelzen (Frühjahr - Sommer, Anstieg ähnlich Abstieg, 24-Stunden-Intervall) bzw. konvektiven Niederschlagsereignissen (Frühjahr ï Sommer - Herbst, Anstieg steiler als Abstieg) richtig ausgelesen werden (insgesamt 18 Pegelstellen). Pegel, welche in ausgewiesenen Schwallstrecken liegen (BMLFUW, 2010), wurden der Kategorie ÄSchwallñ zugeordnet (62 Pegelstationen) (vgl. Abbildung 11). Im Anhang sind die jeweiligen Einstufungen tabellarisch angeführt. Bei Pegeln welche aufgrund von Störwellen bzw. Pegelfehlern ausgeschieden wurden ist jeweils ein Ausschnitt (7 Tage) der Ganglinie beigefügt, um den Ausschlussgrund zu veranschaulichen (vgl. 12.1.1). Sämtliche Vergleiche werden für die Gruppe ÄReferenzñ und ÄSchwallñ durchgeführt. Insgesamt werden somit 80 Pegel für die in diesem Kapitel beschriebene Analyse herangezogen.

Abbildung 11: Beispiele für (A) Pegelfehler, (B) Störwellen mit hoher Intensität, (C) Referenzpegel ohne Störwellen, (D) Schwallpegel (rote Linien markieren Beginn/Ende eines Ereignisses) (A-B: 4 Tage, C-D: 7 Tage)



3.2.2.2 Genereller Pegelvergleich

Für den generellen Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln wird die Zeitspanne Jänner 2004 bis Dezember 2008 gewählt (vgl. 3.1.2.3). Für jeden einzelnen Kalendertag dieser Zeitspanne wird für die Kennzahlen 1-5 jeweils das Ereignis mit dem größtem Kennzahlwert (Ereignis mit höchster Intensität ï im Folgenden Ămaximales Tagesereignisñ) sowie die Gesamtanzahl an Ereignissen/Tag ermittelt.

Gegenübergestellt werden im **Vergleich 1** ĂTage mit mittlerer Intensitätñ (Mittelwert der Intensität maximaler Tagesereignisse und Mittelwert der Gesamtanzahl/Tag) und ĂTage mit hoher Intensitätñ (95 % Perzentil der Intensität maximaler Tagesereignisse und der Gesamtanzahl/Tag). So werden einerseits mittlere Bedingungen an natürlichen bzw. schwallbelasteten Flüssen und andererseits Tage mit extremen Ereignissen wie intensive Hochwässer bzw. intensive Schwallereignisse oder Überlagerungen von Schwall und Hochwässern verglichen.

Das 95 % Perzentil entspricht jenem Wert, der ca. an 20 Tagen pro Jahr überschritten wird. Bei Referenzpegeln ist anzunehmen, dass diese Abflussschwankungen durch starke konvektive Niederschlagsereignisse oder Gletscherschmelzereignisse ausgelöst werden. Bei Schwallpegeln sind als Auslöser von Abflussschwankungen mit hoher Intensität Schwallereignisse oder Überlagerungen von Schwallereignissen und natürlichen Abflussschwankungen denkbar, wobei die Wahrscheinlichkeit und Intensität der Überlagerungen mit steigender Beeinflussung des Einzugsgebietes durch die Gebirgsspeicher stark abnimmt. Weiters ist anzumerken, dass im Alpen- bzw. Voralpengebiet Österreichs kein Referenzpegel mit einer Einzugsgebietsgröße über 2600 km² vorhanden ist. Ab dieser Einzugsgebietsgröße sind sämtliche Flüsse entweder durch Schwallwellen oder starken Störwellen beeinflusst und scheiden somit als Referenzstellen aus. Im Gegensatz dazu weisen schwallbeeinflusste Pegel Einzugsgebietsgrößen von bis zu 8500 km² auf; es werden in dieser Analyse somit teilweise Flüsse unterschiedlicher Größendimension verglichen.

Zusätzlich wird ein weiterer Vergleich (**Vergleich 2**) durchgeführt, bei welchem Tage mit sehr hoher Intensität der Abflussschwankungen an Referenzpegeln (99 % Perzentil der Intensität maximaler Tagesereignisse- und Anzahlwerte) jeweils Tagen mit mittleren Verhältnissen an Schwallpegeln gegenübergestellt werden. Geprüft wird, welche Kennzahl geeignet ist, sehr starke Hochwasserereignisse, welche den Schwallereignissen hinsichtlich Intensität ähnlich sind, zu identifizieren. Das 99 % Perzentil von

Referenzpegeln beschreibt jene Werte, welche im Mittel an etwa 3-4 Tagen pro Jahr überschritten werden. Hochwasserereignisse mit so hoher Intensität werden ausschließlich durch sehr starke Niederschlagsereignisse (evtl. in Kombination mit Schnee- oder Gletscherschmelzereignisse) ausgelöst (Auftrittszeitpunkt im Jahr: meist Juni ï September). Insgesamt werden im Rahmen dieser Analysen Abflussschwankungen an über 130.000 Tagen berücksichtigt.

3.2.3 Ergebnisse

Beispielhaft werden hier die Box Plots der Kennzahl drei Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ für Vergleich 1 und 2 dargestellt. (Anm.: **Vergleich 1**: Schwallpegel (S) vs. Referenzpegel (R) ï jeweils Mittelwert (blau) und 95 % Perzentil (rot); **Vergleich 2**: Schwallpegel (S) ï Mittelwert (blau) vs. Referenzpegel (R) 99 % Perzentil (rot)) Außerdem wird die Kennzahl ĂAnzahl der Ereignisseñ für Vergleich 1 sowie die ĂAnzahl an Tagen ohne Abflussschwankungenñ unabhängig von Vergleich 1 und Vergleich 2 dargestellt und interpretiert. Die gesamten Ergebnisse sind im Anhang (vgl. 12.1.3) angeführt.

Abbildung 12: Kennzahl 3 „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ – Vergleich 1 (links) und Vergleich 2 (rechts)

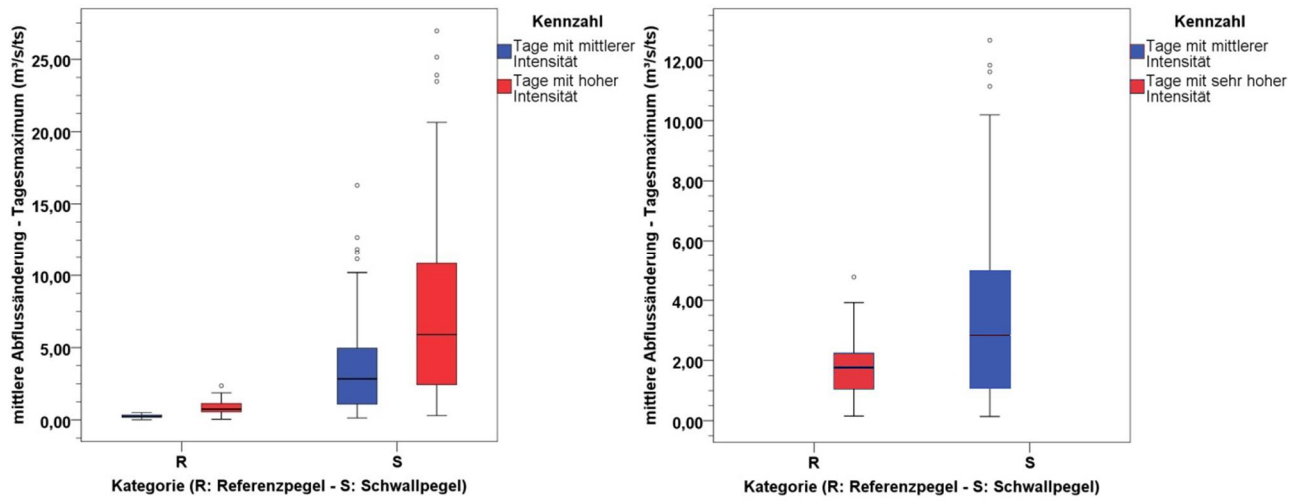
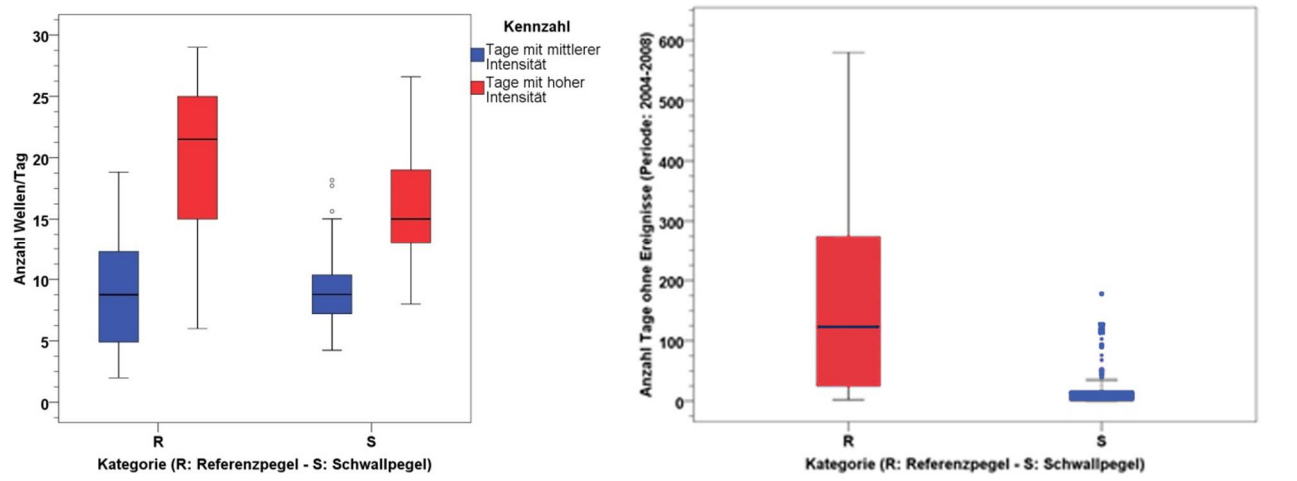


Abbildung 13: Anzahl an Ereignissen/Tag (links); Tage ohne Ereignisse (rechts)

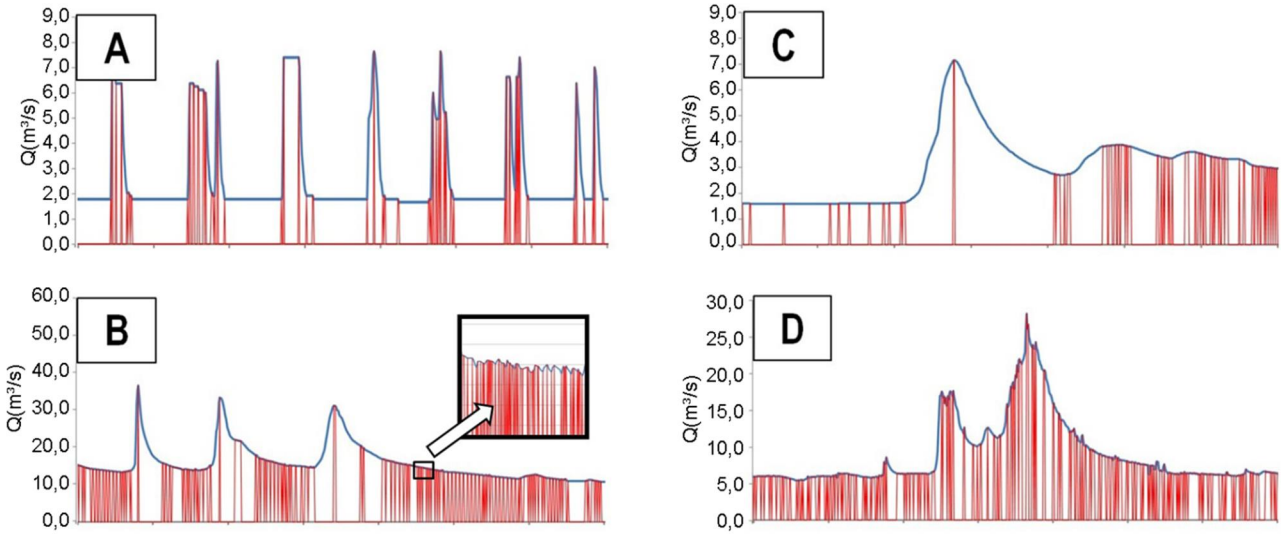


Vergleich 1 zeigt große Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln. Bei Referenzpegeln übersteigt die ñmittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ auch an Tagen mit hoher Intensität 2,5 m³/s/15 min nicht. Hingegen liegt die Ãmittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ bei Schwallpegeln an Tagen mit mittlerer Intensität bei 2,5 m³/s/15 min und erreicht an Tagen mit hoher Intensität Werte größer 20 m³/s/15 min. Bei der Interpretation dieser Werte (wie auch bei Kennzahl 4 und 5) ist anzumerken, dass die unterschiedlichen Flussdimensionen der beiden Kategorien Schwall/Referenz starken Einfluss auf die Werte haben. Bei Flüssen mit größeren Abflusswerten ist anzunehmen, dass natürliche Abflussschwankungen höhere Ãmittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ als 2,5 m³/s/15 min erreichen (vgl. Abbildung 12, links).

Bezüglich der Anzahl an Ereignissen/Tag (Abbildung 13) ist an Tagen mit mittlerer Intensität zwischen Schwallpegeln und Referenzpegeln kein Unterschied festzustellen. Bei beiden Kategorien liegt die mittlere Anzahl/Tag im Bereich von neun Wellen, wobei die Spannweite bei Referenzpegeln größer ist. Betrachtet man Tage mit hoher Intensität von Wellen übersteigt die Wellenanzahl/Tag an Referenzpegeln sogar den Wert bei Schwallpegeln. Im Mittel werden für die gesamte untersuchte Zeitspanne an Referenzpegeln jeweils etwa 100 Tage ohne Abflussschwankungen (ca. 20 Tage/Jahr) festgestellt, wobei die Spannweite auch hier sehr groß ist. Bei Schwallpegeln sind kaum Tage ohne Abflussschwankungen feststellbar.

Diese Ergebnisse zeigen, dass auch an Referenzpegeln eine Vielzahl von Abflussschwankungen - allerdings mit erheblich geringerer Intensität - (vgl. auch Kennzahl 1,2,4,5 - Anhang) vorhanden ist und Tage ohne Abflussschwankungen eher die Ausnahme darstellt. Die hohe Anzahl an Abflussschwankungen bei Referenzpegeln lässt sich einerseits durch das Vorhandensein von Störwellen mit geringer Intensität erklären (Abbildung 14, B). Andererseits wird vor allem bei langsam ansteigenden und abklingenden natürlichen Hochwässern eine Vielzahl von Abflussschwankungen detektiert, was dadurch zustande kommt, dass sich der Abfluss so langsam verändert, dass sich innerhalb eines Zeitschrittes der gemessene Pegelwert nicht verändert und somit das jeweilige Ereignis unterbrochen wird. Wird im nächsten Zeitschritt wieder eine (sehr geringe) Abflussveränderung gemessen, zählt dieser Zeitschritt als eigenes Ereignis, wodurch in Summe eine sehr hohe Anzahl an Ereignissen detektiert wird (Abbildung 14, C). An Schwallpegeln werden außerdem evtl. vorhandene Störwellen durch Schwallwellen überlagert, wodurch die Anzahl der detektierten Störwellen niedriger ist, als bei den Referenzpegeln. Weiters sind an Schwallpegeln im Allgemeinen keine langsamen an- und auslaufenden Abflussschwankungen feststellbar, da natürliche Ereignisse durch Schwallwellen überlagert werden bzw. Schwallwellen im Vergleich zu Hochwasserwellen abrupt beginnen bzw. enden (Abbildung 14).

Abbildung 14: Beispiele für (A) Schwallpegel ohne Störwelle, (B) Referenzpegel mit Störwelle geringer Intensität, (C) Referenzpegel ohne Störwelle, (D) Referenzpegel mit Störwelle hoher Intensität (rote Linien markieren Beginn/Ende eines Ereignisses) (je Diagramm 7 Tage)



Vergleich 2 zeigt, dass sämtliche für Hochwässer mit sehr hoher Intensität ermittelten Kennzahlen außer Kennzahl 3 Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ (vgl. Abbildung 12 rechts) und Kennzahl 4 Ămaximale Abflussänderungsgeschwindigkeitñ im Mittel höher als durchschnittliche Schwallereignisse sind und daher nicht geeignet sind, Schwallwellen von Hochwasserwellen zu trennen. Kennzahl 3 Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ liegt selbst bei Hochwasserwellen mit sehr hoher Intensität unter den mittleren Verhältnissen an Schwallpegeln.

3.2.4 Schlussfolgerungen

Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln lassen sich durch die Kennzahl Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ, jedoch nicht durch die Kennzahl ĂAnzahl der Ereignisseñ identifizieren. Dies ist dadurch begründet, dass auch bei Referenzpegeln eine Vielzahl von Wellen geringer Intensität auftreten. Für die Abgrenzung zwischen natürlichen und schwallbedingten Abflussschwankungen ist die Intensität der Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ heranzuziehen. Die Grenzwertdefinitionen müssen die jeweilige Flussdimension berücksichtigen, um die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Pegeln gewährleisten zu können.

3.3 Kategorisierung von Abflussschwankungen

Ziel dieses Kapitels ist es, seltene natürliche Abflussschwankungen ausgelöst durch z.B. Starkniederschläge hinsichtlich ihrer Intensität mittels der Kennzahl Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ zu untersuchen, um eine Trennung von natürlichen und schwallbedingten Abflussschwankungen vornehmen zu können.

3.3.1 Einleitung

Während anthropogen erzeugte Abflussschwankungen durch eine Vielzahl von Betriebsweisen und unterschiedliche Wellenretention von der Turbine bis zum Pegel ein sehr großes Spektrum von Ămittleren

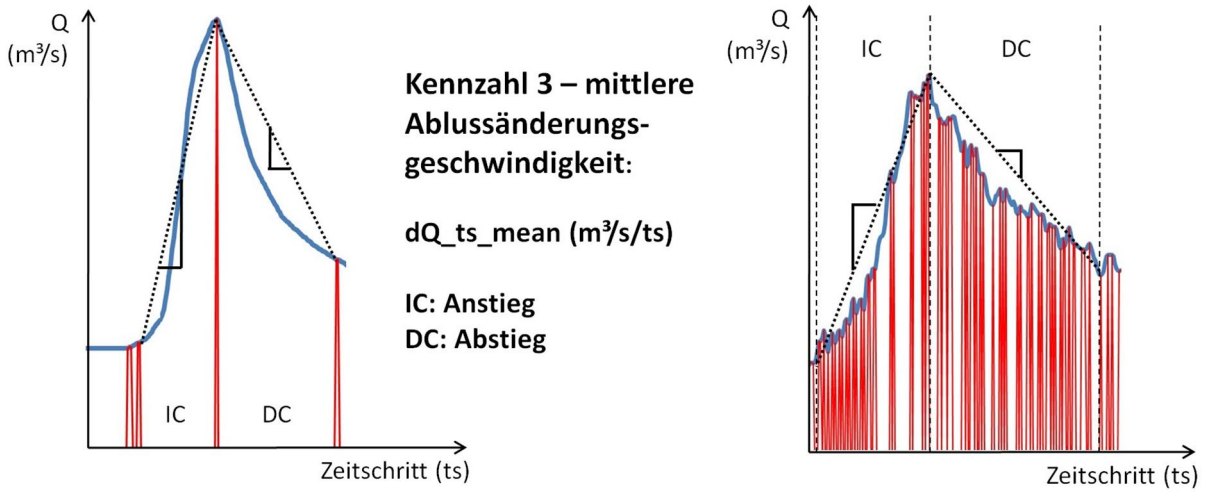
Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ aufweisen, sind für natürliche Abflussschwankungen sehr hoher Intensität nur wenige Phänomene als Auslöser zu erwarten. Eine automatische Unterscheidung kann dementsprechend lediglich durch die Analyse von natürlichen Ereignissen und einer Grenzwertdefinition erfolgen. Die höchsten Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ nicht anthropogenen Ursprungs werden durch konvektive Niederschläge (z. B. Sommergewitter), gefolgt von Gletscher- und Schneeschmelzereignissen, oder Kombinationen dieser Phänomene ausgelöst, wobei die Wellenform von mehreren Parametern wie Einzugsgebietsgröße, Klima- und Wetterlage, Geländemorphologie, Geologie, Bodenbewuchs, Bodenart, vorhandene Bodenfeuchte, etc. beeinflusst wird. Sämtliche dieser Parameter wirken sich über einen Bezug zur Bodenoberfläche oder einen betroffenen Anteil der Einzugsgebietsfläche auf die Wellenform aus. Anthropogen erzeugte Abflussschwankungen werden hingegen punktuell in das Gewässer eingeleitet. Es wird daher die Hypothese erstellt, dass die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ natürlicher Ereignisse mit sehr hoher Intensität maßgeblich von der Einzugsgebietsgröße abhängig ist. Durch eine Regressionsanalyse der Parameter Einzugsgebietsgröße und der Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von natürlichen Abflussschwankungen soll eine plausible Grenzwertdefinition ermöglicht werden. Bei Überschreitung des Grenzwertes sind Abflussschwankungen automatisch als anthropogen verursacht bzw. bei Überlagerungen von natürlichen und anthropogenen Abflussschwankungen als anthropogen mit verursacht auszuweisen.

3.3.2 Methodik

Bei Referenzpegeln ist eine automatische Analyse der natürlichen Abflussschwankungen möglich, doch weist keiner dieser Pegel eine Einzugsgebietsgröße von über 2600 km² auf. Ab dieser Einzugsgebietsgröße sind in Österreich sämtliche Flüsse entweder durch Schwallwellen oder starke Störwellen beeinflusst und scheiden somit zur automatischen Analyse von natürlichen Abflussschwankungen aus, weil nicht ausgeschlossen werden kann, dass bei diesen Pegeln natürliche Ereignisse von anthropogenen Abflussschwankungen in unterschiedlichem Ausmaß überlagert werden (Abbildung 15). Im Gegensatz dazu weisen schwallbeeinflusste Pegel Einzugsgebietsgrößen von bis zu 8500 km² auf. Um die gesuchten Informationen auch für diese Einzugsgebietsgrößen ermitteln zu können, werden insgesamt 25 Pegel an großen schwallbelasteten Flüssen herangezogen (EZG > 2600 km²). Die verwendeten Pegel sind im Anhang aufgelistet (vgl. 12.1.1).

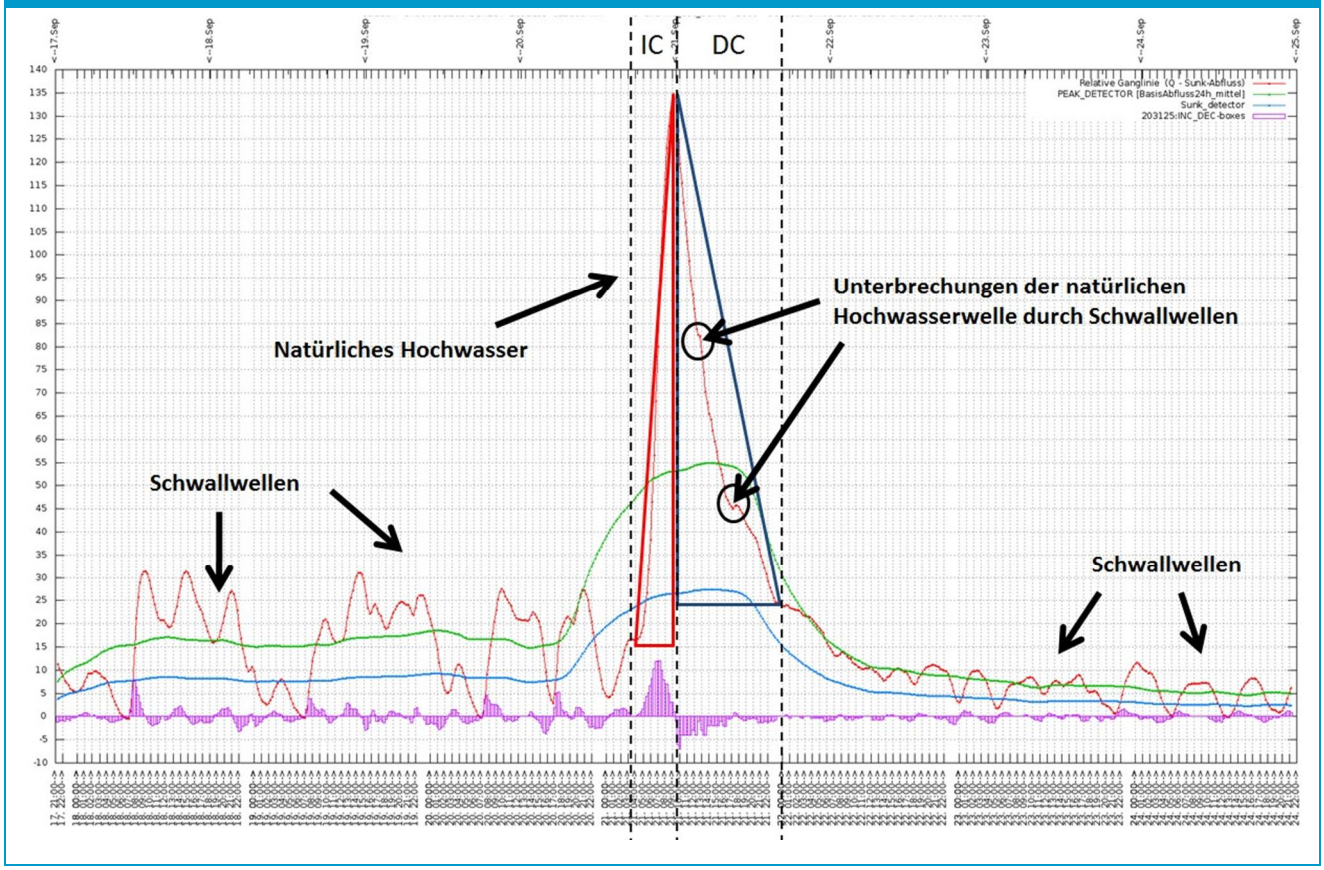
Bei den 25 Pegeln in schwallbelasteten Gewässerstrecken ist es aufgrund der Überlagerung von natürlichen Wellen und Schwallwellen nicht möglich, natürliche Abflussschwankungen automatisch zu erfassen und einen Perzentilwert als Grenzwertdefinition zu berechnen, da die Anzahl an natürlichen Wellen nicht bekannt ist. Verhältnismäßig seltene natürliche Ereignisse mit sehr hoher Intensität wie z. B. Hochwasserereignisse sind durch optische Analyse der Ganglinien vor allem aufgrund der hohen ĂAmplitudenñ einfach zu erkennen (vgl. Abbildung 16). Dadurch können extreme natürliche Ereignisse identifiziert werden und die Rangfolge der einzelnen Ereignisse zur Quantifizierung der jährlichen Auftrittshäufigkeit nach abnehmender Intensität berechnet werden. Um die Informationen von Referenzpegeln und Schwallpegeln zu vereinen wird an Referenzpegeln ebenfalls die jährliche Rangfolge von natürlichen Ereignissen ermittelt, obwohl hier Perzentilgrenzen berechnet werden können.

Abbildung 15: Kennzahl 3 – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ einer natürlichen Hochwasserwelle ausgelöst durch Konvektivniederschlag (rote Linien kennzeichnen Beginn/Ende eines Ereignisses; links: korrekte Ereignisidentifikation; rechts: falsche Ereignisidentifikation)



Für sämtliche an den 18 Referenzpegeln aufgezeichneten Ereignisse wurden die relevanten Kennzahlen nach der im Kapitel 3.1.2 beschriebenen Methodik automatisch detektiert. Zur Quantifizierung der Auftrittshäufigkeit von Ereignissen mit einer bestimmten Intensität wird den einzelnen Ereignissen zunächst getrennt für Anstiegs- (IC) und Abstiegsereignisse (DC) eine jährliche Rangfolge nach absteigender Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ vergeben. Dem Ereignis mit größter Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ im betrachteten Jahr wurde die Nummer 1, dem zweitgrößten die Nummer 2 usw. zugewiesen. Daraus ergab sich aus der Gruppe ÄReferenzñ eine Stichprobe von insgesamt über 500 Jahren, da pro Pegel jeweils die gesamte Zeitspanne von 1976-2008 ausgewertet wurde, und für jeden Pegel der arithmetische Mittelwert der Intensität des jeweiligen Ranges berechnet werden konnte.
Bei den 25 Pegelstationen für welche aufgrund ihrer Lage in schwallbelasteten Gewässerabschnitten keine automatische Analyse der natürlichen Ereignisse möglich war (vgl. Abbildung 15, rechts), wurden stichprobenartig jeweils drei Jahre zur manuellen Auslese der Informationen ausgewählt, wodurch die Stichprobe hier insgesamt 75 Jahre umfasste. Um auch bei diesen Pegeln eine jährliche Rangfolge bezüglich natürlich vorkommender Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ ermitteln zu können, war es nötig, möglichst viele natürliche Hochwässer in der Ganglinie zu identifizieren. Dazu wurden aus der Ganglinie jene zehn Wochen/Jahr ausgewählt, in welchen die höchsten zehn Abflusswerte im Jahr gemessen wurden. Im Anschluss wurden sämtliche ersichtlichen natürlichen Hochwasserwellen manuell optisch identifiziert, und deren wahrscheinlicher Auslöser anhand der Wellenform dokumentiert (rechtsschiefe Welle ï Konvektivniederschlag; Welle ähnlich gleichschenkeligem Dreieck ï Schnee- und Gletscherschmelzen). Anschließend wurden sämtliche relevanten Kennzahlen unter Außerachtlassung von etwaigen Unterbrechungen der natürlichen Hochwasserwelle durch anthropogene Überlagerungen ausgelesen (vgl. Abbildung 15 & Abbildung 16). Insgesamt wurden knapp 1000 dokumentierte Hochwasserwellen manuell analysiert (Anm.: Es konnten tlw. mehrere Wellen pro gedruckter Woche identifiziert werden). (Anm. Abbildung 16: Die rote Linie stellt die Differenz der tatsächlich gemessenen Abflusswerte und des Sunkabfluss (berechnet durch einen gleitenden Mittelwert der Tagesminimalwerte) dar. Diese Darstellung wurde gewählt, um natürliche Hochwässer einfacher identifizieren zu können. Die grüne und blaue Linie bzw. die violetten Wellen um die Abszisse stellen Versuche dar, natürliche Hochwasserwellen automatisch zu erkennen, worauf im Zuge dieser Arbeit nicht näher eingegangen wird).

Abbildung 16: manuelle Auslese Kennzahl 3 – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ – Beispiel einer Woche (rotes Dreieck – Anstieg (IC), blaues Dreieck – Abstieg (DC)



Den manuell identifizierten Ereignissen wird wie den automatisch identifizierten und analysierten Ereignissen getrennt für Anstiegs- (IC) und Abstiegsereignisse (DC) eine jährliche Rangfolge anhand der Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ zugewiesen. Im Anschluss wird wie für die automatisch analysierten Pegel aus den einzelnen Jahren der arithm. Mittelwert des jeweiligen Ranges berechnet. Bei Pegeln mit verhältnismäßig hoher Beeinflussung des Einzugsgebietes durch Gebirgsspeicher war es oft nicht möglich, mehr als 6-10 natürliche Hochwasserwellen im Jahr zu identifizieren. Folgende Darstellungen und Auswertungen beziehen sich deshalb auf das Ereignis des jährlichen Maximalwertes (Rang 1) und des jährlichen 6. Ranges. Dadurch kann eine möglichst große Spannweite von natürlichen Abflussschwankungen und deren Auftrittshäufigkeiten interpretiert werden, ohne die Stichprobe maßgeblich verkleinern zu müssen.

Durch die unterschiedlichen Flussdimensionen ist ein Vergleich der erhobenen Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ in einer relativen Betrachtungsweise im Verhältnis zur Flussgröße sinnvoll. Die Flussdimension wird hier durch die hydrologische Kennzahl Ămittlerer Abflussñ (MQ) dargestellt. Die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ (m³/s/15 min) wird dementsprechend in einem Prozentwert vom MQ (%MQ/15 min) des jeweiligen Pegels nach folgender Formel ausgedrückt.

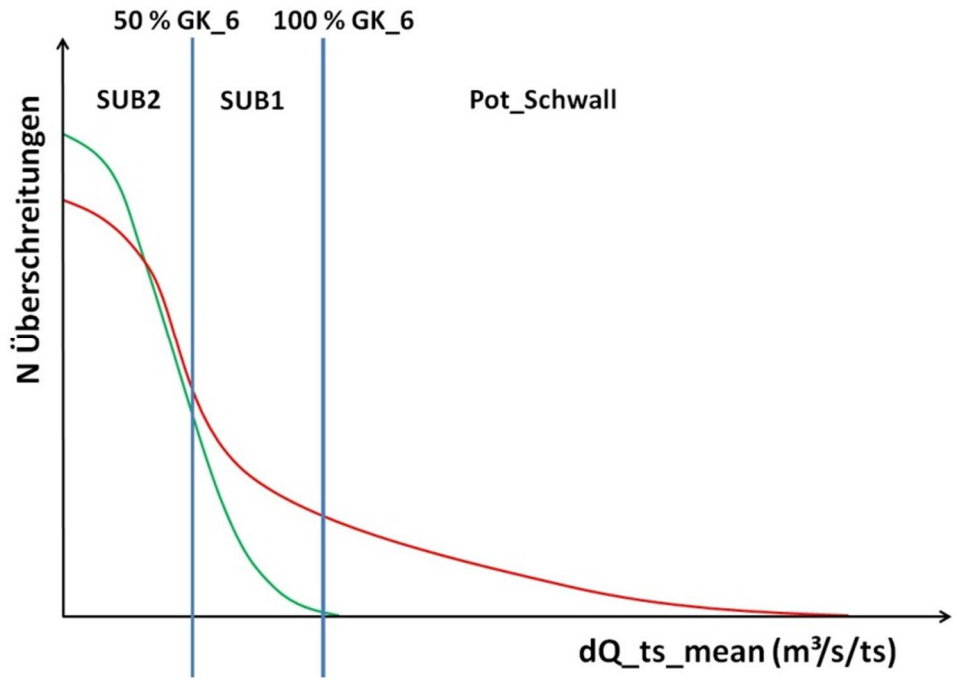
$KZ_{rel} = (KZ_{abs}/MQ)*100$

KZ_{rel}: Kennzahlwert relativ (%MQ/15 min)
KZ_{abs}:Kennzahlwert absolut (m³/s/15 min)
MQ: Mittelwasserabfluss (m³/s)

Im Anschluss wird getrennt für Anstiegs- (IC) und Abstiegsereignisse (DC) eine Regressionsanalyse der ermittelten Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ von natürlichen Abflussschwankungen in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße jeweils für das Ereignis mit jährlichem Maximalwert (GK_1) sowie für das Ereignis mit sechstgrößter Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñim Jahr (GK_6) durchgeführt.
Die ermittelte Grenzkurve GK_6 wird zur weiteren Analyse und zur Validierung getrennt für Anstiegs- und Abstiegsereignisse für sämtliche Schwall- und Referenzpegel angewandt, wobei der Kurvenwert durch die jeweilige Einzugsgebietsgröße ermittelt und durch den mittleren Abfluss am Pegel wieder in die Einheit ($m^3/s/15$ min) rückgerechnet wird. Der Vorteil von GK_6 im Vergleich zu GK_1 liegt darin, anthropogene Abflussschwankungen in einem größeren Umfang von natürlichen Abflussschwankungen unterscheiden zu können, da GK_6 unterhalb von GK_1 liegt und somit die Modellsensibilität erheblich größer ist. Durch GK_1 kann die zu erwartende natürlich vorkommende größte jährliche Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ bestimmt werden. GK_1 wird daher ebenfalls dargestellt.
Durch die Grenzkurve GK_6 werden anschließend sämtliche Ereignisse in 3 Kategorien getrennt: ĂSUB2ñ Ereignisse mit geringer Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ, ĂSUB1ñ Ereignisse mit mittlerer Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ, ĂPot_Schwallñ potentielle Schwallereignisse ï Ereignisse mit hoher Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ(vgl. Abbildung 17). Zur Überprüfung der Plausibilität der Anzahl an potentiellen Schwallereignissen werden zur Verfügung gestellte Turbinendurchflüsse (Kraftwerkspegel) ebenfalls analysiert und in die Ergebnisdarstellung aufgenommen. Referenzpegel, Schwallpegel und Kraftwerkspegel können hinsichtlich der Anzahl von Ereignissen pro Zeitintervall und jeweiliger Kategorie gegenübergestellt werden, um die Plausibilität der Grenzkurven zu überprüfen. Als Zeitintervall wird wieder die Periode Jänner 2004 bis Dezember 2008 gewählt.

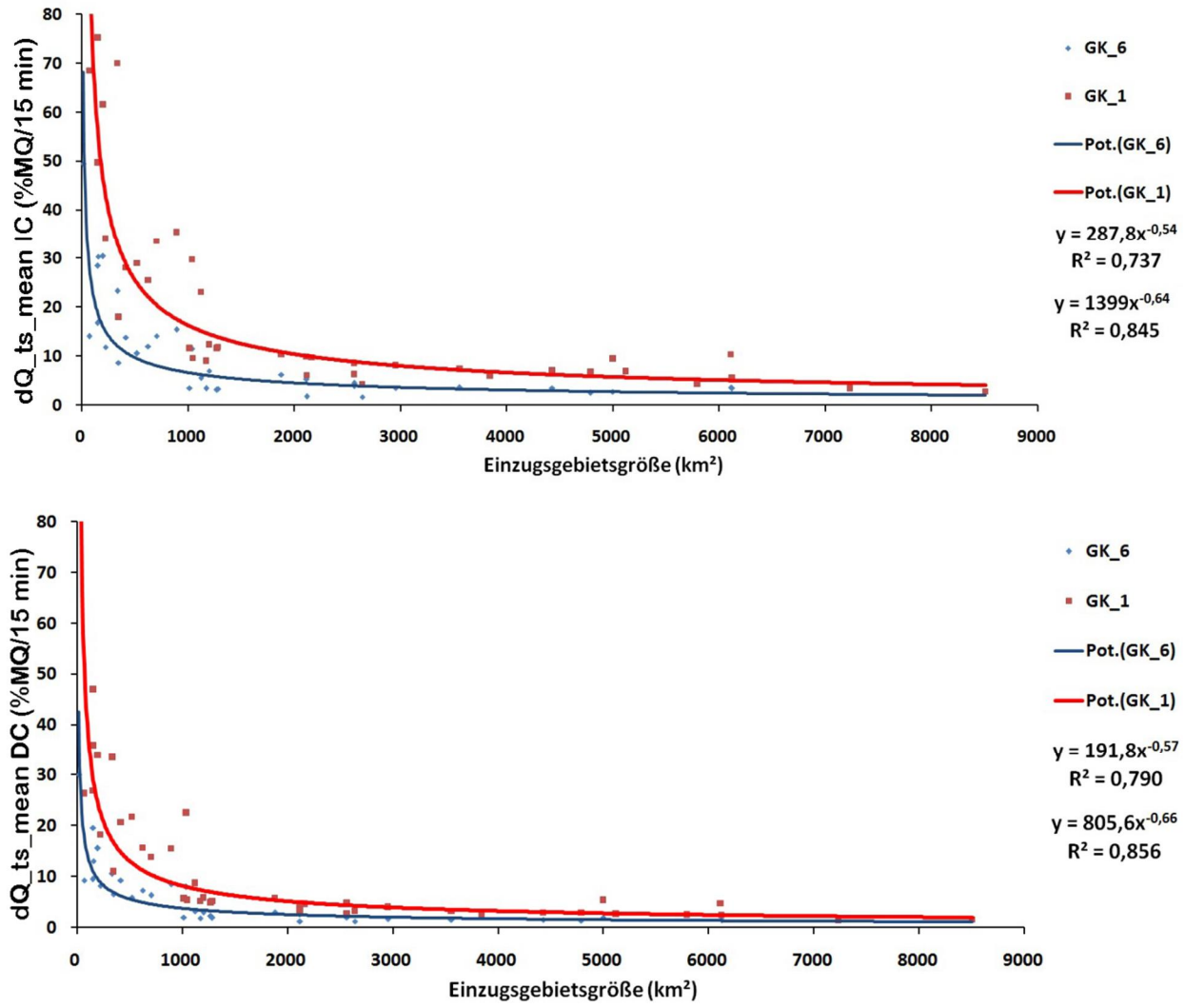
SUB2:	0-50 % GK_6
SUB1:	> 50 % -100 % GK_6
Pot_Schwall:	> 100 % GK_6

Abbildung 17: Einzelpegelbetrachtung – Systemskizze Kategorisierung (GK_6: Grenzkurvenwert – durch Regressionsanalyse ermittelt) (rot: Schwallpegel; grün Referenzpegel)



3.3.3 Ergebnisse - Kategorisierung von Abflussschwankungen

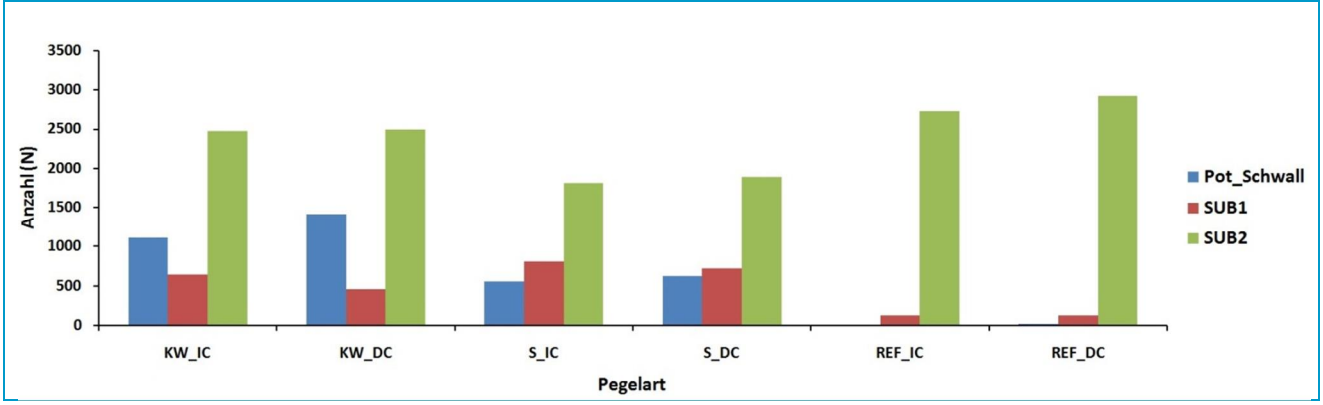
Abbildung 18: Regressionsanalyse – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ bei steigender Einzugsgebietsgröße (rot: GK_1, blau GK_6) (oben: Anstiegsereignisse (IC), unten: Abstiegsereignisse (DC))



Das Bestimmtheitsmaß der angepassten Kurven liegt etwa zwischen 0,73 und 0,85. Erwartungsgemäß ist die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ bei Anstiegsereignissen höher als bei Abstiegsereignissen. Es ist ersichtlich, dass die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von natürlichen Hochwasserwellen sehr stark von der Einzugsgebietsgröße abhängig ist, wobei größere Abweichungen vom modellierten Verlauf sowohl bei Anstiegen, als auch bei Abstiegen bei Einzugsgebietsgrößen unter 1000 km² auftreten. Generell reicht die maximale Intensität von Anstiegsereignissen bei Einzugsgebieten unter 1000 km² von etwa 10-75 (%MQ/15 min), während sie sich bei größeren Einzugsgebieten zwischen 5-12 (%MQ/15 min) bewegt. Bei Abstiegen liegt die maximale Intensität bei kleineren Einzugsgebietsgrößen bei etwa 10-45 (%MQ/15 min), bei größeren Einzugsgebieten bei 6-7 (%MQ/15 min). Die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ der Ereignisse mit dem sechsten Rang liegen bei Einzugsgebietsgrößen < 1000 km² bei Anstiegen zwischen 10-30 (%MQ/15 min), bei Abstiegen zwischen 5-20 (%MQ/15 min). Bei größeren Einzugsgebietsgrößen liegt die Intensität der Ereignisse mit dem 6. Rang bei Anstiegen zwischen 2-7 (%MQ/15 min) und bei Abstiegen unterhalb von 5 (%MQ/15 min). Der Unterschied zwischen maximalem

Ereignis und dem Ereignis mit sechstem Rang nimmt mit steigender Einzugsgebietsgröße bei An- und Abstiegen ab. Generell ist die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von Anstiegsereignissen natürlicher Abflussschwankungen im Vergleich zu Abstiegsereignissen über die gesamte Spannweite der betrachteten Einzugsgebietsgrößen erheblich größer (Abbildung 18).
Die Ergebnisse der Regressionsanalysen sind plausibel, da sich die Unterschiede bezüglich Einzugsgebietsbeschaffenheit und Niederschlagsintensität bei kleinen, sehr heterogenen Einzugsgebieten auf die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von Anstiegs- und Abstiegsereignissen natürlicher Hochwasserwellen stark auswirken, während bei über 1000 km² Einzugsgebietsgröße (Drau, Enns, Ill, Inn, Isel, Lech, Lieser, Möll, Salzach, Rhein) die Auswirkung der Einzugsgebietsbeschaffenheit abnimmt und dadurch die Gewässer hinsichtlich der Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von Ereignissen besser vergleichbar sind.

Abbildung 19: Gegenüberstellung der mittleren Auftrittshäufigkeit pro Jahr für die einzelnen Kategorien, getrennt nach Anstiegs- (IC) und Abstiegsereignissen (DC) und nach Pegelart (KW: Kraftwerkspegel, S: Schwallpegel, REF: Referenzpegel)



Der Vergleich der mittleren Anzahl an Anstiegs- bzw. Abstiegsereignissen pro Jahr für die unterschiedlichen Pegeltypen (vgl. Abbildung 19) zeigt, dass die Grenzkurve GK_6 sehr gut geeignet ist, um Abflussschwankungen mit hohen Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ zu identifizieren und anhand der Anzahl der Ereignisse in der Kategorie ĂPot_Schwallñ Referenzpegel von Pegeln in Schwallstrecken zu unterscheiden. Bei Referenzpegeln werden bei Anstiegs- bzw. Abstiegsereignissen im Mittel jeweils ca. 15 Ereignisse/Jahr als Ăpotentielle Schwallereignisseñ ausgewiesen, während die Anzahl bei den Pegeln in Schwallstrecken über 500 liegt.
Die hohe Anzahl an Ăpotentiellen Schwallereignissenñ ist durch den Vergleich mit den Kraftwerkspegeln (> 1000 Ereignisse) plausibel. Ereignisse, welche in diese Kategorie fallen, sind mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit anthropogenen Ursprungs. (Anm.: Auch an Kraftwerkspegel wird eine Vielzahl an Abflussschwankungen detektiert, welche aufgrund ihrer mittleren bzw. geringen Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ nicht automatisch als anthropogen erzeugte Abflussschwankungen erkennbar sind.) Lediglich einige wenige intensive Niederschlagsereignisse oder sehr starke Gletscherschmelzereignisse bzw. Kombinationen von Niederschlagsereignissen mit Gletscherschmelzereignissen erreichen natürlicherweise diese hohe Intensität der Ămittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ.
Die Kategorie ĂSUB1ñ zeigt ebenfalls große Unterschiede zwischen Schwallpegeln und Referenzpegeln. Bei Referenzpegeln liegt die Anzahl dieser Kategorie pro Jahr im Mittel bei etwa 130, während bei Schwallpegeln mehr als 700 Abstiegsereignisse und über 800 Anstiegsereignisse in diese Kategorie fallen.

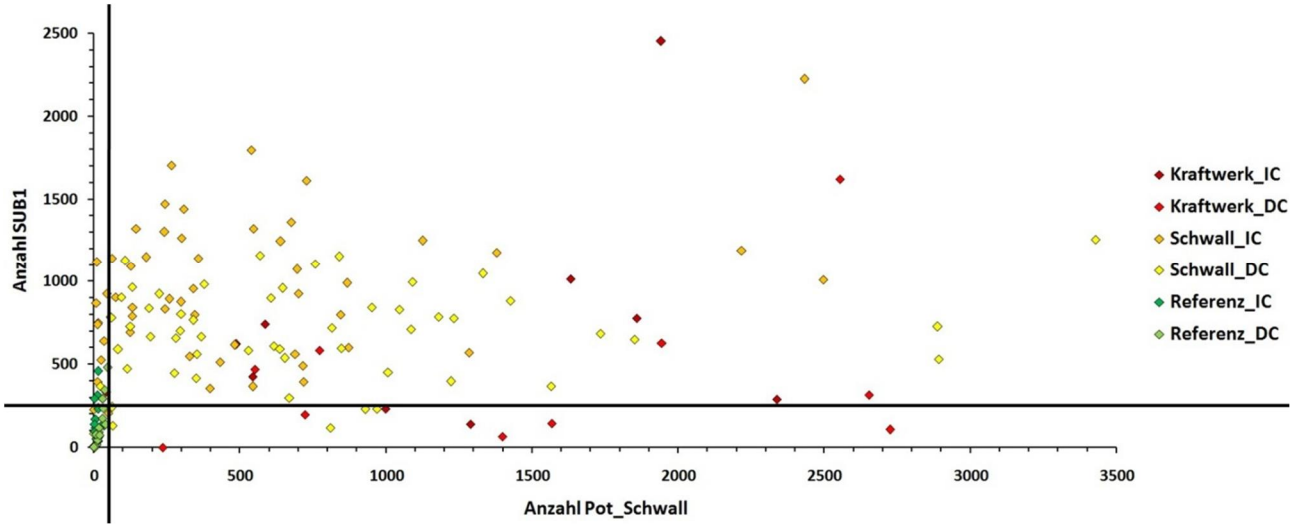
Hier zeigt der Vergleich von Schwall- und Kraftwerkspegeln, dass die Anzahl an Ereignissen dieser Kategorie bei Schwallpegeln größer ist, als bei Kraftwerkspegeln. Dieser Umstand ist durch die Retentionswirkung zwischen Turbine und Pegel zu erklären. Die Ereignisse, welche in die Kategorie ĂSUB1ñ fallen, werden durch anthropogen erzeugte Abflussschwankungen wie bereits stark retendierte Schwallwellen oder Abflussschwankungen welche durch Betätigung von Wehrklappen entstehen, ausgelöst. Allerdings fallen in diese Kategorie auch viele natürliche Abflussschwankungen wie Gletscherschmelzen, Schneeschmelzen und Niederschlagsereignisse mit geringerer Intensität.
Die Anzahl an Ereignissen der Kategorie ĂSUB2ñ ist im Gegensatz zu den anderen Kategorien bei den Referenzpegeln am höchsten. Dieser Umstand bestätigt die Ergebnisinterpretation bezüglich der hohen Anzahl von detektierten Abflussschwankungen bei Referenzpegel im Kapitel 3.2.3. In diese Kategorie fallen Störwellen mit geringer Intensität, welche unter Umständen auch von Wellenschlag an der Pegelstation ausgelöst werden könnten (vgl. 3.2.2.1).

3.3.4 Schlussfolgerungen

Die Grenzkurve GK_6 stellt für Anstiege (IC) und Abstiege (DC) ein gutes Modell dar, um potentielle Schwallereignisse ausgelöst durch schwallerzeugende Kraftwerke zu identifizieren bzw. nicht relevante Abflussschwankungen von der weiteren Bewertung auszuschließen. Der Vergleich der Anzahl von Ereignissen in den jeweiligen durch die Regressionskurven definierten Kategorien ist sehr gut geeignet, um Schwallpegel von Referenzpegeln zu unterscheiden, wobei sich die Anzahl der Ereignisse in den Kategorien ĂPot_Schwallñ sowie ĂSUB1ñ als Unterscheidungsmerkmal anbietet. Um bei mehrfachen Schwalleinleitungen Aussagen über den Auslöser bestimmter anthropogener Abflussschwankungen tätigen zu können, stellen die Kategorien ĂPot_Schwallñ und ĂSUB1ñ eine gute Hilfestellung dar, eine genaue Einzelfallbegutachtung ist jedoch in diesem Fall unumgänglich.
Der Vergleich der Grenzkurve GK_6 von Anstiegs- und Abstiegsereignissen zeigt, dass die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ der Abstiege erheblich geringer ist als jene von Anstiegen ï die Hochwasserwellen weisen einen stark rechtsschiefen Charakter auf. Bei anthropogenen Abflussschwankungen (welche punktuell ins Gewässer eingeleitet werden) zeigt sich, dass der Unterschied zwischen Anstiegs- und Abstiegsereignissen zwar auch vorhanden, jedoch im Allgemeinen nicht so groß ist, wie bei natürlichen Abflussschwankungen. Dadurch sind anthropogene Abstiegsereignisse im Vergleich zu Anstiegsereignissen über eine größere Spannweite eindeutig identifizierbar und von natürlichen Abstiegsereignissen besser trennbar.
Die Grenzwerte zur Identifikation von Pegeln mit eindeutiger anthropogener Beeinflussung der gemessenen Abflussschwankungen wird für Anstiegs- und Abstiegsereignisse für die Kategorie ĂPot_Schwallñ bei > 50 Ereignissen/Jahr und für die Kategorie ĂSUB 1ñ bei > 250 Ereignissen/Jahr definiert (Abbildung 20). Die Grenze bezüglich der Anzahl der Kategorie ĂPot_Schwallñ ergibt sich dadurch, dass kein Referenzpegel diesen Wert erreicht. Der Grenzwert von 250 Ereignissen der Kategorie ĂSUB1ñ lässt sich nicht eindeutig ableiten. Die maximale Anzahl von Ereignissen der Kategorie ĂSUB1ñ übersteigt bei Referenzpegeln ohne Störwellen nicht 150. Betrachtet man die Kategorie ĂSUB1ñ bei Referenzpegeln mit Störwellen (vgl. 3.2.2.1) so wird ersichtlich, dass einige Referenzpegel vorhanden sind, an welchen die Störwellen eindeutig als anthropogener Einfluss erkannt werden. Umgekehrt ist festzustellen, dass in ausgewiesenen Schwallstrecken (BMLFUW, 2010) auch Pegel vorhanden sind, welche sich im Zeitraum 2004 ï 2008 nicht maßgeblich von Referenzpegeln unterscheiden. Der Grenzwert der Kategorie ĂSUB1ñ wird deshalb mit 50 % des maximal bei Referenzpegeln beobachteten Werts von knapp 500 Ereignissen bei 250 Ereignissen festgelegt. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Referenzpegel beide Grenzwerte überschreitet liegt bei Anstiegs- und Abstiegsereignissen jeweils unter 0,0015 %. Bei Überschreitung einer dieser beiden

Grenzwerte sind anthropogene Abflussschwankungen eindeutig ausweisbar. Die Ereignisse der Kategorie ĂSUB2ñ stellen Abflussschwankungen mit geringer Intensität dar, welche u. A. sehr stark von der jeweiligen Messgenauigkeit des Pegels abhängig ist (evt. auch Wellenschlag). Die Anzahl an Ereignissen dieser Kategorie ist bei Referenzpegeln im Mittel höher als bei Pegeln in schwallbelasteten Gewässerstrecken (vgl. 3.2.3 & 3.3.3) und wird deshalb nicht zur Bewertung herangezogen.

Abbildung 20: Gegenüberstellung Auftrittshäufigkeit (arithm. Jahresmittel Jän. 2004 – Dez. 2008) für die Kategorien „SUB1“ und „Pot_Schwall“



3.4 Klassifizierung anthr. erzeugter Abflussschwankungen der Kategorie „Pot_Schwall“

In diesem Kapitel wird die Klassifizierung anthropogen erzeugter Abflussschwankungen der Kategorie ĂPot_Schwallñ beschrieben. Die Klassifizierung ist erforderlich, um den großen Datenumfang für die weiteren Analysen aufzubereiten und standardisierte Vergleiche durchführen zu können. In die Kategorie ĂPot_Schwallñ fallen pro Jahr etwa 15 natürliche Abflusswellen (vgl. 3.3.3). Auf die Identifikation von in dieser Kategorie verbliebenen natürlichen Abflussschwankungen wird durch die Definition von Ausreißergrenzen eingegangen.

3.4.1 Einleitung

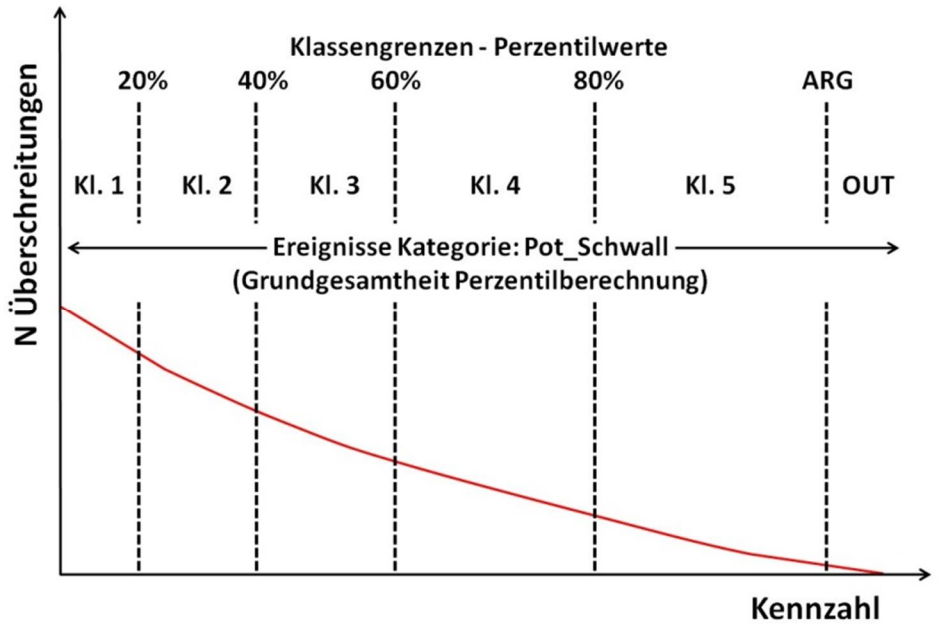
Ziel der Klassifizierung ist es, in der Kategorie ĂPot_Schwallñ vorhandene Abflussschwankungen eines bestimmten Zeitintervalls unterschiedlichen Intensitätsklassen anhand der Kennzahlen 1ï 5 zuzuweisen, um die Auftrittshäufigkeit von eindeutig anthropogen erzeugten Abflussschwankungen mit bestimmter Intensität am jeweiligen Pegel zu ermitteln und im Anschluss durch Vergleich unterschiedlicher Pegel österreichweit anthropogene verursachte Abflussschwankungen darstellen und interpretieren bzw. statistisch detailliert beschreiben zu können. Natürliche Abflussschwankungen der Kategorie ĂPot_Schwallñ werden durch Ausreißerdefinitionen identifiziert und von der Bewertung ausgeschlossen. Um die Klassifizierungsmethodik zu validieren, werden Klassifizierungen an Kraftwerkspegeln durchgeführt und mit den Ergebnissen der Unterliegerpegel verglichen.

3.4.2 Methodik ï Klassifizierung anthropogen erzeugter Abflussschwankungen

Zur detaillierteren Analyse eindeutig anthropogen erzeugter Abflussschwankungen werden Ereignisse der Kategorie ĂPot_Schwallñ anhand jeder einzelnen Kennzahl (Tabelle 1, Kapitel 3.1.2.2) für jeden Pegel in fünf Intensitätsklassen eingeteilt und statistische Ausreißergrenzen definiert, um natürliche Abflussschwankungen zu identifizieren und von der Bewertung auszuschließen. Für jede Kennzahl wird die Klassifizierung nach derselben Methodik durchgeführt.

Als Klassengrenzen der jeweiligen Klassifizierung werden das 20, 40, 60 und 80 % Perzentil sämtlicher Ereignisse der Kategorie ĂPot_Schwallñ definiert (vgl. Abbildung 21). Zur Berechnung der Perzentilwerte wird die gesamte am jeweiligen Pegel verfügbare Datenreihe herangezogen, wodurch bei Betrachtung der gesamten verfügbaren Zeitspanne jede einzelne Klasse definitionsgemäß dieselbe Anzahl an Ereignissen enthält. Werden kürzere Zeitspannen betrachtet, kann bei abweichender Anzahl der einzelnen Klassen auf Veränderungen der Schwallbelastung im betrachteten Zeitintervall im Vergleich zur gesamten Pegelganglinie geschlossen werden.

Abbildung 21: Einzelpegelbetrachtung – Systemskizze – Klassifizierung „potentieller Schwallereignisse“ (ARG: Ausreißergrenze; Kennzahl: Kennzahl 1-5)



Die Ausreißergrenze (ARG) wird für jede Kennzahl durch den vierfachen Quartilsabstand definiert. Diese Grenzwertdefinition wird gewählt, da an Pegeln welche im Nahbereich von Turbinen liegen und wo lediglich eine Schwalleinleitung besteht, sich die Ausreißergrenzen der Kennzahl 4 ĂAmplitudeñ bei eindeutig identifizierbarer Schwallbelastung weitgehend mit den maximalen Ausbaudurchflüssen der Kraftwerke decken, bzw. diese lediglich geringfügig überschreiten. Sind beispielsweise Abflussschwankungen mit viel größerer ĂAmplitudeñ oder ĂDauerñ vorhanden, handelt es sich um ein natürliches Ereignis bzw. um eine Überlagerung von anthropogener und natürlicher Abflussschwankung. Es kann vorkommen, dass bei Überlagerungen natürliche Ereignisse durch anthropogene Wellen unterbrochen werden und ĂAmplitudeñ

sowie ñDauerñ des Hochwasserereignisses nicht erfasst werden können (vgl. Abbildung 15 und Abbildung 16). In diesem Fall ist die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ erhöht und natürliche Ereignisse können durch Kennzahl 3 und Kennzahl 4 identifiziert werden. Bei sämtlichen Ergebnisdarstellungen sind die Ausreißer der jeweilig betrachteten Kennzahl nicht in den Klassifizierungsergebnissen enthalten, die von der jeweiligen Kennzahl identifizierten natürlichen Ereignisse demnach von der Bewertung ausgeschlossen.
Zur Bestimmung der bereinigten Anzahl an potentiellen Schwallereignissen werden die identifizierten Ausreißer abgezogen. Summiert man die Anzahl an identifizierten Ausreißern der Kennzahlen 1,3,4 und 5, werden im Mittel von 15 in der Kategorie ĂPot_Schwallñ verbleibenden natürlichen Ereignissen elf als Ausreißer erkannt. Durchschnittlich ist dementsprechend mit einem jährlichen Fehler von 4-5 nicht erkannten natürlichen Abflussschwankungen in der Kategorie ĂPot_Schwallñ zu rechnen. Die beschriebene Klassifizierungsmethodik wird für jede einzelne Kennzahl getrennt nach Anstiegs- und Abstiegsereignissen durchgeführt.
Zur Validierung der Methodik werden Kraftwerksdurchflussganglinien des Jahres 2008 nach der beschrieben Methodik ausgewertet und mit Unterliegerpegeln verglichen, sofern keine weiteren Schwalleinstöße zwischen Kraftwerk und Pegel vorhanden sind und die Schwallbelastung eindeutig erkennbar ist. Es wird jeweils die Anzahl an Anstiegsereignissen am Kraftwerkspegel der detektieren Anzahl am Unterliegerpegel gegenübergestellt (KW Lutz, KW Hintermuhr, KW Wald) (Abbildung 22). Weiters werden die einzelnen Klassengrenzen sowie die Anzahl an Ereignissen pro Klasse für die Kennzahl 5 ĂAmplitudeñ (Abbildung 23) und die Kennzahl 3 Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ (Abbildung 24) den jeweiligen Pegeln gegenübergestellt.
Weiters werden verschiedene zeitliche Auflösungen dargestellt, wobei die Spannweiten der jeweiligen Klassen aus den Diagrammen nicht ersichtlich sind, lediglich die Anzahl an Ereignissen, welche in die jeweilige Klasse der betrachteten Kennzahl fallen. Durch diese Darstellung soll die Plausibilität der Klassifizierung aufgezeigt werden. Als größte zeitliche Auflösung wird die Zeitspanne mehrerer Jahre gewählt, wobei jeweils die Gesamtanzahl an Ereignissen der Kategorie ĂPot_Schwallñ in einem Balken für jedes einzelne Jahr dargestellt wird. Die Farbcodierung der zusammengesetzten Balken spiegelt die Intensität der Ereignisse bezüglich der Kennzahl 5 ĂAmplitudeñ wieder (Abbildung 25). Der dargestellte Pegel (203026 - Wald im Pinzgau) wurde gewählt, da während des betrachteten Zeitraums das schwallerzeugende Kraftwerk im Oberliegereinzugsgebiet in Betrieb genommen wurde und so zur Veranschaulichung der Plausibilität der Methodik hervorragend geeignet ist. Weitere zeitliche Betrachtungsebenen zeigen die Auswertungen eines sehr stark schwallbeeinflussten Gewässerabschnittes, welche durch die unterschiedliche Betriebsweise des Kraftwerkes im Jahresverlauf gut geeignet sind, um die Methodik zu validieren. Die Farbcodierung der Balken gibt abermals die Anzahl an Ereignissen der Kategorie ĂPot_Schwallñ in den jeweiligen Klassen der Kennzahl 5 ĂAmplitudeñ wieder (Abbildung 26). Zur optischen Überprüfung werden den Klassifizierungsergebnissen die jeweiligen Ganglinien der Pegel gegenübergestellt (Abbildung 29 & Abbildung 30).

3.4.3 Ergebnisse/Validierung

An sämtlichen Unterliegerpegeln wird die Gesamtanzahl von den Schwallkraftwerken eingeleiteten Anstiegsereignissen der Kategorie ĂPot_Schwallñ beinahe exakt detektiert. Pegel Beschling verzeichnet eine geringfügig höhere Anzahl, als vom Kraftwerk Lutz abgegeben wird, was auf bereits im Oberliegereinzugsgebiet vorhandene Abflussschwankungen zurückzuführen ist (vgl.12.1.4).

Abbildung 22: Gesamtanzahl Anstiegsereignisse – Kategorie „Pot_Schwall“ 2008 (KW: Kraftwerkspegel – linker Balken (rot); Unterliegerpegel – rechter Balken (blau) (HZBCODE – Pegelbezeichnung))

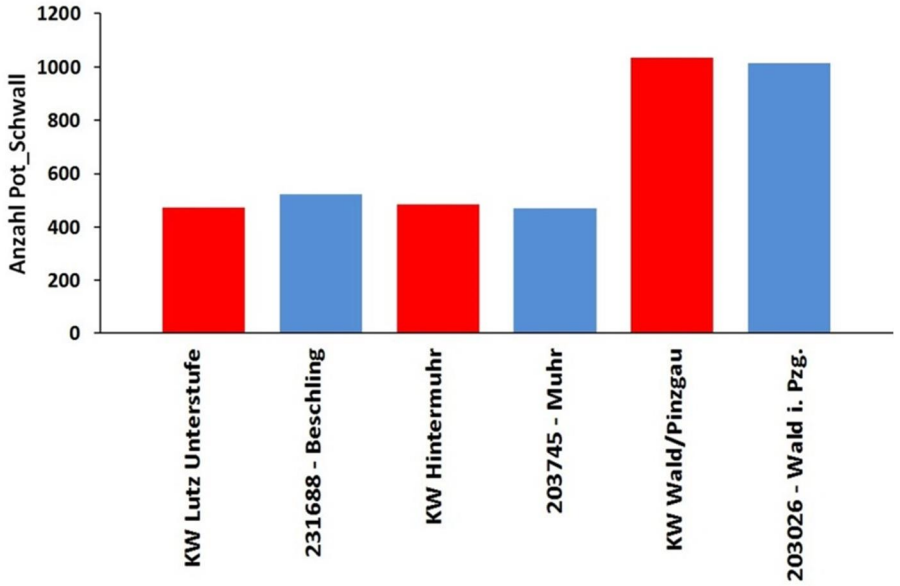
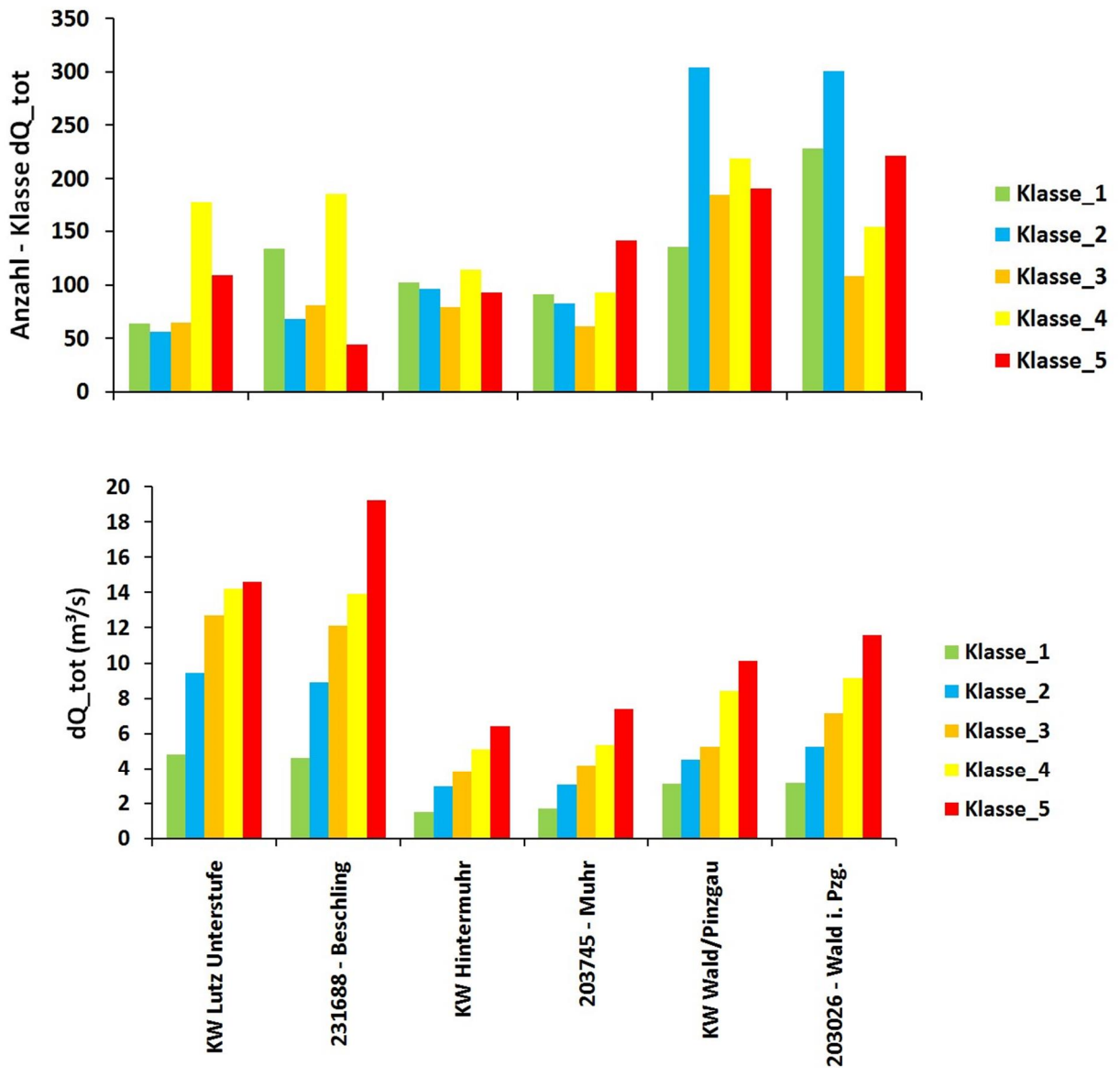
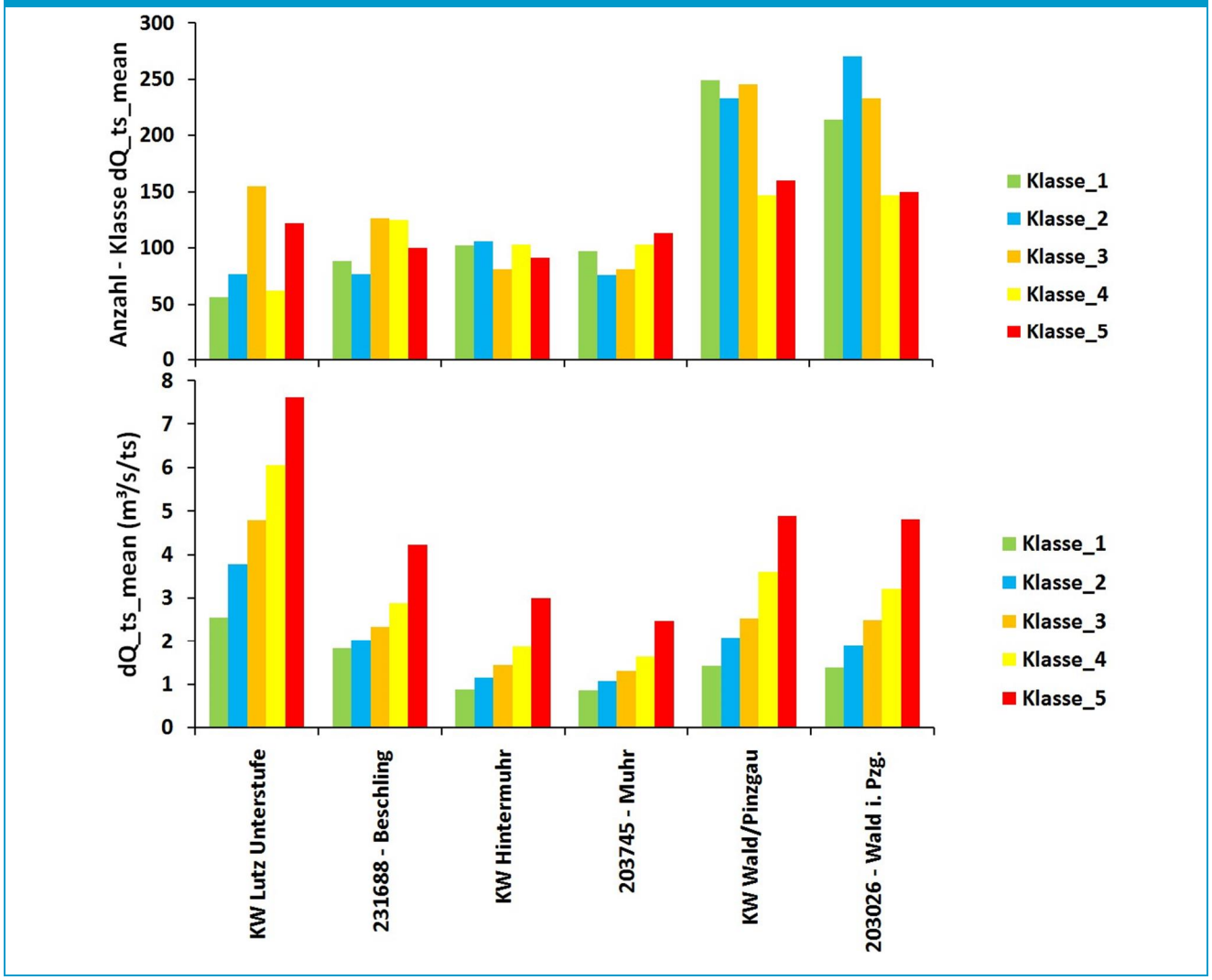


Abbildung 23: oben ï Anzahl an Ereignissen der jeweiligen Intensitätsklasse ĂAmplitudeñ, unten ï Intensität der Kennzahl ĂAmplitudeñfür Anstiegsereignisse ĂPot_Schwallñ2008 (Balken stellen die jeweiligen Klassenmittelwerte dar) (KW: Kraftwerkspegel ï links; Unterliegerpegel ï rechts (HZBCODE ï Pegelbezeichnung))



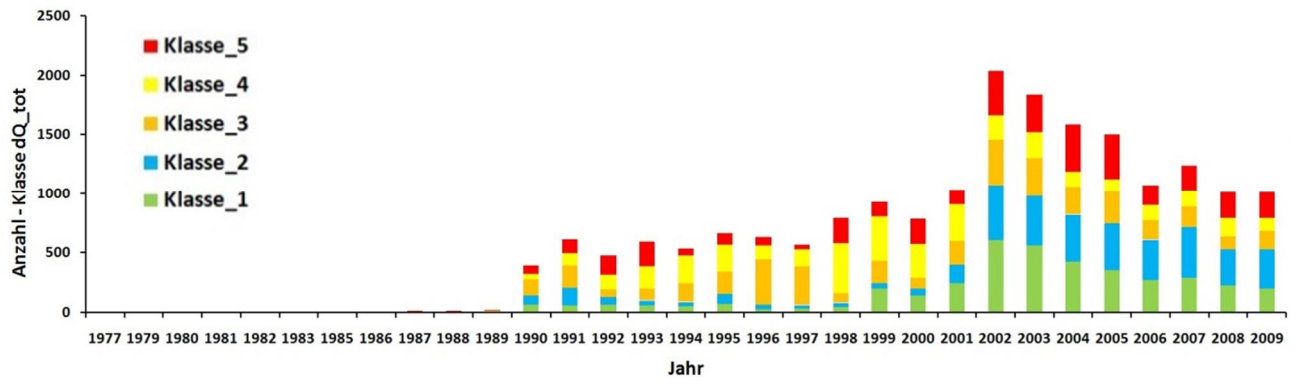
Vergleicht man die Intensität der ĂAmplitudenñ (Abbildung 23, unteres Diagramm) der von den Kraftwerken abgegebenen Anstiegsereignissen mit den Pegelwerten, wird ersichtlich, dass die berechneten Klassenmittelwerte sehr gut übereinstimmen, der Ausbaugrad der einzelnen Kraftwerke wird durch den Mittelwert der Klasse 5 jeweils korrekt wiedergegeben. Betrachtet man die Anzahl an Ereignissen, welche in die jeweilige Amplituden-Intensitätsklasse fallen (Abbildung 23, oberes Diagramm) so wird ersichtlich, dass auch die Anzahl abgegebener Abflussschwankungen mit bestimmter ĂAmplitudeñ weitgehend den Auswertungen der Pegel entsprechen. Abweichungen der einzelnen Klassen sind einerseits durch Überlagerungen mit vorhandenen Abflussschwankungen aus dem Oberliegereinzugsgebiet (v. A. KW Lutz) zu erklären, bzw. sind geringfügige Retentionserscheinungen auch bei kurzer Distanz wahrscheinlich, welche zwischen Turbine und Pegel zu Klassenverschiebungen führen können. Weiters ist anzunehmen, dass an den Pegeln und den Kraftwerken zur Durchflussbestimmung nicht dieselbe Methodik angewandt wird und auch der Messzeitpunkt bzw. die Diskretisierung der Zeitschirtte (ts) nicht exakt übereinstimmen.

Abbildung 24: oben – Anzahl an Ereignissen der jeweiligen Intensitätsklasse „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit"; unten – Intensität der Kennzahl „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit" für Anstiegsereignisse 2008 (Balken stellen die jeweiligen Klassenmittelwerte dar) (KW: Kraftwerkspegel – links; Unterliegerpegel – rechts (HZBCODE – Pegelbezeichnung)



Betrachtet man die Intensität der Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitenñ der analysierten Anstiegsereignisse (Abbildung 24, unteres Diagramm) so ist ersichtlich, dass die Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ am Pegel Beschling im Vergleich zu KW Lutz über alle Klassen hinweg deutlich verringert ist. Dieser Umstand ist in verringertem Maße auch bei KW Hintermuhr und KW Wald erkennbar. Diese Dämpfung der Intensität der Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ wird auf Retentionserscheinungen zurückgeführt, wobei nicht nur die Entfernung zwischen Turbine und Pegel eine Rolle spielt, sondern auch die Flussdimension, Gefällsverhältnisse sowie unterschiedliche Rauhigkeitsverhältnisse und der jeweilige Sunkabfluss. Die Anzahl an Ereignissen in den jeweiligen Intensitätsklassen der Ämittleren Abflussänderungsgeschwindigkeitñ (Abbildung 24, oberes Diagramm) entspricht bei KW Hintermuhr und KW Wald beinahe exakt dem jeweiligen Pegelwert. Die Abweichungen bei KW Lutz sind abermals auf Überlagerungen mit vorhandenen Wellen im Oberlauf zurückzuführen (vgl. 12.1.4).

Abbildung 25: Pegel 203026 - Wald, Gesamtanzahl Anstiegsereignisse –1977-2009 (Klassenzuweisung nach Kennzahl „Amplitude“)



Durch die jährliche Darstellung der Anstiegsereignisse des Pegels 203026 ï Wald im Pinzgau 1977-2009 ist auf den ersten Blick zu erkennen, dass der Kraftwerksbetrieb im Jahr 1990 aufgenommen wurde. (Anm.: Für Pegel 203026 - Wald liegen Daten bis Jänner 2010 vor.) Obiges Diagramm zeigt ebenfalls, dass die Grenzwertdefinition zur Abtrennung von potentiellen Schwallereignissen (vgl. 3.3.3) ihren Zweck sehr gut erfüllt. In den Jahren ohne Kraftwerksbetrieb, in welchen lediglich wenige natürliche Hochwässer pro Jahr Abflussschwankungen hoher Intensität erzeugen konnten, wird lediglich eine im Vergleich zu den Jahren mit Kraftwerksbetrieb verschwindend geringe Anzahl potentieller Schwallereignisse ausgewiesen. Außerdem ist eine Veränderung des Kraftwerksbetriebes ab 2002 erkennbar. Vor allem Anstiegsereignisse mit geringer ĂAmplitudeñ (Klasse 1-2) sowie mit sehr großer ĂAmplitudeñ (Klasse 5) sind ab 2002 häufiger als in den Jahren zuvor, während Anstiegsereignisse der Klasse 4 seltener detektiert werden und die Gesamtanzahl an Anstiegsereignissen nach einem Maximum im Jahr 2002 wieder einen rückläufigen Trend erkennen lässt.
Betrachtet man den Jahresverlauf eines Pegels mit starker Schwallbelastung mit der zeitlichen Auflösung der Auswertungsergebnisse von einer Kalenderwoche (Abbildung 26 bis Abbildung 28), können Veränderungen der Betriebsweise im Jahresverlauf übersichtlich dargestellt werden. Die weitere Verringerung der zeitlichen Auflösung auf einen Kalendertag und Diagrammdarstellung der Kalenderwoche 16 bzw. 28 und der Vergleich mit den zugehörigen Ganglinien (Abbildung 29 und Abbildung 30) ermöglicht, dass die Auswertungsergebnisse direkt mit den jeweiligen Ganglinien verglichen werden können.

Abbildung 26: Pegel 201749 - Mayrhofen, Gesamtanzahl Anstiegsereignisse, Wochenauflösung – 2008 (Klassenzuweisung nach Kennzahl „Amplitude“)

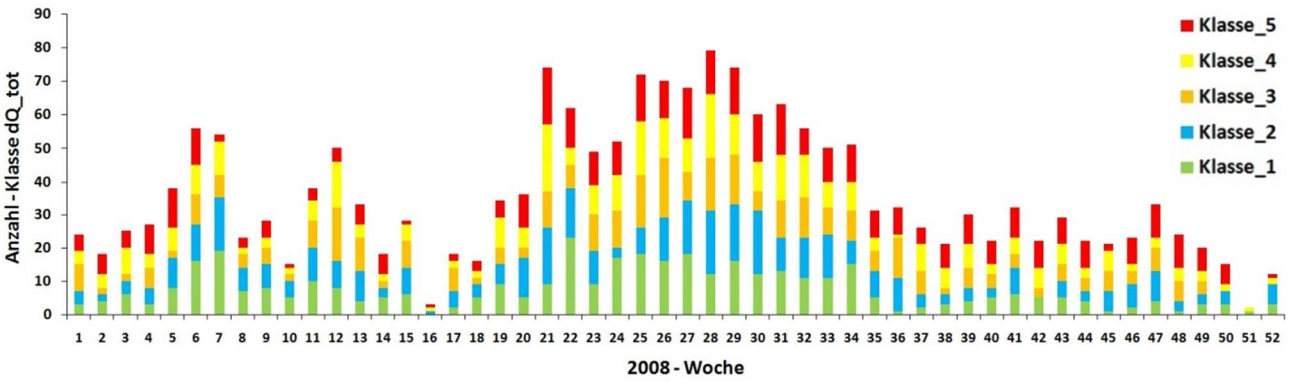


Abbildung 27: Pegel 201749 - Mayrhofen, Gesamtanzahl Anstiegsereignisse, Tagesauflösung – Woche 16 2008 (Klassenzuweisung nach Kennzahl „Amplitude“)

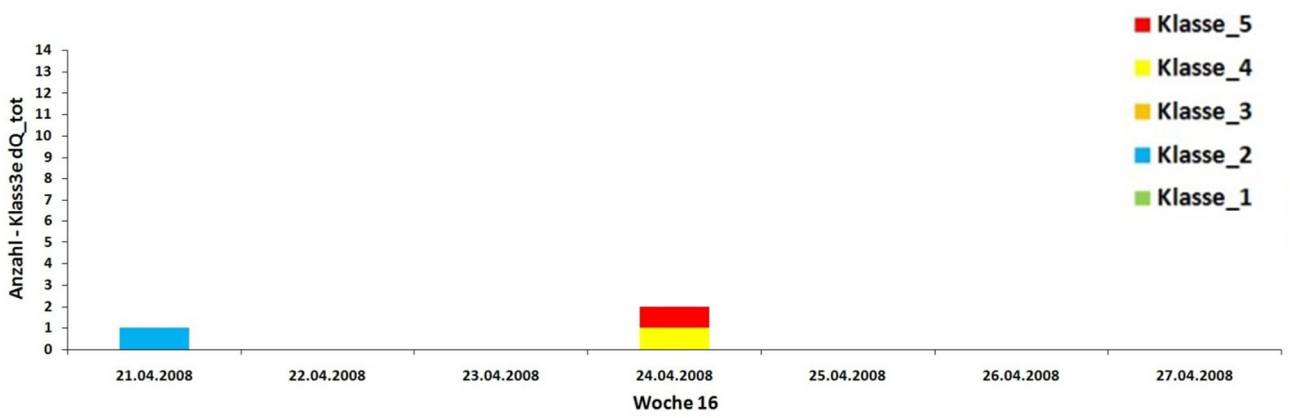


Abbildung 28: Pegel 201749 - Mayrhofen, Gesamtanzahl Anstiegsereignisse, Tagesauflösung – Woche 28 2008 (Klassenzuweisung nach Kennzahl „Amplitude“)

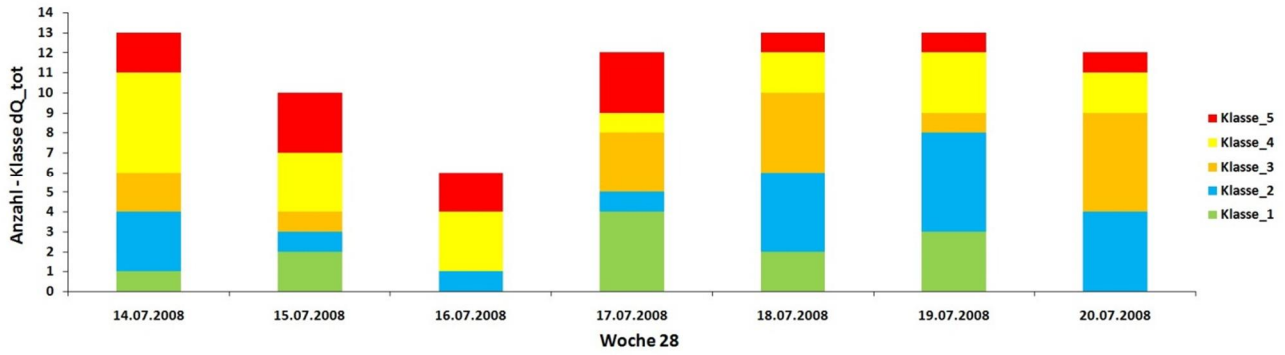


Abbildung 29: Pegel 201749 - Mayrhofen, Abflussganglinie – Woche 16 2008; unten Abflussganglinie (rote Linien kennzeichnen Beginn/Ende eines Ereignisses)

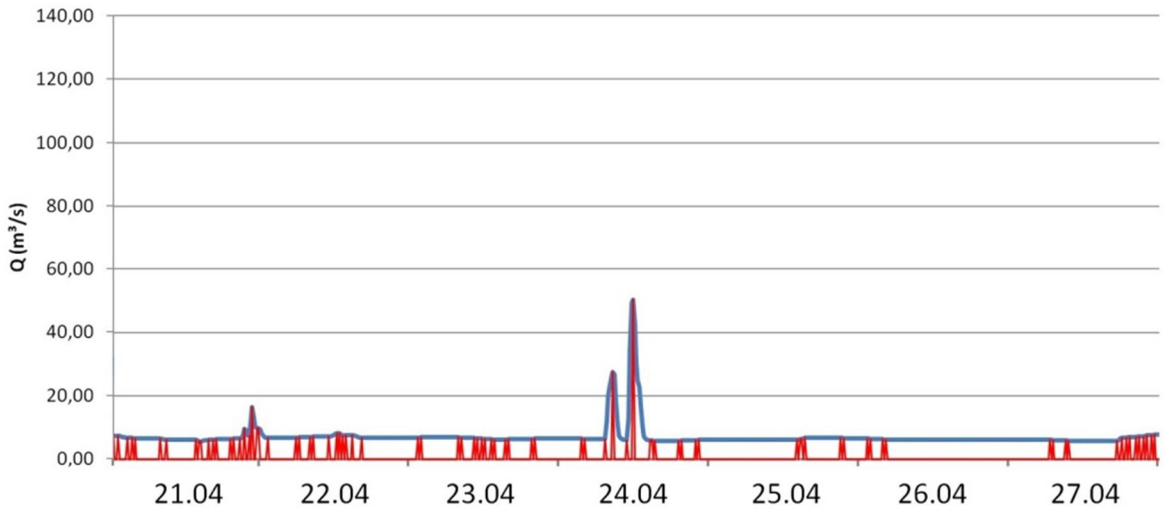
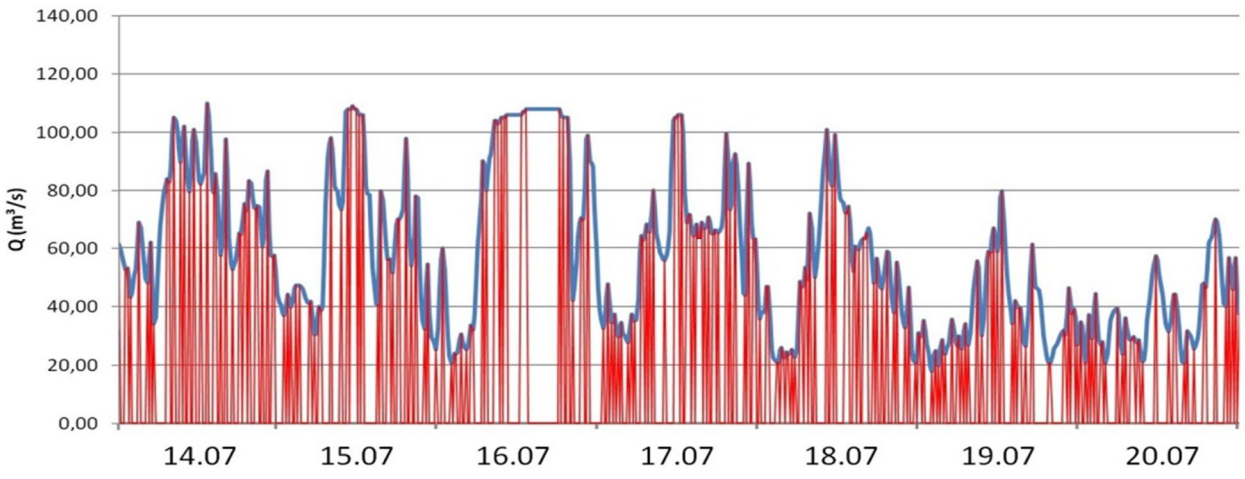


Abbildung 30: Pegel 201749 - Mayrhofen, Abflussganglinie – Woche 28 2008 (rote Linien kennzeichnen Beginn/Ende eines Ereignisses)

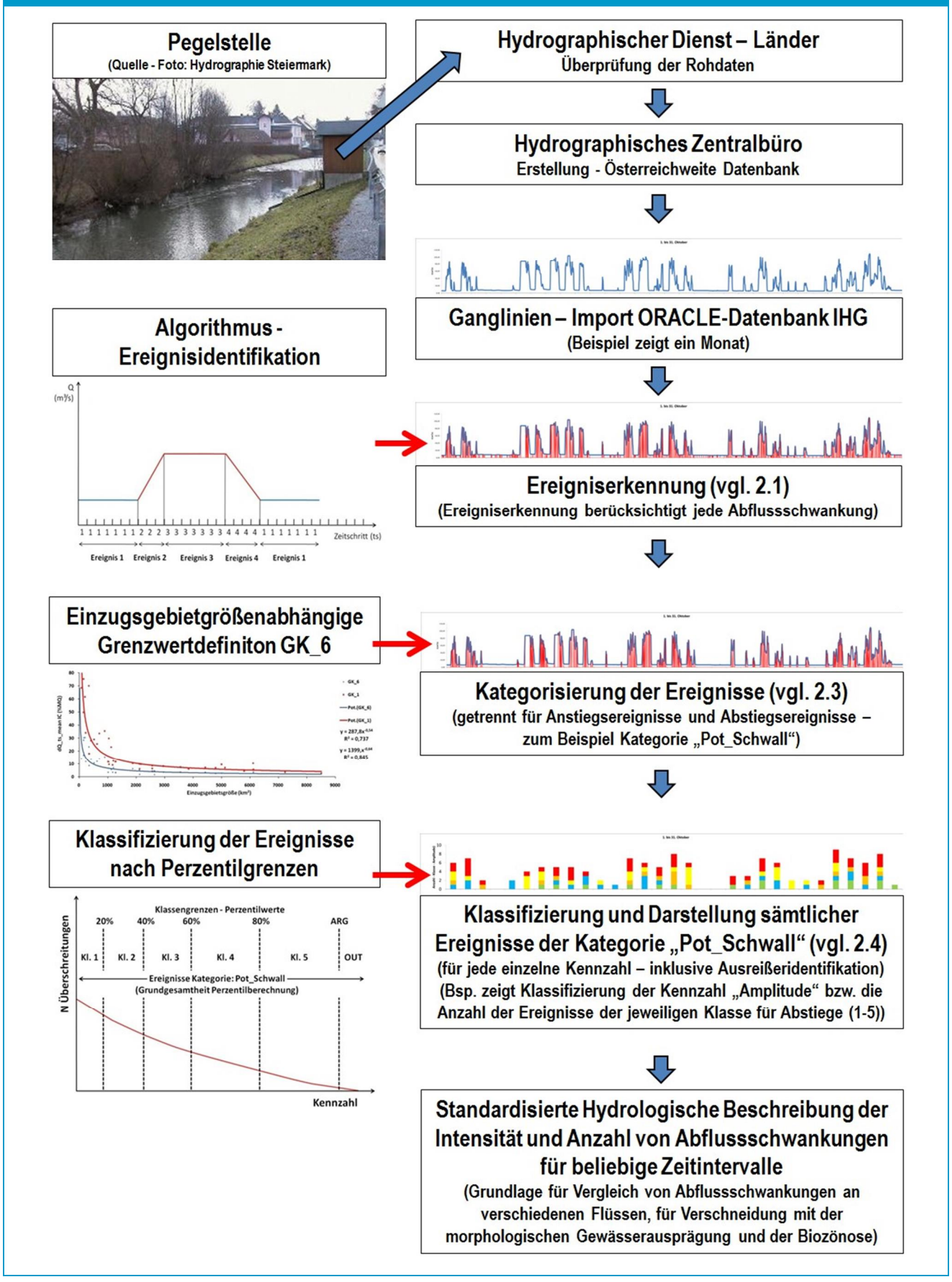


Die Ganglinie der Kalenderwoche 16 lässt am 21.04. und 24.04 insgesamt drei Wellen erkennen, welche nach der jeweiligen ĂAmplitudeñ korrekt klassifiziert wurden. Anstiegs- bzw. Abstiegsereignisse mit geringerer Intensität (vgl. Abbildung 29 z. B. 23.04.) werden als Abflussschwankungen erkannt, welche nicht zu den potentiellen Schwallereignissen zählen. Kalenderwoche 28 zeigt im Gegensatz zu Kalenderwoche 16 eine Woche mit sehr intensivem Schwall. Insgesamt wurden in dieser Woche knapp 80 Anstiege detektiert. Auch durch diese Darstellungen wird belegt, dass sowohl Kategorisierung (vgl. 3.3.2) als auch Klassifizierung (vgl. 3.4.2) funktionieren.

3.4.4 Schlussfolgerungen

Anzahl und Intensität der Abflussschwankungen stimmen bei Kraftwerkspegel und Unterliegerpegel weitgehend überein, wobei Retentionserscheinungen vor allem die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von Ereignissen betreffen. In Summe zeigt der Vergleich zwischen den Ganglinien schwallerzeugender Kraftwerke und Unterliegerpegeln, dass abgegebene Abflussschwankungen am Pegel grundsätzlich Ăwiedergefundenñ und auch korrekt klassifiziert werden.
Durch die angewandte Methodik lassen sich einzelne anthropogen erzeugte Abflussschwankungen einerseits von natürlichen Ereignissen mit hoher Intensität wie beispielsweise intensive Niederschlagsereignisse und anderseits von Ereignissen, welche aufgrund ihrer geringen Intensität nicht zur Beurteilung von hydrologischen Belastungen durch anthropogene Abflussschwankungen relevant sind, automatisch und standardisiert separieren (vgl. 3.3.2) und klassifizieren (vgl. 3.4.2). Voraussetzung ist eine im Vergleich zu natürlichen Abflussschwankungen höhere Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ sowie eine deutlich höhere Auftrittshäufigkeit der anthropogenen Wellen. Dies ist an über 3/4 der Pegelstellen in österreichischen schwallbelasteten Flüssen der Fall.
Die Überprüfung der Plausibilität zeigt, dass die Methodik funktioniert. Durch die Darstellung der Auswertungsergebnisse in verschiedenen Zeitauflösungen können Änderungen an der Betriebsweise der Kraftwerke innerhalb von Jahrzehnten bis zu einzelnen Kalendertagen analysiert werden. In Abbildung 31 sind sämtliche ausschließlich das Fachgebiet Hydrologie betreffende Arbeitsschritte, welche für jeden einzelnen Pegel durchgeführt werden, zusammenfassend dargestellt.

Abbildung 31: Zusammenfassende Darstellung der für jeden Pegel durchgeführten Arbeitsschritte: Datenerfassung bis zur Klassifizierung von Abflussschwankungen



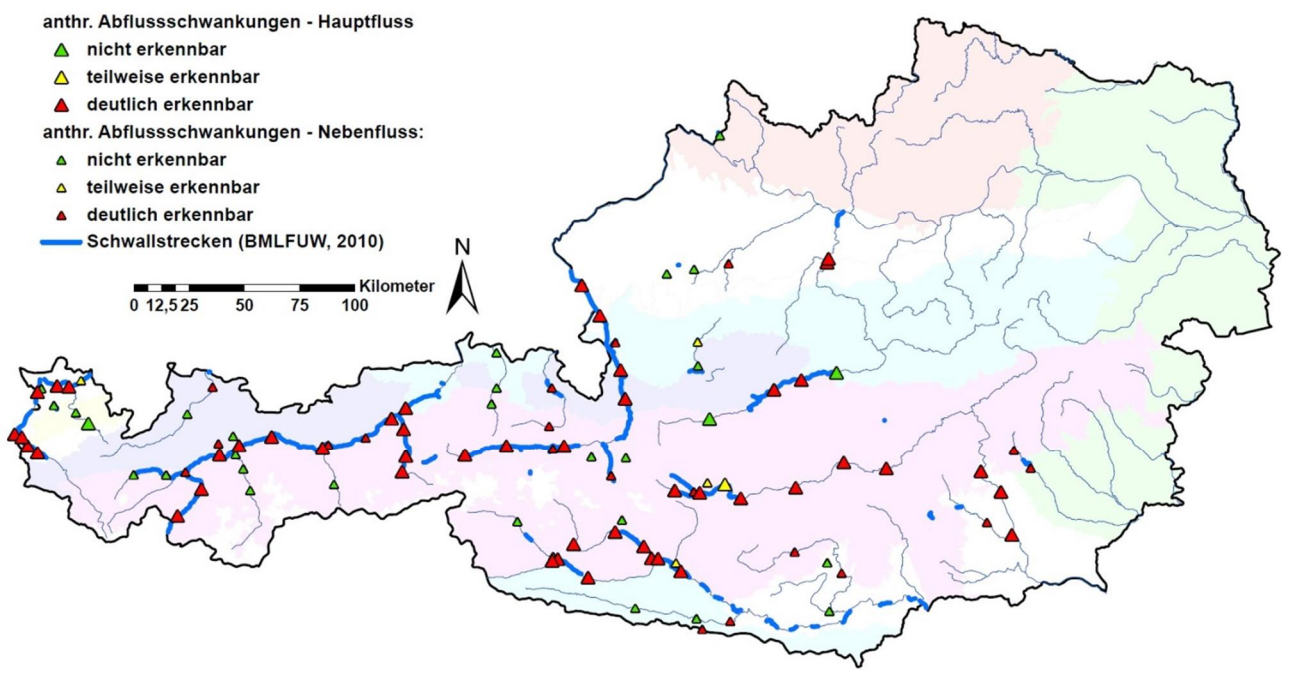
3.5 Hydrologische Belastungen durch anthropogen erzeugte Abflussschwankungen in Österreich

In diesem Kapitel werden Abflussschwankungen von Pegeln analysiert und verglichen, an welchen anthropogene Abflussschwankungen aufgrund der jährlichen Anzahl an Ereignissen im standardisierten Zeitintervall Jänner 2004 bis Dezember 2008 festgestellt werden können (vgl. Abbildung 32).

3.5.1 Methodik

Für sämtliche Pegel, an welchen anthropogene Abflussschwankungen deutlich erkennbar sind (Abbildung 32), werden in Form von Balkendiagrammen die Gesamtanzahl an Ereignissen der Kategorie ĂPot_Schwallñ und ĂSUB1ñ, sowie die Intensität nach den Kennzahlen 1-5 dargestellt. Als Maßzahl für die Intensität wird jeweils der Klassenmittelwert der Klasse 5 dargestellt. Kann aufgrund einer geringen Anzahl an Ereignissen der Kategorie ĂPot_Schwallñ keine Klassifizierung von anthropogenen Abflussschwankungen durchgeführt werden (z. B. anthropogene Abflussschwankungen teilweise erkennbar ï vgl. Abbildung 32), wird lediglich der arithmetische Mittelwert der Kategorie ĂSUB1ñ angegeben. Zum Vergleich der jeweiligen Anzahl in den beiden Kategorien mit Referenzpegeln, wird bei der Gegenüberstellung der Auftrittshäufigkeit von Ereignissen der Mittelwert sämtlicher Referenzpegel mit und ohne Gletschereinfluss am rechten Ende des Diagrammes angefügt.

Abbildung 32: Überblick – anthropogene hydrologische Beeinflussung (Anzahl Kat. „Pot_Schwall“ > 50: rot; Anzahl Kat. „SUB1“ > 250: gelb; Anzahl Kat. „Pot_Schwall“ < 50 und Anzahl Kat. „SUB1“ < 250: grün)



3.5.2 Ergebnisse ï anthr. Abflussschwankungen in Österreich

Beispielgebend werden hier lediglich die Balkendiagramme der Ereignishäufigkeiten, der Kennzahl 2 ĂSunk-Schwall-Verhältnisñ und Kennzahl 3 Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ dargestellt, wobei Kennzahl 3 in absoluter und relativer Betrachtungsweise angegeben wird (vgl. 3.4.2). Ereignishäufigkeiten werden für Anstiegs- und Abstiegsereignisse dargestellt (vgl. Abbildung 33 und Abbildung 34), Kennzahl 2 bezieht sich auf Anstiegsereignisse (IC) (vgl. Abbildung 35) und Kennzahl 3 auf Abstiegsereignisse (DC) (vgl. Abbildung 36 und Abbildung 37). (Die Einheiten der Kennzahlen mit Zeitbezug (Kennzahl 1,3 und 4) werden zur Ergebnisdarstellung jeweils durch Division auf Minuten umgerechnet (1 (ts) ≙ 15min vgl. Tabelle 1). Für Pegel, an welchen aufgrund einer geringen Anzahl von Ereignissen der Kategorie ĂPot_Schwallñ nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Klassifizierungsergebnisse ausschließlich Schwallwellen repräsentieren, werden nur die Werte der Kategorie ĂSUB1ñ dargestellt.) Im Anhang sind sämtliche Kennzahlen für Anstiege und Abstiege sowie absoluter und relativer Betrachtungsweise angefügt (vgl. 12.1.6). Ziel ist hier nicht, einzelne Pegelstellen zu interpretieren, bzw. darzustellen, sondern einen generellen Überblick über die gesamte Spannweite anthropogener Abflussschwankungen zu erhalten.

Abbildung 33: Auftrittshäufigkeiten von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall - Gesamtanzahl Klasse 1-5“ (rot) und „SUB1“ (gelb) für Anstiegsereignisse; Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008

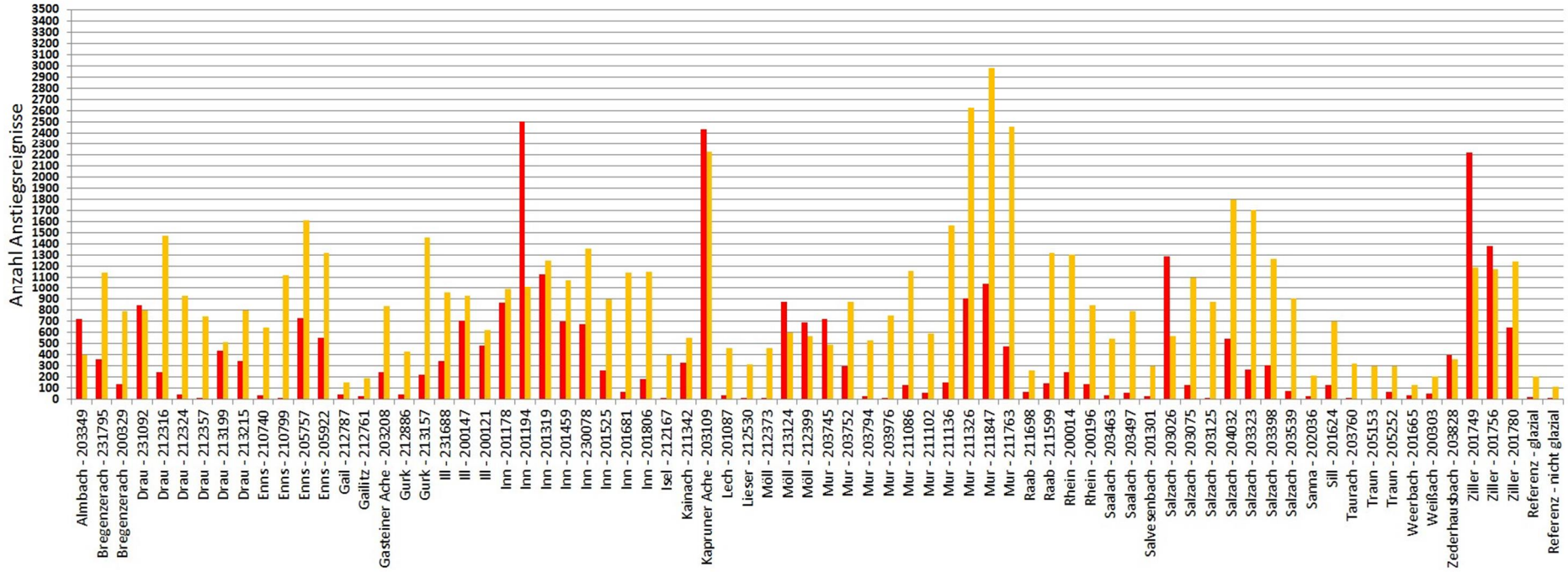
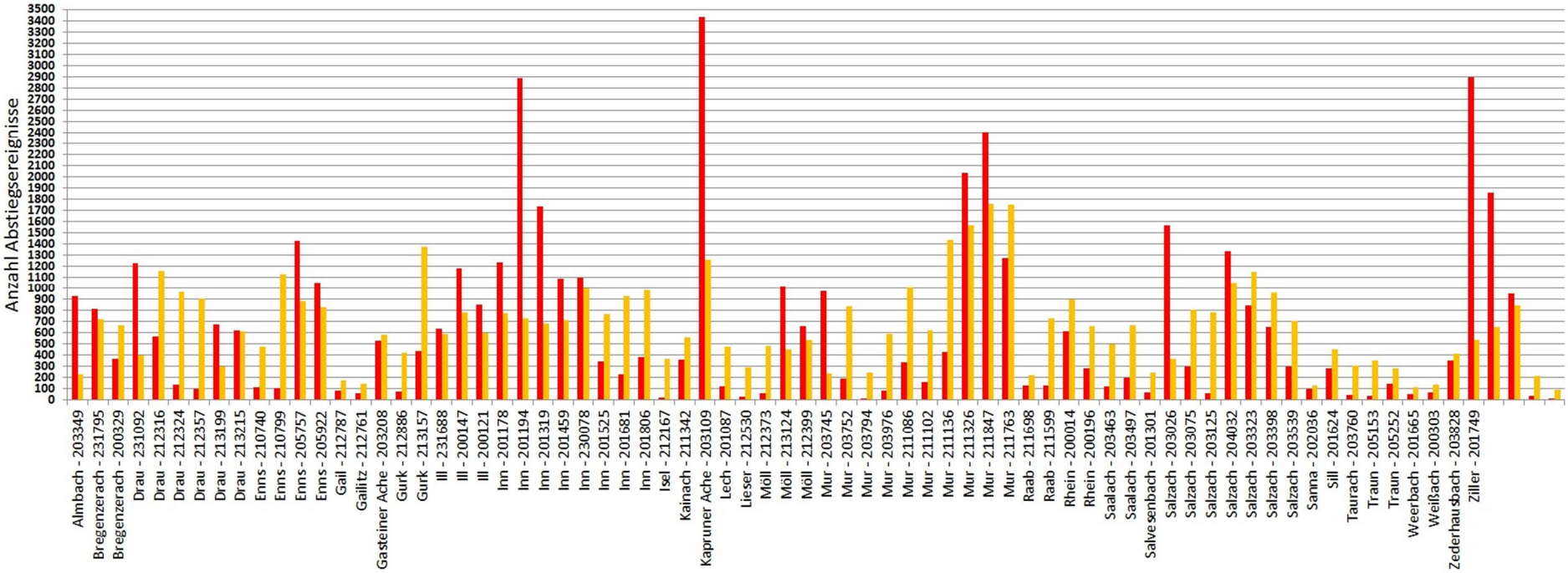


Abbildung 34: Auftrittshäufigkeiten von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall - Gesamtanzahl Klasse 1-5“ (rot) und „SUB1“ (gelb) für Abstiegsereignisse ; Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008



Die Analyse von Auftrittshäufigkeiten der einzelnen Ereignisse der Kategorie ĂPot_Schwallñ und ĂSUB1ñ zeigt im Hinblick auf Anstiegs- und Abstiegsereignisse der unterschiedlichen Pegelstellen generell ein sehr ähnliches Bild, wobei bei Abstiegsereignissen jeweils mehr Ereignisse der Kategorie ĂPot_Schwallñ zugewiesen werden, als bei Anstiegsereignissen, während sich die Summe an Ereignissen in den beiden Kategorien für An- und Abstiege im Mittel deckt. Dieser Umstand entsteht dadurch, dass die Ămittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ von Anstiegsereignissen natürlicher Hochwässer im Vergleich zu Abstiegsereignissen erheblich höher ist (vgl. 3.3.4), während die Differenz zwischen anthropogen erzeugten An- und Abstiegsereignissen geringer ausfällt. Deshalb können im Vergleich zu Anstiegsereignissen mehr anthropogene Abstiegsereignisse von natürlichen Ereignissen eindeutig unterschieden werden, wodurch die erhöhte Anzahl von Ereignissen in der Kategorie ĂPot_Schwallñ bei Abstiegsereignissen zu erklären ist. Hinsichtlich der Anzahl an Abflussschwankungen besteht bei Pegeln mit eindeutiger anthropogener Beeinflussung eine sehr große Spannweite, wobei hohe Anzahlen über Pegel mit sämtlichen Einzugsgebietsgrößen verteilt sind.

Die Kennzahl 2 ĂSunk-Schwall-Verhältnisñ (vgl. Abbildung 35) zeigt, dass eindeutig anthropogen erzeugte Abflussschwankungen mit hoher Intensität (Klasse 5) ĂSunk-Schwall-Verhältnisseñ im Bereich von 1:1,2 bis 1:12 aufweisen. Der dargestellte Mittelwert der Klasse 5 wird jeweils sehr häufig erreicht, stellt jedoch nicht den Maximalwert dar, welcher bei dieser Kennzahl im Vergleich zum Mittelwert der Klasse 5 erheblich größere Ausprägungen erreicht, da diese Kennzahl bei gleich großem Schwallereignis auf einen geringeren Sunkabfluss sehr sensitiv reagiert. Auffällig ist außerdem, dass bei alleiniger Interpretation dieser Kennzahl die größte Beeinflussung jeweils an Pegeln mit verhältnismäßig kleinem Einzugsgebiet ausgewiesen wird (> 1:6 ï Almbach, Oberlauf Inn, Kainach, Oberlauf Möll und Mur, Oberlauf Salzach), während an großen Flüssen wie z. B. Drau ab der Möllmündung, Inn flussab von Imst, Rhein bzw. Salzach flussab von Werfen kaum hohe ĂSunk-Schwall-Verhältnisseñ regelmäßig detektiert werden. Ereignisse der Kategorie ĂSUB1ñ erreichen kaum ĂSunk-Schwall-Verhältnisseñ von 1:1,5.

Abbildung 35: Intensität –„Sunk-Schwall-Verhältnis“ von Anstiegsereignissen der Kategorie „Pot_Schwall – Mittelwert-Klasse 5“ (rot) und „SUB1 – Mittelwert“; Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008

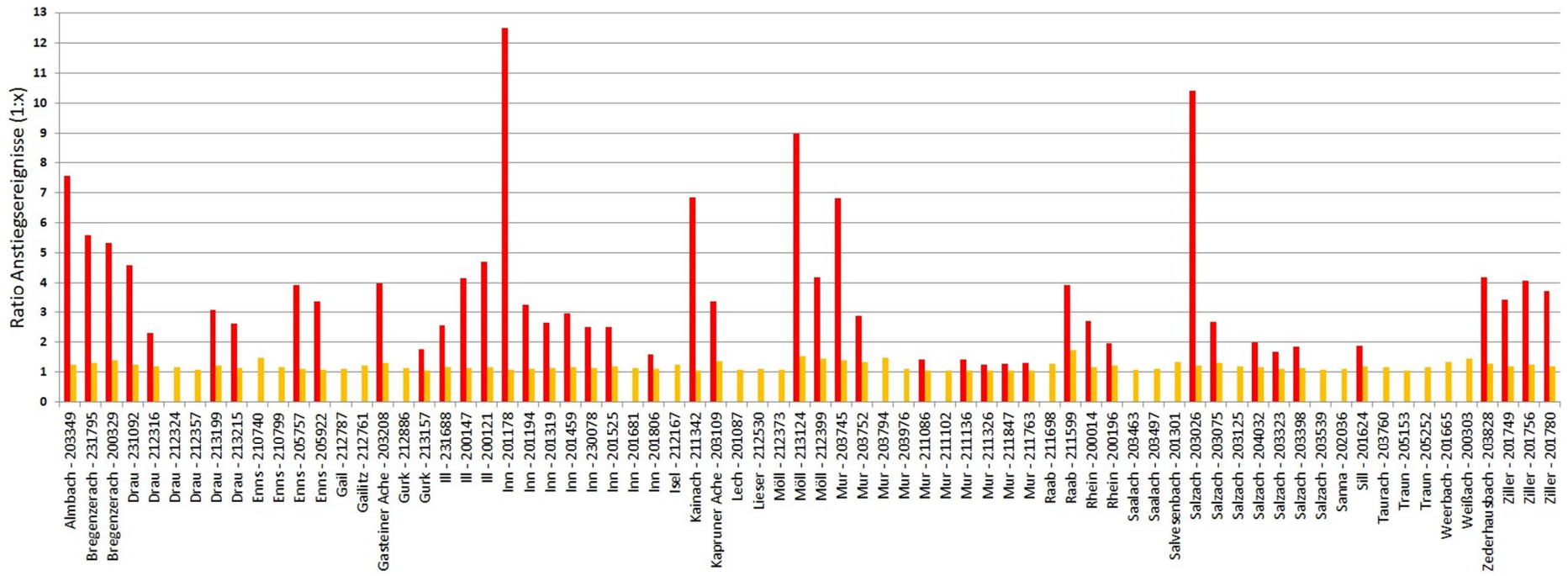


Abbildung 36: Intensität – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall – Mittelwert-Klasse 5“ (rot) und „SUB1 – Mittelwert“ (gelb) für Abstiegsereignisse: absolut; Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008

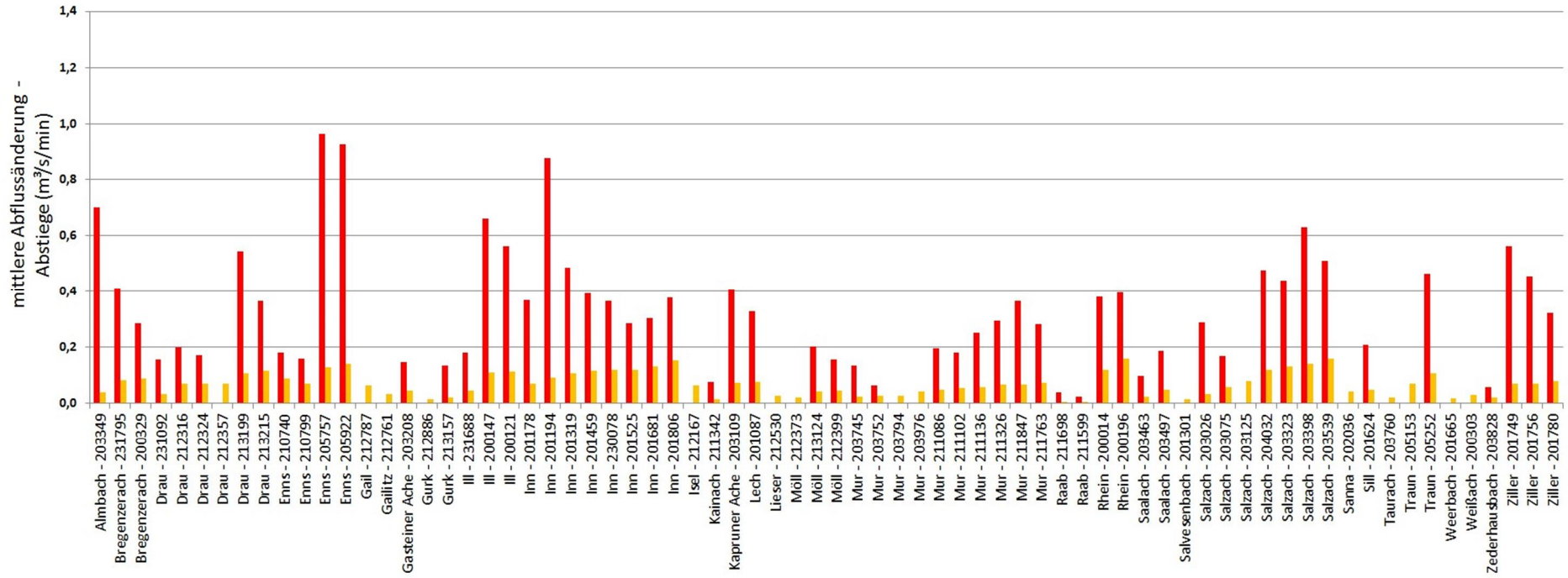
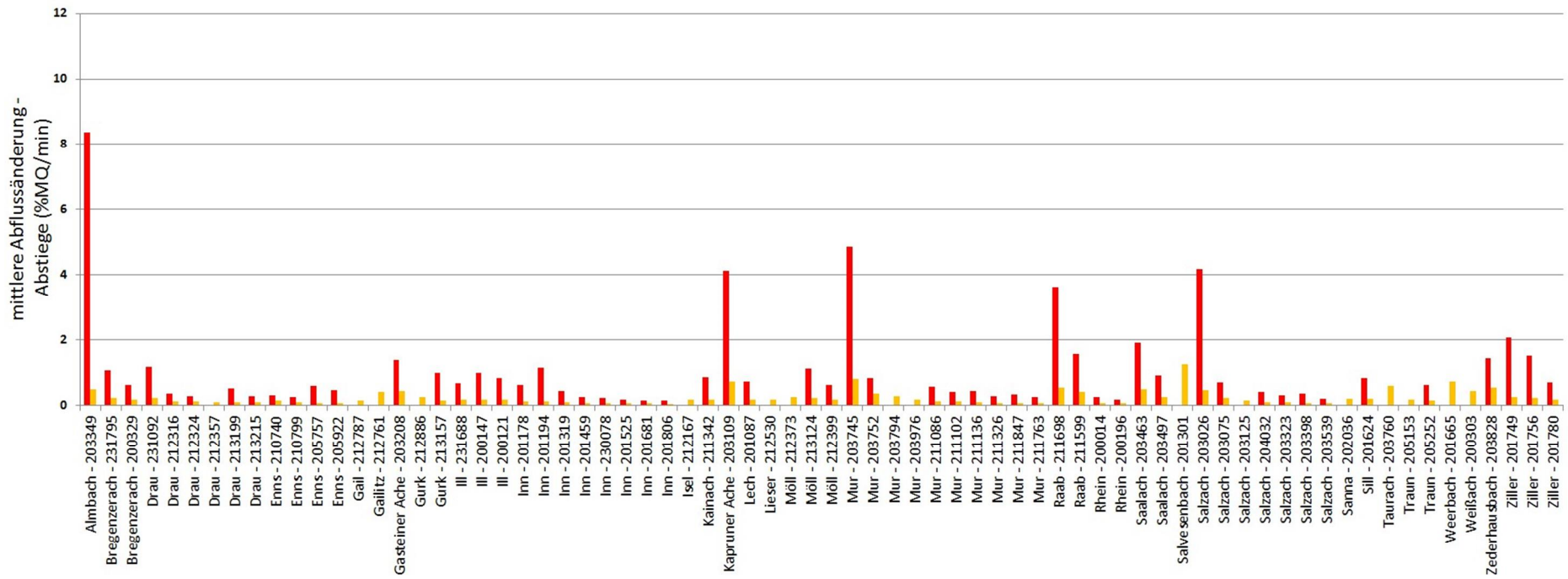


Abbildung 37: Intensität – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall – Mittelwert-Klasse 5“ (rot) und „SUB1 – Mittelwert“ (gelb) für Abstiegsereignisse: relativ; Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008



Die Auswertung von Kennzahl 3 ï ĂmittlereAbflussänderungsgeschwindigkeitñ zeigt, dass ebenfalls eine sehr große Spannweite zwischen den analysierten Pegeln besteht. Pro Minute werden bei Abstiegsereignissen ĂmittlereAbflussänderungsgeschwindigkeitenñ von kleiner 0,1 (m³/s) bis etwa 1 (m³/s) detektiert. Diese Kennzahl ist (neben der Betriebsweise des Kraftwerks) sehr stark von der Entfernung zwischen Turbine und Pegel abhängig, da Retentionserscheinungen zu erwarten sind. Die relative Betrachtungsweise zeigt (ähnlich Kennzahl 2 ĂSunk-Schwall-Verhältnisñ) dass die höchsten Belastungen bei Pegeln mit kleinen Einzugsgebietsgrößen detektiert werden, wobei der Unterschied zwischen Pegeln mit kleinem Einzugsgebiet und Pegeln an größeren Flussabschnitten sehr markant ausfällt.

3.5.3 Schlussfolgerungen

Die detektierten anthropogen erzeugten Abflussschwankungen sind österreichweit sehr verschieden. Sowohl Auftrittshäufigkeit als auch Intensität zeigen sehr große Spannweiten. Die verschiedenen Betrachtungsweisen der Intensität absolut/relativ zur Flussgröße (Kennzahl 3-5) zeigen, dass Rückschlüsse auf gewässerökologische Auswirkungen der anthropogenen Abflussschwankungen anhand der Ergebnisse hydrologischer Analysen ein sehr differenziertes Bild ergeben. Die relative Betrachtungsweise weißt an kleinen Flüssen generell eine sehr hohe Intensität aus, während bei absoluter Betrachtungsweise für dieselben Pegelstellen eine eher mittlere ï geringe Intensität ausgewiesen wird. Betrachtet man jedoch ausschließlich die absoluten Werte, wird die Information der Gewässerdimension nicht berücksichtigt. So kann derselbe Schwall mit einer ĂAmplitudeñ von z. B. 15 m³/s in einem Gewässerabschnitt mit einem MQ von rund 10 m³/s wie beispielsweise der Drau oberhalb der Iselmündung nicht dieselben Auswirkungen auf die Gewässerökologie nach sich ziehen wie etwa in der Drau unterhalb der Möllmündung mit einem MQ von ungefähr 100 m³/s, worauf die absolute Betrachtungsweise nicht eingeht.

Die Intensität und Auftrittshäufigkeit von Abflussschwankungen kann durch hydrologische Auswertungen sehr gut erfasst und verglichen werden. Es ist z. B. sehr einfach feststellbar, an welchem Pegel die größten ĂAmplitudenñ, die höchste ĂmittlereAbflussänderungsgeschwindigkeitñ, die größte Anzahl an potentiellen Schwallereignissen usw. gemessen wird. Der Vergleich der Intensität absolut bzw. relativ zur Flussgröße ist aus hydrologischer Sicht korrekt und sinnvoll. In beiden Betrachtungsweisen stecken relevante Informationen, um auf die jeweilige hydrologische Belastung des Gewässers zu schließen.

Zusammenfassend können durch hydrologische Analysen und Interpretation der absoluten Werte Auswirkungen von unterschiedlichen Abflussschwankungen am selben Pegel wie z. B. beim Vergleich von unterschiedlichen Zeitperioden sehr gut erfasst werden. Auch bei ähnlichen Flussdimensionen ist der Vergleich durch absolute hydrologische Kennwerte sinnvoll. Bei einem Vergleich sehr verschiedener Flussdimensionen ist die Betrachtungsweise relativ zur Flussgröße aussagekräftiger.

Die hydrologischen Auswertungen anhand der Pegeldaten zeigen, dass schwallbelastete Gewässerstrecken im Zuge der Erhebungen für den nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) grundsätzlich sehr gut erfasst bzw. identifiziert wurden. Durch Berechnung der Schwallintensität anhand der genannten Kennzahlen und Anzahl von anthropogenen Abflussschwankungen können die hydrologischen Bedingungen der Gewässerstrecken nun erheblich genauer beschrieben und verglichen werden, als durch eine ausschließlich optische Interpretation der Ganglinien von Pegeln in schwallbelasteten Gewässerstrecken mit Angabe des mittleren ĂSunk-Schwall-Verhältnissesñ der jeweils identifizierbaren anthropogenen Abflussschwankungen. Außerdem kann anhand der statistischen Analyse von hydrologischen Bedingungen und fischökologischem Zustand das Risiko abgeschätzt werden, dass sich die anthropogenen Abflussschwankungen negativ auf die Fischbiozönose auswirken (vgl. Kapitel 7). Die Unterschiede bzw. Übereinstimmungen zwischen den hydrologischen Analysen dieser Studie und der Ausweisung im NGP werden im Anhang (vgl. 12.1.5) für die einzelnen Bundesländer flussweise beschrieben.

3.6 Zusammenfassung – Hydrologische Analyse von Abflussschwankungen

Österreichweit ist eine Vielzahl an anthropogenen Abflussschwankungen vorhanden, welche durch Kraftwerke mit unterschiedlichen Betriebsweisen und unterschiedlichen Ausbaugrößen in Flüsse unterschiedlicher Größendimension punktuell eingeleitet werden. Durch fließende Retention verändern sich die Abflussschwankungen mit steigender Entfernung zur Turbine und werden an Pegelstellen dokumentiert.
Aus den Pegelganglinien können sämtliche Abflussschwankungen erfasst und durch unterschiedliche Kennzahlen sehr genau beschrieben werden. Es ist möglich die detektierten Abflussschwankungen einzelnen Kategorien zuzuweisen, um einerseits mit hoher Sicherheit nicht relevante Ereignisse (z. B. Störwellen mit geringer Intensität) auszuschließen und andererseits zu ermitteln, ob der Abflussschwankung ein natürliches Phänomen zugrunde liegt, oder die jeweilige Abflussschwankung anthropogen verursacht wurde. Diese Unterscheidung ist ab einer bestimmten Intensität der Abflussschwankungen möglich. Durch diese Kategorisierung wird ermöglicht, zwischen Referenzpegeln und Pegeln in schwallbelasteten Gewässerstrecken hinsichtlich Auftrittshäufigkeit und Intensität der Abflussschwankungen detaillierte quantitative Vergleiche anzustellen. Die Belastung durch anthropogene Abflussschwankungen ist demnach am Pegel als bekannt anzusehen und kann in unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen von Jahrzehnten über Kalendertage bis zur einzelnen Abflussschwankung analysiert und interpretiert werden.

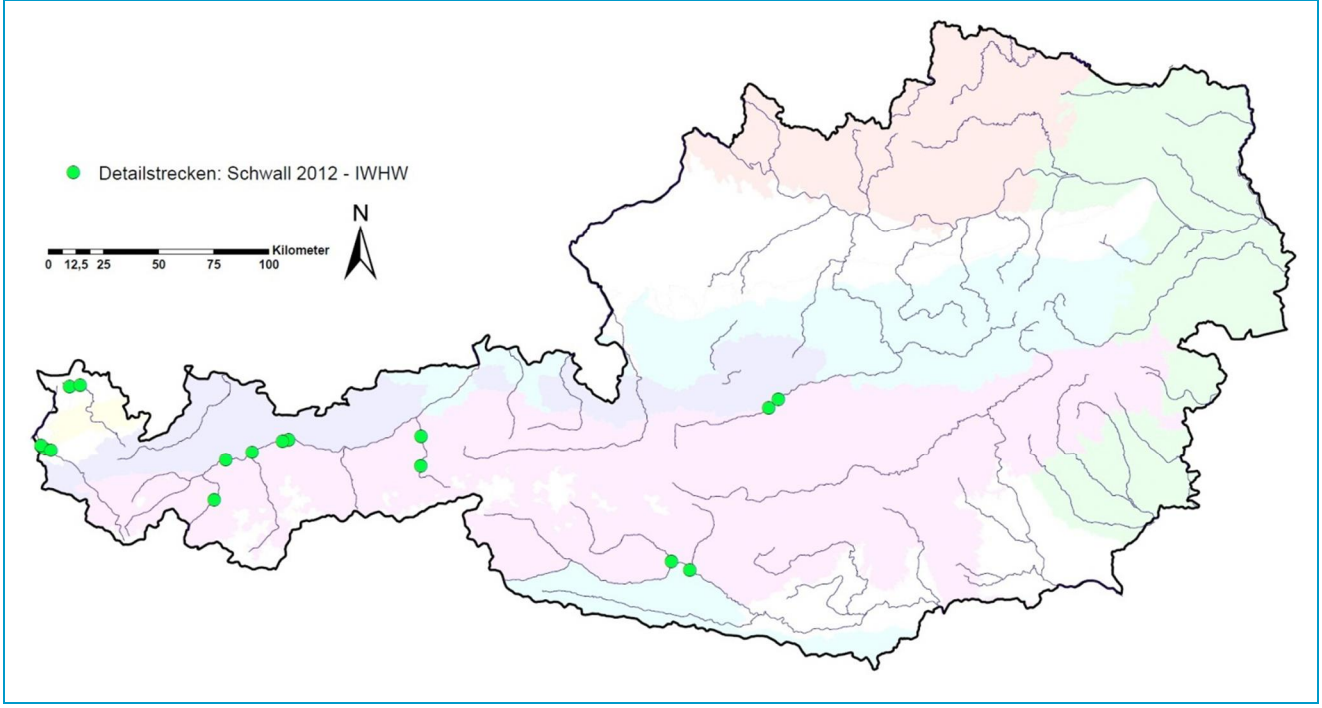
4 Verschneidung: Hydrologie - Gewässermorphologie

In diesem Kapitel wird die Abschätzung der Wasserspiegelschwankungen durch die hydrologisch erfassten Abflussschwankungen unter Einbeziehung gewässermorphologischer Ausprägungen behandelt.
Abflussschwankungen erzeugen Wasserspiegelschwankungen im Gewässer, deren physikalische Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose einwirken und auch morphologische Veränderungen bewirken können. Diese Wasserspiegelschwankungen sind einerseits sehr stark von der Intensität der eingeleiteten Abflussschwankungen abhängig, andererseits ist die Wasserspiegelschwankung auch von der Gerinnegeometrie abhängig. Dieselbe Abflussschwankung zieht in Flüssen mit stark unterschiedlicher Gewässermorphologie nicht dieselben Wasserspiegelschwankungen nach sich.
Ziel dieses Kapitels ist es, die Größenordnung der durch Abflussschwankungen bedingten Wasserspiegelschwankungen an Flüssen mit unterschiedlicher Gewässermorphologie abzuschätzen. Durch die Kombination von hydrologischen Daten und gewässermorphologischen Ausprägungen entsteht ein Ansatz, der es ermöglicht, Gewässerstrecken mit stark unterschiedlichen Größendimensionen direkt zu vergleichen, was durch einen rein hydrologischen Ansatz nur bedingt möglich ist (vgl. 3.5.3). Ziel dieses Kapitels ist nicht, Wasserspiegelschwankungen an einem bestimmten Punkt in einem Gewässerabschnitt wie z. B. einer Schotterbank präzise zu bestimmen (vgl. Schwall 2012 ï IWHW), sondern zu erwartende durchschnittliche Wasserspiegelschwankungen bei bestimmten Abflussschwankungen für die unterschiedlichen Gewässerstrecken, an welchen gewässerökologische Daten erhoben wurden, zu berechnen und so Flüsse mit sehr unterschiedlichen Größendimensionen vergleichen zu können. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist darauf zu achten, dass die ermittelten Werte eine stark vereinfachte Näherung darstellen.

4.1 Methodik

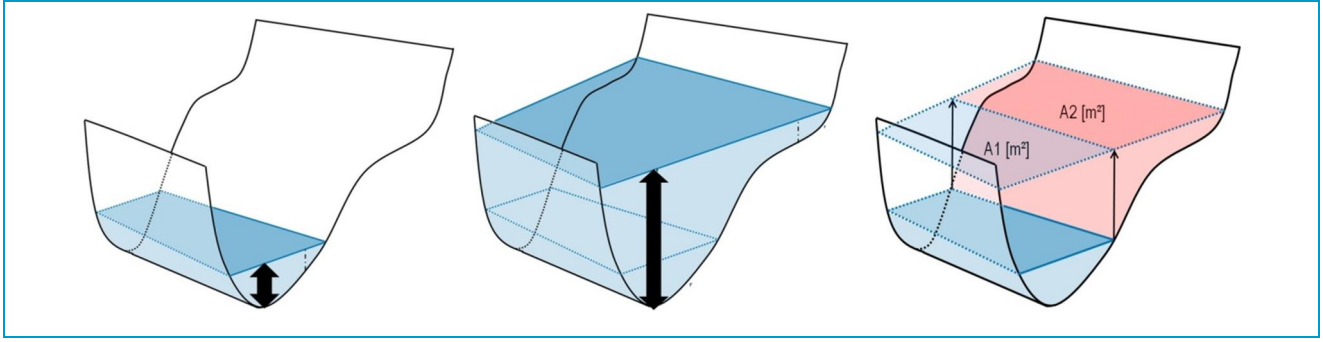
Ziel ist es, die Tiefenveränderung sowie die Breitenveränderung von anthropogen erzeugten Abflussschwankungen abzuschätzen. Für beide Modelle wird die berechnete Wasserspiegeländerung zwischen MQ und $MJNQ_t$ an den Detailstrecken herangezogen. Im Rahmen des Projektes ĂSchwall 2012ñ wurden seitens des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau ï BOKU Wien (IWHW) insgesamt 16 Gewässerabschnitte an schwallbelasteten Flüssen Österreichs tachymetrisch vermessen und zweidimensionale hydraulische Modelle erstellt. Für diese Gewässerabschnitte (im Folgenden ĂDetailstreckenñ genannt) der Flüsse Ill (3 Strecken), Bregenzerach (2), Inn (5), Ziller (2), Drau (2) und Enns (2) wurden die Wasserspiegellagen für bestimmte Abflüsse (MQ und $MJNQ_t$) modelliert. Die Lage der 16 Teilstrecken ist in Abbildung 38 dargestellt.

Abbildung 38: Überblick – Lage der Detailstrecken, Projekt „Schwall 2012“ – IWHW, Boku Wien



Die 16 Detailstrecken dienen als Stichprobe für Wasserspiegelschwankungen (vgl. Abbildung 39) unter definierten hydrologischen Voraussetzungen. An den Gewässerstrecken, an welchen gewässerökologische Daten erhoben wurden (im Folgenden Ăökologische Monitoringstreckenñ genannt), stehen keine detaillierten Informationen zur Flussmorphologie zur Verfügung. Hydrologische Kennzahlen können allerdings durch den Ădigitalen hydrologischen Atlas Österreichñ (digHAO) flächendeckend ermittelt werden (BMLFUW, 2007). Als konsistente Vergleichsparameter zwischen Detailstrecken und ökologischen Monitoringstrecken werden die hydrologischen Kennzahlen MQ und $MJNQ_t$ definiert und für sämtliche Strecken erhoben. Als Ausgangsdatenlage wurden seitens des IWHW die Wasserspiegellagen von MQ und $MJNQ_t$ für die Detailstrecken modelliert.

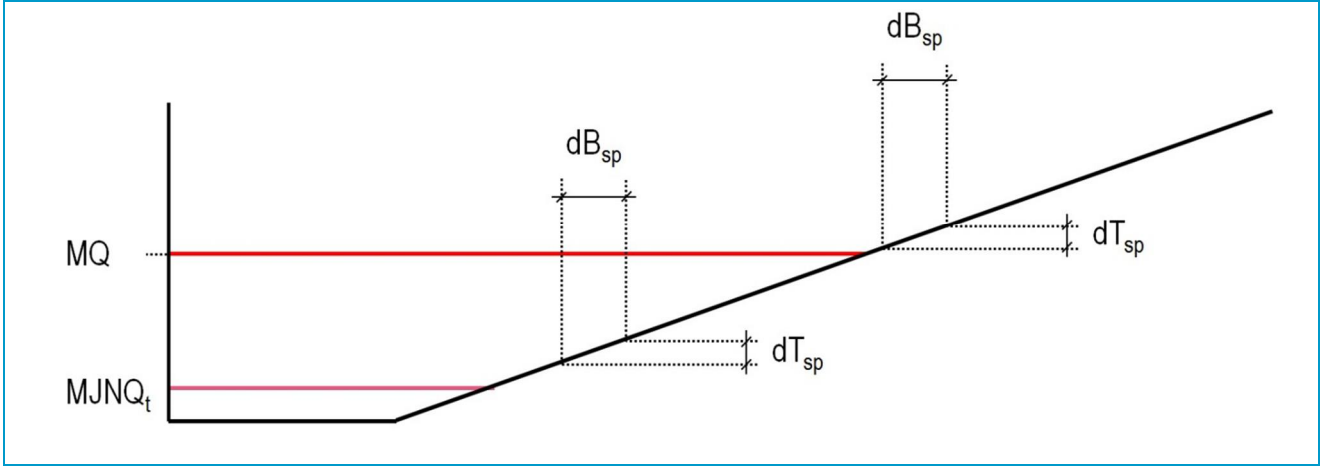
Abbildung 39:Schematische Darstellung – Sunkabfluss (links), Tiefenveränderung bei Schwallabfluss (Mitte); Breitenveränderung bei Schwallabfluss (rechts)



Für jede Detailstrecke wird die mittlere Tiefenänderung (cm) und mittlere Breitenänderung (cm) zwischen MQ und $MJNQ_t$ berechnet. Werden die beiden Änderungen in Relation zur Abflussdifferenz gesetzt, so erhält

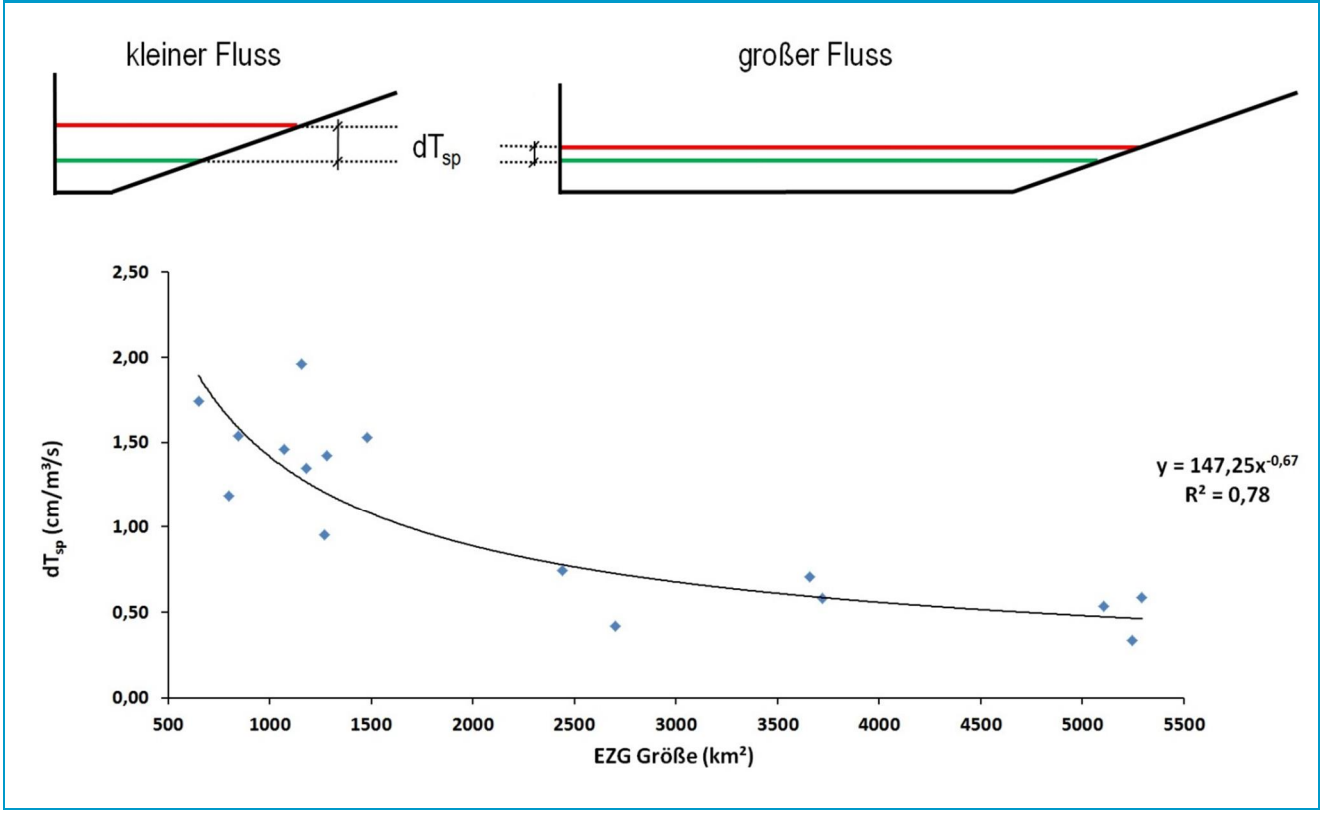
man eine mittlere spezifische Tiefen- (dT_{sp}) bzw. mittlere spezifische Breitenänderung (dB_{sp}). Beide Kennzahlen werden als lineare Größen für jegliche Wasserstandsänderungen angenommen (Abbildung 40). Die so aus den Detailstrecken für jede einzelne Strecke gewonnenen Informationen können als vereinfachte ĂRegelprofileñmit konstanter Uferneigung beschrieben werden.

Abbildung 40: Systemskizze – linearer Verlauf des „mittleren Streckenprofils“



Zur Abschätzung der mittleren spezifischen Tiefenveränderungen (dT_{sp}) an den Monitoringstrecken wird ein Modell in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße erstellt (Abbildung 41).

Abbildung 41: Systemskizze (obere Grafiken) und Modell zur Abschätzung der mittleren spezifischen Tiefenänderung (unten) (dT_{sp}), Datenbasis: Detailstrecken Projekt Schwall 2012, IWHW

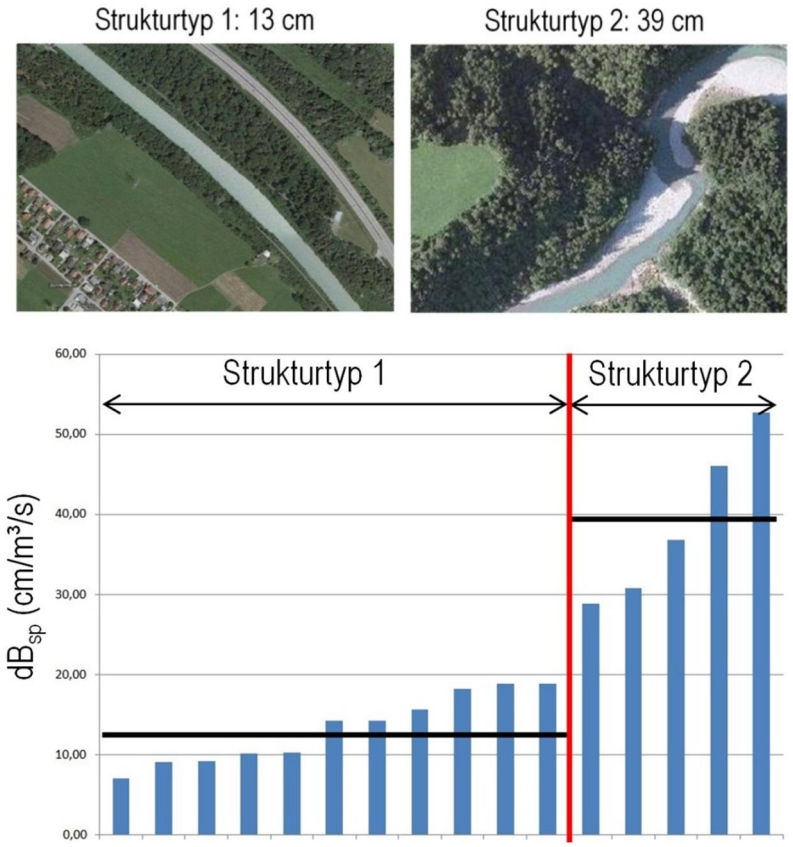


Das Modell erklärt ca. 78 % der Variabilität der spezifischen Tiefenänderung. Der durchschnittliche Fehler liegt somit bei lediglich ca. 22 %. Anhand der Residuen des Modells ist ersichtlich, dass der maximale Fehler des Modells bei kleineren Flüssen etwa bei 30 % liegt und bei steigender Einzugsgebietsgröße deutlich abnimmt. Zur Validierung, bzw. um den maximalen Fehler zu überprüfen, werden durch das beschriebene Modell ermittelte Abschätzungen der Tiefenveränderung mit der an Pegelprofilen gemessenen tatsächlichen Tiefenveränderung verglichen.

Zur Abschätzung der mittleren spezifischen Breitenänderung (dB_{sp}) wird folgende Modellannahme definiert: ĂDie mittlere spezifische Breitenänderung ist ausschließlich vom Strukturtyp (Ăstark verbaute Gewässerstrecke ï Strukturtyp 1 bzw. Ăwenig verbaute Gewässerstrecke ï Strukturtyp 2) abhängigñ Um den jeweiligen Strukturtyp der Detailstrecken (sowie der ökologischen Monitoringstrecken) zu bestimmen, wurde dieser auf Basis der NGP Daten (BMLFUW, 2010) und mithilfe von Orthofotos den einzelnen Gewässerstrecken optisch zugewiesen (vgl. Abbildung 42 bzw. 6.2.4).

Die an den Detailstrecken berechneten mittleren spezifischen Breitenänderungen der einzelnen Gewässerstrecken werden nach aufsteigendem Wert gereiht und anhand der Größenordnung der spezifischen Breitenänderung in zwei Gruppen (Strukturtyp 1/Strukturtyp 2) geteilt und für jede Gruppe der Mittelwert berechnet. Für Strukturtyp 2 (wenig verbaute Gewässerstrecken) wird im Mittel eine spezifische Breitenänderung von 39 cm berechnet, während für den Strukturtyp 1 im Mittel lediglich 13 cm erreicht werden.

Abbildung 42: Modell zur Abschätzung der mittleren spezifischen Breitenänderung (dB_{sp}), Datenbasis: Detailstrecken Projekt Schwall 2012, IWHW



Die maximalen Abweichungen der an den einzelnen Detailstrecken berechneten spezifischen Breitenänderung zum jeweiligen Mittelwert des Streckentyps betragen für Strukturtyp 1 rund 45 % und für Strukturtyp 2 rund 33 %. Der Vergleich der jeweiligen manuellen Strukturtypeinstufung mit den berechneten spezifischen Breitenänderungen zeigt, dass von 16 Detailstrecken durch die manuelle Einstufung 11 Detailstrecken der richtigen Gruppe zugewiesen werden können. Bei fünf Gewässerstrecken (Bregenzerach 1, Inn 3 und Inn 4; Drau 1 und Drau 2) konnte die spezifische Breitenänderung nicht durch die manuelle Einstufung abgeschätzt werden.
Im Anhang sind sämtliche für die beschriebenen Modelle zur Abschätzung der spezifischen Tiefen- und Breitenänderung analysierten Daten gelistet. Weiters sind sämtliche Einstufungen des Strukturtyps für die Detailstrecken und Monitoringstrecken angeführt (vgl. Anhang 12.2).
Mithilfe der jeweiligen Einzugsgebietsgröße bzw. des Strukturtyps der Monitoringstrecken können durch Multiplikation der ermittelten spezifischen Größen und der hydrologischen Kennzahlen 3-5 die zu erwartenden Wasserspiegelveränderungen der jeweiligen Abflussschwankung abgeschätzt werden, wobei zur Abschätzung der Breitenänderung jeweils beide Strukturtypen herangezogen werden. Die Intensität wird entsprechend den hydrologischen Kennzahlen klassifiziert. Im Anhang sind sämtliche Kennzahlen für Anstiege und Abstiege angeführt (vgl. 12.1.6).

4.2 Ergebnisse

Österreichweit haben anthropogene Abstiegsereignisse mit hoher Intensität während einem Zeitintervall von einer Minute (definiert durch Kennzahl 3 Ämittlere Abflussänderungsgeschwindigkeitñ vgl. 3.1.2.2) Tiefenänderungen in der Größenordnung von 0,15 bis zu 3 cm zur Folge, wobei die Breitenänderung bei wenig verbauten Gewässerabschnitten (Strukturtyp 2) über 35 cm betragen kann. Bei stark verbauten Gewässerabschnitten sind Breitenänderungen von bis zu 12 cm zu erwarten. (Die Zuweisung der berechneten Breitenänderungen zu den einzelnen Strukturtypen sind Näherungswerte zur Abschätzung des zu erwartenden Wertebereichs in der jeweiligen Gewässerstrecke - die tatsächlichen Breitenänderungen können innerhalb einer Gewässerstrecke vor allem abhängig von der betrachteten Profilform stark varieren.) Tiefen- und Breitenänderungen der Kategorie ÄSUB1ñ sind im Vergleich zur Kategorie ÄPot_Schwallñ erheblich geringer (vgl. Abbildung 43 bis Abbildung 45).

Abbildung 43: Intensität – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall – Mittelwert-Klasse 5“ (rot) und „SUB1 – Mittelwert“ (gelb) für Abstiegsereignisse; (hydromorphologische Betrachtungsweise – Tiefenänderung); Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008

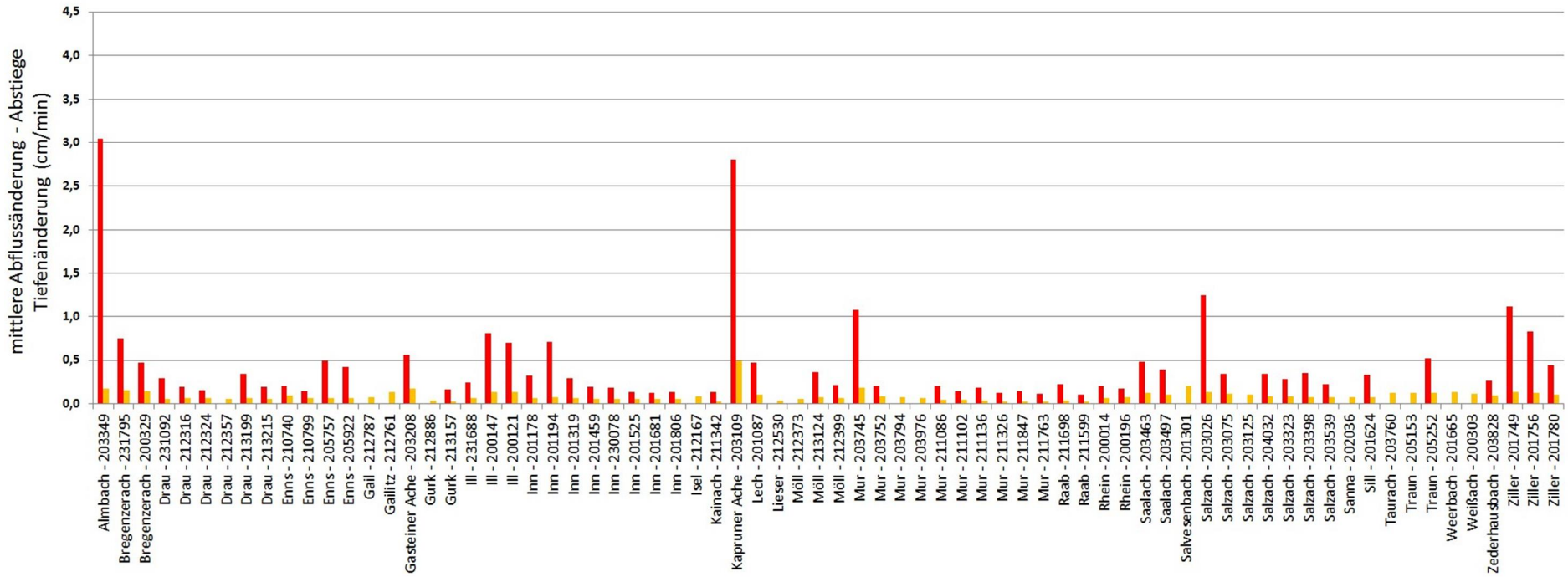


Abbildung 44: Intensität – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall – Mittelwert-Klasse 5“ (rot) und „SUB1 – Mittelwert“ (gelb) für Abstiegsereignisse; (hydromorphologische Betrachtungsweise : Breitenänderung – Strukturtyp 2); Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008

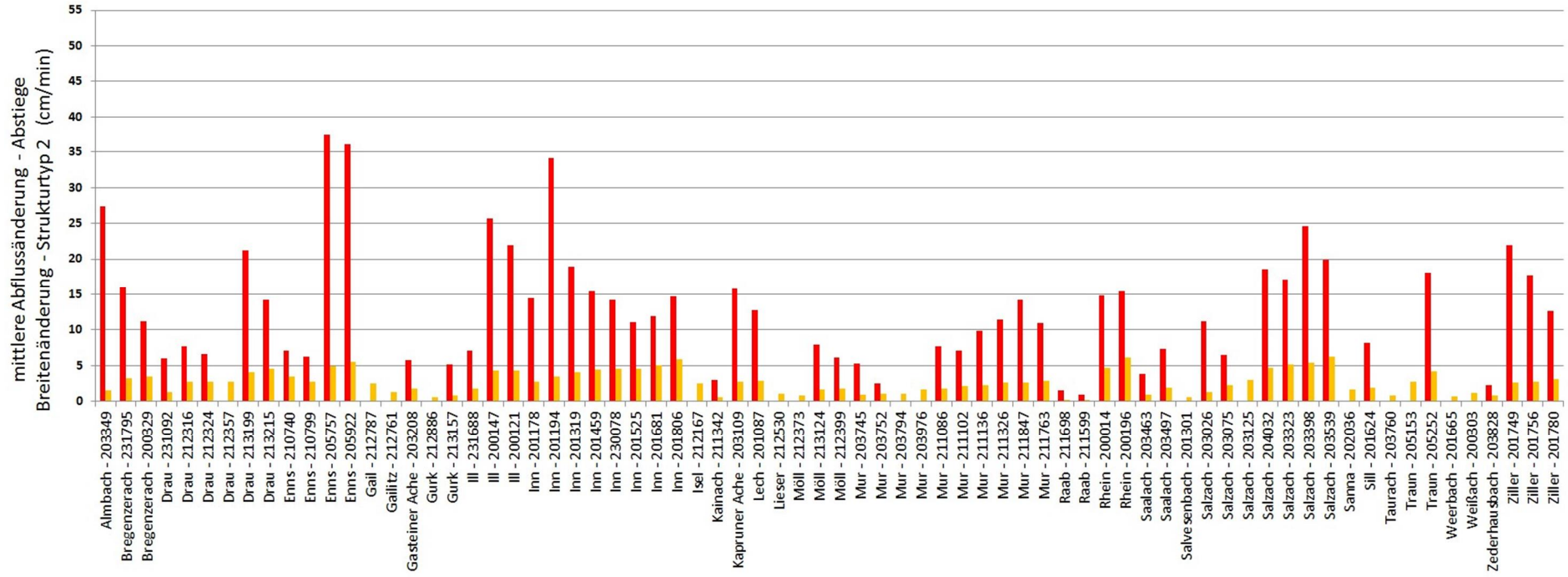
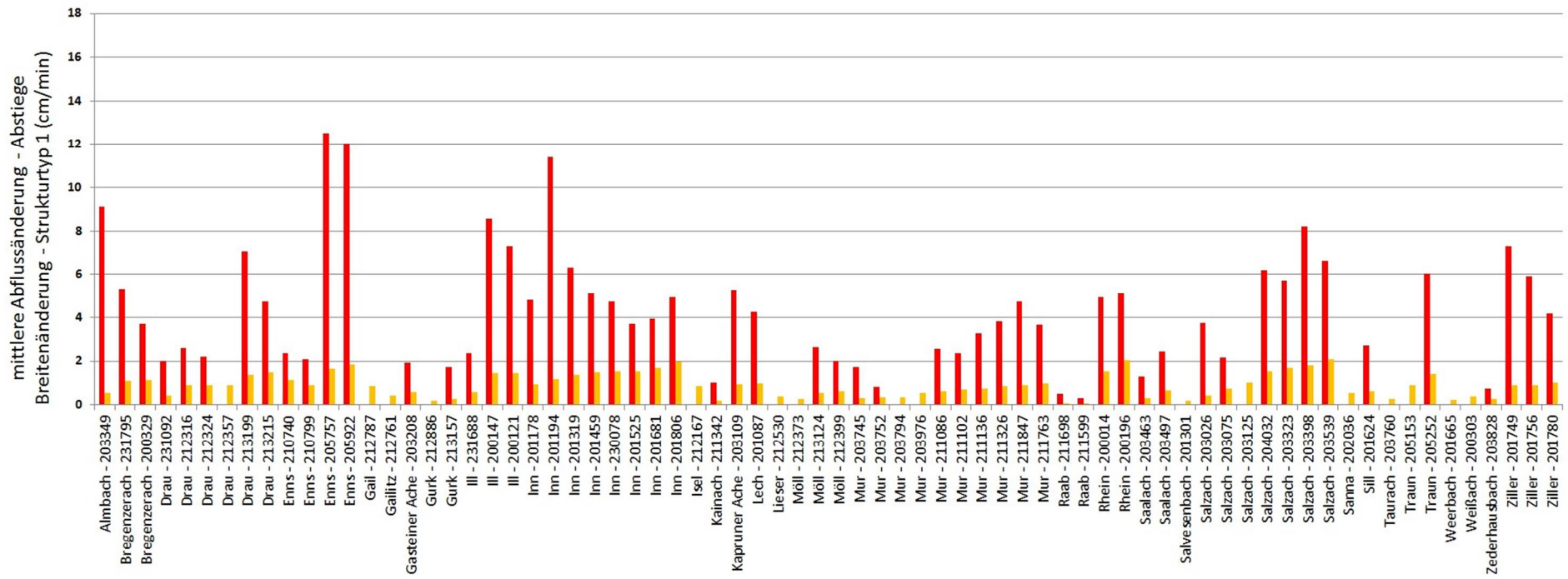
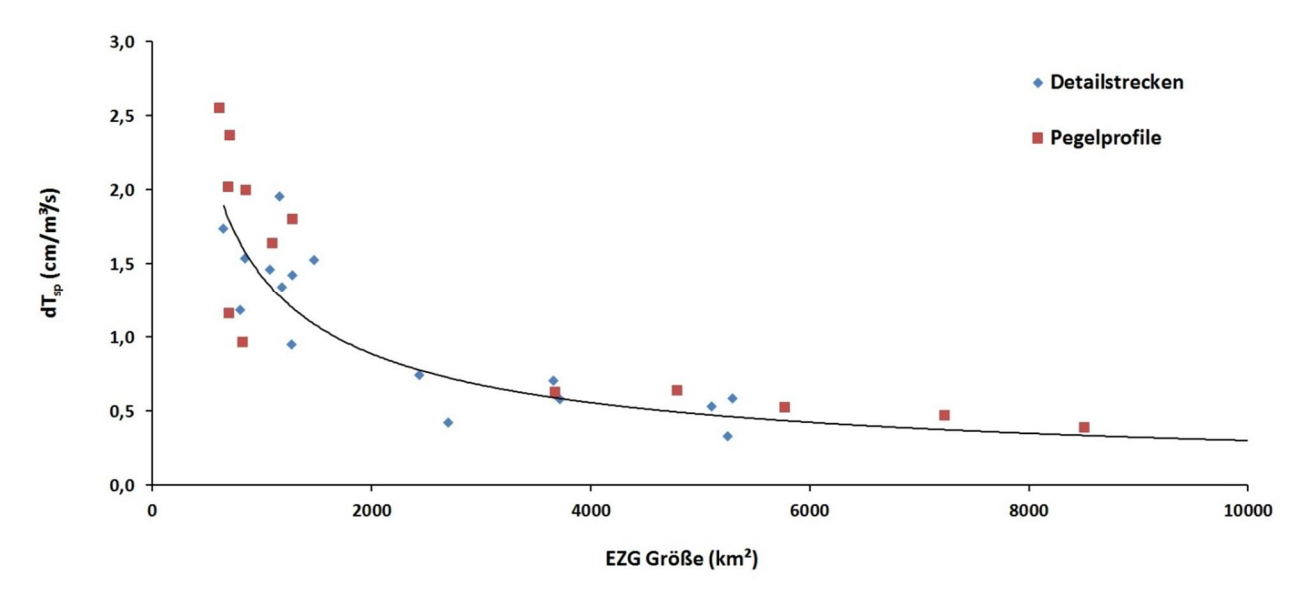


Abbildung 45: Intensität – „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ von Ereignissen der Kategorie „Pot_Schwall – Mittelwert-Klasse 5“ (rot) und „SUB1 – Mittelwert“ (gelb) für Abstiegsereignisse; (hydromorphologische Betrachtungsweise: Breitenänderung – Strukturtyp 1); Jahresmittel: Jänner 2004 – Dezember 2008



Letztendlich wurde das Modell der mittleren spezifischen Tiefenveränderungen (dT_{sp}) in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße (km²) an ausgewählten Pegelmessstellen (13 Pegel) validiert. Für die Pegelmessstellen wurde mithilfe der zugehörigen Pegelschlüssel der jeweilige Wasserstand im Pegelprofil bei Mittelwasserabfluss (MQ) und bei mittlerem Sunkabfluss (Q_Sunk_MW) ermittelt. Somit konnte die tatsächliche spezifische Wasserspiegeländerung, oder mittlere spezifische Tiefenveränderung (dT_{sp}) in cm pro m³/s am Pegelprofil errechnet werden. Die durchschnittliche Abweichung der tatsächlichen Wasserspiegeländerung an den Pegeln von den Modellergebnissen beträgt 22 %. Für die Pegel mit einem Einzuggebiet < 2000 km² liegt die Abweichung deutlich höher (28 %), verglichen mit den Pegeln mit einem Einzugsgebiet > 2000 km² (12 %) (vgl. Abbildung 46).

Abbildung 46: Modellvalidierung der mittleren spezifischen Tiefenänderung (dT_{sp}) an ausgewählten Pegelmessstellen



4.3 Schlussfolgerungen

Die Größenordnungen der durch die Abflussschwankungen ausgelösten Veränderung der Wasserspiegellage kann durch das beschriebene Modell hinsichtlich der Tiefenänderung plausibel abgeschätzt werden. Im Hinblick der zu erwartenden spezifischen Breitenänderung anhand der Strukturtypeinstufung durch Orthofotos und NGP-Daten zeigt sich, dass verhältnismäßig große Unsicherheiten vorhanden sind. Deshalb werden zur Ermittlung der Bandbreite der Breitenänderung durch die jeweiligen Abflussschwankungen jeweils beide berechneten spezifischen Breitenänderungen für Strukturtyp 1 und Strukturtyp 2 mit den hydrologischen Kennzahlen multipliziert (vgl. Abbildung 43 bis Abbildung 45). (Anm.: Die erwähnten Unsicherheiten betreffen lediglich die Abschätzung der Breitenänderung durch die Abflussschwankungen und des Strukturtyps, nicht die Strukturtypeinstufung an sich.)

Die hydromorphologische Betrachtungsweise stellt ein vereinfachtes Modell dar, um anthropogene Abflussschwankungen bei unterschiedlichen Flussgrößen zu vergleichen. Die geschätzten Werte sind als repräsentative Kennzahlen für Gewässerstrecken zu interpretieren und können nicht direkt auf einzelne

Stellen der Strecke wie beispielsweise einer Schotterbank übertragen werden. Sämtliche Kennzahlen, welche durch die hydromorphologische Betrachtungsweise berechnet wurden, werden ebenfalls in die statistische Analyse der Auswirkungen von anthropogen erzeugten Abflussschwankungen auf die Gewässerökologie miteinbezogen.

5 Makrozoobenthos

Die vorliegende Studie untersucht die möglichen Auswirkungen von Schwall- und Sunkerscheinungen auf die Lebensgemeinschaft benthischer Evertebraten am Beispiel der Fließgewässer Ziller, Enns, Sölk und Drau. Anhand von Freilanduntersuchungen und einer Literaturrecherche soll die (potentielle) Reaktion der benthischen Lebensgemeinschaft auf den Schwalleinfluss festgestellt werden.
Dabei werden verschiedene **Schwerpunkte** gesetzt:

- Die quantitative Untersuchung ufernaher Flussbereiche,
- die Analyse der benthischen Besiedlung wechselfeuchter Uferbereiche und
- die methodischen Fragestellungen der Freilanderhebung und Defizitanalyse an den Stressor Schwall.

Zudem soll ermittelt werden, welche Taxa sensitiv auf Schwallereignisse reagieren und daher als Indikatoren verwendet werden können.
In einem Workshop an der Universität für Bodenkultur wurden folgende vier **Wirkungshypothesen** erarbeitet:

- kein Rückgang der Individuendichte und Biomasse, keine Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung
- ein Rückgang der Individuendichte und Biomasse ohne Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung
- ein Rückgang der Individuendichte und Biomasse mit Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung
- kein Rückgang der Individuendichte und Biomasse, jedoch Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung sowie ein Individuen- und Biomasseverlust durch Strandungsphänomene in der Wasserwechselzone als Folge des Sunks

Grundsätzlich ist anzumerken, dass aufgrund der geringen Probenanzahl die Aussagekraft dieses Kapitels eingeschränkt ist. Aufgrund der Festlegung im Projektteam wurde im Rahmen der vorliegenden Studie das Qualitätselemnt Fische für weiterführende Analysen verwendet.

5.1 Schwalleinfluss und Makrozoobenthos: Literaturübersicht

Hydrologie

Der Abfluss und dessen zeitliche Veränderungen zählen zu den Haupteinflussfaktoren, die fundamentale abiotische und ökologische Charakteristiken von Flussökosystemen prägen (Bunn & Arthington, 2002; Hart & Finelli, 1999; Poff et al., 1997 & 2010). Das regelmäßige und schnelle Wechseln zwischen Schwall- und Sunkerscheinungen kommt in natürlichen Systemen nicht vor und stellt deswegen aus hydrologischer Sicht eine Störung dar (Greimel et al., In prep.; Meile et al., 2005).

Effekte

- **Erhöhte Sedimentbewegung bei Schwallereignissen**

Bei Schwalldurchgang kommt es zur Mobilisierung von auf der Deckschicht aufliegendem Sediment (Rollkies und Sand), was zu einem ĂKugelmühlen-ñ oder ĂSandstrahleffektñ führt. Die Folge davon sind Abrasion von Phytobenthos und erhöhte Drift (ĂKatastrophen-ñ oder ĂMassendriftñ (Gibbins et al., 2007)) von Makrozoobenthos (MZB), bei gleichzeitiger Verhinderung der Wiederansiedelung (Moritz et al., 2001; Baumann & Klaus, 2003; Limnex, 2009). So führen Moritz & Pfister (2001) explizit an, dass Ăschwallbedingter Geschiebetransport einer der maßgeblichsten Faktoren für die generell niedrigen Besiedlungsdichten und Biomassen, insbesondere in den Tiefenrinnenñ ist. Lokal konnte auch ein Aufreißen der Deckschicht nachgewiesen werden (Moritz & Pfister, 2001), was mit einem Verlust der dortigen MZB ï Besiedlung gleichzusetzen ist.

- **Kolmation**

Kolmation ist eine in der Literatur mehrfach angeführte Folge des Schwalls (Moritz & Pfister, 2001; Baumann & Klaus, 2003; Bruno et al., 2009). In den Untersuchungen am Alpenrhein wurden Kolmationseffekte, neben dem Geschiebetransport, als zweiter maßgeblicher Faktor festgestellt, auf den sich Defizite (insbesondere der weitgehende Ausfall v. a. größerer Sedimentlückenbewohner) zurückführen lassen (Moritz & Pfister, 2001). Dieses Phänomen wird allerdings speziell am Alpenrhein kontrovers diskutiert (siehe Vorarlberger Illwerke AG, 2011).
Kolmation ist unter anderem die Folge erhöhten Geschiebetriebes und Schwebstoffeintrages, wodurch die Lückenräume des Interstitials verstopft werden. Gefördert wird dies durch einen ĂVibrationseffektñ bei Schwalldurchgang, der zu erhöhtem Feinsedimenteintrag in die Sohle führen kann (Schweizer et al., 2009). Diese Problematik betrifft nicht nur die dauerbenetzte Zone. Selbiges gilt auch für die Wasserwechselzone, wo bei Schwall Feinsedimente angeschwemmt werden und sich dort absetzen (Baumann, 2004; Meile et al., 2005; Paetzold, 2008). Die ökologische Problematik der Kolmation besteht darin, dass mit der Verringerung der Lückenräume im Flussbett Lebens- und Rückzugsraum für MZB ï Organismen (Bo et al., 2007), genauso wie für juvenile Fische, verloren geht. Für das MZB bedeutet das speziell bei Schwalldurchgang, dass ein Rückzug ins Interstitial bei steigender hydraulischer Belastung nicht mehr möglich ist und daher Drift vermehrt stattfindet.

- **Wechselfeuchte Flächen**

Wechselfeuchte Uferbereiche, die bei Schwall benetzt sind und bei Sunk trockenfallen, werden als Wasserwechselzone bezeichnet. Diese stellen in manchen Fällen Ăverödungszonenñ dar, da sie von Wasser- und Landorganismen aufgrund der sich dauernd ändernden Bedingungen nicht genutzt werden können (z. B. Moritz & Pfister, 2001; ÖWAV, 2008; Schnell, 2005). Bei Sunk strandende, oder in kleinen Tümpeln zurückbleibende Wasserorganismen sind unmittelbar durch Sauerstoffmangel oder Vertrocknen bedroht und können sich gleichzeitig oft nicht ausreichend ins Interstitial zurückziehen, da dieses kolmatiert ist. Landorganismen haben das umgekehrte Problem, sie werden bei Schwall zurückgedrängt oder abgetrieben. Die Folge ist, dass die Wasserwechselzone von den meisten Organismen gar nicht besiedelt wird und sich dort nur wenige Arten halten können (Baumann & Klaus, 2003). Die Problematik wird bei sehr flachen Uferbereichen verstärkt, da die wechselfeuchten Flächen dementsprechend größer sind.

- **Trübung**

Erhöhte Trübung bzw. Schwebstoffeintrag ergibt sich aus den durch Schwälle mobilisierten Schwebstoffdepots sowie durch turbiniertes Gletscherwasser (Limnex, 2001; Meile et al., 2005). Für das Phytobenthos bedeutet das eine eingeschränkte Produktivität wegen des geringeren Lichtangebotes und höhere mechanische Belastung (ĂSandstrahleffektñ durch Schwebstoffe). In erster Linie dürfte die erhöhte mechanische Belastung ab einer gewissen Tiefe limitierend wirken, und das verringerte Lichtangebot eher

eine untergeordnete Rolle spielen (Limnex, 2001). Erhöhte mechanische Belastung und Kolmation durch Schwebstoffe haben auf das MZB ebenfalls negativen Einfluss, genauso wie bei Fischen durch erhöhte Trübung zumindest Ămit vermehrten Anzeichen von Stress und mit schleichenden Veränderungen in der Physiologie und im Verhalten der Tiere zu rechnen [ist]ñ(Meile et al., 2005).

- **Temperaturschwankungen**

In Fließgewässer-Ökosystemen ist die Temperatur ein Schlüsselparameter, sie erklärt meist die räumliche und zeitliche Verteilung von benthischen Organismen. Zoogeographische Modelle weisen darauf hin, dass physiologische Restriktionen aus persistenten Temperaturanpassungen hervorgehen und so in vielen Fällen auch Umweltbarrieren in der Evolution erklären. Da der Stoffwechsel stark von der Temperatur abhängt, kann davon ausgegangen werden, dass solche kurzfristigen Temperaturänderungen die Wasserorganismen negativ beeinflussen (Schweizer et al., 2009). Die Temperatur hat also starke Effekte auf die physiologischen Prozesse, die Produktion innerhalb des Gewässers und den Lebenszyklus benthischer Organismen (vgl. Zwick, 1996; Frutiger & Buergisser, 2002 und Frutiger, 2004).
In alpinen Gewässern kann in der Regel von tiefen Temperaturen ausgegangen werden. Sie erreichen nur ein bis zwei Monate im Jahr Temperaturen von über 10-12 °C und werden als sommerkalt bezeichnet. Je nach Höhenlage können die Temperaturen im Winter innerhalb des Fließgewässers für einige Monate unter 0 °C sinken, jedoch gibt es nur sehr selten eine Eisbildung bis zum Gewässergrund. Während dieser Zeit laufen die Wachstumsprozesse der aquatischen Organismen relativ langsam ab und ihre Entwicklung dauert infolgedessen auch länger (Forstenlechner et al., 1997).
Die Hydrologie eines Speichersees ist stark anthropogen beeinflusst. Solange das gespeicherte Wasser nicht abgearbeitet wird, kann sich in einem Speichersee, ähnlich wie im Jahresverlauf eines natürlichen Sees, im Sommer und Winter eine Stratifizierung (Temperaturschichtung) ausbilden (Jungwirth et al., 2003). Das Hypolimnion (Tiefenwasser) des Reservoirs weist also ganzjährig eine relativ konstante Temperatur auf. Wird dieses Wasser im Zuge der Energieproduktion abgearbeitet, ändert sich die Temperatur im Unterwasser des Kraftwerks jeweils mit dem Wechsel zwischen Schwall und Sunk. Diese Temperaturschwankungen von mehreren °C sind also bis zu 3x täglich möglich. Im Sommer müssen die Organismen je nach Ausprägung der Schwälle, entgegen dem natürlichen Zustand des Fließgewässers, Kaltschwälle und im Winter Warmschwälle ertragen (Limnex, 2004).
Arten mit raschem saisonalem Lebenszyklus sind von den Auswirkungen der Langzeit-Schwankungen weniger betroffen als Arten mit langsamer Entwicklung. Ebenso könnten kalt-stenotherme Arten von den niedrigeren Temperaturen unterhalb des Wasserauslasses des KW´s profitieren. Sie sind jedoch in Ausleitungsstrecken/Restwasserstrecken wieder im Nachteil, wo wiederum die warm stenothermen Arten profitieren. Die Abwesenheit von Extremtemperaturen unterhalb eines Kraftwerks kann ebenfalls einen Verlust bestimmter Arten, welche solche Spitzen zur Einleitung bestimmter Phasen ihres Lebenszyklus benötigen (z. B. um die Diapause zu beenden/durchbrechen oder zur Emergenz) führen (Frutiger, 2004). Unter anderem konnten Carolli et al. (2012) nachweisen, dass durch Schwall verursachte Temperaturänderungen eine 2 bis 5-fach erhöhte MZB ï Drift zur Folge haben.

Auswirkungen auf die benthischen Organismen

- **Rückgang von Abundanz und Biomasse des MZB**

Da Organismen nur an einen bestimmten Bereich hydraulischer Bedingungen optimal angepasst sind (z. B. Sagnes et al., 2008), kommt es bei einem schnellen Wechsel von Schwall- und Sunkphänomenen zu einer Habitatreduktion und in weitere Folge zu Populationseinbußen bis hin zum völligen Ausfall hydraulisch sensitiver Arten. Negative Auswirkungen auf das Flussökosystem wie der Rückgang bzw. auch Einbruch der makrozoobenthischen Besiedlung schwallbeeinflusster Strecken werden z. B. von Bretschko & Moog

(1990) beschrieben. In der von Baumann & Klaus (2003) durchgeführten Literaturstudie wird in 65-75 % der berücksichtigten Arbeiten zur Schwallproblematik ein Rückgang von Biomasse, Individuendichte oder Häufigkeit festgestellt. Weitere Arbeiten bestätigen dieses Bild ebenfalls (Cereghino & Lavandier, 1998). Speziell in der Wasserwechselzone kommt es zu den größten Verlusten, sodass hier, wie zuvor erwähnt, von ĂVerödungszonenñgesprochen werden kann (Moritz & Pfister, 2001).
Raddum (1985) beschreibt eine Verschiebung der Populationsstruktur in Richtung kleinerer Individuen bei einigen Ephemeroptera und Plecoptera Arten, da die größeren Individuen vermehrt in die Drift gingen.
Moog (1993) beobachtete in den Fallstudien an der Bregenzerach und an der Drau quantitative Veränderungen der benthischen Fauna. Er führt Ausfälle der MZB-Organismen während Sunk oder Niederwasser meist auf stranden, ersticken, austrocknen oder aktive Flugreaktionen zurück. Innerhalb der ersten Flusskilometer nach der Einleitung wurden enorme Biomasse - Ausfälle von etwa 75-95 % und nach etwa 20 bis 40 km von 40-60 % beobachtet. Zusätzlich dazu wurden die Steigerungen euryöker Arten (meist Chironomidae), robuster Formen (Heptageniidae, Ephemerellidae) sowie die Zunahme von Arten, welche üblicherweise auf der Suche nach Schutz vor mechanischer Abdrift tiefer in das Interstitial wandern (Leptophlebiidae, Leuctridae), beobachtet.
Vor allem in regulierten, begradigten Flussabschnitten werden Organismen, die nicht an höhere Strömungsgeschwindigkeiten angepasst sind, vermehrt abgeschwemmt (Moog, 1993).

- **Änderung des Artenspektrums bzw. der Dominanzverhältnisse**

Auch die Struktur der vorhandenen MZB ï Gesellschaften weist in den meisten Fällen auf den anthropogenen Einfluss hin (Baumann & Klaus, 2003; Limnex, 2009; Schweizer et al., 2009), wobei das oftmals die Dominanzverhältnisse der Zönose (Lebensgemeinschaft) betrifft. So konnte bei mehreren der untersuchten Schwallstrecken keine Änderung der Artengarnitur festgestellt werden, die Dominanzverhältnisse oder (und) quantitativen Größen entsprachen aber dennoch nicht natürlichen Verhältnissen (Baumann & Klaus, 2003; Cereghino & Lavandier, 1998; Cereghino et al., 2002; Salcher, 2012; Steidl, 2012). Auffällig ist vor allem die Arten- oder Dominanzverschiebung zu ökologisch anspruchsloseren sowie kleineren bzw. schlankeren Gruppen, wie z. B. bestimmte Arten der Oligochaeta oder Chironomidae (Bretschko & Moog, 1990; Forstenlechner et al., 1997; Riedl, 2010; Troelstrup & Hergenrader, 1990; Salcher, 2012). Grundsätzlich sind EPT ï Taxa, sowie generell kolmationsempfindliche Arten von Schwall am stärksten betroffen (Bruno et al., 2009; Baumann, 2004).

- **Massen- oder Katastrophendrift**

Eine häufige Folge von Schwall ist die deutlich erhöhte MZB ï Drift durch den Abflussanstieg bei Schwall (z. B. Baumann & Klaus, 2003; Meile et al., 2005; Limnex, 2009). Unter natürlichen Bedingungen tritt diese sogenannte ĂKatastrophen-ñ oder ĂMassendriftñ (Gibbins et al., 2007) nur bei Hochwässern, also wenige Male im Jahr auf. Bei Schwalldurchgang hingegen werden regelmäßig erhöhte Driftraten festgestellt, in einigen Fällen wird sogar täglich eine Katastrophendrift ausgelöst (Baumann & Klaus, 2003). Die direkte Folge der regelmäßig erhöhten Evertebratendrift ist eine Reduktion der Biomasse (Schweizer et al., 2009). Davon sind v.a. Eier, juvenile und schlupfreife Larven sowie Puppen durch mechanisches Abschwemmen betroffen (Limnex, 2004). Céréghino & Lavandier (1998) stellten in ihrer Studie an der Oriége fest, dass der Populationsrückgang einiger Ephemeroptera durch Katastrophendrift vor allem im Herbst, bei natürlicher Niederwasserführung, besonders hoch ist. Zusätzlich konnte in einigen Arbeiten festgestellt werden, dass das an den Tag-Nacht-Rhythmus angepasste, natürliche Driftmuster verloren geht. Die Drift ist dann in erster Linie durch den Schwall beeinflusst, ein klares Tag-Nacht-Muster lässt sich nicht mehr beobachten (z. B. Cereghino et al., 2004; Lagarrigue, 2002).

Faunenveränderungen ergeben sich aus dem Zusammenspiel der beschriebenen Faktoren, in erster Linie aus den schwankenden hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Scherspannung), den Folgen (Sedimenttransport) daraus, dem Trockenfallen sowie der Kolmation. Doch auch Trübung und Temperaturschwankungen dürften ihren Anteil daran haben, auch wenn sie alleine wirkend, das Ökosystem nicht im gleichen Ausmaß schädigen.

5.2 Methodik

Die Wasserrahmenrichtlinie zieht zur Beurteilung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern auf Basis des Qualitätselementes Makrozoobenthos ausschließlich die nach dem Prinzip des Multi-Habitat-Sampling (MHS) entnommenen Proben heran.
Aus bisherigen Studien zu Auswirkungen von Schwall- und Sunk-Erscheinungen geht hervor, dass die Methode des Multi-Habitat-Sampling nicht immer aussagekräftige Ergebnisse liefert, worauf in Ofenböck et al. (2010) eindeutig hingewiesen wird, da sich der Stressor Schwall v. A, auf die quantitative Komponente der benthischen Besiedlung auswirken kann und aufgrund generell starker saisonaler Schwankungen die Methode nicht präzise als Bewertungskriterium herangezogen werden kann. Zudem wird von der Hypothese ausgegangen, dass die Uferstrukturen bzw. die Bereiche entlang der Wasseranschlagslinie, die durch Schwall- und Sunk-Erscheinungen am stärksten beeinflussten Habitate darstellen. Daher wurde zusätzlich zur wasserrahmenrichtlinien-konformen Methode (MHS) ein individuelles Probenahme-Design zur quantitativen Erhebung des Makrozoobenthos mittels modifizierter Kasten-Sampler entwickelt.
Zur Erfassung des Schwalleinflusses auf das MZB wurde (mit Ausnahme der Drau), an jedem untersuchten Gewässer eine Vergleichsstrecke oberhalb der Beeinflussung beprobt. Dabei ist anzumerken, dass es sich dabei nicht um völlig natürliche Referenzstellen handelt, da diese v.a. bezüglich des Abflussregimes, der Morphologie, der Gefällesituation z.T. von den schwallbeeinflussten Stellen abweichen, jedoch den bestmöglichen Zustand bezüglich Naturnähe widerspiegeln (best available). Diese Vergleichsstrecken werden im Folgenden daher trotzdem als ĂReferenzñbezeichnet.

5.2.1 Methoden der Probenahme im Freiland

5.2.1.1 Multi-Habitat-Sampling

Ziel der Multi-Habitat-Probenahme (MHS) ist Ădie standardisierte flächenmäßig gewichtete Besammlung aller repräsentativen Habitate innerhalb einer Untersuchungsstelleñ (Ofenböck et al., 2010). Die genauen Arbeitsschritte folgen dem ĂLeitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente ï Teil A2 Makrozoobenthosñ(Ofenböck et al., 2010).

5.2.1.2 Beprobung mit Kasten-Sampler

An jeder Untersuchungsstelle wurden Proben mit modifizierten Kasten-Samplern entnommen. Diese Entnahmegeräte ermöglichen eine quantitative Makrozoobenthos-Beprobung und weisen eine Grundfläche 0,1 m² und eine Höhe von 40 cm auf. Das Netz des Kasten-Samplers besitzt eine Maschenweite von 100 µm und eine Gesamtlänge von mindestens 1 m. Der Sampler wird gegen die Fließrichtung aufgestellt und die Gewässersohle, je nach möglicher Eindringtiefe, mit einem Schraubenzieher aufgewühlt und mit einer Bürste abgebürstet. Die benthischen Organismen und ein Teil des Substrates werden von der Strömung in das Fangnetz gespült. Die so gewonnenen Proben wurden einzeln in Dosen gefüllt, beschriftet und anschließend mit Formol fixiert (Endkonzentration: 4 %).

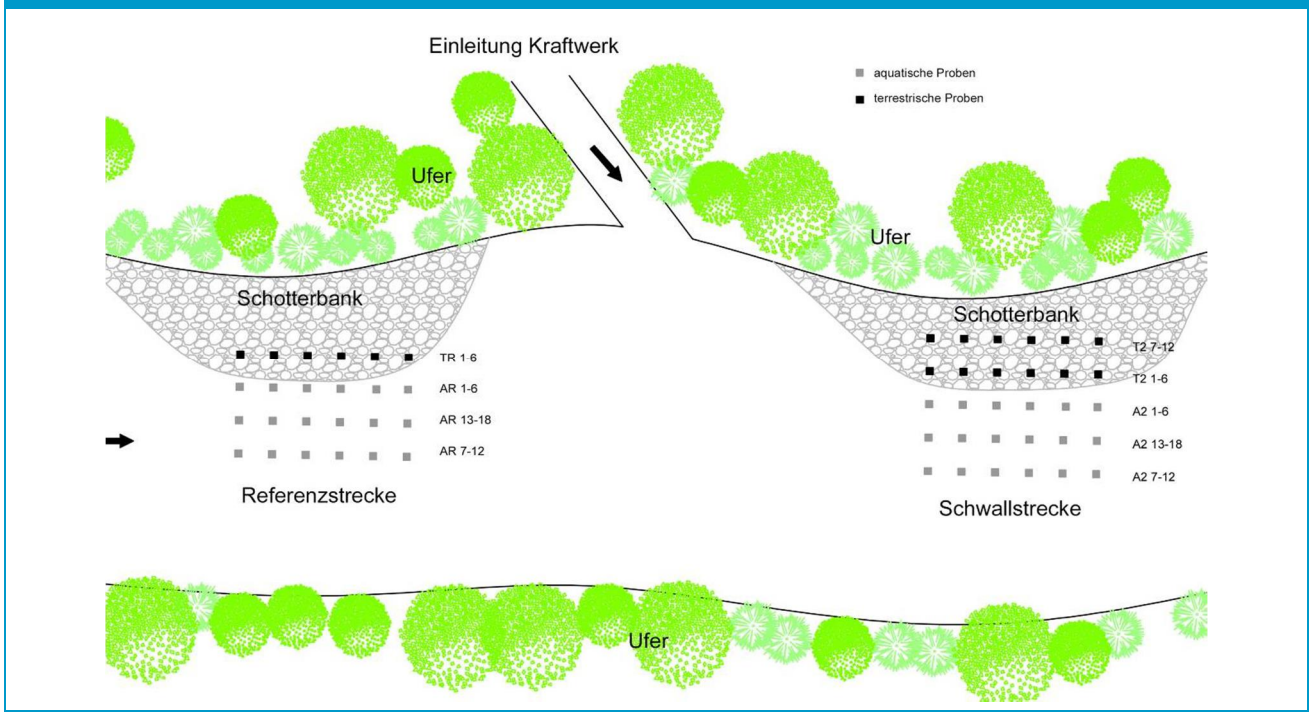
Probennahme:

Die Transektbezogene Probennahme an **Ziller und Enns** gliedert sich in zwei unterschiedliche Methoden:

- Probennahme im dauerbenetzten Bereich bei Sunk
- Probennahme in der wechselfeuchten Zone (= unbenetzte Zone bei Sunk)

In der **dauerbenetzten Zone** wurden in jedem Untersuchungsabschnitt drei Transekte mit unterschiedlicher Entfernung zum Ufer, bestehend aus jeweils sechs Einzelproben, untersucht. Zusätzlich wurden für jede Probestelle die Gewässertiefe (cm), die bodennahe Fließgeschwindigkeit und die Fließgeschwindigkeit in 40 % der Tiefe (ms-1), welche ca. der mittleren Geschwindigkeit in der Messlotrechten entspricht (v40), das Substrat, die Entfernung zur Wasseranschlagslinie (m) und die Eindringtiefe (cm) gemessen. Der Grad der Kolmation (Kategorien 1-3), der Algenaufwuchs (Kategorien 1-3) und die Oberflächenrauigkeit (Kategorien 1-3) wurden grob im Freiland geschätzt (Tabellen im Anhang ĂErhobene Parameter Kastensamplerproben; dauerfeuchte Zonenñ). Bei der Entnahme der Proben der **wechselfeuchten Zone** wurde der Kastensampler auf dem Substrat der Schotterbank aufgestellt und seine Grundfläche mit einer Schaufel ausgehoben. Der trockene Teil (Deckschicht) wurde vom nassen Teil getrennt und separat bearbeitet. Das dabei entnommene Sediment wurde in Kübeln geschlämmt, die größeren Steine von Hand abgewaschen, in Dosen gefüllt und ebenfalls mit Formol fixiert. In den Vergleichsstrecken wurde je ein Transekt von sechs Einzelproben auf unbenetzten Schotterbänken nahe der Uferzone genommen. Zu jeder Probenstelle wurden der Wasserstand in der Grube (cm), die Dicke der Deckschicht (cm), das Substrat und die Entfernung zur Wasseranschlagslinie (m) ermittelt. Die schematische Darstellung ist der Abbildung 47 zu entnehmen.

Abbildung 47: Skizze Probenahme mit modifiziertem Kasten-Sampler an Enns und Ziller



An der **Sölk** wurden sechs Kastensampler Proben lediglich in der dauerbenetzten Zone genommen (nicht transektweise), was an den sehr homogenen hydrologischen Bedingungen im Schwallabschnitt und der geringen Gewässerbreite im Vergleichsabschnitt (= Restwasserabschnitt) des Sölkbachs liegt. Die

Restwasserstrecke an der Sölk weicht in ihrer hydrologischen Charakteristik durch Glättung des Abflusses auf MNQ-Niveau und daher dem Fehlen von Hochwasserereignissen ebenfalls vom Naturzustand ab.
Die **Drau** wurde während des Schwalls von der benetzten wechselfeuchten Zone bis in die dauerbenetzte Zone beprobt. Es wurden an sieben Profilen mit je 4 - 6 Einzelproben von der ufernahen Zone bis zur maximal beprobbaren Tiefe von 40 cm entnommen. Die maximale Entfernung vom Ufer lag dabei bei durchschnittlich 20 m. Detaillierte abiotische Angaben pro entnommenen Kastensampler sind dem Anhang zu entnehmen.

5.2.2 Untersuchungsdesign

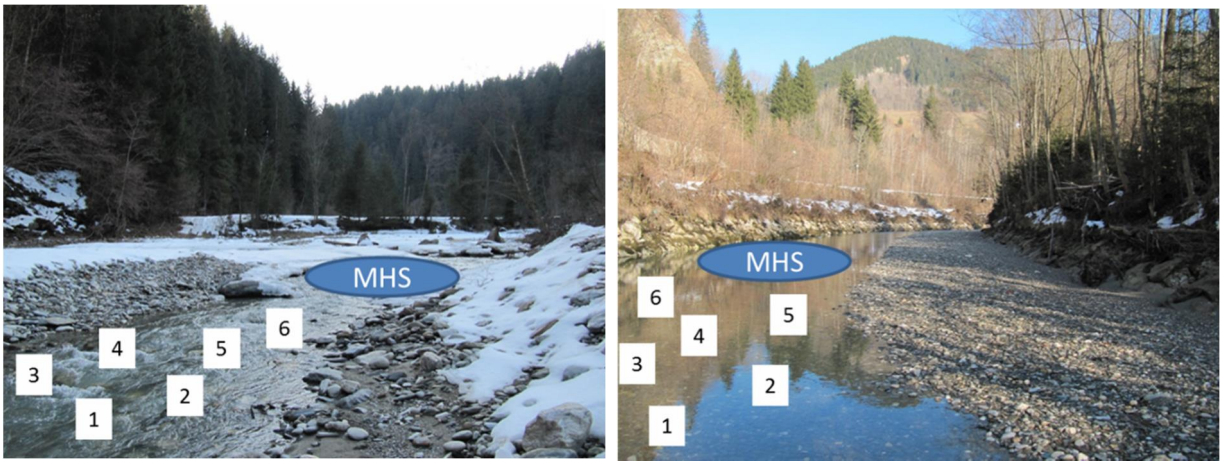
Im Zuge des Projekts wurden Beprobungen mittels modifiziertem Kasten-(Surber)-Sampler, sowie je ein Multi-Habitat-Sampling pro Probenstelle durchgeführt (Abbildung 48 & Abbildung 49).

Enns und Ziller:

Abbildung 48: Untersuchungsdesign pro Gewässerabschnitt am Beispiel der Untersuchungsstelle Ziller – Ramsau (schwallbeeinflusst)

Sölk:

Abbildung 49: Probenahmedesign an der Sölk



Die Abbildung 49 zeigt das Probenahmedesign an der Sölk: Lage der Kastensampler (1 bis 6) im Flussquerschnitt & Bereich der Probenentnahme nach MHS-Methode (schematisch); links: Vergleichsabschnitt (= Restwasser), rechts: Schwallabschnitt.

Drau:

Abbildung 50: Probenahmedesign an der Drau

Die Abbildung 50 zeigt das Probenahmedesign an der Drau: Die Linien entsprechen den sieben Proben-Transekten, die gestrichelte Linie entspricht der wechselfeuchten Zone (W), die rote Linie entspricht dem Beprobungsbereich der dauerfeuchten Zone (D) (maximal beprobbare Tiefe von 40 cm); links: unbeschwallt, rechts: beschwallt (zum Zeitpunkt der Probennahme).
Ein Gesamtüberblick der Probenanzahl pro Methode ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Untersuchungsdesign im Gesamtüberblick

			Datum	Multi-Habitat-Sampling	Kasten Sampler	
					dauerbenetzte Zone	wechselfeuchte Zone
Ziller	Vergleichsstrecke	oh. Mayrhofen	18.02.2011	1	18+6	6
	Schwall	Ramsau	19.02.2011	1	18	12
	Schwall	Hart	20.02.2011	1	18	12
Enns	Vergleichsstrecke	Pruggern	16.02.2011	1	18	6
	Schwall	Stein	15.02.2011	1	18	12
	Schwall	Niederöblarn	16.02.2011	1	18	12
Sölk	Vergleichsstrecke	oh. Einleitung	15.02.2011	1	6	-
	Schwall	uh. Einleitung	15.02.2011	1	6	-
Drau	Schwall	Baldramsdorf	18./19.08.2011	-	16	21
		Summe		8	142	81

5.2.3 Probenaufbereitung und taxonomische Bestimmung

Nach einer dreiwöchigen Fixierzeit werden die Proben geschlämmt. **Multi-Habitat-Proben** können umfangreiches Material enthalten, wodurch die Trennung der Organismen vom Substrat vergleichsweise aufwändig sein kann. Aus Zeit- und Kostengründen werden daher bei der Probenbearbeitung für die **detaillierte MZB-Methode** Teilprobentechniken gemäß AQEM/STAR (AQEM Consortium, 2002) eingesetzt (Ofenböck et al., 2010). Die Zählwerte der einzelnen Taxa werden anschließend auf die Gesamtprobe hochgerechnet. Biomassen werden bei der MHS Methode nicht berücksichtigt.

Die Bestimmung der MZB-Organismen nach der detaillierten Methode erfolgt, soweit es das jeweilige Entwicklungsstadium und die taxonomischen Möglichkeiten zulassen, auf Artniveau. Die Bestimmung der einzelnen Großgruppen wurde von taxonomischen Fachspezialisten durchgeführt: Oligochaeta von Dr. F. Sporka; Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea und Crustacea von Dr. W. Graf, DI T. Huber und DI P. Leitner; Ephemeroptera von DI T. Huber und DI P. Leitner; Plecoptera und Trichoptera von Dr. W. Graf; Coleoptera von DI T. Huber; Simuliidae von DI P. Leitner; Chironomidae von Dr. W. Lechthaler.

Die **Kasten Sampler-Proben** werden vollständig aussortiert und die Organismen zumindest auf **Screening-Niveau** (nach Ofenböck et al., 2010) oder im Falle von Zeigertaxa auf Gattungs- oder Artniveau bestimmt. Die einzelnen Individuen werden gezählt und das Frischgewicht mit einer Präzisionswaage gewogen. Das aussortierte Material wird in 70 %igem Alkohol konserviert.

Aus den Proben der dauerfeuchten Zone wird zusätzlich der Algenanteil grob ermittelt. Bei den Proben der wechselfeuchten Zone (Ziller und Enns) werden außerdem die Anzahl der bereits im Freiland gestrandeten und daher deutlich vertrockneten Organismen ermittelt.

5.2.4 Beurteilung des ökologischen Zustandes auf Basis des Makrozoobenthos

Die Beurteilung des ökologischen Zustandes auf Basis des Makrozoobenthos wird Wasserrahmenrichtlinien-konform (Europäische Kommision, 2000) nach der nationalen Methode (Ofenböck et al., 2010) durchgeführt, wobei dabei ausdrücklich auf Einschränkungen der Methode hingewiesen wird.
Im Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A2 ï Makrozoobenthos (Ofenböck et al., 2010) wird dezidiert auf den Anwendungsbereich der Methode hingewiesen: ĂEs ist zu beachten, dass die vorliegende Methode nicht für alle Gewässertypen, spezielle Typen und spezielle Typausprägungen (siehe Pkt. 14.4) anwendbar ist. **Für Stressoren, die sich hauptsächlich auf quantitative Aspekte der Biozönose auswirken, kann die Anwendung zusätzlicher Parameter erforderlich sein**ñ (S. 13). Und Weiters: Ă**An dieser Stelle sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die auf MHS-Proben basierende österreichische Methode die Auswirkungen von Stressoren, welche vorwiegend quantitative Aspekte einer Biozönose verändern, nicht erfassen kann. Dazu zählen etwa Auswirkungen von Schwellbetrieb und zum Teil Restwasser“**. Eine typspezifische Festlegung von Referenzwerten für Abundanzen ist aufgrund der extrem hohen natürlichen Schwankungen der Individuenzahlen nicht möglich (vgl. Jungwirth et al., 2003) (S. 16).
Der ökologische Zustand jedes untersuchten Gewässerabschnittes wurde mit dem Auswertungsprogramm für gewässerbezogene biologische Datensätze ECOPROF Version 3.2, beurteilt. Grundlage dafür sind die Daten des Multi-Habitat-Samplings.

5.2.5 Statistische Datenanalyse

Zur statistischen Datenauswertung und Darstellung der Ergebnisse in Diagrammen wurden die Programme Microsoft Excel 2007, PSAW 18 (ehemals SPSS) und PC-ORD Version 5.33 verwendet. Die detaillierte Beschreibung der Methodik ist dem Anhang zu entnehmen.

5.3 Beschreibung der Untersuchungsstellen

Im Folgenden (Tabelle 4 und Abbildung 51 bis Abbildung 54) sind die Stellen der untersuchten Fließgewässer Ziller (mit Vergleichsststrecke Zemmbach), Enns, Sölk und Drau im Überblick dargestellt, die detaillierte Beschreibung der Untersuchungsgebiete, Lage, Geologie und Abflusscharakteristik ist dem Anhang (12.3.2 Detaillierte Beschreibung der Untersuchungsgebiete) zu entnehmen.

Tabelle 4: Untersuchungsabschnitte und Kennwerte

			Datum	Bioregion	MZB Auswertung		Ökomorphologische Bewertung gem. EU-Skala
					Saprobieller Grund-zustand	Innere Differenzierung	
Ziller	Vergleichs-strecke	oh. Mayrhofen	18.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,5	Einzugsgebiets-klasse 2	st. verändert (4)
	Schwall	Ramsau	19.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,5	Einzugsgebiets-klasse 2	mäßig verändert (3)
	Schwall	Hart	20.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,75	-	st. verändert (4)
Enns	Vergleichs-strecke	Pruggern	16.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,5	Einzugsgebiets-klasse 2	wenig-mäßig verändert (2-3)
	Schwall	Stein	15.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,75	-	wenig verändert (2)
	Schwall	Nieder-öblarn	16.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,75	-	mäßig verändert (3)
Sölk	Vergleichs-strecke	oh. Einleitung	15.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,5	Einzugsgebiets-klasse 2	wenig verändert (2)
	Schwall	uh. Einleitung	15.02. 2011	2 (Unvergletscherte Zentralalpen)	1,5	Einzugsgebiets-klasse 2	mäßig verändert (3)
Drau	Schwall	Baldrams-dorf	18./19. 08. 2011	17 (Große Alpine Flüsse)	1,75	Drau	nicht-wenig verändert (1-2)

Zillerï Untersuchungsabschnitte

Zur Untersuchung der Schwallauswirkungen und für die Bewertung des ökologischen Zustandes des Ziller wurden drei Untersuchungsabschnitte, eine schwallunbeeinflusste Vergleichsstrecke (Zemmbach) und zwei schwallbeeinflusste Strecken (bei Sunk), ausgewählt.

Abbildung 51: Untersuchungsabschnitte am Zille

Abbildung 51 zeigt die Untersuchungsabschnitte am Ziller (v.l.n.r.): Mayrhofen (Vergleichsstrecke), Ramsau (Schwall 1) und Hart/Fügen (Schwall 2).

Untersuchungsabschnitt Mayrhofen ï Vergleichsstrecke

Als Vergleichsstrecke wurde ein schwallunbeeinflusster Abschnitt des Zemmbachs unmittelbar oberhalb der Einmündung des Stilluppbachs herangezogen. Es wurde in etwa der Abschnitt auf 642 m ü.A., zwischen Flusskilometer 1,75 km und 1,65 km beprobt.
Der Zemmbach entwässert den Zemmgrund. Er ist ein linksseitiger Zubringer des Ziller und mündet nach etwa 28,5 km in Mayrhofen, bei Flusskilometer 29,80 km in den Ziller. Der Zemmbach hat bis zur Einmündung des Stilluppbachs die Flussordnungszahl (FLOZ) 5 und nach der Einmündung die FLOZ 6 (Wimmer & Moog, 1994).
Die Gewässersohle im Untersuchungsabschnitt ist unverbaut und es gibt auch keine Querbauwerke. Das linke Ufer unterhalb der Brücke ist durchgehend mit Blockwurf verbaut, oberhalb der Brücke erfolgte die Verbauung linksufrig nur streckenweise. Das orographisch rechte Ufer ist ebenfalls durchgehend mit Blockwurf gesichert.
In der Vergleichsstrecke wurde zusätzlich ein kleiner Seitenarm (orographisch links) untersucht.

Untersuchungsabschnitt Ramsau ï Schwall 1

Der erste schwallbeeinflusste Gewässerabschnitt des Zillers befindet sich auf dem Gebiet der Gemeinde Ramsau, unterhalb der Brücke, zwischen Flusskilometer 25,50 km und 25,60 km. Die Gewässersohle ist unverbaut und in der Umgebung des Untersuchungsabschnittes befinden sich linksufrig drei Blocksteinbuhnen. Beide Ufer sind durchgehend mit Blocksteinwurf gesichert.

Untersuchungsabschnitt Hart ï Schwall 2

Die zweite schwallbeeinflusste Strecke des Zillers liegt auf den Gemeindegebieten von Hart und Fügen, oberhalb der Brücke, zwischen Flusskilometer 9,40 und 9,55 km. Die Gewässersohle des Abschnittes ist punktuell verbaut, beide Ufer sind durchgehend mit Blocksteinwurf gesichert.
In den Untersuchungsabschnitt mündet linksseitig der Finsingbach. Seine Sohle ist streckenweise verbaut, die Einmündung des Zubringers ist künstlich und nicht passierbar. Die Probenahme der Wasserwechselzone erfolgte auf der Schotterbank am orographisch linken Ufer; die aquatischen Proben wurden an der Schotterbank am orographisch rechten Ufer entnommen.

Ennsï Untersuchungsabschnitte

Es wurden drei Abschnitte der Enns beprobt. Die Untersuchungsstrecke vor der Kraftwerkszuleitung Sölk dient als Vergleichsstelle. Nach der Sölkmündung und damit auch unter dem ersten Kraftwerkseinfluss befindet sich die erste Untersuchungsstelle, nach der Salzamündung die zweite. Die Enns im Vergleichsabschnitt entspricht einem Fluss der 5. Ordnung, nach der Sölkmündung erreicht sie die Flussordnungszahl 6 nach Strahler (Wimmer & Moog, 1994).

Abbildung 52: Untersuchungsabschnitte an der Enns

Abbildung 52 zeigt die Untersuchungsabschnitte an der Enns (v.l.n.r.): Pruggern (Vergleichsstrecke Zemmbach), Stein a. d. Enns (Schwall 1) und Niederöblarn (Schwall 2)

Untersuchungsabschnitt bei Pruggern ï Vergleichsstrecke

Die oberste Untersuchungsstelle liegt direkt bei Pruggern. Sie wurde als Vergleichsstrecke gewählt. Die Beprobung fand ca. 100 m flussauf der Brücke statt und wurde auf der orographisch linken Seite des Flusses durchgeführt. Beide Uferseiten sind durch Blockwurf gesichert, beim aktuellen Wasserstand der Beprobung war das rechte Ufer jedoch durch die Schotterbank begrenzt.

Untersuchungsabschnitt bei Stein an der Enns ï Schwall 1

Die erste Schwallstrecke wurde nordöstlich von Stein an der Enns untersucht. Sie liegt 2 km unterhalb der Sölkmündung ca. 200 m vor einem rechtsseitigen Altarm. Hier wurde auf der orographisch rechten Seite von der bei Sunk frei liegenden Schotterbank aus beprobt.

Untersuchungsabschnitt bei Niederöblarn ï Schwall 2

Die zweite Schwallstrecke liegt ca. 800 m nach der Salzamündung nördlich von Niederöblarn. Die Beprobung erfolgte am rechten Ufer (frei liegende Schotterbank bei Sunk).

Sölkï Untersuchungsabschnitte

Die Probenstellen liegen im unmittelbaren Umfeld des Krafthauses. Die Vergleichsstelle ist etwa ca. 200 m oberhalb des Karfthauses, die schwallbeeinflusste Stelle ca. 250 m unterhalb der Wasserrückgabe situiert.

Abbildung 53: Untersuchungsabschnitte an der Sölk

Die Abbildung 53 zeigt die Untersuchungsabschnitte an der Sölk; links: oberhalb Krafthaus - (Vergleichsstrecke); rechts: unterhalb Krafthaus - (Schwallstrecke).

Untersuchungsabschnitt oberhalb Krafthausï Vergleichsstrecke

Die Ufer der Vergleichsstrecke sind unverbaut, das Strömungsbild und die Substratverteilung weitgehend heterogen.

Untersuchungsabschnitt unterhalb Krafthausï Schwall

Die durch Schwellbetrieb beeinflusste Entnahmestelle flussab des Krafthauses liegt am Rande des Siedlungsgebietes Stein an der Enns und ist beidseitig durch Uferblockwurf gesichert.

Drauï Untersuchungsabschnitt Baldramsdorfï Schwall

An der Drau wurde im Zuge des Projekts lediglich die Untersuchungsstelle Baldramsdorf (5 km unterhalb der Einleitung der Maltastufe II) am 18. und 19.08.2011 beprobt. Die Fragestellung betrifft die MZB-Besiedlung der vom Schwall beeinflussten wechselfeuchten Fläche. Um die benthische Besiedlung quantitativ zu dokumentieren, wurden Kastensampler eingesetzt. Dabei wurden ï ähnlich wie an Ziller und Enns ï Transekte beprobt.
Die Probenentnahme wurde vom orographisch rechten Ufer aus durchgeführt.

Abbildung 54: Schwallabschnitt Baldramsdorf bei Sunk (links) und Schwall (rechts)

5.4 Ergebnisse & Diskussion

5.4.1 Dauerbenetzte Zone (Ziller, Enns, Sölk)

Indices und Verteilungen des Makrozoobenthos

Allgemeine biozönotische Charakteristika wie längenzonale Verteilungen nach biozönotischen Regionen, Zusammensetzung der Ernährungstypen und Verteilung der saprobiellen Valenzen aller Untersuchungsstellen sind untenstehend angeführt (entsprechende graphische Darstellungen finden sich im Anhang; Anh. Abbildung 50 bis Anh. Abbildung 52).
Bezüglich der Längenzonation sind an Ziller und Enns keine gravierenden Veränderungen erkennbar. Die Schwallstrecke der Sölk hingegen zeigt eine deutliche Verschiebung der biozönotischen Region um eine Region von einem epirhithralen Peak hin zu einem metarhithralen Schwerpunkt, wobei auch verstärkt litorale Elemente auftreten.
Die Analyse der Zusammensetzung der Ernährungstypen zeigt deutlichere Abweichungen zwischen Vergleichsstrecken und schwallbeeinflussten Abschnitten. An der Sölk verringert sich der Weidegängeranteil zugunsten der Zerkleinerer deutlich. Auch detritivore Organismen und passive Filtrierer nehmen ab. Dies ist v.a. auf eine drastische Reduktion der meist oberflächig lebenden Weidegänger durch die schwallbedingte Abschwemmung zurückzuführen. In der Schwallstrecke konnten hauptsächlich Interstitialbewohner der Steinfliegengattungen *Leuctra* und *Capnia* (Zerkleinerer von organischem Material wie Falllaub) festgestellt werden ï Organismen, die unterhalb des beweglichen Sohlsubstrates die Schwallereignisse überleben.
An der Schwallstrecke 2 des Ziller und an beiden Schwallstrecken der Enns ist v.a. der erhöhte Anteil passiver Filtrierer auffallend. Er wird durch das verstärkte Auftreten von rheobionten Arten der Kriebelmücken (Simuliidae) hervorgerufen. Diese filtrierenden Organismen bevorzugen Bereiche mit hohem hydraulischem Stress. Daneben ist ein generelles Abnehmen detritivorer Evertebraten zu erkennen, was vermutlich mit Abschwemmungsphänomenen von feinpartikulärem Organ unter Schwalleinfluss zusammenhängt, wobei diese Entwicklung an der Enns einheitlicher zum Ausdruck kommt als am Ziller.
Der relative Anstieg der Weidegänger in den Schwallstrecken wird durch die Chironomidengattungen *Orthocladius* und *Eukieferiella* hervorgerufen.
Die saprobielle Situation der Untersuchungsstellen des Ziller sowie der Enns wird durch den Schwall nicht bzw. unwesentlich verändert. Alle Stellen zeigen einen beta-mesosaproben Schwerpunkt bei gleichzeitig hohen oligosaproben Anteilen.

5.4.1.1 Analysen des MZB mittels Kasten-Sampler Methode

Zusammensetzung der Zönosen

In den folgenden Abbildungen sind die benthischen Lebensgemeinschaften (einzelne Kasten-Samplerproben, exkl. wechselfeuchte Zone) mittels NMS (non metric multidimensional scaling) als Interpretationshilfe in einem dreidimensionalen Raum dargestellt. Anhand der Faunenzusammensetzung und deren Abundanz ähnliche, als Punkt dargestellte Stellen liegen näher beisammen, unähnliche weiter voneinander entfernt. In Abbildung 55 spiegeln sich die typologischen Charakteristika der untersuchten Fließgewässer wider, wobei sich die Zönosen von Sölk und Ziller als kleinere (und höher gelegene Gewässer) ähnlicher sind, als die der Enns. In Abbildung 56 werden alle Vergleichsstellen (Referenz) den schwallbeeinflussten Stellen gegenübergestellt. Hier ist eine deutliche Trennung zwischen den unbeeinflussten und beeinflussten Strecken ersichtlich.

Abbildung 55: NMS-Scatterplot der Zönosen von Enns, Ziller und Sölk (Stress: 1,887)

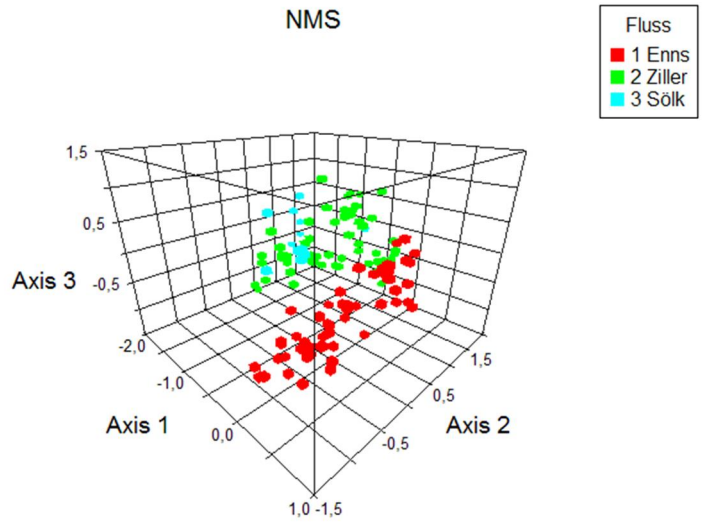
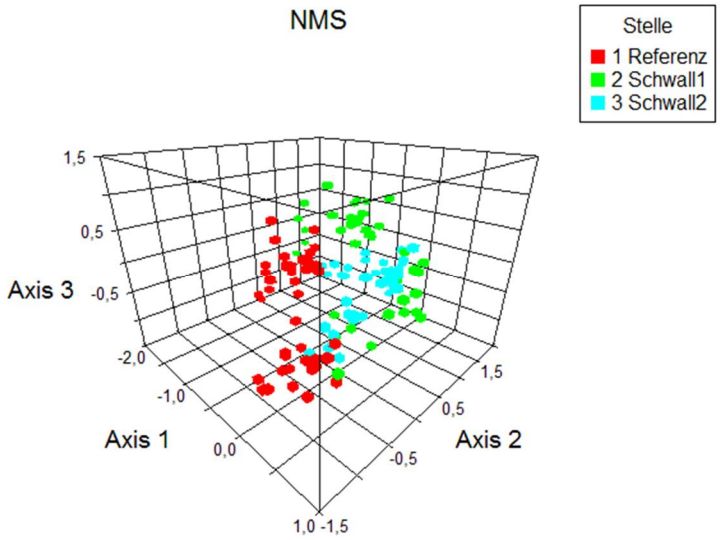


Abbildung 56: NMS-Scatterplot der Zönosen nach Untersuchungsabschnitten der Flüsse Enns, Ziller und Sölk (Stress: 1,887)



Individuendichten und Biomassen (MHS und Kasten-Sampler)

Im Folgenden (Abbildung 57 bis Abbildung 60) werden die Unterschiede in Individuendichte und Biomasse zwischen den schwallbeeinflussten Strecken und den Vergleichsstrecken analysiert.

In allen Fällen wird eine deutliche Abnahme der Werte unter Schwalleinfluss dokumentiert, wobei hier der Regulierungsgrad der untersuchten Gewässerstrecken (Auswirkungen auf spezifischen Abfluss, Wassertiefe, Substratzusammensetzung, etc.) eine bedeutende Einflussgröße darstellen kann. Das Ausmaß der Abweichung von der Vergleichssituation korreliert mit dem Grad des Schwall-Sunk-Verhältnisses. So sind die deutlichsten Abundanzabnahmen an der Sölk bei einem Verhältnis von ca. 35:1 (am Tag der Probennahme) feststellbar, gefolgt vom Ziller (Verhältnis 12:1) mit einer kontinuierlichen Abnahme zur Schwallstrecke 2, aber auch an der Enns, die das geringste Schwall-Sunk-Verhältnis aufweist (ca. 4:1), ist

ein Organismenrückgang bei einer leichten Erholung der Fauna mit ansteigender Distanz zur Schwallabgabe erkennbar.
Diese Entwicklung wird unabhängig von der angewandten Methode (MHS oder Kastensampler) festgestellt. Im Zuge der WRRL-konformen MHS-Methode werden allerdings keine Biomassen gewogen.
Moog (1993) beobachtete in seinen Fallstudien an der Bregenzerach und Drau quantitative Veränderungen der benthischen Fauna. Innerhalb der ersten Flusskilometer nach der Einleitung wurden enorme Biomasse-Ausfälle von etwa 75 ï 95 % hauptsächlich A. auricollis und nach etwa 20 bis 40 km von 40 ï 60 % beobachtet.

Abbildung 57: Abundanz der Flüsse Sölk, Ziller und Enns; MHS-Methode

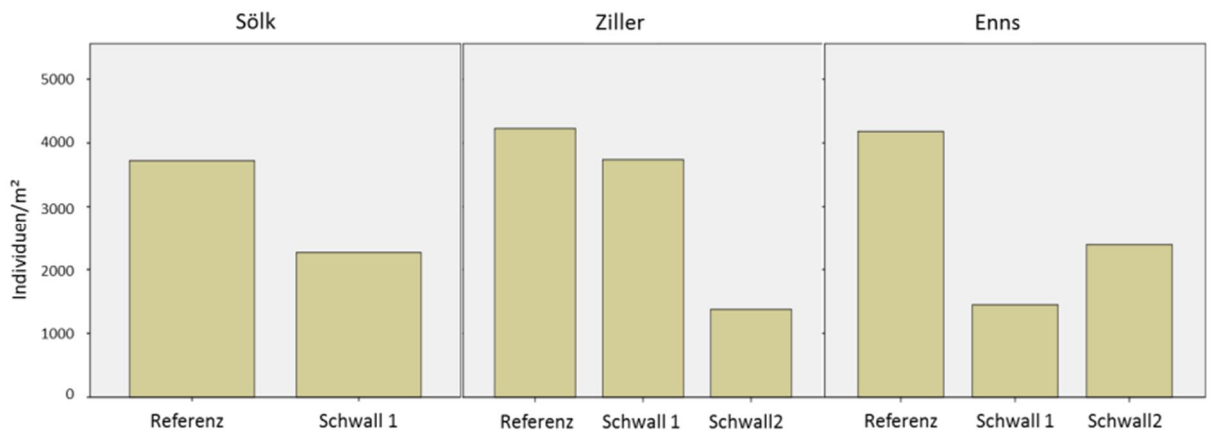


Abbildung 58: Abundanz und Biomasse der Sölk; Kasten-Sampler

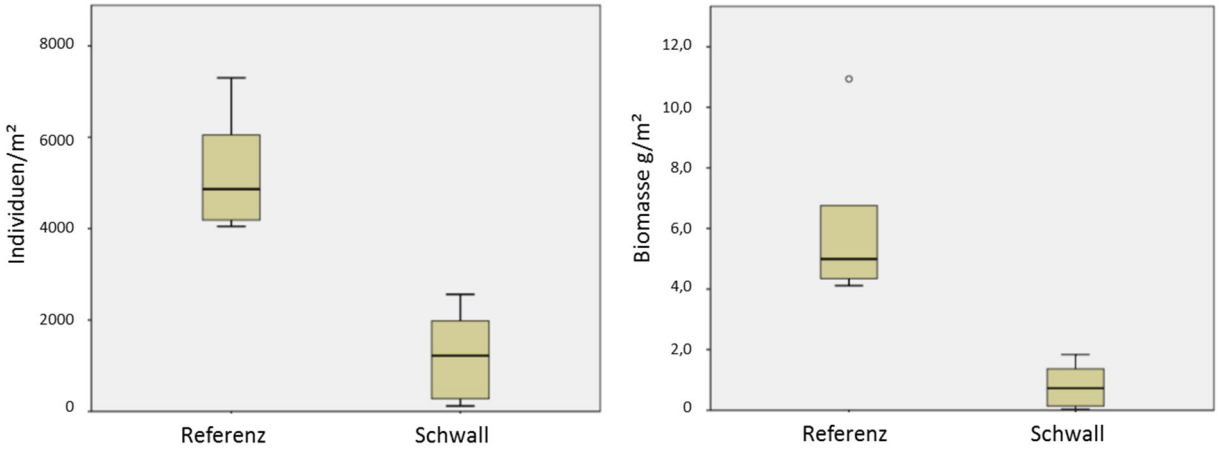


Abbildung 59: Abundanz und Biomasse des Ziller; Kasten-Sampler

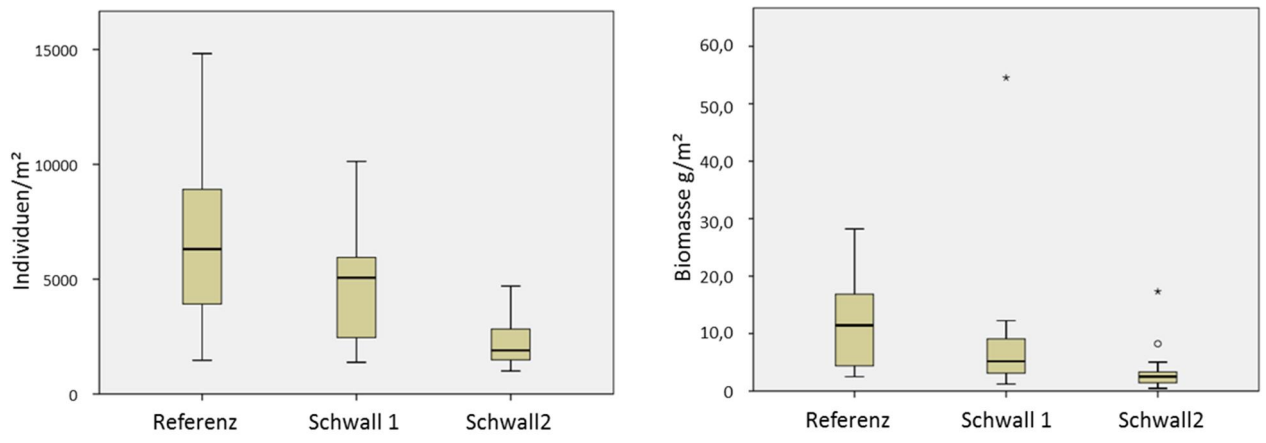
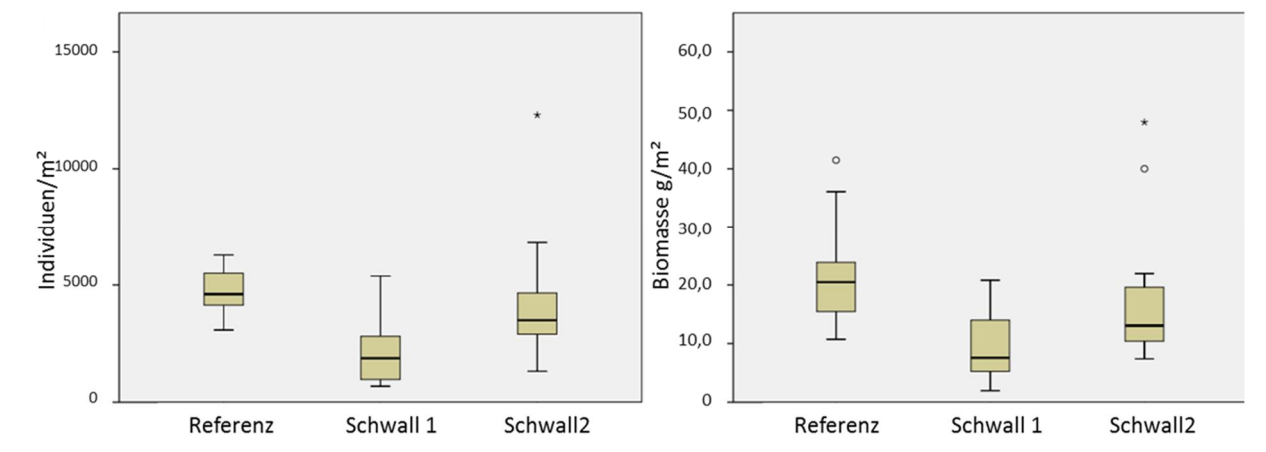


Abbildung 60: Abundanz und Biomasse der Enns, Kasten-Sampler



Diversität

Die Diversität der Zönose, ausgedrückt durch die Anzahl der Gesamttaxa bzw. die Anzahl der EPT- (Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichopterataxa) ist in Abbildung 61 bis Abbildung 65 dargestellt. An allen Untersuchungsabschnitten der Schwallstrecken zeigt sich eine z. T. deutliche Abnahme der Diversität, welche die Abhängigkeit vom Grad des Schwall-Sunk Verhältnisses nahelegt. Wie auch schon an anderen biotischen Charakteristika erkennbar, ist an der Enns eine Erholung der Situation an der Schwallstrecke 2 erkennbar. Auch hier ist der Trend der Ergebnisse methodenunabhängig.

Abbildung 61: Gesamttaxa der MHS-Methode von Sölk, Ziller und Enns

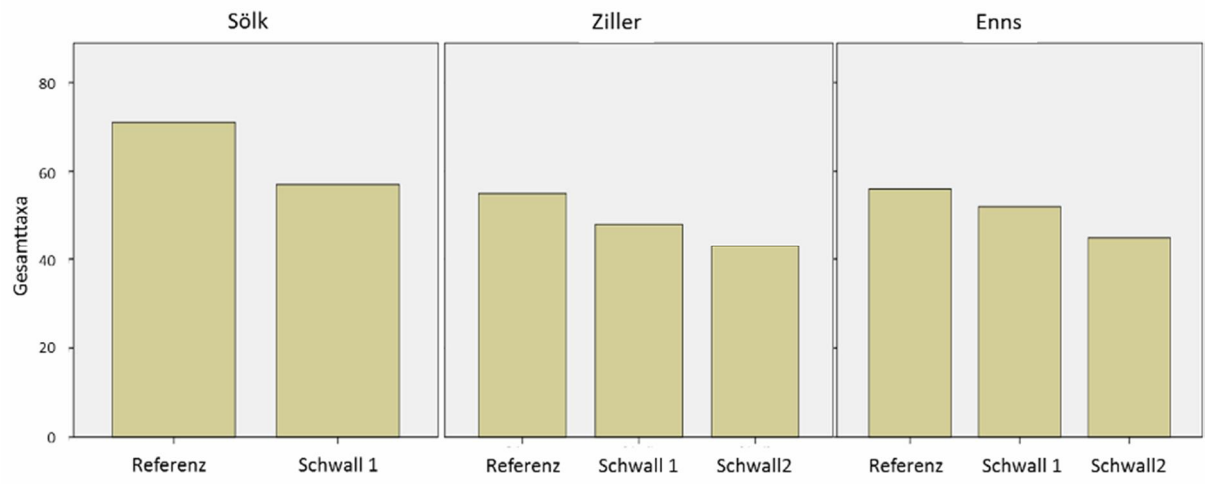


Abbildung 62: EPT-Taxa der MHS-Methode von Sölk, Ziller und Enns

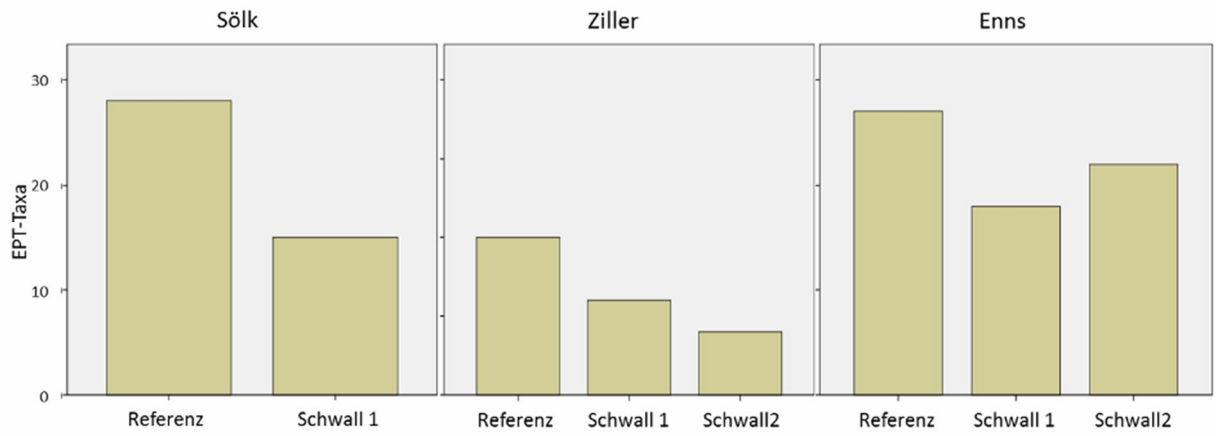


Abbildung 63: Gesamt- und EPT-Taxazahl der Sölk (nur eine Schwallstelle); Kasten-Sampler

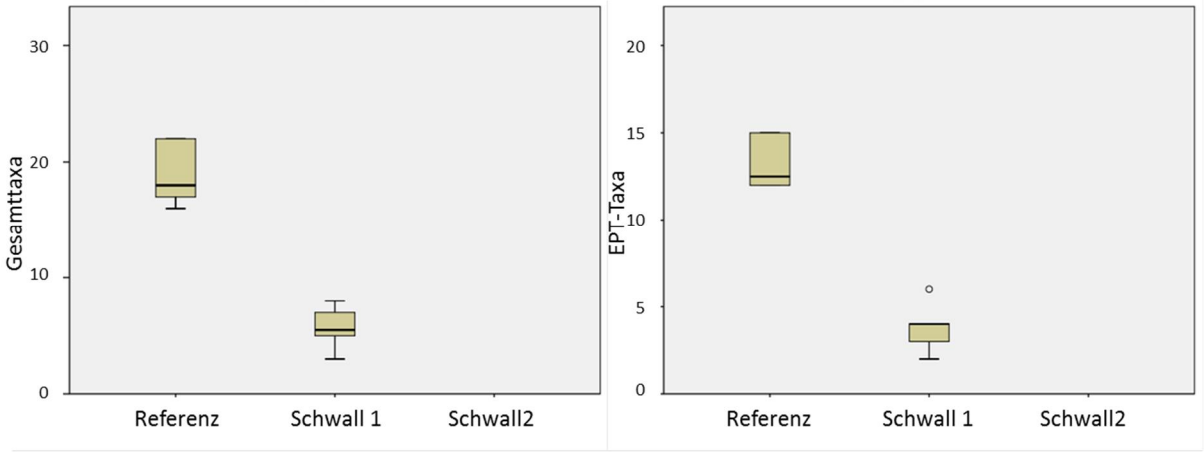


Abbildung 64: Gesamt- und EPT-Taxazahl des Ziller; Kasten-Sampler

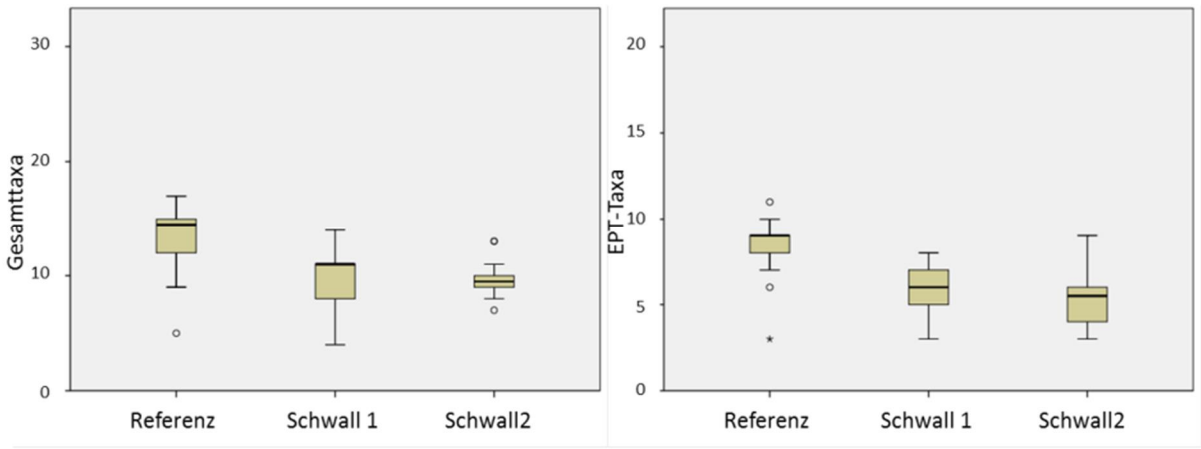
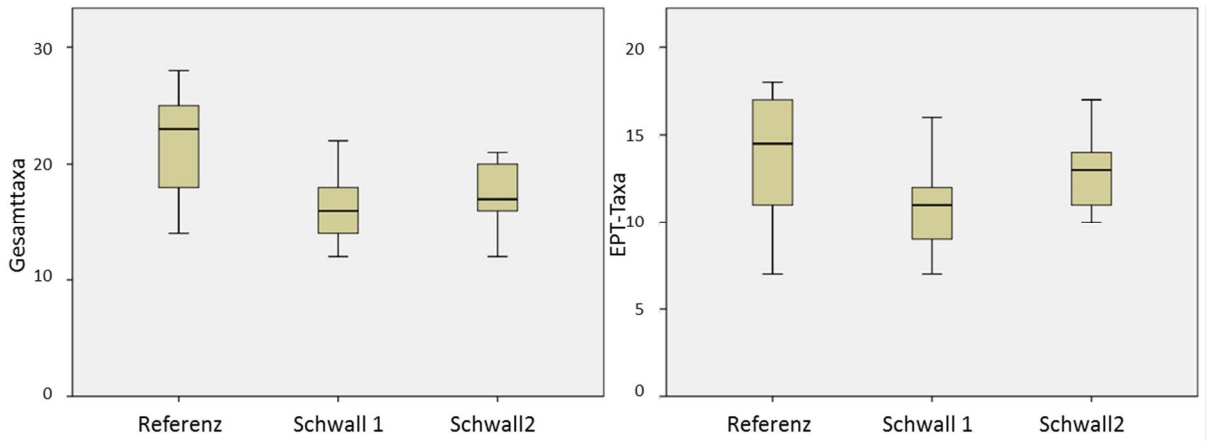


Abbildung 65: Gesamt- und EPT-Taxazahl der Enns; Kasten-Sampler



Zönosenstruktur des Bachbettes (Kasten-Sampler)

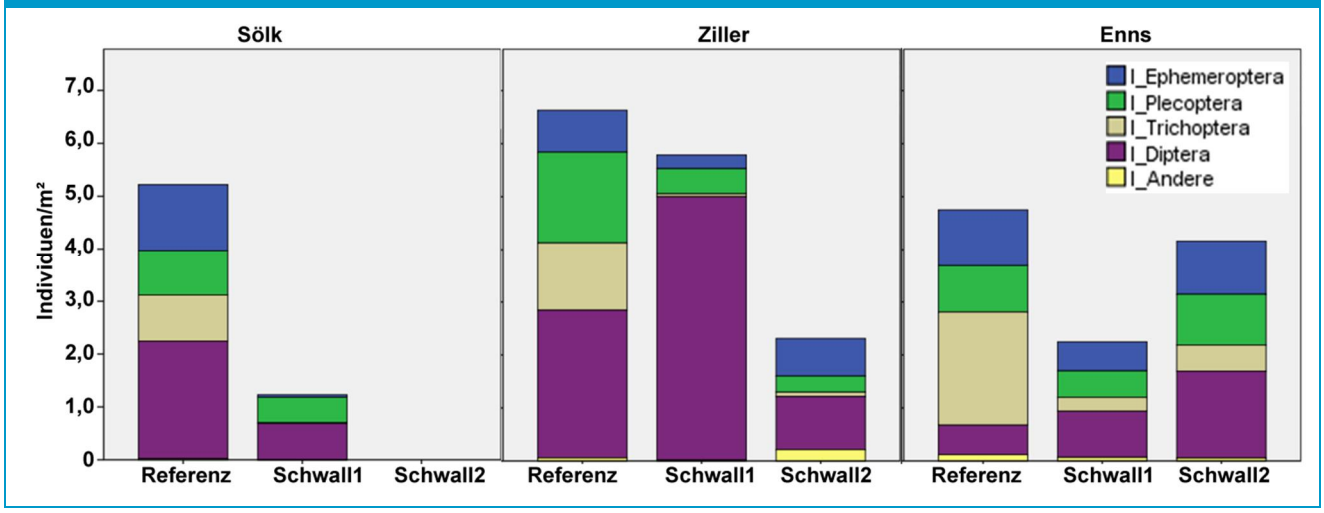
Die folgenden Kapitel beschäftigen sich mit der unterschiedlichen Zönosenstruktur an den Untersuchungsstellen. Von besonderem Interesse sind dabei durch den Schwall veränderte Faktoren wie Fließgeschwindigkeiten und hydraulischer Stress und ihre Auswirkung auf die diversen Organismen.

Abbildung 66 stellt die Abundanz der wesentlichsten Großgruppen (Mittelwerte aus 18 Kasten-Sampler Proben) dar.

Die Zönose der Sölk erfährt in der Schwallstrecke drastische Verluste. Köcherfliegen und Eintagsfliegen verschwinden nahezu, Steinfliegen (hier ausschließlich die im Interstitial lebenden Kieslückenschlängler der Gattungen *Leuctra* und *Capnia*) und Dipteren (Zweiflügler) zeigen die größte Resistenz gegenüber den veränderten hydraulischen Bedingungen, verzeichnen allerdings starke Rückgänge. Am Ziller ist in den Schwallstrecken ebenfalls ein dramatischer Rückgang der Köcherfliegen zu verzeichnen, deutliche Verluste erleiden auch die Eintagsfliegen und die Steinfliegen. Die Dipteren hingegen nehmen an der Schwallstelle 1 in Ramsau deutlich zu, um in Hart (Schwall 2) wiederum abzunehmen.

Auch an der Enns ist eine deutliche Abnahme v.a. der Köcherfliegen, bei gleichzeitiger Zunahme der Dipteren festzustellen. Eintags- und Steinfliegen zeigen nur geringe Veränderungen.

Abbildung 66: Zönosenstruktur (Ind./m²) der Untersuchungsabschnitte auf Ordnungsniveau (Sölk, Ziller, Enns)

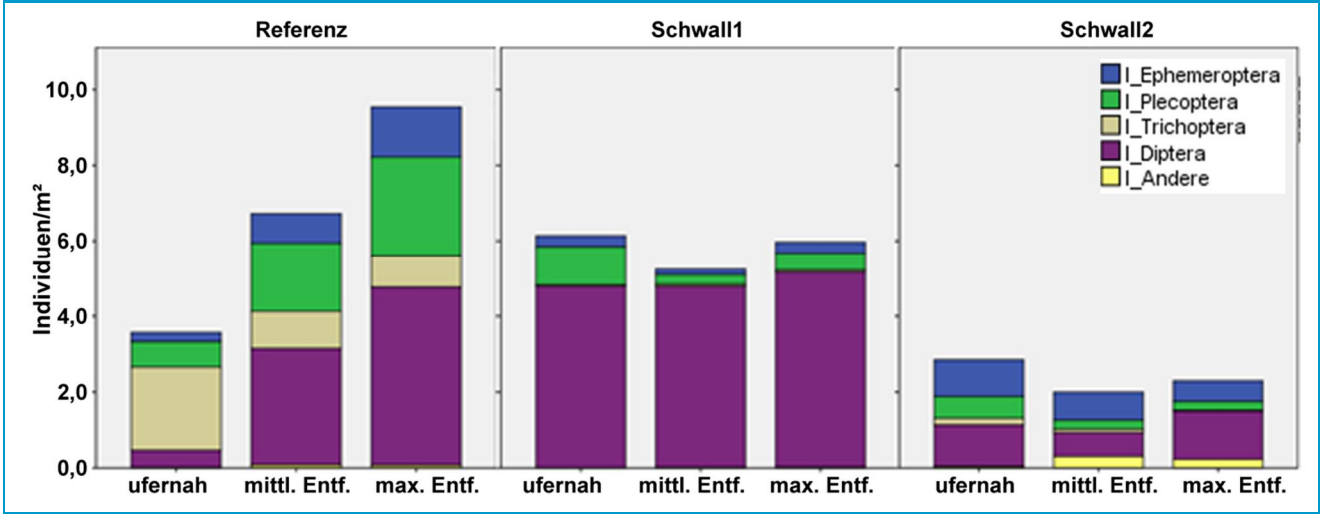


Die folgenden Abbildungen stellen die Abundanzen der wesentlichsten Organismen-Guppen (Mittelwert der Ind./m² aus je sechs Kastensampler Proben) pro Transekt an der Vergleichsstelle sowie an den schwallbeeinflussten Stellen dar. Ziel der Analyse ist es, die Abhängigkeit der Organismen von hydraulischen Faktoren darzustellen und dadurch schwallsensible Invertebratentaxa aus der Gesamtzönose herauszufiltern.

Am Ziller (Abbildung 67) ist unter naturnahen Bedingungen (als Referenz wird hier der Zembbach herangenommen) eine deutliche Verschiebung der Zönosenstruktur von ufernah (geringe Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe) bis etwa zur Mitte des Bachbettes (hohe Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe) zu beobachten. Dipteren, Eintagsfliegen und auch Steinfliegen nehmen deutlich zu, während die Köcherfliegen abnehmen. In den Schwallstrecken 1 und 2 bleiben die relativen Anteile der Gruppen annähernd gleich, eine Abhängigkeit von hydraulischen Bedingungen ist nicht zu erkennen. Die Dipteren sind, ähnlich wie an der Vergleichsstelle in der Bachmitte, die dominierenden Faunenelemente. Der Anteil an Eintagsfliegen ist jedoch deutlich reduziert.

An der Schwallstrecke 2 bei Hart bleiben die Verhältnisse in etwa gleich, die Individuendichte ist allerdings generell viel geringer.

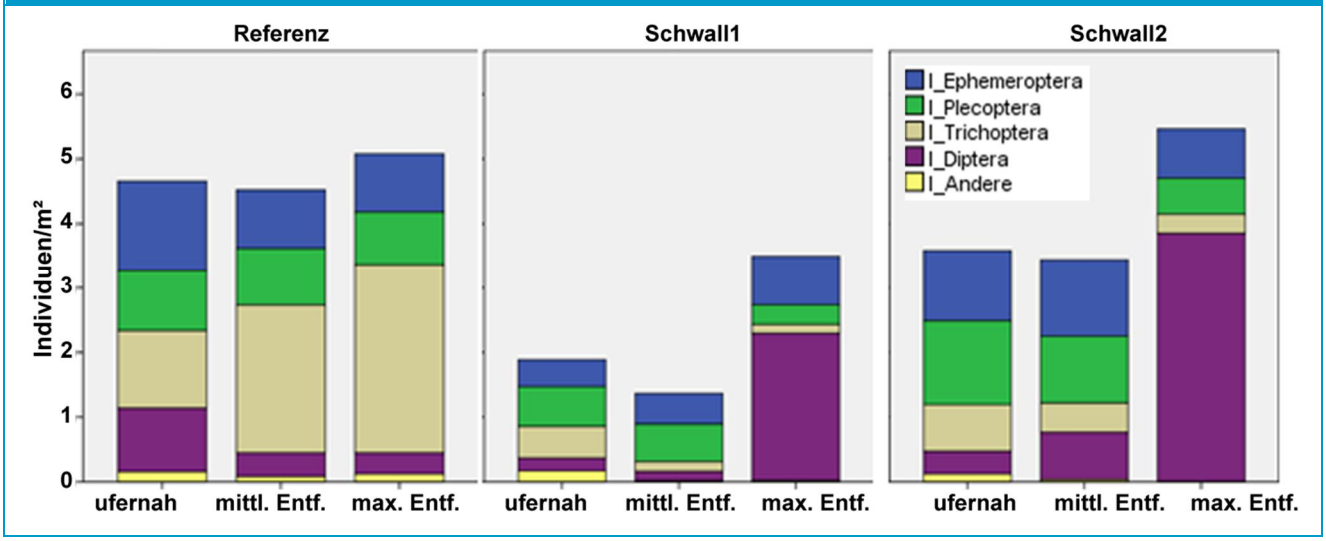
Abbildung 67: Ziller – Zönosenstruktur der Transekte auf Ordnungsniveau



An der Enns (Abbildung 68) zeigt sich ein leicht verändertes Bild: während Eintags- und Steinfliegen entlang des Strömungsgradienten in etwa gleichbleiben, nehmen die Köcherfliegen zu und die Dipteren ab. In der Strecke Schwall 1 erfahren alle dargestellten Gruppen in ufernahen Bereichen deutliche Reduktionen in ihrer Individuendichte, in der Bachmitte nehmen die Dipteren bei gleichzeitiger Abnahme der Köcherfliegen deutlich zu.

In der Schwallstrecke 2 wird wieder eine Annäherung an die Vergleichsstrecke bezüglich Eintags- und Steinfliegendichte festgestellt, in der Bachmitte nehmen - wie schon bei Strecke Schwall 1 ï die Dipteren deutlich zu bei gleichzeitiger Abnahme der Köcherfliegen.

Abbildung 68: Enns– Zönosenstruktur der Transekte auf Ordnungsniveau



Strömungspräferenzen ausgesuchter Taxa

Eine genauere Analyse der Strömungspräferenzen einzelner Taxa soll zum Verständnis der Reaktion der Fauna auf Schwallereignisse beitragen.

In der folgenden Abbildung werden Punktmessungen der errechneten maximalen gemittelten Fließgeschwindigkeit (v40) bei Schwallereignissen an den Probenstellen mit der Individuendichte ausgesuchter Taxa an den Flüssen Enns und Ziller (Vergleichs- und Schwallstrecken) korreliert.

Bezüglich Individuendichte und Biomasse ist die Köcherfliege *Allogamus auricollis* ein dominierendes Element innerhalb der Köcherfliegen- wie auch gesamten MZB-Zönose. Die Art zeigt eine deutliche Präferenz für Strömungsgeschwindigkeiten unterhalb 50 cm/s. In schneller fließenden Habitaten nimmt sie stark ab. Abbildung 69 (rechts) zeigt deutlich ihre Reduktion in den Schwallstrecken. Innerhalb der Insektenordung der Eintagsfliegen sollen zwei Taxa herausgegriffen werden. Die Arten der *Baetis alpinus*-Gruppe tragen ebenfalls wesentlich zur Biomasse und Dichte einer Probenstelle bei. Hinsichtlich Fließgeschwindigkeitspräferenz sind sie relativ flexibel. Sie treten zwar gehäuft in Geschwindigkeiten unter 1m/s auf, kommen jedoch auch bei höheren Werten in den Schwallstrecken noch individuenreich vor. Typisch rheobionte Formen stellen die Arten der Gattung *Rhithrogena* dar. Sie erreichen innerhalb der schwallbeeinflussten Stellen ihre größte Individuendichte und werden vom Schwall nicht negativ beeinträchtigt. Eine ähnliche Verteilung zeigen die schon weiter oben besprochenen Kriebelmücken, die in hoher Strömung angesiedelt sind und dort auch hohe Abundanzen erreichen. Wie die Vertreter der Gattung *Rhithrogena* zeigen sie unter Schwall eher positive Reaktion und treten erst hier gehäuft auf.

Abbildung 69: Verteilung der Taxa *Allogamus auricollis* (links), *Baetis alpinus-Gr.* (Mitte) und *Rhithrogena sp.* (rechts) entlang des Fließgeschwindigkeitsgradienten (v40) inkl. modellierter Maximalgeschwindigkeiten (v40 pro Transekt) bei Schwall (m/s), Enns & Ziller

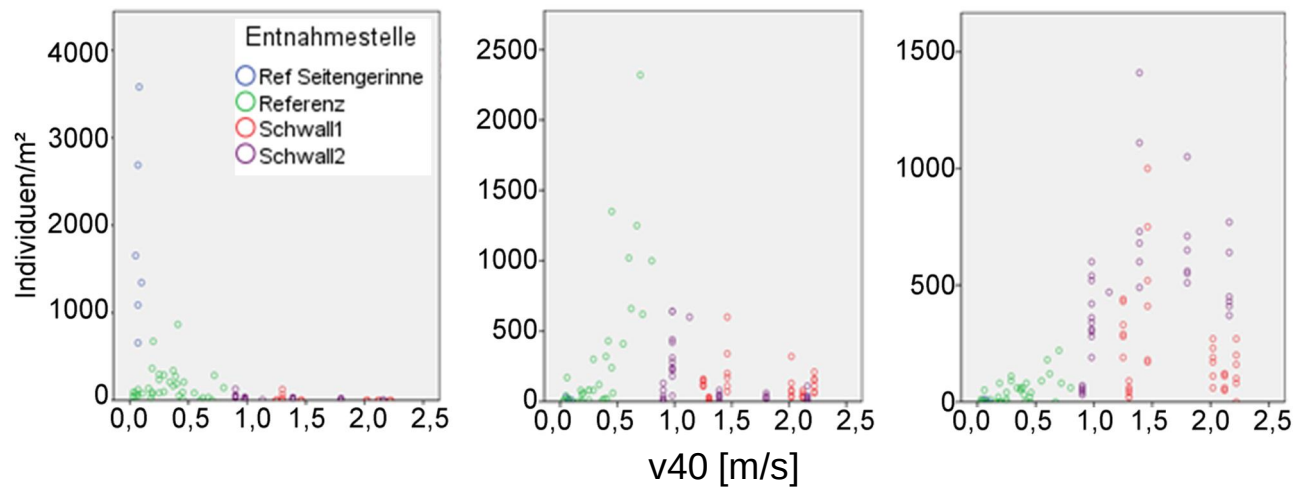
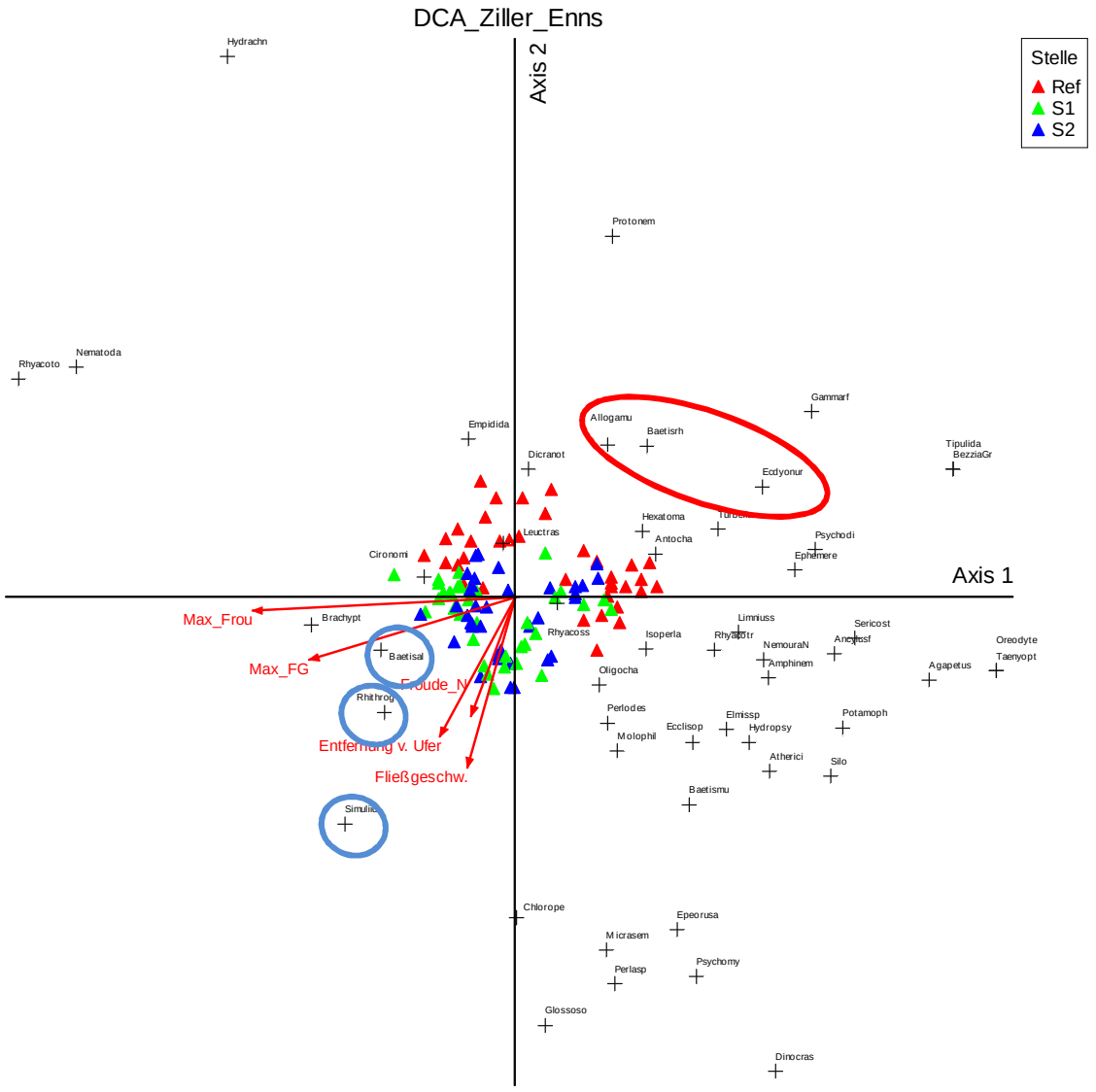


Abbildung 70 zeigt zusammenfassend in Form einer DCA (Detrended Correspondence Analysis), die Verteilung ausgesuchter Taxa hinsichtlich wesentlicher hydraulischer Parameter, die als Vektor dargestellt sind und ihren Einfluss anhand Pfeilrichtung und ï länge anzeigen. Jene Taxa, die in Vektorrichtung angeordnet sind, zeigen eine positive Korrelation mit den gemessenen Parametern, jene die entgegengesetzt angeordnet sind, eine negative Korrelation. So sind, wie auch schon weiter oben ausgeführt, *Allogamus auricollis*, *Ecdyonurus* sp. und *Baetis rhodani* stagnophile Taxa (rot markiert), während Simuliidae, *Baetis alpinus* Gr. und die Gattung *Rhithrogena* ausgesprochen rheobionte Artengruppen sind (blau markiert).

Auch die als Dreieck dargestellten Probenstellen (Gesamtzönose) zeigen, dass sich die Schwall beeinflussten Stellen in Richtung der Vektoren anordnen, die Referenzstellen in entgegengesetzter Richtung. Diese Auswertung unterstreicht die oben erläuterten Ergebnisse und weist auf eine typische sensitive Referenzzönose und eine auf hydraulische Einflüsse resistentere Fauna hin.

Abbildung 70: DCA-Diagramm der Datensätze von Ziller und Enns mit Einzeltaxawerten (als Kreuze dargestellt), Gesamtzönosenwerten (als Dreieck dargestellt) und Umweltvariablen (als Vektorpfeile dargestellt)



Art- bzw. gattungstypische Traits, die als Anpassungen an unterschiedliche Habitatnutzungen verstanden werden (wie Resistenz gegen Strömung), befähigen unterschiedliche Taxa, in den unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen ihr Optimum zu finden. Sie sichern in natürlichen, hochdynamischen Habitaten wie Gewässern das Vorkommen individuen- und artreicher Zönosen.

Beim Vergleich zwischen den Untersuchungsstellen an Ziller und Enns wird auch deutlich, dass das Ausmaß der Schwallamplitude wesentlichen Einfluss auf die Verteilung der unterschiedlichen Arten hat. Nachstehend wird die Individuendichte ausgesuchter Taxa pro Untersuchungstelle und Transekt dargestellt (Anh. Abbildung 53 bis Anh. Abbildung 55 im Anhang Kap. 12.3.4 Strömungspräferenzen ausgewählter Taxa).

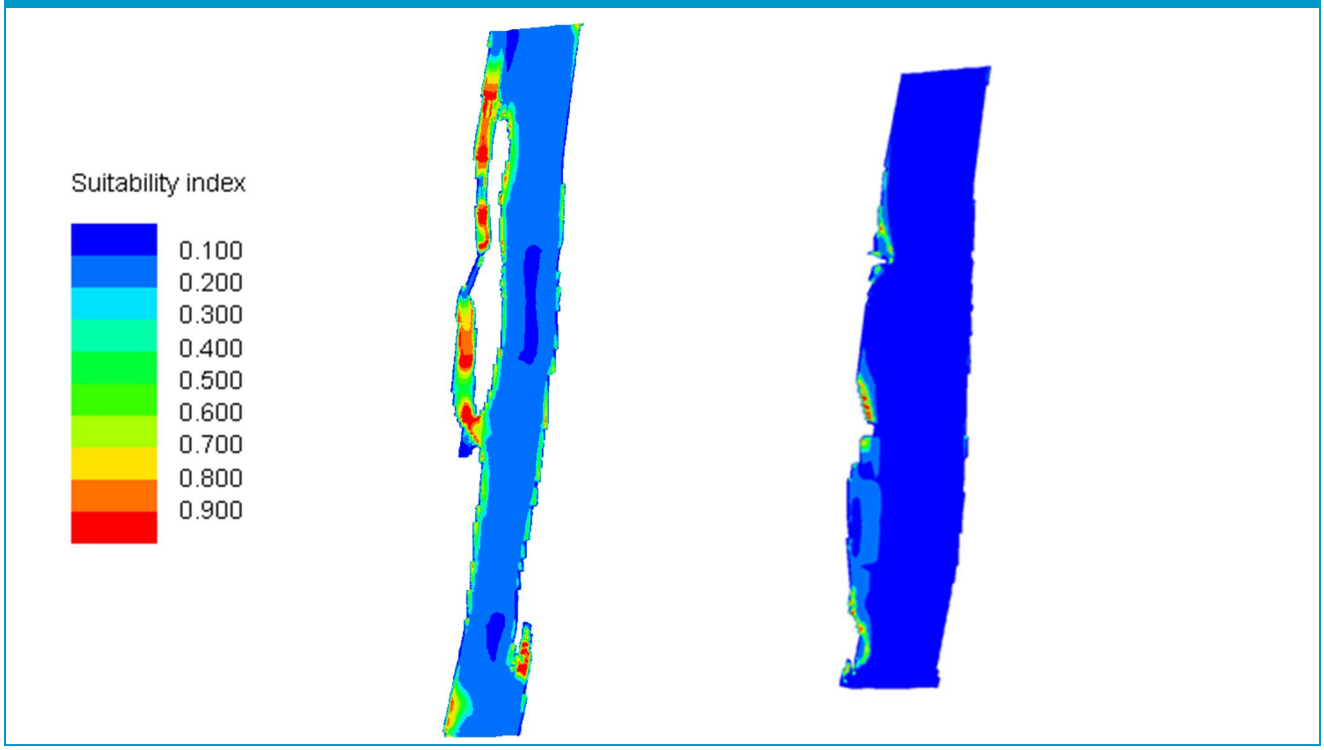
Die Köcherfliege *Allogamus auricollis* erreicht am Ziller Maximalwerte bis zu 36.000 Ind./m² in einem strömungsberuhigten Seitengerinne. An der Vergleichsstelle werden die meisten Individuen an der Wasseranschlagslinie nachgewiesen, in den Schwallstrecken fehlt die Art (Anh. Abbildung 53).
An der Vergleichsstelle an der Enns werden hingegen in der Bachmitte die meisten Ind./m² nachgewiesen. Zugleich konnten hier Wasserspiegelschwankungen beobachtet werden, die möglicherweise zu dieser eher untypischen Verteilung führen (Trockenfallen der Uferbereiche, Abwandern in perennierende Abschnitte Richtung Bachmitte). An den Schwallstrecken können Individuen der Art fast ausschließlich an der Wasseranschlagslinie nachgewiesen werden.
Die strömungsliebenden Eintagsfliegen der *Baetis alpinus*-Gruppe zeigen an der Enns und am Ziller ähnliche Verteilungsmuster. An den Vergleichsstellen sind sie in der Bachmitte am häufigsten; dieser Trend wird auch an den Schwallstrecken der Enns beibehalten (höchste Individuendichte in der Bachmitte). Am Ziller, bei deutlich erhöhter Schwallamplitude, bricht die Population jedoch an Schwallstrecke 2 deutlich ein (Anh. Abbildung 54).
Ein weiteres Beispiel liefert die rheobionte Gattung *Rhithrogena*. Wie auch die *Baetis alpinus*-Gruppe werden an den Vergleichsstellen in der Bachmitte die höchsten Individuendichten nachgewiesen. Am Ziller werden an den Schwallstrecken die höchsten Werte aller Untersuchungsstellen im ufernahen Bereich ermittelt, während an der Enns bei weitaus geringerer Schwallamplitude die Maxima in den strömungsexponiertesten Bereichen in der Bachmitte erreicht werden (Anh. Abbildung 55).
Diese Ergebnisse decken sich mit internationalen Studien (Schmedtje, 1995; Waringer, 1989a, 1989b, 1993).
Als Extrembeispiel für Rheophilie zeigen die Kriebelmücken an beiden Flüssen ein Optimum in der Bachmitte der Schwallstrecken, wobei am Ziller insgesamt weit geringere Werte als an der Enns erreicht werden (Anh. Abbildung 56).
Bei Betrachtung der Verteilung der Gesamtindividuen/m^2 (Anh. Abbildung 58) zeigen sich ebenfalls fluss- und transekttypische Unterschiede. Am Ziller wird, abgesehen des strömungsberuhigten Nebenarms, der durch das massenhafte Vorkommen von *Allogamus auricollis* geprägt ist, die höchste Individuenzahlen der Vergleichsstrecke in der Bachmitte ermittelt. In den Schwallstrecken ist kein Trend hinsichtlich der Besiedlung der Transekte erkennbar, die höchsten Verluste erfahren die Taxa der Ămittleren Entfernung vom Uferñ Rheobionte Taxa der Bachmitte hingegen werden in geringerem Ausmaß reduziert, und ufernahe Taxa nehmen sogar zu. Die unterschiedlichen Transekte der Vergleichsstrecke der Enns sind ausgewogen besiedelt, hier werden v.a. ufernahe Taxa in den Schwallstrecken verstärkt negativ beeinflusst. Bei Betrachtung der transektweisen Individuenverteilung der Vergleichs- und Schwallstrecken beider Bäche (Ziller und Enns) ist erkennbar, dass die rheobionte Fauna der Flussmitte ebenso vom Schwall beeinflusst wird, wie die stagnophile Fauna der ufernahen und daran anschließenden Bereiche.

Habitatmodellierung

In dem schwallbeeinflussten Detailabschnitt bei Ramsau wurde für die Köcherfliegenart *Allogamus auricollis* bzw. lenitische Arten zusammenfassend (Arten der strömungsberuhigten Zone) der Habitatverlust in hydromorphologisch beeinträchtigten Strecken in Abhängigkeit vom Abfluss quantifiziert und dargestellt (Methodik siehe Anhang). Dabei ist der nutzbare Lebensraum am begradigten rechten Ufer bereits bei Basisabfluss verschwindend gering, am orographisch linken Ufer hingegen finden sich entlang einer Schotterbank vereinzelt gute hydraulische Bedingungen. Ein ausgebildeter Seitenarm hinter einer Buhne stellt hingegen ideale Habitate während des Basisabflusses dar. Bei Schwallereignissen bleiben im Wesentlichen ausschließlich im unmittelbaren Auskolkungsbereich hinter der Buhne kleinräumig nutzbare Habitatinseln zurück, wobei ähnliche Ergebnisse auch für andere untersuchte Fließgewässerabschnitte festgehalten werden konnten. Die Modellierungsergebnisse des MZB können im Allgemeinen als realistisch

angesehen werden, da sie im Freiland großteils verifiziert wurden (Surber- und Kastensampler an Inn (Ochsenhofer in prep.), Enns und Ziller) und die Ergebnisse weitgehend deckungsgleich sind. Da benthische Invertebraten, anders als Fische, keine kurzfristigen Migrationen unternehmen können, werden sie aus den präferierten Bereichen verdriftet. Auf Grund der durchgeführten Analysen gilt es festzuhalten, dass für die Verteilung der benthischen Organismen in Schwallstrecken einerseits die Zeit der Wasserbedeckung (in wechselfeuchten Flächen) und andererseits der maximale hydraulische Stress als limitierende Faktoren anzusehen sind. Die Besiedlung des Makrozoobenthos entspricht daher bei Basisabfluss den hydraulischen Verhältnissen bei Schwallabgabe (maximal tolerierbarer hydraulischer Stress grenzt die nutzbaren Flächen ein). Während des Schwalles ist hingegen davon auszugehen, dass nur Flächen typspezifisch kolonisiert werden, die auch bei Basisabfluss benetzt sind (z. B. Buchtbereiche flussab von Kiesbänken). In letzterem Fall scheint das Vorkommen von Primärproduzenten (Phytobenthos) der limitierende Faktor zu sein.

Abbildung 71: Darstellung der Habitatverteilung (WUAs) von *Allogamus auricollis* für Sunk (3.95 m3s-1) und Schwall (74.72 m3s-1) im Detailabschnitt 2 des Zillers; rot = hohe Eignung als Habitat (SI = 1 – 0.9), blau = ungeeignet (SI = 0) (aus Habersack et al. In präp.)



Abundanz der oberflächennah lebenden Taxa in Vergleichs- und Schwallstrecken versus Vorkommen der Kieslückenschlängler (Interstitialbewohner)

Der Untersuchung liegt die Hypothese zugrunde, dass oberflächig lebende Taxa unter Schwallbedingungen Bestandeseinbußen erleiden und daher verhältnismäßig mehr Interstitialbewohner an Schwallstrecken vorkommen. Als oberflächennah lebende Organismen wurden die Taxa *Rhithrogena*, *Ecdyonurus*, *Allogamus* und Simuliidae erachtet, das Interstitial bewohnen vornehmlich die Steinfliegenfamilien Chloroperlidae, Leuctridae und Capniidae. Alle anderen Gruppen wurden als indifferent eingestuft.
Die transektbezogene Verteilung unterschiedlicher Traits der Zönosen (Anh. Abbildung 59 und Anh. Abbildung 60) an Sölk und Ziller zeigen deutliche Bestandsrückgänge der oberflächig lebenden Arten, wobei

an der Schwallstrecke Hart (Schwall 2) eine deutliche Annäherung an den Vergleichszustand zu erkennen ist. Ein ähnliches Bild ist an der Enns gegeben, wobei die Fauna der Bachmitte am wenigsten betroffen ist.
Die Dominanz der Interstitialfauna zusammen mit der indifferenten Fauna zeigt z. T. stark erhöhte Werte in den schwallbeeinfussten Abschnitten, bei einem gleichzeitigen Rückgang an den Schwallstrecken 2 (Anh. Abbildung 60).
Die unter Schwallbedingungen stark reduzierte Dominanz von Oberflächenbewohnern zugunsten der Interstitialfauna (und indifferenter Faunenelemente) ist nach diesen Ergebnissen ebenfalls ein bioindikatorischer Parameter, um die Auswirkung von Schwallereignissen zu bewerten.
Auch Moog (1993) hat an Bregenzerach und Drau in den Schwallabschnitten einen Anstieg euryöker Arten (meist Chironomidae), robuster Formen (Heptageniidae, Ephemerellidae) sowie die Zunahme von Arten, welche üblicherweise auf der Suche nach Schutz vor mechanischer Abdrift tiefer in das Interstitial wandern (Leptophlebiidae, Leuctridae) beobachtet.

Verteilung der mittleren individuellen Biomasse unterschiedlicher Taxa

Um zu überprüfen, ob die Invertebratenfauna in den Schwallstrecken durch die hydrologische Dynamik einem Energie- und damit Wachstumsverlust unterliegt, wurde die mittlere individuelle Biomasse (Anzahl Gesamtindividuen/Gesamtbiomasse pro Taxon) pro Stelle und Transekt ermittelt. Dabei sind natürlicherweise große, typologisch bedingte Unterschiede feststellbar (Anh. Abbildung 61). Die Fauna der Enns ist durchschnittlich doppelt so schwer, was auf I) unterschiedliche Faunenelemente bzw. Arten und II) unterschiedliche, temperaturbedingte Wachstumszyklen an den unterschiedlichen Fließgewässern zurückzuführen ist. Über die gesamte Zönose lassen sich nur schwer Trends ausmachen. Am Ziller erhöht sich die mittlere Individuemasse der ufernahen und daran anschließenden Fauna an der Schwallstrecke 1, im Schwallabschnitt 2 wird es jedoch deutlich geringer. Die hydrologisch robuste Fauna der Bachmitte wird jedoch nur unwesentlich vom Schwall beeinflusst und erreicht im Schwallbereich sogar gleich hohe Werte wie an der Vergleichsstrecke.
An der Enns erhöht sich die mittlere individuelle Biomasse im mittleren Transekt schrittweise von der Vergleichsstrecke zu den Schwallstrecken 1 und 2, die Biomasse der Fauna der Bachmitte nimmt jedoch ab. Im Fall der indikatorisch wichtigen und stagnophilen Art *Allogamus auricollis* läßt sich jedoch eine deutliche Biomasseabnahme der Individuen zwischen Vergleichsstrecke und Schwallstrecken feststellen (Anh. Abbildung 62). Ein eindeutig gegenläufiger Trend ist bei den rheobionten Kriebelmücken (Simuliidae) ersichtlich (Anh. Abbildung 66). Die Vergleichsstellen zeigen im Uferbereich aufgrund zu geringer Strömungsverhältnisse keinerlei Vorkommen, erst mit Distanz zum Ufer treten die Tiere auf. Mit Ausnahme der Schwallstrecke 1 am Ziller ist eine Biomassenzunahme der Individuen in allen Schwallstrecken feststellbar, was durch die erhöhte Nahrungsaufnahme dieser sessilen Filtrierer durch den schwallbedingt erhöhten Durchfluss bei gleichzeitig niedrigbleibendem Energieverlust zustande kommen könnte.
Die ebenfalls rheobionte Gattung *Rhithrogena* zeigt in fast allen Transekten kleiner werdende Tiere in den Schwallstrecken. Im Schwallbereich 1 am Ziller treten jedoch die größten Individuen in der Bachmitte auf: es ist denkbar, dass durch den Schwall eine Selektion einer Größenklasse vorgenommen wird. In der Schwallstrecke 2 kommt es zu einem drastischen Masseverlust dieser Gattung. An der Enns ist auch in diesem Fall eine Angleichung an die Vergleichsstelle an der Schwallstrecke 2 ersichtlich.
Die Verteilung der stagnophilen Gattung *Ecdyonurus* zeigt hingegen ein Ausfallen von Individuen in der strömungsreichsten Bachmitte der Schwallstrecken.

5.4.1.2 Detaillierte MZB-Methode (MHS)

Nachstehend (Abbildungen 55 bis 57) sind die Ergebnisse der detaillierten MZB-Methode (Ausgabe Ecoprof) der untersuchten Flussabschnitte (Ziller, Enns und Sölk) dargestellt.

Die Bewertung der Makrozoobenthosdaten erfolgte im Hinblick auf nachstehende Kriterien: Saprobieindex (SI), Ausweisung des saprobiellen Aspektes der ökologischen Zustandsklasse (SI-Klasse), Multimetrischer Index 1 (MMI 1) und Multimetrischer Index 2 (MMI 2), Ausweisung des ökologischen Zustandes gemäß multimetrischem Index (MMI-Klasse) und Ökologische Zustandsklasse auf Basis des Makrozoobenthos gesamt (ÖKZ-Klasse).

Abbildung 72: Ergebnisse Ziller nach detaillierter MZB-Methode

Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode

Abschnitt	Ziller								
Gewässer	Ziller								
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz Mayrhofen			Schwall Ramsau			Schwall Hart		
Messstellen-Nr.									
Detail WK ID									
Datum von	18.02.2011			19.02.2011			20.02.2011		
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS			MHS		
Bioregion	UZA - Unvergletscherte Zentrale			UZA - Unvergletscherte Zentrale			UZA - Unvergletscherte Zentrale		
Grundzustand MMI	1,5			1,5			1,75		
Grundzustand Saprobie									
Innere Differenzierung	EZ-KI 2			EZ-KI 2					
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung									
SI (Zelinka & Marvan)	1,48	sehr gut (high)		1,48	sehr gut (high)		1,67	sehr gut (high)	
Multimetrischer Index 1	0,67	gut (good)		0,61	gut (good)		0,53	mäßig (moderate)	
Multimetrischer Index 2	0,58	mäßig (moderate)		0,47	mäßig (moderate)		0,69	gut (good)	
Individuendichte [Ind/m²]	4226,4			3738,4			1376		
Ökologische Zustandsklasse	**gut (good)**			**mäßig (moderate)**			**mäßig (moderate)**		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl	40	70	0,57	33	70	0,47	28	70,5	0,4
EPT-Taxa	18	29	0,62	13	29	0,45	11	29,5	0,37
% EPT-Taxa							39,29	58,55	0,67
% Oligochaeta & Diptera Taxa	45	64,83	0,69	39,39	64,83	0,61	42,86	65,28	0,66
Diversitätsindex (Margalef)	4,55	7,7	0,59	3,79	7,7	0,49	3,62	7,73	0,47
Degradationsindex	78	123	0,63	67	123	0,54	45	117,5	0,38
Degradationsindex/Gesamttaxa									
RETI	0,65	0,88	0,74	0,77	0,88	0,87	0,44	0,86	0,51
Litoral	5	6,24	0,8	4,98	6,24	0,8	5	6,24	0,8
Litoral + Profundal									
Regionsindex (LZI)							4,24	5,93	0,71

Abbildung 73: Ergebnisse Enns nach detaillierter MZB-Methode

Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode

Abschnitt	Enns								
Gewässer	Enns								
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz Pruggern			Schwall1 Stein An Der Enns			Schwall2 Niederölam		
Messstellen-Nr.									
Detail WK ID									
Datum von	16.02.2011			15.02.2011			16.02.2011		
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS			MHS		
Bioregion	UZA - Unvergletscherte Zentrale			UZA - Unvergletscherte Zentrale			UZA - Unvergletscherte Zentrale		
Grundzustand MMI	1,5			1,75			1,75		
Grundzustand Saprobie									
Innere Differenzierung	EZ-KI 2								
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung									
SI (Zelinka & Marvan)	1,66	gut (good)		1,5	sehr gut (high)		1,57	sehr gut (high)	
Multimetrischer Index 1	0,78	gut (good)		0,67	gut (good)		0,7	gut (good)	
Multimetrischer Index 2	0,78	gut (good)		0,81	sehr gut (high)		0,82	sehr gut (high)	
Individuendichte [Ind/m²]	4180,8			1447,2			2392		
Ökologische Zustandsklasse	**gut (good)**			**gut (good)**			**gut (good)**		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl	53	70	0,76	35	70,5	0,5	44	70,5	0,62
EPT-Taxa	26	29	0,9	17	29,5	0,58	21	29,5	0,71
% EPT-Taxa				48,57	58,55	0,83	47,73	58,55	0,82
% Oligochaeta & Diptera Taxa	56,6	64,83	0,87	51,43	65,28	0,79	52,27	65,28	0,8
Diversitätsindex (Margalef)	6,07	7,7	0,79	4,53	7,73	0,59	5,37	7,73	0,7
Degradationsindex	99	123	0,8	79	117,5	0,67	85	117,5	0,72
Degradationsindex/Gesamttaxa									
RETI	0,45	0,88	0,51	0,5	0,86	0,59	0,29	0,86	0,33
Litoral	4,89	6,24	0,78	4,98	6,24	0,8	4,99	6,24	0,8
Litoral + Profundal									
Regionsindex (LZI)				4,44	5,93	0,75	4,39	5,93	0,74

Abbildung 74: Ergebnisse Sölk nach detaillierter MZB-Methode

Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode

Abschnitt	Sölk					
Gewässer	Sölk					
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz (RW)			Schwall		
Messstellen-Nr.						
Detail WK ID						
Datum von	15.02.2011					
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS		
Bioregion	UZA - Unvergletscherte Zentrale			UZA - Unvergletscherte Zentrale		
Grundzustand MMI	1,5			1,5		
Grundzustand Saprobie						
Innere Differenzierung	EZ-KI 2			EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung						
SI (Zelinka & Marvan)	1,53	gut (good)		1,46	sehr gut (high)	
Multimetrischer Index 1	0,82	sehr gut (high)		0,62	gut (good)	
Multimetrischer Index 2	0,83	sehr gut (high)		0,52	mäßig (moderate)	
Individuendichte [Ind/m²]	2376,8			1576,8		
Ökologische Zustandsklasse	**gut (good)**			**mäßig (moderate)**		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl	56	70	0,8	42	70	0,6
EPT-Taxa	25	29	0,86	13	29	0,45
% EPT-Taxa						
% Oligochaeta & Diptera Taxa	50	64,83	0,77	35,71	64,83	0,55
Diversitätsindex (Margalef)	6,88	7,7	0,89	5,4	7,7	0,7
Degradationsindex	110	123	0,89	48	123	0,39
Degradationsindex/Gesamttaxa						
RETI	0,57	0,88	0,64	0,75	0,88	0,85
Litoral	4,97	6,24	0,8	4,44	6,24	0,71
Litoral + Profundal						
Regionsindex (LZI)						

Am Ziller werden Saprobien Indices (SI) zwischen 1,48 (Ramsau) und 1,69 (Hart) erreicht, welche nach Umlegung in Klassen für alle Stellen den sehr guten Zustand indizieren. Die beiden MMI sind an der Vergleichsstrecke und der ersten Schwallstrecke vergleichbar und ergeben den guten (MMI 1) und mäßigen Zustand (MMI 2). Im Schwallabschnitt Hart wird der mäßige (MMI 1) bzw. gute (MMI 2) Zustand erreicht. Sowohl Gesamt- und EPT-Taxazahl als auch Diversitäts- und Degradationsindex zeigen Defizite, wodurch sich nach Zusammenschau der Einzelmodule an den Schwallstellen des Ziller die mäßige Ökologische Zustandsklasse ergibt, an der Vergleichsstrecke Zemmbach der gute Zustand, wobei hier der mäßige Zustand nur aufgrund der 0,02 Punktetoleranz für grenzwertnahe Indexwerte (Ofenböck et al., 2010) verfehlt wird.
Die Enns zeigt an allen Untersuchungsstellen sehr einheitliche Ergebnisse. Der SI indiziert den guten (Vergleichsstrecke) oder den sehr guten Zustand (Schwallstrecken), der MMI 1 immer den guten Zustand und der MMI 2 wieder den guten Zustand an der Vergleichsstelle und den sehr guten an den Schwallstrecken. Somit ergibt sich für alle Untersuchungsstellen der gute ökologische Zustand.

Sölk

Die Saprobieindices der beiden Untersuchungsstellen an der Sölk schwanken zwischen 1,53 und 1,46. Nach Umlegung des Saprobieindex in saprobielle Zustandsklassen ergibt sich an der Vergleichsstelle (Restwasser) der gute und an der Schwallstelle der sehr gute Zustand. Hinsichtlich der multimetrischen Indices ergibt sich für die Vergleichsstelle der sehr gute Zustand, im Schwall beeinflussten Abschnitt der gute (MMI 1) und der mäßige Zustand (MMI 2). Die Verschlechterung ist auf die Abnahme der Gesamt- und EPT-Taxa sowie den Degradationsindex zurückzuführen. Nach dem Ăworst-caseñ Prinzip ist die Vergleichstrecke der guten, die Schwallstrecke der mäßigen, ökologischen Zustandsklasse zuzuordnen.
Mit Ausnahme der Sölk verändert sich die ermittelte ökologische Zustandsklasse zwischen Vergleichsstrecke und Schwall beeinflussten Strecken nicht. Zusammenfassend kann daher gesagt werden, dass die detaillierte MZB-Methode nur bei drastischen Schwall-Sunk-Verhältnissen einen negativen Einfluss indiziert.

5.4.2 Wechselfeuchte Zone

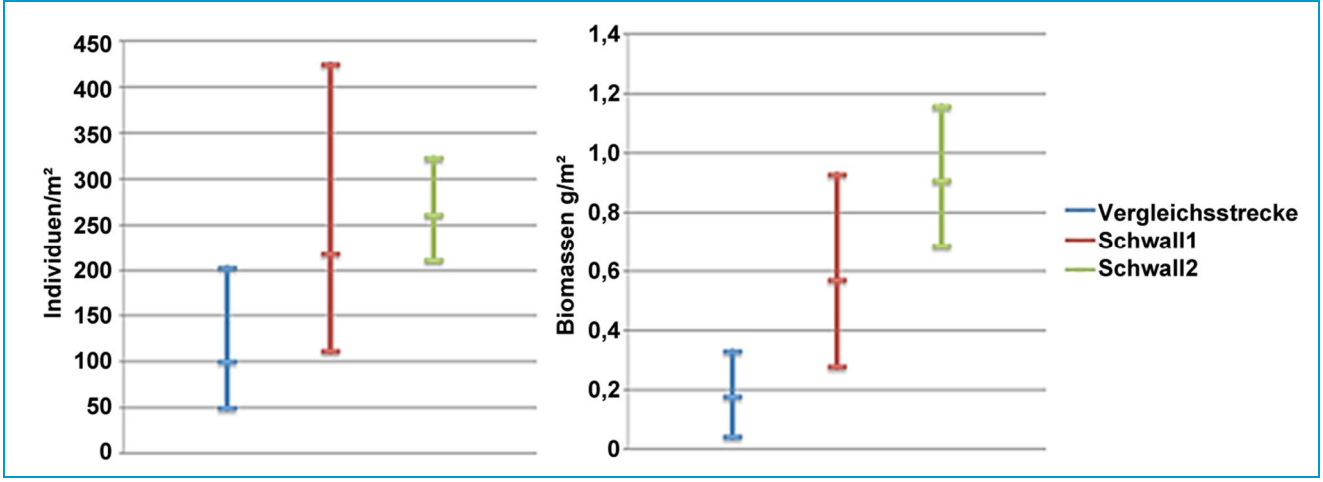
5.4.2.1 Kasten-Sampler Methode

Individuen und Biomassen

- **Ziller und Enns**

In Ziller und Enns wurde in der wechselfeuchten Zone die feuchte Unterschicht bei Sunk beprobt. Die Ergebnisse der wechselfeuchten Zone (Abbildung 75) zeigen sehr geringe Dichten und Biomassen im Vergleich zu den dauerfeuchten Flussabschnitten. Aufgrund der wiederkehrenden Benetzung bei Schwall sind Dichte und Biomasse in den schwallbeeinflussten Abschnitten etwas höher (rot und grün in) als in den unbeschwallten Vergleichsstrecken (blau), da bei Schwall in die wechselfeuchte Zone eingedriftete Organismen stranden und in der feuchten Unterschicht verweilen bzw. auffindbar sind. Dieses Phänomen wird auch dadurch untermauert, dass ein hoher Anteil an verendeten Organismen in den Proben vorgefunden wurde.

Abbildung 75: Vergleich der Mittelwerte der Summen (inkl. Vertrauensgrenzen nach Elliott (1977)) der Individuen und Biomassen; feuchte Unterschicht (Ziller und Enns zusammen)



- **Drau**

Um die MZB-Besiedlung der bei Schwall benetzten Flächen zu dokumentieren, wurden an der Drau quantitative Proben mittels Kastensampler genommen. Im August 2011 wurden an einer überströmten Schotterbank bei Baldramsdorf nahe Spittal sieben Transekte mit je 4 - 6 Einzelproben entnommen.
Dabei zeigt sich, dass in der wechselfeuchten Zone verschwindend geringe Biomassen auftreten. Erst ab der Zone des Basisabflusses (je nach Gewässermorphologie zwischen 15 m und 17 m Abstand vom Ufer) und bei einer Besiedlung mit fließgewässertypischen Algen (v.a. Diatomeen) werden typspezifisch hohe Biomassewerte ermittelt (Abbildung 76, links). Die Kolonisierung dieses temporären aquatischen Lebensraumes erfolgt größtenteils durch Diptera (v.a. Chironomidae), wobei Abbildung 77 (links) zeigt, dass die individuelle Biomasse (gesamt) in der dauerbenetzen Zone stark ansteigt, wohingegen die Familie der Chironomidae (Abbildung 77, rechts) keine individuelle Biomassenabnahme in der Wasserwechselzone erkennen lässt.

Abbildung 76: Biomasse (links) und mittlere individuelle Biomasse der Taxa (rechts) (in g) und Uferentfernung der Probenstelle (Drau)

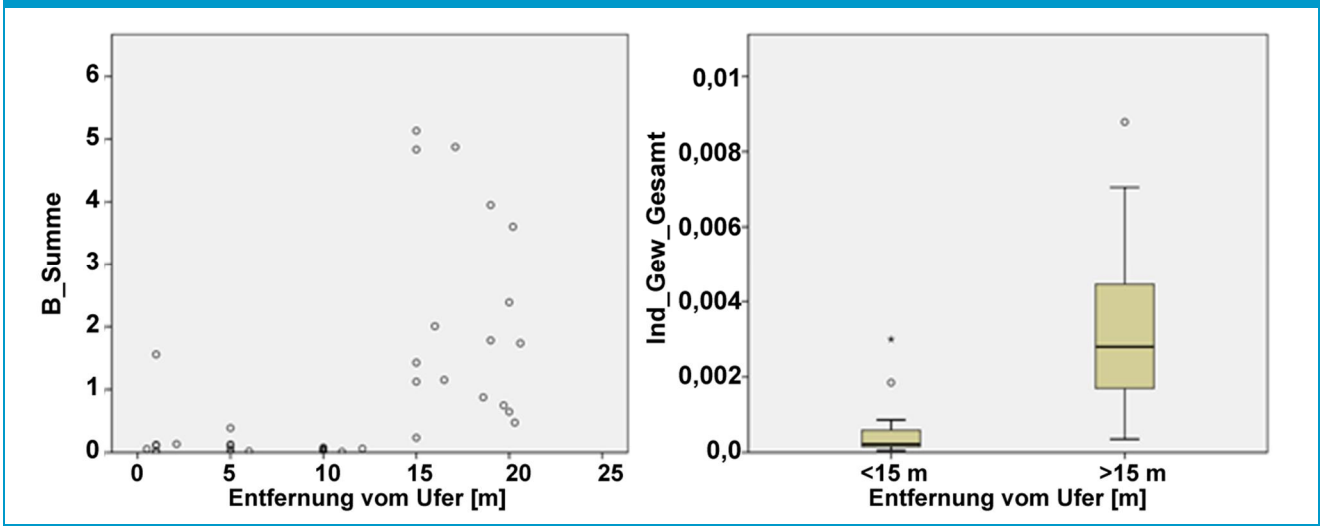
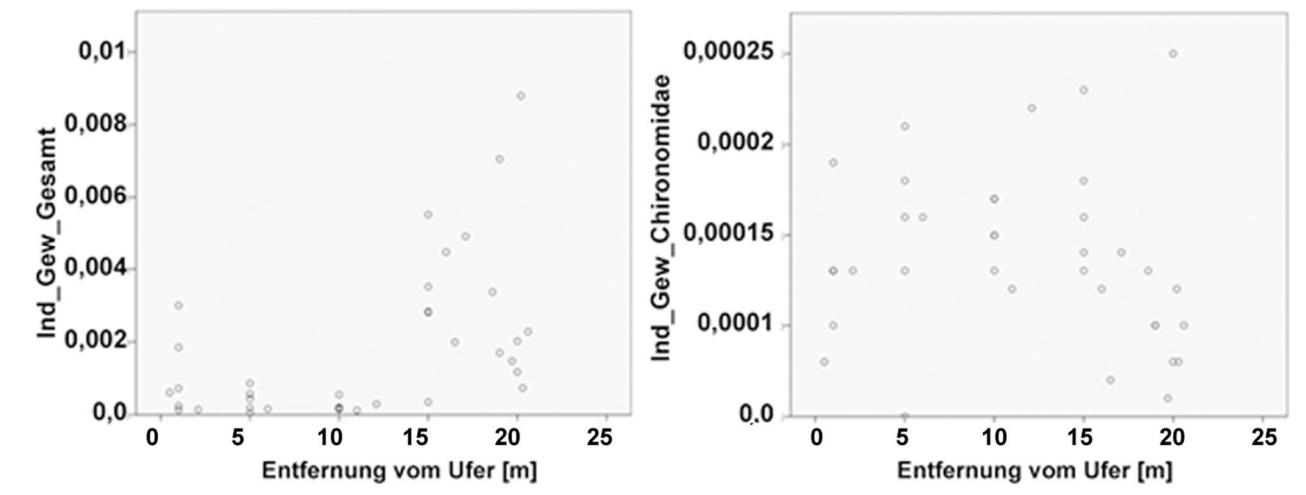


Abbildung 77: Mittlere individuelle Biomasse (in g) gesamt (links) und der Chironomidae Gen. Sp. (rechts) nach Entfernung zum Ufer (Drau)



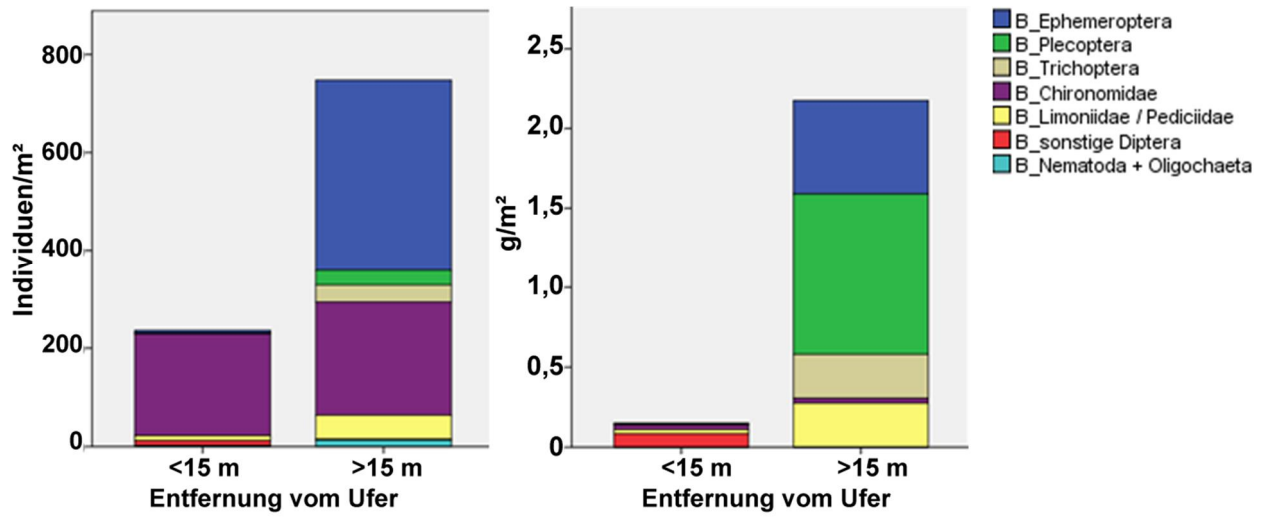
Dies zeigt sich auch durch die Gegenüberstellung des mittleren Individuengewichtes (Abbildung 76, rechts), das in der wechselfeuchten Fläche nur ein Zehntel des mittleren Individuengewichtes der ständig überronnenen Habitate ausmacht. Das deutet darauf hin, dass im Wesentlichen (verdriftete) Juvenilstadien der analysierten Faunengruppen (Plecoptera, Trichoptera, Ephemeroptera, Limoniidae, Pediciidae; Anh. Abbildung 67 & Anh. Abbildung 68) in den wechselfeuchten Bereichen auftreten, während in der perennierenden Zone weitaus langlebigere und ältere Stadien leben.

Zönosenstruktur der wechselfeuchten Flächen

- **Drau**

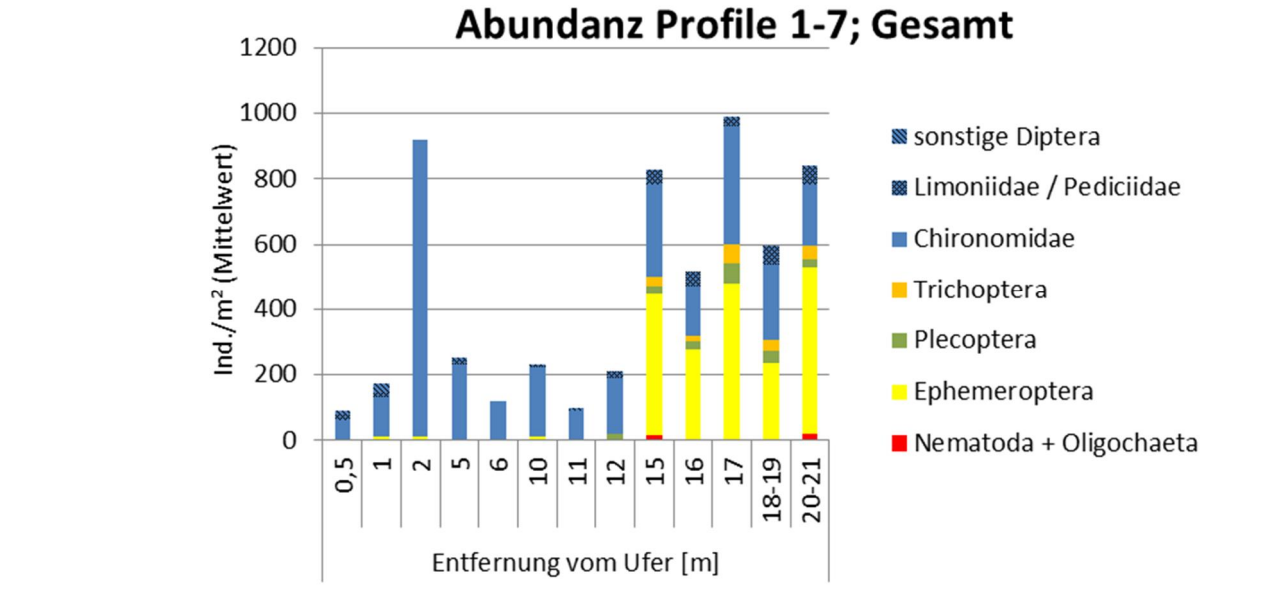
An der Drau zeigen sich drastische Unterschiede in der Gegenüberstellung der Besiedlung der Fläche < 15 m Uferabstand vs. > 15 m Abstand vom Ufer. Die temporär aquatischen, ufernahen Bereiche werden ausschließlich von Diptera (hauptsächlich Chironomidae, Limoniidae/Pediciidae und sonstige Diptera) kolonisiert. Im Gegensatz dazu werden in ständig überronnenen Arealen fließgewässertypische Großgruppen der EPT-Taxa nachgewiesen. Hinsichtlich der Biomassenverteilung wird im semiterrestrischen Bereich etwa nur ein Zehntel des aquatischen Areals festgestellt (Abbildung 78). An Ziller und Enns wurden ähnliche Ergebnisse festgestellt (siehe Anh. Abbildung 69).

Abbildung 78: Faunenzusammensetzung der taxonomischen Großgruppen nach Entfernung zur Wasseranschlagslinie bei Schwall



Die detaillierte Auswertung (Abbildung 79) zeigt sehr deutlich die Unterschiede der Abundanzen der unterschiedlichen Großgruppen entlang des hydrologischen Gradienten (Einzelprofile siehe Anhang Kapitel 12.3.8).

Abbildung 79: Abundanz der Großgruppen nach Abstand zum Ufer; Profile 1 bis 7 gesamt (Mittelwert)



5.5 Zusammenfassung

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden drei inneralpine Fließgewässer mit unterschiedlicher Schwallbelastung hinsichtlich ihrer MZB-Besiedlung untersucht. Mit Ausnahme der Sölk ist die Schwallbelastung mittels der nationalen Methode zur Beurteilung der ökologischen Zustandsklasse (Detaillierte MZB-Methode, Ofenböck et al., 2010) nicht abbildbar. Ofenböck et al. (2010) weisen jedoch ausdrücklich darauf hin, dass der Stressor Schwall sich v.a. auf die quantitative Komponente der benthischen Besiedlung auswirkt und aufgrund genereller starker saisonaler Schwankungen nicht präzise als Bewertungskriterium herangezogen werden kann. Daraus ist der Schluss zu ziehen, dass in Schwallstrecken die nationale Methode (Detaillierte MZB-Methode, Ofenböck et al., 2010) zur Bewertung der ökologischen Zustandsklasse nicht anzuwenden ist, bzw. zu adaptieren wäre.

Es wurde daher versucht, die vom Schwall hydraulisch am stärksten beeinflussten Uferbereiche mittels quantitativer Methoden (Kastensampler) transektweise zu untersuchen, um den Einfluss von Wasserstandsänderungen auf das Makrozoobenthos und damit verbundene Zönosenänderungen darzustellen. Dabei zeigen sich jeweils deutliche Abweichungen hinsichtlich Abundanz- und Biomassekriterien sowie auch bei Diversitäts- und Strukturparametern an den schwallbeeinflussten Stellen im Vergleich zu den Vergleichsstrecken. Als besonders negativ beeinflusst erweisen sich dabei Arten der strömungsberuhigten Uferzonen wie u.a. die Köcherfliegenart *Allogamus auricollis* und Vertreter der Eintagsfliegengattung *Ecdyonurus*, die als schwallsensitive Indikatororganismen in einem zukünftigen stressorspezifischen Bewertungssystem wesentliche Parameter darstellen könnten. Typische Arten der schnellfließenden Bereiche werden hingegen von hydraulischen Änderungen nicht wesentlich beeinträchtigt. Das Ausmaß der Abweichung von der Vergleichssituation korreliert mit dem Grad des Schwall-Sunk-Verhältnisses der Untersuchungsstrecke, wobei auch an der Enns, bei einem Verhältnis von ca. 4:1 (am Tag der Probenentnahme) noch deutliche Zönosenunterschiede auftreten. Die deutlichsten Faunenverluste sind an der Sölk bei einem Schwall-Sunk-Verhältnis von 35:1 (am Tag der Probenentnahme) feststellbar.

Während sich an der Enns (Schwall-Sunk-Verhältnis ca. 4:1) bei einer Distanz von ca. 8 km von der Einleitung des Sölk-Schwalles die Zönose wieder an die Vergleichsstelle angleicht und es zu einer gewissen Erholung kommt, sind die deutlichsten Zönosenänderungen am Ziller unterhalb der Abgabe des Gerlosschwalles in Hart (Schwallstelle 2) festzustellen.

Um in Sunkbereichen potentielle Strandungsphänomene und die daraus entstehenden MZB-Verluste zu quantifizieren, wurden semiaquatische, bei Schwall benetzte Flächen an den Flüssen Ziller, Enns und Drau untersucht. An der Drau wurde im Sommer 2011 bei Baldramsdorf eine detaillierte transektbezogene Beprobung mittels Kastensamplers durchgeführt. Dabei zeigt sich deutlich, dass fast ausschließlich Dipteren und aus anderen Gruppen vornehmlich driftende Juvenilstadien diese Zonen besiedeln. Die typspezifische Fließgewässerfauna mit hoher Biomasse ist daher an den perennierenden aquatischen Bereich bei Sunk gebunden, wo charakteristische Algenzönosen (v.a. Diatomeen) die (Nahrungs-) Grundlage einer heterogenen und autochthonen Fließgewässer-MZB-Zönose darstellen. Aufweitungen in schwallbeeinflussten Bereichen stellen daher zwar temporär hydraulisch heterogenere Bereiche bereit, ihre Besiedlung wird jedoch nur von Pionierstadien vorgenommen.

Ähnliche Befunde lassen sich auch aus der Beprobung wechselfeuchter Flächen an Ziller und Enns ableiten, die während der Sunkphase im Februar 2011 entnommen wurden. Auch hier wird im Wesentlichen eine von Dipteren geprägte Rumpfbesiedlung der semiterrestrischen Areale festgestellt. Grundsätzlich treten in den Schwallstrecken sehr geringe Individuenzahlen und Biomassen in den trockenfallenden Bereichen auf. Der Vergleich mit den Vergleichsstrecken weißt auf MZB-Verluste durch Stranden hin.

Diese Erkenntnisse sind v.a. im Zusammenhang mit dem Jungfischaufkommen bedeutsam. Die hydraulisch optimalen Habitate der Jungäschen sind flach überronnene Schotterbänke, aber aufgrund des fast

ausschließlichen Angebotes an Chironomidenlarven als Nahrungshabitat möglicherweise pessimal sind. Durch das Switchen zwischen Nahrungs- und Unterstands-Habitat kann es zu Energieverlusten und zu einer eingeschränkten Entwicklung kommen.
Im Zuge vorliegender Untersuchung wurden aufgrund von Fließgeschwindigkeitsmessungen und der Vorkommenshäufigkeit Eignungskurven (Anh. Abbildung 44) ausgesuchter Taxa bezüglich ihres hydraulischen Habitates erstellt. Dabei zeigt sich, dass erwartungsgemäß rheobionte Taxa die Schwallereignisse tolerieren bzw. sich in den Schwallstrecken besser halten können, als stagnophile Arten. Als indikatorisch besonders bedeutsam erweist sich die Köcherfliegenart *Allogamus auricollis*, sowie die Eintagsfliegengatttung *Ecdyonurus*, die in strömungsberuhigten Bereichen bis 0,5 m/s Strömungsgeschwindigkeit, verbreitet bis massenhaft vorkommen kann, und daher eine wesentliche Energiequelle räuberischer Fische darstellt. Als sessiler Filtrierer lebt sie oberflächennah und ist von hydrologischen Änderungen besonders betroffen. Diese Art erleidet Populationseinbußen von bis zu 100 % in den Schwallstrecken. Wie gezeigt werden konnte, sind Individuen der Art ï vermutlich durch Energieverluste aufgrund von Verdriftung ï auch deutlich kleiner in vom Schwall beeinflussten Abschnitten.
Die hydraulischen Habitate von stagnophilen Arten werden durch den Schwall wesentlich verkleinert; dies führt zu Populationseinbußen. Ökomorphologische Aufweitungsmaßnahmen - restaurierte bzw. natürliche, flache Schotterinseln, stellen aus Sicht des MZB in Schwallstrecken kein geeignetes Habitat für eine flusstypische Faunengesellschaft dar, da sich an den temporär überronnenen Bereichen nur verdriftete Chironomidenlarven und andere Dipteren mit vergleichsweise verschwindender Biomasse aufhalten. Diese Resultate sind von hoher Relevanz für ökologische Zusammenhänge und in Besonderem für das Zusammenwirken von fisch- und benthosökologischen Fragestellungen.

Hinsichtlich der eingangs formulierten Hypothesen ist daher festzustellen, dass unter Schwalleinfluss

- ein Rückgang der Individuendichte und Biomasse mit Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung dokumentiert wurde sowie
- ein Individuen- und Biomasseverlust durch Strandungsphänomene in der Wasserwechselzone, als Folge des Sunks dokumentiert wurde.

Aufgrund der in dieser Studie gewonnenen Erkenntnisse sind quantitative transektbezogene Erhebungen (Biomasse) zur ökologischen Beurteilung des Schwalleinflusses auf die benthischen Zönosen zu empfehlen.

6 Fische

6.1 Zielsetzung und Fragestellungen

Ziel dieser Arbeiten ist es, anhand bestehender und neuer Befischungen eine österreichweite Aussage zur Belastung der Fischfauna durch den Schwall treffen zu können. Im Konkreten sollen folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Wie reagieren verschiedene Fischarten und Altersstadien auf Schwall- und Sunkerscheinungen?
- Gibt es gewässertypspezifische Unterschiede in der Reaktion der Fischfauna?
- Welchen Einfluss hat die Morphologie auf die Fischfauna in schwallbelasteten Gewässerstrecken?

6.2 Methodik

6.2.1 Watbefischung

Für die Erfassung des fischökologischen Zustands an kleineren schwallbeeinflussten Strecken und den Referenzstrecken wurden Watbefischungen durchgeführt.
Nach Haunschmid et al. (2006a), sind Watbefischungen bei Gewässern deren Tiefe Großteils unter 0,7 m liegt, durchzuführen. Dabei muss beachtet werden, dass die Anoden der Rucksackaggregate eine effektive Reichweite von 1,5 m haben, die sich aber durch tastende Bewegungen und Werfen der Anode erweitern lässt. Die Watbefischung erfolgt immer flussaufwärts, dabei scannt der Aggregatsträger mit der Anode den zu befischenden Abschnitt. Begleitet wird der Aggregatsträger von mindestens einer Person mit einem Kescher und einer Person mit einem geeigneten Behälter für die gefangenen Fische. Es gilt die Fische so rasch wie möglich aus dem Spannungsbereich zu entnehmen. In der Regel werden innerhalb eines Abschnittes zwei bis drei Befischungsdurchgänge (sog. Runs) durchgeführt und anhand der abnehmenden Anzahl der gefangenen Individuen auf den Gesamtbestand hochgerechnet.
Der Umfang der Befischung muss groß genug sein, um im ersten Durchgang die Populationsgröße deutlich zu reduzieren, so dass der Fang im zweiten Durchgang geringer ausfällt. Befischungsaufwand und Fangwahrscheinlichkeit sollten dabei in allen Durchgängen konstant bleiben. Außerdem ist zu gewährleisten, dass sich die Populationsgröße während der Befischungen nicht durch zu- oder abwandernde Individuen verändert (dies erfolgt in der Regel durch Aufstellen eines Netzes über die Gewässerbreite). Um zwischen den Fangergebnissen der verschiedenen Durchgänge unterscheiden zu können, sind die gefangenen Individuen in getrennten Behältern aufzubewahren oder zu markieren. Liegen Daten aus drei aufeinanderfolgenden Durchgängen vor, so wird im Allgemeinen die Methode nach DeLury (1947) angewendet; konnten nur zwei Durchgänge durchgeführt werden, lassen sich Abundanz und Biomasse mittels der Methode nach Seber & LeCren (1967) errechnen (vgl. Haunschmid et al., 2006a). Beide Methoden setzen ähnliche Gegebenheiten voraus (vgl. Welcomme, 1983). Über die Fangergebnisse der einzelnen Runs wird eine lineare Regression erstellt, wobei dann am Schnittpunkt der x-Achse mit der Regressionsgerade die Gesamtstückzahl abzulesen ist.

6.2.2 Streifenbefischung

Die Streifenbefischungsmethode nach Schmutz et al. (2001) wird an größeren, nicht watbaren Bereichen von Fließgewässern angewandt. Bei dieser semiquantitativen Methode wird mittels Elektrobooten der Bestand einzelner, flächenmäßig definierbarer Streifen art- und stadienspezifisch quantifiziert. Mit einem standardisierten Berechnungsverfahren werden die Bestände der Einzelstreifen verknüpft und auf den Gesamtfischbestand eines Gewässerabschnittes hochgerechnet. Die habitatbezogene Datenerhebung (Stratifizierung) ermöglicht Analysen in Bezug auf unterschiedliche Habitattypen.
Die Befischung mittels Elektrofangbooten ist die effizienteste und praktikabelste Fangmethode bei mittelgroßen Fließgewässern. Eigens konzipierte Fangboote mit Gleichstromaggregaten können mit Spannungen um 300 V bis 600 V betrieben werden. Grundsätzlich wird die Befischung mit den Elektrofangbooten in Fließrichtung mit der Strömung treibend durchgeführt. Dabei wird der zu befischende Streifen angefahren, das elektrische Feld aktiviert und kontinuierlich aufrechterhalten. Die betäubten Fische werden gekeschert und in Hydrobionen gehältert. Da meist zahlenmäßig exakte Erfassungen nicht möglich sind, wird der Fangerfolg unmittelbar nach der Befischung anhand der gesichteten Fische geschätzt und in Prozent angegeben. Im Anschluss erfolgt die Vermessung, Protokollierung und Rückversetzung der Fische jedes einzelnen Streifens.
Um von den einzelnen Befischungsstreifen auf den Gesamtfluss schließen zu können, erfolgt eine Hochrechnung je nach Größe, Habitatkomplexität, Aufgabenstellung und Genauigkeitsanspruch. Die repräsentative Probennahme stellt den einfachsten Ansatz der Berechnung dar. Bei diesem Prinzip werden alle Habitattypen entsprechend ihrer quantitativen Ausprägung besammelt und auf die Gesamtlänge bzw. Fläche hochgerechnet. Vorherrschende Habitattypen werden entsprechend stärker befischt als selten vorkommende. Eine vor der Erhebung erstellte Kartierung der Habitattypen und deren räumliche Verteilung sind empfehlenswert, können jedoch auch vor Ort erfolgen.
Jeder Habitattyp ist bei der Befischung mehrmals (mehrere Streifen), mindestens jedoch 3-mal zu beproben. Bei stratifizierter Befischung werden die einzelnen Streifen nach Dominanz des Habitattyps und befischter Fläche gewichtet. Bei der Berechnung bildet ein Stadium, bzw. eine Größenklasse einer Art, die kleinste Einheit. Die Berechnung bezüglich der Biomasse erfolgt analog jener der Dichte. Steigt der Genauigkeitsanspruch, nimmt auch die Anzahl notwendiger Streifen exponentiell zu. Auch je vielfältiger der Strukturierungsgrad ist, desto höher ist die benötigte Streifenanzahl.

6.2.3 Ökologische Bewertung von Fließgewässern anhand des Fisch Index Austria (FIA)

Den Fischen wird bei der Bewertung des ökologischen Zustandes eine wichtige Rolle eingeräumt, da einzelne Arten oder Artengemeinschaften wichtige Bioindikatoren darstellen (vgl. Haunschmid et al., 2006). Um den fischökologischen Zustand zu berechnen, wird der Fisch Index Austria (FIA) nach Haunschmid et al. (2006) verwendet. Je nach Fischregion der Probestelle wird in Epirhithral, Metarhithral, Hyporhithral klein, Hyporhithral groß, Epipotamal klein, Epipotamal mittel, Epipotamal groß, Metapotamal und östliche Flach- und Hügelländer unterschieden. Für die Berechung gibt es vorgefertigte Excelmasken (Haunschmid et al., 2006).
Nach der Eingabe allgemeiner Informationen (Fluss, Datum, Seehöhe u.ä.) in die Excelmaske werden die bei der Befischung erhobenen Daten eingetragen. Dabei handelt es sich um Fischart, Abundanz (Individuen/ha) und Biomasse (kg/ha). Des Weiteren werden die Bewertung der Altersstruktur und die jeweilige Bioregion eingegeben bzw. berücksichtigt. Zusätzlich ermöglicht die Excelmaske eine Berücksichtigung von hohem Geschiebetrieb und die Lage der Probestrecke auf einer Seehöhe von über

1000 m. Bei der Berechnung werden entsprechende Leitbilder herangezogen, welche als Bewertungsgrundlage dienen. Da es neben Standardleitbildern auch adaptierte Leitbilder für Sonderfälle gibt, ist auf eine passende Auswahl des Leitbildes zu achten.
Nach der Eingabe der Fischart prüft das Programm sofort ob es sich dabei um eine Leitart (=l), eine Begleitart (=b) oder eine seltene Begleitart (=s) handelt. Je nachdem erhalten die restlichen Daten eine entsprechende Gewichtung. Die Arten sind wie folgt definiert:

- **Leitarten**: Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Fischregion mit hoher relativer Häufigkeit vorkommen.
- **Begleitarten**: Fischarten, die in der betrachteten Fischregion mit mittlerer relativer Häufigkeit vorkommen.
- **Seltene Begleitarten**: Fischarten, die in der betrachteten Fischregion mit geringer relativer Häufigkeit vorkommen.

Nicht heimische Arten bzw. in der jeweiligen Region nicht natürlich vorkommende Fischarten werden nicht berücksichtigt (vgl. Haunschmid et al., 2006).
Des Weiteren wurde aufgrund der geringeren Schwankung die Biomasse der Abundanz als Bewertungsparameter vorgezogen und als sogenanntes ĂKO-Kriteriumñ definiert. Dies bedeutet, dass die Gesamtbewertung des Gewässers bei einem Wert unter 50 kg/ha, ungeachtet des Ergebnisses der restlichen Bewertungskriterien, im besten Fall mit 4 ausfallen kann. Ein weiteres ĂKO-Kriteriumñ stellt der Fischregionsindex (FRI) dar, welcher ab einer entsprechenden Verschiebung im besten Fall eine Bewertung von 3 zulässt. Der FRI berücksichtigt die Abundanz jeder Art und deren relative Häufigkeit (vgl. Haunschmid et al., 2006).
Weitere Parameter für die Zustandsberechnung sind die ökologischen Gilden, die als Gruppen von Arten definiert sind, welche ähnliche Strategien der Ressourcennutzung besitzen bzw. ähnliche Lebensformtypen in Bezug auf Reproduktion, Ernährung, Migration etc. aufweisen. In den FIA fließen die Reproduktionsgilde sowie die Strömungsgilde ein. (vgl. Haunschmid et al., 2006). Die Populationsstruktur wird mittels fünfstufiger Skala im Fisch Index Austria erfasst. Diese Klassen werden wie folgt definiert:

- **Klasse 1**: alle Altersklassen vorhanden, naturnahe Populationsstruktur ï Jungfische dominant.
- **Klasse 2**: alle Altersklassen vorhanden, Jungfische deutlich unterrepräsentiert oder adulte überrepräsentiert.
- **Klasse 3**: Ausfall einzelner Altersklassen, gestörte Verteilung der Altersklassen (z. B.: nur Jungfische oder nur adulte, subadulte fehlen).
- **Klasse 4**: stark gestörte Verteilung, meist sehr geringe Dichten, z. B.: nur Einzelfische verschiedener Größen.
- **Klasse 5**: keine Fische

Bewertet werden Leitarten und typischen Begleitarten anhand von Längenfrequenzdiagrammen (vgl. Haunschmid et al., 2006). Die Gesamtbewertung des fischökologischen Zustandes erfolgt nach Schulnotensystem.

6.2.4 Ermittlung des morphologischen Strukturtyps

Der jeweilige Strukturtyp sämtlicher ökologischer Monitoringstrecken wurde auf Basis der NGP Daten und mithilfe von Orthofotos der befischten Gewässerstrecken bestimmt (BMLFUW, 2010). Der Strukturtyp der

jeweiligen Gewässerstrecke (Strukturtyp 2 ï wenig verbaut bzw naturnah; Strukturtyp 1 ï stark verbaut bzw. naturfern) wurde anhand der Linienführung, der Ufervegetation und am Orthofoto ersichtlichen Strukturelementen wie z. B. Schotterbänken, Buhnen oder Totholzansammlungen den Monitoringstrecken zugewiesen. Bei Monitoringstrecken, an welchen der Strukturtyp aufgrund wechselnder Bedingungen nicht eindeutig bestimmt werden konnte, wurde der Strukturtyp mit prozentuell größerem Anteil der Monitoringstrecke zugewiesen. (wenn sämtliche Bezeichnungen einheitlich sein sollen muss im Kapitel 5 und 6 naturfern zu Strukturtyp 1 bzw. naturnah zu Strukturtyp 2 verändert werden).

6.2.5 Fischdaten ï Fischdatenbank

Um den Befischungsdruck an schwallbelasteten Strecken möglichst gering zu halten und im finanziellen Rahmen zu bleiben, wurde so weit wie möglich auf vorhandene Daten zurückgegriffen. Diese wurden zum Beginn des Projektes in einer ĂSchwalldatenbankñ zusammengefasst, die einen Überblick über die vorhandene Datenbasis gibt und aufgrund derer zusätzlicher Befischungen festgelegt werden konnten.
Basis der ĂSchwalldatenbankñ bilden die in den letzten Jahren erstellten Datenbanken HaFiDat (IHG), FIDES (EU-Projekt FAME), und EFI+ (EU-Projekt EFI+), FDA (Fischdatenbank Austria), die um neue, hinsichtlich des Schwalls wichtige Komponenten erweitert wurden. Die Schwalldatenbank enthält einerseits schwallbeeinflusste Gewässerstrecken und andererseits schwallunbeeinflusste Gewässerabschnitte, die zu Vergleichszwecken herangezogen werden.
Die Daten des BAW Scharfling (FDA) und der Bundesländer Vorarlberg, Tirol, Salzburg, Steiermark und Kärnten wurden dankenswerterweise von den jeweiligen Institutionen zur Verfügung gestellt. Somit erhöht sich die Datengrundlage um viele weitere Befischungen. Ebenso wurden analog vorhandene Daten aus älteren Studien digitalisiert und der Datenbank hinzugefügt. Somit steht mit der ĂSchwalldatenbankñ eine umfassende, relationale Datenbank für die Analysen zur Verfügung. Zusammen mit den zusätzlich durchgeführten Erhebungen (8 Befischungen) ergeben sich 96 Befischungen (teils an mehreren Terminen) an 67 schwallbeeinflussten Strecken und 24 Befischungen an 17 Stellen ohne Schwallbelastung (Tabelle 5). In Summe ergibt dies 120 Befischungen, welche für die Analysen herangezogen wurden. Als Vergleichstrecken wurden morphologisch mit den Schwallstrecken vergleichbare Abschnitte gewählt, welche nicht von anderen Einflüssen wie Restwasser, Stau oder unmittelbarer Nähe zu Laufkraftwerken beeinflusst werden. Durch die großflächigen anthropogenen Veränderungen an Österreichs Fließgewässern und der Vielzahl an Gewässertypen kommt es somit in manchen Fällen zu Engpässen an Vergleichstrecken. 21 Befischungen wurden während der Analysen als Restwassersituationen identifiziert und ausgeschieden. Aufgrund verschiedener Einflüsse wie z. B. Besatzmaßnahmen vor Beprobungen (z. B. an der Möll) wurden für manche Analysen nicht alle Befischungen verwendet. Der Großteil der Vergleichstrecken im Hyporhithral befindet sich mangels geeigneter Alternativen an der Mur.

Tabelle 5: Gesamtanzahl Beprobungen

	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral	Epipotamal	Summe
Vergleich naturnah	2		13		15
Vergleich naturfern		8	1		9
Schwall naturnah		10	25	1	36
Schwall naturfern		3	47	10	60
Restwasser (ausgeschieden)	3	7	11		21
Summe	5	28	97	11	**141**

6.2.6 Gesamtergebnisse

6.2.6.1 FIA

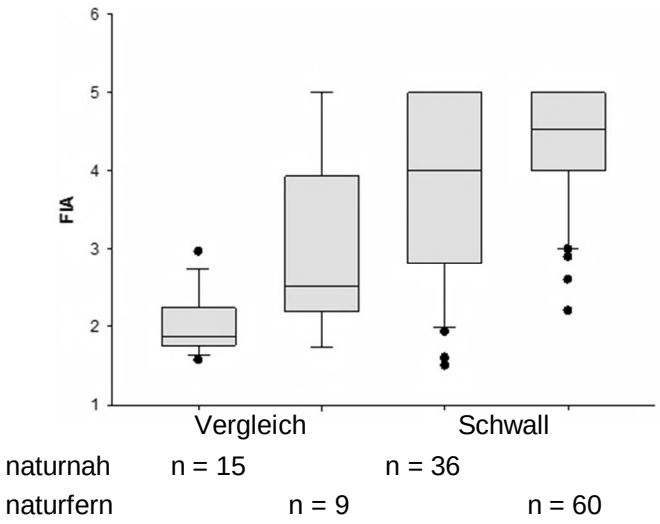
Die naturfernen, schwallbelasteten Strecken sind im Mittel mit einem FIA von **4,34** bewertet und entsprechen somit dem unbefriedigenden fischökologischen Zustand (Abbildung 63). Von 60 untersuchten Abschnitten befanden sich zum Untersuchungszeitpunkt 30 im schlechten Zustand (FIA = 5). Dies betrifft Befischungen in den Flüssen Bregenzerach, Drau, Enns, Ill, Inn, Möll, Rhein, Sanna, Salzach und Ziller. 19 Strecken in den Flüssen Drau, Enns, Ill, Inn, Saalach und Salzach befanden sich im unbefriedigenden fischökologischen Zustand (FIA = 4). Der mäßige Zustand (FIA = 3) wurde für zehn Abschnitte an Drau, Möll, Mur und Zederhausbach erhoben. Hervorzuheben sind zwei Befischungen an der Mur bei Unternberg und St. Michael (ATMUR1023 und ATMUR1047) welche mit einer Bewertung von 2,6 den guten ökologischen Zustand knapp verfehlen. Die einzige naturferne Schwallstrecke in gutem fischökologischen Zustand (FIA = 2) findet sich kurz flussab an der Mur bei Tamsweg. Die Schwallwelle flussauf scheint somit in diesem Bereich bereits soweit abgedämpft zu sein, dass die negativen Auswirkungen auf die Fischzönose bereits stark reduziert sind.

Naturnahe schwallbelastete Abschnitte wurden 36-mal beprobt und haben im Mittel einen unbefriedigenden fischökologischen Zustand (FIA = **3,83**). Davon befinden sich 14 Strecken an Bregenzerach, Drau, Enns, Inn, Salzach, Weisach und Ziller im schlechten Zustand (FIA = 5). Zehn Abschnitte an Drau, Inn, Kainach und Weisach weisen den unbefriedigenden Zustand auf (FIA = 4). Der mäßige Zustand (FIA = 3) wurde an fünf Strecken an Drau, Inn und Isel erhoben. An sieben Strecken an Drau, Inn, Mur, Salzach, Stubache und Zederhausbach konnte der gute Zustand (FIA = 2) nachgewiesen werden, wobei besonderes Augenmerk auf die Strecken ATMUR937 bei Kendlbruck und ATSALZ788 - Aufweitung Mittersill - zu Richten ist, da beide mit einer Bewertung von 1,6 und 1,5 nahe der Grenze zum sehr guten Zustand liegen.

Neun naturferne, nicht schwallbelastete Abschnitte haben einen durchschnittlichen fischökologischen Zustand von **2,56** und weisen somit den mäßigen Zustand auf. Der schlechte fischökologische Zustand (FIA = 5) wurde für eine zweimal beprobte Strecke an der Salzach bei Vorderkrimml festgestellt. Der mäßige Zustand (FIA = 3) wurde für je eine Strecke an Großache, Isel und Mur erhoben, wobei die Vergleichsstrecken an der Isel knapp den guten ökologischen Zustand erreichen. Vier Abschnitte an Großache und Grossarler Ache weisen den guten ökologischen Zustand auf (FIA = 2).

Die 15 naturnahen Vergleichsstrecken sind durchschnittlich mit **2,00** zu bewerten und befinden sich somit im guten ökologischen Zustand. Je eine Strecke an Mur und Zemmbach weisen den mäßigen Zustand auf (FIA = 3), während 13 Strecken an Enns, Mur und Zemmbach sich im guten fischökologischen Zustand befinden und zum Teil knapp an der Grenze zum sehr guten Zustand liegen.

Abbildung 80: Bewertung des FIA in den verschiedenen Streckentypen

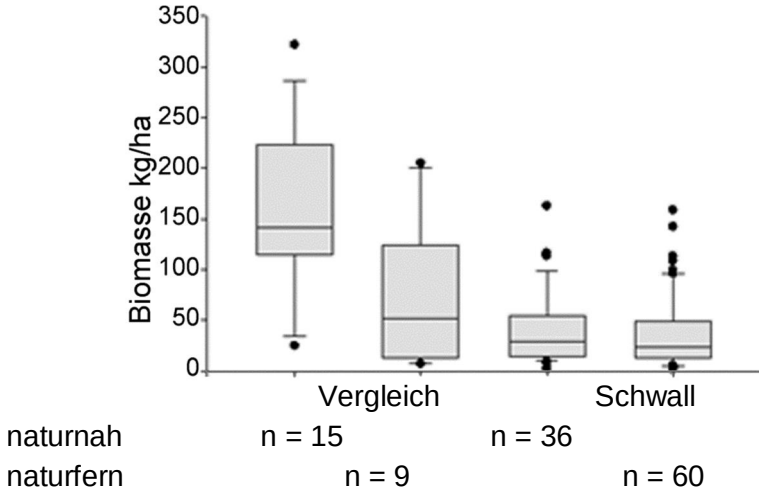


In Summe befinden sich 76 % der untersuchten Schwallstrecken im schlechten oder unbefriedigenden Zustand, bei 92 % wird der gute ökologische Zustand verfehlt. In den nicht schwallbelasteten Strecken herrscht an 38 % der Strecken Handlungsbedarf, wobei 15 % davon (4 Strecken) auf Strecken mit schlechtem Zustand entfallen. Im Regelfall sind Schwallstrecken um zumindest eine Zustandsklasse schlechter bewertet als hydromorphologisch vergleichbare Strecken ohne Schwallbelastung.

6.2.6.2 Biomasse

Die Gesamtbiomassen wurden für alle Schwall- und Vergleichsstrecken sowohl naturnaher sowie naturferner Gewässer verglichen. Die durchschnittlichen Biomassen naturnaher Vergleichsstrecken liegen bei ~ 155 kg/ha (Abbildung 81), verglichen mit den historischen Beständen, wo Biomassen von 300 ï 400 kg/ha in der Äschenregion nichts Außergewöhnliches waren, sind die Bestände jedoch durch vielfältige anthropogene Eingriffe dezimiert. Die fischreichsten Strecken befinden sich an der Mur zwischen Murau und Kraubath, mit Biomassen von bis zu 321 kg/ha. In den naturfernen Vergleichsstrecken liegen die durchschnittlichen Biomassen bei rund 75 kg/ha, die höchsten Werte stammen wiederum von der Mur sowie Großarler Ache.

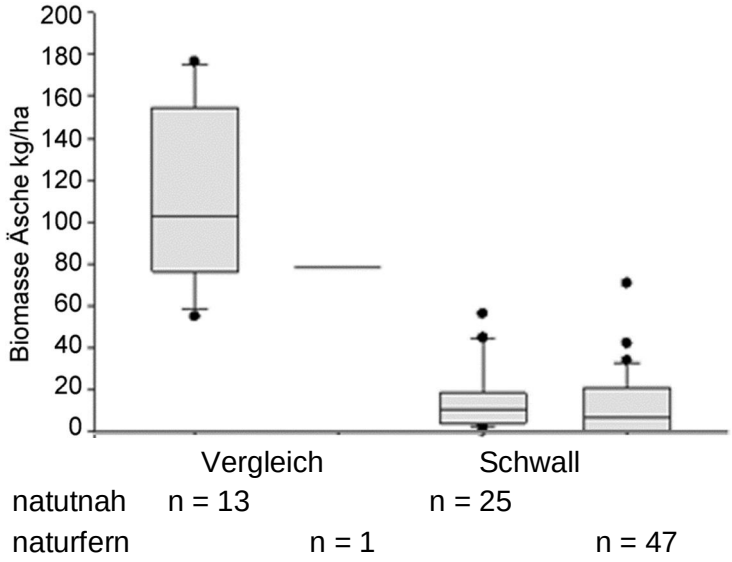
Abbildung 81: Gesamtbiomasse in den verschiedenen Streckentypen



In schwallbeeinflussten Abschnitten liegen die Gesamtbiomassewerte bei ~ 40 kg/ha und somit unter dem KO- Kriterium von 50 kg/ha. Am besten schneiden Strecken an der Mur (Landesgrenze Salzburg/Steiermark) ab, an denen die Schwallwelle zwar messbar, jedoch bereits stark retentiert in Erscheinung tritt. Die Biomassen in diesem Bereich liegen zwischen 95 und 160 kg/ha. Mit Biomassen deutlich unter 10 kg/ha schneiden Strecken an Bregenzerach, Inn, Rhein und Salzach am schlechtesten ab.

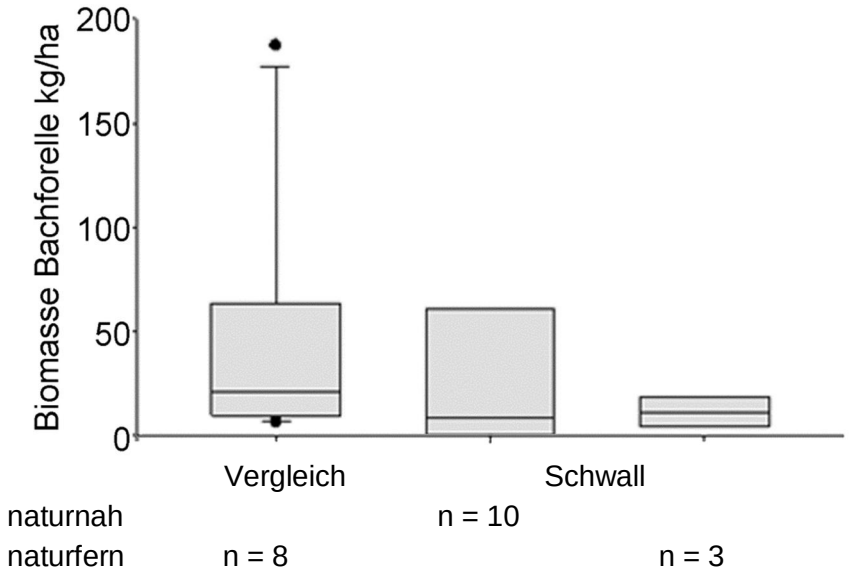
Die Äschenbiomasse im Hyporhithral zeigt in den Vergleichsstrecken ebenfalls große Unterschiede zwischen naturnahen (~115 kg/ha) und naturfernen (~80 kg/ha) Strecken (Abbildung 82). In schwallbelasteten Abschnitten ist die Biomasse zwar sehr niedrig (~ 16 kg/ha), es bestehen aber keine großen Unterschiede zwischen naturnahen und naturfernen Strecken. In restrukturierten Bereichen mit geringerer Schwallbelastung (z. B. Drau oberhalb Sachsenburg, Isel) sind die durchschnittlichen Äschenbiomassen wesentlich höher als in stärker belasteten Abschnitten. Bei den naturfernen schwallbelasteten Abschnitten weist die Drau in den Jahren 1998 und 1999, sowie die Mur erhöhte Biomassen auf. Die gut dokumentierte Langzeitentwicklung der Drau zeigt jedoch einen deutlichen Abwärtstrend. An der Ill und dem Rhein konnte, obwohl Leitart, keine Äsche (*Thymallus thymallus*) nachgewiesen werden.

Abbildung 82: Äschenbiomasse in den verschiedenen Streckentypen im Hyporhithral



Im Metarhithral wird die Leitart Bachforelle (*Salmo trutta* forma *fario*) als Indikatorart herangezogen. Da für naturnahe Vergleichsstrecken keine Datensätze im Metarhithral zur Verfügung standen, wurden die naturfernen Abschnitte zum Vergleich herangezogen. In den naturfernen Vergleichsstrecken wurden ~ 62 kg/ha mittlerer Biomasse festgestellt, während in den naturnahen und naturfernen Schwallstrecken Mittelwerte von ~ 18 bzw. 12 kg/ha erhoben wurden (Abbildung 83). Die Bachforelle reagiert somit deutlicher als die Äsche auf die Strukturausstattung in Schwallstrecken, was sich auch mit der natürlichen Habitateinnischung deckt. Betrachtet man zusätzlich die Schwankungsbreite innerhalb der einzelnen Kategorien, zeigen sich sehr geringe Schwankungen innerhalb naturferner, schwallbelasteter Abschnitte, während in naturnahen Strecken die Bachforellenbiomasse deutlich zwischen 0 (Weissach) und 75 kg/ha (Stubache) schwankt. Innerhalb der Vergleichstrecken zeigen sich ebenfalls deutliche Unterschiede in morphologisch stark beeinträchtigten Strecken mit sehr geringen Biomassen an der Salzach, und hohen Biomassen an Großache und Großarler Ache. Unter naturnahen Verhältnissen wären Biomassewerte von 100-200 kg/ha zu erwarten.

Abbildung 83: Bachforellenbiomasse in den verschiedenen Streckentypen im Metarhithral

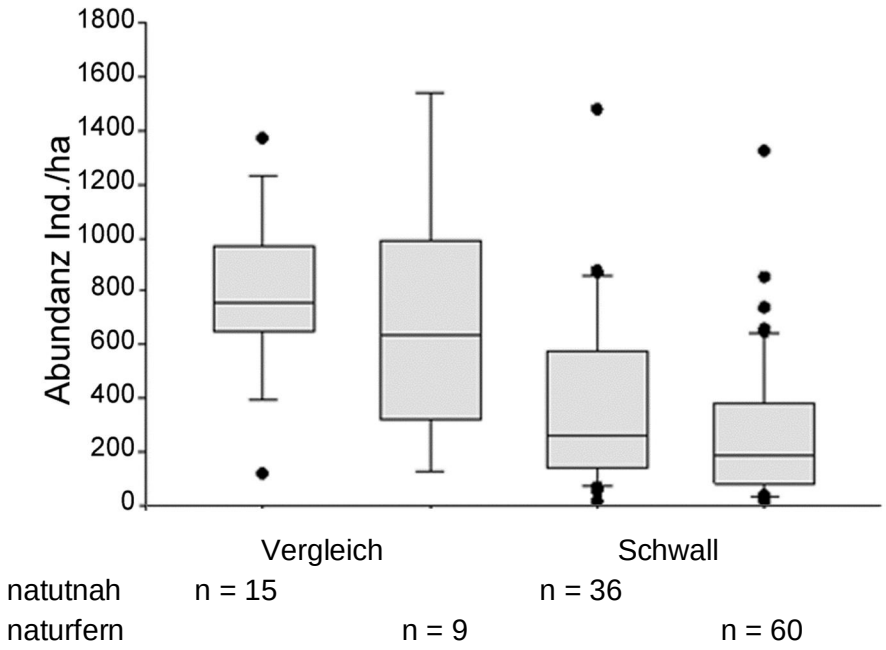


Die Biomassen der elf Strecken der Barbenregion (Epipotamal groß) sind mit durchschnittlich 12,2 kg äußerst gering. Einzige Ausnahme ist die Kainach mit 179,7 kg/ha, die sich aber schon allein durch ihre geographische Lage massiv von den anderen untersuchten Strecken unterscheidet und mit diesen nicht vergleichbar ist. Betrachtet man die Leitarten der Barbenregion wird das Bild noch dramatischer. In den drei epipotamalen Strecken am Inn fehlen die meisten Leitarten, vorhandene sind mit Biomassen von 0,1 bis 3,9 kg/ha ebenfalls deutlich unterrepräsentiert. Der größte Teil der geringen Gesamtbiomasse wird von Regenbogenforellen und Äschen gestellt, wobei sich die Frage stellt, wie viele von diesen Fischen aus Besatz stammen. Die Situation an der Bregenzerach ist ähnlich, jedoch wird zumindest der Großteil der geringen Gesamtbiomasse von ~ 8 kg/ha von den Leitarten Aitel (*Squalius cephalus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Strömer (*Telestes souffia*) gestellt.

6.2.6.3 Abundanz

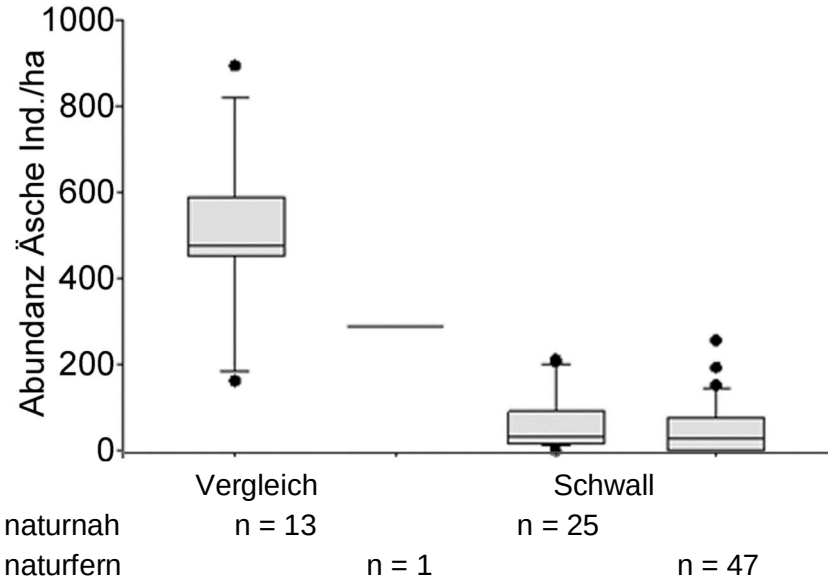
Die Biomasse reagiert sehr deutlich auf Schwallbelastung, und ist stark von adulten Individuen dominiert. Um die Reaktion der Jungfischbestände zu untersuchen, wurden die Abundanzen pro Hektar berechnet. Es zeigt sich, dass sich die durchschnittliche Anzahl der Fische (Abbildung 84) durch Schwall halbiert, unabhängig von der morphologischen Ausstattung des Gewässers. Bei Analyse der Schwankungsbreiten einzelner Kategorien, zeigt sich, dass in den naturnahen Vergleichstrecken vor allem epirhithrale Gewässer (natürlicherweise) geringere Individuendichten aufweisen.

Abbildung 84: Absolute Abundanzen in den verschiedenen Streckentypen



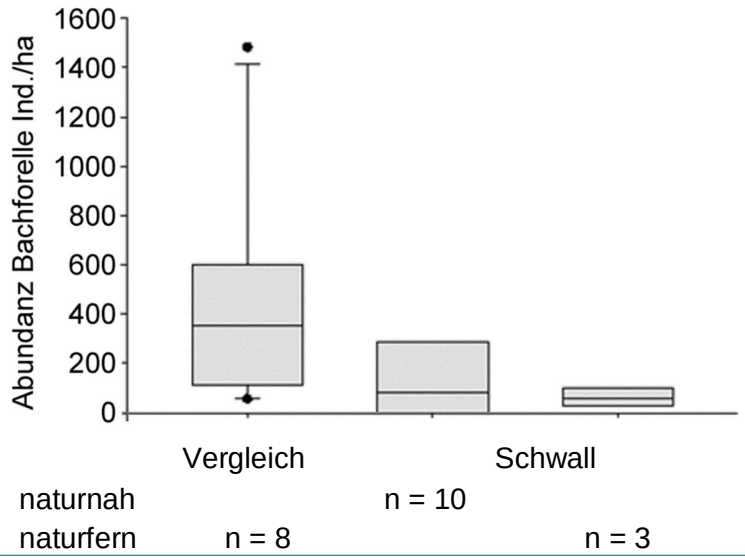
Die Reaktion der Äsche auf Schwallbelastungen ist anhand der Abundanz noch klarer ersichtlich. (Abbildung 85). Naturnahe Strecken weisen bei Schwallbelastung um knapp 90 % weniger Individuen auf als unbelastete Abschnitte, während die Anzahl in naturfernen Gewässerstrecken um 70 % abnimmt. Die morphologischen Unterschiede in den Schwallstrecken haben einen geringeren Einfluss auf die Äschenpopulation. In Gegenüberstellung mit den Vergleichstrecken zeigt sich aber, dass der Schwall den stärksten negativen Impact auf die untersuchten Äschenbestände ausübt und morphologische Verbesserungen nur dann einen positiven Einfluss haben können, wenn gleichzeitig die Schwallbelastung reduziert wird. Die Abundanz der Äsche in den Schwallstrecken schwankt sehr stark, in den schwach belasteten Draustrecken oberhalb Sachsenburg sind die mit Abstand höchsten Individuendichten festzustellen. Auch an der Möll konnten erhöhte Dichten festgestellt werden, diese beruhen aber zu großen Teilen auf Besatz (Unfer et al., 2011).

Abbildung 85: Äschenabundanz in den verschiedenen Streckentypen im Hyporhithral



Im Metarhithral sind die Bachforellenbestände in naturfernen Schwallstrecken im Mittel ebenfalls um 80 % niedriger als in morphologisch vergleichbaren Strecken ohne Schwallbelastung (Abbildung 86). Noch deutlicher als anhand des Biomassekriteriums zeigt die Bachforelle Reaktionen auf den morphologischen Zustand eines Gewässerabschnitts. So konnten in naturnahen Schwallstrecken im Mittel (176 Ind./ha) beinahe doppelt so viele Fische gefangen werden wie in regulierten Abschnitten (63 Ind./ha). Die höchste Abundanz in den Vergleichstrecken, mit ungefähr 1500 Individuen wurde an der Großarler Ache (ATGROS846) nachgewiesen, die niedrigsten Werte in einer morphologisch stark belasteten Strecke der Salzach (ATSALZ900). Schwankungen in den Schwallstrecken sind wesentlich geringer, an einigen Strecken (z. B. Weißach) fehlt die Bachforelle als Leitart jedoch gänzlich.

Abbildung 86: Bachforellenabundanz in den verschiedenen Streckentypen im Metarhithral



6.2.6.4 Fischregionsindex und Artenzusammensetzung

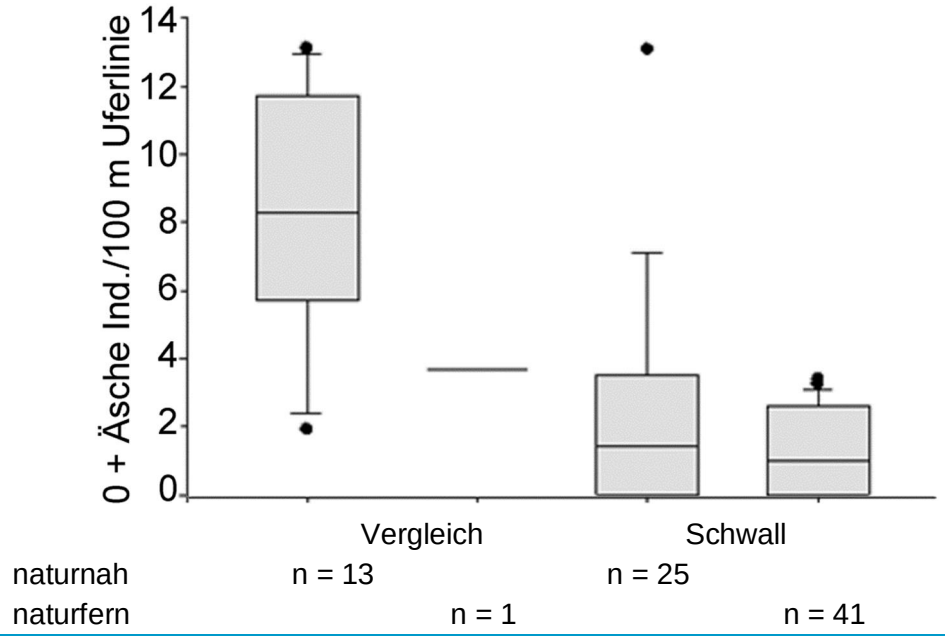
Der Fischregionsindex reagiert auf Schwalleinfluss vor allem in naturfernen Strecken (Note 3,0) und besonders im Hyporhithral. In naturnahen Bereichen ist die Verschiebung relativ gering (Note 1,8). In naturnahen Vergleichstrecken liegt der FRI bei 1,1, in naturfernen bei 1,4. Auffallend ist, dass in Vergleichstrecken immer alle Leitarten (100 %) vorgefunden wurden, während in naturnahen und naturfernen Schwallstrecken nur 82 % bzw. 68 % der vorkommenden Leitarten gefangen wurden. Bei den Begleitarten gibt es keine deutlichen Unterschiede zwischen Vergleichs- und naturnahen Schwallstrecken (67 %), lediglich in naturfernen, schwallbelasteten Bereichen wurden deutlich weniger Begleitarten gefangen (46 %). Besonders dramatisch ist die Situation der seltenen Begleitarten in naturfernen Schwallstrecken, wo im Durchschnitt nur 11 % der Fischarten gefangen wurden, im Vergleich zu 39 % der Arten in naturnahen Bereichen. Die Artenzusammensetzung profitiert somit wesentlich von guter Ökomorphologie und Restaurierungsmaßnahmen und kann als Indikator für stark schwallbelastete Gewässer herangezogen werden, in denen die Biomassen und Abundanzen keine signifikanten Unterschiede zwischen verbauten und restrukturierten Abschnitten zeigen.

6.2.6.5 Altersstruktur & Jungfischaufkommen von Äsche und Bachforelle

Bei der Bewertung der Altersstrukturen gibt es sowohl Unterschiede zwischen beschwallten und nicht-beschwallten sowie zwischen naturfernen und naturnahen Strecken. Während naturnahe Vergleichstrecken mit durchschnittlich 2,4 und naturferne mit 3,3 bewertet wurden, erreichen naturnahe Schwallstrecken 3,4 und naturferne Strecken gar nur eine Note von 3,9. Zwischen Hypo- und Metarhithral konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.
Um genauere Aussagen, vor allem über die Leitarten Äsche und Bachforelle treffen zu können, wurden verschiedene Berechnungen hinsichtlich des Jungfischaufkommens dieser Indikatorarten erstellt. Am praktikabelsten hat sich dabei die Anzahl von 0+ und 1+ Fischen pro 100 m Uferlinie erwiesen, da mit dieser Methode der relevante Lebensraum entlang der Ufer direkt erfasst wird und kleine und größere Gewässer besser verglichen werden können.

Während sich die Anzahl der Jungäschen in naturnahen und naturfernen Schwallstrecken nicht merklich voneinander unterscheidet, treten sehr wohl deutliche Unterschiede zu den nicht schwallbeeinflussten Gewässerstrecken auf (Abbildung 87). So ist bei beiden Morphologietypen in nicht beschwallten Gewässerstrecken mit beinahe der vierfachen Anzahl an Jungfischen zu rechnen. Zwischen naturnahen und naturfernen Vergleichstrecken ergibt sich kein klares Bild, da nur eine beprobte naturferne Vergleichsstrecke im Hyporhithral zur Verfügung stand. Nichtsdestotrotz sind deutliche Unterschiede zwischen Strecken mit und ohne Schwallbelastungen ersichtlich.

Abbildung 87: 0+ Äschen/100 m Uferlinie in den verschiedenen Streckentypen im Hyporhithral

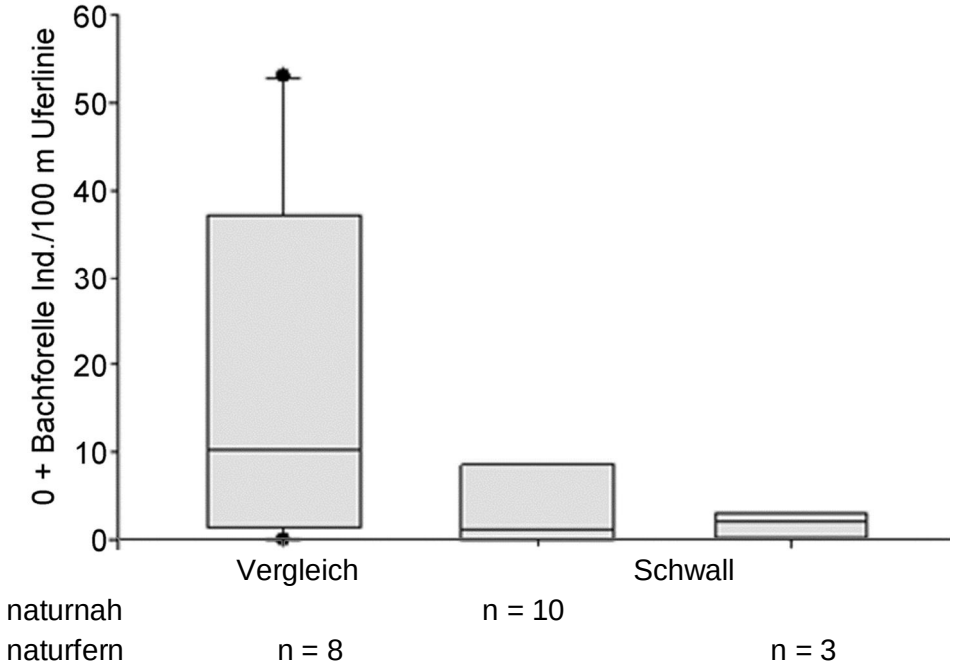


In den naturnahen Strecken der Drau oberhalb von Sachsenburg zeigen sich bei leichter Schwallbelastung wesentlich bessere 0+ und 1+ Dichten als in anderen Schwallgewässern. Auffällig sind die hohen 0+ Dichten in den Möllstrecken, die jedoch aus Besatz stammen. Im Jahr 2009 konnten bei Jungfischerhebungen nur vereinzelt Fische aus Besatzmaßnahmen gefangen werden, wodurch die Datenerhebung eingestellt werden musste. Es kommt in diesem Abschnitt zu keinem eigenständigem Aufkommen von Jungäschen (Unfer et al., 2011). Aus diesem Grund fanden die Werte der Möll hinsichtlich der Jungfischuntersuchung keine Berücksichtigung in der Gesamtberechnung. An den untersuchten Strecken von Ill und Alpenrhein fehlt die Äsche als Leitart gänzlich.

Die Bachforelle zeigt im Hyporhithral weniger deutliche Unterschiede als die Äsche; vor allem die 1+ Generation zeigt keinen klaren Trend. Bei den 0+ Fischen schneiden die nicht beschwallten Gewässerabschnitte etwas besser ab als schwallbelastete Gewässer. Aufgrund der schon bei der Äsche erwähnten Problematik wurde die Möll auch bei der Bachforelle nicht berücksichtigt. In den naturnahen Strecken der Drau oberhalb von Sachsenburg (nur leichte Schwallbelastung durch das KW Strassen ï Amlach) konnten als einzige Schwallstrecken erhöhte 0+ Dichten festgestellt werden.

Im Gegensatz zum Hyporhithral zeigen die Bachforellenjungfischdichten im Metarhithral deutliche Unterschiede zwischen naturnahen und naturfernen sowie beschwallten und nicht beschwallten Gewässern (Abbildung 88). Die Abundanzen der Vergleichstrecken liegen um ein Vielfaches höher als in den Schwallstrecken. Die naturnahen Strecken weisen ebenfalls höhere Dichten als die naturfernen Strecken in schwallbeeinflussten Strecken auf.

Abbildung 88: 0+ Bachforellen/100m Uferlinie in den verschiedenen Streckentypen im Metarhithral



Die Ausreißer in den Vergleichsstrecken sind zwei Befischungsstellen an der Großache zuzuordnen, wobei beide in den Jahren 2007 und 2008 beprobt wurden. Die 0+ Dichten der Strecken ATGROSS747 und ATGROSS752 verringerten sich von 20 auf 0 Ind./100 m bzw. von 53 auf 13 Ind./100 m. Maßgebend hierfür sind höchstwahrscheinlich natürliche Abflussschwankungen.

7 Verschneidung hydromorphologischer Schwallkennzahlen mit fischökologischen Kriterien

7.1 Zielsetzung

Zielsetzung dieses Kapitels ist der Vergleich der hydrologischen und morphologischen Schwallkennzahlen mit fischökologischen Kriterien. Die hydrologischen Schwallkennzahlen wurden im Kapitel 3 behandelt und im Kapitel 4 mit der Morphologie der Gewässerstrecken verschnitten. Die Erhebung der Fischdaten und die Analyse der Unterschiede zwischen Vergleichsstrecken und Schwallstrecken sind in Kapitel 5 dargestellt.

Anhand der hier dargestellten Analysen sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Schwallkennzahlen weisen den stärksten Zusammenhang mit den fischökologischen Kennzahlen auf?
- Wie wirken sich rein hydrologische Kennzahlen im Vergleich zu hydromorphologischen Kennzahlen aus?
- Gibt es Unterschiede der Reaktion der Fische zwischen Metarhithral und Hyporhithral?
- Lassen sich Schwellenwerte aus den Analysen ableiten?

7.2 Methodik

7.2.1 Hydromorphologische Kennzahlen

In Kapitel 3 und 4 wurde eine Reihe von hydromorphologischen Kennzahlen ermittelt, die eine Charakterisierung von Schwallbelastungen ermöglichen (Tabelle 6). Die an den Pegelstellen ermittelten hydrologischen Kennzahlen werden auf die Befischungsstellen unter Einhaltung bestimmter Regeln übertragen. Liegt die Befischungsstelle im Nahbereich der Pegelstelle (<1000 m) wurden die am Pegel berechneten Kennzahlen direkt auf die Befischungsstelle übertragen. Wenn die Befischungsstelle in der Gewässerstrecke zwischen zwei Pegelstellen liegt, wurde die Schwallbelastung an der Befischungsstelle durch eine längengewichtete Interpolation berechnet. Ist lediglich ein Pegel zur Beschreibung der hydrologischen Situation vorhanden und die Entfernung zwischen Befischungsstelle und Pegel größer als 1000 m, wurde überprüft, ob die Werte grundsätzlich übertragbar sind (keine weiteren Schwalleinleitungen, keine unverhältnißmäßige Veränderung der Flussdimension) und je nach Situation direkt übertragen oder ausgeschieden (zB Enns ï Niederöblarn,Stein). Im Anhang sind die zur statistischen Analyse verwendeten Befischungsstellen mit den für das zusammenfassende Modell relevanten hydrologischen Kennzahlen dargestellt (vgl. Abbildung 93 und Kapitel 12.6). Details zu den einzelnen Schwallkennzahlen sind dem Kapitel 3.1.2.2 zu entnehmen.

Zur Verschneidung der Befischungsergebnisse mit den Schwallkennzahlen wurden grundsätzlich mittlere jährlichere Werte der einzelnen Schwallkennzahlen aus den jeweiligen drei Jahren vor Befischungsdatum berechnet. Wenn für diese Zeitspanne keine hydrologischen Daten zur Verfügung standen, wurde aus den im Kapitel 3.1.2.3 genannten Gründen ein standartisiertes Jahresmittel aus den Jahren 2004 bis 2008 berechnet. Neben der mittleren jährlichen Kennzahlausprägung eines mehrjährigen Zeitintervalls vor

Befischungsdatum wurden, wenn die hydrologische Datengrundlage vorhanden war, weitere Zeitspannen wie die Kennzahlausprägung des einzelnen vorangegangenen Jahres und das mittlere Monatsmittel der Monate März-Mai des Befischungsjahres untersucht, um eventuell unterschiedliche Auswirkungen auf die Fischarten und Stadien überprüfen zu können. Für die einzelnen genannten Zeitspannen wurden sämtliche Kennzahlen und Varianten (vgl. Tabelle 6) berechnet und den Befischungsergebnissen gegenübergestellt.

Tabelle 6: Getestete hydromorphologische Schwallkennzahlen (Details siehe Kap. 1-3)

Typ	Kennzahl	Einheit	Varianten
Hydrologie	Kennzahl 1 ï Dauer	min	Für Klasse 1-5 einzeln und pot. Schwall gesamt: Klassenmittelwerte, Klassenanzahl (ges/Tag/Nacht), Kombinationen: Anzahl x Mittelwert
Hydrologie	Kennzahl 2 ï Sunk-Schwall-Verhältnis	1:x	Für Klasse 1-5 einzeln und pot. Schwall gesamt: Klassenmittelwerte, Klassenanzahl (ges/Tag/Nacht), Kombinationen: Anzahl x Mittelwert
Hydrologie	Kennzahl 3/4 ï mittl./max. Abflussänderungsgeschw.	m³/s/min %MQ/min	Für Klasse 1-5 einzeln und pot. Schwall gesamt: Klassenmittelwerte, Klassenanzahl (ges/Tag/Nacht), Kombinationen: Anzahl x Mittelwert
Hydrologie	Kennzahl 5 ï Amplitude	m³/s %MQ	Für Klasse 1-5 einzeln und pot. Schwall gesamt: Klassenmittelwerte, Klassensummen, Klassenanzahl (ges/Tag/Nacht), Kombinationen: Anzahl x Mittelwert
Morphologie	Kennzahl 3/4 ï mittl./max. Abflussänderungsgeschw. Tiefenänderung/Breitenänderung	cm/min	Für Klasse 1-5 einzeln und pot. Schwall gesamt: Klassenmittelwerte, Klassenanzahl (ges/Tag/Nacht), Kombinationen: Anzahl x Mittelwert
Morphologie	Kennzahl 5 ï Amplitude Tiefenänderung/Breitenänderung	cm	Für Klasse 1-5 einzeln und pot. Schwall gesamt: Klassenmittelwerte, Klassensummen Klassenanzahl (ges/Tag/Nacht), Kombinationen: Anzahl x Mittelwert

7.2.2 Fischökologische Daten und Kriterien

Datenquellen, Fischbestandserhebungen und ï Berechnungen sind dem Kap. 5 zu entnehmen. Tabelle 7 zeigt die für die Analysen verwendeten fischökologischen Kriterien (Metrik).

Die Datenverfügbarkeit ist durch die berechneten Zeiträume der Schwallkennzahlen, für welche hydrologische Daten bereits vorlagen, begrenzt. Dadurch reduziert sich die Anzahl der Beprobungen auf eine Stichprobenanzahl von 71. Da die Daten z.T. aus anderen Datenquellen übernommen wurden, sind

nicht für alle Beprobungen alle Metrik verfügbar (siehe Kap. 5). Dadurch ergeben sich für die einzelnen Metrik unterschiedliche Stichprobenanzahlen.

Tabelle 7: Getestete fischökologische Kriterien (Details siehe Kap. 5). Mit FIA gekennzeichnete Metrik werden für die Berechung des FIA-Index herangezogen

Kriterien	Einheit
Fisch Index Austria (FIA)	Index (1-5)
Leitfischarten (FIA)	Anzahl in %
Begleitfischarten (FIA)	Anzahl in %
Seltene Begleitfischarten (FIA)	Anzahl in %
Gilden (FIA)	Index (1-5)
Fischregionsindex (FIA)	Index (1-5)
Altersstruktur (FIA)	Index (1-5)
Biomasse (FIA)	kg/ha
Fisch Index Austria ohne k.o. Kriterium	Index (1-5)
Artenanzahl	Anzahl in %
Biomasse Bachforelle	kg/ha
Biomasse Äsche	kg/ha
Dichte	Ind/ha
Dichte Äsche	Ind/ha
Dichte Bachforelle	Ind/ha
Dichte 0+ Bachforellen	Ind/100 m
Dichte 1+ Bachforellen	Ind/100 m
Dichte 0+ Bachforellen	Ind/100 m
Dichte 0+ Äschen	Ind/100 m
Dichte 1+ Äschen	Ind/100 m

7.3 Auswertungsmethodik

Im ersten Schritt wurden redundante Schwallkennzahlen mittels Korrelationsanalyse selektiert und entfernt. Dies erfolgte in einem iterativen Prozess, bei welchem jeweils jene Variable, die die höchste Anzahl an Korrelationen (Limit r = 0,70) mit den anderen Variablen aufwies, eliminiert wurde, bis keine Korrelationen > 0,70 mehr auftraten.

Um die Beziehung der selektierten Kennzahlen untereinander zu untersuchen, wurde eine weitere Analyse vorgenommen, um eventuell übergeordnete Komponenten zu identifizieren. Da die Zusammenhänge zwischen den Kennzahlen unbekannt sind und daher a priori keine Hypothesen formuliert werden können, wurde ein deskriptiv-exploratives Verfahren, die Hauptkomponentenanalyse, verwendet (package Ăprcompñ, R©-Software, ohne varimax Transformation). In der Hauptkomponentenanalyse gibt es eine klare Rangfolge der Vektoren, gegeben durch die absteigenden Eigenwerte der Kovarianz- oder Korrelationsmatrix. Als Ergebnis werden sowohl die Eigenwerte der Faktoren, die Korrelationsmatrix der bedeutendsten Komponenten (Eigenwerte über 1,0) als auch ein Biplot der ersten beiden Komponenten dargestellt. Die Analysen dienen dem vertieften Verständnis der Beziehungen zwischen den selektierten Kennzahlen und liefern somit Kenntnisse für die Interpretation der Ergebnisse. Sie nehmen jedoch keinen Einfluss auf die

Ergebnisse selbst, da die Analysen in den weiteren Arbeitsschritten nicht mit den identifizierten Komponenten, sondern wiederum mit den einzelnen Kennwerten erfolgen.
Zur Verschneidung der hydromorphologischen Schwallkennzahlen mit den Fischkriterien wurde eine Regressionsbaumanalyse herangezogen. Regressionsbaumanalysen sind explorative Verfahren, die auch als Datamining-Verfahren bezeichnet werden. Explorative Verfahren werden dann verwendet, wenn die zugrundeliegenden Beziehungen nicht bekannt sind bzw. keine eindeutige Modellhypothese a priori erstellt werden kann. Empfohlen werden diese Verfahren, wenn neue Forschungsfragen untersucht werden, bei welchen geringe Vorkenntnisse existieren, wie dies bei der Schwallproblematik der Fall ist. Das gewählte Verfahren (Package Ăpartñ R©-Software) wird als rekursive Partitionierung bezeichnet und bedient sich einer dichotomen Klassifizierung des Datensatzes (Breiman et al., 1984). Der Datensatz wird solange aufgespalten, bis die beste Aufteilung erzielt ist. Als zugrunde gelegtes statistisches Verfahren wird ANOVA (Analysis of Variance) verwendet. Das Verfahren erfasst auch nicht-lineare Zusammenhänge und kann im Gegensatz zu konventionellen Regressionsanalysen auch sehr gut Schwellenwerte (tipping points) identifizieren. Daher eignet sich dieses besonders für die gegebenen Fragestellungen.
Das Verfahren wird hier in zwei Schritten angewendet. Im ersten Schritt werden alle Fischmetrik mit den nicht-redundanten Schwallkennzahlen kombiniert um zu testen, ob ein signifikanter Zusammenhang besteht und sich Schwellenwerte ableiten lassen. Dies erfolgt in Form einer dichotomen Splittung des Datensatzes, bei der die Auswertung auf die erste Aufspaltung des Datensatzes in einem Baum begrenzt wird. Im zweiten Schritt werden nur jene Variablen für die Erstellung des Gesamtmodells verwendet, die sich im ersten Schritt als signifikant herausgestellt haben. Bei diesem Schritt wird auch die Variable ĂMorphologieñ, die in den Ausprägungen Ăwenig verbautñ und Ăstark verbautñ vorliegt, berücksichtig, um die Wechselwirkung zwischen Schwall und Morphologie zu testen.
Die Güte der Modelle wird durch einen Fehlerkoeffizienten (rel_Fehler), der von 0-1 reicht, angegeben. Je geringer der Wert ist, umso besser erklärt das Modell die Variabilität in den Daten. Das Verfahren inkludiert auch eine Kreuzvalidierung, um zu testen, wie robust das Modell ist. Dabei werden aus vielen Teilgruppen der Daten Modelle generiert und der durchschnittliche Fehler (val_Fehler, Wert 0-1) sowie die Standardabweichung (sd_Fehler) daraus berechnet. Aus der Vielzahl berechneter Modelle wurden nur jene berücksichtigt, deren Fehler unter 0,60 bzw. bei der Validierung unter 0,75 lag. Die Schwellenwerte bei der Aufspaltung des Datensatzes im Regressionsbaum unterliegen einer dem Fehler des Modells entsprechenden Ungenauigkeit. Dieser Fehler wurde beim Gesamtmodell dadurch berücksichtigt, dass hier für die Schwellenwerte eine Bandbreite (Konfidenzinterval) angegeben wird, die mittels Bootstrap-Verfahren ermittelt wird.
Die Analysen wurden für das Metarhithral und größere Gewässer sowohl getrennt als auch gemeinsam durchgeführt, um etwaige Unterschiede in der Reaktion der Fische aufzeigen zu können. Die Beziehung selektierter Fischmetrik untereinander wurde mittels multipler linearer Regression analysiert. Die partiellen Korrelationskoeffizienten wurden für die Abschätzung des jeweiligen Einflusses individueller Fischmetrik herangezogen.

7.4 Ergebnisse

Erwartungsgemäß stehen die anstiegs- und abstiegsbezogenen Schwallkennzahlen in enger Beziehung. Die Korrelationen liegen im Durschnitt bei 0,91; 75 % der Schwallkennzahlen weisen Korrelationskoeffizienten von > 0,89 auf. Daher wurde der Datensatz in einem ersten Schritt auf die abstiegsbezogenen Schwallkennzahlen begrenzt.
Aus den abstiegsbezogenen Schwallkennzahlen werden anhand der Korrelationsanalyse zehn nicht redundante Kennzahlen ermittelt, die sich mittels der Hauptkomponentenanalyse in drei Gruppen von

Schwallereignissen einteilen lassen. Am deutlichsten lassen sich die Kennzahlen bezogen auf das Frühjahr abgrenzen, wobei zwischen einfachen und kombinierten Kennzahlen (Anzahl * Intensität) unterschieden wird (PC1, PC2, Tabelle 8, Abbildung 89). Die dritte Gruppe bilden Kennzahlen, die sich auf den Zeitraum 2004-2008 oder 3 Jahre vor Befischungsdatum beziehen und somit Ădurchschnittliche Schwallbedingungenñ charakterisieren (PC3, Tabelle 9, Abbildung 89 und Abbildung 90). Die Komponenten PC1, PC2 und PC3 erklären 25 %, 21 % und 14 % der Variabilität des Datensatzes. Die 4. Komponente (PC4) lässt keine klare Gruppe erkennen, erklärt aber auch nur mehr 11 % der Variabilität des Datensatzes (Tabelle 9).

Tabelle 8: Komponentenmatrix der selektierten Schwallkennzahlen für die 4 bedeutendsten Komponenten (PC1-PC4)

Kennzahlen	PC1	PC2	PC3	PC4
M_DC_CLASS_5_MEAN_dQ_ts_mean_dT (mittlere Abflussänderugsgeschw.ï Tiefenänderung-hohe Intensitätsklasseï Abstiege; Mittel 2004-2008)	0,033	-0,260	0,555	-0,231
H_DC_Risk_C5_N_ratio (Sunk-Schwall-Verh. x Anzahl (=Schwallindex)-hohe Intensitätsklasseï Nachtï Abstiege; Mittel 2004-2008)	-0,159	-0,456	-0,129	-0,437
H_DC_CLASS_3_N_CNT_ratio (Sunk-Schwall-Verh.ï mittlere Intensitätsklasseï Anzahl-Abstiege-Nacht; Mittel 2004-2008)	0,005	-0,475	-0,298	-0,434
DC_Y0_H_CLASS_3_MEAN_dQ_tot_PZT_MQ (Amplitude-mittlere Intensitätsklasse-Verh. zu MQ-Abstiege; Jahr vor Befischung)	0,204	-0,076	0,690	-0,059
DC_SPRING_M_Risk_tot_N_dQ_ts_mean_dT (mittlere Abflussänderungsgeschw.-Tiefenänderung x Anzahl-Summe aller Intentsitätsklassen-Abstiege-Nacht; Frühjahr vor Befischung)	0,202	0,380	-0,078	-0,596
DC_SPRING_M_Risk_tot_N_dQ_ts_mean_dA (mittlere Abflussänderungsgeschw.-Flächenänderung x Anzahl-Summe aller Intensitätsklassen-Abstiege-Nacht; Frühjahr vor Befischung)	-0,017	0,518	0,082	-0,442
DC_SPRING_M_CLASS_5_MEAN_dQ_ts_mean_dT (mittlere Abflussänderungsgeschw.-Tiefenänderung-hohe Intensitätsklasse-Abstiege; Frühjahr vor Befischung)	0,481	0,086	-0,306	0,066
DC_SPRING_H_CLASS_5_MEAN_ratio (Sunk-Schwall-Verh.-hohe Intensitätsklasse- Abstiege; Frühjahr vor Befischung)	0,525	0,020	0,008	-0,012
DC_SPRING_H_CLASS_5_MEAN_dQ_tot_PZT_MQ (Amplitude-hohe Intensitätsklasse-Verh. zu MQ-Abstiege; Frühjahr vor Befischung)	0,433	-0,164	0,020	-0,004
DC_SPRING_H_CLASS_3_MEAN_ratio (Sunk-Schwall-Verh.-mittlere Intensitätsklasse- Abstiege; Frühjahr vor Befischung)	0,443	-0,215	-0,061	0,094

Abbildung 89: Wesentliche Gruppen von Schwallereignissen, (oben: Grafische Darstellung anhand der 2 bedeutendsten Komponenten)

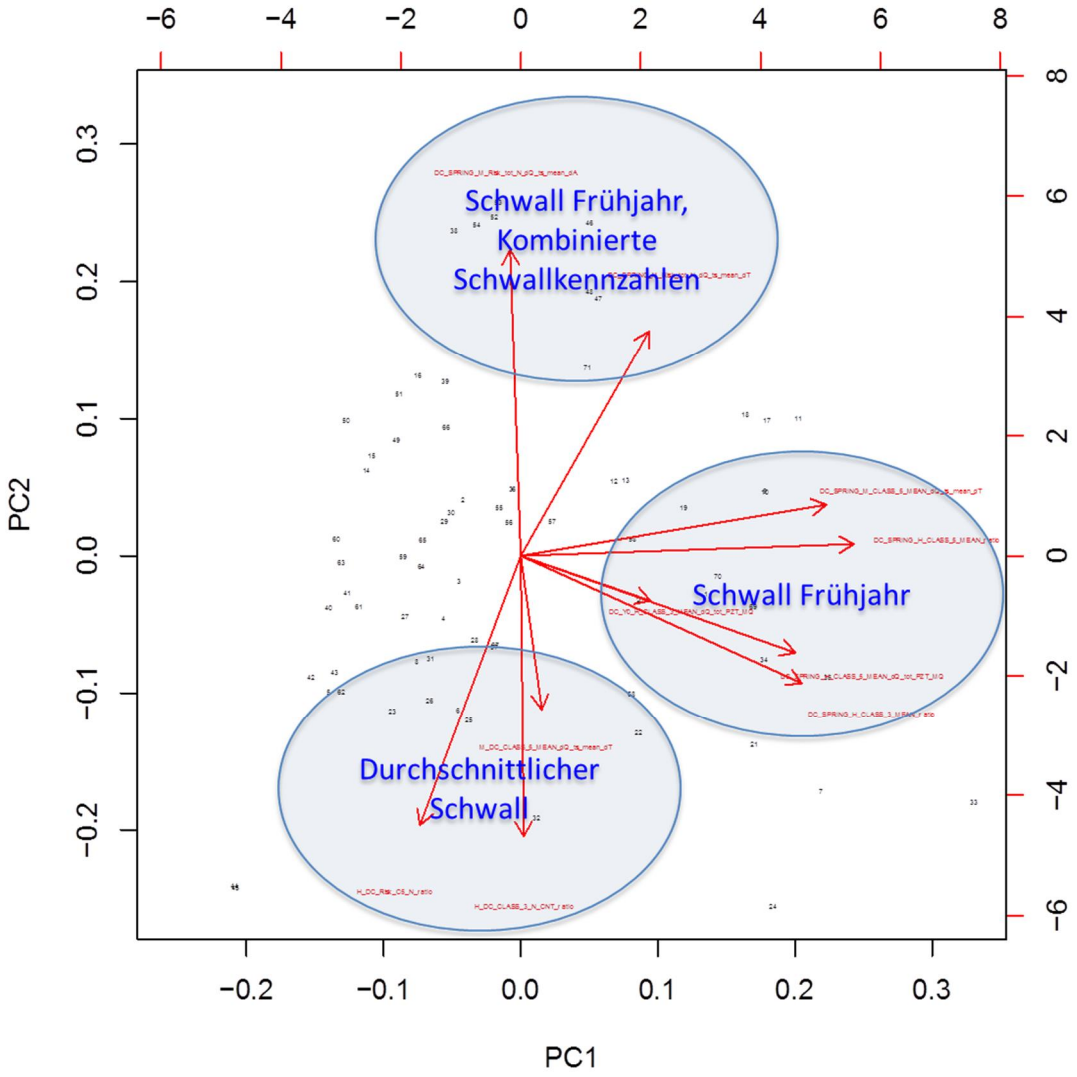
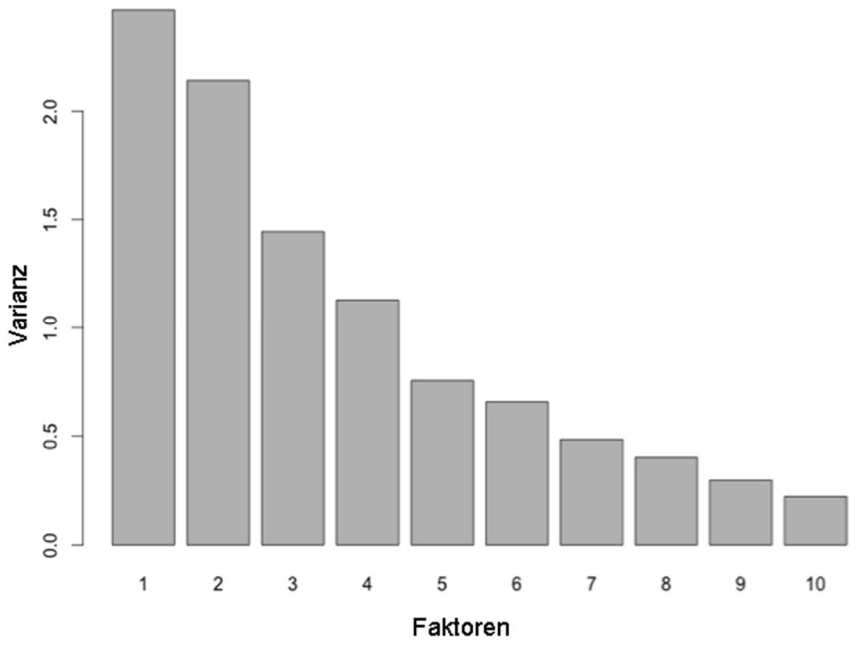


Abbildung 90: Bedeutung der Komponenten



7.4.1 Fischmetrik

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 9 dargestellt. Der Zusammenhang zwischen Schwall und Fischfauna lässt sich am besten anhand des Fish Index Austria (FIA), der Biomasse und den Leitfischarten erfassen. Alle anderen Fischmetrik weisen geringere Zusammenhänge auf.
Sowohl Biomasse als auch Leitfischarten gehen in die Berechnung des FIA ein, daher wurde der Einfluss der beiden Fischmetrik auf den FIA getestet. Das multiple Regressionsmodell mit FIA als abhängige Variable und Biomasse und Leitfischarten als unabhängige Variablen zeigt Folgendes: (1) beide Metrik zusammen erklären etwa 70 % der Variabilität des FIA, (2) die Leitfischarten haben einen stärkeren Einfluss als die Biomasse (partieller Regressionskoeffizient von -1,16 versus -0,67, beide hoch signifikant), (3) der Einfluss der Leitfischarten unterliegt aber einer stärkeren Schwankung (Standardabweichung 0,235 versus 0,086).

Wie in Tabelle 9 dargestellt, ist die Modellgüte (inkl. Validierung) bei größeren Gewässern (ÓHyporhithral) vergleichbar mit jener von allen untersuchten Gewässern. Für das Metarhithral lassen sich keine separaten Modelle erstellen, da hier lediglich 12 Beprobungen vorliegen. Für den FIA liefern die Analysen sowohl für alle untersuchten Gewässer als auch nur für größere Gewässer, für die Biomasse nur für größere Gewässer und für die Leitfischarten für alle Gewässer, aussagekräftige Modelle.

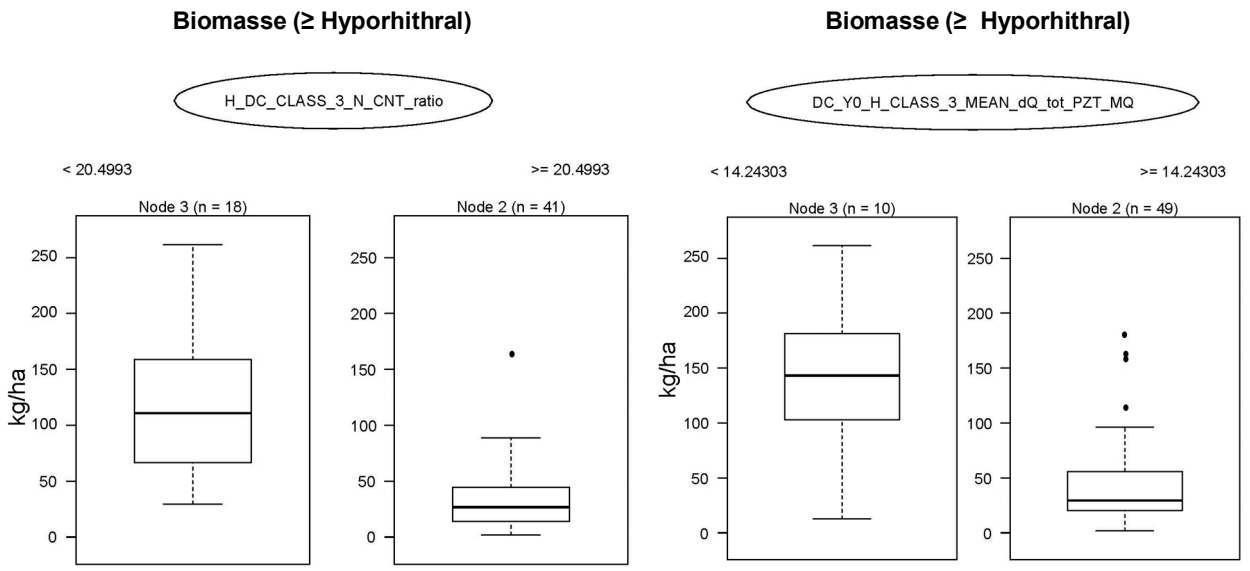
7.4.2 Schwallkennzahlen

Von den zehn nicht redundanten Schwallkennzahlen verbleiben vier Schwallkennzahlen in den Modellen, welche folgende Schwallcharakteristika abdecken: Anzahl von Schwällen, Schwall-Sunk-Verhältnis bzw. Schwallamplitude, Tiefenänderung der mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit und Kombinationen

daraus (Tabelle 9). Drei der Kennzahlen sind primär hydrologischer Natur, die Kennzahl Tiefenänderung der mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit (cm/min) inkludiert gemäß Abbildung 46 die morphologischen Verhältnisse, wobei die durch Vereinfachung in Kapitel 3 entstandenen Unsicherheiten in Kauf genommen werden. Bei fast allen Modellen werden Schwallkennzahlen selektiert, die sich auf die mittlere jährliche Schwallbelastung der drei vorangegangenen Jahre der Befischung bzw. der Jahre 2004 - 2008 beziehen. Lediglich beim Modell mit der Schwallkennzahl ĂAmplitude der Schwälle mittlerer Intensitätsklasse im Jahr vor der Befischung im Verhältnis zu MQñ wird ein kürzerer Bezugszeitraum (ein Jahr vor der Befischung) herangezogen.

Abbildung 91 und Abbildung 92 zeigen die Ergebnisse der Modelle bezogen auf Abstiegsereignisse in grafischer Form. Für jedes Modell wird der Schwellenwert angegeben, bei welchem die beste Trennung des Datensatzes möglich war. Im linken Boxplot befinden sich die weniger, im rechten die stärker belasteten Probenstellen und die zugehörige Stichprobenanzahl (n)

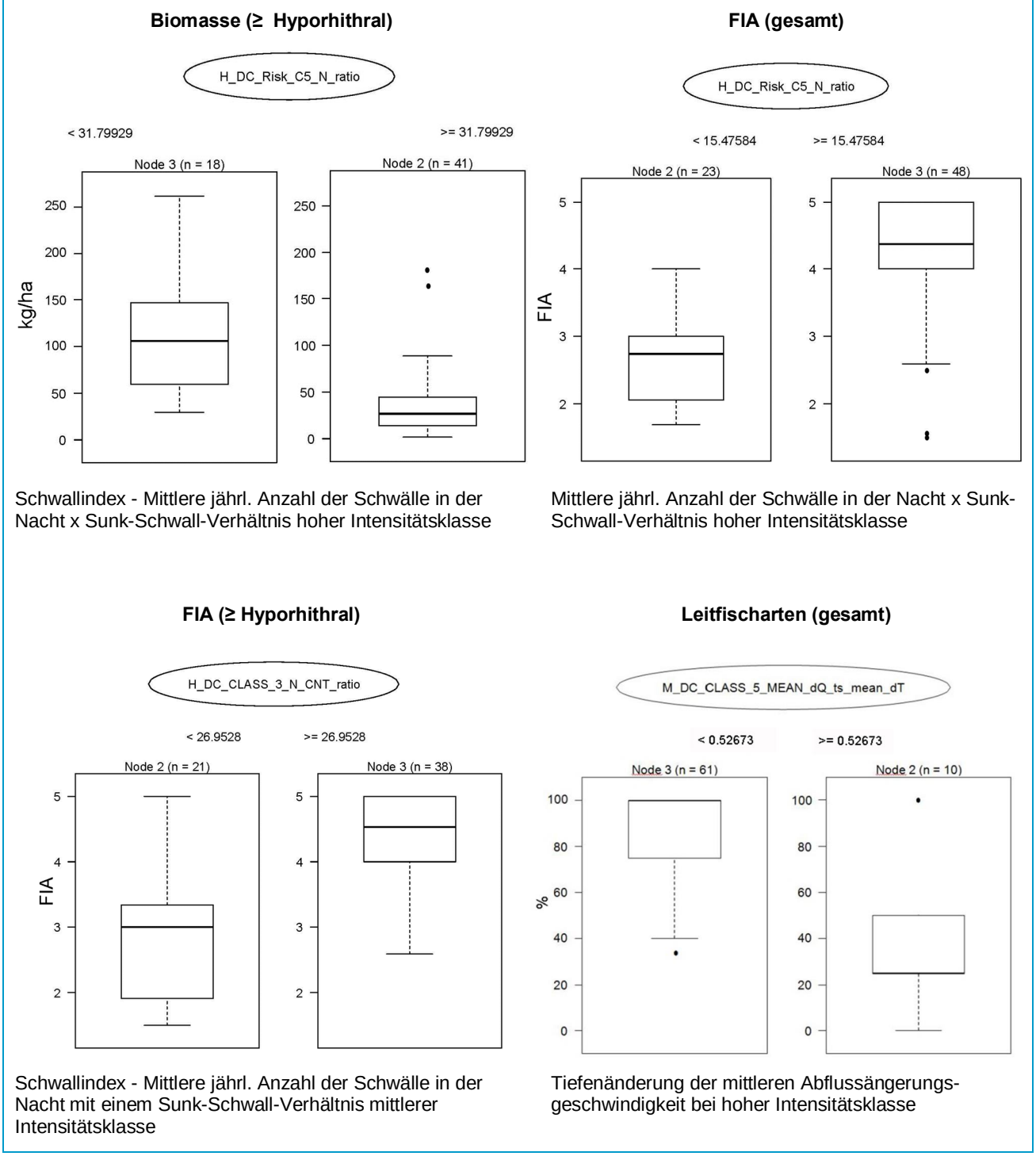
Abbildung 91: Ergebnisse der Modelle in grafischer Form (jeweils: linker Boxplot, weniger stark belastete Probestellen; rechter Boxplot, stärker belastete Probestellen)



Mittlere jährl. Anzahl der Schwälle in der Nacht mit einem Sunk-Schwall-Verhältnis mittlerer Intensitätsklasse

Amplitude der Schwälle mittlerer Intensitätsklasse im Jahr vor der Befischung im Verhältnis zu MQ

Abbildung 92: Ergebnisse der Modelle in grafischer Form (jeweils: linker Boxplot, weniger stark belastete Probestellen; rechter Boxplot, stärker belastete Probestellen)



Schwallindex - Mittlere jährl. Anzahl der Schwälle in der Nacht x Sunk-Schwall-Verhältnis hoher Intensitätsklasse

Mittlere jährl. Anzahl der Schwälle in der Nacht x Sunk-Schwall-Verhältnis hoher Intensitätsklasse

Schwallindex - Mittlere jährl. Anzahl der Schwälle in der Nacht mit einem Sunk-Schwall-Verhältnis mittlerer Intensitätsklasse

Tiefenänderung der mittleren Abflussängerungs-geschwindigkeit bei hoher Intensitätsklasse

Die Schwallkennzahl ĂAnzahl der Schwälle in der Nacht mit einem Sunk-Schwall-Verhältnis der Klasse 3ñ zeigt Reaktionen beim FIA (Gesamt und ÓHyporhithral) und bei der Biomasse (ÓHyporhithral). Die Trennung des Datensatzes erfolgt bei einer Anzahl von 20-27 Schwällen, wobei die Biomasse sensibler (20 Schwälle) reagiert als der FIA (27 Schwälle). Das Sunk-Schwall-Verhältnis der Klasse 3 macht im Mittel ca. 1:1,4 aus. Dies entspricht einem Sunk-Schwall-Verhältnis von durchschnittlich 1:2,6 bei Klasse 5. Der

FIA liegt in den weniger stark belasteten Probenstellen bei Zustandsklasse 2-3 und bei den stärker belasteten bei 4-5. Bei der Biomasse liegt die Trennung bei ca. 50 kg/ha, was dem K.o. Kriterium des FIA entspricht.

Die Schwallkennzahl ĂAnzahl der Schwälle in der Nacht Klasse 5 x Sunk-Schwall-Verhältnis Klasse 5ñ zeigt Reaktionen beim FIA (gesamt und ÓHyporhithral) und bei Biomasse (ÓHyporhithral). Das Sunk-Schwall-Verhältnis der hohen Intensitätsklasse macht im Mittel ca. 1:2,6 aus. Der Index berechnet sich aus Sunk-Schwall-Verhältnis x Anzahl der Ereignisse und liegt in stärker belasteten Probestellen beim sensibelsten Modell (FIA gesamt) bei einem Index von 16. Dies entspricht sechs Ereignissen mit hoher Intensität in der Nacht (Verhältnis 2,6 x 6 Ereignisse = Index 16). Im Hyporhithral (FIA und Biomasse) liegt der Schwellenwert bei einem Index von 32 und ist damit etwa doppelt so hoch wie bei Betrachtung aller Gewässer. Dies weist darauf hin, dass im Metarhithral die Reaktion der Fischfauna bei einem wesentlich geringeren Schwellenwert als im Hyporhithral zu erwarten ist.

Die Schwallkennzahl ĂAmplitude der Schwälle mittlerer Intensitätsklasse im Jahr vor der Befischung im Verhältnis zu MQñ zeigt eine klare Reaktion der Biomasse. Die Trennung erfolgt bei einem Anteil von 14 % der Amplitude am MQ. Bei diesem Modell werden die zehn am geringsten belasteten Probenstellen von den restlichen abgetrennt. Dieses Modell reagiert daher im Vergleich zu den anderen Modellen wesentlich sensibler. Daher liegen auch 75 % der Daten über einem Wert von ca. 100 kg/ha. Das Modell gilt ab dem Hyporhithral.

Die Schwallkennzahl ĂTiefenänderung der mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit bei hoher Intensitätsklasseñ zeigt für die Leitfischarten einen Schwellenwert bei 0,53 cm/min was 31,8 cm pro Stunde entspricht. Über diesem Schwellenwert liegen zehn Beprobungen und fast alle weisen einen Verlust von mehr als 50 % der Leitarten auf. Im Vergleich zu den anderen Modellen ist dieses weniger sensibel, da erst bei einer hohen Schwallbelastung eine Reaktion erkennbar wird.

Tabelle 9: Ergebnisse der Modellierung gereiht nach Güte der Modelle (es werden nur Modelle dargestellt, deren Fehler geringer als 0,60 bzw. anhand der Validierung geringer als 0,75 sind)

Fischmetric	Fischregion	Schwallkennzahl	Einheit	Schwallkennzahl-Code	n	rel_ Fehler	val_ Fehler	sd_ Fehler
Biomasse	ÓHyporhithral	Sunk-Schwall-Verh.ï mittlere Intensitätsklasseï Anzahl-Abstiege-Nacht; Mittel 2004-2008	Anzahl	H_DC_CLASS_3_N_CNT_ratio	59	0,527	0,720	0,234
Biomasse	ÓHyporhithral	Amplitude-mittlere Intensitätsklasse-Verh. zu MQ-Abstiege; Jahr vor Befischung	%	DC_Y0_H_CLASS_3_MEAN_dQ_tot_PZT_MQ	59	0,620	0,699	0,186
Biomasse	ÓHyporhithral	Sunk-Schwall-Verh. x Anzahl (=Schwallindex)-hohe Intensitätsklasseï Nachtï Abstiege; Mittel 2004-2008	Index	H_DC_Risk_C5_N_ratio	59	0,624	0,681	0,186
Fisch Index Austria	ÓHyporhithral	Sunk-Schwall-Verh.ï mittlere Intensitätsklasseï Anzahl-Abstiege-Nacht; Mittel 2004-2008	Anzahl	H_DC_CLASS_3_N_CNT_ratio	59	0,500	0,699	0,162
Fisch Index Austria	ÓHyporhithral	Sunk-Schwall-Verh. x Anzahl (=Schwallindex)-hohe Intensitätsklasseï Nachtï Abstiege; Mittel 2004-2008	Index	H_DC_Risk_C5_N_ratio	59	0,530	0,697	0,158
Fisch Index Austria	Gesamt	Sunk-Schwall-Verh. x Anzahl (=Schwallindex)-hohe Intensitätsklasseï Nachtï Abstiege; Mittel 2004-2008	Index	H_DC_Risk_C5_N_ratio	71	0,570	0,601	0,126
Fisch Index Austria	Gesamt	Sunk-Schwall-Verh.ï mittlere Intensitätsklasseï Anzahl-Abstiege-Nacht; Mittel 2004-2008	Anzahl	H_DC_CLASS_3_N_CNT_ratio	71	0,574	0,724	0,141
Leitfischarten	Gesamt	mittlere Abflussänderungsgeschw.-Tiefenänderung-hohe Intensitätsklasse-Abstiege; Frühjahr Mittel 2004-2008	cm/min	M_DC_CLASS_5_MEAN_dQ_ts_mean_dT	71	0,631	0,684	0,113

7.4.3 Zusammenfassendes Modell

Im letzten Schritt der Analysen werden die selektierten Schwallkennzahlen unter Hinzunahme des Parameters Morphologie mit dem FIA in einem gemeinsamen Modell getestet (Abbildung 93). Übereinstimmend mit den univariaten Analysen erfolgt im Regressionsbaum eine Abtrennung der weniger belasteten Probenstellen (FIA 2 - 3) bei einem Index von 16 der Kennzahl ĂAnzahl der Schwälle Klasse 5 in der Nacht x Sunk-Schwall-Verhältnis der Klasse 5ñ Das Konfidenzlimit bewegt sich zwischen 14 und 84. Alle darüber liegenden Probestellen weisen eine signifikante Schwallbelastung auf. Danach teilt sich der Baum weiter auf und trennt die sehr stark Schwall belasteten Probenstellen (FIA 4,5 - 5), die eine Tiefenänderung der mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit beim Abstieg von über 0,44 cm/min aufweisen, ab. Das Konfidenzlimit bewegt sich zwischen 0,19 und 0,52 cm/min. Im Mittelbereich kommt nun die Morphologie zu tragen: Probenstellen, die als stark verbaut eingestuft sind (Strukturtyp 1), sind weiterhin stark belastet (FIA 4 - 5), weniger verbaute (Strukturtyp 2) verbessen sich bei gleicher Schwallbelastung z.T. deutlich, weisen aber eine vergleichsweise hohe Streuung auf (FIA 2,5 - 4).

Abbildung 93: Zusammenfassendes Modell zwischen FIA und selektierten Schwallkennzahlen unter Berücksichtigung der Morphologie

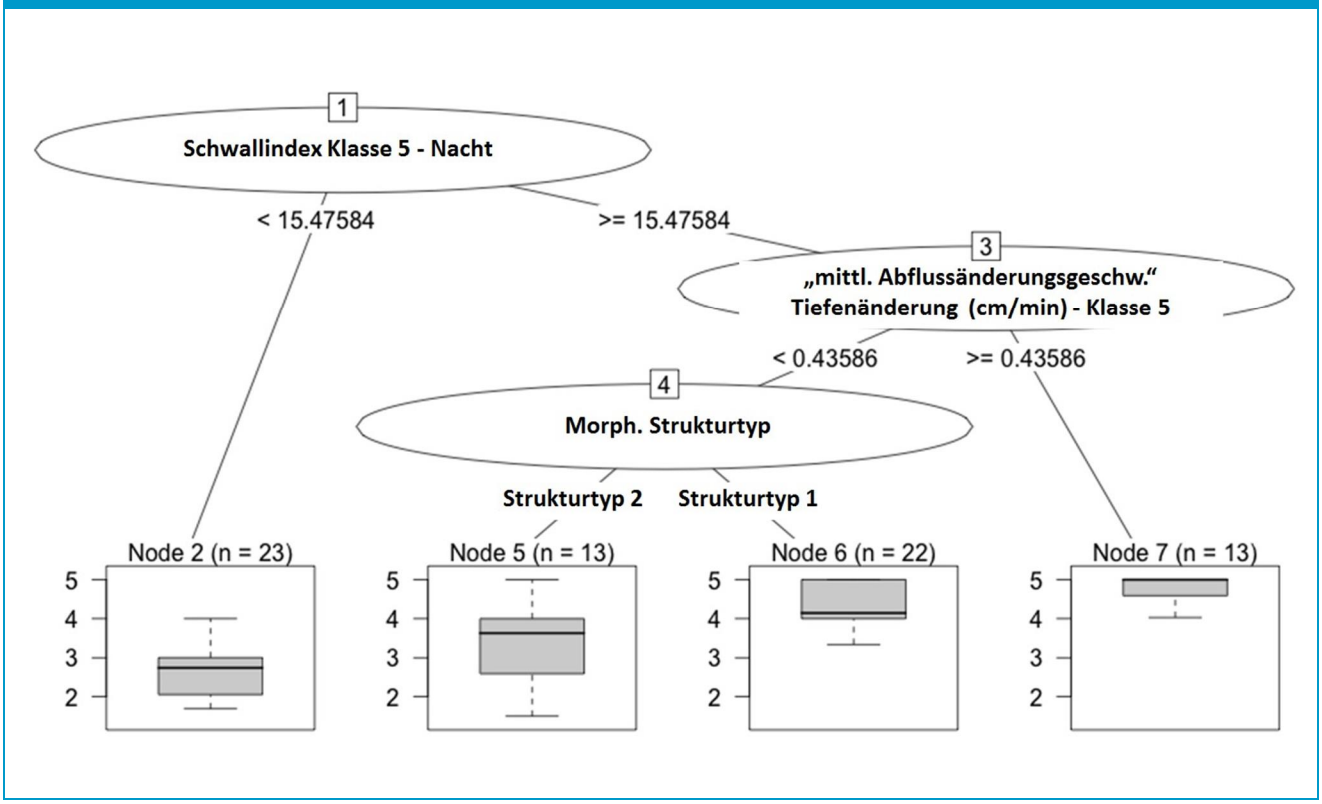
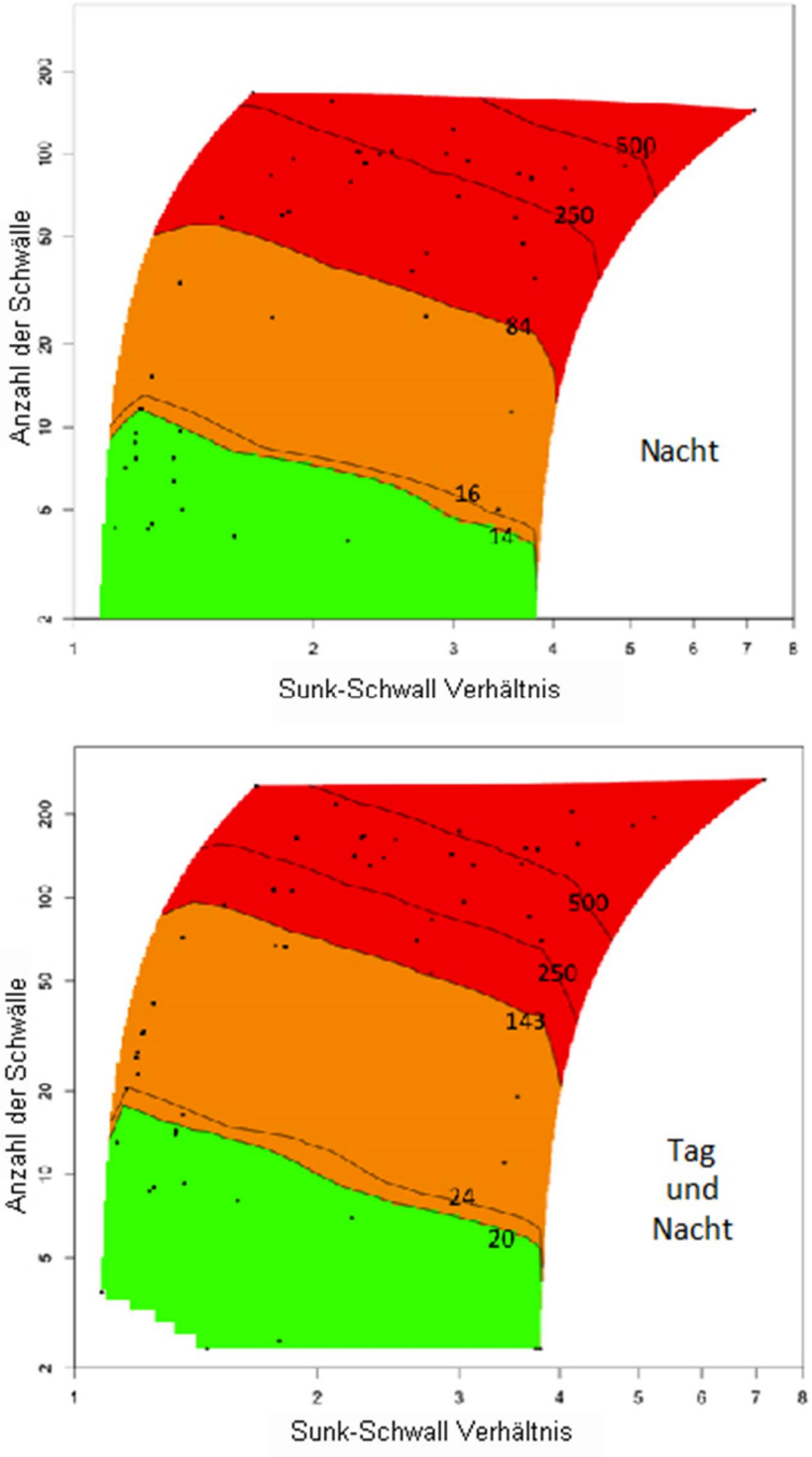


Abbildung 94 zeigt das Verhältnis von Anzahl der Schwälle und Intensität (Sunk-Schwall-Verhältnis) für Ereignisse hoher Intensitätsklasse in der Nacht und für Tag und Nacht. Die Bereiche, wo keine Reaktionen der Fische erkennbar sind (grün), trennen sich sehr gut von jenen mit deutlicher Reaktion (rot) ab.

Im Grenzbereich liegen ein paar wenige Probenstellen, die nicht eindeutig zugeordnet werden können (gelb).

Abbildung 94: Schwallindex (mittl. Jährl. Anzahl * Sunk-Schwall-Verhältnis (Klasse 5)) für Nacht (oben) und Tag und Nacht (unten): grün: keine Reaktion der Fische, gelb: Grenzbereich, rot: deutliche Reaktion der Fische



7.5 Zusammenfassung

Die Analysen der Fischdaten zeigen, dass ein klarer Zusammenhang zwischen Schwallbelastung und Fischen besteht. Von den getesteten Fischmetrik erweisen sich der FIA, die Biomasse und die Leitfischarten als reaktiv gegenüber Schwall. Der FIA und die Biomasse reagieren auf mittlere bis starke Schwallbelastungen, die Leitfischarten erst auf sehr starke Schwallbelastungen. Dies ist nachvollziehbar, da bei zunehmender Belastung generell zuerst eine Abnahme der Biomasse erfolgt und dann erst ein Verlust an Arten auftritt. Die Ergebnisse deuten auf eine stärkere Sensibilität der Fischfauna im Metarhithral als bei größeren Gewässern (Hyporhithral, Epipotamal) hin, die Stichprobenanzahl im Metarhithral ist jedoch zu gering, um dies abzusichern.

Anstiegs- und abstiegsbezogene Schwallkennzahlen sind stark korreliert. Die Schwallcharakteristik unterscheidet sich im Frühjahr deutlich von jener des restlichen Jahres.
Der für Fische relevante Schwall lässt sich v.a. anhand von Schwallindex (Anzahl Klasse5 * Sunk-Schwall-Verhältnis der Klasse 5) charakterisieren. Offensichtlich bewirkt die Kombination aus Intensität und Häufigkeit einen zusätzlichen Effekt. Zudem sind die Schwallamplitude im Verhältnis zum MQ sowie die Schwallabstiegsgeschwindigkeit relevant. Für die genannten Schwallkennzahlen ließen sich Schwellenbereiche ableiten. Fische reagieren auf Schwälle ab einem Schwallindex von 14 - 84, wobei sich diese Werte auf Ereignisse in der Nacht beziehen. Dies entspricht Gesamttageswerten von einem Index von 20 ï 143. Dies deutet darauf hin, dass Schwälle in der Nacht einen stärkeren Einfluss haben als am Tag.
Die morphologische Ausgestaltung des Gewässers spielt bei Gewässern mit mittlerer Schwallbelastung (Schwallindex über Schwellenbereich, geringe Abstiegsgeschwindigkeiten) eine wesentliche Rolle. Wenig verbaute Gewässer (Strukturtyp 2) weisen hier meist einen FIA von 2,5 - 4 auf, während stark verbaute (Strukturtyp 1) meist einen FIA von 4 ï 5 erreichen. In stark schwallbeeinträchtigen Gewässern (Schwallindex über Schwellenbereich, hohe Abstiegsgeschwindigkeit) ist der fischökologische Zustand stark geschädigt. Dies trifft sowohl auf verbaute als auch wenig verbaute Gewässer zu, wobei dies bei wenig verbauten Gewässern nur für ein untersuchtes Beispiel, der Bregenzerach, belegt ist.

8 Experimente HyTEC

8.1 Einleitung und Zielsetzung

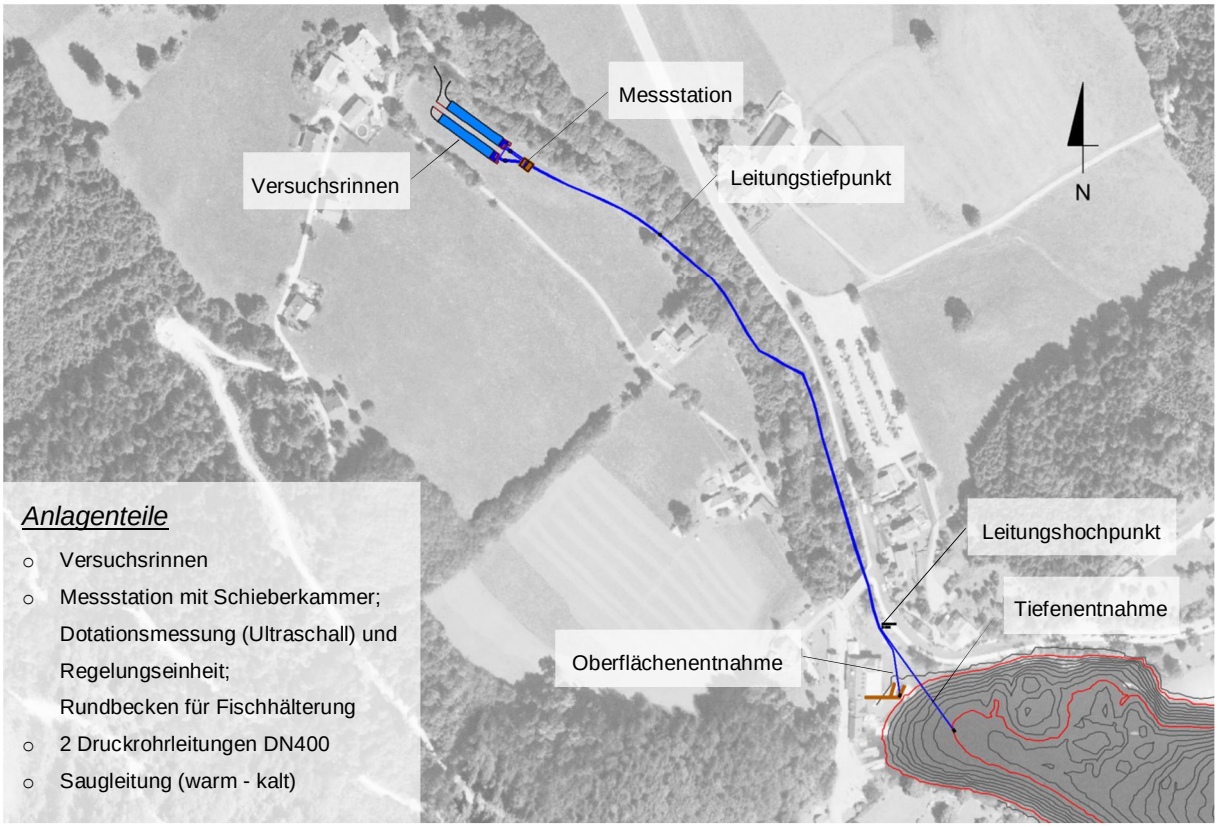
Ziel dieses Projektteils war es, ein vertieftes Verständnis kausaler Zusammenhänge durch Messung und Beobachtung der Reaktion von Fischen auf Schwall- und Sunkphänomene, unter kontrollierten Bedingungen, zu erhalten. Dazu wurde im Rahmen des Projektes die HyTEC Versuchsanlage errichtet (**Hy**dromorphological and **T**emperature **E**xperimental **C**hannel). Bestimmte Fragestellungen sind in freien Fließgewässern nicht, oder nur eingeschränkt, bearbeitbar und sollen deshalb mit Hilfe von eigens konstruierten Fließrinnen experimentell untersucht werden. Anhand einer, zur detaillierten Untersuchung von Schwallwirkungen auf eine Leitfischart des Hyporhithrals (Äsche), konzipierten Versuchsreihe sollen die Ursache-Wirkungszusammenhänge zwischen Schwall/Sunk und den Entwicklungsstadien der Äsche, vom Larvenstadium bis zum Jungfisch, genau erfasst werden. Das durchgeführte Untersuchungsprogramm ermöglicht, die potentiellen negativen Einflüsse von Schwall- und Sunkerscheinungen auf einzelne Altersstadien zu beurteilen und zu quantifizieren. Die Anzahl der Fischlarven, welche durch Schwall verdriftet werden bzw. bei Sunk stranden, konnten unter kontrollierten Bedingungen quantitativ erfasst werden. In den experimentellen Fließrinnen wurden unterschiedliche Anstiegs- und Sunkszenarien simuliert, was in situ nur schwer oder nicht möglich wäre.

8.2 Schwallversuchsanlage

8.2.1 Standort

Die Versuchsrinnen wurden ca. 400 m flussab des Lunzer Seeausrinnes in Lunz am See, Niederösterreich, errichtet. Die topographischen Verhältnisse ergeben in diesem Bereich eine Wasserspiegeldifferenz von 7,15 m zwischen dem Seespiegel des Lunzer Untersees (608,05 m ü.A.; Niederwasserkote) und dem Wasserspiegel am Fließrinneneinlass (600,90 m ü.A.). Zwei Druckrohrleitungen leiten das Wasser mit einem durchschnittlichen Gefälle von 13 ă vom See zur Versuchsanlage. Es wird eine Dotation von max. 600 l/s gewährleistet. In Abbildung 95 ist eine Schemaskizze der Versuchsanlage mit Anlagenbeschreibung dargestellt.

Abbildung 95: Schemaskizze Versuchsanlage



8.2.2 Technische Anlagenbeschreibung

Die gesamte Anlage kann im Wesentlichen in vier Teilelemente gegliedert werden:

- Wasserentnahme
- Transportwasserleitung
- Messstation mit Schieberkammer
- Experimentierrinnen

8.2.2.1 Wasserentnahme

Die Wasserentnahme erfolgt mit zwei Rohrleitungen DN400 aus dem Lunzer See bestehend aus einer oberflächennahen ĂWarmwasserleitungñ und einer auf ca. 10 m Tiefe liegenden ĂKaltwasserleitungñ Die Rohrleitungen sind am Seegrund, bzw. an einem Holzsteg verankert. Die Rohreinlässe sind hinsichtlich des Ansaugrisikos von Schwimmern, Tauchern etc. durch eine Käfigkonstruktion (Reusengitter mit einer lichten Weite von 2 cm) geschützt.

8.2.2.2 Transportwasserleitung

Die Transportwasserleitung besteht aus zwei unabhängigen parallel verlaufenden Rohrsträngen DN400, mit einem max. Durchfluss von je 300 l/s. Die Rohrleitung versorgt die Fließrinnen ständig mit einer Mindestdotation und bei der Durchführung eines Schwallversuches mit einer entsprechend großen Wassermenge. Die Rohre wurden in einer Künette gebettet und mit Aushubmaterial überdeckt. Die bestehenden Einbauten anderer Leitungsträger wurden entsprechend berücksichtigt (Wasserleitungen und Kanalleitung beim Seeausrinn). An Leitungshoch- und ï tiefpunkten wurden Be- und Entlüftungsarmaturen eingebaut.

Die Transportwasserleitung besteht aus folgenden zwei Strängen:

Strang 1 ï Kaltwasserleitung mit einer Länge von 490 m in GF-UP und Stahl DN400mm
Strang 2 ï Warmwasserleitung mit einer Länge von 456 m in GF-UP und Stahl DN400mm

Der Strang 1 entnimmt das Wasser aus einer Tiefe von 9,6 m (Rohrmitte; 598,47 m ü.A.) des Lunzer Sees. Die Tiefenleitung besteht aus einem Stahlrohr DN400 mit einer Länge von rund 71 m bis zu den Verschlussorganen kurz vor dem Leitungshochpunkt. Die Oberflächenleitung besteht ebenfalls aus einem Stahlrohr DN400 mit einer Länge von rund 35,5 m bis zu den Verschlussorganen. Am Hochpunkt ist eine Be- und Entlüftung situiert. In Bereich des Seeausrinns ist die Leitungskünette abgedichtet (Verlegung der Rohre in Beton). Danach läuft die Transportwasserleitung unterhalb bzw. oberhalb zweier bestehender Wasserversorgungsleitungen und oberhalb eines Schmutzwasserkanals am orographisch rechten Ufer des Seebaches weiter. Es folgt die Querung unterhalb der Seebachbrücke. Nach rund 160 m flussab der Seebachbrücke queren die Rohrleitungen den Seebach. Nun verlaufen die Rohrleitungen am orographisch linken Seebachufer am Böschungsfuß rund 90 m so entlang, dass der Laubbaumbestand am Bachufer möglichst erhalten wurde. Weiters sind die Rohrleitungen bis zur Messstation auf einer Länge von rund 120 m in einem Wiesengrundstück gelegen.
Die beiden Zulaufstränge DN400 münden unterhalb der Messstation in die Schieberkammer und versorgen das System mit Wasser. Die Entleerungsleitung mündet in einem Auslaufbauwerk in den Seebach. Unmittelbar vor der Schieberkammer verteilen sich die Zulaufrohre auf je zwei Rohrstränge pro Fließrinne welche jeweils mit motorisierten Plattenschiebern zur Regulierung der Durchflüsse versehen sind. Die Schieberkammer ist unter der Geländeoberkante installiert. Über der Schieberkammer wurde ein Gebäude als Ăandschaftstypische Heulagerhütteñ errichtet, in der sämtliche Mess- und Regelinstrumente und Experimentiereinrichtungen (drei Rundbecken mit Wasserversorgung aus der Rohrleitung) gegenüber Witterungseinfluss geschützt sind.
Zur Erfassung der Durchflussmengen sind zwischen der Schieberkammer und den Rohrauslässen (4 Rohre) in die beiden Rinnen in einem zugänglichen Messschacht an jedem der vier Rohrleitungen Ultraschallmessgeräte (1-Pfad Messung, Typ- RISONIC 2000 Sensoren Typ A der Firma Rittmeyer) eingebaut. In der Kontroll- und Steuerungseinheit werden die Messungen im Modul RISONIC (Komponenten: RISONIC Controller und RISONIC Ultraschall-Laufzeit) verarbeitet und die Durchflusswerte angezeigt, bzw. gespeichert. Die Aufzeichnung der Durchflusswerte des Zulaufes erfolgt in 5 min-Intervallen.

8.2.2.3 Experimentierrinnen

Diese bestehen aus den beiden Mischbecken mit einer Größe von 6,0 x 4,0 m, den beiden Fließrinnen mit einer Länge von 40 m und einem rd. 8 m langen Auslaufbereich, welcher in den Seebach mündet. In den

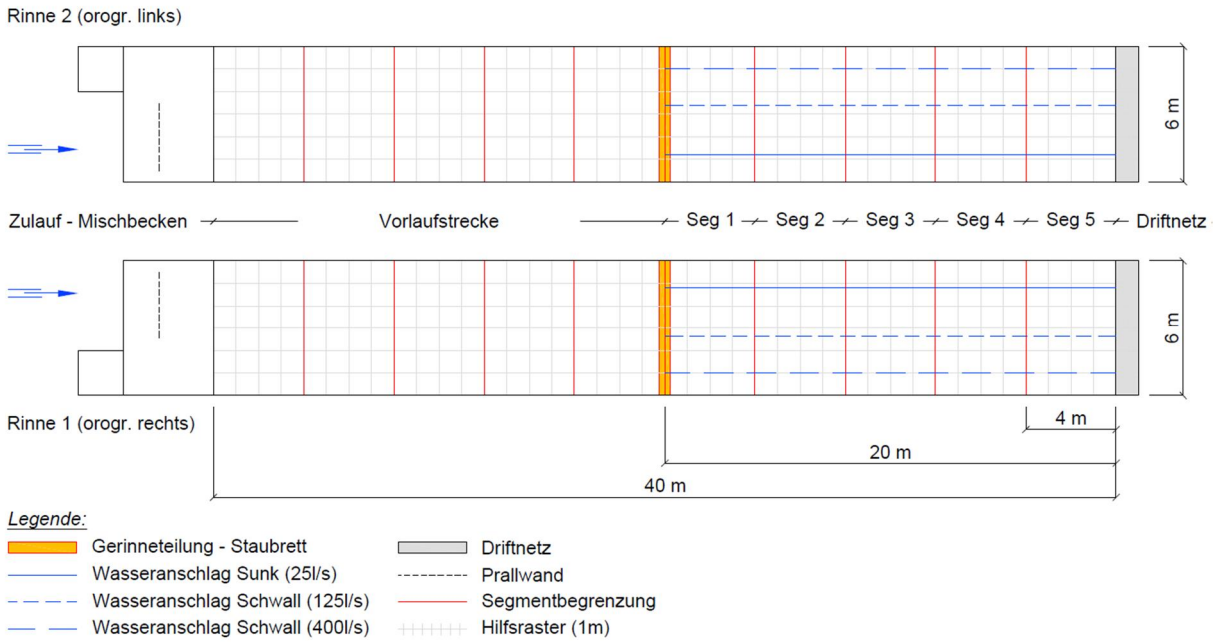
Mischbecken werden die unterschiedlichen Wässer entsprechend der Versuchsanordnung gemischt und beruhigt. Dazu sind Prallwände (Holzkonstruktion) nahe den Rohrmündungen angeordnet. Die Fließrinnen sind zwei feste, geometrisch identisch angeordnete Fließkörper.
Die beiden Rinnen weisen jeweils eine maximal mögliche benetzte Breite von 6 m und eine Länge von 40 m auf. Sie sind jeweils einseitig mit Holzbalken-Stahl-Konstruktion begrenzt, um aufgrund der Platzverhältnisse sowie bei geringem Wasserdargebot, vor allem im Winter ausreichend breite Ufergeometrien zu erhalten. Die 1,40 m tiefen Rinnen sind an der Geländesohle gegenüber Versickerungen mit einer Bentonit-Dichtungsbahn abgedichtet. Die Rinnen selbst sind mit ausreichend geeignetem Flussschotter je nach Anforderung an die Gerinnegeometrie gefüllt und entsprechend ausgeformt. Weiters können in den beiden Rinnen Teilungselemente in Längsrichtung und optional in Querrichtung eingebracht werden. Somit können Experimente mit bis zu vier unterschiedlichen Dotationseinstellungen parallel laufen, bzw. mehrere, morphologisch unterschiedlich gestaltete Segmente in Serie gekoppelt werden.
Am Ende der Fließrinnen ist eine höhenverstellbare Dammbalkenkonstruktion aus Holz eingebaut, die einen kontrollierten Rückfluss in den Seebach erlaubt. An den Dammbalken sind Driftnetze angebracht.
Für die ständige Beobachtung, Kontrolle und Verifizierung der hydromorphologischen Gegebenheiten einerseits, und selektiven Behandlung und Untersuchung des Verhaltens der zu untersuchenden Organismen andererseits, werden zeitlich und räumlich verschiedenste Messapparaturen (Drucksonden, Temperaturfühler, Abstichlatten, Beobachtungsplattformen sowie Videosysteme usw.) eingesetzt. Der Auslaufbereich ist an den Seebach angebunden und an das bestehende Gelände angepasst. Die Böschungen sind mit Wasserbausteinen gegen Unterspülung gesichert. Absturzgefährdete Bereiche sind mit einem Stahlgeländer gesichert (Überfahrt Auslaufbereich, Mischbecken). Die Fließrinnen sind mit einem befestigten Schotter(rasen)weg mit einer Breite von 3,5 m umgeben.

8.3 Schwallexperimente

Die Schwallversuche wurden mit Äschen (*Thymallus thymallus*) in der Versuchsanlage ĂHyTECñ durchgeführt. Vorrangig wurden Drift- und Strandungsversuche auf einer homogenen flachen Schotterbank mit einer Querneigung von 5-6 % und einer Längsneigung von 2,5 ă durchgeführt. Für die durchgeführten Experimente wurden die Rinnen mittels einer Holzabsperrung auf 20 m verkürzt. Als Substratauflage (Deckschicht) wurden Kiesfraktionen (2-63 mm) verwendet. Die Versuchstiere stammen von Muttertieren aus der Ybbs. Die Fischeier wurden in einer benachbarten Fischzucht betreut und teilweise erbrütet. Ein Großteil der Eier wurde direkt bei der Versuchsanlage, in dafür eigens installierten Rundbecken erbrütet, und für die Versuche vorbereitet. Bis zum Zeitpunkt des Schlupfes der Larve aus dem Ei wurden die Eier mit unterschiedlich temperiertem Wasser versorgt. Dadurch wurde es möglich, den Schlupf der Larven aus den Eiern auf unterschiedliche Zeitpunkte zu steuern. Somit konnten die ersten Versuche über einen längeren Zeitraum mit den gleichen Larvenstadien durchgeführt werden. Nach dem Schlupf der Larven wurden die Rundbecken mit demselben Dotationswasser wie die Versuchsrinnen versorgt. Die Fütterung der Brütlinge erfolgte mit Seeplankton, welches mittels feinmaschigen Driftnetzen aus dem Dotationswasser gefiltert wurde. Somit konnte während der gesamten Versuchsabfolge eine ausreichende Versorgung der Fische mit Lebendfutter gewährleistet werden.
Primäres Ziel der Versuche war, die Verdriftung und Strandung von Äschenlarven und juvenilen Äschen infolge Schwallabfluss in Abhängigkeit der An- und Abstiegsgeschwindigkeit zu quantifizieren, bzw. herauszufinden, welche Faktoren das Stranden beeinflussen könnten. Für die Versuchsanordnungen wurden entsprechende abiotische Rahmenbedingungen geschaffen, welche den bevorzugten Habitaten in den zu beurteilenden Schwallstrecken entsprechen. Zu den abiotischen Gegebenheiten zählen die bereits

erwähnten Faktoren wie Substratgröße und ï Zusammensetzung, Quer- und Längsneigung der Rinne und Dotationsmengen (Sunk und Schwall). Die Wassertemperaturen wurden für jede Versuchsanordnung so weit wie möglich konstant gehalten. Die ökologischen Grundlagen beinhalten Wissen über die Habitatnutzung der Äsche in unterschiedlichen Altersstadien. Das Stranden konnte bei Fischen dieses Alters und in Kombination mit dem vorliegenden Substrat nicht durch direkte Zählung erfasst werden. Daher wurde die Strandung aus den erfassbaren Zahlenwerten errechnet. Die Drift hingegen konnte durch direktes Zählen erhoben werden. Dazu wurden beide Rinnen an ihren Enden mit Driftsäcken, bzw. Driftnetzen abgesperrt. Dieses System erlaubte eine genaue Erfassung der verdrifteten Äschen für die jeweilige Versuchsanordnung und ï Phase. Das Versuchsdesign wurde darauf ausgelegt, einen möglichen Unterschied zwischen einer Schwall- und einer Referenzsituation zu zeigen. Dazu wurden in beiden Rinnen die gleiche Anzahl an Äschenlarven, bzw. Jungäschen eingesetzt. Die Dotation in der Referenzrinne wurde auf dem Sunkabfluss belassen, wobei in der Versuchsrinne ein Schwallabfluss, mit eindeutig definierten und reproduzierbaren An- und Abstiegsgeschwindigkeiten dotiert wurde. Die Versuchsfische wurden für jeden Versuch aus den Rundbecken ausgezählt (Einzelzählung) und in die Rinnen besetzt. Der gesamte Versuchsablauf wurde in verschiedene Phasen unterteilt, wobei nach jeder Phase die Drift gezählt und protokolliert wurde. Die erste Phase wird im Weiteren als Adaptionsphase bezeichnet. In dieser Zeitspanne waren beide Rinnen gleichermaßen mit dem Sunkabfluss dotiert und somit noch kein Unterschied zwischen Referenz- und Schwallrinne gegeben. Diese Phase diente dazu, den Versuchsfischen die Möglichkeit zu bieten, sich in der für sie neuen Umgebung zu orientieren, bzw. sich in einem für sie hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe passendem Habitat einzustellen. Je nach Fischalter und dem damit verbundenen Verhalten wurde die Länge der Adaptionsphase zwischen den einzelnen Versuchsreihen unterschiedlich gewählt. Nach Ende der Adaptionsphase folgte in der Schwallrinne eine kontinuierliche Erhöhung der Dotation bis zum Schwallabfluss (Anstiegsphase). Während der Schwallphase war der Abfluss konstant. Danach wurde in der Abstiegsphase die Schwalldotation kontinuierlich auf den Sunkabfluss reduziert. Nach der Abstiegsphase wurden die, in den Rinnen verbliebenen Äschenlarven mittels raschen Spülstößen aus den Rinnen in die Driftnetze gespült, gezählt und danach in den Vorfluter besetzt. Die juvenilen Äschen aus späteren Versuchsanordnungen konnten mittels Elektrobefischung aus den Rinnen entnommen werden (siehe Abbildung 96).

Abbildung 96: Ansicht Versuchsrinnen und Schemaskizze Rinnengeometrie



8.3.1 Berechnungsmethode

Es gibt im Wesentlichen fünf Kennzahlen, die zur Berechnung der Versuchsergebnisse herangezogen wurden:

- R = B ï Dad

Die Zahl R (Rest) wird durch die Subtraktion des Besatzes (B) mit der Drift während der Adaptionsphase (Dad) errechnet. Diese Zahl gibt an, wie viele Fische für den Schwallversuch nach der Adaptionsphase zur Verfügung stehen.

- Dx = Da + Ds + Dab

Die Zahl Dx gibt an, wie viele Fische im Zeitraum zwischen Beginn der Schwallanstiegsphase und Ende der Schwallabstiegsphase gedriftet sind. Sie setzt sich zusammen aus einer Addition der Drift während der einzelnen Versuchsphasen: Drift Anstiegsphase (Da), Drift Schwallphase (Ds) und Drift Abstiegsphase (Dab).

- Dx/R

Dieser Wert beschreibt die Drift während des gesamten Schwalls in Relation zur Anzahl an Fischen bei Versuchsbeginn.

- Sd = R ï Dx

Die Variable Sd drückt aus, wie viele Individuen nach Ablauf des gesamten Versuchs nicht gedriftet sind, und daher noch in der Rinne verblieben sind. Die Fische waren entweder in der benetzten Rinne, oder waren während des Versuchs gestrandet.

- C/R

Die Zahl C (Clearing) umfasst jene Individuen, die nach Ablauf des Versuchs mit Hilfe einer geeigneten Methode aus der Rinne entnommen und gezählt wurden. Diese Äschen sind in der Zahl Sd als Ăn der benetzten Rinne schwimmendeñ Fische enthalten. Die Zahl C wird in Bezug zur Anzahl der Fische gesetzt, die nach der Adaptionsphase noch in der Rinne waren und somit für den Versuch zur Verfügung standen.

- Strandung = Sd ï C

Das Stranden konnte nicht direkt erfasst werden, da die gestrandeten Äschen insbesondere im Larvenstadium für eine quantitative optische Erfassung zu klein sind. Die Strandung wurde daher aus den o.g. Variablen in Form einer Gesamtbilanz rückgerechnet. Die Variable, welche die Strandung ausdrückt, errechnet sich aus den Zahlen Sd und C. Subtrahiert man von der Fischanzahl die nach Ablauf des Gesamtversuchs noch in der Rinne ist, jene Fische die sich im wasserführenden Teil aufgehalten haben, so erhält man die Anzahl an gestrandeten Fischen. Die Berechnung erfolgt für Schwall- und Referenzrinne analog, so dass eventuelle methodische Fehler konstant gehalten wurden.

Auf Grundlage dieser Kennzahlen wurden in weiterer Folge die statistischen Berechnungen durchgeführt. Die Teststatistiken wurden aus den Möglichkeiten der nicht-parametrischen Statistik gewählt. Gründe für diese Entscheidung sind einerseits die geringen Fallzahlen, die den Berechnungen zugrunde liegen und andererseits die teilweise sehr hohe Standardabweichung der Werte. Die durchgeführten Tests sind der Median-Test und der Mann-Whitney-U-Test bzw. Kruskal-Wallis-Test (SPSS Inc., 2010).

8.3.2 Übersicht aller Versuchsanordnungen

Hiermit seien sämtliche durchgeführten Versuchsanordnungen im Frühjahr und Sommer 2012 mit Äschenlarven und Jungäschen chronologisch gelistet. In Tabelle 10 sind die detaillierten Beschreibungen der einzelnen Versuchsanordnungen hinsichtlich Schwallszenarien, An- und Abstiegsgeschwindigkeiten, Altersstadien der Fische, sowie die strukturellen Verhältnisse der Gerinnemorphologie dargestellt.

Tabelle 10: Versuchsübersicht

Alters-stadien	Versuchs-anordnung (VAo)	Referenz-Rinne	Anzahl Schwall/Sunk-ereignis pro Versuch	Schwalldotation [l/s]	v-Anstieg [cm/min]	v-Abstieg [cm/min]	Gerinnemorphologie	Übergeordnete Fragestellung für die jeweilige Versuchsanordnung
Larven	VAo_1	ja	1	125	0,6	0,6; 2,3; 3,0	Kiesbank	Drift, Strandung bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten
	VAo_2	nein	1	125	-	0,2; 0,6; 3,0		Strandung bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten
	VAo_3	ja	1	125	0,2; 0,6	0,2; 0,6		Drift bei unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten
Jungfische	VAo_4	ja	1	125	0,6; 3,0	0,6; 3,0		Drift und Strandung bei unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten
	VAo_5	teilweise	1	200 300 400	6,4 7,1 8,1; 1,2	4,1 3,9 4,2; 1,2		Vorversuch für weitere Schwallszenarien
	VAo_6	ja	1	400	0,4; 1,2; 3,0	0,4; 1,2; 3,0		Drift und Strandung bei unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten
	VAo_7	nein	1	400	0,4; 3,0	0,4; 3,0	Mulden	Drift und Strandung bei unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten
	VAo_8.1	nein	1	400	3,0	3,0	Bucht_klein	Drift und Strandung bei hoher An- und Abstiegsgeschwindigkeit
	VAo_8.2	nein	1	400	3,0; 8,1	3,0; 4,2	Bucht_groß	Drift und Strandung bei hohen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten

8.3.3 Hydromorphologie

Wie bereits erwähnt, wurden vorrangig Drift- und Strandungsversuche mit Larven und Jungfischen durchgeführt. Der bevorzugte Lebensraum der Äschenlarven, bzw. der juvenilen Äsche ist die Schotterbank, mit geringen Wassertiefen und, vor allem für die Larve, mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten nahe der Wasseranschlagslinie. Dieser charakteristische Lebensraum wurde in den Fließrinnen für die Drift- und Strandungsversuche nachgebildet. Beide Rinnen wurden ident hinsichtlich Sohlhöhe, Längsgefälle, Querprofilgeometrie und Substrat aufgebaut. Im Querprofil wurde nicht ein vollständiger Gewässerquerschnitt rekonstruiert, sondern lediglich der Randbereich einer Schotterbank, mit einem Quergefälle von 5-6 % simuliert. Die gegenüberliegende Uferseite war durch eine Steilwand begrenzt. An dieser Seite befand sich auch eine Art Tiefenrinne. Die Längsneigung über den gesamten Versuchsabschnitt betrug konstant 2,5 ă .

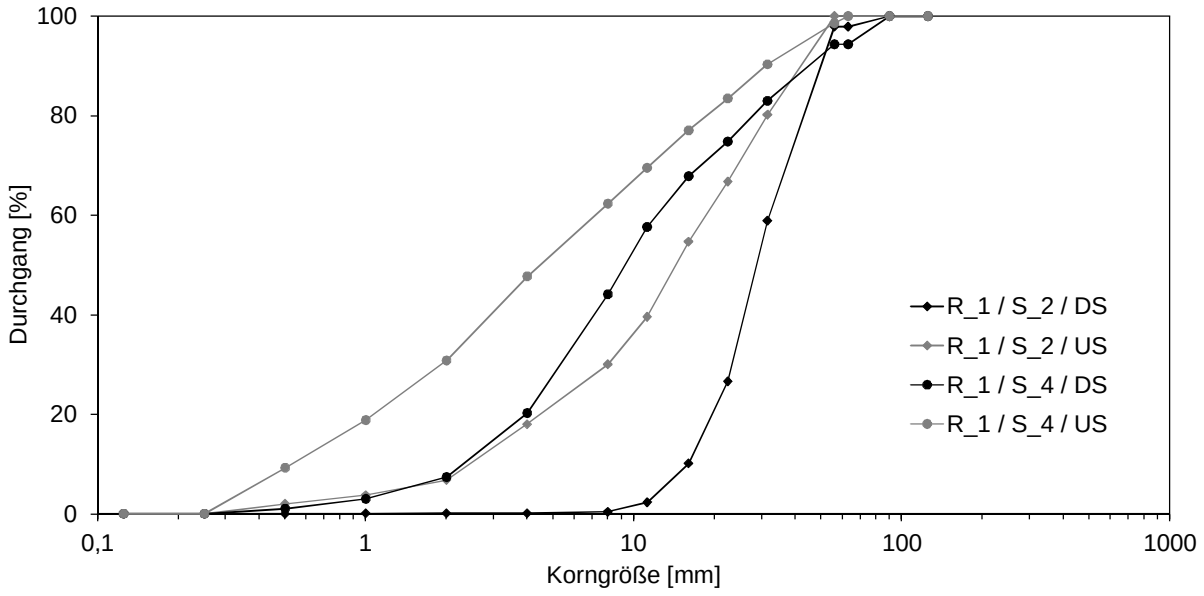
Für die Bestimmung der Korngrößen auf den Kiesbänken wurden an zwei repräsentativen Stellen pro Rinne Substratstichproben (per Hand getrennt nach Deckschicht und Unterschicht) entnommen, und mittels Siebanalyse die Kornverteilung bestimmt (in Kooperation mit IWHW). In Tabelle 11 sind die charakteristischen Korndurchmesser der Substratstichproben für beide Rinnen in zwei Segmenten für die Deckschicht (DS) und Unterschicht (US) dargestellt.

Tabelle 11: Charakteristische Korngrößen (d_{10}-d_{90} in mm) von Sedimentproben in den Versuchsrinnen (Rinne 1 und Rinne 2; Segment 2 - Längsstationierung 6 m; Segment 4 - Längsstationierung 14 m; DS = Deckschicht; US = Unterschicht)

Charakteristische Perzentile und Mittelwert	Rinne 1				Rinne 2			
	Segment 2		Segment 4		Segment 2		Segment 4	
	DS	US	DS	US	DS	US	DS	US
d_{10}	16	2	2	1	16	3	4	1
d_{20}	20	3	4	2	20	6	6	2
d_{30}	23	9	5	3	24	10	9	3
d_{40}	26	12	7	4	26	15	10	5
d_{50}	29	15	9	7	29	21	12	7
d_{60}	32	20	13	11	32	27	15	11
d_{70}	37	26	19	18	37	34	18	17
d_{80}	43	33	29	30	43	43	24	25
d_{90}	50	43	47	56	50	54	37	38
d_{16}	18	3	3	1	18	5	5	2
d_{84}	46	37	35	38	46	47	29	30
d_m	32	19	18	16	32	26	17	14

In Abbildung 97 ist die kumulative Kornverteilungskurve für die Deckschicht (DS) und die Unterschicht (US) der Kiesbank in der Versuchsrinne 1 dargestellt.

Abbildung 97: Volumetrische Korngrößenverteilung in der Versuchsrinne 1 (S_2 = Segment 2; S_4 = Segment 4; DS = Deckschicht; US = Unterschicht)



Die Sunk- und Schwallabflüsse wurden über die Regelorgane gesteuert. Der Sunkabfluss wurde in beiden Rinnen über die gesamte Versuchsperiode konstant bei 25 l/s belassen. Der Schwallabfluss betrug, abhängig vom Entwicklungsstadium der Versuchstiere, 125 l/s bei den Larvenversuchen und 400 l/s bei den Jungfischversuchen. Auch die An- und Abstiegsgeschwindigkeiten des Schwallabflusses variierten für den jeweiligen Versuch. Die tatsächlichen Wasserstandsänderungen im Gerinne wurden mittels Drucksonden (BEAVER-Datenlogger-Sonde) gemessen. Somit konnte für jede Versuchsanordnung die exakte An- und Abstiegsgeschwindigkeit des simulierten Schwallabflusses ermittelt werden. Die Fließgeschwindigkeitsverteilungen im Querprofil bei unterschiedlichen Abflüssen wurden mittels Profilmessungen nach der Vielpunkt-Methode ermittelt. Verwendet wurde ein Induktivstrommessgerät (1D und 2D).

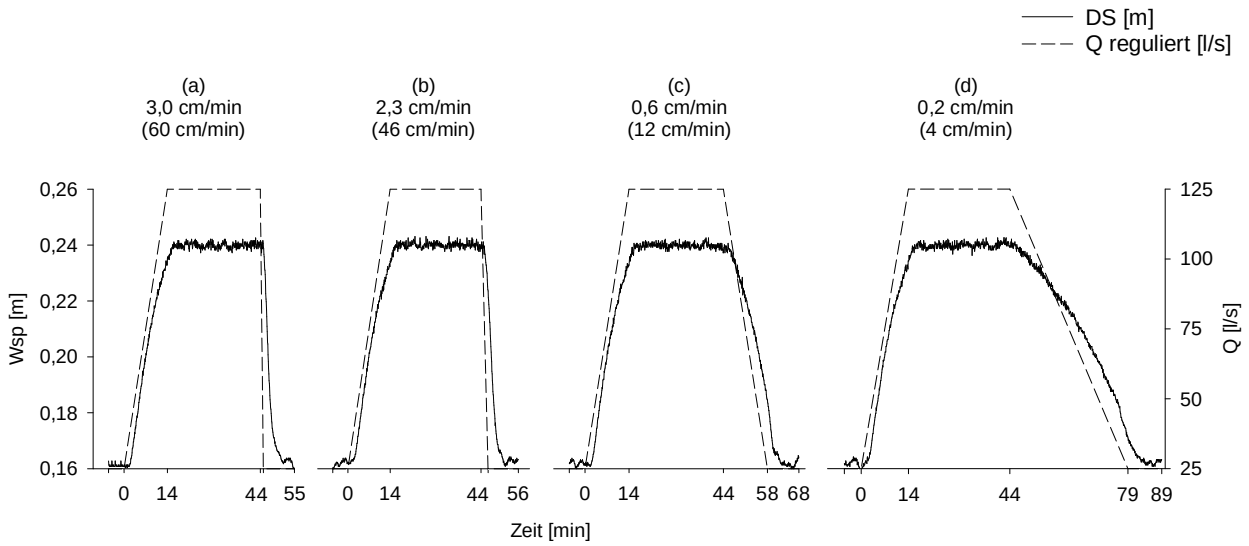
8.3.3.1 Schema Schwallszenarien 1 - Larvenversuche

Hiermit seien die hydrologischen Randbedingungen für die erste Versuchsanordnung mit Äschenlarven beschrieben. Die An- und Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallganglinie beschreibt die vertikale Änderung der Wasserspiegellage im Profil pro Zeiteinheit und wird in cm pro min angegeben. Jener Wert in Klammer beschreibt die horizontale Verlagerung der Wasseranschlagslinie pro Zeiteinheit und wird ebenfalls in cm pro min angegeben.

- Sunk 25 l/s
- Anstieg konstant 0,6 cm/min (12 cm/min)
- Schwall 125 l/s
- Abstieg variabel 0,2 ï 3,0 cm/min (4 ï 60 cm/min)
- qWSP 7,8 cm
- Wechselfeuchte Zone 1,56 m

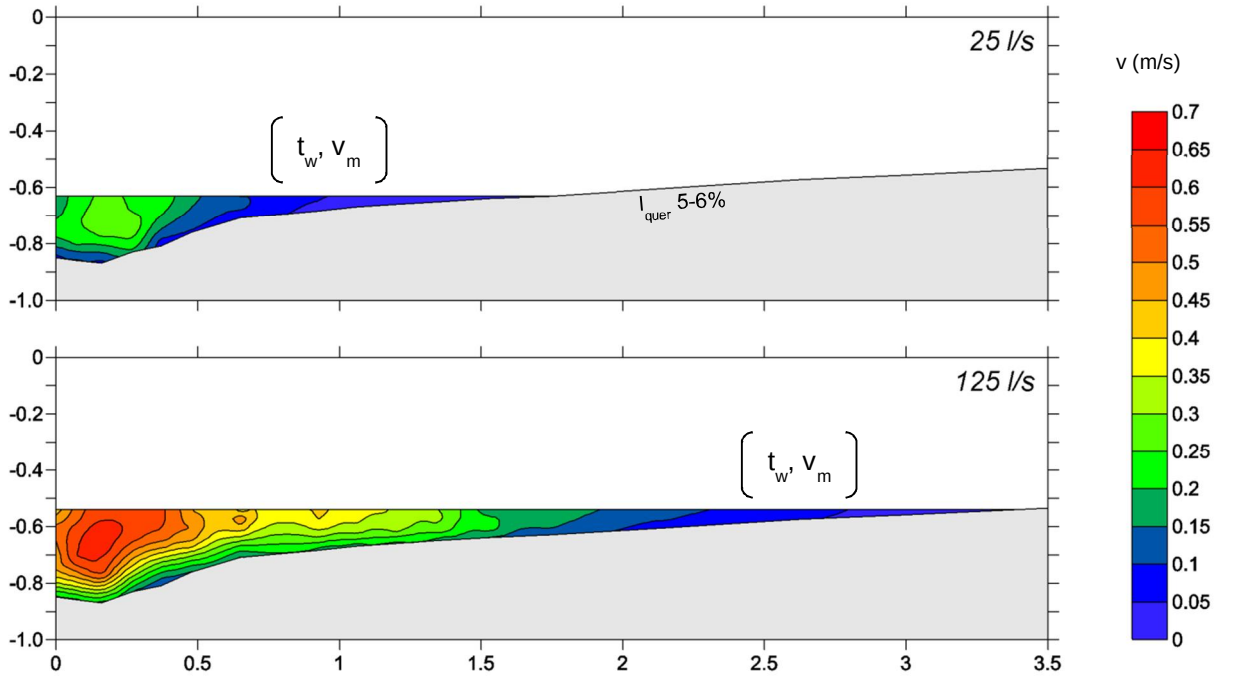
In Abbildung 98 sind die unterschiedlichen Schwallganglinien für die Larvenversuche dargestellt (DS Wasserstandsganglinie gemessen durch die Drucksonden; strichlierte Linie beschreibt den geregelten Abfluss in der Rinne).

Abbildung 98: Versuchsganglinien – Schwallszenarien 1 bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (Werte in Klammern beschreiben die horizontale Verlagerung der Wasseranschlagslinie)



In Abbildung 99 sind die Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen in einem repräsentativen Querprofil für den Sunk- und Schwallabfluss für die Larvenversuche dargestellt. Bei beiden Abflüssen sind die abiotischen Habitateigenschaften nahe der Wasseranschlagslinie ident.

Abbildung 99: Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilung im Querprofil – Schwallszenarien 1 (Angaben in m)



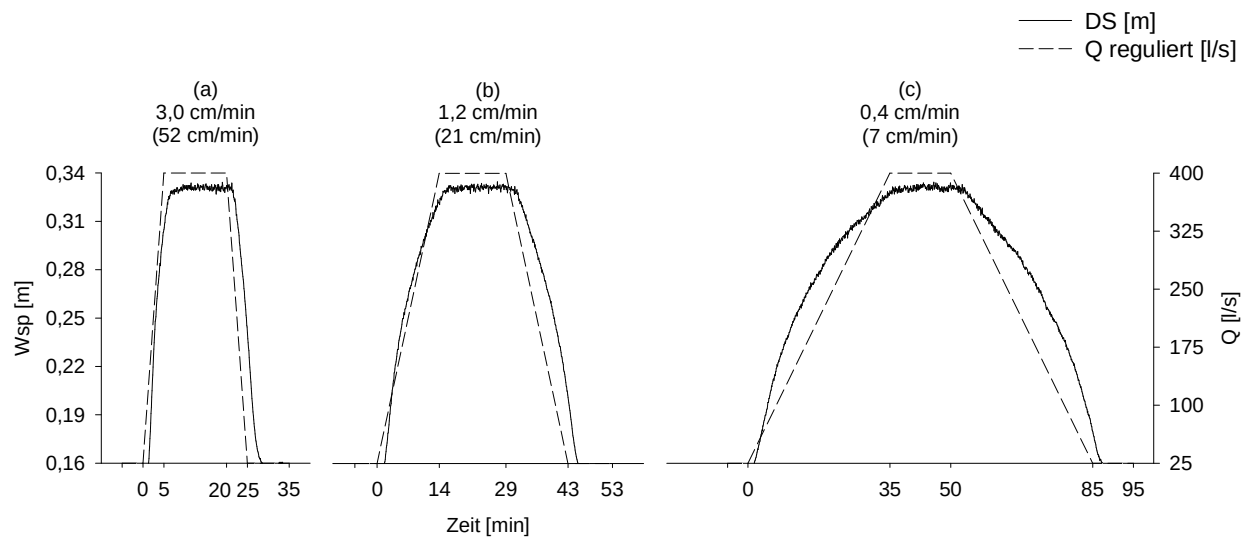
8.3.3.2 Schema Schwallszenarien 2 - Jungfischversuche

Die Versuchsanordnungen mit Jungfischen wurden mit einer Schwalldotation von 400 l/s durchgeführt. Die An- und Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallganglinie beschreibt wiederum die vertikale Änderung der Wasserspiegellage im Profil pro Zeiteinheit und wird in cm pro min angegeben (Werte in Klammern beschreiben die horizontale Verlagerung der Wasseranschlagslinie pro Zeiteinheit).

- Sunk 25 l/s
- Anstieg variabel 0,4 ï 3,0 cm/min (7 - 52 cm/min)
- Schwall 400 l/s
- Abstieg variabel 0,4- 3,0 cm/min (7 - 52 cm/min)
- ϕWSP 17,6 cm
- Wechselfeuchte Zone 3,07 m

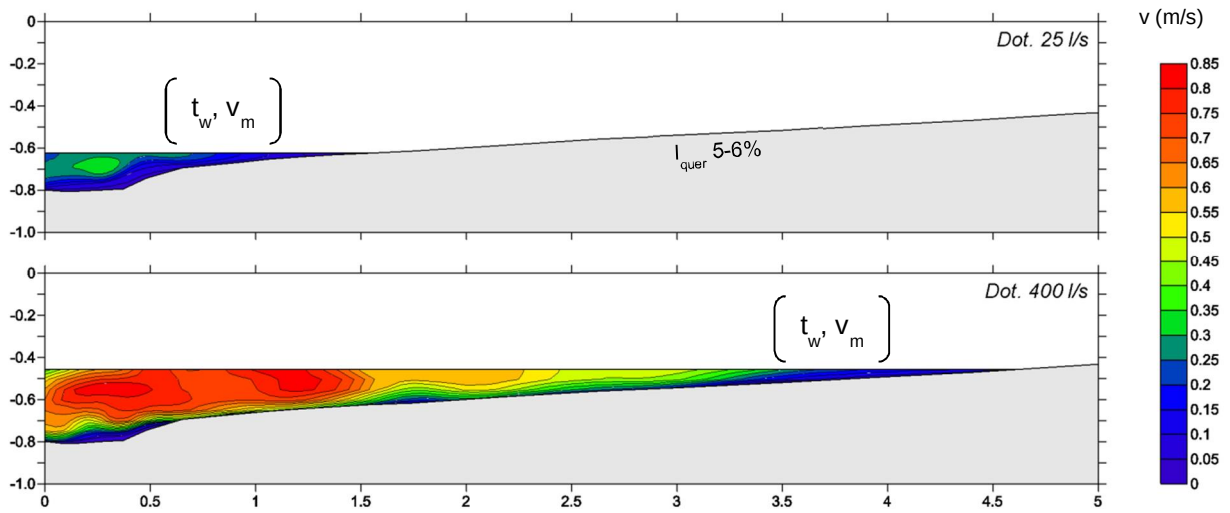
In Abbildung 100 sind die unterschiedlichen Schwallganglinien für die Jungfischversuche dargestellt (DS Wasserstandsganglinie gemessen durch die Drucksonden; strichlierte Linie ist der geregelte Abfluss in der Rinne).

Abbildung 100: Versuchsganglinien – Schwallszenarien 2



In Abbildung 101 sind die Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen in einem repräsentativen Querprofil für den Sunk- und Schwallabfluss für die Jungfischversuche dargestellt. Bei beiden Abflüssen sind die abiotischen Habitateigenschaften nahe der Wasseranschlagslinie wiederum ident.

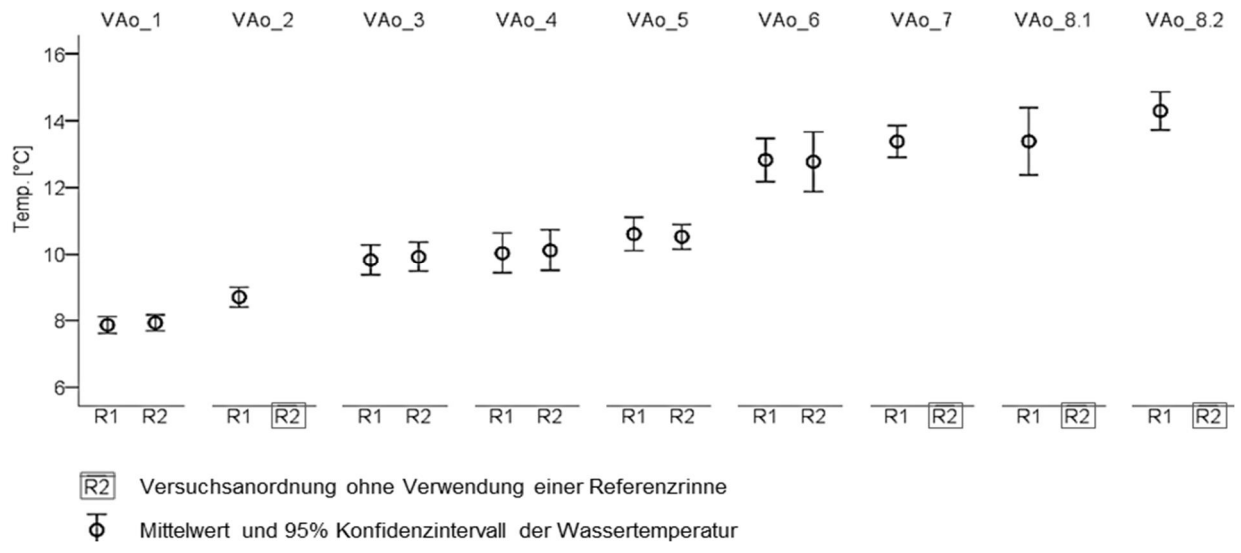
Abbildung 101: Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilung im Querprofil – Schwallszenarien (2)



8.3.4 Wassertemperatur

Die Wassertemperaturen wurden über den gesamten Versuchszeitraum (April ï August 2012) so weit wie möglich konstant gehalten. Im April 2012 wurde die Versuchsanordnung 1 (VAo_1) mit dem wärmsten verfügbaren Seewasser (aus der Oberflächenleitung) mit durchschnittlich 8°C begonnen. Im August 2012 wurde die Versuchsanordnung (VAo_8.2) mit dem kältesten verfügbaren Seewasser (3/4 aus der Tiefenleitung und 1/4 aus der Oberflächenleitung) mit durchschnittlich 14°C beendet. Bei sämtlichen Versuchsanordnungen wurde für den Sunk-, Schwall- und Referenzabfluss gleich temperiertes Wasser verwendet. In Abbildung 102 sind die Mittelwerte und zugehörigen Konfidenzintervalle für jede Versuchsanordnung und Experimentierrinne dargestellt.

Abbildung 102: Wassertemperaturen für die jeweiligen Versuchsanordnugen



8.3.5 Ergebnisse der Larvenversuche

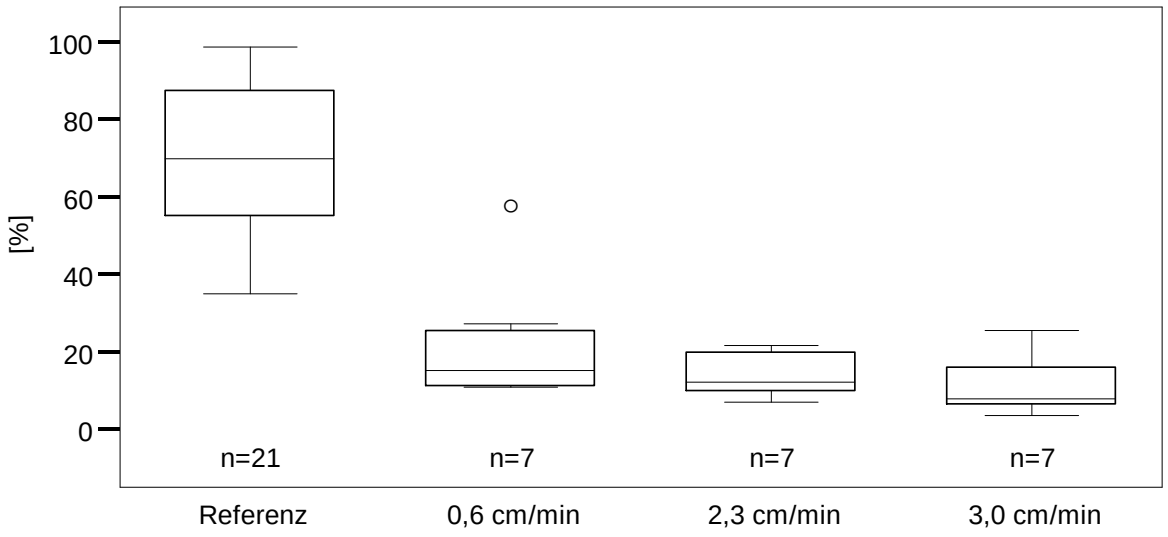
8.3.5.1 Versuchsanordnung 1 (VAo_1)

Die erste Versuchsreihe wurde im Zeitraum von 26.04.2012 bis 15.05.2012 durchgeführt. Sämtliche Versuche simulierten lediglich Einzelschwallszenarien mit unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (Schwallszenarien 1). Jeder Versuch wurde mindestens dreimal wiederholt, wobei auch die beiden Rinnen abwechselnd als Referenz- und Schwallrinne verwendet wurden. Getestet wurden zwei Larvenstadien (Altersgruppe 1: +1 bis 4 Tage nach Emergenz; Altersgruppe 2: +5 bis 12 Tage nach Emergenz), getrennt basierend auf dem Vorhandensein oder Fehlen des Dottersacks. Insgesamt wurden für diese Versuchsanordnung 21 Einzelschwallversuche durchgeführt. In beiden Rinnen wurden jeweils 500 Ind. (längszoniert verteilt) besetzt. Die Sunkdotation betrug in den beiden Rinnen jeweils 25 l/s. Nach der Adaptionsphase (1 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation auf 125 l/s konstant erhöht. Nach der Schwallphase (0,5 h) wurde die Dotation mit unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (0,6 - 3,0 cm/min) auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert.

Verbliebene Larven in der Rinne

Die dazu verwendete Datengrundlage sind die 21 Clearingwerte in Referenz- und Schwallrinne relativ zur Anzahl der für den Versuch in der Rinne verbliebenen Fische (C/R). Die Ergebnisse zeigen einen signifikanten Unterschied zwischen Schwall- und Referenzrinne. Ein nichtparametrischer Vergleich aller Versuche zwischen Referenz und Schwall mittels U-Test nach Mann-Whitney und ein Median-Test zeigen eine Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0{,}000$. Das heißt, es gibt einen höchst signifikanten Unterschied zwischen der Anzahl der verbliebenen Fische in der Referenz- und jener in der Schwallrinne. Weiters ist zu erkennen, dass sich die Anzahl der verbliebenen Larven bei höheren Abstiegsgeschwindigkeiten in der Schwallrinne verringert. Jedoch zeigen weder der Kruskal-Wallis- ($p = 0{,}210$) noch der Median-Test ($p = 0{,}826$) einen signifikanten Unterschied in der Analyse aller drei Abstiegsgeschwindigkeiten (Abbildung 103). Auch zwischen den beiden Altersgruppen besteht kein statistisch signifikanter Unterschied (Mann-Whitney U-Test $p = 0{,}345$, Median-Test $p = 0{,}670$).

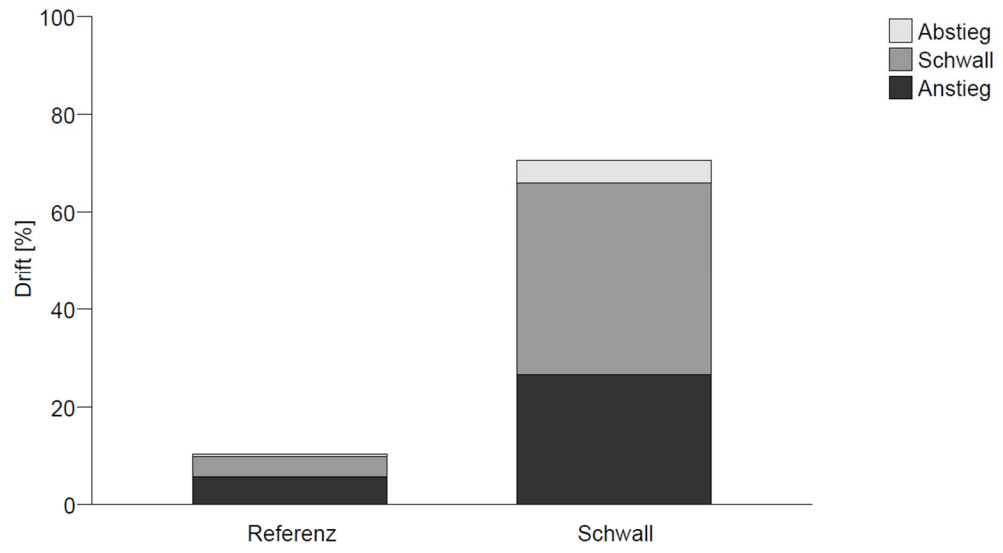
Abbildung 103: Verbliebene Larven nach einem Schwall/Sunkereignis bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten



Larvendrift

Die Drift während der Adaptionsphase (aktive Drift) war in beiden Rinnen sehr hoch (Median ~55 % der besetzten Larven), ohne signifikanten Unterschied (Mann-Whitney U-Test p = 0,725; Median-Test p = 1,000) zwischen Schwall und Referenzrinne. Dieselben statistischen Kennzahlen wurden für die Summe der Drift während Anstieg, Schwall und Abstieg (Dx/R) ermittelt und sind in der Abbildung 104 dargestellt. Der Unterschied der Drift während Schwall ist statistisch höchst signifikant (Mann-Whitney U-Test und Median-Test p < 0,000).

Abbildung 104: Larvendrift bei einem Schwall/Sunkereignis - Durchschnitt aus 21 Versuchen



Des Weiteren wurden die Driftzahlen während Anstieg, Schwall und Abstieg (Dx/R) in der Schwallrinne, hinsichtlich der unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten getestet. Es kann kein statistisch signifikanter Unterschied der Driftzahlen bezogen auf die Abstiegsgeschwindigkeit gezeigt werden (Kruskal-Wallis: p = 0,825 / Median-Test: p = 0,466).

Um herauszufinden, ob sich die beiden Altersgruppen der Schwallrinne statistisch voneinander unterscheiden, wurden wiederum ein Mann-Whitney und ein Median-Test durchgeführt. Das Ergebnis zeigt einen Unterschied der Altersgruppen in der Schwallrinne (Mann-Whitney p = 0,034 / Median-Test p = 0,030), jedoch keinen Unterschied in der Referenzrinne (Mann-Whitney p = 0,422 / Median-Test p = 1,000).

Schlussendlich wurde der Unterschied der Drift in Schwall- und Referenzrinne, getrennt nach Altersgruppen geprüft. In der Altersgruppe +1 bis 4 Tage ist der Unterschied zwischen Schwall- und Referenzrinne höchst signifikant (Mann-Whitney-Test p = 0,000 / Median-Test p = 0,003). Dasselbe Ergebnis ist für die Altersgruppe +5 bis 12 Tage zu verzeichnen (Mann-Whitney-Test p = 0,000 / Median-Test p = 0,000).

Strandung

Die ermittelten Strandungszahlen lassen keine klare Schlussfolgerung auf einen Unterschied zwischen Schwall- und Referenzrinne zu (Mann-Whitney-U-Test p = 0,385 / Median-Test p = 1,000). Der durchgeführte Test zeigt auch keinen eindeutigen Unterschied der Strandung hinsichtlich der

unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten für diese Versuchsanordnung (Kruskal-Wallis-Test p = 0,580 / Median-Test: p = 0,466).

8.3.5.2 Versuchsanordnung 2 (VAo_2)

Diese Versuche wurden zwischen 16.05.2012 und 15.06.2012 durchgeführt und weichen im Aufbau von allen anderen Versuchsanordnungen ab. Ziel dieser Versuchsanordnung war, das Stranden von Fischen direkt zu beobachten und zu quantifizieren, um einerseits die errechneten Strandungszahlen aus den vorrangegangenen Versuchsreihen auf Plausibilität prüfen zu können, bzw. gezielt auf einen Grenzwert für die Abstiegsgeschwindigkeit hinsichtlich minimiertem Strandungsrisiko für Äschenlarven schließen zu können. Für diese Versuchsanordnung wurden 100 Ind. in ein Rahmengitter (50 x 50 cm) nahe der Uferanschlagslinie bei Schwallabfluss (125 l/s) in einer Rinne besetzt. Nach einer 20 minütigen Adaptionsphase wurde das Rahmengitter entfernt. Die darauf folgende Schwallphase, für die die Dotation weiterhin auf 125 l/s konstant gehalten wurde, dauerte ebenfalls 20 Minuten. Nach der Schwallphase wurde die Dotation in verschiedenen Versuchen mit unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (0,2 ï 3,0 cm/min) auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert. Während der Schwall- und Sunkphase, wurden die Larven in diesem Segment von mind. 3 Personen, versteckt hinter einer Sichttafel, beobachtet. Somit konnte in diesem Segment der Anteil der gestrandeten Larven bei unterschiedlichen Abstiegsraten quantifiziert werden. Gleichzeitig wurde während des gesamten Versuchs die Drift erfasst. Jeder Versuch wurde mindestens 7-mal wiederholt. Die Versuche wurden für beide Larvenstadien durchgeführt.

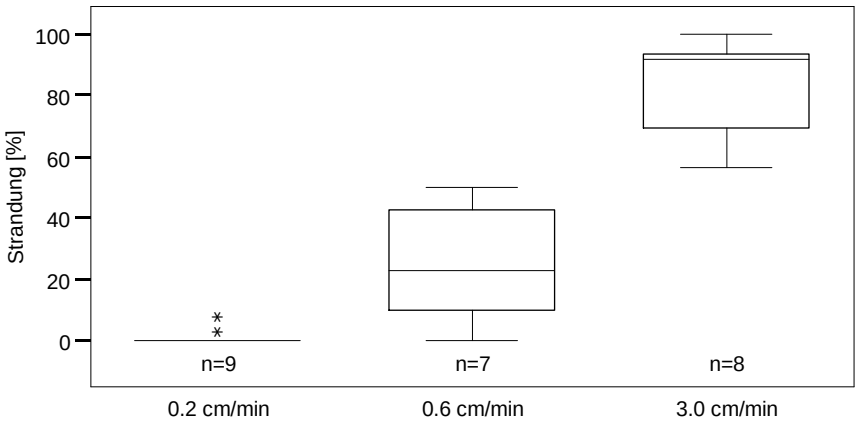
Berechnungsmethode

Für die Berechnung der Versuchsergebnisse wurde im Wesentlichen der Anteil der gestrandeten Larven von den, zum Zeitpunkt des Beginns der Abstiegsphase gesichteten Larven, unmittelbar vor der Sichttafel, herangezogen.

- ∅Strandung / ∅Sichtung in %

In Summe wurden 24 Versuche mit drei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten durchgeführt. Es zeigt sich, dass es signifikante Unterschiede hinsichtlich der Strandungsraten zwischen den Abstiegsgeschwindigkeiten gibt (Kruskal-Wallis-Test: p < 0,000 / Median-Test: p < 0,000; Abbildung 105).

Abbildung 105: Anteil der gestrandeten Larven nach einem Sunkereignis bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten



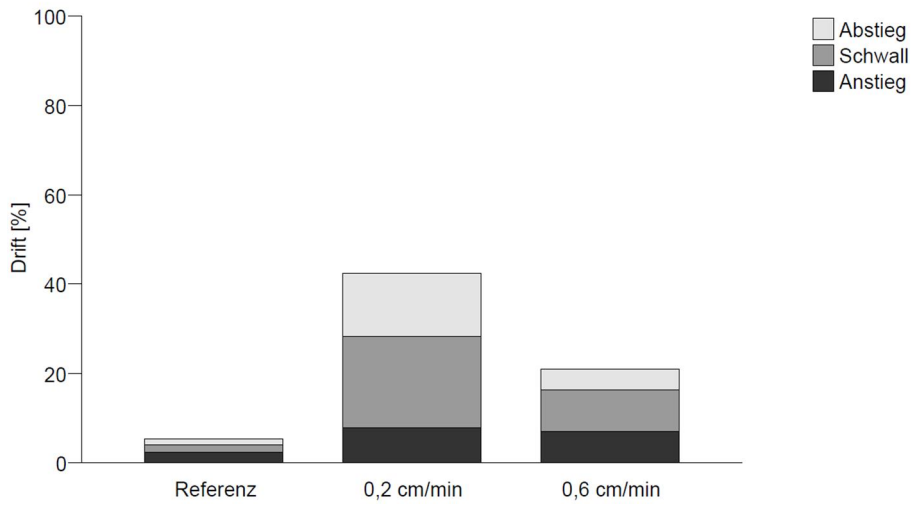
Beim Vergleich der beiden Altersgruppen (Larvenstadien) konnte kein statistischer Unterschied in Bezug auf den Anteil der gestrandeten Larven festgestellt werden (Mann-Whitney-U-Test: $p = 0{,}796$ / Median-Test: $p = 0{,}680$).

8.3.5.3 Versuchsanordnung 3 (VAo_3)

Die Versuchsreihe wurde im Zeitraum 14.06.2012 bis 21.06.2012 durchgeführt. Für diese Versuche wurde die Strandung, genau wie in Versuchsreihe 2, beobachtet und gleichzeitig die Drift registriert. Die Versuchsreihe 3 unterscheidet sich von der Versuchsreihe 2 dadurch, dass die Fische während Sunkabfluss (25 l/s) besetzt wurden, um wiederum eine Vergleichbarkeit zur Versuchsanordnung 1 hinsichtlich der Larvendrift herstellen zu können. Weiters wurde erstmals die Anstiegsgeschwindigkeit variiert. Getestet wurden ein Larvenstadium (Altersgruppe 2: +5 bis 12 Tage nach Emergenz). Jeder Versuch wurde mindestens viermal wiederholt, wobei auch die beiden Rinnen abwechselnd als Referenz- und Schwallrinne verwendet wurden (wie bei Versuchsanordnung 1). In beiden Rinnen wurden jeweils 100 Ind. (in ein Segment) bei einer Sunkdotation von 25 l/s besetzt. Nach der Adaptionsphase (1 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation auf 125 l/s ja nach Versuch mit unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten (0,2 und 0,6 cm/min) erhöht. Nach der Schwallphase (0,5 h) wurde die Dotation mit unterschiedlichen Abstiegsgeschw. (0,2 und 0,6 cm/min) auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert.

Die Versuche zeigten wiederum einen klaren Unterschied zwischen der Anzahl der verbliebenen Fische in der Referenz- und jener in der Schwallrinne (U-Test nach Mann-Whitney: $p < 0{,}000$, Median-Test: $p = 0{,}001$). In Bezug auf die Drift während der Adaptionsphase gab es keinen Unterschied zwischen den beiden Rinnen (Mann-Whitney: $p = 0{,}353$, Median-Test: $p = 1{,}000$). Danach war die Drift der Äschenlarven in der Schwallrinne insgesamt deutlich höher (Mann-Whitney: $p < 0{,}000$, Median-Test: $p = 0{,}023$), wobei sich hinsichtlich der unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeit kein Unterschied ergab (Mann-Whitney U-Test: $p = 0{,}730$, Median-Test: $p = 1{,}000$; siehe Abbildung 106). Wie auch bei der Versuchsanordnung 1, gibt es bei der Versuchsanordnung 3 keinen Unterschied der Strandungsraten für die unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (Mann-Whitney-U-Test: $p = 0{,}909$ / Median-Test: $p = 1{,}000$; siehe Abbildung 106).

Abbildung 106: Larvendrift bei einem Schwall/Sunkereignis und unterschiedliche Anstiegsgeschwindigkeiten - Durchschnitt für Referenz n=9; 0,2 cm/min (n=4); 0,6 cm/min (n=5)



8.3.6 Ergebnisse der Jungfischversuche

Nachdem sämtliche Äschen das Jungfischstadium erreicht hatten, wurde zunächst mit den gleichen Schwallszenarien (1), wie bei den Larvenversuchen fortgefahren. Dabei sollte primär geprüft werden, inwieweit bereits voll entwickelte Juveniläschen, verglichen mit den Äschenlarven auf den Schwallabfluss reagieren.

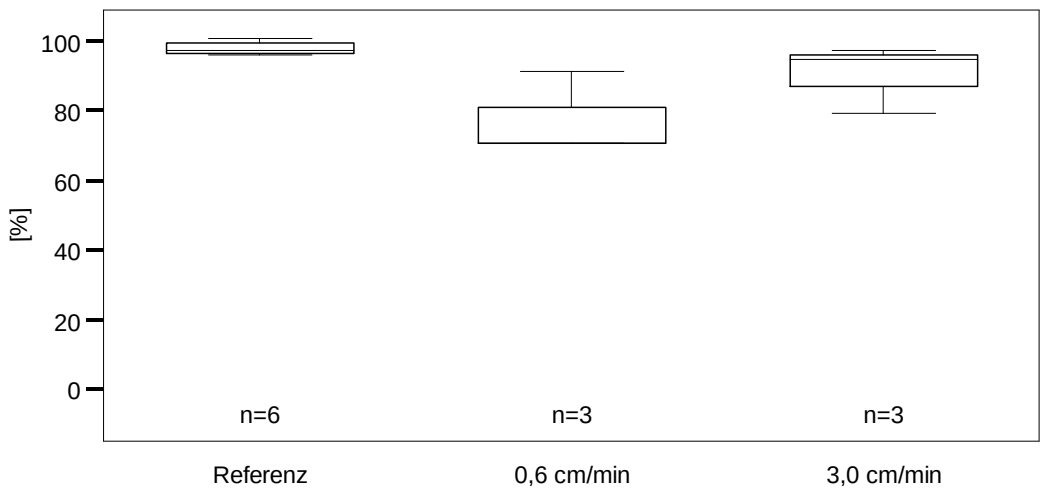
8.3.6.1 Versuchsanordnung 4 (VAo_4)

Diese Versuchsreihe wurde im Zeitraum von 28.06.2012 bis 04.07.2012 durchgeführt. Die einzelnen Versuche simulierten wiederum Einzelschwallszenarien mit unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (Schwallszenarien 1). Jeder Versuch wurde dreimal wiederholt, wobei auch die beiden Rinnen abwechselnd als Referenz- und Schwallrinne verwendet wurden. Getestet wurden juvenile Äschen mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 31 mm. In beiden Rinnen wurden jeweils 250 Ind. (längszoniert verteilt) besetzt. Die Sunkdotation betrug in den beiden Rinnen jeweils 25 l/s. Nach der Adaptionsphase (1 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation auf 125 l/s mit unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten (0,6 ï 3,0 cm/min) erhöht. Nach der Schwallphase (0,5 h) wurde die Dotation mit unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (0,6 ï 3,0 cm/min) auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert. Nach jedem Einzelversuch wurden die verbliebenen Äschen mittels Elektrobefischung aus den Rinnen entnommen. Gedriftete, in der Rinne verbliebene und gestrandete Äschen wurden methodisch ident, wie bei den Larvenversuchen behandelt.

Verbliebene Juveniläschen in der Rinne

Die dazu verwendete Datengrundlage sind die 6 Clearingwerte relativ zur Anzahl der für den Versuch in der jeweiligen Rinne verbliebenen Fische (C/R). Aus dieser Versuchsserie geht hervor, dass ein Schwall/Sunkereignis auch auf Jungäschen Einfluss nimmt (Mann-Whitney: $p = 0{,}009$). Obgleich der Einfluss beachtlich geringer wirkt, als für die Larven. In der Schwallrinne verblieben nach den Experimenten durchschnittlich 5 - 25 % weniger Äschen als in der Referenzrinne. Auffallend ist der Unterschied, dass sich die Anzahl der verbliebenen Jungäschen bei niedrigeren An- und Abstiegsgeschwindigkeiten in der Schwallrinne verringert, was statistisch jedoch nicht gesichert ist (Mann-Whitney: $p = 0{,}200$; Abbildung 107).

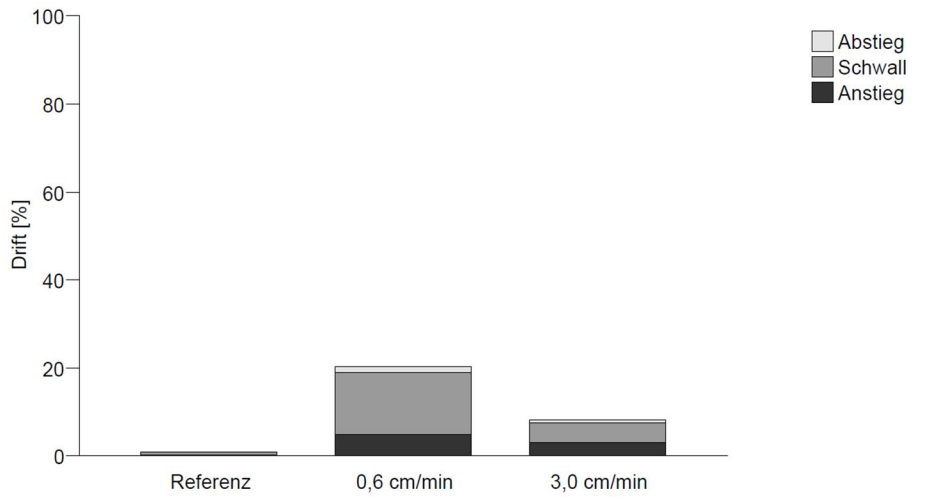
Abbildung 107: Verbliebene Jungäschen nach einem Schwall/Sunkereignis bei unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten



Drift der Jungäschen

Der Anteil der gedrifteten Jungäschen während der Adaptionsphase (aktive Drift) war sowohl in der Schwall- als auch in der Referenzrinne deutlich reduziert (Median ~5 % der besetzten Äschen). Die Driftraten in der Schwallrinne sind deutlich höher als jene in der Referenzrinne (10 - 20 % der Äschen sind infolge des Schwallabflusses gedriftet; Mann-Whitney: p = 0,004). In Abbildung 108 sind die Driftraten während Anstieg, Schwall und Abstieg in der Referenzrinne und in der Schwallrinne für die unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten dargestellt. Während der Anstiegsphase zeigt sich kein merklicher Unterschied der Drift in der Schwallrinne, obwohl bei geringen Anstiegsgeschwindigkeiten diese Phase länger dauerte. Hingegen ist der Unterschied der Driftraten während der Schwallphase mit konstantem Abfluss bei den Versuchen mit geringerer Anstiegsgeschwindigkeit deutlich höher. Statistisch lässt sich kein Unterschied zwischen den gesamten Driftraten der unterschiedlichen Schwallabflüssen ableiten (Mann-Whitney: p = 0,200; Abbildung 108).

Abbildung 108: Drift von Jungäschen bei einem Schwall/Sunkereignis und unterschiedliche Anstiegsgeschwindigkeiten - Durchnitt für Referenz (n=6); 0,6 cm/min (n=3); 3,0 cm/min (n=3)



Strandung

Bei dieser Versuchsdurchführung konnte praktisch keine Strandung von juvenilen Äschen festgestellt werden, daher wird auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse verzichtet.

8.3.6.2 Versuchsanordnung 5 (VAo_5)

In der vorangegangenen Versuchsanordnung (VAo_4) wurde für die gemäßigten Schwallszenarien (1) deutlich verringerte Drift- und Strandungsraten der Juveniläschen verglichen mit den Larven nachgewiesen. In diesem Vorversuch (VAo_5) wurde schrittweise die Schwalldotation erhöht, bis wiederum ein deutlicher Unterschied in der Reaktion der bereits schwimmstärkeren Äschen zwischen Schwall- und Referenzbedingungen gegeben war. Die Versuchsreihe wurde im Zeitraum von 04.07.2012 bis 11.07.2012 durchgeführt. Die einzelnen Versuche simulierten wiederum Einzelschwallszenarien mit unterschiedlich hohen Schwallabflüssen und zunächst maximalen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten. Ein Einzelversuch wurde bei erhöhtem Schwallabfluss mit verringerter An- und Abstiegsgeschwindigkeiten durchgeführt. Aus zeitlichen Gründen, wurde jeder Einzelversuch unregelmäßig wiederholt. Getestet wurden 100 juvenile Äschen pro Einzelversuch, mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 33 mm. Die Sunkdotation betrug in den beiden Rinnen jeweils 25 l/s. Nach der Adaptionsphase (0,5 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation

innerhalb einer Minute (in der Regelungseinheit programmierter linearer Anstieg von 60 sec) von 25 l/s auf wahlweise 200, 300 und 400 l/s erhöht. Nach der Schwallphase (0,5 h) wurde die Dotation mit identer Abstiegsgeschwindigkeit auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert (Ausnahme: ein Einzelversuch wurde mit einem programmierten linearen An- und Abstieg von 840 sec durgeführt). Nach jedem Einzelversuch wurden die verbliebenen Äschen mittels Elektrobefischung aus den Rinnen entnommen.

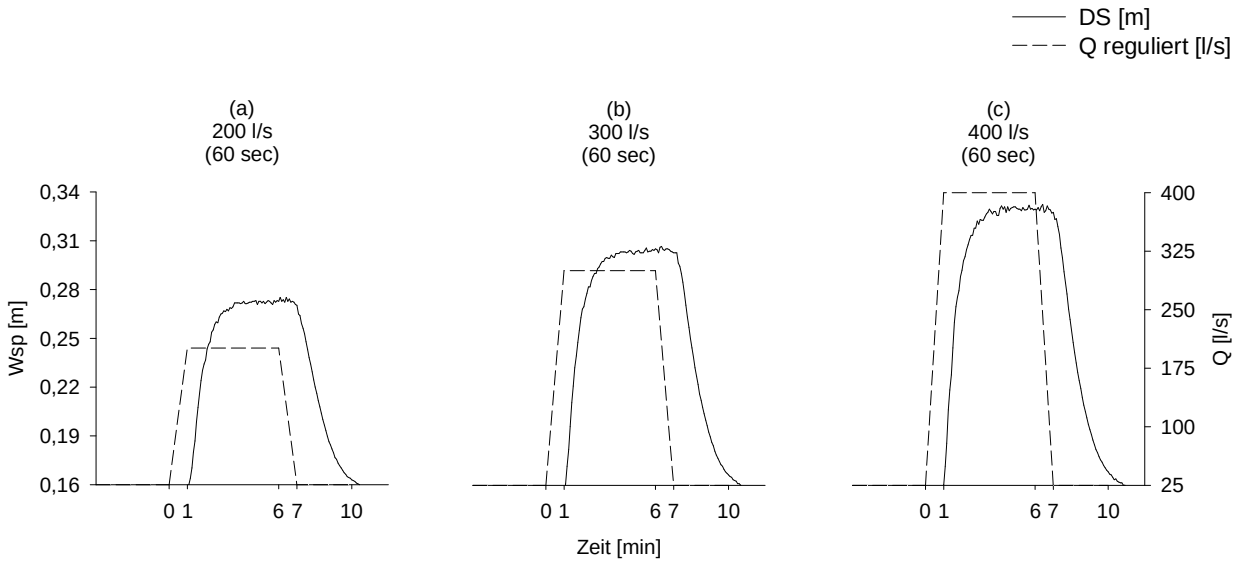
Schema Schwallszenarien für VAo_5

Hiermit seien die hydrologischen Randbedingungen für den Vorversuch (VAo_5) beschrieben. Die An- und Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallganglinie beschreibt die vertikale Änderung der Wasserspiegellage im Profil pro Zeiteinheit und wird in cm pro min angegeben. Jener Wert in Klammer beschreibt die horizontale Verlagerung der Wasseranschlagslinie pro Zeiteinheit und wird in m pro min angegeben.

• Sunk	25 l/s		
• Schwall	200 l/s	300 l/s	400 l/s
• Anstieg (prog. 60 sec)	6,4 cm/min	7,1 cm/min	8,1 cm/min
	(1,19 m/min)	(1,32 m/min)	(1,41 m/min)
• Abstieg (prog. 60 sec)	4,1 cm/min	3,9 cm/min	4,2 cm/min
	(0,76 m/min)	(0,72 m/min)	(0,73 m/min)
• ϕWSP	11,6 cm	15,1 cm	17,6 cm
• Wechselfeuchte Zone	2,16 m	2,80 m	3,07 m

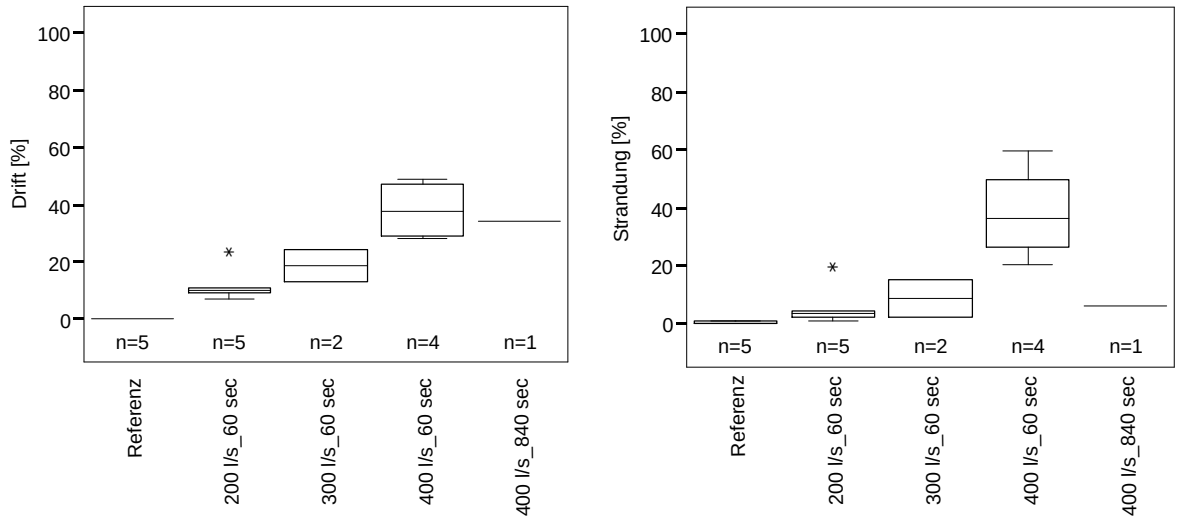
In Abbildung 109 sind beispielhaft die Schwallganglinien für diese Versuchsanordnung dargestellt (die Dauer der Schwalldotation ist verkürzt dargestellt). Beim Versuch mit einem programmierten An- und Abstieg von 840 sec, entspricht die An- und Abstiegsgeschwindigkeit eine vertikale Änderung der Wasserspiegellage in der Rinne von 1,2 cm/min (siehe Schwallszenarien 2 für die Folgeversuche).

Abbildung 109: Versuchsganglinien – ergänzende Schwallszenarien für VAo_5



Während der Adaptionsphase drifteten lediglich Einzelexemplare (1 - 3 Ind.) pro Versuch aus den Rinnen. Dieses Resultat bestätigte somit, dass (1) mit zunehmenden Jungfischalter die Tiere standorttreuer in den Rinnen verbleiben und (2) die Habitatbedingungen, hinsichtlich Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten für die Jungfische geeignet waren. In der Referenzrinne konnte während der Versuchsdurchführung keine Drift nachgewiesen werden. Die Wiederauffindbarkeit aller besetzten Äschen in der Referenzrinne lag am Ende der Versuche bei knapp 100 %. In der Schwallrinne stieg die Driftrate mit zunehmendem Schwallabfluss kontinuierlich an und erreichte bei einer Dotation von 400 l/s rund 40 %. Ähnlich den Driftraten, wird das Strandungsrisiko bei den Versuchen mit zunehmender Schwalldotation erhöht, wobei ein klarer Unterschied im Verlauf des Gradienten von 300 auf 400 l/s festgestellt werden konnte (sprunghafter Anstieg von 10 auf 40 %). Weiters konnte belegt werden, wenn auch nur mit einem Einzelversuch, dass bei reduzierter Abstiegsgeschwindigkeit und gleichbleibender Schwallamplitude das Strandungsrisiko deutlich verringert wird (siehe Abbildung 110). Die Ergebnisse der VAo_5 wurden für die weitere Versuchsplanung herangezogen. Das Ziel war eine geeignete Schwalldotation für die weiteren Versuchsanordnungen zu wählen, welche einen klaren Unterschied in der Reaktion der Juvenilfische auch in Bezug auf verschiedene An- und Abstiegsgeschwindigkeiten hervorrufen kann.

Abbildung 110: Drift und Strandung von Jungäschen bei einem Schwall/Sunkereignis mit unterschiedlichen Schwallabflüssen und An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (VAo_5)



8.3.6.3 Versuchsanordnung 6 (VAo_6)

Diese Versuchsreihe wurde im Zeitraum von 11.07.2012 bis 19.07.2012 durchgeführt. Sämtliche Versuche simulierten Einzelschwallszenarien mit hoher Schwallamplitude und unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (Schwallszenarien 2). Jeder Versuch wurde mindestens dreimal wiederholt, wobei auch die beiden Rinnen abwechselnd als Referenz- und Schwallrinne verwendet wurden. Getestet wurden juvenile Äschen mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 35 mm. Insgesamt wurden für diese Versuchsanordnung 10 Einzelschwallversuche durchgeführt. In beiden Rinnen wurden jeweils 250 Ind. (längszoniert verteilt) besetzt. Die Sunkdotation betrug in den beiden Rinnen jeweils 25 l/s. Nach der Adaptionsphase (0,5 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation auf 400 l/s mit unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten (0,4 ï 3,0 cm/min) erhöht. Nach der Schwallphase (0,25 h) wurde die Dotation

wiederum mit unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (0,4 ï 3,0 cm/min) auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert.

Verbliebene Juveniläschen in den Rinnen

Die dazu verwendete Datengrundlage sind die zehn Clearingwerte relativ zur Anzahl der für den Versuch in der Rinne verbliebenen Fische (C/R). Ein nichtparametrischer Vergleich aller Versuche zwischen Referenz und Schwall mittels U-Test nach Mann-Whitney und ein Mediantest zeigten eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $p = 0{,}000$. Somit lässt sich ein klarer Unterschied in der Reaktion der juvenilen Äschen infolge des Schwallabflusses ableiten. Der Unterschied zwischen der Anzahl der verbliebenen Fische in der Referenzrinne und in der Schwallrinne ist höchst signifikant.

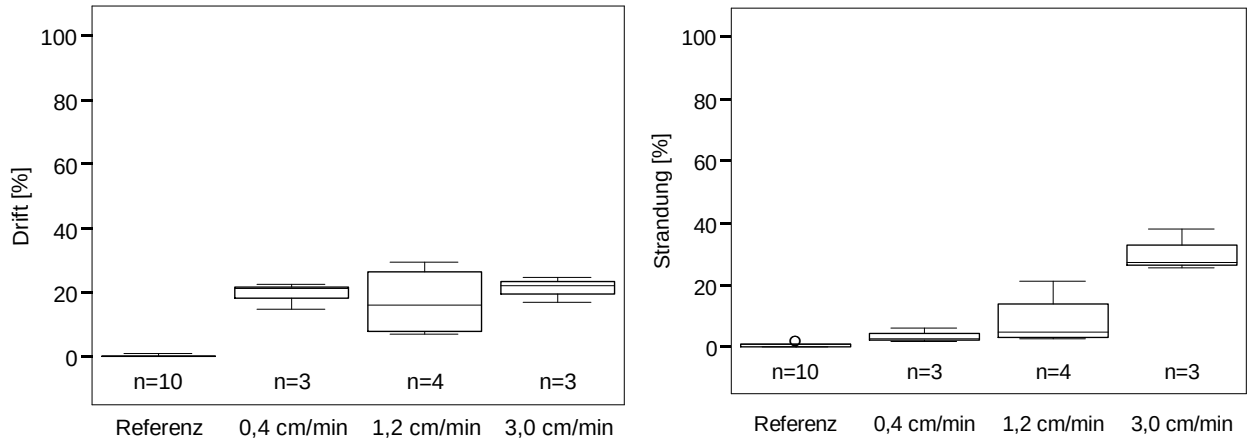
Drift

Während der Adaptionsphase verdrifteten weniger als 2 % der besetzten Äschen in beiden Rinnen (kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen Schwall- und Referenzrinne; Mann-Whitney U-Test: $p = 0{,}684$, Median-Test: $p = 1{,}000$). Die Verteilungen der Driftraten während der Anstiegs-, Schwall- und Abstiegsphase (Dx/R) sind in der Abbildung 111 dargestellt. Die Drift in der Schwallrinne unterscheidet sich von jener in der Referenzrinne höchst signifikant (Mann-Whitney U-Test und Median-Test: $p = 0{,}000$). Jedoch lässt sich in den Driftraten kein Unterschied zwischen den unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten feststellen (Median-Test: $p = 0{,}717$).

Strandung

Dieselben Berechnungen aus den zehn Einzelversuchen zur Ermittlung der Strandung ergeben einen Unterschied zwischen Referenz- und Schwallrinne, d.h. die Strandung von Äschen infolge des Schwallabflusses ist bei allen unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten belegt (Mann-Whitney U-Test $p = 0{,}001$, Median-Test $p = 0{,}023$; siehe Abbildung 111). Statistisch lässt sich die Strandungsrate bei einer Abstiegsgeschwindigkeit von 3,0 cm/min signifikant von den beiden anderen Abstiegsgeschwindigkeiten in der Schwallrinne unterscheiden (Median-Test $p = 0{,}050$).

Abbildung 111: Drift und Strandung von Jungäschen bei einem Schwall/Sunkereignis mit unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (VAo_6)



8.3.6.4 Versuchsanordnung 7 (VAo_7) – Muldenstrukturen

Im Anschluss an die oben genannten Versuche wurden bei gleicher Versuchsanordnung hinsichtlich Individuendichte, Schwallamplitude und Gerinnegeometrie, am äußeren Rand der Schotterbank Muldenstrukturen eingebaut, welche bei Schwall benetzt waren und somit für die Fische Habitate mit höheren Wassertiefen nahe der Wasseranschlagslinie boten, jedoch bei Sunk nicht angebunden waren (siehe Abbildung 112). Mit dieser Versuchsanordnung wurde primär das Strandungsrisiko infolge eines Falleneffekts untersucht. Diese Versuchsreihe wurde im Zeitraum von 02.08.2012 bis 09.08.2012 durchgeführt. Sämtliche Versuche simulierten Einzelschwallszenarien und unterschiedliche An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (Schwallszenarien 2). Jeder Versuch wurde viermal wiederholt, wobei bei dieser Versuchsanordnung keine Referenzrinne verwendet wurde (bei der vorrangegangenen Versuchsreihe 6 wurde praktisch keine Drift von Juveniläschen bei Referenzbedingungen festgestellt). Getestet wurden juvenile Äschen mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 35 mm. Insgesamt wurden für diese Versuchsanordnung 8 Einzelschwallversuche durchgeführt. In der Schwallrinne wurden jeweils 250 Ind. (längszoniert verteilt) besetzt. Die Sunkdotation betrug in der Schwallrinne 25 l/s. Nach der Adaptionsphase (0,5 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation auf 400 l/s mit zwei unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten (0,4 und 3,0 cm/min) erhöht. Nach der Schwallphase (0,25 h) wurde die Dotation wiederum mit den unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten (0,4 und 3,0 cm/min) auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert.

Abbildung 112: Muldentrukturen in der Rinne 1 (VAo_7) – Sunk (links) und Schwall (rechts)

Drift

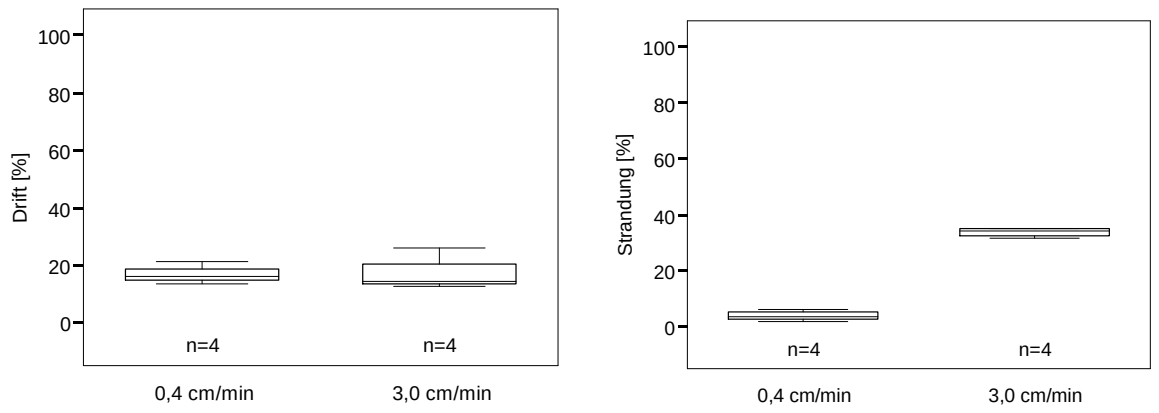
Während der Adaptionsphase verdrifteten wiederum weniger als 2 % der besetzten Äschen in der Schwallrinne (Median 0,6 %; alle acht Einzelversuche zusammengefasst). Die Verteilungen der Driftraten während der Anstiegs-, Schwall- und Abstiegsphase (Dx/R) sind in der Abbildung 113 dargestellt. Bezüglich der Driftraten von Juveniläschen bei den unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten von 0,4 und 3,0 cm/min ist kein statistisch signifikanter Unterschied festzustellen (Mann-Whitney U-Test $p = 0{,}686$ / Median-Test $p = 0{,}468$).

Strandung

Dieselben Berechnungen aus den acht Einzelversuchen zur Ermittlung der Strandung bei den unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten ergaben einen eindeutigen Unterschied (Mann-Whitney U-Test

$p = 0{,}029$ / Median-Test $p = 0{,}029$). Zunächst wurde vermutet, dass Muldenstrukturen, welche bei Sunkabfluss nicht angebunden sind, bei Schwallabfluss jedoch verstärkt als Refugialhabitat genutzt werden, ein hohes und von der Abstiegsgeschwindigkeit unabhängiges Strandungsrisiko während der Sunkphase mit sich bringen. Zunächst konnte beobachtet werden, dass während dem Schwallabfluss diese Mulden verstärkt von den Juveniläschen genutzt wurden. Die Annahme, das Strandungsrisiko in den Mulden sei unabhängig von der Abstiegsgeschwindigkeit konnte für juvenile Äschen bei dieser Versuchsanordnung grundlegend widerlegt werden (siehe Abbildung 113).

Abbildung 113: Drift und Strandung von Jungäschen bei einem Schwall/Sunkereignis mit unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (VAo_7)



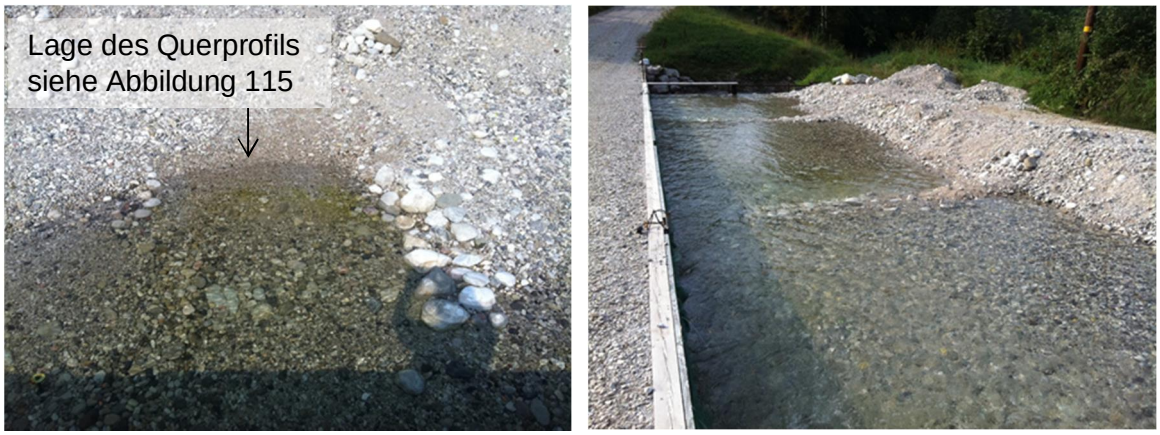
8.3.6.5 Versuchsanordnung 8 (VAo_8) – Buchtstrukturen

Letztendlich wurde bei gleicher Versuchsanordnung hinsichtlich Individuendichte, Schwallamplitude und Gerinnegeometrie, ein weiterer Strukturtyp ĂBuchtñ getestet. Hierfür wurden in der 20 m langen Schwallrinne zwei eingetiefte Buchten mit davor gelagertem Querriegel (normal zur Fließrichtung) eingebaut. Die Buchtstrukturen waren auch bei Sunk angebunden, somit konnte ein ĂFalleneffektñ bei rückschreitender Schwallwelle ausgeschlossen werden. Zunächst wurden in einer Art Vorversuch die Buchten sehr klein ausgeführt (Länge in Fließrichtung ca. 0,5 m) und reichten in Querrichtung über die gesamte wechselfeuchte Zone (VAo_8.1). Die vorgelagerten Riegel mit einer lokal geringen Erhöhung der Gerinnesohle, verursachten kaum eine Änderung der hydraulischen Bedingungen in der restlichen Schwallrinne. Weiters wurde in einem Folgeversuch die Gerinnegeometrie, durch den Einbau größerer Buchtstrukturen stärker verändert (VAo_8.2). Die neuen Strukturen wiesen einen ausgeprägten Tiefenbereich auf (Länge in Fließrichtung ca. 4 m mit Wassertiefen bis zu 40 cm) und waren zum Ufer steiler als die simulierte restliche Schotterbank geböscht. Die vorgelagerten Querriegel verliefen deutlich über der Gerinnesohle und reichten wiederum in Querrichtung über die gesamte wechselfeuchte Zone. Die großen angebunden Buchten waren bei Sunk kaum durchströmt (Ruhigwasserbereiche) und wurden von den juvenilen Äschen bei Sunkabfluss auch nicht genutzt. Bei Schwallabfluss verursachten diese Strukturen eine ausgeprägte Änderung des Strömungsmusters, vor allem im Bereich der Tiefenrinne war nahe dem Querriegel die Fließgeschwindigkeit erhöht. Auf der äußeren Hälfte der Schotterbank hingegen, war die Fließgeschwindigkeit infolge des Rückstaues durch den Querriegel verringert.

Die Versuchsreihe VAo_8.1 (Bucht_klein) wurde im Zeitraum von 13.08.2012 bis 15.08.2012 durchgeführt. Im Versuch wurde ein Einzelschwall mit hoher An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (3,0 cm/min; siehe Schwallszenarien 2) dotiert. Der Versuch wurde fünfmal wiederholt (ohne Referenzrinne). Die Versuchsreihe

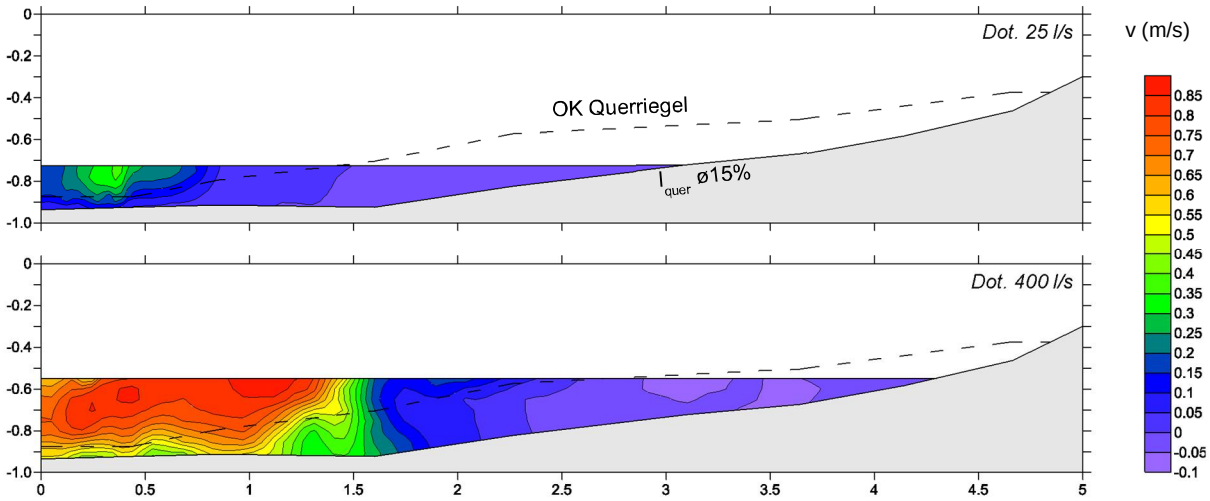
VAo_8.2 (Bucht_groß, siehe Abbildung 114) wurde im Zeitraum von 22.08.2012 bis 30.08.2012 durchgeführt. In dieser Versuchsreihe wurden wiederum Einzelschwallszenarien mit zwei unterschiedlichen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten (Anstieg 3,0 cm/min und 8,1 cm/min; Abstieg 3,0 cm/min und 4,2 cm/min; siehe Schwallszenarien 2 und ergänzende Schwallszenarien für VAo_5) dotiert. Jeder Versuch wurde viermal wiederholt (ohne Referenzrinne). Getestet wurden juvenile Äschen mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 40 mm. In der Schwallrinne wurden jeweils 250 Ind. (längszoniert verteilt) besetzt. Die Sunkdotation betrug in der Schwallrinne 25 l/s. Nach der Adaptionsphase (0,5 h) wurde in der Schwallrinne die Dotation auf 400 l/s erhöht. Nach der Schwallphase (0,25 h) wurde die Dotation auf den Sunkabfluss von 25 l/s reduziert.

Abbildung 114: Buchtstrukturen in der Rinne (VAo_8.2) – Sunk (links) und Schwall (rechts)



In Abbildung 115 sind die Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen in einem repräsentativen Querprofil innerhalb der Buchtstruktur (VAo_8.2) für den Sunk- und Schwallabfluss dargestellt.

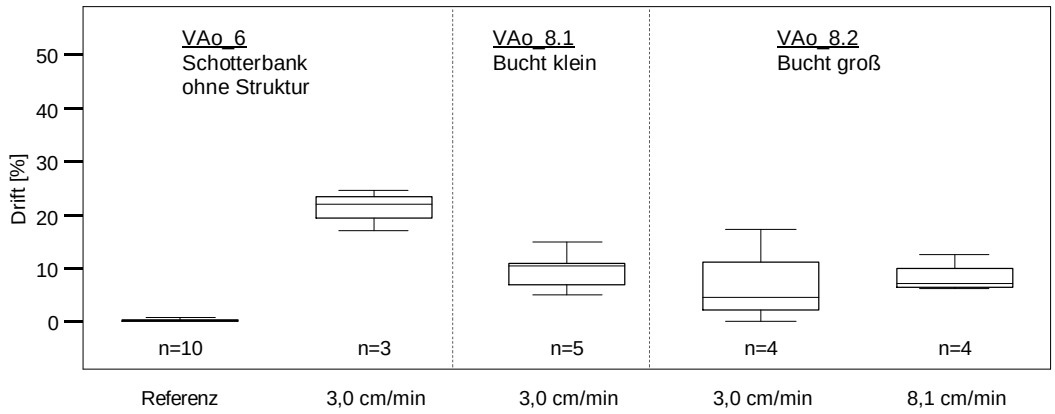
Abbildung 115: Wassertiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilung im Querprofil Bucht_groß (strichlierte Linie entspricht der Oberkante des vorgelagerten Querriegels; Angabe in m)



Drift

Die Verteilungen der Driftraten während der Anstiegs-, Schwall- und Abstiegsphase (Dx/R) sind in der Abbildung 116 für die Versuchsanordnungen mit Buchtstruktur (VAo_8.1 und VAo_8.2) dargestellt. Zusätzlich ist in der Grafik der Versuch ohne Strukturen (VAo_6) mit hoher An- und Abstiegsgeschwindigkeit von 3,0 cm/min zur besseren Vergleichbarkeit beigefügt. Bezüglich der Driftraten von Juveniläschen bei den Versuchen mit Buchtstrukturen ist ein statistisch signifikanter Unterschied zu dem Versuch ohne Struktur festzustellen (Mann-Whitney U-Test $p = 0{,}007$). Hingegen zeigen die Driftraten innerhalb der Buchtversuche keinen Unterschied (auch bei v-Anstieg von 8,1 cm/min in der VAo_8.2).

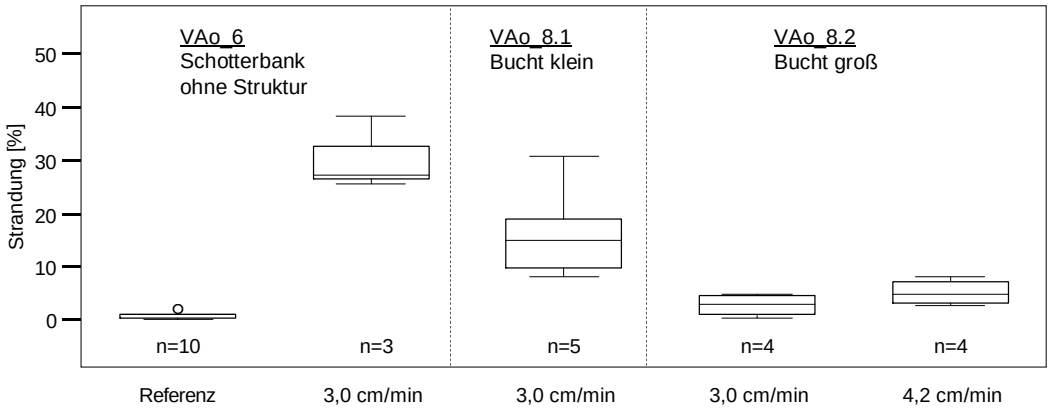
Abbildung 116: Drift von Jungäschen bei einem Schwall/Sunkereignis mit unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten ohne und mit Strukturen (VAo_8.2)



Strandung

Dieselben Berechnungen aus den Einzelversuchen zur Ermittlung der Strandung bei den Versuchen mit Buchtstrukturen ergaben einen Unterschied zu dem Versuch ohne Struktur. Die kleinen Buchten (VAo_8.1) verringerten das Strandungsrisiko für die juvenilen Äschen geringer als die großen Buchten (VAo_8.2; siehe Abbildung 117). Bei dem Vergleich der Strandungsraten ohne Strukturen und den großen Buchten konnte ein klarer statistischer Unterschied festgestellt werden (Mann-Whitney U-Test: $p = 0{,}012$ / Kruskal Wallis Test: $p = 0{,}014$). Dies ist ein klarer Hinweis dafür, dass Buchtstrukturen nahe der Schotterbank das Strandungsrisiko für juvenile Äschen auch bei hohen Abstiegsgeschwindigkeiten deutlich reduzieren.

Abbildung 117: Strandung von Jungäschen bei einem Schwall/Sunkereignis mit unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten ohne und mit Strukturen (VAo_8.2)



8.4 Zusammenfassung der Versuchsergebnisse

Die Schwallversuche mit Äschen (*Thymallus thymallus*) wurden an der Versuchsanlage ĂHyTEC ï **Hy**dromorphology and **T**emperature **E**xperimental **C**hannelñ, eine neue Versuchsanlage mit zwei unabhängig dotierbaren Fließrinnen in Lunz am See durchgeführt. Die beiden Rinnen sind jeweils 40 m lang und 6 m breit und werden über zwei Rohrleitungen, die Wasser aus zwei unterschiedlichen Tiefen des Lunzer Sees entnehmen, dotiert. Dabei ist auch die Wassertemperatur regelbar. Die maximale Dotationsmenge für beide Rinnen beträgt insgesamt 600 l/s. Für die durchgeführten Experimente wurden die Rinnen mittels einer Holzabsperrung auf 20 m verkürzt. Die Gerinnegeometrie simuliert eine flache Schotterbank mit einer Querneigung von 5 - 6 % und einer Längsneigung von 2,5 ă . Als Substratauflage (Deckschicht) wurden Kiesfraktionen (2 - 63 mm) verwendet.
Die Versuchstiere stammen von Muttertieren aus der Ybbs und die Fischeier wurden in einer benachbarten Fischzucht betreut und teilweise erbrütet. Ein Teil der Eier wurde auch direkt bei der Versuchsanlage, in dafür eigens installierten Rundbecken erbrütet und für die Versuche vorbereitet. Die Rundbecken werden mit demselben Dotationswasser wie die Versuchsrinnen versorgt. Die Fütterung der Brütlinge erfolgte mit Seeplankton, welches zusätzlich mittels feinmaschigen Driftnetzen aus dem Dotationswasser gefiltert wurde. Somit konnte während der gesamten Versuchsabfolge eine ausreichende Versorgung der Fische mit Lebendfutter gewährleistet werden.
Primäres Ziel der durchgeführten Versuche war es, die Verdriftung und Strandung von Äschenlarven und juvenilen Äschen infolge von Schwallabfluss zu quantifizieren, bzw. herauszufinden, welche Faktoren das Stranden beeinflussen. Die Larvenversuche zeigten insgesamt hohe Driftraten mit und ohne Schwall, wobei in der Schwallrinne knapp 60 % weniger Larven, verglichen mit der Referenzrinne, nach einem Einzelschwall verblieben sind. D.h. die Drift der Äschenlarven während Schwall ist signifikant höher. Jedoch zeigte sich, dass die Drift der Larven infolge von Schwallabfluss unabhängig von der Anstiegsgeschwindigkeit erfolgt. Weiters war zu erkennen, dass sich bei einer Erhöhung der Abstiegsgeschwindigkeit die Anzahl der in der Rinne verbliebenen Fische verringert. In einer separaten Versuchsanordnung wurde das Stranden von Larven bei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten direkt beobachtet und quantifiziert. Bei einer Sunkgeschwindigkeit der vertikalen Wasserspiegeländerung von 0,2 cm/min (entspricht 12 cm/h) war das Stranden im Vergleich zu höheren Sunkgeschwindigkeiten deutlich reduziert.
Die Versuche mit bereits älteren Jungäschen, mit einer Körperlänge von rund 30 - 40 mm zeigten deutlich reduzierte Drift- und Strandungsraten, verglichen mit den Larven (Körperlänge 15 - 18 mm). Somit wurde für die weiteren Versuche bei gleicher Gerinnegeometrie die Schwalldotation auf bis zu 400 l/s erhöht, um auch höheren hydraulischen Stress für die bereits größeren Versuchstiere zu testen. Die Jungäschen zeigten ein standorttreues Verhalten, mit sehr geringen Driftraten bei unveränderter Hydrologie (Driftraten in der Referenzrinne < 4 %). Die Drift infolge der Abflussveränderung war deutlich geringer, verglichen mit jener während der Larvenversuche (Driftraten in der Schwallrinne rund 20 %). Hinsichtlich der unterschiedlichen Anstiegsgeschwindigkeiten, zeigte sich kein wesentlicher Unterschied in der Reaktion der Jungäschen. Ein signifikant erhöhtes Strandungsrisiko der Jungäschen war wiederum bei hohen Abstiegsgeschwindigkeiten gegeben. Im Anschluss an die oben genannten Versuche wurden bei gleicher Versuchsanordnung hinsichtlich Individuendichte, Dotation und Gerinnegeometrie, am äußeren Rand der Schotterbank Muldenstrukturen eingebaut, welche bei Schwall benetzt waren und somit für die Fische Habitate mit höheren Wassertiefen nahe der Wasseranschlagslinie boten, jedoch bei Sunk nicht angebunden waren. Mit dieser Versuchsanordnung wurde primär das Strandungsrisiko infolge eines Falleneffekts untersucht. Dabei konnte festgestellt werden, dass bei höheren Abstiegsgeschwindigkeiten die Strandung höher als ohne diesen Strukturen ist. Bei reduzierter Abstiegsgeschwindigkeit ist das Strandungsrisiko trotz den Muldenstrukturen ähnlich verringert, wie bei den Versuchen ohne Strukturen. Letztendlich wurde in

Folgeversuchen die Gerinnegeometrie, durch den Einbau von Buchtstrukturen stärker verändert. Die eingetieften Buchtstrukturen mit davor gelagerten Querriegeln waren auch bei Sunk angebunden. Diese Versuchsanordnung zeigte eine deutliche Reduktion der Driftrate und eine wesentliche Minimierung der Strandung auch bei hohen An- und Abstiegsgeschwindigkeiten. In Tabelle 12 ist eine umfassende Übersicht der maßgebenden Ergebnisse für die jeweiligen Versuchsanordnungen dargestellt.

Tabelle 12: Übersicht der maßgebenden Ergebnisse für die jeweiligen Versuchsanordnungen

Alters-stadien	Versuchs-anordnung (VAo)	Schwall-szenien	Gerinnemorphologie	Maßgebende Ergebnisse und Beschreibung der Reaktion der Fische
Larven	VAo_1 - VAo_3	1	Kiesbank	Hohe Diftraten der Äschenlarven in Schwall- und Referenzrinne Signifikanter Unterschied zwischen Schwall- und Referenzrinne In der Schwallrinne verbleiben 60 % weniger Larven verglichen mit der Referenz Drift unabhängig von den getesteten Anstiegsgeschwindigkeiten (0,2 und 0,6 cm/min) Strandung eindeutig abhängig von der Abstiegsgeschwindigkeit (keine Strandung bei 0,2 cm/min ï Grenzwert nach oben hin nicht abgesichert; siehe VAo_2) Kein Unterschied in der Reaktion der beiden Larvengruppen
Jungfische	VAo_4			Geringere Driftraten verglichen mit den Larven Signifikanter Unterschied zwischen Schwall- und Referenzrinne In der Schwallrinne verbleiben 5-20 % weniger Jungfische verglichen mit der Referenz Drift unabhängig von Anstiegsgeschwindigkeiten Strandung von Jungfischen nicht feststellbar
	VAo_6	2		Eindeutiger Unterschied in der Reaktion der Jungfische infolge des Schwallabflusses Drift unabhängig von der Anstiegsgeschwindigkeit Strandung eindeutig abhängig von der Abstiegsgeschwindigkeit (keine Strandung im Bereich von 0,4 cm/min) Strandungsraten von ca. 30 % bei hoher Abstiegsgeschwindigkeit (3,0 cm/min)
	VAo_7		Mulden	Drift unabhängig von der Anstiegsgeschwindigkeit Strandung bei hoher Abstiegsgeschwindigkeit höher als bei Versuchen ohne Struktur Strandung bei geringer Abstiegsgeschwindigkeit gleich wie bei Versuchen ohne Struktur
	VAo_8		Bucht	Drift der Jungfische geringer als bei Versuchen ohne Struktur Strandung der Jungfische deutlich geringer als bei Versuchen ohne Struktur

9 Diskussion – Auswirkungen von Sunk/Schwall auf die Fischökologie

Allgemeines

Wissenschaftliche Literatur und Studien zur Auswirkung des Schwallbetriebs auf Gewässerbiozönosen konzentrieren sich vor allem auf den Alpinen Bereich, Skandinavien und Nordamerika. Der Fokus liegt dabei bisher vor allem auf den Auswirkungen auf wirtschaftlich wichtige Fischarten wie die verschiedenen Lachsartigen (z. B. Scruton et al., 2002; Guerri, 2005; Klimley et al., 2007; Courret et al., 2012), auf Sanierungsmöglichkeiten (z. B. Baumann & Klaus, 2003; Sivertsen, 2009; Charmasson & Zinke, 2011; Baumann & Schälchli, 2012) oder Fallstudien auf Mikro- und Mesohabitatebene an einzelnen Flüssen wie z. B. die Fallstudie Drau (Unfer et al., 2011). Wurden somit bei bisherigen Studien eher spezielle Fragestellungen untersucht, so liegt das Augenmerk bei der vorliegenden Studie auf einem integrativen, ganzheitlichen Ansatz. Dazu wurden Fischdaten von fast allen österreichischen Flüssen mit Schwallbelastung sowie von vergleichbaren Abschnitten ohne Schwallbelastung analysiert und die zugrundeliegenden Mechanismen in den Fließrinnen untersucht. Neben der Schwallbelastung wurden auch gewässermorphologische Kriterien hinsichtlich des Verbauungsgrades berücksichtigt. Die auf Makrohabitatebene gewonnenen Ergebnisse im Freiland sollen nun in diesem Kapitel mit den Erkenntnissen aus den Versuchen auf Mikrohabitatebene in der HyTEC Anlage sowie mit anderen Studien verglichen und diskutiert werden.
Durch Schwallkraftwerke bedingte ökologische Auswirkungen infolge von Restwasserstrecken und Speicherentleerungen/Stauraumspülungen werden in Rahmen vorliegender Studie nicht untersucht.

Morphologie

Generell weisen wenig verbaute, bzw. gut strukturierte Gewässerabschnitte mit Schotterbänken, Nebenarmen etc. dank Flachwasserzonen und variablen Fließgeschwindigkeiten eine höhere Habitatvielfalt und somit verbesserte Bedingungen für die Fischfauna auf als regulierte Abschnitte (Hunter, 1992; Valentin et al., 1994; Limnex, 2004; Meile et al., 2005; Fette et al., 2007). Zwar weisen einige Autoren auf ein erhöhtes Strandungspotential in gut strukturierten Schwallstrecken mit flachen Kiesbänken hin (Hunter, 1992; Baumann & Klaus, 2003), jedoch wurde im Rahmen dieser Untersuchung sowie der Fallstudie Drau (Unfer et al., 2011) eindeutig belegt, dass diese Abschnitte dennoch wesentlich produktivere Lebensräume für Fische darstellen als stark verbaute Gewässerabschnitte mit steilen Uferböschungen. Anhand der vorliegenden Erhebungen zeigte sich, dass die morphologische Ausgestaltung insofern eine Rolle spielt als in schwach- bis mittel schwallbelasteten Gewässern (geringe Abstiegsgeschwindigkeit) deutliche Unterschiede zwischen unverbauten und verbauten Gewässerabschnitten bestehen, während in stark schwallbelasteten Strecken (hohe Abstiegsgeschwindigkeit) keine wesentlichen positiven Effekte auf den fischökologischen Zustand durch die naturnahe/natürliche Ausprägung beobachtet werden konnten, wobei hier lediglich ein unverbauter Gewässerabschnitt zur Verfügung stand (Bregenzerach).
Als Indikatorarten dieser Studie wurde einerseits die Bachforelle (*Salmo trutta* forma *fario*) als Art mit hohem Strukturbezug und andererseits die Äsche (*Thymallus thymallus*) als Art mit geringem Strukturbezug ausgewählt. Zudem handelt es sich bei beiden Arten um die Leitarten ihrer jeweiligen Fischregion und sie kommen in vielen Gewässern nebeneinander vor.
Das Larvalhabitat der Äsche weist Fließgeschwindigkeiten von 0 ï 20 cm/s und eine bevorzugte Tiefe von < 20 cm auf, das Jungfischhabitat Geschwindigkeiten von 15 ï 50 cm/s (Sempeski & Gaudin, 1995) und

Tiefen zwischen 40 und 60 cm (Sempeski & Gaudin, 1995; Mallet et al., 2000). Die Habitate sind entlang von Schotterbänken situiert, der Wechsel zwischen den Habitaten findet innerhalb weniger Wochen nach dem Schlupf statt (Bardonnet et al., 1991; Sempeski & Gaudin, 1995). Die Jungfische wechseln täglich zwischen Fraßhabitat mit Tiefen zwischen 40 und 60 cm und Nachthabitat < 40 cm (Sempeski & Gaudin, 1995a).
Für die Jungfische der Bachforelle wurden bevorzugte Tiefen von 1 - 32 cm und im Vergleich zur Äsche geringere Geschwindigkeiten von < 30 cm/s festgestellt (Harris et al., 1992; Mäki-Petäys et al., 2000). Während die juvenilen Bachforellen jedoch benthisch orientiert und somit strukturbezogener sind, sind die jungen Äschen pelagisch und halten sich in der freien Wassersäule auf (Bardonnet et al., 1991; Harris et al., 1992; Sempeski & Gaudin, 1995; Mäki-Petäys et al., 2000; Mallet et al., 2000; Vehanen et al., 2000).
Die Bedeutung der Habitate bestätigt sich auch in vorliegender Studie, da bei schwacher Schwallbelastung in naturnahen Strecken deutlich bessere Äschenbestände erhoben werden konnten als in verbauten. Auch die Bachforelle reagiert positiv auf eine gute Strukturausstattung in Schwallstrecken.
Durch die erhöhten Abflussgeschwindigkeiten, verbunden mit der Begradigung der Gerinne kommt es vielfach zu einem ĂRhithralisierungseffektñ wobei sich die Artenzusammensetzung in Richtung rhithraler Arten verschiebt. Im Rahmen dieser Untersuchungen konnte zum Beispiel festgestellt werden, dass Barbe und Nase als Leitarten sowie viele andere potamal geprägte Fischarten oft gänzlich fehlen bzw. nur in äußerst geringen Stückzahlen nachgewiesen werden konnten (z.B. Inn). Ein ähnliches Bild ergibt sich für den Alpenrhein, auch an der Salzach rücken die potamalen Arten im Vergleich zu den rhithralen Arten deutlich in den Hintergrund.

Drift

Unter natürlichen Bedingungen findet eine sogenannte Verhaltensdrift von Fischlarven und Jungfischen statt, um von einem Habitat in ein anderes, zum Beispiel vom Laichplatz in das Jungfischhabitat, zu wechseln. Bardonnet & Gaudin (1990) konnten in Versuchen bei Äschen eine Emergenz in der Abenddämmerung und eine aktive Drift erst bei völliger Finsternis beobachten, ein Verhalten welches sich grundsätzlich von der Bachforelle unterscheidet, welche am Tag höhere Driftraten zeigt (z. B. Elliot, 1986; Bardonnet et al., 1993). Dies wird vor allem der geringen Größe der Äschenlarven und der Vermeidung von Prädation zugeschrieben (Bardonnet & Gaudin, 1990). Der Wechsel vom Larven- in das Jungfischhabitat findet bei der Äsche bei Fischgrößen von 3 ï 4 cm statt (Bardonnet et al., 1991).
Im Gegensatz zur Verhaltensdrift stellt sich ab einer gewissen, z.B. schwallverursachten Abflusserhöhung infolge hydraulischer Belastungen ein massenhaftes und unkontrollierbares Abtreiben von Pflanzen und Tieren ein. Bei dieser sogenannten Katastrophendrift spielt v.a. die Fließgeschwindigkeit und die Sohlschubspannung eine wesentliche Rolle. Es werden dabei Fischlarven, Jungfische, Makroinvertebraten und organisches Material abgeschwemmt, was eine Beeinträchtigung aller Lebensgemeinschaften sowie der gesamten Nahrungskette zur Folge haben kann (Baumann & Klaus, 2003; Limnex, 2004; Young et al., 2011).
Larval- und Juvenilstadien werden aufgrund ihrer schwachen Schwimmleistung früher und weiter verdriftet als größere Individuen. So wiesen Crisp & Hurley (1991; 1991a) und Vehanen et al. (2000) bei Bachforellen einen Zusammenhang zwischen Driftzahlen und Fließgeschwindigkeit nach. So erhöhte sich der Prozentsatz der verdrifteten Individuen bei einer Änderung der Fließgeschwindigkeit von 7,5 cm/s auf 70 cm/s um 150 % (Crisp & Hurley, 1991; 1991a). Heggenes (1988) konnte ab einer Vervierfachung des Abflusses erhöhte Driftraten für Bachforellen < 67 mm feststellen. Thompson et al. (2010) stellten mittels Betauchungen im Silver Creek für einen einzelnen Schwallstoß mit dem Sunk ï Schwallverhältnis von 1:38 eine Reduktion der einsömmrigen Forellen um 26 % und der zwei- und dreisömmrigen Forellen um 9 % fest.
In der vorliegenden Studie wurde das Driftverhalten von Äschenlarven und Jungfischen in den Versuchsrinnen untersucht. So zeigte sich eine durchschnittliche Driftrate von bis zu 80 % der Larven in der

Schwallrinne verglichen mit rund 10 % der Individuen in der Referenzrinne. Die Jungfische zeigten wesentlich geringere Driftraten. Je nach Anstiegsgeschwindigkeit lag die Driftrate bei den Jungfischen in der Schwallrinne zwischen 10 und 20 %, während in der Referenzrinne nur äußerst geringe Raten von < 4 % festgestellt werden konnten. Es ließ sich somit eindeutig ein Zusammenhang zwischen Driftraten und Fischgrößen hergestellt. Eine lineare Beziehung zwischen Anstiegsgeschwindigkeit und Driftrate ließ sich bei den Larvenversuchen nicht feststellen, da die Drift bereits bei sehr geringen Anstiegsgeschwindigkeiten ausgelöst wurde und sich mit zunemehnder Anstiegsgeschwindigkeit nicht weiter erhöhte. Offensichtlich wirkt bereits ein geringfügiger Anstieg des Wasserspiegels als Impuls für die Auslösung der Drift. Durch den Einbau von Buchtstrukturen konnten die Driftraten der Jungäschen jedoch deutlich verringert werden.

Strandung

Stranden gilt als eines der Hauptprobleme bei Schwallbetrieb. Flodmark et al. (2002) kommen in ihrer Studie an künstlichen Versuchsrinnen sogar zu dem Schluss, dass Schwall relativ wenige direkte Auswirkungen auf Salmoniden hätte, wenn das Stranden vermieden werden könnte. Zu den wichtigsten Einflussfaktoren, die für das Stranden verantwortlich sind, zählen Abstiegsgeschwindigkeit, Morphologie, Wassertemperatur, Substrat, Tageszeit, Fischart und Fischgröße (Hunter, 1992; Sauterleute, 2009).

Es wird zwischen direkter Strandung (Ăbeachingñ oder Ăinterstitial strandingñ) und Falleneffekten durch Pfützen (Ăstrappingñ oder Ăpool trappingñ) unterschieden (Hunter, 1992; Higgins & Bradford, 1996; Hoffarth, 2004; Irvine et al., 2009; Young, et al., 2011). Während sich direkte Strandung immer fatal auswirkt, können in Pfützen gefangene Fische je nach Gegebenheit bei nicht völligem Trockenfallen längere Zeit überleben. Die Stressfaktoren können aber zu erhöhten Mortalitätsraten und schlechter Kondition führen (Hunter, 1992; Hoffarth, 2004; Young et al., 2011). Lange, schmale Seitenarme, deren Wasserführung durch Schwallbetrieb sehr stark variiert, weisen nach Hunter (1992), Olson (1990) und Woodin (1984) besonders hohe Falleneffekte auf. Courret et al. (2012a) weisen ebenfalls auf das besonders hohe Strandungs- und Fallenrisiko für Jungfische in kleineren Seitenarmen hin und empfehlen bauliche Maßnahmen zur Eliminierung von Fischfallen, entweder durch Verfüllung oder durch die permanente Anbindung der Seitenarme.

In den Strandungsexperimenten des vorliegenden Forschungsprojektes wurden Mulden- und Buchtstrukturen hinsichtlich ihres Einflusses auf Strandungsraten getestet. Es zeigte sich, dass ein Falleneffekt und erhöhte Strandungsraten in den Muldenstrukturen vor allem bei hohen Abstiegsgeschwindigkeiten eintritt, während bei geringen Abstiegsgeschwindigkeiten keine signifikanten Unterschiede zu Versuchen ohne Struktur gegeben sind. Der Einbau von auch bei Sunkabfluss angebundenen Buchtstrukturen führte zu einer deutlichen Verringerung der Strandungszahlen.

Eine Erhöhung des Strandungsrisikos bei Schotterbankneigungen < 5 % wird von mehreren Autoren beschrieben (Bauersfeld, 1978; Hunter, 1992; Olson, 1990; Pflug et al., 1989). In Experimentierrinnen konnte für juvenile pazifische Lachse (*Oncorhynchus* sp.) eine höhere Strandung bei Neigungen < 2 % als bei 5 % festgestellt werden (Monk, 1989). Für die vorliegenden Versuche wurde eine Schotterbank natürlicher Ausprägung mit einer Querneigung von 5 ï 6 % verwendet.

Der Abstiegsgeschwindigkeit wird hinsichtlich der Strandungsraten eine besondere Bedeutung zugesprochen (z. B. Bauersfeld, 1978; Hunter, 1992; Bradford et al., 1995; Halleraker et al., 2003). Parasiewicz et al. (1998) stellten trotz erhöhtem Basis- und reduziertem Schwallabfluss keine Erholung der Fischbiomasse in der Bregenzerach fest und erklären dies mit der gleichbleibenden Abstiegsgeschwindigkeit. Versuche in Experimentierrinnen zeigten eine klare Reduktion des Strandungsrisikos um mehr als 50 % für juvenile Bachforellen bei einer Verminderung der Abstiegsgeschwindigkeit von 60 cm/h auf < 10 cm/h (Halleraker et al., 2003). Die mit drei unterschiedlichen Abstiegsgeschwindigkeiten durchgeführten Versuche in vorliegender Studie zeigen ebenfalls einen

signifikanten Zusammenhang zwischen Strandungsraten und Abstiegsgeschwindigkeit. So ergaben sich für die Bedingungen in der Versuchsrinne kritische Abstiegsgeschwindigkeiten von 12 cm/h für Larven und 24 cm/h für Jungfische.

Becker et al. (1982) beschreiben eine erhöhte Sterblichkeit von Eiern und Larven bei hohen Lufttemperaturen in Verbindung mit Strandungseffekten. Sie weisen dabei vor allem die hohen Mortalitätsraten durch Sauerstoffmangel und Prädation noch vor der eigentlichen Strandung an sich hin. Neben der Lufttemperatur spielt auch die Wassertemperatur beim Strandungsrisiko von Fischen eine entscheidende Rolle (Salveit, 2001; Halleraker et al., 2003; Sauterleute, 2009). Niedrige Temperaturen im Winter erhöhen aufgrund des verringerten Stoffwechsels und der damit verbundenen geringen Aktivität der Fische das Strandungsrisiko deutlich. Für den Atlantischen Lachs (*Salmo salar*) konnten in der norwegischen Nidelva erhöhte Strandungsraten bei Temperaturen unter 4,5 °C festgestellt werden (Halleraker et al., 2003; Heggenes, 1988; Salveit et al., 2001). Bradford (1997) stellte ähnliches für pazifische Lachsarten bei Temperaturen unter 4 °C fest. In der vorliegenden Studie wurden die Temperaturen für sämtliche Versuchsanordnungen möglichst konstant belassen, um die Versuche untereinander vergleichbar zu machen (Versuche mit Äschenlarven 8-10 °C, Versuche mit Jungäschen 12-15 °C). Es besteht jedoch die Möglichkeit, zukünftig in der Versuchsanlage auch Temperaturversuche durchzuführen.

Studien von Salveit et al. (2001), Flodmark (2002) und Sauterleute (2009) weisen darauf hin, dass ein höheres Strandungsrisiko für Fische in der Nacht besteht, während Halleraker et al. (2003) und Heggenes et al. (1993) geringere Strandungsraten für Atlantischen Lachs und Bachforelle aufgrund erhöhter Aktivität in der Nacht feststellten. Die Ergebnissen der Freilanduntersuchungen in vorliegender Studie zeigen den stärksten Zusammenhang zwischen Fischen und Schwallbelastung anhand der Schwallereignisse in der Nacht. Diese Thematik wurde in der Experimentierrinne nicht explizit untersucht, Vorversuche mit juvenilen Äschen im Rahmen der Test- und Adaptierungsphase deuten aber auf Tag ï Nacht Unterschiede mit erhöhter Strandung bei Nacht hin.

Jungfische und Larven sind aufgrund ihrer Habitatansprüche und schwachen Schwimmleistung besonders strandungsanfällig (Hunter, 1992; Flodmark, 2002; Salveit et al., 2001 und Sauterleute, 2009). Für junge Salmoniden reduziert sich das Strandungsrisiko signifikant ab einer Größe von 40 ï 60 mm (Bauersfeld, 1977; Bauersfeld, 1978; Beck, 1989; Hoffarth et al., 2003; Hoffarth, 2004; Hunter, 1992; Hvidsten, 1985; Olson, 1990; Olson & Metzgar, 1987; Pflug et al., 1989; Woodin, 1984; Young et al., 2011). Halleraker et al. (2003) stellten bei Versuchen mit 0+ Bachforellen ein deutlich höheres Strandungsrisiko als für 1+ Fische fest. Bei den Versuchen mit Äschen in der HyTEC Anlage in Lunz zeigte sich, dass Larven mit Körperlängen von 15 ï 18 mm verglichen mit den Jungfischen mit Körperlängen von 30 ï 40 mm deutlich erhöhte Strandungsraten aufwiesen.

Bei gröberen Substratfraktionen steigt das Strandungsrisiko, da das Wasser schneller versickert und sich der Falleneffekt zwischen größeren Steinen erhöht (Hunter, 1992). Beck et al. (1989) berichten von erhöhtem Strandungsrisiko bei gröberem Substrat (> 76 mm) im Vergleich zu feinerem Substrat. In der vorliegenden Studie wurden gemischte Kiesfraktionen von 2 ï 63 mm verwendet, es erfolgten keine Variationen der Korngrößen.

Auswirkungen auf Fischpopulationen und Lebensgemeinschaften

Die Wirkung von Schwall auf Fischzönosen zeigt sich in einer Reduktion von Abundanz und Biomasse sowie in einem Verlust von Arten. Im Rahmen vorliegender Studie konnte ein sehr differenziertes Bild für Situationen mit unterschiedlich ausgeprägter Gewässermorphologie, verschiedene Fischarten und Altersstadien ermittelt werden. Die Analysen zeigen, dass hinsichtlichn untersuchter Fischmetrik vor allem der fischökologische Zustand und die Biomasse am stärksten auf Schwallbelastung reagieren und bei

stärkerer Schwallbelastung zudem ein Verlust von Arten eintritt. Vor allem die Faktoren Häufigkeit und Intensität sowie Anï und Abstiegsgeschwindigkeit haben wesentlichen Einfluss auf die Fischfauna.
Je nach Sensibilität gegenüber der Abflussveränderungen und Reaktionsmöglichkeit kann sich auf lange Sicht die Artenzusammensetzung in Schwallstrecken verändern (Moog, 1993; De Jalon et al., 1994; Bosco Imbert & Perry, 2000; Baumann & Klaus, 2003; Bruder, 2012). Detaillierte Analysen für die Fischzönosen gab es bisher jedoch kaum. An der Bregenzerach wurden zwischen 1986 und 1997 in den unterschiedlichen Strecken Verluste der bestandsbildenden Arten von 60 bis 100 % festgestellt (Jungwirth et al., 1987; BOKU, 1997/98). In der vorliegenden Untersuchung konnte mittels der Analyse von Befischungsdaten aus 140 Erhebungen festgestellt werden, dass die Fischartenzusammensetzung ab einer gewissen Schwallbelastung sehr deutlich reagiert. Besonders sensible Arten (zum Beispiel die Äsche in verschiedenen Vorarlberger Flüssen) sowie seltenere Arten (seltene Begleitarten im Fischartenleitbild) können unter Umständen gänzlich verschwinden oder von Ubiquisten verdrängt werden. Der Fischbestand wird teilweise durch den Besatz mit fangfähigen Fischen, wie am Fall der Ill mit Bach- und Regenbogenforellen (Eberstaller Zauner Büros, 2008) oder Pyramidenbesatz mit allen Altersstufen wie an der Möll (Unfer et al., 2011) gestützt, wodurch aber die Bewertung von Fischbestandserhebungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung und des Biomassekriteriums des Fisch Index Austria verfälscht wird.
Jungwirth et al. (1990) und Moog (1993) belegten Anfang der 90er Jahre Biomasserückgange in verschiedenen Flüssen mit Schwallbelastung in der Höhe von 80 ï 90 % (Sunkverhältnis-Schwall-Verhältnis 1:60), 75 % (1:40), 60 % (1:28) und 65 % (1:6) und geben einen durchschnittlichen Biomasserückgang auf den ersten Kilometern nach Schwalleinstoß von 75 ï 95 % und 40 ï 60 % auf den anschließenden 20 ï 40 km an. Zieht man die durchschnittlichen Biomassewerte von Schwall- und naturnahen Vergleichstrecken der vorliegenden Studie heran, ergibt sich im Mittel ein Biomasseverlust in den Schwallstrecken von 75 % gegenüber den naturnahen Vergleichstrecken bzw. 50 % gegenüber naturfernen Vergleichstrecken, betrachtet man nur die Äschenbiomasse sogar ein Verlust von 86 % und 80 %.
Wie bereits erwähnt sind adulte Fische generell weniger betroffen als Juvenile. Vor allem die Habitatpräferenzen und Schwimmleistung der Larven und Juvenilstadien (Schotterbänke) führen zu erhöhten Strandungs- und Driftraten (Hunter, 1992). Ein ähnliches Bild ergibt sich in vorliegender Studie bei den Freilanderhebungen, wo aufgrund der Analysen von Abundanzwerten und 0+ Dichten ein erhöhter Einfluss auf Jungfischbestände festgestellt werden konnte, was mit den Ergebnissen in den Versuchsrinnen gut übereinstimmt.

Die nachfolgenden schwallbedingten Einflüsse wurden im Rahmen der vorliegenden Studie nicht untersucht und sollen hier nur anhand von Literatur diskutiert werden.

Temperaturveränderungen durch Schwallbetrieb

Durch Schwallbetrieb kann sich die Wassertemperatur mehrmals pro Tag um einige Grade verändern. Dies geschieht abrupt zwischen Schwall- und Sunkereignissen und die Wassertemperatur kann gegenüber dem natürlichen Zustand des Flusses deutlich schwanken. Da die meisten aquatischen Lebewesen wechselwarm sind, können sich Temperaturveränderungen auf die Physiologie und Fitness auswirken (Limnex, 2004). Durch die Speicherhaltung und die Turbinierung von Tiefenwasser der Speicherseen ist die Wassertemperatur des Schwalles im Winter meist wärmer und im Sommer kühler als das natürliche Niveau (Meile et al., 2005). Unfer et al. (2011) konnten jedoch in der Drau keine deutlichen Temperaturänderungen aufgrund des Schwallbetriebs feststellen. Aufgrund des zeitlichen Rahmens konnten in der vorliegenden Studie keine Versuchsanordnungen mit Temperaturveränderungen in den Schwallrinnen durchgeführt werden.

Nahrungsverlust

Die Hypothesen hinsichtlich des Benthos (siehe Kapitel 4) konnten im Rahmen der vorliegenden Studie insoweit bestätigt werden, als es unter Schwalleinfluss zu einem Rückgang der Individuendichte und Biomasse sowie einer Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung kommt und die Strandung in der Wechselwasserzone als einer der Hauptfaktoren dokumentiert werden konnte. Es ergibt sich somit ein Verlust an verfügbaren Nahrungsorganismen/Nahrungshabitaten, welcher im direkten Kontext mit dem Jungfischaufkommen stehen kann. Inwieweit sich dieser Verlust, verglichen mit anderen, direkt durch Schwall verursachten Belastungen, auf die Fischfauna auswirkt, konnte im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht quanitifiziert werden. Hirth (2012) konnte bei Nahrungsanalysen von Äschen und Forellen keine Unterschiede des Magenfüllungsgrades von Fischen aus Schwall- und Vergleichstrecken feststellen. Auch Unfer et al. (2011) konnten keinen Nahrungsmangel bei Jungäschen aufgrund der verringerten Benthosbiomasse in der Drau flussab von Sachsenburg feststellen.

10 Literatur

AQEM Consortium (2002): The Development and Testing of an integrated Assessment System for the Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates; Förderung durch die Europäische Kommission; Contract No.: EVK1-CT 199-00027; Laufzeit 3/2000 ï 2/2002

Badura, H. (2002): Erstellung einer Schwebstoffbilanz im Einzugsgebiet des Speichers Großsölk in der Steiermark. Diplomarbeit, Wien. Universität für Bodenkultur [Online] https://online.tugraz.at/tug_online/voe_main2.getVollText?pDocumentNr=48022&pCurrPk=7050 (zuletzt geprüft am 12.12.2011)

Bardonnet, A. & Gaudin P. (1990): Diel pattern of first downstream post- emergence displacement in grayling, Thymallus thymallus (L., 1758). Journal of Fish Biology 37: 623ï 627

Bardonnet, A., P. & Persat H. (1991): Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (Thymallus thymallus L.). Freshwater Biology 26: 365ï 376

Bardonnet, A., P. Gaudin & Thorpe J. E. (1993): Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (Salmo trutta), Atlantic salmon (S. salar) and grayling (Thymallus thymallus). Journal of Fish Biology 43: 755ï 762

Bauersfeld, K. (1977): Effects of peaking (stranding) of Columbia River dams on juvenile anadromous fishes below Dalles Dam, 1974 and 1975. Technical Report No. 31. Department of Fisheries, Olympia

Bauersfeld, K. (1978): Stranding of juvenile salmon by flow reductions at Mayfield Dam on the Cowlitz River, 1976. Department of Fisheries, Olympia

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

Baumann P. (2004): Rhone-Thur-Projekt. Schlussbericht Rhone Ist-Zustand. Subprojekt I-6: Revitalisierung und Benthos der Rhone. Zürich

Baumann, P. (2009): Tagungsbericht Schwall und Sunk Fachtagung Solothurn. Conference Proceedings 8

Baumann, P. & Schälchli U. (2012): Sanierung Schwall-Sunk Strategische Planung. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern

Beck, R. W. (1989): Skagit River salmon and steelhead fry stranding studies. Report for Seattle City Light Environmental Affairs Division, Seattle

Becker, C. D., D. H. Fickeisen & Montgomery J. C. (1982): Effects of dewatering on chinook salmon redds: tolerance of four developmental phases to one ï time dewaterings. N. Am. J. Fish. Manag. 3: 373ï 382

BMLFUW (2007): Hydrologischer Atlas von Österreich

BMLFUW (2010): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 ï NGP 2009. http://wisa.lebensministerium.at/article/archive/13164, Stand 8.12.2011

Bo, T., S. Fenoglio, G. Malacarne, M. Pessino & Sgariboldi F. (2007): Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. Limnologica ï Ecology and Management of Inland Waters 37: 186ï 192

BOKU (1997/98): Limnologische Gesamtbeurteilung des KW Alberschwende. Studie der Universität für Bodenkultur, Wien im Auftrag der Vorarlberger Kraftwerke AG. Synthesis und Beiberichte, 540 Seiten

Bosco Imbert, J. & Perry J. A. (2000): Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. Hydrobiologia 436 (1): 191-208

Bovee, K. D. & Cochnauer T. (1977): Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: Fisheries, Instream Flow Information Paper 3, U.S.D.I. Fish. Wildl.Serv., Office of Biol. Serv, FWS/OBS-77/63

Bovee, K. D. (1986): Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology, Biological report 86, US Fish and Wildlife Service

Bozek, M. A. & Rahel F.J. (1992): Generality of microhabitat suitability models for young Colorado cutthroat trout (Onchorynchus clarki pleuriticus) across sites and among years in Wyoming streams, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49: 552-564

Bradford, M. J., G. C. Taylor & Allan J. A. (1995): An experimental study of the stranding of juvenile coho salmon and rainbow trout during rapid flow decreases under winter conditions. N. Am. J. Fish. Manag. 15: 473ï 479

Bradford, M. J. (1997): An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in sidechannels during rapid flow decreases. Regul. River 13: 395ï 401

Breiman, L., J. H. Friedman, R. A. Olshen & Stone C. J. (1984): Classification and Regression Trees.Wadsworth

Bretschko, G. & Moog O. (1990): Downstream effects of intermittent power generation. Water Science and Technology 22: 127ï 135

Bruder, A. (2012): Bewertung von Massnahmen zur Beseitigung wesentlicher Beeinträchtigungen durch Schwall und Sunk - Grundlagen für den Vollzug. Eawag

Bruno, M.C., B. Maiolini, M. Carolli & Silveri L. (2009): Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). Annales de Limnologie ï International Journal of Limnology 45: 157ï 170

Bunn, S. E. & Arthington A. H. (2002): Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. Environmental Management 30: 492ï 507

Carolli, M., M. C. Bruno, A. Siviglia & Maiolini B. (2012): Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. River Research and Applications 28: 678ï 691

Céréghino, R., P. Cugny & Lavandier P. (2002): Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. International Review of Hydrobiology 87: 47ï 60

Céréghino, R. & Lavandier P. (1998): Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. Freshwater Biology 40: 385ï 399

Céréghino, R., M. Legalle & Lavandier P. (2004): Drift and benthic population structure of the mayfly Rhithrogena semicolorata (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. Hydrobiologia 519: 127ï 133

Charmasson, J. & Zinke P. (2011): Mitigation Measures against Hydropeaking Effects. Report for SINTEF Energi AS

Courret, D., M. Chanseau, J.-M.Lascaux & Larinier M. (2012): Impacts écologiques des éclusées hydroélectriques. Caractérisaton des régimes dõéclusées et Retour dõexpérience sur la Maronne, La Houille Blanche (1)

Cushman, R. M. (1985): "Review of ecological efects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities." North American Journal of Fisheries Management 5: 330-339

Crisp, D. T. & Hurley M. A. (1991): Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, Salmo trutta L. and salmon, Salmo salar L. ï I. Effect of four different water velocity treatments upon dispersal rate. Journal of Fish Biology 39: 347ï 361

Crisp, D. T. & Hurley M. A. (1991): Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, Salmo trutta L. and salmon, Salmo salar L. ï II. Effects of constant and changing velocities and of day and night upon dispersal rate. Journal of Fish Biology 39: 363ï 370

Courret, D., M. Chanseau, J.-M. Lascaux, & Larinier M. (2012): Impacts écologiques des éclusées hydroélectriques. Caractérisaton des régimes dõéclusées et Retour dõexpérience sur la Maronne, La Houille Blanche (1)

Courret, D., M. Chanseau, D. Clave, O. Guerri, J.-M. Lascaux & Wibaux B. (2012a): Hydropeaking impacts on the Dordogne river - Definition of mitigation measures and assessment of their efficiency. Eawag/Wasser Agenda 21 Workshop on Hydropeaking, Zurich, 19 June 2012

Dein Allgäu (2012): http://www.allgaeu-ausfluege.de/08-wasserkraftwerk-krebswasserfall.htm, Stand 30.10.2012

De Jalon, D. G., P. Sanchez & Camargo J. A. (1994): Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. Regulated Rivers: Research & Management 9 (4)

DeLury, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. Biometrics 3: 145ï 164

Eberstaller Zauner Büros (2005): Fischökologische Untersuchung Alpenrhein 2005, Wien

Eberstaller Zauner Büros (2008): Fischökologisches Monitoring gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie an der Ill in Vorarlberg im September 2007. Wien

Eberstaller Zauner Büros (2009): Fischökologisches Monitoring gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie an der Ill in Vorarlberg im Oktober 2008, Wien

Elliott, J. M. (1977): Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates: Freshwater Biological Assn

Elliot, J. M. (1986): Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout, Salmo trutta, in a lake district stream. J. Anim. Ecol. 55: 907ï 922

Ennstalwiki (2011): Großsölkbach [Online]. http://www.ennstalwiki.at/wiki/index.php/Gro%C3%9Fs%C3%B6lkbach (zuletzt geprüft am, 14.10.2011)

Europäische Kommission (2000): 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. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxemburg

Fette, M, C. Weber, A. Peter & Wehrli B. (2007): Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river. Springer Science + Business Media B.V.

Fischereiverband Bludenz: Stand 30.10.2012.

Flodmark, L. E. W., H. A. Urket, J. H. Halleraker, J. V. Arnekliev, L. A. Vollestad & Poléo A. B. S. (2002): Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout to a fluctuating flow regime in an artificial stream. J. Fish Biol. 60, 238

Forstenlechner, E., M. Hütte, U. Bundi, E. Eichenberger, A. Peter & Zobrist J. (1997): Ökologische Aspekte Der Wasserkraftnutzung Im Alpinen Raum. Vdf Hochschulverlag AG

Fink, M., O. Moog & Wimmer R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Eine Grundlage zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wien (Monographien des Umweltbundesamtes, 125)

Frutiger, A. (2004): Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (Allogamus auricollis, Trichoptera). In: Arch. Hydrobiol., Jg. 159, H. 1: 57ï 75

Frutiger, A. & Buergisser G. M. (2002): Life history variability of a grazing stream insect (Liponeura cinerascens minor; Diptera: Blephariceridae). In: Freshw. Biol., Jg. 47, H. 9: 1618ï 1632

Gibbins, C., D. Vericat & Batalla R.J. (2007): When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events.Freshwater Biology 52: 2369ï 2384

Greimel, F. et al. (in prep.): Hydrological Classification of flow fluctuations caused by hydropeaking in Austria

Guerri, S. (2005): Etude de lôimpact écologique des éclusées sur la rivière Dordogne. EPIDOR. Cahier des charges

Habersack, H., C. Hauer, P. Holzapfel, M. Haimann, B. Schober, S. Köfmüller,T. Fellner, A. Stebegg, L. Gugger,R. Rieger, W. Graf, G. Unfer, P. Leitner, C. Steidl, G. Salcher & G. Ochsenhofer (2012): Grundlagenuntersuchungen und Methodikentwicklung zur Bewertung des Schwalleinflusses bei unterschiedlichen Flusstypen - SCHWALL_2012 - Synthesebericht, 222 S.

Halleraker, J. H., S. J. Saltveit, A. Harby, J. V. Arnekleiv, H. P. Fjeldstad & Kohler B. (2003): Factors influencing stranding of juvenile brown trout (Salmo trutta) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. River research and applications 19: 589-603, Published online in Wiley InterScience, Seite 595

Harris, D. D., W. A. Hubert & Wesche T. A. (1992): Habitat Use by Young-of-Year Brown Trout and Effects on Weighted Usable Area. Rivers Vol.3 No. 2: 99ï 105

Hart, D.D. & Finelli C.M. (1999): Physical-biological coupling in streams: The Pervasive Effects of Flow on Benthic Organisms. Annual Review of Ecology and Systematics 30: 363ï 395

Hartung, J. & Elpelt B. (1999): Multivariate Statistik. München, Wien

Hauer, C., G. Unfer, M. Tritthart, E. Formann & Habersack H. (2009): The mesohabitat evaluation model (MEM) ï Model concept, application, and validation related to various river types and meso-unit fish sampling. In: ISE 2009 Organizing Commitee, 7th International Symposium on Ecohydraulics, January 12 ï 16, Conception, Chile, Digital Conference Proceedings, conf187a136; ISBN: 978-981-08-2100-5

Haunschmid, R., W. Graf, T. Spindler, W.Honsig-Erlenburg, R. Wimmer, A. Jagsch, E. Kainz, K. Hehenwarter, B. Wagner, R. Konecny, R. Riedmüller, G. Ibel, B. Sasano & Schotzko N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW 23, Wien, 104 S.

Haunschmid, R., W. Honsig-Erlenburg, R. Petz-Glechner, S. Schmutz, N. Schotzko, T. Spindler, G. Unfer & Graf W. (2006a): Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern. Methodik-Handbuch. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien, 39 S.

Haunschmid, R., N. Schotzko, R. Petz-Glechner, W. Honsig-Erlenburg, S. Schmutz, T. Spindler, G. Unfer, W. Graf, V. Bammer, L. Hundritsch, H. Prinz & Sasano B. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1- Fische. BMLFUW, Wien ï März 2010

Heggenes, J. (1988): Effects of short-term flow fluctuations on displacement of, and habitat use by, brown trout in a small stream. Transactions of the American Fisheries Society 117(4): 336-344

Heggenes, J., Krog O. M. W., Lindas O. R., Dokk J. D. & Bremnes T. (1993): Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (Salmo trutta) become nocturnal during winter. Journal of Aninmal Ecology, 62: 295ï 308.

Higgins, P.S. & Bradford M. J. (1996): Evaluation of a large-scale fish salvage to reduce the impacts of controlled flow reduction in a regulated river. N. Am. J. Fish. Manag. 16: 666ï 673

Hill M.O. (1973): Reciprocal averaging: An eigenvectormethod of ordination. J Ecol 61:237-249

Hirth, W. (2012): Die Nahrungsökologie der Äsche (Thymallus thymallus) und Regenbogenforelle (Oncorhynchus mykiss) in drei anthropogen beeinflussten Gewässerabschnitten der Drau und Möll. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien

Hoffarth, P., A. Fowler & Brock W. (2003): Evaluation of juvenile fall Chinook salmon stranding in the Hanford Reach of the Columbia River. Washington Department of Fish and Wildlife

Hoffarth, P. (2004): Evaluation of juvenile fall Chinook salmon entrapment in the Hanford Reach of the Columbia River. Washington Department of Fish and Wildlife

Hunter, M. (1992): Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation, Washington

Hvidsten, N. A. (1985): Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. J Fish Biol 27:711ï 718

Hydrographischer Dienst Österreich (HZB) (2005): Mitteilungsblatt Nr. 83

Illies, J. (Ed.) (1978): Limnofauna Europaea. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam. 532 pp.

Illies, J & Botosaneanu L. (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. Int. Verein. Limnol., 12:1ï 57

Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein ï Synthesebericht. Zürich, Wien

Irvine, J. R. (1986): Effects of varying discharge on the downstream movement of salmon fry, Oncorhynchus tshawytscha Walbaum. J. Fish. Biol. 28: 17ï 28

Irvine, R. L., Oussoren, T., Baxter, J. S. & Schmidt D. C. (2009): The effects of flow reduction rates on fish stranding in British Columbia, Canada. River Research and Applications Vol. 25: 405-415

Jungwirth, M., G. Bretschko, R. Frauendorfer, O. Moog & Schmutz S. (1987): Limnologisch - fischereibiologische Untersuchung der Bregenzer Ache im Hinblick auf Ausleitungen und Schwellbetrieb.

Fachgutachten zur Umweltverträglichkeit des KW-Projektes Alberschwende (VKW Bregenz) im Auftrag der Vorarlberger Kraftwerke AG, Bregenz, 172 Seiten

Jungwirth, M., O. Moog & Schmutz S. (1990): Auswirkungen der Veränderungen des Abflussregimesauf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen. Landschaftswasserbau 10: 194 ï 234

Jungwirth, M., S. Muhar, G. Zauner, J. Kleeberger & Kucher T. (1996): Die steirische Enns: Fischfauna und Gewässermorphologie. Wien Univ. für Bodenkultur, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft u. Aquakultur

Jungwirth, M., G. Haidvogl, O. Moog, S. Muhar & Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. Wien: facultas (UTB; Biologie, Ökologie)

Kemp P., D. Sear, A. Collins, P. Naden & Jones I. (2011): The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological Processes 25: 1800ï 1821

Klimley, A. P., J. J. Cech Jr., L. C. Thompson, S. Hamilton & Chun S. (2007): Experimental and Field Studies to Assess Pulsed, Water Flow Impacts on the Behavior and Distribution of Fishes in the South Fork of the American River. University of California, Davis, for the California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research

Koboltschnig G. (2002): GIS ï basierte Modellierung des Sedimenthaushaltes im Einzugsgebiet des Speichers Großsölk in der Steiermark. Wien. Universität für Bodenkultur [Online]. http://www.interpraevent.at/palm-cms/upload_files/Publikationen/Gernot/Diploma_thesis_Koboltschnig.pdf (zuletzt geprüft am 12.12.2011)

Kruskal, J.B. (1964): Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a non-metric hypothesis. Psychometrika 29: 1-27

Künzli, F. (2005): Fischökologische Untersuchung in vier schwallbeeinflussten Schweizer Fliessgewässern

Lagarrigue T. (2002): Diel and seasonal variations in brown trout (Salmo trutta) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. Aquatic Living Resources 15, 129ï 137.

Layzer, J. B., T. J. Nehus, W. Pennington, J. A. Gore & Nestler J. M. (1989): Seasonal variation in the composition of the drift below a peaking hydroelectric project. Regulated Rivers: Research & Management 3 (1): 29-34.

Leyer, I. & Wesche K. (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer Verlag. Berlin - Heidelberg

Limnex (1994): Chemischer Zustand des Alpenrheins. Bericht über die on-line Messungen im Winter 1994, Zürich.

Limnex (2001a): Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fliessgewässern. Zürich

Limnex (2001b): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Fachbericht zu den Teilaspekten Trübung, Licht, Bewuchs und Drift. Zürich

Limnex (2004): Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fliessgewässer: Grundlagen zur Beurteilung. Zürich

Limnex (2009): Schwall/Sunk in der Hasliaare. Gewässerökologische Untersuchung von Hasliaare und Lütschine. Beurteilung der Schwall-Auswirkungen in je zwei Strecken und Szenarien. Zürich

Loat R., Meier E.(2003): Wörterbuch Hochwasserschutz. BWG (Hrsg.), Bern: Haupt, AfU: Vollzugsordner für Gemeinden, Begriffserklärungen: Wasserbau und Boden

Mader, H., T. Steidl & Wimmer R. (1996): Abflußregime Österreichischer Fließgewässer. Wien: Umweltbundesamt (Österreich / Umweltbundesamt: Monographien, 82)

Mäki ï Petäys, A., T. Vehanen & Muotka T. (2000): Microhabitat Use by Age-0 Brown Trout and Grayling: Seasonal Responses to Streambed Restoration under Different Flows. Transactions of the American Fisheries Society 129/3: 771 ï 781

Mallet, J. P., N. Lamouroux, P. Sagnes& Persat H. (2000): Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. Journal of Fish Biology 56: 1312 ï 1326

Meile T., M. Fette & Baumann P. (2005): Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projektes.eawag, LCH, WSL, Limnex

Monk, C. L. (1989): Factors that influence stranding of juvenile Chinook salmon and steelhead trout. Master Thesis. University of Washington, Seattle

Moog, O. (1993): Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. In: Regulated Rivers: Research & Management, Jg. 8, H. 1-2: 5ï 14

Moog, O., A. Schmidt-Kloiber,T. Ofenböck & Gerritsen J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs. ï eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Wasserwirtschaftskataster. Herausgegeben von Umwelt und Wasserwirtschaft Wasserwirtschaftskataster Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft

Moritz, C. & Pfister P. (2001): Trübung und Schwall Alpenrhein. Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische. Fachbericht Makrozoobenthos, Phytobenthos. Innsbruck.

Moritz, C., P. Pfister, I. Schatz, T. Kopf, H. Steinberger & Kaufmann R. (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Band 1: Text. Innsbruck

Muhar, S., G. Egger, H. Kummer, G. Zauner, R. Spolwind, K. Michor, S. Schmutz, O. Pinka, G. Unfer, C. Schludermann, C. Wiesner, A. Hoffmann, S. Preis & Jungwirth M. (2000): Beurteilung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen an Leitha und Drau in Hinblick auf die Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Bericht, im Auftrag des BMLFUW, Wien

Muus, B.J. & Dahlström P. (1993): Süßwasserfische Europas: Biologie, Fangwirtschaftliche Bedeutung. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München; 223 S

Nagrodski A., G. D. Raby, C. T. Hasler, M. K. Taylor & Cooke S. J. (2012): Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. Journal of Environmental Management 103: 133ï 141

ÖWAV (2008): Schwall und Sunk an österreichischen Fließgewässern. Positionspapier der ÖWAV-Arbeitsgruppe ĂSchwallñder Fachgruppe Wasserbau, Ingenieurbiologie und Ökologie. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien

Ochsenhofer, G. (in prep.): Die makrozoobenthische Besiedlung von Mesohabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss. Universität für Bodenkultur

Ofenböck, T., O. Moog, A. Hartmann & Stubauer I. (2010):Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A2 ï Markozoobentos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 211 pp.

Olson, F. W. & Metzgar R. G. (1987): Downramping to minimize stranding of salmonid fry. In: Clowes BW (ed) Waterpower 87, international conference on hydropower. American Society of Civil Engineers, New York

Olson, F. W. (1990): Downramping regime for power operations to minimize stranding of salmon fry in Sultan River, Snohomish County, Bellevue

Paetzold, A., C. Yoshimura & Tockner K. (2008): Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. Journal of Applied Ecology 45: 894ï 903

Parasiewicz, P., S. Schmutz & Moog O. (1998): The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria in Fisheries Management and Ecology, 1998: 5: 403-417

Parthl, G. & Schmutz S. (1997): Morphometrisch/hydraulische & fischökologische Nachuntersuchung des KW Alberschwende Bregenzerach, Fachbereich Fischerei, Wien

Pflug, D. E., C. Chantrill, L. Mobrand, K. Swanson & Kurko K. (1989): Skagit River fry stranding integration model study. Seattle City Light. Environmental Affairs Division, Seattle

Pinzer, B. (1993): Zillertal, Gerlostal, Tuxer Tal. Thaur bei Innsbruck: Wort-u.-Welt-Verl.

Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegaard & Richter B.D. (1997): The Natural Flow Regime. BioScience 47: 769ï 784

Poff, N. L. & Zimmerman J. K. H. (2010): Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. Freshwater Biology 55: 194ï 205

Pfaundler, M. & Keusen M. (2007): Veränderungen von Schwall-Sunk, Hydrologische Datenanalyse zur Charakterisierung von Schwall-Sunk Phänomenen in der Schweiz

Raddum, G. G. (1985): Effects of winter warm reservoir release on benthic stream invertebrates. In: Hydrobiologia, Jg. 122, H. 2: 105ï 111

Raleigh, R. F, L. D. Zuckermann & Nelson P.C. (1986): Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: brown trout, U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, National Ecology Center, Biological report, 82: 57-65

Renöfält, B., R. Jansson & Nilson C. (2010): Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. Freshwater Biology 55: 49-67

Riedl, M. (2010): Makrozoobenthos Drift in der Oberen Drau. Universität für Bodenkultur.

Sagnes, P., S. Mérigoux & Péru N. (2008): Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. Limnologica ï Ecology and Management of Inland Waters 38: 23ï 33

Salcher, G. (2012): Das Makrozoobenthos in der Schwallstrecke des Zillers. Diplomarbeit.Universität für Bodenkultur

Salveith, S. J., J. H. Halleraker, J. V. Arnekleiv & Harby A. (2001): Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. Regulated Rivers: Research & Management. Special Issue: Eighth International Symposium on Regulated Streams 17, 4-5: 609ï 622

Sauterleute, J. (2009): Characterisation of rapid fluctuations in flow and assessment of fish stranding risk in rivers. Diplomarbeit Universität Stuttgart, Cooperation with SINTEF. Trondheim, Norwegen

Schiemer, F. & Zalewski M. (1992): The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. Netherlands Journal of Zoology, 42: 323-335

Schlosser, I. J. (1985): Flow Regime, Juvenile Abundance, and the Assemblage Structure of Stream Fishes. Ecology 66/5: 1484-1490

Schmedtje, U. (1995): Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. München (Bayern/Landesamt für Wasserwirtschaft: Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 25)

Schmidt-Kloiber, A. (2002): Deduktion der Fließgewässer-Bioregionen auf Basis multivariater Analysen der wirbellosen Bodenfauna. Dissertation, Universität für Bodenkultur, 150 pp.

Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T., Moog, O. (2002): Aquatische Bioregionen ï Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen. ï Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) ï Tagungsbericht 2001 (Kiel): 145-150.

Schmutz, S., G. Zauner, J. Eberstaller & Jungwirth M. (2001): Die ĂStreifenbefischungsmethodeñ eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei Jg. 54, Heft 1/2001: 14ï 27

Schnell, J. (2005): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes ĂLitzauer Schleifeñ Landesfischereiverband Bayern e.V.

Schwarzenberger, R. (2011): GZÜV ï Tirol/Fische. Inn bei Roppen. Im Auftrag des BMLFUW

Schweizer, S., J. Neuner & Heuberger N. (2009): Bewertung von Schwall/Sunk ï Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. Wasser Energie Luft 101

Schweizer, S., M. Meyer, N. Heuberger, S. Brechbühl & Ursin M. (2010): Zahlreiche gewässerökologische Untersuchungen im Oberhasli: wichtige Unterstützung des partizitiven Begleitprozesses von KWOplus. Wasser Energie Luft 102 (4)

Seber, G. A. F. (1965): A note on the multiple recapture census. Biometrika 52: 249-259.

Seber, G. & Le Cren E. (1967): Estimating population parameters from the catches large relative to the population. J. Anim. Ecol. 36: 631-643

Sempeski, P. & Gaudin P. (1995): Habitat selection by grayling ï II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. Journal of Fish Biology 47, Seiten 345 ï 349

Sempeski, P. & Gaudin P. (1995a): Size-related changes in diel distribution of young grayling (Thymallus thymallus). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52, Seiten 1842 ï 1848

Shaw, E. A. & Richardson J. S. (2001): Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemlages and rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) growth and survival. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Vol. 58:2213-2221

Sivertsen, S. (2009): Miljøbasert vannføring ï et FoU-program om vassdrag og miljø. NVE Fakta 4/2009. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo

Spindler, T., H. Wintersberger, N.Medgyesy & Mark W. (2002): Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer, Band I. Herausgegeben vom Tiroler Fischereiverband, Innsbruck

SPSS Inc. (2010): IBM SPSS Statistics 19 Algorithms. Chapter Nonparametric Tests Algorithms,641-670.

Steidl C. (2012): Das Makrozoobenthos in der Schwallstrecke der Enns. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur

Thompson, L. C., S. A. Hamilton, S. Chun, J. J. Cech Jr. & Klimley A. P. (2010): Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse. Environ Biol Fish 90 (3):253ï 261

Tritthart, M., C. Hauer, M. Liedermann & Habersack H. (2008): Computer-aided mesohabitat evaluation, part II ï model development and application in the restoration of a large river. In: Altinakar, M.S., Kokpinar, M.A., Darama, Y., Yegen, E.B., Harmancioglu, N. (Eds.), International Conference on Fluvial Hydraulics, 1885-1893

Troelstrup, N. & Hergenrader G. (1990): Effect of hydropower peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. Hydrobiologia 199: 217ï 228

Umweltinstitut des Landes Vorarlberg (2002): Fließgewässer in Vorarlberg, Gewässerinventar, Teil2: Strukturgüte der Fließgewässer im südlichen Vorarlberg, Stand 2001. Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 53, Bregenz

Unfer, G., C. Wiesner & Jungwirth M. (2004): Fischökologisches Monitoring im Rahmen des Life-Projekts ĂAuenverbund Obere Drauñ Endbericht; Studie im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung Abt. 18 ï Wasserwirtschaft

Unfer, G., M. Haslauer, C. Wiesner & Jungwirth M. (2011a): Endbericht zum Life-Projekt ĂLebensader Obere Drauñ, Fischökologisches Monitoring. Studie im Auftrag des Amts der Kärntner Landesregierung, Abt. 18 ï Wasserwirtschaft

Unfer, G., P. Leitner, W. Graf & Auer S. (2011): Der Einfluss von Schwallbetrieb auf den Fischbestand der Oberen Drau. BMLFUW, Wien, 255 S.

Valentin, S., Y. Souchon & Wasson J. G. (1994): Evaluation of hydropeaking effects on fish community and habitat. In Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Cowx I. (ed.). Fishing News Books, Blackwell: Oxford; 138

Vehanen, T., P. L. Bjerke, J. Heggenes, A. Huusko & Mäki-Petäys A. (2000): Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behaviour by juvenile brown trout in artificial flumes. Journal of Fish Biology 56: 923 ï 937

Vorarlberger Illwerke AG (2011): Stellungnahme zu den Berichten: Internationale Regierungskommission Alpenrhein Projektgruppe Gewässer und Fischökologie Bericht ĂTrübung und Schwall im Alpenrheinñ (Kurzfassung 2002) bzw. Fachbericht Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation

Waringer, J. A. (1989a): Resistance of a cased caddis larva to accidental entry into the drift: the contribution of active and passive elements. In: Freshwater Biology, Jg. 21, H. 3: 411ï 420

Waringer, J. A. (1989b): Life cycle, horizontal microdistribution and current resistance of Allogamus auricollis (Trichoptera: Limnephilidae) in an Austrian mountain brook. In: Freshwater Biology, Jg. 22, H. 2: 177ï 188.

Waringer, J. A. (1993): The drag coefficient of cased caddis larvae from running waters: experimental determination and ecological applications. In: Freshwater Biology, Jg. 29, H. 3: 419ï 427

Welcomme, R.L. (1983): River Basins. FAO Fisheries Technical Paper 202. http://www.fao.org/DOCREP/003/X6841E/X6841E04.HTM, Stand: 10.04.2012

Wimmer, R. & Moog, O. (1994): Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Monographien 51, 581 pp.

Woodin, R. M. (1984): Evaluation of salmon fry stranding induced by fluctuating hydroelectric discharge in the Skagit River 1980ï 1983. WDF, Technical Report 83

Young, P. S., J. J. Cech Jr & Thompson L. C. (2011): Hydropower ï related pulsed ï flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. Rev. Biol. Fischeries 21:713-731

Zelinka, M. & Marvan P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit der fließenden Gewässer. Arch. Hydrobiologie. 57: 389-407

Zwick, P. (1996): Variable egg development of Dinocras spp. (Plecoptera, Perlidae) and the stonefly seed bank theory. In: Freshw. Biol., Jg. 35, H. 1:81ï 100.

11 Glossar

Abflussregime	Charakteristischer Verlauf der saisonalen Abflüsse eines Fliessgewässers, der von meteorologischen Faktoren und den Eigenschaften des Einzugsgebietes abhängt.
Abflussschwankung/Ereignis	Zusammenhängende positive oder negative Abflussveränderung einer Pegelganglinie.
Abstiegsereignis	Zusammenhängende negative Abflussveränderung einer Pegelganglinie.
Amplitude ï Kennzahl 5	Differenz aus maximalem Abflusswert und minimalem Abflusswert eines An- oder Abstiegsereignisses.
Anstiegsereignis	Zusammenhängende positive Abflussveränderung einer Pegelganglinie.
Ausbauwassermenge - Hochwasserschutz	Für die Dimensionierung der Hochwasserschutzmassnahmen verwendete Abflusswassermenge.
Ausbauwassermenge - Wasserkraft	Maximale Wassermenge die bei einem Wasserkraftwerk zur Stromerzeugung durch die Turbinen abgeführt werden kann.
Besatz	Die Population von Tieren nach Neubesetzung eines Lebensraumes.
Blockwurf	Lage von lose geschichteten oder geschütteten Steinblöcken, die zur Ufer- oder Böschungssicherung dienen.
Buhne	Meist längliches Bauwerk, das vom Ufer her in ein Fliessgewässer gebaut wird und die Strömung gegen die Gewässermitte ablenkt. Die zwischen den einzelnen Buhnen liegenden Abschnitte werden als Buhnenfelder bezeichnet.
Damm, Hochwasserdamm	Künstliche Materialaufschüttung längs eines Fliessgewässers, die das dahinter liegende Land vor Überschwemmungen schützen soll.
Dauer ï Kennzahl 1	Zeitliche Ausdehnung eines Anstiegs- oder Abstiegsereignisses in der Einheit Zeitschritt (ts) (1ts ≙ 15 min).
Einzugsgebiet	Abgegrenztes Gebiet, aus dem sämtliches Wasser einem bestimmten Ort zufliesst. Die Begrenzung des Einzugsgebietes ist meist durch die topographische Wasserscheide gegeben.
Ereignishäufigkeit	Anzahl an An- oder Abstiegsereignissen in einer bestimmten Zeitspanne.

Erosion	Abtrag und Transport von Feststoffen (Boden- und Sohlenmaterial) durch fliessendes Wasser, Gletscher, Wind, Wellen usw. Man unterscheidet Tiefen- und Seitenerosion. Die Tiefenerosion wirkt in die Tiefe und schreitet flussaufwärts fort (rückschreitende Erosion). Die Seitenerosion wirkt in seitlicher Richtung durch Uferunterspülung. Neben der Geschwindigkeit des strömenden Wassers spielen bei der Erosion im Flussbett verschiedene andere Faktoren mit, so die Lagerungsdichte und der Zusammenhalt von Lockergesteinen. Ein Hochwasser kann eine sehr grosse Erosionswirkung aufweisen.
Feststofftransport	Fortbewegung von Feststoffen durch fliessendes Wasser oder einen Murgang.
Gerinne	Natürlicher oder künstlicher Geländeabschnitt, der zeitweise oder ständig fliessendes Wasser enthält. Das Gerinne umfasst die beiden Ufer und die Sohle.
Geschiebe	Das Geschiebe besteht aus einer Sand-Kies-Mischung, die auf der Gerinnesohle mitgeführt wird. Der Flusslauf wird wesentlich durch den Geschiebetransport geprägt.
Geschiebetransport	Feststoffmenge (Kies-Sand), die in der Zeiteinheit durch den gesamten Gewässerquerschnitt transportiert wird.
Grenzkurve GK_6	Zur Kategorisierung von Abflussschwankungen angewandte einzugsgebietsgrößenabhängige Grenzwertdefinition im Bezug zur mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit von An- oder Abstiegsereignissen natürlicher Abflussschwankungen.
Habitat	Lebensraum bestimmter Beschaffenheit und Lokalität (auch: Lebensraum einer Art oder eines Organismus).
Hydrologie	Wissenschaft, die sich mit dem Vorkommen, der Zirkulation, der Verteilung und den Eigenschaften von Wasser über, auf und unter der Erdoberfläche sowie seinen Wechselbeziehungen mit der Umwelt befasst.
Intensität	Wertbezogene Kennzahlausprägung der Kennzahlen 1-5 ï Intensität steigt mit steigendem Kennzahlwert
Kolmatierung, Kolmation	Abdichtung der Fluss- oder Bachsohle mit Schwebstoffen. Feinkörnige Feststoffablagerungen, die die Versickerung in der Gewässersohle verhindern.

Leitbild	wahrnehmungs-, denk-, entscheidungs- und verhaltensanleitende Grundvorstellung in der Gesellschaft; ein Leitbild beschreibt die gewünschte Entwicklungsrichtung eines Gesamtsystems.
maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit ï Kennzahl 4	Abflussänderungsgeschwindigkeit im Zeitschritt mit größter Abflussdifferenz eines An- oder Abstiegsereignisses
mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit ï Kennzahl 3	Quotient aus Kennzahl 5 ï Amplitude und Kennzahl 1 ï Dauer.
NGP	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan ï flussgebietsbezogene Planung auf der Grundlage der EU-Wasserrahmenrichtlinie ï 2009 veröffenlicht (BMLUFW).
Ökologische Funktionsfähigkeit	Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenem Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des Gewässertyps.
Pegelganglinie	Ergebnis von laufenden Wasserstand- bzw. Abflussmessungen einer Pegelstation - Zeitreihe des Pegelstandes bzw. Abflusses
Pot_Schwall ï Kategorie	Kategorie welche aufgrund der hohen Intensität der jeweiligen Abflussschwankungen zum überwiegenden Anteil anthropogen erzeugte Abflussschwankungen erfasst. (bei Referenzpegel: Kategorie welche natürliche Abflussschwankungen erfasst, die anhand der Intensität mit anthropogen erzeugten Abflussschwankungen vergleichbar sind und im Mittel jährlich 15 An- oder Abstiegsereigisse enthält).
potentielles Schwallereignis	Mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit anthropogen erzeugtes An- oder Abstiegsereignis hoher Intensität(bei Referenpegel: Abflussschwankung welche ahand der Intensität mit anthropogen erzeugten Abflussschwankungen vergleichbar ist).
Referenzpegel	Pegelstation außerhalb einer Gewässerstrecke mit bekannter Schwallbelastung (NGP, 2009).
Restwassermenge	Abflussmenge, die nach einer oder mehreren Entnahmen von Wasser im Gerinne verbleibt.
Restwasserstrecke	Streckenabschnitt eines Fliessgewässers, in dem nur die Restwassermenge fliesst.
Retention	Verminderung der mittleren und maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeit bzw. der Amplitude von An- oder Abstiegsereignissen entlang von frei fließenden Gewässerstrecken (fließende Retetion) oder durch die Passage von künstlichen

	(Rückhaltebecken, Ausgleichsbecken) bzw. natürlichen (Seen) Becken (stehende Retention).
Schwall	Anthropogen erzeugtes Anstiegsereignis der Abflussganglinie.
Schwallabfluss	Maximaler Abflusswert eines anthropogen erzeugten Anstiegsereignisses und der darauf folgenden Zeitspanne ohne Abstiegsereignis.
Schwallindex	Anzahl der Schwälle eines bestimmten Zeitintervalles (zB ein Jahr) multipliziert mit dem mittleren Sunk-Schwall-Verhältnis der Klasse 5
Schwallindex - Nacht	Anzahl der Schwälle eines bestimmten Zeitintervalles (zB ein Jahr) bei Nacht multipliziert mit dem mittleren Sunk-Schwall-Verhältnis der Klasse 5
Schwallpegel	Pegelstation in einer Gewässerstrecke mit bekannter Schwallbelastung (NGP, 2009).
Schwebstoffe	Feststoffe (Holzstücke, Blätter, Pflanzenreste), die vom fliessenden Wasser über einen längeren Zeitraum schwebend mitgeführt werden, ohne die Gewässersohle zu berühren.
spezifische Breitenänderung	Zu erwartende mittlere Breitenänderung einer Gewässerstrecke bei einer Abflussveränderung von 1 m^3/s.
spezifische Tiefenänderung	Zu erwartende mittlere Tiefenänderung einer Gewässerstrecke bei einer Abflussveränderung von 1 m^3/s.
Störwellen	Anthropogen erzeugte Abflussschwankungen mit im Vergleich zu Hochwasserwellen kleinen Amplituden, jedoch geringer bis mittlerer mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit ï Störwellen können beispielsweise durch Manipulation von Wehranlagen oder Veränderungen des Turbinendurchflusses von Laufkraftwerken und durch Wasserabgaben von Kläranlagen entstehen.
SUB1 ï Kategorie	Kategorie welche Abflussschwankungen mittlerer Intensität erfasst.
SUB2 ï Kategorie	Kategorie welche Abflusschwankungen mit geringer Intensität erfasst.
Sunk	Anthropogen erzeugtes Abstiegsereignis der Abflussganglinie.
Sunkabfluss	Minimaler Abflusswert eines anthropogen erzeugten Abstiegsereignisses und der darauf folgenden Zeitspanne ohne Anstiegsereignis.
Sunk-Schwall-Verhältnis ï Kennzahl 2	Quotient aus maximalem Abflusswert und minimalem Abflusswert eines An- oder Abstiegsereignisses.
Welle	Abfolge eines Anstiegsereignisses und des

	darauffolgenden Abstiegsereignis.
Zeitschritt (ts)	Dem Messintervall entsprechende Zeitspanne zwischen zwei aufeinanderfolgenden Abflussmessungen einer Pegelstation (1ts ≙ 15 min).

lebensministerium.at