



Fürstentum Liechtenstein

Vorarlberg

Graubünden

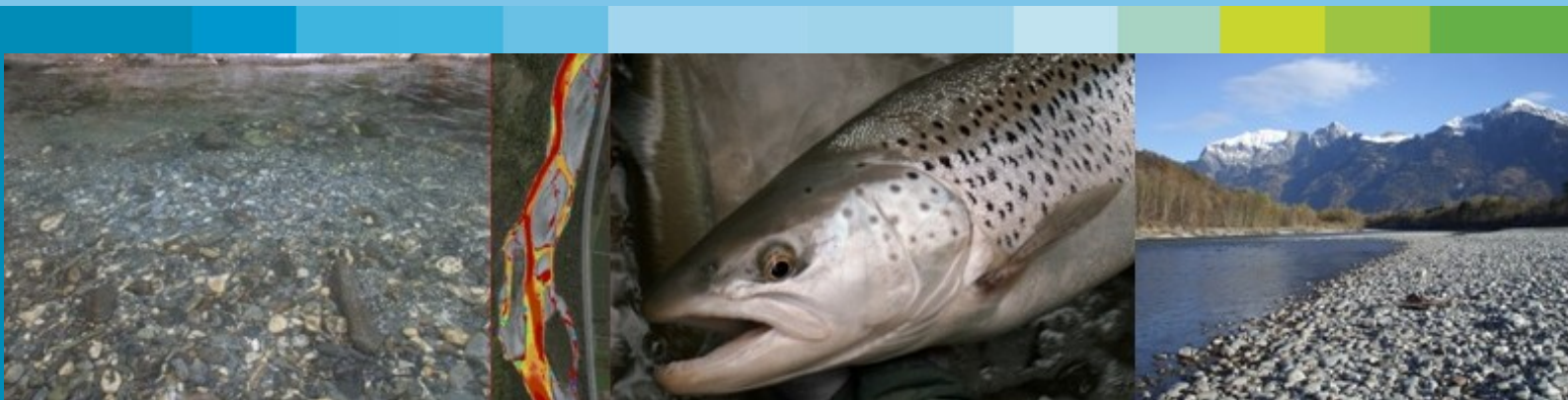
St. Gallen

Internationale Rheinregulierung

Alpenrhein

D6 Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile

Arbeitspaket 2 - Adaptierung der Präferenzkurven,
Definition von Eingangsparametern für die
Habitatmodellierung



Zukunft Alpenrhein

Eine Initiative der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA)
und der Internationalen Rheinregulierung (IRR)

Alpenrhein D6

Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für
unterschiedliche Anforderungsprofile

Arbeitspaket 2 – Adaptierung der Präferenzkurven, Definition von Eingangsparametern für die Habitatmodellierung

Auftraggeber:

IRKA

Internationale Regierungskommission Alpenrhein

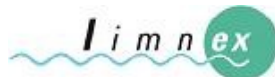
Mit Unterstützung von:

Internationale Rheinregulierung; Bundesamt für Umwelt; Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

Auftragnehmer:



ezb – TB Eberstaller GmbH
Schopenhauerstrasse
82/12
A-1180 Wien



Limnex AG
Schaffhauserstrasse 343
CH – 8050 Zürich



sje - Schneider & Jorde
Ecological Engineering
GmbH
Viereichenweg 12,
D-70569 Stuttgart

Bearbeitung:

DI Dr Jürgen Eberstaller, DI Christian Frangez / ezb – TB Eberstaller GmbH

Peter Baumann, dipl. phil II / Limnex AG

Dr.-Ing. Matthias Schneider, Dr.-Ing. Ianina Kopecki, M. Sc / sje Schneider & Jorde Ecological
Engineering GmbH

Wien-Zürich-Stuttgart, 14.02.2012

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	8
2	Einleitung	9
3	Alpenrhein – Charakteristik, ökologische Beeinträchtigungen	11
3.1	Referenz- und Zielzustand	12
3.1.1	Referenzzustand Hydrologie	12
3.1.2	Referenzzustand Morphologie	17
3.1.3	Referenzzustand Gewässerökologie - Allgemeine Typisierung des Alpenrheins nach WRRL	22
3.1.4	Gewässertypische Fischfauna – Leitbild	23
3.1.5	Referenzzustand Phyto- und Makrozoobenthos	27
3.2	Aktuelle Situation - Defizite	29
3.2.1	Defizite Hydrologie	29
3.2.2	Defizite Morphologie	30
3.2.3	Defizite Gewässer- und Fischökologie	32
4	Modellierung mit CASiMiR (siehe auch Bericht zu AP5)	34
4.1	Methodik (siehe auch Bericht zu AP5)	34
4.1.1	Allgemeines	34
4.1.2	Modellierungsprinzip	35
4.1.3	Fuzzy-Logik	35
4.1.4	Vorgangsweise bei der Bestimmung geeigneter Jungfisch- bzw. Laichhabitate über semiquantitative fuzzy logic-Regeln	37
4.2	Bach-/Seeforelle (<i>Salmo trutta</i>) als Indikatorfischart	41
4.2.1	Allgemeines über Bach-/Seeforelle (<i>Salmo trutta</i>)	41
4.2.2	Aktuelle Situation der Bodensee-Seeforelle	43
4.3	Modellierungsregeln Laichhabitate/Reproduktion	46
4.3.1	Mögliche Schadensfaktoren der Reproduktion der Bach-/Seeforelle durch den Abflussschwall	46
4.3.2	Festlegung der geeigneten Laichhabitate für unterschiedliche Abflüsse der jeweiligen Schwallganglinie	48
4.3.3	Beurteilung der Schädigungs-/Gefährdungswahrscheinlichkeit Laichplätze durch schwallbedingte Einflussfaktoren	58
4.3.4	Beurteilung der „Gesamtnutzbarkeit der Laichplätze = Effektiver Lebensraum“	64
4.4	Modellierungsregeln Jungfischhabitate	65
4.4.1	Mögliche Schadensfaktoren der Jungfische von Bach-/Seeforelle durch den Abflussschwall	65
4.4.2	Festlegung der geeigneten Jungfischhabitate für unterschiedliche Abflüsse der jeweiligen Schwallganglinie	66
4.4.3	Beurteilung der Schädigungs-/Gefährdungswahrscheinlichkeit durch schwallbedingte Einflussfaktoren	73

4.4.4	Basishabitateignung und Gefährdung Jungfische - Beurteilung der Gesamtnutzbarkeit der Jungfischhabitate = „Effektiver Lebensraum“	87
4.5	Eigene Aufnahmen und Validierung	88
4.5.1	Laichplätze - Mastrils	88
4.5.2	Jungfische bzw. Jungfischhabitate	91
4.5.3	Validierung	94
4.6	Charakterisierung von bedeutenden Habitaten	97
5	Makrozoobenthos	100
5.1	Einleitung	100
5.2	Erstellung der Fuzzy-Mengen und –Regeln	101
6	Literaturverzeichnis	105
7	Anhang	115

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersichtskarte Alpenrhein mit den drei Untersuchungsabschnitten (in blau) Mastrils, Buchs und Koblach (verändert nach Eberstaller et al., 2007).....	11
Abb. 2: Mittlere Tagesmittel Rhein Domat/Ems vor (1899-1953 ohne 1907, 1908, 1909) und nach (1969-2008) Inbetriebnahme der großen Speicherseen im Einzugsgebiet oberhalb von Domat/Ems.16	
Abb. 3: Verzweigungsstrecke des Hinterrheins in der Rhäzünser Aue bei Niederwasser. Deutlich sind der Hauptarm sowie die Seitenarme erkennbar.....	20
Abb. 4: Fuzzy-logisches Modellierungsprinzip von CASiMiR-Fish	36
Abb. 5: Beispiel Fuzzy-Menge Fließgeschwindigkeit	38
Abb. 6: Beispiel Defuzzifizierung	39
Abb. 7: Fuzzyset-Fließgeschwindigkeit - Laichplatz.....	54
Abb. 8: Fuzzyset-Wassertiefe - Laichplatz	54
Abb. 9: Fuzzyset-Substrat - Laichplatz	54
Abb. 10: Fuzzyset-Habitateignung (Habitat Suitability Index / HSI) - Laichplatz.....	54
Abb. 11: Fuzzyset-Wassertiefe – Laichplatz Trockenfallen	59
Abb. 12: Fuzzyset-BSI – Laichplatz Trockenfallen.....	59
Abb. 13: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Trockenfallen (HSI) - Laichplatz	59
Abb. 14: Fuzzyset-Sohlschubspannung - Laichplatz	62
Abb. 15: Fuzzyset-Basishabitateignung - Laichplatz.....	62
Abb. 16: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Erosion (HSI) - Laichplatz	62
Abb. 17: Beispiel Berechnung „Effektive Lebensraumeignung“ – AP3 (beige: Bereiche mit Basishabitateignung <0,3)	64
Abb. 18: Fuzzyset-Fließgeschwindigkeit - Jungfische Basishabitateignung	70
Abb. 19: Fuzzyset-Wassertiefe - Jungfische Basishabitateignung.....	70
Abb. 20: Fuzzyset-Substrat – Jungfische Basishabitateignung	70
Abb. 21: Fuzzyset-Basishabitateignung (BSI) - Jungfische.....	70
Abb. 22: Fuzzyset-WSP-Änderung – Gefährdung Stranden Jungfische	80
Abb. 23: Fuzzyset-Wassertiefe – Gefährdung Stranden Jungfische.....	80
Abb. 24: Fuzzyset-Substrat – Gefährdung Stranden Jungfische.....	80
Abb. 25: Fuzzyset Basishabitateignung - Jungfische	80
Abb. 26: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Stranden Jungfische (HSI)	80
Abb. 27: Fuzzyset-WSP-Änderung – Gefährdung Stranden Jungfische	84
Abb. 28: Fuzzyset-Sohlschubspannung – Gefährdung Drift Jungfische	84
Abb. 29: Fuzzyset Basishabitateignung - Jungfische	84
Abb. 30: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Drift Jungfische (HSI).....	84

Abb. 31: Nachgewiesene Laichplätze bzw. vermessene Laichgruben – Mastrilser Auen	88
Abb. 32: Nachgewiesene Laichplätze Mastrils- erhobene Wassertiefen über Laichgrube (mittlere schwarze Linie = Median 33,5 cm)	89
Abb. 33: Nachgewiesene Laichplätze mittlere Fließgeschwindigkeit über Laichgrube (mittlere schwarze Linie = Median 0,33 m/s)	89
Abb. 34: Nachgewiesene Laichplätze – Dominierendes Substrat	89
Abb. 35: Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 07.11.2009 14.27	90
Abb. 36: Detail Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 07.11.2009 14.27	90
Abb. 37: Trockengefallener Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 08.11.2009 12.03	91
Abb. 38: Detail Trockengefallener Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 08.11.2009 12.03	91
Abb. 39: Nachgewiesene Bachforellen Fischpunkte – Mastrilser Auen	92
Abb. 40: Fischpunkte Mastrils - erhobene Wassertiefen (mittlere schwarze Linie = Median 24,0 cm)	93
Abb. 41: Fischpunkte Mastrils - mittlere Fließgeschwindigkeit (mittlere schwarze Linie = Median 0,04 m/s)	93
Abb. 42: Fischpunkte Mastrils – Dominierendes Substrat	93
Abb. 43: Fischpunkte Mastrils – mittlere Fischlänge	93
Abb. 44: „Effektive Lebensraumeignung“ Bachforellen Laichplätze – Mastrilser Auen	95
Abb. 45: Basishabitateignung Bachforellen Jungfische – Mastrilser Auen	96
Abb. 46: Veränderung der Breiten- und Höhenlage linker Seitenarm Mastrils 1973 -2005 (aus ecowert und Hunziker, Zarn & Partner AG, 2010)	98
Abb. 47: Beispiel für Morphologie-Einteilung der Strecke Mastrils für AP0 (Ist-Zustand)	99
Abb. 48: Zuordnung der Messwerte von drei der vier im Modell Casimir berücksichtigten Umweltfaktoren zu den Bereichen (Fuzzy-Mengen) sehr tief (VL), tief (L), mittel (M), hoch (H) und sehr hoch (VH). Dass die größte Substratklasse 9 (Fels) scheinbar widersprüchlich als VL klassiert wird, ist aus derselben Einstufung für die Fische übernommen. Weitere Einzelheiten siehe im Text.	102
Abb. 49: Austausch von Informationen zwischen dem Bereich Makro-zoobenthos von AP 2 und der Habitat-modellierung mittels Casimir in AP 5. Die Optimierung des Habitatmodells erfolgt in erster Linie durch Eichung (Kalibrierung) anhand der Felddaten.	103
Abb. 50: Beziehung zwischen Schwebstoff-Konzentration und Abfluss (Q-C-Diagramm) für die Zeit der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.1999. Dargestellt sind Sammel- und Stichproben aus dem Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen. TG = Trockengewicht. Abbildung aus LIMNEX (2001).	123

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Historische Fischartengemeinschaft Alpenrhein (verändert nach Eberstaller et al., 1997).	23
Tab. 2: Fischökologisches Leitbild Alpenrhein nach Abschnitten.....	26
Tab. 3: Fuzzyset Kolmationszuordnung-Laichplatz Bach-/Seeforelle der Kolmationsgefährdung Stufen nach SCHÄLCHLI et al. (2011)	55
Tab. 4: Fuzzyset Unterstandszuordnung Jungfische	71
Tab. 5: Fuzzyset Ausformung und Struktur Schotterbank Bach-/Seeforelle.....	81
Tab. 6: Fuzzyset Ausformung Schotterbank Bach-/Seeforelle	85
Tab. 7: Fuzzyset Unterstandszuordnung Jungfische	85
Tab. 8: Umrechnung der Bereiche, welche die Ausprägung der berücksichtigten Umweltfaktoren umschreiben (Fuzzy-Mengen), in jene Eignungswerte, welche die Präferenzen des Makrozoobenthos für die entsprechenden Tiefen, Strömungs-, Substrat- und Kolmationsverhältnisse wiedergeben. Einzelheiten siehe im Text.....	103
Tab. 9: Fuzzy-Regeln für die Ermittlung des Eignungsindex' SI aus den Eignungswerten der berücksichtigten Umweltfaktoren Wassertiefe (d), mittlere Fliessgeschwindigkeit (Strömung, v), dominantes Substrat (Korngrössen, S) sowie innere Kolmation (K). Für die Abkürzungen der Eignungswerte siehe Tab. 8. Lesebeispiel (1. Zeile): Wenn Wassertiefe = Medium <i>und</i> Strömung = Medium <i>und</i> Korngrösse = High <i>und</i> Kolma-tion = Low, <i>dann</i> ist Eignung Very High. Neben den in der Tabelle aufgeführten Kombinationen mit einem SI von VH, H oder M gibt es noch weitere 263 mögliche, in der Tabelle nicht aufgeführte Kombinationen mit geringer Habitateignung für das Makrozoobenthos (SI = Low).....	104
Tab. 10: Verwendete Substratklassen.....	115
Tab. 11: Fuzzyregeln Basishabitateignung – Laichplatz Bach-/Seeforelle.....	116
Tab. 12: Fuzzyregeln Gefährdung Trockenfallen – Laichplatz Bach-/Seeforelle	117
Tab. 13: Fuzzyregeln Gefährdung Erosion – Laichplatz Bach-/Seeforelle	117
Tab. 14: Fuzzyregeln Basishabitateignung Jungfische Bach-/Seeforelle.....	118
Tab. 15: Fuzzyregeln Gefährdung Stranden – Jungfische Bach-/Seeforelle.....	120
Tab. 16: Fuzzyregeln Gefährdung Drift – Jungfische Bach-/Seeforelle	122

1 Zusammenfassung

Das Projekt D6 „Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile mittels Modellierung“ soll eine fachlich fundierte Entscheidungsgrundlage vorlegen, welche die Basis für nachhaltige Strategien der Optimierung von Schwall/Sunk-Ganglinien am Alpenrhein unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Interessen bildet.

Im Rahmen des Projektes werden neben der aktuellen Situation (AP 0) insgesamt vier unterschiedlich stark gedämpfte Schwall/Sunk-Tagesganglinien (AP 1 - 4) im Winter bei Niederwasserabfluss betrachtet. Weiters wird als Bezugsmaßstab der Zustand vor Speichererrichtung mit natürlicher Morphologie anhand der Verhältnisse in Mastrils betrachtet (AP 0a). Um die durchschnittlichen Verhältnisse, welche über den gesamten Winter herrschen, abschätzen zu können, wurde auch ein Szenario mit dem mittleren Winterabfluss modelliert (AP 4a - siehe Ausführungen in AP 1+). An drei charakteristischen Morphologien am Alpenrhein (naturnahe Mastrilser Rheinauen, alternierende Kiesbänke im Bereich von Buchs und Internationale Strecke) werden die sich einstellenden hydraulischen Verhältnisse berechnet. Darauf aufbauend werden mittels biotischer Habitatmodellierung die resultierenden Lebensraumverhältnisse für die Indikatorfischart Bach-/Seeforelle und die Bodenfauna modelliert. Als Endergebnis können für die unterschiedlich stark gedämpften Schwall/Sunk-Tagesganglinien die erreichbaren ökologischen Verbesserungen quantifiziert werden. Außerdem können die Einflüsse der unterschiedlichen Morphologien entlang des Alpenrheins aufgezeigt und Empfehlungen für morphologische Verbesserungen in den einzelnen Gewässerstrecken formuliert werden.

Im vorliegenden Arbeitspaket 2 werden für die Stadien der ausgewählte Indikatorfischart (Bach-/Seeforelle), welche am sensibelsten auf Abflussschwall reagieren - Laichplätze/Eier und Jungfische -, sowie für die Bodenfauna (Makrozoobenthos) sogenannte Präferenzkurven/Fuzzy-logic Regeln definiert. Diese legen für jeden Punkt im Gewässer für eine bestimmte Abflusssituation die Lebensraumeignung als Kombination der wesentlichen abiotischen Parameter wie Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat, Strukturausstattung etc. fest. Aufgrund der starken täglichen Abflussschwankungen sind für die Lebensraumeignung neben der „Basishabitateignung beim jeweiligen Abfluss“ auch die Gefährdung durch den Schwallanstieg sowie den Schwallrückgang wesentlich. Die effektive Lebensraumeignung wird im Anschluss über die gesamte Tagesganglinie ermittelt. Als Modellierungszeitpunkt werden die winterlichen Niederwasserverhältnisse herangezogen, da hier die größten relativen täglichen Abflussschwankungen vorliegen und die sensibelsten Lebensstadien der Indikatorart Bach-/Seeforelle in diesen Zeitraum fallen. Die Fuzzy-logic-Regeln werden anhand von Literaturdaten sowie aufgrund eigener Erhebungen an die speziellen Verhältnisse im Alpenrhein angepasst.

2 Einleitung

Die gesamte Strecke des Alpenrheins weist im aktuellen Zustand sowohl in morphologischer als auch hydrologischer Hinsicht große Unterschiede gegenüber der ursprünglichen Charakteristik auf. Anthropogene Eingriffe wie Regulierungs- und Verbauungsmaßnahmen haben den Alpenrhein weitgehend seiner ursprünglichen Strukturvielfalt beraubt und ihn über weite Abschnitte zu einem monotonen Einbettgerinne gemacht. Der gesamte Alpenrhein ist geprägt von künstlich erzeugten, tagesrhythmischen Abflussschwankungen, welche flussab von Kraftwerkszentralen auf die intermittierende Abarbeitung von gespeichertem Wasser zur Deckung des Spitzenbedarfes von Strom zurückzuführen sind. Im Einzugsgebiet befinden sich 40 Stau- und Kraftwerkszentralen.

Eine hydrologisch unbeeinflusste Referenzstrecke existiert nicht. Der Abfluss und dessen zeitliche Veränderung (Abflussregime) wird von POFF et al. (1997) zu den hauptsächlichen Einflussfaktoren gezählt, welche die abiotischen und biotischen Vorgänge in Fließgewässern steuern und damit auch die ökologische Qualität bzw. Funktionsfähigkeit eines Gewässers maßgeblich bestimmen. Die Prozesse, welche von Schwall/Sunk-Abflüssen beeinflusst werden, sowie deren Auswirkungen auf die Gewässerökologie sind in ihren Grundzügen weitgehend bekannt. Für die Festlegung von nachhaltigen Strategien beim Umgang mit Schwall/Sunk unter der Berücksichtigung von ökologischen und ökonomischen Interessen bedarf es aber vertiefender, vor allem quantitativer Betrachtungen. Für die Analyse der ökologischen Auswirkungen sind dabei die Wechselwirkungen zwischen veränderten Schwall-Sunk-Ganglinien und unterschiedlichen Flussmorphologien eingehend zu untersuchen.

Das Projekt D6 „Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile mittels Modellierung“ soll eine fachlich fundierte Entscheidungsgrundlage vorlegen, welche die Basis für nachhaltige Strategien der Optimierung von Schwall/Sunk-Ganglinien am Alpenrhein unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Interessen bildet.

Im Rahmen des Projektes werden neben der aktuellen Situation (AP 0) insgesamt 4 unterschiedlich stark gedämpfte Schwall/Sunk-Tagesganglinien (Anforderungsprofile 1-4) im Winter bei Niederwasserabfluss betrachtet. Weiters wird als Bezugsmaßstab der Zustand vor Speichererrichtung mit natürlicher Morphologie anhand der Verhältnisse in Mastrils betrachtet (AP 0a). Um die durchschnittlichen Verhältnisse, welche über den gesamten Winter herrschen, abschätzen zu können, wurde auch ein Szenario mit dem mittleren Winterabfluss modelliert (AP 4a). An drei charakteristischen Morphologien am Alpenrhein (naturnahe Mastrilser Rheinauen, alternierende Kiesbänke im Bereich Buchs und Internationale Strecke) werden die sich einstellenden hydraulischen Verhältnisse berechnet.

Darauf aufbauend werden mittels biotischer Habitatmodellierung die resultierenden Lebensraumverhältnisse für die Indikatorfischart Bach-/Seeforelle und die Bodenfauna modelliert. Als Endergebnis können für die unterschiedlich stark gedämpften Schwall/Sunk-Tagesganglinien die erreichbaren ökologischen Verbesserungen quantifiziert werden.

Im vorliegenden Arbeitspaket 2 werden für die ausgewählte Indikatorfischart (Bach/Seeforelle) für die hinsichtlich Abflussschwall sensibelsten Stadien Laichplätze/Eier und Jungfische sowie die Bodenfauna (Makrozoobenthos) sogenannte Präferenzkurven/Fuzzy-logic Regeln definiert. Diese legen für jeden Punkt im Gewässer für eine bestimmte Abflusssituation die Lebensraumeignung als Kombination der wesentlichen abiotischen Parameter wie Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat, Strukturausstattung etc. fest. Die Fuzzy-logic-Regeln werden anhand von Literaturdaten und mittels eigener Erhebungen an die speziellen Verhältnisse im Alpenrhein angepasst.

Als Modellierungszeitpunkt werden die winterlichen Niederwasserverhältnisse herangezogen, da in diesem Zeitraum die größten relativen täglichen Abflussschwankungen auftreten und die sensibelsten Lebensstadien der Indikatorart Bach-/Seeforelle in diesen Zeitraum vorkommen.

Aufgrund der starken täglichen Abflussschwankungen sind für die Lebensraumeignung neben der „Basishabitateignung beim jeweiligen Abfluss“ auch die Gefährdung durch den Schwallanstieg sowie den Sunkrückgang wesentlich. Für die Berechnung und Darstellung der Gefährdungswahrscheinlichkeit für Laichplätze/Eier und Jungfische sowie die Bodenfauna durch Schwall bedingte Einflüsse werden entsprechende Gefährdungskurven mit maßgebenden, der Literatur entnommenen Faktoren ermittelt. Aufbauend auf diese Fuzzy-logic-Regeln erfolgt im Arbeitspaket 5 unter Einarbeitung der Ergebnisse von AP 3 (Vermessung) und AP 4 (Hydraulik) die Ausweisung geeigneter Jungfisch- bzw. Laichhabitate (Basishabitateignung) für charakteristische Abflüsse. Dazu wird für jedes der sechs Abflussschwallsszenarien (AP 0, 1, 2, 3, 4 und 4a) und für den Referenzzustand (AP 0a) in Mastrils die jeweilige Tagesganglinie in 10 min Schritte unterteilt. Für jeden dieser Zeitschritte werden im Anschluss die auftretenden Gefährdungswahrscheinlichkeiten für Laichplätze/Eier und Jungfische sowie die Bodenfauna berechnet. Die daraus ermittelte effektive Lebensraumeignung wird als Endergebnis über die gesamte Tagesganglinie der sechs bzw. sieben Abflussschwallsszenarien integriert.

Das Ziel des gegenständlichen Projektes ist eine für den Alpenrhein spezifische Quantifizierung der Auswirkungen des Schwalls und eine Ableitung von Toleranzbereichen für Schwall-/Sunk-Ereignisse bei unterschiedlichen Morphologien im Hinblick auf gewässerökologische Fragestellungen (Habitateignung). Außerdem werden aufgrund des Vergleichs unterschiedlicher Morphologien entlang des Alpenrheins Empfehlungen für morphologische Verbesserungen in den einzelnen Gewässerstrecken formuliert.

3 Alpenrhein – Charakteristik, ökologische Beeinträchtigungen

Als Alpenrhein wird der Abschnitt des Rheins ab dem Zusammenfluss von Vorder- und Hinterrhein bis zur Mündung in den Bodensee bezeichnet. Vorder- und Hinterrhein vereinigen sich bei Reichenau zum Alpenrhein, welcher nach ca. 93 km in den Bodensee einmündet (Abb. 1).

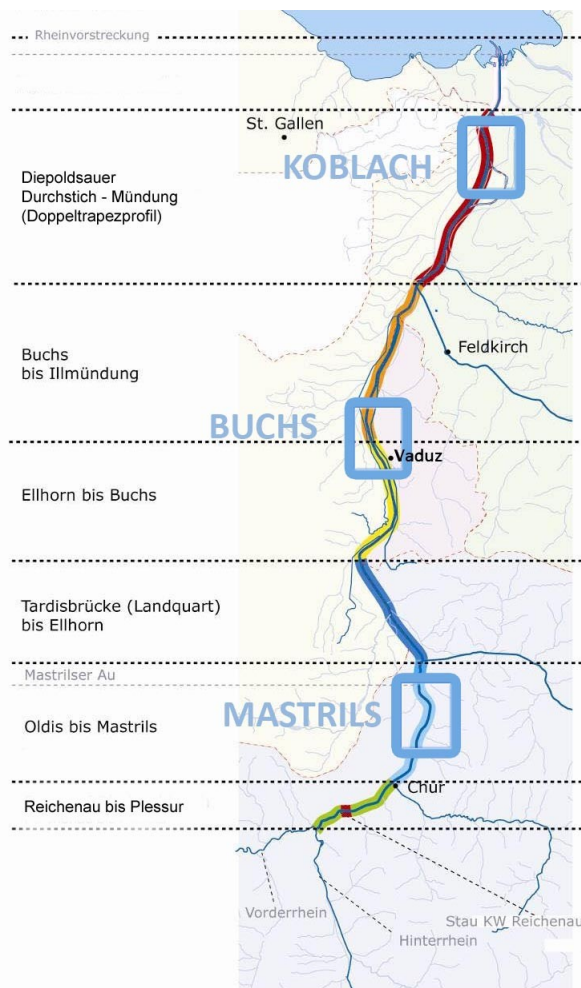


Abb. 1: Übersichtskarte Alpenrhein mit den drei Untersuchungsabschnitten (in blau) Mastrils, Buchs und Koblach (verändert nach Eberstaller et al., 2007)

Der ursprünglich breit im Talboden furkierende Alpenrhein ist heute fast durchgehend durch Hochwasserdämme reguliert. Über den größten Teil des Verlaufes des Alpenrheins dominieren blockwurfgesicherte Ufer das Erscheinungsbild. Mit Ausnahme der Verzweigung von Oldis und der naturnahen Strecke in den Mastrilser Auen liegt das Flussbett linear und entgegen dem natürlichen Gewässertyp unverzweigt vor. Betrachtet man das untersuchte Gebiet, so lassen sich folgende charakteristische Abschnitte unterscheiden:

Der oberste Abschnitt ist durch das KW Reichenau geprägt (Stau bzw. Restwasser-Strecke). Flussab bis zur Landquartmündung schließt der derzeit noch strukturreichste Bereich des Alpenrheins an. Hier liegt mit den Mastrilser Auen der einzige naturnahe Abschnitt. In dem breiten Gewässerbett können sich Kiesbänke und Verzweigungen entsprechend der Flusssdynamik frei entwickeln.

Die Ausformung der Kiesbänke ist vielfältig und umfasst flache und steile Kiesbankbereiche mit heterogenen Strömungs-Verhältnissen.

Von der Einmündung der Landquart flussab bis zur Illmündung ist das Flussbett des Alpenrheins durch alternierende Kiesbänke geprägt, die in diesem Abschnitt die einzigen Flussbettstrukturen darstellen. Der flussab anschließende Abschnitt bis zur Mündung in den Bodensee, die „Internationale Strecke“, ist als Doppeltrapezprofil mit ca. 100 m breiten Vorländern ausgebildet. Der Alpenrhein verläuft hier in einem monotonen, geradlinigen Bett mit durchgehend blockwurfgesicherten Ufern. Sowohl Kiesbänke als auch andere ökologisch wertvolle Strukturen fehlen hier gänzlich.

3.1 Referenz- und Zielzustand

Große Teile der Kapitel 3.1 und 3.2 sind den IRKA Projekten „Gewässer- und Fischökologisches Konzept“ (EBERSTALLER, et al., 1997), „Entwicklungskonzept Alpenrhein“ (ZARN, et al., 2005) und „Fischökologische Bestandesaufnahme Alpenrhein 2005“ (EBERSTALLER et al., 2007), teilweise gekürzt und ergänzt, entnommen.

3.1.1 Referenzzustand Hydrologie

Im Alpenrhein sind verschiedene Regimetypen anzutreffen. Das dominante, nivale Abflussregime wird vom pluvialen Typ überlagert. Die Gletscher sind wegen der im Vergleich zum gesamten Einzugsgebiet kleinen Ausdehnung von untergeordneter Bedeutung.

Der Referenzzustand ist gekennzeichnet durch erhöhte Abflüsse im Sommerhalbjahr. Häufig kann im Juni ein ausgeprägtes Abflussmaximum beobachtet werden. Demgegenüber ist das Winterhalbjahr durch oft lang andauernde Niederwasserabflüsse geprägt. Deutlich erhöhte Abflüsse (bis maximal ca. MQ) treten im Winter normalerweise nur selten auf, eigentliche Hochwässer sind noch seltener (vgl. Bericht AP1+).

Von LIMNEX (2007) sind detaillierte Auswertungen der Abflussverhältnisse im Alpenrhein zwischen 1910 und 1950, also noch vor Inbetriebnahme der großen Speicherkraftwerke, durchgeführt worden. Daraus ergibt sich, dass die Wasserführung im Hochwinter während insgesamt gut zweier Monate (Q_{300}) auf der Strecke von Domat/Ems bis Landquart unter $35 \text{ m}^3/\text{s}$, von Landquart bis zur Illmündung unter $45 \text{ m}^3/\text{s}$ und von der Illmündung bis zum Bodensee unter $75 \text{ m}^3/\text{s}$ blieb.

Derart tiefe Werte werden heute nur noch an wenigen Tagen im Jahr erreicht, liegen sie doch nahe beim aktuellen Q_{347} . Die winterliche Niedrigwasserperiode wurde natürlicherweise nur gelegentlich durch erhöhte Abflüsse unterbrochen. Das von LIMNEX (2007) berechnete, sogenannte $Q_{\text{winterhoch}}$ bezeichnet jene Wasserführung, die vor 1950 an 5% aller Tage der drei Wintermonate von Dezember bis Februar (d.h. an 4.5 von 90 Tagen) erreicht oder überschritten wurde. Die entsprechenden Werte (Tagesmittel) betragen von Domat/Ems bis Landquart $61 \text{ m}^3/\text{s}$, von Landquart bis zur Illmündung $70 \text{ m}^3/\text{s}$ und von der Illmündung bis zum Bodensee $136 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese Abflüsse, die im Referenzzustand während des Winters somit nur ausnahmsweise herrschten, liegen immerhin noch um einen Faktor von ca. 1.7 bis 2.2 unter dem Jahresmittel (MQ) und um ca. 2.1 bis 3.0 unter dem heutigen Schwallabfluss der jeweiligen Strecken (Siehe Bericht zu AP 1+).

Insbesondere dieser **winterlichen Niedrigwassersituation** kommt aus gewässerökologischer Sicht eine wesentliche Rolle, da diese Phase für viele Organismen eine entscheidende Entwicklungsperiode darstellt. Beispielsweise verläuft über das Winterhalbjahr sowohl die Hauptentwicklung des Makrozoobenthos als auch die Embryonalentwicklung der im Herbst/Winter abgelegten Bach- und Seeforelleneier.

Als Folge dieser konstant geringen Niedrigwasserabflüsse ist in dieser Zeit natürlicherweise kaum ein Geschiebetrieb vorhanden. Die Schottersubstrate werden daher im Regelfall im Winter nicht umgelagert. Zudem liegt aufgrund der langandauernden Niedrigwasserführung kaum Trübung vor („Klarwasserphase“, HAAS & PETER, 2009). Der Schotterlückenraum der Bettsedimente kolmatiert daher kaum.

Bei winterlichem Niedrigwasser wies der Alpenrhein vor der Beeinflussung durch die Speicherkraftwerke nur geringe Schwebstoff-Konzentrationen bzw. Trübungen auf, sein Abfluss war also klar. Zwar lässt sich dies, anders als etwa bei der Rhone (PORTMANN et al., 2004), nicht durch ältere, über längere Zeit erhobene Messreihen belegen (LIMNEX, 2001), es gibt jedoch einige stichhaltige Indizien dafür:

- Bei sehr tiefem Abfluss (minimaler Sunk), wie er bei ganz geringer bis völlig eingestellter Produktion in allen schwallerzeugenden Zentralen des Einzugsgebietes auch heute noch gelegentlich auftritt, herrschen im Alpenrhein wieder die ursprünglichen Trübungsverhältnisse. Eine solch ausgeprägte Niedrigwasser-Situation ist von LIMNEX (2001) anlässlich einer Messkampagne vom 7.–9.2.1999 erfasst und dokumentiert worden. Es handelte sich dabei um eine kalte hochwinterliche Periode, und am Sonntag, den 7.2. blieb die Wasserführung im Alpenrhein insbesondere bis zur Illmündung auf außerordentlich tiefem Niveau. So wurden an diesem Tag in Domat/Ems minimale Abflüsse von $<15 \text{ m}^3/\text{s}$ und in Diepoldsau von $<70 \text{ m}^3/\text{s}$ registriert (Stundenmittel).

- Das Tagesmittel für den 7.2. betrug in Domat/Ems $26.7 \text{ m}^3/\text{s}$ und in Diepoldsau $83.7 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese Werte liegen sehr nahe beim jeweiligen natürlichen Q_{300} , das vor dem Bau der Speicherkraftwerke im Hochwinter über längere Zeit nicht überschritten wurde (siehe oben). Unter derartigen Bedingungen sanken die Schwebstoff-Konzentrationen im Alpenrhein am 7.2.99 fast entlang der ganzen Strecke von Reichenau bis zur Illmündung auf Werte von $<1 \text{ mg/l}$ bis maximal 5 mg/l , was sehr klarem Wasser entspricht (DAVIES-COLLEY & CLOSE, 1990; SMITH & DAVIES-COLLEY, 2002). Deutlich höhere Werte von 2.2 mg/l bis 18.6 mg/l wurden einzig bei der Messstation Maienfeld gemessen, die sich damals nur ca. 2km flussabwärts der Landquart-Mündung auf der orografisch rechten Rheinseite befand. Da sich das ebenfalls rechtsseitig zufließende Landquart-Wasser, das oft deutlich trüber ist als das Rheinwasser (SCHÄLCHLI, ABEGG + HUNZINGER, 2001), bis zur Messstation noch nicht vollständig mit diesem durchmischte (LIMNEX, 1994), wurden die Werte von Maienfeld jedoch nicht als repräsentativ betrachtet. Bei den nächsten Stationen Trübbach und Lienz blieben die Schwebstoff-Konzentrationen wieder durchwegs unter 5 mg/l , was darauf hindeutet, dass sich unter diesen „sonntäglichen“ Niedrigwasser-Verhältnissen ein Teil des Eintrags aus der Landquart im weiteren Fliessverlauf wieder absetzt (Sedimentation). Wiederum etwas erhöhte Schwebstoff-Konzentrationen bis maximal 10 mg/l wurden schließlich im Alpenrhein bei Diepoldsau, also flussabwärts der Illmündung gemessen. Das hängt in erster Linie damit zusammen, dass in der Ill an diesem 7.2. eine beträchtliche, schwallbedingte Abflussspitze auftrat.

Abbildung 50 (im Anhang) zeigt die Beziehungen zwischen der Schwebstoff-Konzentration und dem Abfluss, wie sie bei der Messkampagne vom 7.–9.2.1999 erfasst wurden, für alle untersuchten Stellen im Alpenrhein und seinen Zuflüssen. Auch aus dieser Darstellung geht eindeutig hervor, dass die Schwebstoffe (und damit die Trübung) bei sehr tiefer winterlicher Wasserführung fast im ganzen Hauptgewässer auf außerordentlich tiefem Niveau verharren und erst bei schwallbedingt ansteigender Wasserführung über den natürlichen Bereich der Winter-Abflüsse ($Q_{\text{winterhoch}}$, siehe oben) hinaus deutlich zunehmen. Erst bei diesen erhöhten Schwebstoff-Konzentrationen wird das Wasser des Alpenrheins als „getrübt“ wahrgenommen (DAVIES-COLLEY & CLOSE, 1990; SMITH & DAVIES-COLLEY, 2002). Ein abweichendes Verhalten zeigen einige in Abb. 49 ebenfalls dargestellte Zuflüsse des Alpenrheins wie die Plessur: Sie erreichen offenbar auch bei sehr stark ausgeprägtem Niedrigwasser nicht (oder noch seltener) die ausgesprochen tiefen Schwebstoff-Werte $<5 \text{ mg/l}$ und die Höhe dieser Werte scheint mehr oder weniger unabhängig vom Abfluss zu sein (LIMNEX, 2001).

- Die bekannten verbalen (qualitativen) Beschreibungen der Verhältnisse im Alpenrhein vor 1950 sagen übereinstimmend aus, dass das Rheinwasser im Winter natürlicherweise weitgehend klar war. Zwei dieser Aussagen sind schon in LIMNEX (2001) wiedergegeben, nämlich jene von Knabenhans aus dem Jahre 1912 („Nur bei tiefstem Wasserstand im Winter sind die Fluten des Rheins annähernd klar“) und jene von Krapf aus dem Jahre 1919 („Im Winter, bei Niederwasser, bei dem sich der Schlammgehalt des anscheinend ganz klaren Wassers nur wenig ändert, waren tägliche Erhebungen nicht nötig“). Eine weitere Bestätigung dieses Sachverhalts geben JAAG et al. (1944-47) in ihrem Bericht über eine biologische Untersuchung vom 10.9.1944, in dem sie den hohen Gehalt des Hinter-, Vorder- und Alpenrheins an anorganischen Schwebstoffen („Suspensa“) im Sommer beschreiben und hinzufügen: „Durch diese Suspensa büsste das Wasser die Klarheit und Durchsichtigkeit ein, die dem Rheinstrom vom Herbst bis zum Frühjahr eigen sind“. Es ist anzunehmen, dass sich diese Aussage v.a. auf den obersten Abschnitt des Alpenrheins vom Zusammenfluss des Vorder- und Hinterrheins bis Domat/Ems bezieht, da die flussabwärts anschließenden Rhein-Abschnitte damals auch im Winter durch organische Einträge aus ungereinigten Fabrik- und Siedlungsabwässern beträchtlich getrübt sein konnten (LIMNEX, 2001; vgl. auch Kapitel 3.1.5).

Diese Indizien weisen eindeutig darauf hin, dass der Alpenrhein in seinem Referenzzustand, also vor der Errichtung der schwallerzeugenden Kraftwerkszentralen im Winter, meist minimale Schwebstoff-Konzentrationen von einigen wenigen mg/l und damit klares bis sehr klares Wasser aufwies. Erhöhte Schwebstoff-Werte traten zwar zu gewissen Zeiten (bei vorübergehend erhöhtem Abfluss) oder auf gewissen Abschnitten (im Einflussbereich von trübere Zuflüssen wie der Landquart) auf, blieben aber zeitlich wie örtlich sehr beschränkt. Trübungen, wie sie heute bei Schwall auch im Winter regelmäßig gemessen werden, dürften damals über weite Strecken des Alpenrheins auf sporadische Ereignisse wie Winter-Hochwässer beschränkt gewesen sein.

Entsprechend dieser geringen Schwebstoff-Konzentration bzw. Trübung kolmatiert im Referenzzustand auch der Schotterlückenraum der Bettsedimente während des Winters kaum.

3.1.1.1 Referenzabfluss für Modellierung (AP0a)

Als Bezugsmaßstab erfolgt neben den Berechnungen für den aktuellen Zustand (AP 0) und den fünf abgeminderten Schwallabflussszenarien (AP 1 - AP 4a) auch die Modellierung der gewässerökologischen Verhältnisse für den Referenzzustand (AP 0a) in der Strecke Mastrils vor der Errichtung der Speicherkraftwerke.

Als Referenzabfluss für die Bewertung der Lebensraumgüte wurde der mittlere Abfluss in den Monaten November bis März vor Errichtung der Speicher oberhalb von Domat/Ems herangezogen (siehe auch Bericht zu AP 1 und 1+).

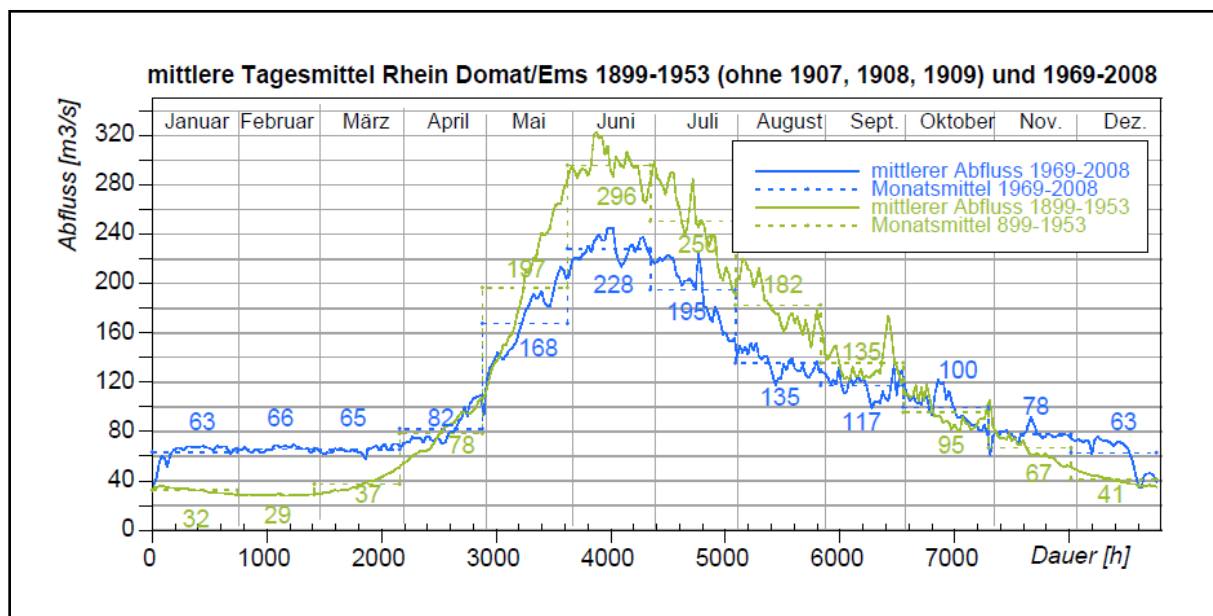


Abb. 2: Mittlere Tagesmittel Rhein Domat/Ems vor (1899-1953 ohne 1907, 1908, 1909) und nach (1969-2008) Inbetriebnahme der großen Speicherseen im Einzugsgebiet oberhalb von Domat/Ems.

Der mittlere natürliche Winterabfluss betrug 41,2 m³/s. Da auch im natürlichen Zustand gewisse Gefährdungen der Laichplätze/Jungfische vorliegen (Winterhochwässer durch Schneeschmelze, Niederschlagsereignisse) wurde bei der Berechnung der Lebensraumeignung ein HQ2 (105 m³/s) mitberücksichtigt. Damit ist eine Vergleichbarkeit mit den heutigen Abflüssen und den damit entstehenden Gefährdungen garantiert.

3.1.2 Referenzzustand Morphologie

Im Bericht „Entwicklung einer (Abschnitts-)Typologie für den natürlichen Rheinstrom“ (POTTGIESER & HALLE, 2004) wurden im Alpenrhein auf Grund der Geomorphologie und v. a. der Fisch-Besiedlung vier Abschnittstypen vorgeschlagen: der gestreckte Abschnitt (ab Zusammenfluss Vorder- und Hinterrhein bis Felsberg), der verzweigte und gewunden-verzweigte Abschnitt (Felsberg – St.-Margarethen/Lustenau), der gewundene Mündungsbereich in den Bodensee sowie ein Seentyp für den Bodensee.

Im Entwicklungskonzept Alpenrhein wurde der mittlere Abschnitt weiter in den "verzweigten Flusstyp" bis ca. Trübbach/Balzers und den "gewunden-verzweigte Flusstyp" flussab bis Lustenau/St. Margrethen unterteilt. Der "gewundene Flusstyp" schließlich umfasst den Unterlauf bis zum Bodensee. Die einzelnen Flusstypen gehen freilich entsprechend den unterschiedlichen Gefällsverhältnissen, Talraumbreiten, Zubringersituationen etc. fließend ineinander über. Die nachfolgenden Kurzbeschreibungen beziehen sich grundsätzlich auf die Situation bei Mittelwasserführung.

Der gestreckte Flusstyp des unregulierten Alpenrheins liegt im Wesentlichen nur im engen Talraum flussab des Zusammenflusses von Vorder- und Hinterrhein vor. Hier ist bei vergleichbar hohem Gefälle (ca. 3‰) nur ein einziger Rhein-Hauptarm gegeben. Nebengewässer besitzen untergeordnete Bedeutung. Aufgrund des konzentrierten Abflusses sind die Fließgeschwindigkeiten im gesamten Querprofil vergleichsweise hoch. Im Sohlsubstrat dominieren grobe Kornfraktionen (grober bis mittlerer Schotter). Feinsedimente lagern sich nur in strömungsberuhigten Stellen (z. B. Uferbuchten) ab und haben somit nur geringen Anteil an der Gesamtfläche. Prägende Strukturen des gestreckten Flusstyps sind Kolk-/Furtabfolgen mit hoher Variabilität der Tiefen. In den wenigen Krümmungen können sich auch "Kurvenkolke" ausbilden. Grobe Felsblöcke (Bergsturz) erhöhen bereichsweise den Strukturierungsgrad. Die Flussbreiten sind im Vergleich zu den anderen Flusstypen wenig variabel, Schotterinseln bilden sich nur in den wenigen Talweitungen aus. An den eher steil geböschten Ufern hat Totholz wesentlichen Anteil an der Uferstruktur.

Der verzweigte Flusstyp erstreckt sich im unregulierten Alpenrhein hauptsächlich zwischen Felsberg und Trübbach/Balzers. Verzweigungsstrecken bilden sich aber auch bei Einmündungen von stark geschiebeführenden, größeren Zubringern aus (z.B. Landquart). Flussauf solcher Einmündungen kommt es durch die "Rückstauwirkung" häufig zu Umlagerungsstrecken, flussab führen hoher Geschiebeeintrag und Gefällserhöhung zur Verzweigung.

Insgesamt ist dieser Flusstyp durch hohe Dynamik gekennzeichnet. Hinsichtlich der morphologischen Prozesse dominieren Geschiebeumlagerungen mit Ausgleich des Querprofils bei Hochwasser und Teilgerinnebildung bei abklingendem Hochwasser. Der Abfluss verteilt sich daher gleichmäßig auf mehrere Seitenarme, ein ausgeprägter Hauptarm fehlt.

Grob- bis Mittelschotter prägen das insgesamt sehr variable Sohlsubstrat. Im Flussbett überwiegen großflächige, großteils unbewachsene Schotterbänke und -inseln. Strukturen wie z.B. Kolke werden häufig durch Verklausungen mit Baumstämmen gebildet. Im Gegensatz zu den anderen Flusstypen, wo Totholz eher die Ufer strukturiert, bildet es hier auch eine typische Struktur des Gewässers selbst. Die Schotterufer sind flach geböscht, die Uferlinie ist extrem lang. Älterer Bewuchs fehlt weitgehend, den Hauptanteil bilden infolge hoher Umlagerungsdynamik Pioniervegetation, die bei Hochwässern wieder zerstört/abgeschwemmt wird, bzw. Gehölze der weichen Au (Anuellen-fluren, Flussröhricht, Weiden- und Grauerlen). Im Aubereich existieren häufig Neben- und Altarme, die durch Laufverlegung und Abtrennung entstehen. Großflächige Altarme sind selten.

Der "gewunden-verzweigte" Flusstyp entspricht der Übergangsform zwischen den Typen "verzweigt" und "gewunden". Dieser Flusstyp liegt im natürlichen Alpenrhein im Allgemeinen bei einem Gefälle zwischen 1 und 3‰ vor, wobei Abfluss und Geschiebetransport bzw. -eintrag durch größere Zubringer ebenso schwanken wie die Talbreiten. Aufgrund der großen Bandbreite verschiedener Parameter liegt der gewunden-verzweigte Typ ab ca. Trübbach/Balzers bis St. Margrethen/Höchst vor. Im Bereich von Zubringern mit starkem Geschiebeeintrag ist er von stark verzweigten Abschnitten unterbrochen.

Geprägt ist dieser Flusstyp durch den pendelnden Verlauf des Hauptarmes. In breiten Abschnitten (Aufweitungen) spalten sich ein bis zwei seichtere Seitenarme vom Hauptarm ab. Durch das "Pendeln" des Hauptarmes entstehen langgestreckte Krümmungen mit steilen Prallhängen und flachen Gleituferr. Nebenarme sind selten; je nach Geländeausformung kommen aber Altarme, Auweiher oder -tümpel häufig vor. Tümpel und Feuchtflächen finden sich bei Mittelwasser auch in Gleituferrbereichen, auf erhöhten Inseln und in breiten Querprofilen.

Grob- bis Mittelschotter dominieren vor allem in den oberen Abschnitten des Hauptarmes. In strömungsberuhigten Bereichen und vor allem in den Neben- und Altarmen lagern sich Feinsedimente ab. Das Flussbett ist durch großflächige Schotterbänke und Schotterinseln geprägt. Durch die großräumigen Krümmungen des Hauptarmes ergeben sich hohe Tiefen- und Breitenvarianz sowie Strukturvielfalt.

Die Auzone ist insgesamt breit ausgebildet und umfasst zahlreiche stehende Gewässer sowie Feuchtflächen. Vor allem im unteren Abschnitt (z.B. Diepoldsauer Schlinge, Lustenau, Feldkirch und Ruggell) reichen großflächige Riedzonen nahe an den Rhein heran.

Der gewundene Flusstyp umfasst den Unterlauf flussab der Krümmung bei St. Margrethen/Höchst bis zur Mündung in den Bodensee. Das Gefälle beträgt meist zwischen 0,2‰ und 0,6‰. Die Mündung in den Bodensee erfolgt nahezu ohne Gefälle. Der Abfluss ist hier auf einen Hauptarm konzentriert, der starke Krümmungen, jedoch nur selten echte Mäanderbögen aufweist. Durch die Abtrennung von Mäanderschlingen/Krümmungen entstehen großflächige Altarme, die in unterschiedlichen Sukzessionsstadien vorliegen.

Das geringe Gefälle bewirkt trotz Konzentration des Abflusses auf einen Hauptarm eine niedrigere Fließgeschwindigkeit als in den flussaufliegenden Bereichen. In den untersten Rheinabschnitt gelangen daher nur mehr feine Schotterfraktionen (Feinschotter und Sand). Größere Fraktionen liegen noch im Stromstrich und in den Furten vor. Inseln treten nur mehr vereinzelt auf. Durch die starken Krümmungen sind Kurvenkolke und Prallhänge noch deutlicher ausgeprägt als flussauf. Die flachen Gleitufer weisen typischerweise meist streifenförmig verschiedene Sukzessionsstufen der Vegetation auf.

3.1.2.1 Gewässerelemente des Alpenrheins und deren ökologische Bedeutung

Die morphologischen Flusstypen des ursprünglichen Alpenrheins lassen sich in einzelne Gewässerelemente, diese wiederum in bestimmte Gewässerstrukturen untergliedern.

Folgende Gewässerelemente sind als wesentlich anzusehen:

- **Hauptarm:** Jener Arm des Rheins, der den Großteil des Abflusses abführt.
- **Seitenarme:** Kleinere Arme im Schotterkörper des Flussbettes, die auch bei Niederwasser-/Mittelwasserführung durchflossen sind.
- **Seitenarme, nicht permanent dotiert:** Nur bei erhöhtem Mittelwasser oder Hochwasser dotierte Rinnen oder Mulden im bestehenden Schotterbett des Rheins (z.B. erhöht liegend, auf Schotterbänken oder -inseln). Nicht permanent dotierte Seitenarme zerfallen bei Nieder-/Mittelwasserführung zu Tümpelketten.
- **Nebenarme:** Bereits im Übergang zur Auzone gelegene, sich über längere Strecken parallel zum Rhein erstreckende Arme (mehrere 100 m und mehr), die bei Mittelwasserführung flussauf und flussab Anbindung an den Rhein besitzen.

- **Altarme:** Rinnen/Muldensysteme im Auegebiet, die ihre Entstehung Hochwasser verdanken oder ehemalige Rheinläufe darstellen. Altarme sind nur einseitig an den Rhein angebunden. Die Häufigkeit der Anbindung wird durch die Höhenlage und Entfernung zum Rhein bestimmt.

Die einzelnen Gewässerelemente ergeben unterschiedlichste ökologische Rahmenbedingungen. Ihre mosaikartige Verteilung bzw. das Vorkommen in unterschiedlichster Ausprägung formen eine Vielzahl von Lebensräumen und sind damit Basis für besonders artenreiche Lebensgemeinschaften.

Aufzweigungen in **Hauptarm** und **Seitenarme** liegen im unregulierten Alpenrhein nahezu über den gesamten Längsverlauf vor. Trotz insgesamt höherer Fließgeschwindigkeit im Hauptarm existieren in Kolken, Buchten und Uferstrukturen Bereiche mit geringerer Strömung. Insgesamt kommen hier hauptsächlich adulte Exemplare vor. Demgegenüber bieten die kleineren Seitenarme infolge des geringeren Räuberdruckes bevorzugten Lebensraum für juvenile Stadien und Kleinfischarten.



Abb. 3: Verzweigungsstrecke des Hinterrheins in der Rhäzünser Aue bei Niederwasser. Deutlich sind der Hauptarm sowie die Seitenarme erkennbar.

Rascher durchflossene Seitenarme mit schottrigem Substrat werden von Jungfischen strömungsliebender Arten und Kleinfischarten besiedelt. Besondere Bedeutung kommt ihnen als Laichplatz für Kieslaicher zu.

Nur periodisch durchströmte Seitenarme reduzieren sich in Niederwasserzeiten zu Tümpeln. Sofern diese nicht vollständig austrocknen, existieren hier optimale Bedingungen für die Entwicklung von Jungfischen und/oder Spezialisten. Langsam strömende Seitenarme gehen hinsichtlich ihrer Charakteristik fließend in Nebenarme über.

Längere, parallel zum Rhein, fließende **Nebenarme** weisen niedrigere Fließgeschwindigkeiten und feineres Substrat auf. Infolge des geringeren Volumens und der langen Aufenthaltszeit treten höhere Wassertemperaturen auf als im Hauptarm und in stärker durchströmten Seitenarmen. Häufig entwickeln sich Wasserpflanzen. Es liegen somit gute Bedingungen für fast alle Altersstadien ruhigwasserliebender und strömungsindifferenten Fischarten vor.

Altarme besitzen bei Mittelwasser nur am unteren Ende Anbindung an den Fluss bzw. sind gänzlich abgeschlossen. Mit zunehmender Abtrennung vom Hauptarm bzw. abnehmender Überschwemmungshäufigkeit bei Hochwasser bilden sich unterschiedliche Lebensräume aus, die von charakteristischen Lebensgemeinschaften besiedelt werden. Diese Gewässer sind meist nährstoffreich und haben höhere Wassertemperaturen. Teilweise liegen dichte Wasserpflanzenbestände, großflächige Totholzstrukturen und Röhrichtzonen vor. Mit zunehmender Verlandung entstehen nur mehr periodisch wasserführende Feuchthflächen.

3.1.2.2 Gewässerstrukturen des Alpenrheins und deren gewässerökologische Bedeutung

Die zuvor beschriebenen Gewässerelemente setzen sich aus unterschiedlichen Gewässerstrukturen zusammen, die die Lebensraumqualität wesentlich beeinflussen. Die wichtigsten dieser Strukturen sind Kolke (Tiefstellen), Furten (seichte Stellen), Schotterbänke und -inseln, gebuchtete Ufer sowie Totholzstrukturen am Ufer und im Gewässer.

Kolke entstehen flussab von steileren Gefällsstrecken (Rampen, Kaskaden) und bei Verengungen, bei Einmündungen von Seitenarmen und Zubringern oder durch Verklausungen von Totholz (Baumstämme etc.). In natürlichen Flüssen erreichen derartige Totholzstrukturen beachtliche Dimensionen.

Kiesbänke und -inseln bilden vor allem im verzweigten Alpenrhein eine wichtige Gewässerstruktur. Sie werden häufig umgelagert, sodass nur selten höherer Gehölzbewuchs vorzufinden ist. Generell besitzt die ufernahe Vegetation (Gehölze, Wurzelbärte, ins Gewässer wachsendes Röhricht, etc.) jedoch auch im unregulierten Alpenrhein große Bedeutung für die Lebensraumverhältnisse innerhalb der einzelnen Gewässerelemente.

In natürlichen Gewässern bilden die Gewässerstrukturen komplexe Einheiten. In Flusskrümmungen beispielsweise liegt am Außenbogen eine Tiefenrinne („Kurvenkolk“) mit steiler Böschung („Prallufer“) vor. An diesem Prallhang stürzen infolge von Seitenerosion Bäume („Totholz“) ins Gewässer und bewirken breite, strömungsberuhigte Zonen. Am Innenufer (Gleitufer) lagern sich flache Schotter- und Sandbänke ab. In den Übergangsstrecken zwischen den Bögen sind Furten ausgebildet.

Hinsichtlich ihrer fischökologischen Funktion sind Kolke und Kurvenkolke vorwiegend Lebensraum für größere Fischarten bzw. Individuen. Besondere Bedeutung kommt ihnen als Wintereinstand vieler Arten zu. Furten werden vor allem von Jung- und Kleinfischen bzw. von adulten Individuen strömungsliebender Arten (Äsche, Nase) im Sommer aufgesucht. Neben Seitenarmen und Schotterbänken stellen sie die Reproduktionsplätze kieslaichender Fischarten dar. Besondere Bedeutung für die Fischgemeinschaft besitzen darüber hinaus Uferstrukturen. So sind Artenzahl und Fischbestand im unmittelbaren Uferbereich meist deutlich höher als in der Flussmitte, wobei einzelne Arten zumeist sehr spezielle Strukturen besiedeln. Uferbuchten im Hauptarm beispielsweise sind strömungsberuhigt und daher bevorzugt von strömungsindifferenten und Ruhigwasserarten besiedelt. Große fischökologische Bedeutung haben auch Totholzstrukturen entlang der Uferlinie, beispielsweise als Einstand und/oder Hochwasserrefugium strukturgebundener Arten.

3.1.3 Referenzzustand Gewässerökologie - Allgemeine Typisierung des Alpenrheins nach WRRL

Aufgrund seiner Größe und seiner spezifischen Charakteristik wird der Alpenrhein im Rahmen der flächenhaften Typisierung der Fließgewässer im EU- bzw. EWR-Raum als Sonderfall großer Fluss - Alpenrhein behandelt. Entsprechend den österreichischen Bioregionen nach WRRL liegt der Unterlauf im Schweizer - Vorarlbergerischen Alpenvorland in der Höhenstufe 200-500 m ü. A., der Oberlauf flussauf des Ellhorns über 500 m ü. A.

Hinsichtlich des Abflussregimes weist der Alpenrhein nach KRESSER (1961) den Charakter eines Gebirgsflusses mit Gletschereinfluss auf. Entsprechend dem Temperaturregime ist der Alpenrhein nach HEBAUER (1986) in Graubünden als Übergang Untere Forellenregion/Äschenregion, flussab als reine Äschenregion anzusprechen. Demgegenüber ist er entsprechend dem Sohlgefälle nach HUET (1947) im Oberlauf als Äschenregion (Hyporhithral), ab der Illmündung als Barbenregion (Epipotamal) einzustufen. Die Flussordnungszahl beträgt über den gesamten Verlauf 7.

3.1.4 Gewässertypische Fischfauna – Leitbild

3.1.4.1 Historisches Artenspektrum

Der unregulierte Alpenrhein weist aufgrund der Lebensraumvielfalt eine artenreiche Fischfauna auf. Eine Zusammenstellung im Zuge des Gewässer- und Fischökologischen Konzepts Alpenrhein ergibt anhand historischer Quellen insgesamt 20 sicher belegte Fischarten.

Tab. 1: Historische Fischartengemeinschaft Alpenrhein (verändert nach Eberstaller et al., 1997).

Fischarten	
Bachforelle/Seeforelle	x
Äsche	x
Coregonen/Felchen	?
Nase	x
Barbe	x
Hasel	x
Strömer	x
Alet/Döbel	x
Elritze/Pfritze	x
Gründling	x
Schmerle/Bartgrundel	x
Schneider	?
Koppe/Groppe	x
Steinbeisser/Dorngrundel	?
Aalrutte/Trüsche	x
Aal	?
Hecht	x
Rotaugen	x
Laube	x
Güster	?
Brachse/Brachmen	x
Flussbarsch/Egli	x
Wels	?
Karpfen	x
Rotfeder	x
Bitterling	?
Schleie	x
Stichling	?
Neunaugen	?
Gesamtzahl	29

Legende x= Vorkommen sicher belegt
 ?= Widersprüchliche Angaben

Bei 9 weiteren Arten liegen hinsichtlich ihres Vorkommens in der Literatur zwar widersprüchliche Angaben vor, aus gewässerökologischer Sicht ist ihr Vorkommen jedoch durchaus möglich bzw. wahrscheinlich. Die insgesamt 28 als gewässertypisch eingestuft Fischarten sowie eine Neunaugenart sind in Tab. 1 ersichtlich.

Bezüglich der Häufigkeiten und der Verbreitungsschwerpunkte lassen sich aufgrund der historischen Literaturbefunde nur unbefriedigende Aussagen treffen. Im Bündner Rhein kommen um 1850 insgesamt 20 Arten sicher vor. Bei 2 Arten (Aal und Steinbeisser/Dorngrundel) ist das Vorkommen fraglich. LORENZ (1898) gibt die Verbreitungsgrenzen von Laube, Brachse, Gründling und Barbe ungefähr bei Chur an.

RÖDER (1838) erwähnt für den Rhein zwischen Fläsch und Reichenau Karpfen, Barbe, Elritze/Pfritze und Nase. Daneben finden sich Hasel, Laube und Koppe/Groppe, der Hecht kommt nach LORENZ (1898) nicht sehr zahlreich vor.

Flussab der Illmündung werden bis auf den Strömer alle für den Graubündner Abschnitt angeführten Fischarten genannt. Darüber hinaus sind noch Coregonen, Stichling, Aalrutte/Trüsche und Güster angeführt (HELLER, 1871). Insgesamt sind 20 Arten als sicher anzunehmen, bei 5 Arten ist das Vorkommen durch historische Quellen nicht sicher belegbar bzw. existieren widersprüchliche Angaben.

Das bereits genannte Spektrum von 25 Arten erweitert sich um Wels und Bitterling, die zumindest um 1900 im untersten Rheinabschnitt bzw. in der Bodenseemündung genannt sind (SCHNETZER, 1936; ZSCHOKKE, 1905; LAUTERBORN, 1916).

Weiters werden für den Bodensee Neunaugen angegeben. Obwohl deren Vorkommen im Alpenrhein in keiner Quelle beschrieben ist, ist aus fischökologischer Sicht anzunehmen, dass Bachneunaugen auch in den Alpenrhein einwanderten. Von SCHNETZER (1936) wird weiters der Schlammpeitzger (Moorgrundel) im Zusammenhang mit Vorarlberger Riedgewässern des Bodensees genannt. Es ist dies allerdings der einzige Verweis auf den Schlammpeitzger, dessen Vorhandensein insgesamt eher unwahrscheinlich ist. Eine Fischart, deren Beschreibung auf den Schneider zutreffen könnte, erwähnt SCHWAB (1827) in seiner Fischfauna des Bodensees.

Mit der oben angeführten Artenzahl weist die Fischfauna des Alpenrheins im Vergleich zu ähnlichen Fließgewässern eine außerordentlich hohe Artenvielfalt auf. Dies ist vor allem auf das Vorkommen von seebewohnenden Fischarten infolge der bis zur Buchser Schwelle noch intakten Vernetzung mit dem Bodensee zurückzuführen. Demgegenüber ist im Oberlauf flussauf Felsberg im Bereich des „gestreckten“ hydromorphologischen Flusstyps infolge Fehlens großflächiger Au- und Nebengewässer ein Vorkommen ruhigwasserliebender, „potamaler“ Fischarten nicht zu vermuten. Für diesen Abschnitt wird daher ebenfalls ein eigener (Sub-)Typ definiert.

Für die dazwischen liegenden 60-70 km von Felsberg/Chur bis Diepoldsau ist historisch ein relativ einheitliches Artenspektrum dokumentiert. Tendenziell ist aber mit zunehmender Entfernung vom Unterlauf, dem Übergang vom „gewunden-verzweigten“ zum „verzweigten“ Flusstyp ab Balzers/Trübbach mit etwas höherem Gefälle und gröberem Substrat ein sukzessiver Rückgang der Cypriniden und ein Zunehmen der rhithralen Arten (z.B. Bachforelle) anzunehmen. Dies gilt umso mehr, als sich auch die Charakteristik der Nebengewässer von der Dominanz der Riedgewässer im Unterlauf hin zu „kälteren“ Giessen verschiebt.

3.1.4.2 Fischökologischer Referenzzustand

Aufgrund der Größe, der Gebirgsflusscharakteristik und dem gleichzeitigen Einfluss des Bodensees wurde für den Alpenrhein ein individuelles Fischökologisches Leitbild auf Basis des Gewässer- und Fischökologischen Konzeptes (EBERSTALLER et al., 1997) bzw. dem fischökologischen Referenzzustand aus dem Entwicklungskonzept Alpenrhein (ZARN et al., 2005) erstellt (EBERSTALLER et al., 2007).

Entsprechend der Methodik für die Fischökologische Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Österreich (HAUNSCHMID et al., 2006) wurde für jeden Untersuchungsabschnitt ein Leitbild in Form von Leitarten (=l), typischen Begleitarten (=b) und seltenen Begleitarten (=s) definiert (vgl. Tab. 2, folgende Seite).

Die Definition der Artengruppen nach HAUNSCHMID et al. (2006) lautet:

- Leitarten: Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit hoher relativer Häufigkeit vorkommen müssten.
- Typische Begleitarten: Fischarten, die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit mittlerer Häufigkeit vorkommen müssten.
- Seltene Begleitarten: Fischarten, die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit geringer relativer Häufigkeit vorkommen könnten.

Tab. 2: Fischökologisches Leitbild Alpenrhein nach Abschnitten.

Fischarten	Oberlauf bis Felsb.	Felsberg bis Ellhorn	Ellhorn bis III	III bis Mündung
	Leitbild	Leitbild	Leitbild	Leitbild
Aal	s	s	s	s
Aalrutte	s	s	s	s
Aitel	b	b	b	b
Äsche	b	l	l	l
Bachforelle	l	l	l	l
Bachschmerle	b	b	b	b
Barbe	s	s	b	b
Bitterling				s
Brachse	s	s	b	b
Elritze	b	b	b	b
Flußbarsch	s	s	b	b
Gründling	s	s	s	s
Güster			s	s
Hasel	s	s	b	b
Hecht	s	s	s	b
Koppe	l	l	l	l
Laube		s	b	b
Moderlieschen				s
Nase	s	b	b	b
Reinanke			s	s
Rotaugen	s	s	s	b
Rotfeder		s	s	s
Schleie		s	s	s
Schneider			s	s
Seeforelle	b	b	b	b
Strömer	l	l	l	l
Wels				s
Wildkarpfen		s	s	s
Leitfischarten	3	4	4	4
typ. Begleitfischarten	5	5	10	12
selt. Begleitfischart	10	13	11	12
Summe	18	22	25	28

s seltene Begleitfischart

b typ. Begleitfischart

l...Leitart

Fasst man Fischarten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen zu Gilden zusammen, umfasst der Referenzzustand für den Alpenrhein drei Lebensraumgilden und sieben Reproduktions-, fünf Ernährungs- sowie alle drei Migrationsgilden (nach SCHMUTZ et al., 2000).

Bezüglich ihrer Strömungs-, Temperatur-, Sauerstoff-, Laichsubstrat- und Habitatansprüche sowie hinsichtlich Nahrungsaufnahme/Ernährungstypen decken die gewässertypischen Fischarten ein breites Spektrum ab. Das nachhaltige Vorkommen all dieser Arten mit intakten Populationen setzt das Vorliegen entsprechender Lebensräume und somit hohe Lebensraumvielfalt voraus.

Dabei sind auch die Ansprüche verschiedener Altersstadien (strömungsberuhigte Flachwasserbereiche für Juvenile von zahlreichen strömungsliebenden Arten, durchströmter Schotterlückenraum für Larven von Salmoniden) sowie individuelle jahreszeitliche Erfordernisse von Adulten zu beachten (z.B. phasenweises Einwandern in Nebengewässer, Wintereinstände etc.).

Die Erhaltung intakter Populationen erfordert dabei die freie Verbindung zwischen den jahreszeitlich und stadienspezifisch unterschiedlichen Lebensräumen. Dies gilt sowohl im Längskontinuum des Hauptflusses als auch hinsichtlich der lateralen Verbindung zwischen Hauptfluss und Neben- bzw. Altarmen sowie Zubringern.

Am Beispiel der Seeforelle wird zudem die enorme Bedeutung der Vernetzung des Alpenrheinsystems mit dem Bodensee deutlich. So stieg die Seeforelle früher zum Laichen aus dem Bodensee in die Zuflüsse des Alpenrheins, insbesondere bis in den Vorder- und Hinterrhein auf. Voraussetzung dafür ist das intakte Kontinuum im Fluss selbst, aber auch die Vernetzung zwischen Hauptfluss und Zubringern. Zahlreiche weitere Arten ziehen aus dem Bodensee in den Unter- bis Mittellauf zum Laichen (z.B. Hasel, Barsch/Egli, Brachse, Coregonen/Felchen...). Darüber hinaus liegen intensive Austauschprozesse zwischen der Fischfauna von Alpenrhein und Bodensee vor.

Insgesamt erfordert das ehemals im Alpenrhein vorkommende Fischartenspektrum eine hohe Vielfalt an Lebensräumen sowie das Vorhandensein verschiedenartigster, mit dem Hauptfluss vernetzter Nebengewässer.

3.1.5 Referenzzustand Phyto- und Makrozoobenthos

Wie in ARGE LIMNEX, SCHÄLCHLI & ABEGG (1997) zitiert, bezeichnete LAUTERBORN (1916) die aquatische Flora und Fauna des Alpenrheins als „recht arm, ärmer als die irgend einer anderen Strecke des Stromes“. Diese Aussage bezieht sich auf den Zustand des Flusses noch vor der Beeinflussung durch Wasserkraftwerke, aber schon nach den großen Korrekturen des 19. und frühen 20. Jahrhunderts (VISCHER & KALT, 2005).

Konkrete Angaben oder gar Daten zur Benthos-Besiedlung des Alpenrheins zur Zeit vor dem Schwallenfluss sind nur sehr spärlich vorhanden. Die einzige uns bekannte, schon in LIMNEX (2001) angeführte Quelle sind die umfangreichen Untersuchungen von JAAG et al. (1944-47), die auf der gesamten Länge des Alpenrheins und in einigen seiner Zuflüsse durchgeführt wurden. Über die Resultate dieser Aufnahmen existieren nur unveröffentlichte Protokolle und Berichte. Daraus geht hervor, dass der Alpenrhein damals über weite Strecken durch Einleitungen von ungereinigten Fabrik- und Siedlungsabwässern beeinträchtigt war.

Es bestätigte sich zudem, dass die Rheinsohle meist nur spärlich von Benthosorganismen besiedelt wurde, wofür man in erster Linie die Kolmation („Verkittung“) verantwortlich machte. Über deren Ursachen war man sich offenbar nicht im Klaren bzw. einig, nahm aber zumindest an, dass die schlechte Wasserqualität und das dadurch hervorgerufene, teilweise üppige Wachstum von Abwasserbakterien (v.a. *Sphaerotilus natans*) maßgebend zur Kolmation beitrug.

Soweit in diesen Untersuchungen aus den 1940er Jahren Angaben von verhältnismäßig unbelasteten Abschnitten des Alpenrheins vorliegen (es betrifft dies hauptsächlich den obersten Abschnitt zwischen Reichenau und Domat/Ems), ergibt sich folgendes Bild über die Zusammensetzung des Phyto- und Makrozoobenthos:

- Der Algenbewuchs wurde v.a. durch die fädige Goldalge *Hydrurus foetidus* und die flächigen Kieselalgen-Beläge geprägt. Daneben wurden in unterschiedlicher Häufigkeit und Stetigkeit gefunden: die fädigen Grünalgen *Ulothrix sp.* und *Vaucheria sp.*, die Blaualgen *Phormidium sp.* und *Chamaesiphon fuscus* und die fädige Rotalge *Lemanea sp.* Die auffälligen gelben Überzüge der Goldalge *Phaeodermatium rivulare* wurden zwar mehrfach im Hinterrhein kurz vor Reichenau festgestellt, im anschließenden Alpenrhein aber offenbar nicht mehr.
- Die Wirbellosenfauna der Flusssohle bestand hauptsächlich aus Insektenlarven, wobei die Vertreter der Eintagsfliegen (z.B. *Ecdyonurus sp.*), die Steinfliegen (z.B. *Perla sp.*), die Köcherfliegen (z.B. *Rhyacophila sp.*, *Drusus sp.*) sowie die Zuck- und Kriebelmücken häufig erwähnt werden. Im obersten Abschnitt des Alpenrheins von Reichenau bis Domat/Ems waren, ebenso wie im Vorder- und Hinterrhein vor Reichenau, zudem die an stärkste Strömungen angepassten Larven der Lidmücke *Liponeura sp.* verbreitet und zeitweise sogar auffallend häufig.

Die bei diesen frühen Aufnahmen im Alpenrhein festgestellten Algentaxa decken sich weitgehend mit der Referenz-Biozönose, wie sie gemäß ARGE LIMNOLOGIE (2001) für große Alpenflüsse unter 1000m Meereshöhe (und damit auch für den Alpenrhein) zu erwarten ist. Beim Makrozoobenthos weist diese Referenz-Biozönose, die ebenfalls aus Untersuchungen an anderen, wenig beeinflussten Alpenflüssen abgeleitet wurde, hingegen mehrere Taxa auf, die von JAAG et al. (1944-47) nicht namentlich aufgeführt werden. Dazu zählen etwa die allgemein häufigen Larven der Eintagsfliegen-Gattungen *Baetis* und *Rhithrogena*, der Steinfliegen-Gattungen *Leuctra* und *Rhabdiopteryx* sowie der Köcherfliegenart *Allogamus auricollis*. Das hängt in erster Linie damit zusammen, dass die Makroinvertebraten bei diesen früheren Aufnahmen nicht so genau bestimmt wurden bzw. werden konnten. So dürfte beispielsweise die „alte“ Bezeichnung *Drusus sp.* nach heutigem Stand mehrere verwandte Köcherfliegenarten umfassen, darunter allenfalls auch *Allogamus auricollis*.

3.2 Aktuelle Situation - Defizite

3.2.1 Defizite Hydrologie

Das Abflussregime wird heute durch die Wasserkraftnutzung erheblich beeinflusst. Die großen Speicherseen lagern einen Teil der Sommerabflüsse in den Winter um. Die Sommerabflüsse nahmen deshalb in den letzten Jahrzehnten zu Gunsten der Winterabflüsse ab.

Die bedarfsgerechte Energieproduktion der Speicherseen führt zu täglichen Abflussschwankungen im Alpenrhein (Schwall-Sunk). Am besten sind die Abflussschwankungen bei trockenem Winterwetter beobachtbar (vgl. AP 1). Im Verlauf der Jahrzehnte haben die Schwankungen zugenommen. Bei Diepoldsau lagen die täglichen Abflussschwankungen 1975 bei rund 75 m³/s und 1997 bei rund 175 m³/s.

Die starken täglichen Abflussschwankungen von bis zu 160 m³/s bei Niederwasser in Domat/Ems (Sunk 20-40 m³/s, Schwall 150-190 m³/s; Verhältnis 1:4,7-7,5) bedingt durch die Speicherkraftwerke im Einzugsgebiet bewirken je nach Flussbettausformung eine Änderung des Wasserspiegels von bis über 1 Meter. Dadurch ergeben sich vor allem im Winter mit natürlichem Niederwasserabfluss folgende, wesentliche Auswirkungen auf die Flussmorphologie und die Lebensgemeinschaften:

- Großflächiges, tägliches Trockenfallen der Kiesbänke (Breitenänderung um bis zu 70 m, mehr als 400% der Wasserspiegelbreite bei Sunk).
- Starkes Schwanken der Uferlinie bzw. hohe Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen bei Schwall in jenen Bereichen, die bei Sunk die strömungsberuhigten, flachen Uferzonen bilden (siehe oben).
- Erosionen bzw. Umlagerungen von Geschiebe in den Furten und der Tiefenrinne bei Schwall auch im Winterhalbjahr, das im natürlichen System eine „Ruhephase“ ohne Umlagerungen war.

HAAS & PETER (2009) geben für den Alpenrhein vor Errichtung der Speicherkraftwerke über weite Zeiträume im Winterhalbjahr nur geringe Trübung von < 1 mg/l an. Erhöhte Trübungen traten nur kurzzeitig und selten bei Tauwetterlagen und Winterhochwässern auf. Auch die anderen verglichenen Flüsse (Rhône und Hasliaare) wiesen im Winterhalbjahr vor Errichtung der Speicherkraftwerke deutlich geringere Trübewerte als nach der Errichtung auf.

Die vorliegenden Indizien sprechen dafür, dass im Alpenrhein während des Winters natürlicherweise über weite Strecken und während eines Grossteils der Zeit nur geringe Schwebstoff-Konzentrationen von wenigen mg/l herrschten, was klarem bis sehr klarem Wasser entspricht (Kapitel 3.1.1).

Aktuell treten im Winter im Alpenrhein werktags Trübekonzentrationen von bis zu 40 mg/l auf und liegen damit deutlich über den natürlichen Winterwerten. Diese Werte sind zwar deutlich geringer als die natürliche Trübe im Frühjahr bei Hochwasser (> 5000 mg/l), haben aber trotzdem wesentliche ökologische Auswirkungen, weil von Natur im Alpenrhein zu dieser Zeit eine Klarwasserphase (Trübe < 1 mg/l) vorlag und die Organismen darauf eingestellt sind.

Durch die über lange Zeiträume, gegenüber dem unbeeinflussten Zustand, erhöhte Trübekonzentration kommt es auch im Winterhalbjahr zu einer sukzessiven Kolmation des Schotterlückenraumes, der damit seine Funktion als Hauptlebensraum der Bodenfauna und Laichplatz bzw. Larvenhabitat der meisten Fischarten nicht mehr in vollem Umfang erfüllen kann.

3.2.2 Defizite Morphologie

Das Gewässersystem des typspezifisch ausgeformten Alpenrheins unterscheidet sich wesentlich von der derzeitigen Flussmorphologie. Der Vergleich des gewässertypischen Alpenrheins mit der derzeitigen Situation zeigt einschneidende Veränderungen:

- Massive Einengung des Flussbettes und Verlust dynamischer Umlagerungen bei Hochwasser (Rückgang der mittleren Breite je nach Abschnitt von 227-399 m auf < 100 m (ohne Vorländer), dadurch fehlen vor allem bei Hochwasser strömungsberuhigte Bereiche.
- Monotoner Hauptarm ohne Kolk-Furtabfolgen und intakte Kiesbänke. Diese fehlen vor allem im Oberlauf und flussab der Illmündung. Das Korngrößenspektrum ist eingeschränkt, insbesondere fehlen dauerhafte Feinsedimentbereiche.
- Die vorhandenen, alternierenden Kiesbänke sind zufolge Schwall, Trübe, Kolmation und seitlich durchgehender Begrenzung durch Steinwürfe aus gewässerökologischer Sicht kaum mehr funktionell intakt.
- Struktureiche Prallufer mit Totholz und Buchten im Hauptfluss fehlen nahezu über den gesamten Längsverlauf.

- Variable und strukturreiche Seitenarme liegen im gesamten Alpenrheinsystem mit Ausnahme der Mastrilser Auen nicht mehr vor.
- Es liegen eingeschränkte Kontinuumsverhältnisse bei den Schwellen Buchs, Ellhorn, Waffenplatz Chur und Felsberg sowie beim KW Reichenau vor.
- Die Vernetzung der Mündung in den Bodensee ist durch Vorstreckung eingeschränkt
- Nebenarme und an den Alpenrhein zumindest periodisch angebundene Altarme und Autümpel fehlen ebenso wie Überschwemmungsflächen im gesamten Projektgebiet.
- Niveaugleiche, vielfältige Mündungsbereiche fehlen beinahe völlig. Von ursprünglich 53 Zubringern flussab der Tardisbrücke münden gegenwärtig nur mehr 10. Im gesamten Alpenrheingebiet sind derzeit nur mehr 5 von 17 Mündungen von Fischgewässern ganzjährig für alle Fischarten passierbar.
- Nahezu das gesamte Zubringersystem im Rheintal (Giessen, Hangbäche, Riedbäche) ist durch monotone Regulierung, Austrocknung oder Wasserkraftnutzung und teilweise auch noch durch Abwasser- und Schadstoffbelastung stark beeinträchtigt und somit für die Fischfauna nicht oder nur mehr sehr eingeschränkt als Lebensraum nutzbar.
- Die Gebirgsflüsse (Plessur, Landquart, Tamina, Ill und Frutz) sind wegen Regulierung, Sohlabtreppung, Wasserkraftnutzung (Schwall und Wasserausleitung) für die Gewässerfauna des Alpenrheins praktisch ohne Bedeutung.
- Die Giessen weisen zwar teilweise noch naturnahe Ausformung auf, sind jedoch infolge des Absinkens des Grundwasserspiegels vielfach trockengefallen. Teilweise werden sie zwar durch Oberflächenwasser bzw. Rheinfiltrat wieder dotiert; ihre besondere Charakteristik und Bedeutung infolge des Grundwasseraufstosses ging dadurch jedoch verloren.
- Die Hangbäche sowie ein Großteil der künstlich angelegten Kanäle und Binnenkanäle, sind meist monoton reguliert und durch Kontinuumsunterbrechungen abgetrennt
- Die Riedgewässer in der breiten Talebene im Unterlauf sind großteils in das Entwässerungssystem integriert und zu Kanälen mit Betonhalbschalen degradiert oder gänzlich zugeschüttet.
- Nur mehr in Einzelfällen liegen abgeschlossene Stillgewässer vor (Alte Rheinläufe bei St. Margarethen und Diepoldsau)

Als hydromorphologische Wertigkeiten am Alpenrhein sind nur die vergleichsweise naturnahe Strecke der Mastrilser Auen und die kleinräumige Verzweigung von Oldis anzuführen.

3.2.3 Defizite Gewässer- und Fischökologie

Am Alpenrhein und seinen Zuflüssen sowie im Bodensee wurde in den letzten Jahrzehnten mit großem Aufwand die Gewässergüte saniert. Probleme hinsichtlich Saprobie und Nährstoffbelastung liegen im Alpenrhein selbst und den meisten Zuflüssen nicht mehr vor.

Die zahlreichen anthropogenen Beeinträchtigungen durch den Abflussschwall, die Regulierung und Abtrennung der Zuflüsse und des Unterlaufes spiegeln sich hingegen deutlich im Fischbestand wider. Bei der letzten Befischung entlang des gesamten Alpenrhein im Jahr 2005 wurde durchgehend ein extrem niedriger Fischbestand von weniger als 10 kg/ha festgestellt (EBERSTALLER et al., 2007). Auch unter Berücksichtigung methodischer Ungenauigkeiten liegen die Biomassen noch unter den Werten vergleichbarer, ebenfalls anthropogen beeinträchtigter Flüsse.

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes ergibt sowohl mit der Schweizer (Modul Stufe F, SCHAGER & PETER, 2004) als auch österreichischen Methode (Fisch Index Austria, HAUNSCHMID, et al., 2006) über den gesamten Alpenrhein eine deutliche Abweichung vom Zielzustand (guter fischökologischer Zustand, Stufe 2) (vgl. EBERSTALLER et al., 2007). Das gleiche Ergebnis liefert auch die Bewertung nach der Deutschen Methode (Fischbasiertes Bewertungssystem, LAWA). Insbesondere der Mittel- und Unterlauf flussab des Ellhorns wird unabhängig von der Methodik besonders schlecht mit Stufe 4 bzw. 5 (unbefriedigend bis schlecht) bewertet.

Im Oberlauf weist lediglich der struktureichere Abschnitt Oldis - Mastrils mit knapp 10 kg/ha dem Unterlauf vergleichbare Biomassen auf. Die Fischdichte ist in diesem Abschnitt jedoch annähernd drei Mal so hoch, was auf die naturnahe Morphologie und mehrere, allerdings kleine naturnah und niveaugleich einmündende Zuflüsse zurückzuführen ist.

Wie die Ergebnisse der Schwall-Trübe-Untersuchung Alpenrhein (2001) zeigen, fällt der Alpenrhein selbst infolge Schwall und Regulierung de facto als Reproduktionsraum für viele Fischarten, insbesondere für Salmoniden, praktisch aus. Dies bestätigen auch die geringen Fangzahlen an juvenilen Individuen bei vorliegender Befischung. Dieses Defizit wiegt umso schwerer, als auch ein Großteil der Zuflüsse infolge Abtrennung und hydromorphologischer Beeinträchtigungen für die Fischfauna des Alpenrheins als Laich- und Jungfischlebensraum nicht mehr nutzbar ist.

Für das Phytobenthos stellt ARGE LIMNOLOGIE (2001) heute gegenüber dem natürlichen Referenzzustand (Kapitel 3.1.5) das Fehlen einiger in Alpenflüssen sonst verbreiteter Algenarten fest, was jedoch nicht als schwallbedingt angesehen wird. Die meisten dieser „vermissten“ Arten, so die Grünalge *Cladophora sp.*, die Rotalgen *Lemanea cf. fluviatilis* und *Bangia atropurpurea* sowie nicht näher bestimmte fädige Blaualgen wurden im Rahmen des vorliegenden Projektes jedoch in einzelnen speziellen Habitaten des Alpenrheins ebenfalls nachgewiesen, wenn auch in geringer Häufigkeit (Kapitel 5.3.3 im Bericht zu AP 5). Dass sich die relative Zusammensetzung des Phytobenthos heute gegenüber dem natürlichen Zustand verändert hat, wird von ARGE LIMNOLOGIE (2001) auch dem Schwallbetrieb zugeschrieben. Dabei gibt es, neben den aufgezählten Arten mit geringerer Verbreitung, jedoch auch Taxa, die sich unter Schwallenfluss eher stärker ausbreiten. Dazu werden v.a. die fädige Grünalge *Ulothrix sp.* und die Kieselalgenbeläge gezählt, welche sich in den nur bei Schwall benetzten Wasserwechselzonen teilweise in hohen Dichten entwickeln können.

Das Makrozoobenthos des Alpenrheins weist im Vergleich zu anderen untersuchten Alpenflüssen sowohl qualitative (bei der Artenvielfalt) als auch quantitative Defizite (bei der Häufigkeit und Biomasse) auf. Dabei sind insbesondere bei den Bewohnern des oberflächennahen Lückenraums in der Flusssohle starke Ausfälle festgestellt worden (ARGE LIMNOLOGIE, 2001). Von diesem zahlen- und teilweise auch artenmässigen Rückgang, der hauptsächlich auf die Kolmation der obersten Sohlenlage durch Feinsediment zurückgeführt wird, sind u.a. die Eintagsfliegenlarven der Gattung *Rhithrogena* oder die Larven einiger Steinfliegentaxa (*Rhabdiopteryx sp.*, Perlodidae) betroffen. Insgesamt deutet die Zusammensetzung der Wirbellosenfauna auf eine Verschiebung der Lebensgemeinschaft in Richtung von weiter aufwärts gelegenen Flussabschnitten hin. Eine solche „Rhithralisierung“ wird in alpinen Schwallstrecken oft beobachtet (MOOG & CHOVANEC, 2000; ARGE LIMNOLOGIE, 2001; CÉRÉGHINO et al., 2002).

Ein direkter Vergleich des heutigen Artenspektrums von Makroinvertebraten mit jenem der ersten bekannten Aufnahmen von JAAG et al. (1944-47) ist nur sehr beschränkt möglich, weil diese älteren Angaben äußerst rudimentär sind (Kapitel 3.1.5). Es geht daraus aber immerhin hervor, dass die an stärkste Strömungen angepassten Larven der Lidmücke *Liponeura sp.* im obersten Abschnitt des Alpenrheins von Reichenau bis Domat/Ems früher recht verbreitet waren. Soweit bekannt, ist *Liponeura* im Alpenrhein bei keiner der späteren Untersuchungen (von der 1980er Jahren bis heute) mehr gefunden worden. Auf der anderen Seite konnten bei den jüngsten Benthos-Aufnahmen, darunter auch jene in speziellen Habitaten, aber auch einige gewässertypische Arten nachgewiesen werden, die im Alpenrhein zuvor noch nicht oder nur ganz vereinzelt aufgetreten waren (Kapitel 5.3.3 im Bericht zu AP 5).

4 Modellierung mit CASiMiR (siehe auch Bericht zu AP5)

4.1 Methodik (siehe auch Bericht zu AP5)

4.1.1 Allgemeines

Ökologische Systeme wie Fließgewässer und ihre Lebensräume sind komplexe Systeme, die eine Vielzahl von Zusammenhängen zwischen biotischen und abiotischen Komponenten beinhalten. Habitatmodelle sind ein geeignetes Instrument für die Untersuchung der ökologischen Funktionsfähigkeit dieser Systeme. Sie ermöglichen es, Aussagen über die Qualität der Lebensräume für im betrachteten System angesiedelte Lebewesen zu treffen. Die Vorteile dieser Modelle sind dabei vor allem in den folgenden Zusammenhängen begründet:

- Der ökologische Zustand eines Gewässersystems ist unmittelbar gekoppelt mit den Lebensbedingungen für die typischerweise angesiedelten Lebewesen.
- Mit Habitatmodellen kann der Einfluss von Abfluss- und Strukturänderungen auf die Lebensräume von Fischen, Invertebraten und Makrophyten vorausgesagt werden.
- Abflussänderungen in Fließgewässern wirken sich primär auf Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten und Substratzusammensetzung aus, die alle Hauptfaktoren der Habitatqualität und -modellierung sind.
- Durch den Bezug des Habitatangebots auf den Abfluss wird eine quantitative Basis geschaffen, die es erlaubt, ökologische Bewertungen den Nutzungsansprüchen gegenüberzustellen.

In der Wasserrahmenrichtlinie 2000 (WRRL) zählen Fische, durch ihre zeitlich und räumlich variierenden Habitatansprüche während ihres Lebenszyklus und als Ende der Nahrungskette, zu den wichtigsten Indikatorarten, um die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern zu beurteilen.

4.1.2 Modellierungsprinzip

Das Simulationsmodell ist modular aufgebaut mit Möglichkeiten zur Untersuchung der Gewässereigenschaften hinsichtlich Strukturen, Hydraulik und, daraus abgeleitet, dem Angebot an Lebensräumen als Anzeiger der ökologischen Funktionsfähigkeit. Grundlagen für die Fischhabitatsimulation sind Informationen über die zeitlich und räumlich variierenden Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen sowie über das vorhandene Sohlsubstrat. Laut BOVEE (1982) und HEGGENES (1988) zeigen Fischarten signifikante Präferenzen zu diesen drei traditionell verwendeten Habitatparametern. Die Verknüpfung dieser abiotischen Parameter zu einer Habitateignung erfolgt in CASiMiR-Fish entweder über univariate Präferenzfunktionen, die zu einer Gesamteignung aggregiert werden oder über einen multivariaten fuzzy-logischen Ansatz.

4.1.3 Fuzzy-Logik

In CASiMiR ((**C**omputer **A**ided **S**imulation System for Instream Flow **R**equirements) wurde zusätzlich zu diesem „klassischen“ Ansatz der Modellierung über Präferenzfunktionen ein neuer, auf fuzzy-logischen Prinzipien beruhender Ansatz implementiert (SCHNEIDER, 2001), der im Vergleich zu anderen Verfahren mehrere Vorteile mit sich bringt. Basiselement sind unscharfe Fuzzy-Mengen, mit denen sich linguistische Variablen wie ‚große‘, ‚mittlere‘ oder ‚kleine Wassertiefe‘ beschreiben lassen.

Diese Art der Definition kommt der Formulierung von ökologischen Sachverhalten sehr entgegen, da sich die Wirkungszusammenhänge dort selten durch exakte Funktionen beschreiben lassen, sondern häufig nur abgeschätzt werden können. Vorhandenes Expertenwissen lässt sich auf diese Weise einfacher in Berechnungen einbinden und die Anpassung an verschiedene Gewässertypen ist besser zu vollziehen.

Die Vorteile sind:

- Das Wissen über Habitatansprüche von Gewässerorganismen, insbesondere Fische, liegt zumeist in qualitativer Form vor. Diese Art der Formulierung kommt ökologischen Formulierungen entgegen und wird in CASiMiR numerisch verarbeitet.

- Fuzzy-logische Berechnungen berücksichtigen das Zusammenwirken von habitatbeschreibenden Parametern, setzen aber keine Unabhängigkeit der Eingangsparameter voraus.
- In den fuzzy-logischen Ansatz können einfach zusätzliche Parameter einbezogen werden.
- Die Berechnungsschritte sind auch im Nachhinein nachvollziehbar und die Wirkungszusammenhänge können verdeutlicht werden (keine „black box“).

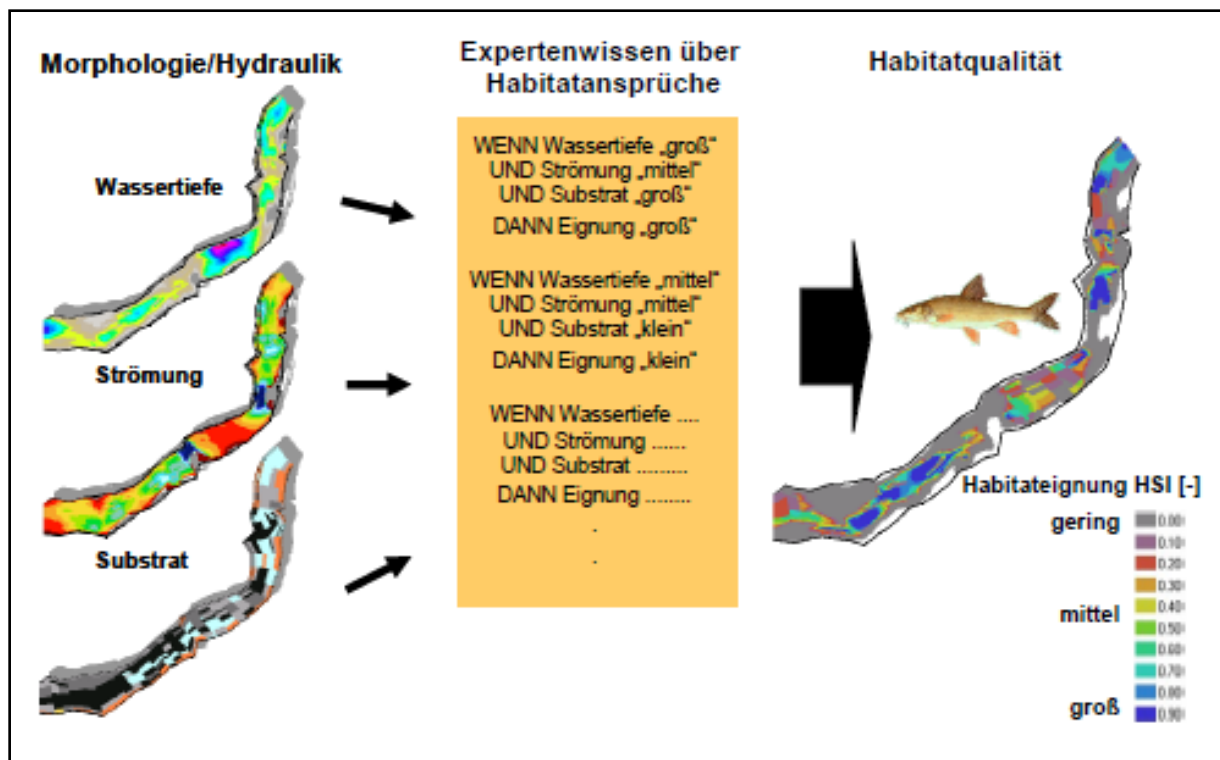


Abb. 4: Fuzzy-logisches Modellierungsprinzip von CASiMiR-Fish

4.1.4 Vorgangsweise bei der Bestimmung geeigneter Jungfisch- bzw. Laichhabitate über semiquantitative fuzzy logic-Regeln

Die Modellierung erfolgt für eine typische Tagesganglinie im Winter bei Niederwasser, da hier die größten relativen täglichen Abflussschwankungen vorliegen.

Als Indikatorfischart für die Modellierung der Fischfauna wird die Bach-/Seeforelle herangezogen, da diese über den gesamten Verlauf des Alpenrheins eine Leitfischart ist.

Um die bestehenden Informationen als Eingabedaten für das Simulationsmodell Casimir (**C**omputer **A**ided **S**imulation **S**ystem for **I**nstream **F**low **R**equirements) verwenden zu können, müssen diese in eine festgelegte, von der Fuzzy-Logik bestimmte Form gebracht werden. Für die im Modell berücksichtigten Faktoren geschah das im Wesentlichen in folgenden Schritten:

1. Festlegung der unscharfen, sogenannten Fuzzysets: Für die bestimmenden Faktoren (unterschiedliche Faktoren für die einzelnen Fragestellungen) wird die Skala der Werte zunächst in sich überschneidende Bereiche unterteilt, die von sehr tief (very low, VL), tief (low, L), mittel (medium, M), hoch (high, H) und sehr hoch (very high, VH) reichen können. Diese geben an, welche Fließgeschwindigkeiten, Wassertiefen und Substratgrößen den Klassen „sehr gering“, „gering“, „mittel“ usw. zugeordnet sind. Die Habitateignung wird auf einer Skala mit dem Index **HSI** (**H**abitat **s**uitability **i**ndex) zwischen 0 (=ungeeignet) und 1 (=optimal geeignet) angegeben. Auf Basis dieser Skala werden Fuzzymengen in derselben Weise wie für die zuvor genannten Habitatfaktoren definiert.

Während die Habitateignung generell mit dem Kürzel HSI angegeben wird, wird im Folgenden für die Basishabitateignung (siehe 4.) das Kürzel **BSI** verwendet (**B**asic habitat **s**uitability **i**ndex). In Abb. 5 wird beispielhaft die Zuordnung von Fließgeschwindigkeitsklassen zu Fuzzysets dargestellt. Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,5 und 0,7 m/sec gehört zu 100% zur mittleren Fuzzysets (M – Mittel). Bereiche zwischen 0,4 und 0,5 m/s bzw. 0,7 und 0,9 m/s fallen teilweise auch bereits in anderen Fuzzysets (in diesem Fall Gering bzw. Gross).

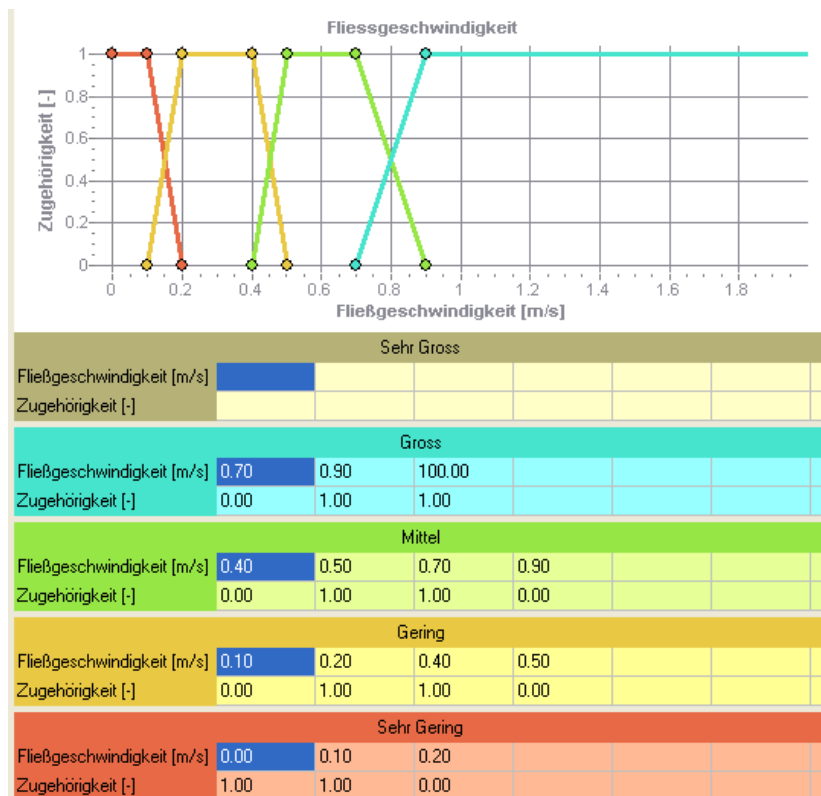


Abb. 5: Beispiel Fuzzy-Menge Fließgeschwindigkeit

2. Festlegung des Regelwerks: Die Formulierung der Habitatsprüche erfolgte dann durch so genannte Inferenzregeln. Diese Regeln, die Grundlage für die fuzzy-logischen Berechnungen sind, berücksichtigen die üblicherweise verwendeten Parameter wie die Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und das dominierende Substrat. Es können aber auch Zusatzgrößen, wie die Sunkgeschwindigkeit des Wasserspiegels oder die Steilheit der Böschungen integriert werden. Für die Erstellung des Regelwerks (Fuzzy-rules) werden die in Punkt 1 erstellten Fuzzysets der einzelnen Parameter miteinander verknüpft und einem Eignungsindex SI (Suitability Index) zugewiesen.

Ein Beispiel für eine derartige Regel ist im Folgenden gegeben:

*WENN Fließgeschwindigkeit **sehr gering** (gering, mittel, gross)*

*UND Wassertiefe **Gering** (sehr gering, mittel, gross, sehr gross)*

*UND Substrat **Mittel** (gering, gross)*

*UND **Covertyp C** - Wurzel, Totholz, ins Wasser ragende Äste - (A, B, D, E)*

*DANN Habitateignung **sehr gross** (gering, mittel, gross)*

3. Im nächsten Schritt werden für jedes Gewässerzelle die Regeln ausgewertet. Regeln, die gut mit den Bedingungen hinsichtlich der Habitatparameter im der Zelle übereinstimmen (Erfüllungsgrad hoch), erhalten ein hohes Gewicht, Regeln, die wenig oder gar nicht mit den Bedingungen im Zelle übereinstimmen (Erfüllungsgrad niedrig bzw. null), erhalten ein geringes bzw. gar kein Gewicht. Das Ergebnis liegt danach zunächst noch in der Form einer Summation von unscharfen Mengen vor. Durch den Schritt der Defuzzifizierung wird diese unscharfe Menge zurück in einen Zahlenwert zwischen 0 und 1 transformiert. Dies erfolgt durch den Schwerpunktansatz, d.h. an der Stelle des Schwerpunkts der unscharfen Menge, wird der Eignungswert auf der HSI/BSI Achse abgegriffen (s. Abb. 6).

Regelauswertung

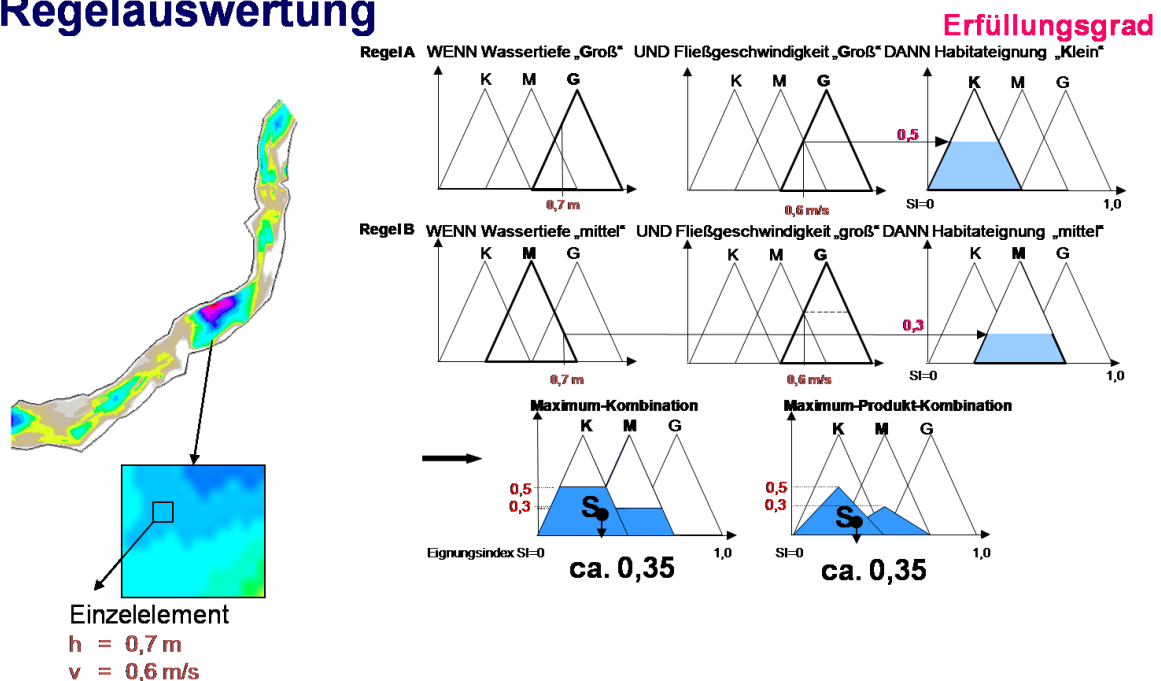


Abb. 6: Beispiel Defuzzifizierung

4. Basishabitateignung: Das Ergebnis der ersten beiden Schritte ist die jeweilige Basishabitateignung (BSI - Werte zwischen 0 (keine Basiseignung) und 1 (maximale Basiseignung)) für Jungfische, Laichplätze und Makrozoobenthos. Die Basishabitateignung beschreibt die grundsätzliche Eignung eines Habitats ohne weitere Einflüsse oder Gefährdungen.

5. Modellierung der Gefährdungen: Anschließend erfolgte die Berechnung der Gefährdungen, welche bedingt durch den Schwallbetrieb auftreten können. Im Falle der Laichplätze von Bachforellen wurde z. B. die Gefährdung durch Erosion bzw. die Gefahr eines Trockenfallens des Laichplatzes bestimmt. Die Vorgehensweise erfolgte analog zu der Vorgangsweise, welche in Punkt 1 und 2 beschrieben ist. Es wurde jedoch keine Basiseignung berechnet, sondern eine Gefährdungswahrscheinlichkeit (Risiko) für ein solches Ereignis. Das Risiko bzw. die Gefährdungswahrscheinlichkeit wurde ebenfalls in Klassen unterteilt: 0 bedeutet keine Gefährdung, 1 bedeutet maximale Gefährdung. Die Berechnung eines etwaigen Risikos erfolgte im Normalfall nur in Bereichen, welche eine Basishabitateignung $> 0,3$ aufweisen (unter 0,3 kann ausgeschlossen werden, dass es sich um einen geeigneten Lebensraum handelt).

Ein Beispiel für eine derartige Regel ist im Folgenden gegeben:

WENN integrierte Basiseignung HOCH $> 0,3$ (GERING)

UND Wassertiefe SEHR GERING (GERING, MITTEL)

DANN Risiko des Trockenfallens SEHR HOCH (HOCH, MITTEL, GERING)

6. Effektive Lebensraumeignung: Der letzte Schritt beinhaltet die Berechnung der „Effektiven Lebensraumeignung“. Dabei werden die auftretenden Gefährdungen von der Basishabitateignung abgezogen.

Effektive Lebensraumeignung =

Basishabitateignung abzüglich der Gefährdung(en)

Die Effektive Lebensraumeignung wird ebenfalls durch Werte von 0 (keine Eignung) bis 1 (maximal mögliche Eignung) ausgedrückt. Übersteigt die „Effektive Lebensraumeignung“ den Wert 0,5 kann man davon ausgehen, dass diese Zelle/dieses Habitat bzw. Strukturelement als Laichplatz oder als Lebensraum für Jungfische trotz auftretender Risiken geeignet ist.

4.2 Bach-/Seeforelle (*Salmo trutta*) als Indikatorfischart

Als Indikatorfischart für die Modellierung der Fischfauna wird die Bach-/Seeforelle herangezogen, da diese über den gesamten Verlauf des Alpenrheins eine Leitfischart ist. Da die Eier der Bach-/Seeforelle den gesamten Winter über im Schotterlückenraum der Flusssohle liegen ist dieses Stadium gegenüber Abflussschwankungen und resultierende Einflüsse auf die Flusssohle besonders sensibel. Da die Ausbildung intakter Fischpopulationen von den Verhältnissen für das sensibelste Stadium abhängt, erfolgt die Modellierung anhand der Laichplätze/Eier. Als zweitsensibelstes Stadium werden die sich in ufernahen Bereichen aufhaltenden und daher vom Stranden bei Sunkrückgang besonders gefährdeten Jungfische ebenfalls modelliert. Es sei darauf hingewiesen, dass die im Februar/März gerade geschlüpften Fischlarven natürlich noch sensibler sind. Für deren Modellierung wären jedoch noch zusätzliche hydraulische Berechnungen für charakteristische Abflussverhältnisse im zeitigen Frühjahr erforderlich gewesen.

4.2.1 Allgemeines über Bach-/Seeforelle (*Salmo trutta*)

Die Bach- bzw. Seeforelle stellt hohe Ansprüche an ihren Lebensraum, zum Beispiel hinsichtlich des Sauerstoffbedarfs oder der Wassertemperatur, besitzt jedoch auch die Fähigkeit, sich an unterschiedlichste Gewässertypen anzupassen und somit verschiedenste Habitate zu besiedeln. Ihr Vorkommen reicht von hochgelegenen Gebirgsbächen über große Flüsse und Seen bis hin zum Meer, wo als weitere Variation die anadrome Meerforelle vorkommt (JUNGWIRTH, et al., 2003).

Salmo trutta ist heimisch in Europa, Nordafrika und dem westlichen Teil von Asien, wurde aber in mindestens 24 Ländern außerhalb Europas eingeführt und ist mittlerweile weltweit verbreitet (KLEMTSEN et al., 2003). Die nördlichen Verbreitungsgrenzen in Europa befinden sich in Island, Nordskandinavien und Russland, die südlichen auf Mittelmeerinseln wie Sardinien, Korsika und Sizilien sowie dem Atlasgebirge in Nordafrika. Nach Osten kommt *Salmo trutta* bis zum Uralgebirge vor (ELLIOT, 1994).

Bach-, See- und Meerforelle sind keine verschiedenen Arten. Molekulargenetische Untersuchungen haben gezeigt, dass die Übergänge fließend sind. Aus diesem Grund sind in der wissenschaftlichen Nomenklatur die früher unterschiedlichen Formenbezeichnungen *S.t.fario*, *S.t.lacustris* und *S.t.trutta* nicht mehr gebräuchlich (RUHLÉ et al., 2005).

Aufgrund der ausgeprägten Fähigkeit zur lokalen Anpassung und der Ausbildung unterschiedlichster Formen wird die Bachforelle als polytypische bzw. sehr plastische Art bezeichnet. In diesem Sinne zeigt sie eine hohe Variabilität in Morphologie, Wachstum, Verhalten und infolgedessen auch der Habitatbindung (Jungwirth, et al., 2003). Die Habitatansprüche sind dabei nicht nur bei den genannten Phänotypen unterschiedlich sondern auch innerhalb der jeweiligen Lebenszyklen.

So findet bei den Seeforellen die Fortpflanzung auf kiesigen Laichgründen in den Zuflüssen der Seen statt, die für eine erfolgreiche Embryonalentwicklung von kühlem, sauerstoffreichem Wasser durchströmt sein müssen. Der erste Habitatwechsel findet am Ende der Embryonalphase statt, wenn sich die Larven durch Zentimeter bis Meter an Schotter und Kies, aus dem Interstitial Richtung offenem Gewässerbett bewegen. Kurz nach dem Schlüpfen verlässt die frische Brut den Nestbereich (KLEMETSEN et al., 2003).

Oft wird der erste Lebensabschnitt in den Laichgewässern beziehungsweise in der näheren Umgebung der Laichplätze zusammen mit jungen Bachforellen verbracht (RUHLÉ et al., 2005). Im Zuge des Heranwachsens vergrößert sich der Territoriumsanspruch und die verfügbaren Unterstände werden zum limitierenden Faktor, da diese als Ruhe- und Versteckplätze zur visuellen Isolation und als Strömungsschutz benötigt werden. Wichtig in dieser Entwicklungsphase ist eine heterogene Substratzusammensetzung mit geringem Feinsedimentanteil (BURKHARDT-HOLM, 2004). Als halb- bis zweieinhalbjährige Fische, abhängig vom jeweiligen Gewässersystem, findet die Rückwanderung in die Seen statt. Die Seeforellen wachsen dort, im Vergleich zu residenten Bachforellen, deutlich schneller. Dieses beschleunigte Wachstum hält bis zur Erlangung der Fortpflanzungsfähigkeit an. Noch vor dem Erreichen der Geschlechts- bzw. Laichreife ziehen die adulten Fische zur Fortpflanzung in die jeweiligen Herkunftsgewässer zurück, wobei Lebens- und Fortpflanzungshabitate weit voneinander entfernt liegen können. Ähnliche Lebenszyklen weisen auch Meerforelle und Lachse auf, wobei diese die Wachstumsphase allerdings küstennah oder im offenen Meer verbringen (RUHLÉ et al., 2005).

Nach KLEMETSEN et al. (2003) hängen diese ontogenetischen Habitatwechsel teilweise mit der Größe der Individuen zusammen, teilweise aber auch mit deren Entwicklungsgeschwindigkeit. Schnellwachsende Exemplare wechseln Lebensraum und Nahrung bereits dann, wenn sie noch jünger und kleiner sind als langsamwachsende Exemplare. Der Zeitpunkt des Wechsels scheint größtenteils beeinflusst von der möglichen Energieaufnahme in einem Habitat. Wenn der Überschuss an Energie, der in Wachstum investiert werden kann, zu klein wird, beginnt der Wechsel in Habitate mit besserem Nahrungsangebot. Welche Nahrung aufgenommen wird, hängt in erster Linie mit dem verfügbaren Angebot zusammen. Für die Jungfische sind insbesondere Insektenlarven von großer Bedeutung.

Für viele Seeforellen ist Zoobenthos aus dem Litoral die Hauptnahrungsquelle, wobei sich sowohl im Fluss als auch im See die größeren Individuen hauptsächlich von Fischen ernähren.

Die Habitatnutzung von weiblichen und männlichen Seeforellen ist teilweise recht unterschiedlich. So haben Männchen eine geringere Neigung zu wandern und bleiben häufiger in den Fließgewässern wo sie geschlüpft beziehungsweise aufgewachsen sind. Demgegenüber wechseln weibliche Individuen häufiger zu einer Lebensweise mit Aufenthalt im See beziehungsweise Meer und nutzen dort häufiger als ihre männlichen Artgenossen das Pelagial als Habitat.

Durch diesen Wechsel in den Freiwasserkörper ist auch die Wahrscheinlichkeit bei Weibchen höher, dass sie Zooplankton als Hauptnahrung annehmen als bei Männchen.

Weiters werden weibliche Seeforellen häufig deutlich größer, sind von ihrem Erscheinungsbild einheitlicher und werden später geschlechtsreif als die Männchen einer Population. Ursache dafür ist vermutlich, dass die reproduktive Fitness von Weibchen immer mehr steigt je größer sie sind. Männchen andererseits können sowohl als große als auch als kleine Exemplare dieselbe Fitness aufweisen (KLEMETSEN et al., 2003).

Die Beanspruchung so unterschiedlicher Habitate und Lebensweisen macht die Seeforellen besonders empfindlich für anthropogene Einflüsse. *„Hindernisse auf dem Weg zu den Fortpflanzungsgebieten, Veränderungen in der Struktur der Gewässersohle z.B. durch Kolmatierung, Veränderungen im Abflussregime oder unzureichende Wassergüte in den Zuflüssen erschweren oder verhindern die Fortpflanzung ebenso wie die Befischung der noch nicht fortpflanzungsfähigen Fische in den Seen“* (RUHLÉ et al., 2005).

4.2.2 Aktuelle Situation der Bodensee-Seeforelle

Durch die intensive anthropogene Nutzung des Bodensees und des Rheintals am Alpenrhein werden die oben angesprochenen kritischen Parameter bereits seit langem zu Ungunsten der dortigen Seeforellenpopulation verändert. Seit mehr als einem Jahrhundert ist sie einer Fülle von schädlichen menschlichen Einflüssen ausgesetzt, wobei RUHLÉ et al. (2005) den unzureichenden Schutz der Fische in der Wachstumsphase im See sowie die fortschreitende Zerstückelung der Zubringersysteme als bedeutsamste Einflussgrößen anführen. In diesem Sinne nennen auch BECKER et al. (2010) die oftmals fehlende beziehungsweise eingeschränkte Durchgängigkeit von potentiellen Laichflüssen sowie die Degradation des Lebensraumes durch Gewässerverbau, Schwall/Sunk- & Restwasserführung, Geschiebedefizit und ungenügende Wasserqualität als wesentliche Defizite.

Ab Mitte des letzten Jahrhunderts ist infolgedessen ein deutlicher Bestandseinbruch der Seeforellen im Bodensee sowie das Ausbleiben von fortpflanzungsfähigen Fischen an den früheren Laichhabitaten dokumentiert (RUHLÉ et al., 2005). So wurden in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts noch circa 11.000 kg/a Seeforellen im Bodensee Obersee von Berufsfischern gefangen (RUHLÉ et al., 1984; SCHULZ, 1995). Ab etwa 1950 sanken die Erträge trotz unterstützender Besatzmaßnahmen immer mehr bis 1985 mit rund 1.550 kg/a der Tiefststand erreicht wurde. Im selben Zeitraum verschwanden auch die nachweisbaren Laichfische beim Kraftwerk Reichenau bis auf wenige Einzelfänge. Nach einer Analyse von verschiedensten Veröffentlichungen zu diesem Thema summieren RUHLÉ et al. (2005) die Ursachen und stellen fest, dass eine Verkettung von ungünstigen Umständen den beobachteten Effekt ausgelöst haben.

Neben den bereits zuvor genannten Ursachen ist dem Kraftwerk Reichenau, welches 1959-1962 ohne Fischwanderhilfe errichtet wurde, besondere Bedeutung zuzuschreiben. Weiters sind die lange Zeit ungünstigen Fischereibestimmungen im Bodensee und vielen seiner Zuflüsse mitverantwortlich für diese Entwicklungen (RUHLÉ et al., 2005).

Schon vor Jahrhunderten wurden Teile der Alpenrheinzubringer für die Laichwanderungen der Seeforellen unzugänglich gemacht. So ist dokumentiert, dass ein bereits 1566 errichtetes Wehr bei Feldkirch den Seeforellenaufstieg in die obere Ill unterband (HAIDVOGL et al., 1997). Ähnliche Entwicklungen fanden an vielen in den Bodensee mündenden Zubringern statt. Gravierende Auswirkungen hatte auch die Abtrennung von einer Vielzahl an Nebengewässern vom Alpenrhein. So gibt es derzeit nur noch 10 direkte Zubringer zwischen Landquartmündung und Bodensee von ehemals 53. Viele dieser Nebengewässer wurden umgeleitet und in künstliche Kanäle links und rechts des regulierten Alpenrheins zusammengefasst (HAIDVOGL et al., 1997). Teilweise wurden an besagten Kanälen zusätzlich auch noch ganze Kraftwerksketten errichtet, wodurch die oberhalb liegenden Kanalzuflüsse als Laichgewässer zur Gänze verloren gingen.

Kiesentnahmen in den 1950er und 1960er Jahren verursachten eine Eintiefung des Alpenrheins in beträchtlichem Ausmaß, so zum Beispiel an der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals um 4 - 4,5 Meter (ZARN, 1999). Dadurch wurde die Einstiegsmöglichkeit in früher niveaugleich mündende Zubringer unterbunden und viele Laichplätze gingen verloren.

„Summarisch dargelegt kann festgehalten werden, dass der Lebenszyklus der Seeforelle und der damit verbundene Wechsel zwischen See und Fließgewässer diesen Fisch für anthropogene Veränderungen besonders anfällig macht. Die abnehmende Erreichbarkeit der Fortpflanzungsgewässer (Quer- und Längsverbau der Flüsse, Verschlechterung der Wasserqualität, veränderte Wasserführung), Kolmatierung und Austrocknung der Laichplätze und der starke Befischungsdruck im Bodensee und früher auch in den Aufstiegsgewässern trugen zur drastischen Einschränkung der natürlichen Reproduktion und zur Dezimierung der Bestände bei“ (RUHLÉ et al., 2005 nach SCHULZ, 1995).

Durch intensive Stützungen des Bestandes durch Mutterfischhaltung und Besatzmaßnahmen, die Errichtung einer Fischaufstiegshilfe am KW Reichenau und die Vernetzung und morphologische Aufwertung von Zuflüssen konnte in den letzten Jahren eine Stabilisierung des Bestandes auf allerdings niedrigem Niveau erreicht werden.

4.3 Modellierungsregeln Laichhabitats/Reproduktion

4.3.1 Mögliche Schadensfaktoren der Reproduktion der Bach-/Seeforelle durch den Abflussschwall

Durch die schwallbedingten Schwankungen des Abflusses bzw. des Wasserstandes wird die natürliche Reproduktion in Schwallstrecken zumeist deutlich negativ beeinträchtigt (JUNGWIRTH, et al., 1990). Die Auswirkungen des Schwallbetriebes auf die Fauna können je nach Gewässer sehr unterschiedlich ausfallen. Häufig festgestellt werden in Schwallstrecken eine Beeinträchtigung der natürlichen Fortpflanzung bei Fischen und eine Verminderung des Fischbestandes, eine abnehmende Arten- und Individuenzahl bei wirbellosen Bewohnern der Flusssohle (v.a. Insektenlarven), ein als Katastrophendrift bezeichnetes Abschwemmen von Wirbellosen und Jungfischen bei Schwallbeginn sowie ein Stranden dieser Organismen auf den trockenfallenden Uferstreifen bei Schwallrückgang (LIMNEX, 2004). Des Weiteren besteht auch noch das Phänomen einer zumeist zunehmenden Kolmation in Schwallstrecken. Hier wird zwischen „innerer“ und „äußerer“ Kolmation unterschieden. Unter innerer Kolmation versteht man die Verstopfung des Lückenraumes im Schotterkörper durch Feinsedimente. Das führt zu einer Beeinträchtigung der Fischhabitats in der Gewässersohle (Fischeier, Fischlarven und speleophile Fischarten wie Koppe) und stellt speziell für kieslaichende Fische ein großes Problem dar (HAAS & PETER, 2009). Als äußere Kolmation wird die oberflächliche Abdeckung mit Feinsedimenten bezeichnet.

Für die Reproduktion ergeben sich folgende Beeinträchtigungen durch Schwall:

- periodisches Unterbrechen des Laichvorganges bei Schwall

Für viele Fischarten wird der Abbruch der Laichaktivitäten bei einsetzendem Hochwasser angegeben. Da ähnliche Verhältnisse auch bei Schwall auftreten, sind derartige Verhaltensweisen prinzipiell auch in Schwallstrecken anzunehmen, wobei aufgrund ihres täglichen Auftretens die Auswirkungen stärker ins Gewicht fallen würden.

- Trockenfallen der bei Schwall abgelaichten Eier bzw.
- Erosion der bei Sunk abgelaichten Eier

Praktisch alle Hauptfischarten des Epi- bis Hyporhithrals aber auch des Epipotamals sind als strömungsliebende Kieslaicher zu klassifizieren.

Diese laichen an flacheren, rasch fließenden Bereichen mit lockerem Kiessubstrat, wobei jede Fischart sehr spezifische hydromorphologische Anforderungen an die Laichplätze stellt.

Gerade diese Bereiche weisen aber in Schwallstrecken sehr differierende Verhältnisse zwischen Schwall und Sunk auf (siehe auch oben). An geeigneten Plätzen bei Schwall abgelaichte Eier fallen daher bei Sunk trocken. Potentielle Laichplätze bei Sunk weisen hingegen bei Schwall sehr hohe Fließgeschwindigkeiten auf, die zur Erosion der Eier führen können.

- ungenügende Ei- bzw. Larvalentwicklung durch Kolmation des Schotterlückenraumes durch erhöhte Trübungskonzentration. Als Folge der bei Schwall erhöhten Trübungskonzentration kommt es zu verstärkter innerer Kolmation, wodurch die Durchströmung und damit die Sauerstoffversorgung der im Substrat befindlichen Eier der o.a. Hauptfischarten drastisch reduziert wird. Dies kann zu stark verzögerter Entwicklung bis zum völligen Absterben der Eier führen (vgl. z.B. CORDONE & KELLY, 1961, SHUMWAY et al., 1964).

4.3.2 Festlegung der geeigneten Laichhabitate für unterschiedliche Abflüsse der jeweiligen Schwallganglinie

4.3.2.1 Laichaktivität der Bach-/Seeforelle und Einflussfaktoren

Gerade für die Reproduktion der Bach- und Seeforelle, deren Eier sich den gesamten Winter über im Substrat befinden, ist die stabile Niederwasserphase von besonderer Bedeutung. Deshalb ist gerade die Bach- bzw. Seeforelle sehr stark von den schwallbedingten Beeinträchtigungen betroffen, da die Laichzeit im November/Dezember in die Niederwasserphase nahezu aller Gewässer der Forellenregion fällt, wo die Schwallamplitude prozentuell am höchsten ist. Darüber hinaus verbleiben die Eier aufgrund der langen Entwicklungsdauer den gesamten Winter über im Substrat und sind damit lange den Beeinträchtigungen durch Schwallereignisse ausgesetzt.

Die Bachforelle zählt zu den Kieslaichern, welche ihren Laich aktiv im Sediment vergraben. Typischerweise wird auf steinig/kiesigen Untergrund in Fließgewässern gelaicht, vereinzelt wurde auch eine Reproduktion in Seen belegt (SCOTT & IRVINE, 2000; SNEIDER, 2000). Die Bachforelle pflanzt sich im Herbst oder Winter fort, abhängig vom Breitengrad und der Höhe über dem Meeresspiegel. Da die Wassertemperaturen in größeren Höhen und weiter im Norden niedriger sind und somit die Eientwicklung länger dauert, beginnt die Laichzeit umso früher, je weiter im Norden bzw. je höher über dem Meer sich das Laichgebiet befindet. Es erfolgt im Normalfall eine flussaufwärtsgerichtete Wanderung bzw. eine Wanderung in die Zubringer.

Bachforellen sind Herbstlaicher, wobei der Beginn der Laichzeit mit dem Breitengrad zusammenhängt. Laichwanderungen scheinen von kürzer werdenden Tageslängen, steigenden Herbstabflüssen oder dem Sinken der Wassertemperatur unter 9 °C ausgelöst zu werden (STUART 1953, 1957, FROST & BROWN, 1967; RIESER & WESCHE, 1977). Laut FROST & BROWN (1967) und MILLS (1971) beginnen die herbstlichen Laichwanderungen bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 7 °C, laut HOOPER (1973) bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 12,8 °C; das Laichgeschehen findet bei Wassertemperaturen zwischen 7 und 9 °C statt (MANSELL, 1966). Die entscheidenden Faktoren für den Einstieg in die Zubringer zum Laichen sind Wassertemperatur von 6°C und Hochwässer (BAGLINIÈRE & MAISSE, 1991).

Die Bachforelle wird als potamadromer Kurzstreckenwanderer eingestuft (SCHMUTZ et. al, 2000). Analog zu anderen Süßwasserfischen weist die Bachforelle ein ausgeprägtes „Homing“ (Rückkehr zum Ort der Geburt) auf (TILZEY, 1977; HALVORSEN & STABELL, 1990).

Insbesondere die größeren Forellen können über weite Strecken bis zu ca. 100 km und mehr zu ihren Laichplätzen ziehen, während von kleineren Forellen geringere Wanderungsstrecken im Bereich von mehreren hundert Metern bis zu einigen Kilometern beschrieben sind (OVIDIO et al., 1998, JUNGWIRTH et al., 2003). Die Wanderungen erfolgten dabei ausschließlich in der Nacht.

Im Rahmen der Diplomarbeit „Reproduktion der Seeforelle im Vorderrhein“ (CAVIEZEL, 2006) wurden 19 Seeforellen, die Ende Oktober 2005 über die Fischtreppe des Kraftwerks Reichenau aufstiegen, mit Telemetriesendern versehen und deren Wanderung und Aktivitäten mitverfolgt. Die mittlere Aufstiegsdistanz betrug 20.2 km (min = 8.7 km, max = 35.8 km). Rund drei Viertel der über die Fischtreppe aufsteigenden Seeforellen wanderten in den Vorderrhein, ein Viertel in den Hinterrhein (vgl. PETER, 2004). Die markierten Seeforellen, die in den Vorderrhein wanderten, verteilten sich gleichmäßig zwischen Trin und Tavanasa. Im Hinterrhein ist vor allem die Aue bei Rhäzüns für die Reproduktion der Seeforelle von Bedeutung. Eine markierte Seeforelle suchte den Flem auf, eine andere wanderte in den Glenner. Die übrigen Seitenbäche wurden nicht benutzt. Viele der Seitenbäche führen im Winter fast kein Wasser (z.B. die Rabiusa), frieren zu oder sind wegen den zahlreichen Verbauungen nicht mehr zugänglich.

An den Laichplätzen angekommen schlagen die Bachforellenrogner Laichgruben aus und legen darin in mehreren Schüben ihre Laichprodukte ab. Die präferierten Stellen befinden sich sehr oft an flach überronnenen Schotterbänken bzw. auch an Kolk-Furt Übergängen (OTTAWAY et al., 1981). Auch das obere Ende von Kiesbänken wird als bevorzugter Standort zur Eiablage beschrieben (BLOHM et al., 1994).

Die Eignung als Laichplatz wird vor allem durch das Ausmaß des Abflusses und die Größe und Zusammensetzung des Substrats bestimmt (BAGLINIERE et al., 1979; DELACOSTE et al., 1995). Bachforellen laichen bevorzugt in seichten Gewässerarealen wie Furten und Gleiten (BAGLINIERE et al., 1979), wobei die Laichgruben gewöhnlich am Beginn von Furten bzw. am Ende von Gleiten angelegt werden (WITZEL & MACCRIMMON 1983). EUZENAT & FOURNEL (1976) berichten auch von Laichgruben in der Mitte von Furten.

MIKOLAJCZYK et al. (2003) untersuchten vier Flüsse im Krakauer Tal und fanden, dass sich die Mehrzahl (49%) der Laichgruben von Seeforellen in der Mitte von Furten befand, 19% der Laichgruben wurde parallel zu Furten nahe des Ufers lokalisiert und nur 32% befanden sich am Ende von Gleiten.

Der Bachforellenrogner erzeugt durch seitliches Schlagen eine Laichgrube, in der die darin abgelegten Eier vom Milchner befruchtet werden. Anschließend wird flussauf die nächste Grube geschlagen und die alte, flussabwärts liegende, Laichgrube mit dem Material der neu angelegten Grube wieder zugeschüttet.

Dadurch werden Feinsedimente ausgewaschen, was dazu führt, dass das Substrat in der Umgebung der Eier etwas gröber ist.

Das Auswaschen der Feinsedimente durch das Schlagen der Laichgrube führt auch bei natürlichen Laichplätzen zu einer Entkolmatierung der unmittelbaren Umgebung der Eier. In den Kiesbetten sollen die Korngrößen zwischen 10 und 80 mm liegen, die optimale Substratzusammensetzung liegt im Bereich von 20 - 30 mm (CRISP, 2000). Die Korngröße des Laichsubstrates schwankt je nach Autor zwischen 10 und 70mm, bevorzugt werden im Allgemeinen Korngrößen um die 50 mm (STUART 1953; FROST & BROWN 1967; HOOPER 1973; BERG 1977; REISER & WESCHE 1977). Gelaicht wird aber auch an Stellen mit Korngrößen zwischen 3 und 10 mm. Größere Rogner, wie sie bei Seeforellen im Vergleich zu Bachforellen üblich sind, laichen öfters auch auf gröberem Substrat und vergraben ihre Eier auch tiefer als kleinere Individuen (FLEMING, 1996). Die maximale Substratgröße, die noch als Laichsubstrat geeignet ist, hängt von der Größe des Weibchens ab.

Bei Bachforellen wird, was die Wahl der Laichplätze betrifft, eine enge Präferenz bezüglich der Fließgeschwindigkeit von 40 cm/s beschrieben. Laut BERG (1977) beträgt die Fließgeschwindigkeit über Laichplätzen im Yellowstone River zwischen 48,2 und 75,9 cm/s. HOOPER (1973) berichtet von einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 46,6 cm/s, die zwischen 30,5 und 76,2 cm/s variiert; wobei an den meisten Laichplätzen eine Fließgeschwindigkeit zwischen 39,6 und 51,8 cm/s vorherrscht. SMITH (1973) beschreibt für die Laichplätze von Bachforellen im Oregon eine durchschnittliche Fließgeschwindigkeit von 44,5 cm/s, mit einer Schwankungsbreite zwischen 20,4 und 68,3 cm/s. Für WATERS (1976) sind Fließgeschwindigkeiten zwischen 15,2 und 91,4 cm/s an den Laichplätzen der Bachforellen geeignet, wobei der Optimalbereich zwischen 53,3 und 68,6 cm/s liegt. SHIRVELL und DUNGEY (1983) berichten, dass die bevorzugte Fließgeschwindigkeit an Laichplätzen durchschnittlich bei 39,4 cm/s liegt und dass die Geschwindigkeit bei der Auswahl des Laichplatzes wichtiger ist als die Wassertiefe. Laut REISER und WESCHE (1977) bevorzugen Bachforellen an ihren Laichplätzen Fließgeschwindigkeiten zwischen 13,7 und 45,7 cm/s. Die bevorzugten Fließgeschwindigkeiten beim Abbläuen von Seeforellen im Hinterrhein betragen 0.55 m/s (min = 0.28 m/s, max. = 0.85 m/s). bei einer Wassertiefe von 32.17 cm (min. = 18 cm, max. = 50 cm) und einer Substratzusammensetzung mit einem großen Anteil an Kies mit der Korngröße 1.6 - 6.4 cm (CAVIEZEL, 2006).

Als bevorzugte Wassertiefe an den Laichhabitaten werden Tiefen von 45,7 cm (O'DONNELL und CHURCHILL 1943) und 42,6 cm (SMITH 1973) angegeben. Bei den von BERG (1977) untersuchten Laichplätzen am Yellowstone River und seinen Zubringern betrug die Wassertiefe an den Laichplätzen zwischen 28,3 und 60,3 cm.

Laut WATERS (1976) befinden sich die Laichhabitate in Wassertiefen zwischen 12,2 und 91,4 cm, wobei der Optimalbereich zwischen 24,4 und 45,7 cm liegt. SHIRVELL und DUNGEY (1983) berichten von 31,7 cm als bevorzugte Wassertiefe an den Laichplätzen der Bachforelle.

Bis zu welcher Wassertiefe Laichplätze maximal angelegt werden, hängt notwendigerweise von der vorhandenen Auswahl an Habitaten mit geeigneten Korngrößen und Fließgeschwindigkeiten ab. Nach BAGLINIÈRE & MAISSE (1991) liegt die bevorzugte Wassertiefe bei 30 cm (10-50 cm). HEGGBERGET et al. (1988) geben in Flüssen in Schweden für die Bachforelle bevorzugte Wassertiefen von 15 - 30 cm und Fließgeschwindigkeiten von 20,6 - 56 cm/s für Laichplätze an. Dabei reichen die angegebenen Tiefenwerte von 5 - 51 cm (FRAGNOUD, 1987) bis 7 - 58 cm (WITZEL & MACCRIMMON, 1983). Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeiten schwanken die angegebenen Werte zwischen 30 - 75 cm/s (FRAGNOUD, 1987; NIHOARN, 1983).

Für eine erfolgreiche Entwicklung der Bachforelleneier ist ein offenes Lückensystem im Laichbett mit einer ausreichenden Durchströmung entscheidend (vgl. Fließgeschwindigkeit). Der Sauerstoffbedarf der Eier ist anfangs verhältnismäßig gering, kurz vor dem Schlüpfen steigt er stark an. Für eine erfolgreiche Eientwicklung scheint generell ein Sauerstoffgehalt von über 7 mg/l notwendig zu sein (CRISP, 1996). Versuche mit Regenbogenforelleneiern zeigten, dass durch die Abnahme der Durchströmung des Interstitials unter 5cm/h sowie eine Reduktion des gelösten Sauerstoffs unter 7 mg/l eine erhöhte Mortalität sowie eine geringere Größe der geschlüpften Larven (TURNPENNY & WILLIAMS, 1980) auftrat.

Eine Verstopfung bzw. Verlegung des Schotterlückenraums führt zu einer verringerten Durchströmung und einer Abnahme der Versorgung mit Frischwasser und Sauerstoff. Dies kann zu stark verzögerter Entwicklung bis zum völligen Absterben der Eier führen (vgl. z.B. CORDONE & KELLY, 1961, SHUMWAY et al., 1964). Wesentlich für die Reproduktion ist daher auch der Anteil der Feinsedimente. Der maximale Anteil von Sand (Partikelgröße 0,75 mm) sollte 10 % nicht überschreiten (OLSSON & PERSSON, 1988). Nach OTTAWAY et al. (1981) liegt der Anteil von Feinsediment < 1mm bei 6 – 17%, bzw. bei <0,8mm bei 7%.

Der sinkende Schlupferfolg mit steigendem Feinsedimentanteil ist in vielen Literaturangaben angeführt (TAGART, 1984, PETERSON & METCALFE, 1981). So belegen MCNEIL & AHNELL (1964) eine 50% Emergenz der Larven bei 12% Feinsedimentanteil ($D < 0,83$ mm). Bereits bei geringfügig höherem Anteil von Feinsediment ($D < 0,5$ mm) geben PETERSON & METCALFE (1981) einen starken Rückgang des Schlupferfolges an. RUBIN (1998) beispielsweise zeigte, dass feiner Kies mit einer Partikelgröße zwischen 6 und 15 mm für die Emergenz der Seeforellenbrut problematisch sein kann. Er interpretiert, dass die Brut noch zu schwach ist, um die Partikel zu bewegen und die Zwischenräume bei dieser Partikelgröße kein Durchkommen erlauben.

Die Schädigung der Eientwicklung durch Feinsedimenteinträge in den Schotterlückenraum, welche die oben erwähnte Sohlenzusammensetzung und damit den Sauerstoffgehalt im Interstitialwasser verändern, wurde auch im Alpenrhein nachgewiesen (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001).

Im Rahmen des Projektes „Trübung und Schwall Alpenrhein - Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische – Teilbereich Fischökologie " (EBERSTALLER & PINKA, 1999) wurden die Reproduktionsverhältnisse von Bach- bzw. Seeforelle im Alpenrhein mithilfe von über 100 Vibertboxen überprüft. Die Vibertboxen wurden entlang von Schotterbänken, ober- und unterhalb der Riffels eingebracht in den Abschnitten Buchs, Bad Ragaz, Mastrils und einem Zubringer, dem Dorfbach. Wie die Ergebnisse der Vibertkästen zeigten, verhindert die starke innere Kolmation (als Schadensfaktor im Alpenrhein) eine erfolgreiche natürliche Reproduktion (insbesondere der See- und Bachforelle). Lediglich in den naturnahen Riffelausformungen in Mastrils wäre hinsichtlich Kolmation möglicherweise eine Reproduktion in sehr eingeschränktem Umfang möglich. Die bereits aufgeführten zusätzlichen Schadensfaktoren lassen jedoch in Summe eine erfolgreiche Reproduktion auch in Mastrils sehr fraglich erscheinen. An allen anderen Stellen werden nur Eier im Augenpunktstadium sowie in der Entwicklung weiter zurückgebliebene Eier belegt. Entsprechend den vorliegenden Literaturangaben wird die Eientwicklung vor allem durch eine schlechtere Sauerstoffversorgung der Eier bei verringertem Durchfluss durch den Kieslückenraum verzögert (CORDONE & KELLY, 1961; SHUMWAY et al., 1964). Für die vorgefundenen Eier im Augenpunktstadium und vor allem für die sonstigen lebenden Eier ist – unter Berücksichtigung der verzögerten Entwicklung – ein Schlüpfen, wenn dies überhaupt erfolgen würde, erst in mehr als einem Monat anzunehmen. So geht man ab Eintritt des Augenpunktstadiums bis zum Schlüpfen von 60% der bis dahin benötigten Entwicklungszeit (Tagesgrade) aus (PAYR, 2001, WIESNER, 1937). Jungfische mit ausreichender Schwimmkapazität können sich daher im Alpenrhein an diesen Probestellen bis zum Einsetzen der erhöhten Wasserführung im April kaum mehr entwickeln.

Die Zubringer in den Mastrilser Auen, vor allem der Dorfbach, bieten hingegen diesbezüglich optimale Bedingungen. Den Ausfall der Reproduktion im Alpenrhein können diese wenigen, kleinen Zubringer aber nicht kompensieren. Im Rahmen der Arbeit „Reproduktion der Seeforelle im Vorderrhein“ (CAVIEZEL, 2006) wurden im Vorderrhein zwischen Trin und Tavansa ebenfalls Inkubationsversuche mit Seeforelleneiern in Vibertboxen durchgeführt. In den untersuchten Abschnitten des Vorderrheins wurde eine Überlebensrate von 87 % belegt. Im Gegensatz zu der Studie von EBERSTALLER & PINKA (1999) konnte also eine erfolgreiche Naturverlaichung im Vorderrhein belegt werden.

Maßgebend für die Dauer der Eientwicklung sind auch die sogenannten Tagesgrade (Summe der mittleren Tageswassertemperatur von der Eibefruchtung bis zum Schlüpfen der Larven). Für die Bachforelle beträgt dieser Wert je nach Wassertemperatur zwischen 300 und 500 Tagesgrade (IGLER, 1969; LEITRITZ, 1969). WITZEL & MACCRIMMON (1983) geben 406 bis 420 Tagesgrade an.

Die optimale Temperatur für die Eientwicklung liegt je nach Autor zwischen 4 und 7 °C (HUMPESCH 1985, JUNGWIRTH & WINKLER 1984, MÜLLER, 1997). Nach dem Schlupf verbleibt die Dottersackbrut dann noch weitere 5-6 Wochen (408 Tagesgrade) im Interstitial (Elliot, 1994).

4.3.2.2 Fuzzysset und Fuzzyregeln Basishabitateignung – Laichplatz Bach-/Seeforelle

Entsprechend den vorhandenen Daten wird die Basishabitateignung von Laichplätzen der Bach-/Seeforelle vor allem von den Parametern:

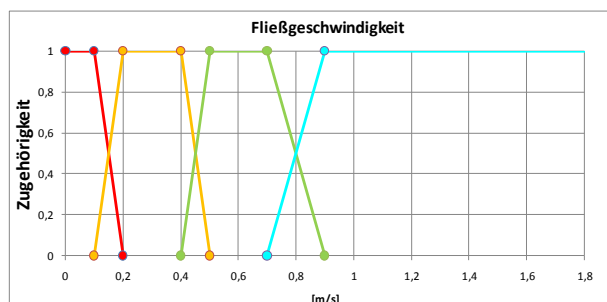
- Fließgeschwindigkeit,
- Wassertiefe und
- Substrat

bestimmt. Der Verfestigungsgrad des Schotterkörpers hat zudem Einfluss auf die Möglichkeit eine Laichgrube zu schlagen. Der Grad der über den Winter entstehenden, inneren Kolmation ist entscheidend für eine ausreichende Sauerstoffversorgung und damit erfolgreiche Eientwicklung.

Als Ausgangspunkt für die Fuzzy-Regeln zur Berechnung der Basishabitateignung als Laichplatz werden diese Parameter zuerst verschiedenen Klassen („Fuzzysset“) zugeordnet sowie Klassen für die Basishabitateignung definiert (Abb. 7 bis Abb. 10.). Details zur Methodik sind dem Bericht zu Arbeitspaket 5 bzw. Kap. 4.1.4 zu entnehmen. Die Substratklassen (Korngrößen) und das gesamte Regelwerk sind dem Anhang (Tab. 10 und Tab. 11) zu entnehmen.

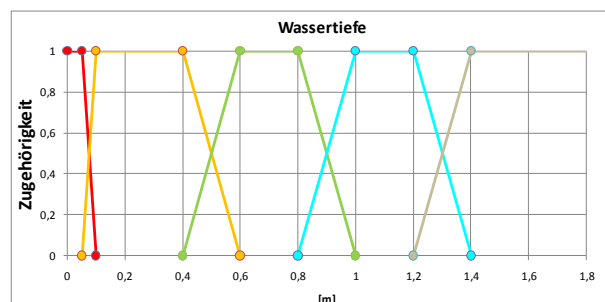
In weiterer Folge werden dann die einzelnen Fuzzysets durch Kombination der Parameter (aufgrund der Literaturrecherche, eigene Erhebungen etc.) miteinander in den Fuzzy-Regeln verknüpft und einer Eignungsklasse zugewiesen. Dieser Fuzzy Regel-basierende Ansatz ermöglicht es, das Zusammenwirken bzw. die Interaktion von Habitatparametern zu berücksichtigen, was bei klassischen Präferenzansätzen nur bedingt möglich ist.

Diese Art der Verknüpfung ermöglicht es ökologisches Wissen und Erfahrung in die Modellierung einzubeziehen. Dies bewirkt, dass die Parameter von Regel zu Regel unterschiedlich reagieren, d. h. ein bestimmter Parameter ergibt aufgrund der Kombination mit den anderen Parametern nicht automatisch immer das gleiche Endergebnis sprich die gleiche Eignung/Gefährdung.



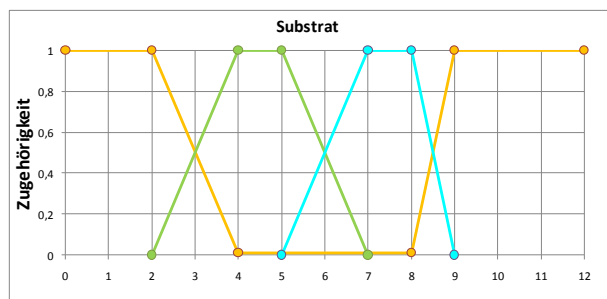
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Sehr gross				
Zugehörigkeit					
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Gross				
Zugehörigkeit	0.7	0.9	1		
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Mittel				
Zugehörigkeit	0.4	0.5	0.7	0.9	
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Gering				
Zugehörigkeit	0.1	0.2	0.4	0.5	
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Sehr gering				
Zugehörigkeit	0	0.1	0.2		

Abb. 7: Fuzzysset-Fließgeschwindigkeit - Laichplatz



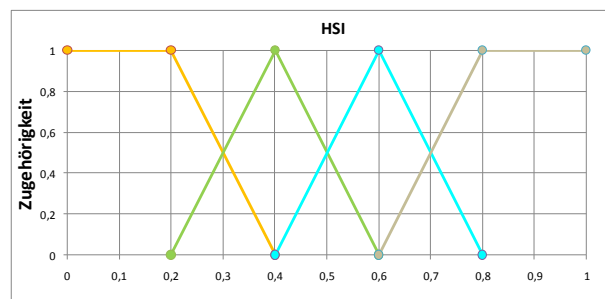
Wassertiefe [m]	Sehr gross				
Zugehörigkeit	1.2	1.4	100		
Wassertiefe [m]	Gross				
Zugehörigkeit	0.8	1	1.2	1.4	
Wassertiefe [m]	Mittel				
Zugehörigkeit	0.4	0.6	0.8	1	
Wassertiefe [m]	Gering				
Zugehörigkeit	0.05	0.1	0.4	0.6	
Wassertiefe [m]	Sehr gering				
Zugehörigkeit	0	0.05	0.1		

Abb. 8: Fuzzysset-Wassertiefe - Laichplatz



Substratindex	Sehr gross				
Zugehörigkeit					
Substratindex	Gross				
Zugehörigkeit	5	7	8	9	
Substratindex	Mittel				
Zugehörigkeit	2	4	5	7	
Substratindex	Gering				
Zugehörigkeit	0	2	4	8	12
Substratindex	Sehr gering				
Zugehörigkeit	1	1	0	0	1

Abb. 9: Fuzzysset-Substrat - Laichplatz



HSI	Sehr gross				
Zugehörigkeit	0.6	0.8	1		
HSI	Gross				
Zugehörigkeit	0.4	0.6	0.8		
HSI	Mittel				
Zugehörigkeit	0.2	0.4	0.6		
HSI	Gering				
Zugehörigkeit	0	0.2	0.4		
HSI	Sehr gering				
Zugehörigkeit	1	1	0		

Abb. 10: Fuzzysset-Habitat-eignung (Habitat Suitability Index / HSI) - Laichplatz

Regelwerk (fuzzy-rules):

Zu den bisher genannten Parametern (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat) wird zusätzlich noch der Parameter Kolmation in das Regelwerk aufgenommen.

Kolmation

Im Teilprojekt „Kolmation“ (siehe Bericht zu Arbeitspaket 1 - SCHÄLCHLI et al., 2011) wurde anhand modellhafter Berechnungen die Veränderung der Kolmation bzw. der Kolmationsgefährdung bei den einzelnen Schwall Szenarien abgeschätzt. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Kolmation und Kolmationsgefährdung der potentiellen Laichplätze bei geringerem Schwall reduziert wird. Die dabei entstandene 15stufige Skala von SCHÄLCHLI et al. (2011) (vgl. Arbeitspaket 1, Kapitel Kolmation) wurde in vier fischökologisch relevante Klassen („sehr stark kolmationsgefährdet“, „stark kolmationsgefährdet“ bzw. „kolmationsgefährdet“ bzw. „nicht/wenig kolmationsgefährdet“) eingeteilt (Tab. 3). Die Verteilung dieser Kolmationsgefährdungsklassen für den aktuellen Zustand in den Mastrilser Auen und Buchs wurde dazu mit den Erhebungen des Reproduktionserfolges im Rahmen des Schwall-Trübe Projekts Alpenrhein (EBERSTALLER & PINKA, 1999) verschnitten und die entsprechenden Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg qualitativ im Regelwerk (fuzzy-rules) beurteilt. Demnach ist in „sehr stark kolmationsgefährdeten“ Bereichen (Kolmationsklasse 8 nach SCHÄLCHLI et al. (2011) und größer) entsprechend den Ergebnissen von 45 Vibertboxen keine erfolgreiche Reproduktion möglich. Lokale Furtbereiche in den Mastrilser Auen, in denen in den Vibertboxen vereinzelt erfolgreiche Larvenentwicklung dokumentiert wurde, werden der Klasse „stark kolmationsgefährdet“ (Stufen 6 und 7) zugeordnet. Für die Klasse „nicht/wenig kolmationsgefährdet“ (Stufen 0 bis 3) mit dem Dorfbach, Zubringer in den Mastrilser Auen als Referenz, wurde keine Beeinträchtigung der Reproduktion angesetzt. Der Klasse „kolmationsgefährdet“ wurden die dazwischen liegenden Stufen 4 und 5 zugeordnet.

Tab. 3: Fuzzysset Kolmationszuordnung-Laichplatz Bach-/Seeforelle der Kolmationsgefährdung Stufen nach SCHÄLCHLI et al. (2011)

„nicht/wenig kolmationsgefährdet“									
A	0	1	2	3					
„kolmationsgefährdet“									
B	4	5							
„stark kolmationsgefährdet“									
C	6	7							
„sehr stark kolmationsgefährdet“									
D	8	9	10	11	12	13	14	15	

Beispiele Fuzzy-Regeln Basishabitateignung LaichplatzBeispiel 1:

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Kolmationsgefährdung	Basishabitateignung (BSI)
<i>M</i>	<i>M</i>	<i>M</i>	<i>A</i>	<i>VH</i>

Wenn Fließgeschwindigkeit “mittel” und Wassertiefe “mittel” und Substrat “mittel” sowie Kolmationsstufe “A”(nicht/wenig kolmationsgefährdet) dann ist die Basishabitateignung Laichplätze “sehr hoch”

Beispiel 2:

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Kolmationsgefährdung	Basishabitateignung (BSI)
<i>VL</i>	<i>VH</i>	<i>H</i>	<i>D</i>	<i>L</i>

Wenn Fließgeschwindigkeit “sehr gering” (geringe Durchströmung und damit Sauerstoffversorgung des Laichplatzes) und Wassertiefe “sehr hoch” (siehe bevorzugte Wassertiefe Kap. 4.3.1) und Substrat “hoch” (siehe bevorzugtes Substrat der Laichplätze Kap. 4.3.1) sowie Kolmationsstufe “D” (sehr stark kolmationsgefährdet) dann ist die Basishabitateignung “gering”.

Integration der Basishabitateignung Laichplätze über die Tagesganglinie des jeweiligen Schwallabflussszenarios

Die Basishabitateignung Laichplätze wurde in 10 Minutenschritten für jeden Abfluss der Tagesganglinien der einzelnen Schwallsszenarien berechnet. Aufgrund der Abflussschwankungen ändern sich im Tagesverlauf die hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe) auf einem potentiellen Laichplatz und damit auch dessen Basishabitateignung immer wieder. Es ist aber anzunehmen, dass diese Stelle zu dem Zeitpunkt als Laichplatz genutzt wird, wenn die besten abiotischen Parameter vorliegen. Für die Integration der Basishabitateignung Laichplätze über die Tagesganglinie des jeweiligen Schwallabflussszenarios wird daher die im Tagesverlauf auftretende beste Habitateignung (maximale Eignung einer Zelle über den gesamten Tag) angesetzt.

4.3.3 Beurteilung der Schädigungs-/Gefährdungswahrscheinlichkeit Laichplätze durch schwallbedingte Einflussfaktoren

Der Schwallbetrieb führt durch die Abfolge von Schwall und Sunk zu sich ständig veränderten Verhältnissen des betroffenen Flussabschnittes. Unter Schwall-Einfluss werden die Abflussverhältnisse (Hydrologie) wesentlich verändert und dadurch auch Parameter wie Fließgeschwindigkeit, Sohlschubspannung, Wassertiefe, etc. Die dabei entstehenden Wasserstandsschwankungen wirken sich nachteilig auf die potentiellen Laichplätze aus, weil bei Sunk andere Plätze für die Eiablage geeignet sind als bei Schwall. Dies kann dazu führen, dass bei Schwall abgelaichte Eier bei Sunk trockenfallen oder umgekehrt bei Sunk abgelegte Eier bei Schwall weggeschwemmt werden.

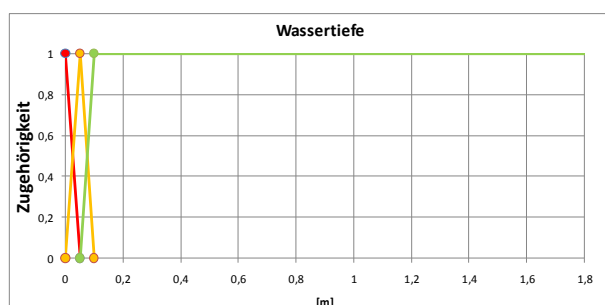
4.3.3.1 Gefährdungswahrscheinlichkeit für Trockenfallen der Laichplätze

Praktisch alle Hauptfischarten des Epi- bis Hyporhithral aber auch des Epipotamals sind als strömungsliebende Kieslaicher zu klassifizieren. Diese laichen an flacheren, mäßig bis rasch fließenden Bereichen mit lockerem Kiessubstrat, wobei jede Fischart sehr spezifische hydromorphologische Anforderungen an die Laichplätze stellt. Verortet man diese potentiellen Laichplätze am Alpenrhein bei Schwall und vergleicht diese mit der Wasseranschlagslinie bei Sunk, so ergibt sich bei der während der Laichzeit der Bachforelle (Nov./Dez.) typischen Schwallamplitude von 100 cm keine Überlappung. Das heißt, praktisch alle potentiellen Laichplätze bei Schwall fallen bei Sunk trocken. Dies gilt umso mehr, als der minimale Abfluss im Jänner gegenüber der Laichzeit nochmals zurückgeht. Der von kraftwerksbedingten Abflussschwankungen am meisten betroffene Teil des Flussbettes ist die sogenannte Wasserwechselzone, die während des Schwalls unter Wasser steht und bei Sunk wieder trocken fällt. Deren pflanzliche und tierische Besiedlung ist von der Wasser- wie auch von der Landseite her so stark eingeschränkt, dass zuweilen auch von einer „Verödungszone“ gesprochen wird (LIMNEX, 2004).

4.3.3.1.1 Fuzzyset und Fuzzyregeln Gefährdung Trockenfallen – Laichplatz Bachforelle

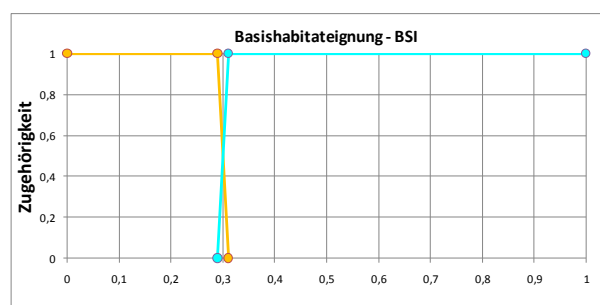
Bei der **Berechnung der Gefährdung** für das Trockenfallen wurde in erster Linie der Parameter **Wassertiefe** verwendet, da aufgrund einer unzureichenden Wassertiefe einerseits der Laichplatz über das Wochenende austrocknen kann und andererseits von einer ungenügenden Durchströmung respektive Versorgung mit Sauerstoff auszugehen ist. Das vollständige Regelwerk ist im Anhang (Kap. 7, Tab. 12) angeführt.

Analog zur Vorgangsweise bei der Bestimmung der Basishabitateignung werden auch hier im ersten Schritt die Fuzzysets und Gefährdungsklassen definiert (Abb. 11 bis Abb. 13).



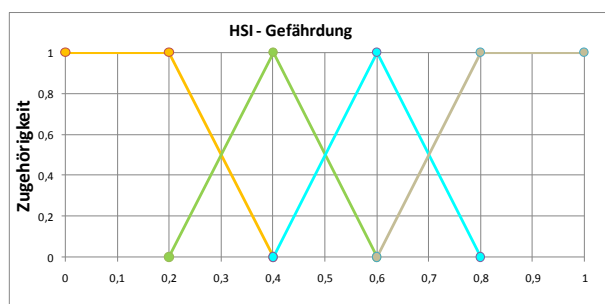
		Sehr gross		
Wassertiefe [m]				
Zugehörigkeit				
		Gross		
Wassertiefe [m]				
Zugehörigkeit				
		Mittel		
Wassertiefe [m]		0,05	0,1	10
Zugehörigkeit		0	1	1
		Gering		
Wassertiefe [m]		0	0,05	0,1
Zugehörigkeit		0	1	0
		Sehr gering		
Wassertiefe [m]		0	0,05	
Zugehörigkeit		1	0	

Abb. 11: Fuzzyset-Wassertiefe – Laichplatz Trockenfallen



		Sehr gross		
Basishabitateignung				
Zugehörigkeit				
		Gross		
Basishabitateignung		0,29	0,31	1
Zugehörigkeit		0	1	1
		Mittel		
Basishabitateignung				
Zugehörigkeit				
		Gering		
Basishabitateignung		0	0,29	0,31
Zugehörigkeit		1	1	0
		Sehr gering		
Basishabitateignung				
Zugehörigkeit				

Abb. 12: Fuzzyset-BSI – Laichplatz Trockenfallen



		Sehr gross		
HSI		0,6	0,8	1
Zugehörigkeit		0	1	1
		Gross		
HSI		0,4	0,6	0,8
Zugehörigkeit		0	1	0
		Mittel		
HSI		0,2	0,4	0,6
Zugehörigkeit		0	1	0
		Gering		
HSI		0	0,2	0,4
Zugehörigkeit		1	1	0
		Sehr gering		
HSI				
Zugehörigkeit				

Abb. 13: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Trockenfallen (HSI) · Laichplatz

Beispiele Fuzzy-Regeln Gefährdung Trockenfallen – LaichplatzBeispiel 1:

Wassertiefe	Basishabitateignung	Gefährdung Trockenfallen (HSI)
VL	L	L

Wenn Wassertiefe “sehr gering” und BSI “gering” dann ist die Gefährdung Trockenfallen “gering”. Obwohl die Wassertiefe in diesem Beispiel sehr gering ausfällt, ergibt sich eine geringe Gefährdung, da die Basishabitateignung für einen erfolgreichen Laichplatz bereits zu gering ist.

Beispiel 2:

Wassertiefe	Basishabitateignung	Gefährdung Trockenfallen (HSI)
VL	H	VH

Wenn Wassertiefe “sehr gering” und BSI “hoch” dann ist die Gefährdung Trockenfallen “sehr hoch”.

Integration der Gefährdung Trockenfallen Laichplätze über die Tagesganglinie des jeweiligen Schwallabflussszenarios

Im Tagesverlauf ändern sich die hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe) auf einem potentiellen Laichplatz aufgrund der Abflussschwankungen immer wieder. Wenn ein Laichplatz trockenfällt, werden die Eier geschädigt, das Ausmaß hängt von verschiedenen Faktoren (z.B. Dauer, Lufttemperatur etc.) ab. Da der Laichplatz keine Mobilität aufweist reicht ein Trockenfallen bei einem Abfluss der Tagesganglinie für eine Schädigung der Eier aus. Für die Integration des Risikos Trockenfallen Laichplätze über die Tagesganglinie des jeweiligen Schwallabflussszenarios wird daher die im Tagesverlauf auftretende maximale Gefährdung (maximale Gefährdung einer Zelle über den gesamten Tag) angesetzt.

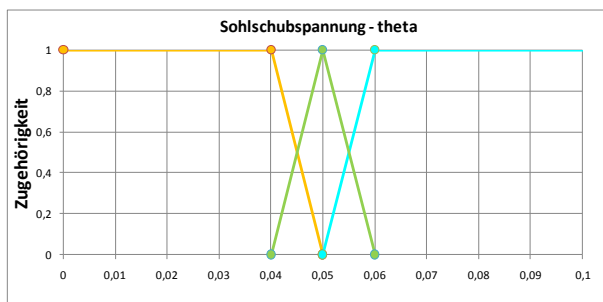
4.3.3.2 Gefährdungswahrscheinlichkeit für Erosion der Laichplätze

Potentielle Laichplätze bei Sunk weisen hingegen bei Schwall sehr hohe Fließgeschwindigkeiten auf, die zur Umlagerung des Sohlsubstrats und damit zur Erosion der Eier führen können. ELLIOTT (1976) fand eine Abhängigkeit zwischen Abflussmenge und abgedrifteten Eiern; die Anzahl ausgewaschener Eier war dabei aber unerheblich. Ungewöhnlich hohe Abflüsse können aber zu starken Umlagerungen im Sediment und damit zu einer nennenswerten Auswaschung abgelegter Eier führen (CRISP, 2000). Bei den Schwallspitzen kommt es zudem immer wieder zur Erosion und Verlagerung von Geschiebe, wovon gerade die optimalen Laichplätze mit lockerem Kiessubstrat unterhalb der Riffel besonders betroffen sind. So wurden im Rahmen der Untersuchungen des Schwall-Trübeprojektes Alpenrhein zweimal die im unteren Teil eines Riffels eingebrachten Vibertkästen in Buchs durch Umlagerung erodiert. Insgesamt wurde im Alpenrhein Sohlenerosion aufgrund der verstärkten hydraulischen Belastung bei Schwall aber nur sehr begrenzt festgestellt (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001).

Demgegenüber wies der Alpenrhein entsprechend dem natürlichen gewässertypischen Abflussregime im Winterhalbjahr einen ausgeprägten, klaren Niederwasserabfluss auf. Umlagerungen im Flussbett traten nicht auf.

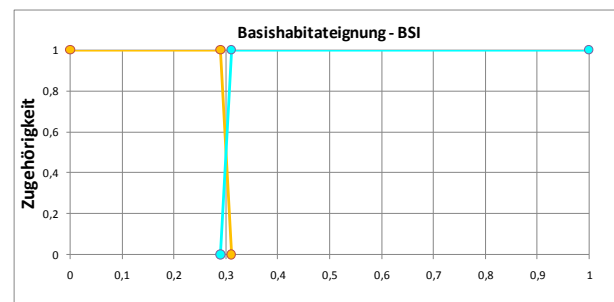
4.3.3.2.1 Fuzzyset und Fuzzyregeln Gefährdung Erosion – Laichplatz Bachforelle

Bei der **Berechnung der Gefährdung** für durch Erosion wurde der Parameter **Sohlschubspannung** verwendet, da wenn die Sohle beginnt sich zu bewegen, eine Beeinträchtigung/Schädigung des Laichplatzes angenommen werden kann. Analog zur Vorgangsweise bei der Bestimmung der Basishabitateignung werden auch hier im ersten Schritt die Fuzzysets und Gefährdungsklassen definiert (Abb. 14 bis Abb. 16). Das gesamte Regelwerk ist im Anhang (Kap. 7, Tab. 13) angeführt.



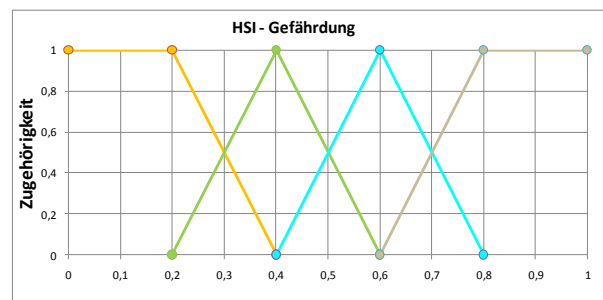
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	Sehr gross			
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	Gross			
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	0,05	0,06	200	
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	0	1	1	
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	Mittel			
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	0,04	0,05	0,06	
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	0	1	0	
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	Gering			
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	0	0,04	0,05	
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	1	1	0	
Sohlschubspannung Zugehörigkeit	Sehr gering			
Sohlschubspannung Zugehörigkeit				

Abb. 14: Fuzzyset-Sohlschubspannung - Laichplatz



Basishabitateignung Zugehörigkeit	Sehr gross			
Basishabitateignung Zugehörigkeit	Gross			
Basishabitateignung Zugehörigkeit	0,29	0,31	1	
Basishabitateignung Zugehörigkeit	0	1	1	
Basishabitateignung Zugehörigkeit	Mittel			
Basishabitateignung Zugehörigkeit				
Basishabitateignung Zugehörigkeit	Gering			
Basishabitateignung Zugehörigkeit	0	0,29	0,31	
Basishabitateignung Zugehörigkeit	1	1	0	
Basishabitateignung Zugehörigkeit	Sehr gering			
Basishabitateignung Zugehörigkeit				

Abb. 15: Fuzzyset-Basishabitateignung - Laichplatz



HSI Zugehörigkeit	Sehr gross			
HSI Zugehörigkeit	0,6	0,8	1	
HSI Zugehörigkeit	0	1	1	
HSI Zugehörigkeit	Gross			
HSI Zugehörigkeit	0,4	0,6	0,8	
HSI Zugehörigkeit	0	1	0	
HSI Zugehörigkeit	Mittel			
HSI Zugehörigkeit	0,2	0,4	0,6	
HSI Zugehörigkeit	0	1	0	
HSI Zugehörigkeit	Gering			
HSI Zugehörigkeit	0	0,2	0,4	
HSI Zugehörigkeit	1	1	0	
HSI Zugehörigkeit	Sehr gering			
HSI Zugehörigkeit				

Abb. 16: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Erosion (HSI) - Laichplatz

Beispiele Fuzzy-Regeln Gefährdung Erosion – Laichplatz**Beispiel 1:**

Sohlschubspannung	Basishabitateignung	Gefährdung Erosion (HSI)
L	L	L

Wenn Sohlschubspannung “gering” und BSI “gering” dann ist die Gefährdung Erosion “gering”

Beispiel 2:

Sohlschubspannung	Basishabitateignung	Gefährdung Erosion (HSI)
H	H	VH

Wenn Sohlschubspannung “hoch” und BSI “hoch” dann ist die Gefährdung Erosion “sehr hoch”

Integration der Gefährdung Erosion Laichplätze über die Tagesganglinie des jeweiligen Schwallabflussszenarios

Im Tagesverlauf ändern sich die hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe) auf einem potentiellen Laichplatz aufgrund der Abflussschwankungen immer wieder. Für die Integration des Risikos Erosion Laichplätze wird analog zur Vorgangsweise Gefährdung Trockenfallen über die Tagesganglinie des jeweiligen Schwallabflussszenarios die im Tagesverlauf auftretende maximal Gefährdung (maximale Gefährdung einer Zelle über den gesamten Tag) angesetzt.

4.3.4 Beurteilung der „Gesamtnutzbarkeit der Laichplätze = Effektiver Lebensraum“

Bei den Laichplätzen wurde die integrierte Eignung (maximale Basishabitateignung) über die gesamte Ganglinie berechnet (Maximalwert aus allen Abflüssen). Die Annahme war, dass der Laichakt zu dem jeweiligen Zeitpunkt geschieht, an dem die Verhältnisse für den Fisch am optimalsten sind, unabhängig von der Ganglinie. Da der Laichplatz keine Mobilität aufweist, wie z.B. es bei den Jungfischen der Fall ist, wurde das maximale auftretende Risiko des Trockenfallens bzw. der Erosion für die Ermittlung des „Effektive Lebensraums“ herangezogen.

Der „Effektive Lebensraum“ berechnet sich aus

Max. Basishabitateignung (BSI) abzüglich der max. Gefährdung Trockenfallen und abzüglich der max. Gefährdung Erosion.

Die Effektive Lebensraumeignung wird ebenfalls durch Werte von 0 (keine Eignung) bis 1 (maximal mögliche Eignung) ausgedrückt. Übersteigt die „Effektive Lebensraumeignung“ den Wert 0,5 kann man davon ausgehen dass diese Zelle/dieses Habitat bzw. Strukturelement als Laichplatz oder als Lebensraum für Jungfische trotz auftretender Risiken geeignet ist.

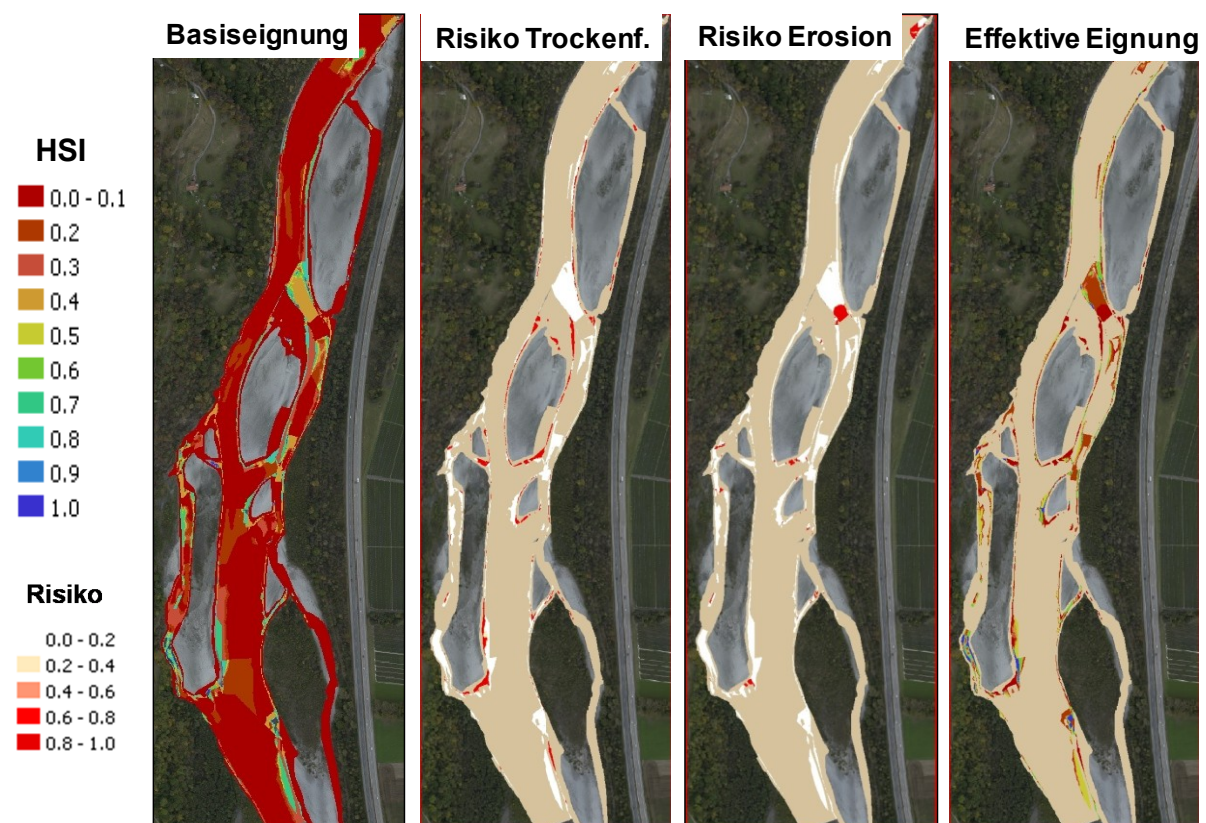


Abb. 17: Beispiel Berechnung „Effektive Lebensraumeignung“ – AP3 (beige: Bereiche mit Basishabitateignung <0,3)

4.4 Modellierungsregeln Jungfischhabitate

4.4.1 Mögliche Schadensfaktoren der Jungfische von Bach-/Seeforelle durch den Abflussschwall

Der Schwallabfluss tritt regelmäßig und mit hoher Frequenz auf. Natürliche Hochwässer treten sehr viel seltener und unregelmäßig auf. Diese häufige, unvorhersehbare Störung durch die Schwälle führt zu sehr unwirtlichen Lebensbedingungen im Gewässer. Der Anstieg des Abflusses sowie das Absinken desselben tritt sehr viel schneller aus als bei einem natürlichen Hochwasser. Dieser rasche Wechsel des Abflusses übersteigt oft die Möglichkeiten der Fauna zur Anpassung, Tiere werden weggeschwemmt oder stranden beim Trockenfallen der Randbereiche des Gewässers. Natürliche Hochwässer können sich vorher „ankündigen“, beispielsweise durch ein Ansteigen des Grundwasserspiegels vor dem Eintreffen der Hochwasserwelle. Manche Organismen scheinen auf diese Weise das bevorstehende Ansteigen des Wasserspiegels frühzeitig zu spüren und haben mehr Zeit, Deckung zu suchen. Im Gegensatz dazu sind Schwallereignisse, die vom natürlichen hydrologischen Geschehen abgekoppelt auftreten, für typische Flussbewohner wie Forellen oder Insektenlarven vermutlich nicht oder nur sehr schwer vorhersehbar (GORE et al., 1994). Schwallbetrieb ist gerade im Winterhalbjahr oft am ausgeprägtesten, gerade dann, wenn die Fauna natürlicherweise auf lange, gleichmäßig tiefe Abflüsse konditioniert ist.

Anhand der Literaturrecherche von ARGE LIMNEX, SCHÄLCHLI & ABEGG (1997) sowie weiteren Literaturangaben lassen sich prinzipiell folgende mögliche Schadensfaktoren durch Schwall und erhöhte Trübefracht auf die Jungfische formulieren:

Direkte Schädigungen der Fische:

- Stress, Unterbrechen der Nahrungsaufnahme, schlechtere Sichtbarkeit der Nahrung

Bei Hochwasser mit ansteigendem Abfluss und erhöhter Trübe sollen zahlreiche Fischarten das Fressen einstellen, was viele Untersuchungen u.a. auf die schlechtere Sichtbarkeit der Nahrung zurückführen (BRUTON, 1985; WATERS, 1995). Generell wird bei erhöhter Trübe zusätzlicher Stress für Fische vermutet, wobei dies jedoch zwischen den einzelnen Fischarten differiert (WATERS, 1995). Alle o.a. Faktoren können auch bei Einsetzen des Abflussschwalles bzw. des Trübeschwalles auftreten, besitzen dann aber aufgrund ihrer täglichen Periodizität deutlich stärkere Auswirkungen.

- Trockenfallen von Larven und Jungfischen bei Sunk bzw.
- Verdriften von Larven und Jungfischen bei Schwall

Indirekte Schädigungen:

- Durch die auch für die Bodenfauna in der Literatur zahlreich dokumentierte Schädigung in Schwallstrecken (BRETSCHKO & MOOG, 1989; CEREGHINO & LAVANDIER, 1996; JUNGWIRTH et al., 1990) kann für den Fischbestand eine zu geringe Nahrungsbasis zum limitierenden Faktor werden. Dies gilt umso mehr, als durch den infolge der Trübung geringeren Lichteinfall die Produktivität des Gewässers reduziert werden kann. Insbesondere das Algenaufkommen kann dadurch massiv zurückgehen. Wie Untersuchungen im Rahmen der UVB Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein zeigen, stellt gerade die Goldalge *Hydrurus foetidus* aber ein wichtiges Habitat für das Makrozoobenthos dar (JUNGWIRTH et al., 1991).

4.4.2 Festlegung der geeigneten Jungfischhabitate für unterschiedliche Abflüsse der jeweiligen Schwallganglinie

Während Herbst und Winter wechseln juvenile Bachforellen in andere Habitate, wobei die räumliche Nische im Winter enger zu sein scheint als im Sommer (MÄKI-PETÄYS et al., 1997, 2000; HEGGENES et al., 1999). Das bevorzugte Winterhabitat verfügt über niedrige Fließgeschwindigkeiten und Schutz bietende Strukturen im Wasser (CUNJAK & POWER, 1986, 1987). Juvenile Bachforellen wählen im Gegensatz zu älteren Bachforellen eher Habitate mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten, und sie suchen bevorzugt Schutz im Interstitial, gerne auch in Ufernähe (Griffith & Smith, 1993; MÄKI-PETÄYS et al., 1997). Es ist auch nachgewiesen, dass die juvenilen Fische häufiger bei kalten Wassertemperaturen Schutz suchen als bei warmen (CUNJAK & POWER, 1986; HUNTINGFORD et al., 1988).

Juvenile Bachforellen verhalten sich territorial und bevorzugen Habitate in Ufernähe mit verhältnismäßig niedrigen Fließgeschwindigkeiten (HEGGENES 1988; ELLIOTT 1994). Aus diesem Grund können Schwall/Sunk-Ereignisse Verhaltensänderungen bei den juvenilen Bachforellen bewirken, was sich in Standort- und Habitatänderungen oder in erhöhter Schwimmaktivität äußern kann (BUNT et al., 1999). Das kann wiederum zu einem höheren Energieverbrauch führen, da die Fische in der hydrodynamisch unstabilen Umgebung je nach Abfluss häufig ihren Standort verändern. Vermehrte kleinräumige Bewegungen, die durch die Abflussschwankungen ausgelöst werden, führen auch häufiger zu agonistischem Verhalten (SLOMAN et al., 2001, 2002), welches in weiterer Folge den Energieverbrauch erhöht. Plötzlich und periodisch auftretende Wasserstandsveränderungen wirken auch als unmittelbarer Stressfaktor auf Fische (THOMAS et al., 1999; FLODMARK et al., 2002).

Nach dem Verlassen der Laichgruben suchten juvenile Forellen unter Tags eher flache (20 - 30 cm) und langsam überflossene (0 - 10 cm/s) Habitate (GREENBERG et al., 1996) auf. Während ihres ersten Sommers (Alter 0) benötigen Bachforellen seichtes Wasser (KENNEDY & STRANGE, 1982; HEGGENES et al., 1990) mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten (OTTAWAY & FOREST, 1983; HEGGENES, 1988; HEGGENES & TRAAEN, 1988) und Substrat mit geringem Durchmesser (GOSSE & HELM, 1981; HEGGENES et al., 1990; MACCRIMMON et al., 1990).

HEGGENES (1988) und HEGGENES & TRAAEN (1988) berichten, dass die kritische Fließgeschwindigkeit, ab der Bachforellen, die kleiner als 40 mm sind, ihre Position im Wasser nicht länger halten können, bei 14 cm/s liegt. HEGGENES et al. (1990) geben an, dass Bachforellen im Alter 0 Gewässer mit Fließgeschwindigkeiten geringer als 20 cm/s bevorzugen.

Von GOSSE & HELM (1981) und MACCRIMMON et al. (1990) wird zwar berichtet, dass sich juvenile Bachforellen auch an schluffig/schlammigen Standorten aufhalten, HEGGENES (1988) beobachtet jedoch, dass Standorte mit kiesigem Substrat in Korndurchmessern zwischen 5 und 7,5 cm bevorzugt werden.

Die Fischdichte eines Fließgewässers wird stark durch die Variabilität und Qualität der vorhandenen Habitate beeinflusst (HEGGENES et al., 1999; JUTILA et al., 2001; RINCO' n & LOBO' n-CERVIA, 2002). Während ihres ersten Jahres im Fluss halten sich die juvenilen Tiere bevorzugt in seichten Gebieten (Tiefe <30 cm) mit mäßig schnell fließendem Wasser (0,2 - 0,5 m/s) auf, häufig entlang des Ufers (ROUSSEL & BARDONNET 1999). Je älter und größer die Individuen werden, umso eher bevorzugen sie Habitate mit tieferem und langsamer fließendem Wasser (HEGGENES, 2002), wobei ihr tatsächliche Aufenthaltsort auch von der Verfügbarkeit der Habitate sowie der Tageszeit abhängig ist (ELSO & GREENBERG, 2001; GREENBERG et al., 2001; HEGGENES et al., 2002). Während des Winters, wenn die Wassertemperatur niedrig ist, verringert sich die Aktivität der Tiere. Am Tag suchen sie bevorzugt Schutz im Interstitial, während der Nacht halten sie sich am Gewässerboden in langsam fließendem Wasser auf. Gefressen wird bis zu Temperaturen von 0 °C (BREMSET, 2000). Im Winter halten sich die Tiere eher in langsam fließenden Abschnitten auf als im Sommer, der Übergang von der Sommer- zur Winteraktivität vollzieht sich, wenn die Temperaturen unter 8 °C fallen (HEGGENES & DOKK, 2001).

Bevorzugt werden generell Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1 - 0,2 m/s. In einer Studie wurden ähnlich niedrige Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 0,3 m/s ermittelt; nachts werden Ruheplätze mit Strömungsgeschwindigkeiten von 0 - 0,2 m/s aufgesucht. Generell bevorzugen die juvenilen Forellen niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten (ca. 0,25 m/s oder weniger) als die Lachse.

Im Winter ziehen sich die Forellen, ähnlich wie die Lachse, in Strecken mit niedrigerer Strömungsgeschwindigkeit zurück und stehen dann oftmals in tieferen Gumpen oder unter überhängenden Ufern. Abschnitte mit Wassertiefen zwischen 0,1 und 0,3 m werden bevorzugt, es wurden aber auch Wassertiefen von mehr als 0,3 m ermittelt.

Fische sind wechselwarm (poikilotherm), d.h. sie können keine konstante Körpertemperatur aufrechterhalten, so dass ihre Temperatur eine direkte Funktion der Wassertemperatur ist. Nach der thermischen Anpassung liegt die Temperatur der Fische zirka 0,1 - 1 °C über der umgebenden Wassertemperatur. Der Austausch von Wärme geschieht vorwiegend über die äußere Körperoberfläche und zu einem geringeren Teil auch über die Kiemen (BEITINGER et al., 2000). Brütlinge ertragen Temperaturen bis 23 °C (VARLEY, 1967). Das CTMax liegt für 0+-Fische aber bei 28 °C (GRANDE & ANDERSEN, 1991). BREMSET (2000) hat beobachtet, dass Juvenile bei Temperaturen unter 0 °C noch Nahrung zu sich nehmen. Die Vorzugstemperatur für Setzlinge (in der Regel Vorsömmerlinge oder Sömmerlinge) liegt bei 6 - 14 °C, jene für Brütlinge bei 8 - 13 °C (SCHMEING-ENGBERDING, 1953).

4.4.2.1 Fuzzysset und Fuzzyregeln Basishabitateignung – Jungfische Bach-/Seeforelle

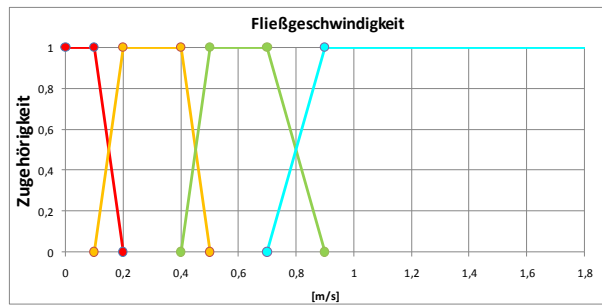
Entsprechend den vorhandenen Daten wird die Basishabitateignung von Laichplätzen der Bach-/Seeforelle vor allem von den Parametern:

- Fließgeschwindigkeit,
- Wassertiefe und
- Substrat

bestimmt. Ein weiterer wesentlicher Faktor für die Eignung eines Habitats für Jungfische ist das Vorhandensein von verschiedenen Strukturen und Unterständen. Diese „Cover“ dienen einerseits als Strömungsschutz andererseits als Sichtschutz bzw. Schutz vor Räubern. Gerade im Winter, wenn das Individuum energetisch sehr gut haushalten muss, ist das Vorhandensein von „Unterständen“ ein essentieller Parameter für die Eignung eines Habitats.

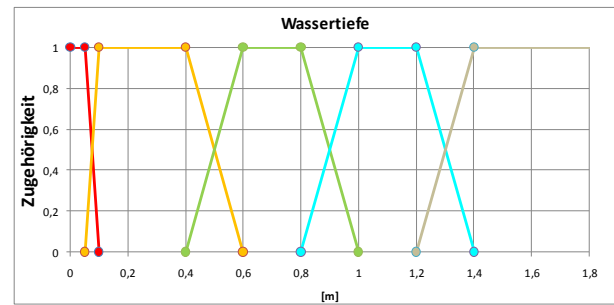
Analog zur bisherigen Methodik werden die verwendeten Parameter für die Fuzzy-Regeln zur Berechnung der Basishabitateignung zuerst verschiedenen Klassen („Fuzzysets“) zugeordnet sowie Klassen für die Basishabitateignung definiert (Abb. 18 bis Abb. 21). Details zur Methodik sind dem Bericht zu Arbeitspaket 5 bzw. Kap. 4.1.4 zu entnehmen. Die Substratklassen (Korngrößen) sowie das vollständige Regelwerk sind dem Anhang (Tab. 10 und Tab. 14) zu entnehmen.

In weiterer Folge werden dann die einzelnen Fuzzysets durch Kombination der Parameter (aufgrund der Literaturrecherche, eigene Erhebungen etc.) miteinander in den Fuzzy-Regeln verknüpft und einer Eignungsklasse zugewiesen.



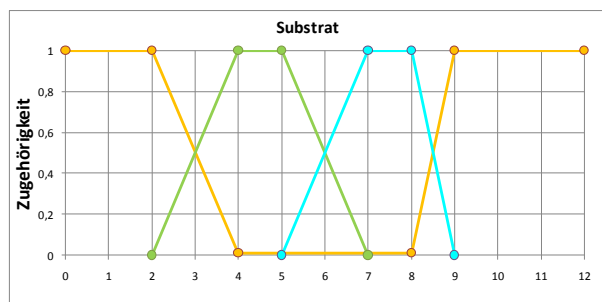
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Sehr gross				
Zugehörigkeit					
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Gross				
Zugehörigkeit					
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Mittel				
Zugehörigkeit					
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Gering				
Zugehörigkeit					
Fließgeschwindigkeit [m/s]	Sehr gering				
Zugehörigkeit					

Abb. 18: Fuzzysset-Fließgeschwindigkeit - Jungfische Basishabitateignung



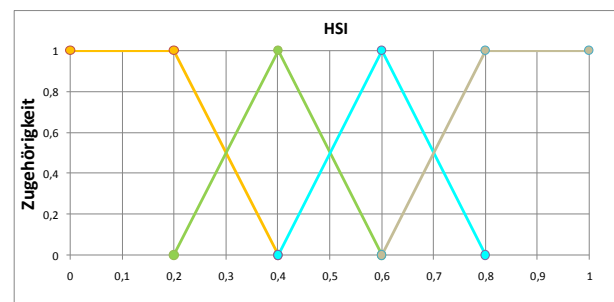
Wassertiefe [m]	Sehr gross				
Zugehörigkeit					
Wassertiefe [m]	Gross				
Zugehörigkeit					
Wassertiefe [m]	Mittel				
Zugehörigkeit					
Wassertiefe [m]	Gering				
Zugehörigkeit					
Wassertiefe [m]	Sehr gering				
Zugehörigkeit					

Abb. 19: Fuzzysset-Wassertiefe - Jungfische Basishabitateignung



Substratindex	Sehr gross				
Zugehörigkeit					
Substratindex	Gross				
Zugehörigkeit					
Substratindex	Mittel				
Zugehörigkeit					
Substratindex	Gering				
Zugehörigkeit					
Substratindex	Sehr gering				
Zugehörigkeit					

Abb. 20: Fuzzysset-Substrat - Jungfische Basishabitateignung



HSI	Sehr gross				
Zugehörigkeit					
HSI	Gross				
Zugehörigkeit					
HSI	Mittel				
Zugehörigkeit					
HSI	Gering				
Zugehörigkeit					
HSI	Sehr gering				
Zugehörigkeit					

Abb. 21: Fuzzysset-Basishabitateignung (BSI) - Jungfische

Regelwerk (fuzzy-rules):

Aufbauend auf der Literaturstudie und den eigenen Erhebungen (Kapitel 4.5) wurde anschließend das Regelwerk (fuzzy-rules) für die Modellierung der geeigneten Jungfischhabitate erstellt. Zu den bisher genannten Parametern wird wie oben erwähnt noch der Parameter „Cover“ in das Regelwerk aufgenommen. Die einzelnen Unterstandstypen wurden noch zu funktionellen Gruppen zusammengefügt.

„Cover“

Tab. 4: Fuzzyset Unterstandszuordnung Jungfische

„kein Schutz bzw. nicht vorhanden“

A 0 (kein Cover) 1 (Unterwasserpflanzen)

„grobes Substrat - Strömungsschutz“

B 2 (Steine)

„Holzige Strukturen – je nach Ausprägung guter bis sehr guter Unterstand“

C 3 (Wurzeln) 4 (Totholz) 5 (ins Wasser ragende Äste und Zweige (lebend oder tot))

„Sichtschutz“

D 6 (überhängende Zweige oder Äste) 8 (Turbulenzen) 10 (überhängendes Gras)

„Sichtschutz/Strömungsschutz“

E 7 (Blockwurf) 9 (unterspülte Ufer)

Beispiele Fuzzy-Regeln Basishabitateignung JungfischeBeispiel 1:

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Cover	Basishabitateignung (BSI/HSI)
H	VH	M	A	L

Wenn Fließgeschwindigkeit “hoch” und Wassertiefe “sehr hoch” und Substrat “mittel” sowie Unterstandstyp “A” dann ist die Basishabitateignung “gering”. Eine hohe Fließgeschwindigkeit ist im Winter in der Kombination mit sehr hoher Wassertiefe sowie keinem Schutz (Cover) ein sehr ungünstiges Habitat. Es werden einerseits im Winter nicht zu tiefe Bereiche präferiert andererseits stellt eine hohe Fließgeschwindigkeit ohne Strömungsschutz ein energetisches Problem dar.

Beispiel 2:

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Cover	Basishabitateignung (BSI/HSI)
L	M	M	C	H

Wenn Fließgeschwindigkeit “gering” und Wassertiefe “mittel” und Substrat “mittel” sowie Unterstand “D” dann ist die Basishabitateignung “hoch”. Geringe Fließgeschwindigkeit kombiniert mit holzigen Strukturen, die als Strömungs- und Sichtschutz fungieren können, sind als gute Winterhabitate für juvenile Forellen anzusehen.

4.4.3 Beurteilung der Schädigungs-/Gefährdungswahrscheinlichkeit durch schwallbedingte Einflussfaktoren

Die Überlebensrate in den frühen Stadien von Fischen entscheidet im Allgemeinen über die Dynamik und den Fortbestand von Fischpopulationen (WOOTTON, 1990). Verschiedene Ereignisse wie Hochwässer, Eisstöße, usw., können zu erheblichen Störungen der Population führen, was zu erhöhter Mortalität oder auch Abwanderung/Abdrift von Individuen führen kann (NEEDHAM & JONES, 1959; WHALEN et al., 1999). Schwallbedingte Gefährdungen wie Stranden oder Abdrift von Jungfischen führen zu einer weiteren Erhöhung der natürlichen Mortalität, die im Allgemeinen in den frühen Stadien bereits sehr hoch ist. In Besatzversuchen mit Bachforellen am Fluss Teigdal in Norwegen wurden Mortalitätsraten von 99% von Juli bis April bei den Besatzfischen festgestellt, wobei die Mortalität im Winter am höchsten war. Die Überlebensrate im gleichen Zeitraum bei natürlich gewachsenen Forellen betrug 79%. Besatzversuche im Fluss Osowka (Polen) mit Seeforellenbrut zeigten eine Überlebensrate von 20,5% nach 11 Monaten (CHELKOWSKI, 1990). Gerade bei Salmoniden wurden größenabhängige Überlebensraten während des ersten Winters festgestellt (LINDROTH, 1965; HUNT, 1969; SMITH & GRIFFITH, 1994; MEYER & GRIFFITH, 1997). Nach BERG & BREMSET (1998) benachteiligt der Energieverlust während der Winterperiode vor allem die kleineren (schwächeren) Individuen. Die 'big is better' Hypothese besagt, dass größere Individuen sich besser gegenüber Prädation und Nahrungsengpässen behaupten können und generell tolerierbarer in Bezug auf extreme Verhältnisse (körperlich und Umwelt) sind (SOGARD, 1997).

Gerade im Alpenrhein kommt diese Theorie zum Tragen, da aufgrund der langsamen und späten Entwicklung der Forellenlarven diese in weiterer Folge auch im Winter benachteiligt sind. Im Bericht „Fischökologische Bestandsaufnahme Alpenrhein 2005“ (EBERSTALLER et al., 2007) wird der häufige Nachweis von einsömmrigen Bachforellen, der allerdings nur in Graubünden dokumentiert ist, auf den intensiven Besatz mit Sömmern von Bach- und Seeforellen in diesem Abschnitt zurückgeführt. Der Besatz erfolgt mit 50 - 60 mm großen Fischen im Sommer aus extensiver Zucht. Die Besatzfische sind, trotz höherer Mortalität als Naturfische gleicher Größe, weniger sensibel auf die Auswirkungen des Schwalls. Demgegenüber wäre das Naturaufkommen, selbst wenn eine erfolgreiche Eientwicklung möglich wäre, bereits als frischgeschlüpfte, besonders sensible Larve dem Schwall ausgesetzt. Es wird angenommen, dass sich der größte Teil des Forellenbestandes am Alpenrhein aus diesen Besatzfischen rekrutiert, während es bei den Naturfischen aufgrund der beeinträchtigten Reproduktion und der angeführten Nachteile und Probleme der Jungfische zum vollständigen Ausfall kommt.

Die flachen, ufernahen Bereiche entlang der Kiesbänke sind die bevorzugten Habitate für Larven und Jungfische der meisten Fischarten in Rhithralgewässern (GUTHRUF, 1996). Dabei stellen vor allem Larven aufgrund ihrer begrenzten Schwimmkapazität bzw. zum Schutz vor Räubern sehr spezifische Anforderungen an geringe Wassertiefe und niedrige Fließgeschwindigkeiten. Gerade an flachen Kiesbänken verschieben sich diese Zonen aber zwischen Schwall und Sunk um beträchtliche Entfernungen. Wandern die Larven bzw. Jungfische bei Schwall mit der stark schwankenden Wasseranslagslinie mit, so verbleiben bei jedem Abflussrückgang Individuen in kleinen Tümpeln zurück, die bei Sunk trocken fallen (JUNGWIRTH et al., 1990). Auch Ausfälle von nur wenigen Prozent pro Sunkphase führen aufgrund ihres täglichen Auftretens zu einer starken Ausdünnung bis zum völligen Ausfall der Jungfische. Zudem erfordern die permanenten großräumigen Standortwechsel hohen energetischen Aufwand, der gerade für Larven kaum aufbringbar erscheint. Bleiben die Larven und Jungfische hingegen an den bei Sunk geeigneten Habitaten, so besteht aufgrund der bei Schwall an diesen Stellen auch bodennah auftretenden hohen Fließgeschwindigkeiten die Gefahr der Abdrift.

4.4.3.1 Gefährdungswahrscheinlichkeit für Stranden von Jungfischen

Der Schwallbetrieb führt zu hydraulischen Schwankungen, die für gewöhnlich häufiger, plötzlicher und in größerem Ausmaß ausfallen als normale durch das Wetter verursachte Wasserstandsveränderungen in unregulierten Fließgewässern, und kann schädliche Effekte auf Fließgewässer-Ökosysteme haben (CUSHMAN 1985). Die augenfälligste Auswirkung ist das Stranden der Fische, wobei eine Reihe von Studien belegt, dass sowohl biotische als auch abiotische Faktoren einen Einfluss darauf haben, in welchem Ausmaß Fische an einem bestimmten Standort stranden (HVIDSTEN, 1985; OLSON & METZGAR, 1987; HESTHAGEN & HEGGE, 1992; BRADFORD et al., 1995; BRADFORD, 1997; SALTVEIT et al., 2001). Die plötzliche Veränderung der hydraulischen Gegebenheiten kann auch jene Fische beeinflussen, die nicht stranden; das spärliche Vorhandensein von Literatur diesbezüglich beweist jedoch, dass es sich dabei um wenig untersuchte Vorgänge handelt (FLOODMARK et al., 2006).

Wie bereits in Kap 4.4.2 angeführt, bevorzugen Jungfische generell seichtere Zonen entlang des Ufers bzw. von Schotterbänken. Gerade in diesen Zonen wirken sich die schwallbedingten Wasserstandsschwankungen aber zumeist in Abhängigkeit der vorherrschenden Morphologie – sehr stark aus.

Gerade an flachen Kiesbänken verschieben sich diese Zonen zwischen Schwall und Sunk um beträchtliche Entfernungen. So schwankt die Wasseranschlagslinie im Alpenrhein im Winter bei der Schwallamplitude von 20 auf 140 m³/s entlang der Kiesbänke in Bad Ragaz um 12 m bei einer Wasserspiegelschwankung um 95 cm. Bei noch höheren Abflüssen würde sich die Wasserwechselzone in den flacheren Teil der Kiesbank verschieben, was eine deutliche Verbreiterung der Zone zur Folge hätte. Demgegenüber fällt der Flachwasserbereich flussauf der Kiesbänke bei diesen Sunkabflüssen vollkommen trocken. Die Wasseranschlagslinie schwankt hier bei einer Spiegeldifferenz von 68 cm um 73 m. In Mastrils sind die Wasserspiegeländerung und die Ausdehnung der Wasserwechselzone als Folge der heterogenen Gerinnemorphologie noch größer. So schwankt die Wasseranschlagslinie entlang der Kiesbänke (km 20,6 und 21,0) um 17 m bzw. 19 m bei einer Wasserspiegeldifferenz von 85 bzw. 102 cm. Zusätzlich fällt auch ein Hinterrinner vollkommen trocken, der bei Schwall eine Wasserspiegelbreite von 26 m und eine Tiefe von über einem Meter aufweist. In den Verzweigungen wirken sich die Abflussschwankungen noch stärker aus (km 21,2). So verringert sich die Wasserfläche in beiden Armen um fast 70 m, dies entspricht einer Reduktion um 66%. Die Jungfische sind gezwungen, sich während des gesamten Winters bzw. während der Schwall- und Sunkabfolge passende Habitate zu suchen. Erfolgen die Wasserstandsschwankungen zu schnell bzw. kommt es zur Erschöpfung der energetischen Reserven, kann das zum Stranden von Jungfischen führen. Wesentliche Parameter für das Stranden von Jungfischen ist die jeweilige Sunkrate (cm/s oder cm/h), die Morphologie des Abschnittes, das vorherrschende Substrat, Wassertemperatur sowie die Tageszeit bzw. Jahreszeit.

Von zahlreichen Studien werden direkte als auch indirekte Auswirkungen dokumentiert, welche plötzliche Abflussveränderungen ("hydropeaking") auf aquatische Organismen haben können. Ein rapider Rückgang des Abflusses wirkt direkt auf die Mortalität der Fische, wenn sie stranden (HUNTER, 1992), indirekte Auswirkungen ergeben sich durch das Trockenfallen oder das Abdriften des Benthos (CUSHMAN, 1985; LAUTERS et al., 1996; CEREGHINO & LAVANDIER, 1998). Experimentelle Studien haben auch gezeigt, dass durch Veränderungen des Abflusses das Verhalten von Bachforellen beeinflusst wird, vor allem was das Aufsuchen von Schutz-bietenden Strukturen im Winter betrifft (VEHANEN et al., 2000).

Die Geschwindigkeit (Rate) des Überganges von Schwall zu Sunk und umgekehrt, d.h. von Anstieg und Rückgang der Wasserführung, kann auf unterschiedliche Weise ausgedrückt werden: als Veränderung des Abflusses pro Zeiteinheit (z.B. als m³/s pro Stunde) oder des Pegelstandes pro Zeiteinheit (z.B. als cm/h bzw. cm/min) oder der benetzten Breite pro Zeiteinheit (z.B. als m/min).

Die beiden erstgenannten Kenngrößen sind gebräuchlicher, wobei vor allem die zulässige Abflussänderung stark von der Größe und Morphologie des Gewässers abhängt und deshalb eigentlich für jeden Gewässerabschnitt individuell bestimmt werden muss.

Für den Pegelrückgang fanden SALTVEIT et al. (2001) bzw. HALLERAKER et al. (2003) bei teils umfangreichen Feldversuchen in Norwegen, dass maximale Raten für den Pegelrückgang von 0,2 bzw. 0,3 cm/min das Stranden von Fischen weitgehend ausschließen. Bei der Studie von SALTVEIT et al. (2001) im Fluss Nidelva (Norwegen) wurden die höchsten Strandungsraten im Winter während tiefer Temperatur untertags ($<4.5^{\circ}\text{C}$) festgestellt. Im Sommer veränderte sich die Situation, ab 9°C strandeten mehr Fische bei Nacht als untertags. Ähnlich niedrige Temperaturen im Frühling ergaben eine um 1,8 mal seltenere Strandungsrate von 1+ Forellen. Die Substratgröße spielte bei hohen Sunkraten keine signifikante Rolle auf die Strandungshäufigkeit, mit abnehmender Sunkrate nahm auch der Einfluss des Covers (Substrat, etc.) auf die Strandungstendenz zu. Basierend auf diesen Studien mit künstlichem Substrat, kann gesagt werden, dass das Substrat oder die Verfügbarkeit von geeigneten Unterständen bei starkem Pegelrückgang nicht maßgeblich für die Höhe der Strandungsraten sind, bei geringerer Pegel-Rückgangsgeschwindigkeit jedoch sehr wohl zu den entscheidenden Faktoren zählen. Als maßgebliche Faktoren für die Strandungsgefährdung wurden die Jahreszeit (Wassertemperatur), Substrat und Ausformung des Flussbettes genannt. Auch ein etwaiger Einfluss des Grundwassers (Infiltration) wurde genannt.

Auch wurde erwähnt, dass Stranden nicht gleich automatisch mit Mortalität gleichzusetzen ist. So konnten einige Fische, welche einige Stunden im Substrat überlebt hatten, belegt werden. Die Überlebensrate dieser Fische war im Wesentlichen abhängig von der Jahreszeit und dem Temperaturunterschied sowie Substrat und Topographie.

Um das Strandungsrisiko von Atlantischen Lachs im Winter zu verringern, scheint bei Rückgangsraten zwischen 0,3 und 1,3 cm/min die Tageszeit ausschlaggebender zu sein als die Geschwindigkeit des Wasserspiegelrückgangs, außer dann, wenn die Rückgangsgeschwindigkeit auf unter 0,3 cm/min oder 20 cm/h reduziert wurde. Bei einer sehr langsamen Reduktion des Abflusses im Frühling (stufenweise um 0,2 cm/min) zeigte sich auch eine Reduktion des Strandungsrisikos. Auf natürlichem Substrat konnte dadurch das Strandungsrisiko von Lachs beinahe vollständig ausgeschlossen werden. Während des Winters ist das Strandungsrisiko generell höher, auf Grund der geringeren Aktivität der Fische im Winter, und wegen der Tatsache, dass sie sich dann häufiger im Substrat verstecken (HEGGENES & SALTVEIT, 1990).

Diese Ergebnisse decken sich mit der Studie von BRADFORD (1997) zum Königslachs (*Oncorhynchus tshawytscha*). Basierend auf dem durchschnittlich gestrandeten Anteil ist das Strandungsrisiko im Winter für Lachse (70 – 90 mm) bei Pegelrückgängen am Tag etwa dreimal höher als bei Pegelrückgängen in der Nacht. Das Strandungsrisiko am Tag ist im Winter dreimal höher als im Sommer, und an Tagen zwischen November und Dezember ist das Risiko 1,8mal höher als an Tagen zwischen April und Mai bei vergleichbar kühlen Temperaturen (4 - 4,5 °C).

BRADFORD (1997) belegte eine sechsmal höhere Strandungsrate bei Temperaturen von 6 °C im Vergleich zu Temperaturen von 12 °C, wobei er das auf die Tatsache zurückführte, dass juvenile Salmoniden sich bei kühleren Temperaturen näher am Substrat aufhalten. Im Winter halten sich Bachforellen und Lachse in anderen Habitaten auf als im Sommer, dies könnte erklären, warum das Strandungsrisiko für diese beiden Arten je nach Jahreszeit unterschiedlich hoch ist. Bei niedrigen Temperaturen halten sich Bachforellen bevorzugt in Unterständen auf, sie bevorzugen geringere Fließgeschwindigkeiten und verstecken sich häufiger im Substrat (KARLSTRÖM, 1977; CUNJAK & POWER, 1986; HEGGENES & SALTVEIT, 1990).

MONK (1989) fand, dass Fischbrut vor allem innerhalb des Substrats strandet und dass das Strandungsrisiko mit der Größe des Substrats ansteigt. Eine Vielzahl von Faktoren scheint das Strandungsrisiko zu beeinflussen. Dazu zählt die Geschwindigkeit des Wasserspiegelnrückgangs (MONK 1989), die Verfügbarkeit von Unterständen (VEHANEN et al., 2000), die Reaktion auf den zurückgehenden Wasserspiegel (HUNTINGFORD et al., 1999) und das Temperatur-abhängige Verhalten (CLARKE & SCRUTON, 1999). In Feldstudien wurde von SALTVEIT et al. (2001) belegt, dass die Temperatur, die Jahreszeit, die Tageszeit sowie die Rückgangsgeschwindigkeit des Wasserspiegels zu den wichtigsten Einflüssen auf die Strandungsraten von juvenilen Lachs (*Salmo salar*) und Bachforelle (*Salmo trutta*) zählen.

HALLERAKER et al. (2003) bestimmten analog zu der Studie von SALTVEIT et al. (2001) die Jahreszeit respektive Wassertemperatur neben der Wasserspiegelnrückgangsrate als den entscheidenden Parameter für die Strandungshäufigkeit. Bei rapidem Wasserspiegelnrückgang am Tag wurde bei 0+ Individuen ein beinahe zweimal höheres Strandungsrisiko dokumentiert als bei 1+ Individuen. Das heißt, dass bis zu einer Größe von zumindest 100 mm das Strandungsrisiko evident ist, wobei auch Individuen mit 100 mm einem Strandungsrisiko ausgesetzt sind, wenn sie sich in Pools und flachen Habitaten mit groben Substrat und guten Unterstandsmöglichkeiten befinden. Das wurde durch einige gestrandete Individuen >100 mm bewiesen, die im Zuge der Studie und jener von HESSEVIK's (2002) aufgefunden wurden. Aus diesem Grund ist ein Wasserspiegelnrückgang von weniger als 20 cm/h notwendig, um das Strandungsrisiko zu reduzieren.

Kaltes Wasser kombiniert mit grobkörnigem Substrat, geringem Gefälle und hohen Fließgeschwindigkeiten ergaben am meisten Strandungsvorfälle. Ein Wasserspiegelrückgang von weniger als 10 cm/h kombiniert mit warmem Wasser verringerte das Strandrungsrisiko bei 0+ Forellen deutlich.

Wasserrückgänge in der Dunkelheit kombiniert mit langsamen „ramping rates“ (10-13 cm/h) werden empfohlen, um das Strandrungsrisiko bei Salmoniden zu jeder Jahreszeit zu verringern. Die annehmbare Wasserrückgangsgeschwindigkeit, bei der die Fische nicht stranden, hängt von lokalen Habitateigenschaften, den Fischgrößen, der Jahreszeit und den Lichtverhältnissen ab. Es wurde auch ein Zusammenhang zwischen vermehrtem Stranden und Gewöhnungszeit gefunden. Für kleine Fischbrut (<70 mm) konnte bei rapidem Wasserrückgang ein signifikant höheres Strandrungsrisiko beim ersten Wasserspiegelrückgang beobachtet werden im Vergleich zu den folgenden Rückgängen. Auch wenn der Wasserrückgang mehr als zwei Stunden dauerte (<10 cm/h), konnte das Stranden von 0+ Forellen bei den Experimenten während des Tages nicht verhindert werden. Wasserrückgang während des Tages bei niedrigen Temperaturen (4-5 °C) erhöhte das Strandrungsrisiko von juvenilen Lachsen und Forellen (HARBY et al., 2001). Das niedrigste Strandrungsrisiko ergab sich bei warmen Temperaturen (>9 °C) am Tag.

Das Strandrungsrisiko ist bei niedrigen Temperaturen (4-5 °C) höher. Grobkörniges Substrat verursacht vermehrtes Stranden. Fischgröße und –art: Individuen zwischen 30 und 50 mm sind eher gefährdet; Unterschiede zwischen den Arten können mit unterschiedlichen Habitatpräferenzen erklärt werden (FLOODMARK, 2004).

FLOODMARK et al. (2002) stellten bei Laborversuchen mit Jährlingen der Bachforelle fest, dass die Fische am ersten Versuchstag mit einer starken Erhöhung des Cortisol-Gehalts im Blut auf den hydraulischen Stress einer künstlichen Schwallwelle reagierten. Am vierten und siebten Tag lösten die (täglich wiederholten) Schwälle dagegen keine entsprechende Reaktion mehr aus. Im Gegensatz dazu lernten Sömmerlinge und Jährlinge der Bachforelle in der norwegischen Nidelva auch nach mehreren, im Tagesrhythmus aufeinanderfolgenden Schwällen kaum, ein Stranden zu vermeiden (SALTVEIT et al., 2001).

4.4.3.1.1 Fuzzyset und Fuzzyregeln Gefährdung Stranden – Jungfische Bachforelle

Bei der **Berechnung der Gefährdung** für das Stranden von Jungfischen wurden folgende Parameter verwendet:

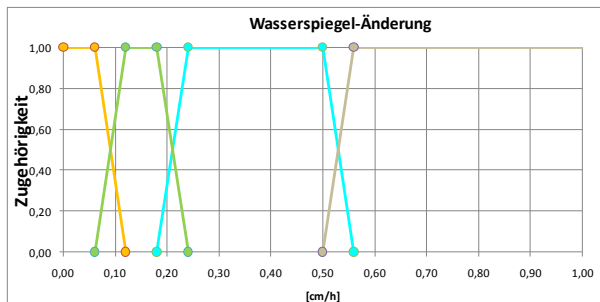
- Wasserspiegelabsenkung
- Wassertiefe
- Substrat
- Ausformung
- Struktur

Die Ausformung bezieht sich auf die Böschungsneigung von Schotterflächen bzw. von Uferbereichen. Es wurde zwischen flachen und steilem Böschungswinkel unterschieden. Eine flache Böschungsneigung hat zur Folge, dass eine weitere Distanz zurückzulegen ist, um bei einem Pegelrückgang wieder in ausreichend tiefes Wasser zu gelangen. Weiters wurde noch die Struktur der Schotterbänke bzw. der Uferbereiche mit flach oder wellig beschrieben. Als wellig wurden alle Bereiche ausgewiesen, welche potentiell als Fischfalle dienen könnten. Diese Bereiche können v.a. bei hohen Sunkraten, aber auch bei geringen Pegelrückgangsraten aufgrund fehlender Fluchtreaktion, eine hohe Gefährdung für die Jungfische aufweisen.

Analog zur bisherigen Vorgangsweise bei der Bestimmung der Basishabitateignung werden auch hier im ersten Schritt die Fuzzysets und Gefährdungsklassen definiert (Abb. 22 bis Abb. 26). Die Einteilung der Klassen erfolgte dabei in erster Linie in Anlehnung an die Literatur in Kap. 4.4.3.1 „Gefährdungswahrscheinlichkeit für Stranden von Jungfischen“. Das gesamte Regelwerk ist im Anhang (Kap. 7, Tab. 15) angeführt.

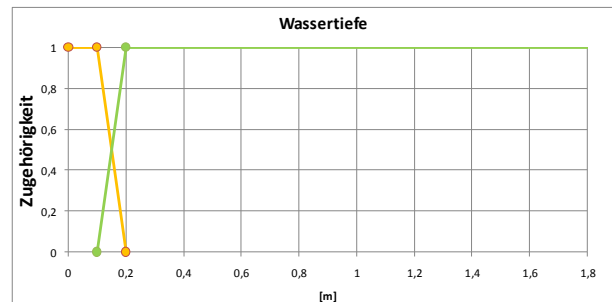
Generell kann gesagt werden:

- Langsamer Wasserspiegelrückgang ist besser als ein schneller Rückgang.
- Temperatur und Substratgröße spielen eine große Rolle.
- Tageszeit (Tag/Nacht) und Jahreszeit spielen ebenfalls eine große Rolle.
- Kleinere Fische sind strandungsgefährdeter als größere Individuen.



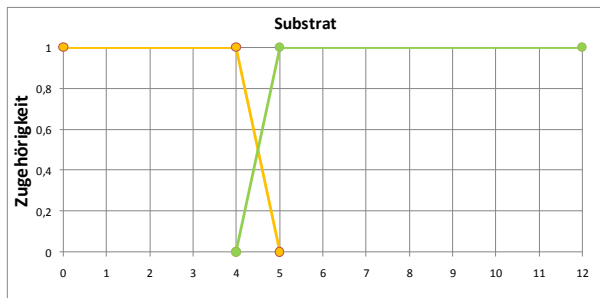
WSP-Änderung [cm/h]	0,5	0,56	20		
Zugehörigkeit	0	1	1		
WSP-Änderung [cm/h]	0,18	0,24	0,5	0,56	
Zugehörigkeit	0	1	1	0	
WSP-Änderung [cm/h]	0,06	0,12	0,18	0,24	
Zugehörigkeit	1	1	1	0	
WSP-Änderung [cm/h]	0,00	0,06	0,12	0,18	
Zugehörigkeit	1,00	1,00	0,00		
WSP-Änderung [cm/h]					
Zugehörigkeit					

Abb. 22: Fuzzyset-WSP-Änderung – Gefährdung Stranden Jungfische



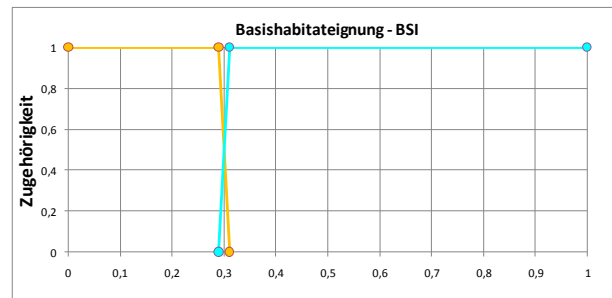
Wassertiefe [m]					
Zugehörigkeit					
Wassertiefe [m]					
Zugehörigkeit					
Wassertiefe [m]	0,1	0,2	10		
Zugehörigkeit	0	1	1		
Wassertiefe [m]	0	0,1	0,2		
Zugehörigkeit	1	1	0		
Wassertiefe [m]					
Zugehörigkeit					

Abb. 23: Fuzzyset-Wassertiefe – Gefährdung Stranden Jungfische



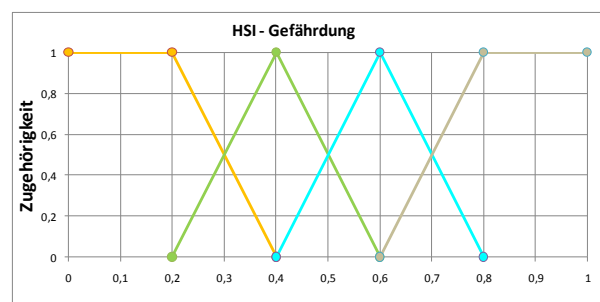
Substratindex					
Zugehörigkeit					
Substratindex					
Zugehörigkeit					
Substratindex	4	5	12		
Zugehörigkeit	0	1	1		
Substratindex	0	4	5		
Zugehörigkeit	1	1	0		
Substratindex					
Zugehörigkeit					

Abb. 24: Fuzzyset-Substrat – Gefährdung Stranden Jungfische



Basishabitateignung					
Zugehörigkeit					
Basishabitateignung	0,29	0,31	1		
Zugehörigkeit	0	1	1		
Basishabitateignung					
Zugehörigkeit					
Basishabitateignung	0	0,29	0,31		
Zugehörigkeit	1	1	0		
Basishabitateignung					
Zugehörigkeit					

Abb. 25: Fuzzyset Basishabitateignung - Jungfische



HSI	0,6	0,8	1		
Zugehörigkeit	0	1	1		
HSI	0,4	0,6	0,8		
Zugehörigkeit	0	1	0		
HSI	0,2	0,4	0,6		
Zugehörigkeit	0	1	0		
HSI	0	0,2	0,4		
Zugehörigkeit	1	1	0		
HSI					
Zugehörigkeit					

Abb. 26: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Stranden Jungfische (HSI)

Beispiele Fuzzy-Regeln Gefährdung Stranden – Jungfische

Zusätzlich zu dem im Fuzzyset definierten Parametern wurden noch die Parameter Ausformung und Struktur für das Regelwerk verwendet. Diese Parameter beschreiben Schotterbänke und Anschlagslinien, welche bei den Aufnahmen verortet und kartiert wurden. In das Modell wurden sie mittels GIS-Shape Dateien eingespielt.

Tab. 5: Fuzzyset Ausformung und Struktur Schotterbank Bach-/Seeforelle

Ausformung

A flach

B steil

Struktur

A flach

B wellig

Beispiele Fuzzy-Regeln Gefährdung Stranden – Jungfische BachforelleBeispiel 1:

WSP- Änderung	Wassertiefe	Ausformung	Struktur	Substrat- klasse	Basishabitat- eignung (BSI)	Gefährdung Stranden (HSI)
VH	L	A	B	L	H	VH

Wenn Wasserspiegeländerung „sehr hoch“ und Wassertiefe „gering“ und Form „flach“ und Struktur „wellig“ und Substrat „mittel“ und BSI „hoch“ dann ist die Gefährdung Stranden „sehr hoch“. Eine sehr schnelle Wasserspiegeländerung bei gleichzeitig bereits geringer Wassertiefe entlang einer flachen Schotterbank, in der sich noch Mulden (Struktur B-> wellig) befinden, ergibt eine sehr hohe Strandungswahrscheinlichkeit.

Beispiel 2:

WSP- Änderung	Wassertiefe	Ausformung	Struktur	Substrat- klasse	Basishabitat- eignung (BSI)	Gefährdung Stranden (HSI)
L	L	B	A	L	H	L

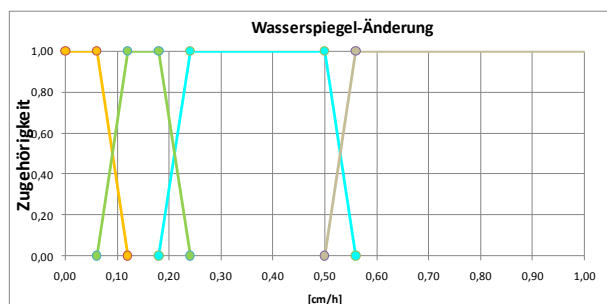
Wenn Wasserspiegeländerung „gering“ und Wassertiefe „gering“ und Form „steil“ und Struktur „flach“ und Substrat „mittel“ und BSI „hoch“ dann ist die Gefährdung Stranden „gering“. Würde im Gegensatz zum vorigen Beispiel nur ein langsamer Pegelrückgang stattfinden, bei einem steileren Ufer ohne Vertiefungen, wäre eine Strandungsgefahr sehr unwahrscheinlich.

4.4.3.2 Gefährdungswahrscheinlichkeit für das Verdriften von Jungfischen

Bleiben die Larven und Jungfische an den bei Sunk geeigneten Habitaten, so besteht aufgrund der bei Schwall an diesen Stellen auch bodennah auftretenden hohen Fließgeschwindigkeiten die Gefahr der Abdrift. Untersuchungen am Inn zeigen beispielsweise, dass bei einer Schwallamplitude von 90 cm die Fließgeschwindigkeiten an ufernahen Kiesbankbereichen von weniger als 10 cm/s bei Sunk auf über 120 cm/s bei Schwall steigen (ARGE LIMNOLOGIE, 2001). Auch die sohnahen Geschwindigkeiten steigen von knapp 2 cm/s auf über 50 cm/s. Dies liegt deutlich über der Schwimmkapazität von Larven. Für den Alpenrhein sind aufgrund der sogar noch größeren Schwallamplitude noch höhere Fließgeschwindigkeitsänderungen zu vermuten (siehe oben). Verlassen somit die Larven und Jungfische den strömungsgeschützten, unmittelbaren Bereich zwischen dem Substrat (Grenzschicht), so ist mit deren Verdriftung zu rechnen. Dies gilt auch für die meisten anderen strömungsliebenden Fischarten wie Äsche etc.. Für Arten, deren Juvenile eher in Buchtbereichen auftreten, ist diese Gefahr sicherlich geringer. Die Koppe dürfte hingegen dauerhaft im permanent benetzten Bereichen im Substrat bleiben und dadurch vom Schwall nicht so sehr wie andere Fischarten betroffen sein (vgl. Kap. 4 und SLAVIK et al., 2000). Dies zeigen auch die im Vergleich zum Gesamtfischbestand vergleichsweise hohen Dichten dieser Art. Bei Forellenbrut wurde in Versuchen eine kritische Strömungsgeschwindigkeit von ca. 0,15 m/s bei 6–8 °C und von ca. 0,19 m/s bei 12–14 °C gefunden; aber schon bei etwa 70 % der kritischen Strömungsgeschwindigkeit begannen die Fische abzuwandern. Etwa acht Wochen nach Beginn der Nahrungsaufnahme stieg die kritische Strömungsgeschwindigkeit auf über 0,5 m/s an. Die bevorzugten Strömungsgeschwindigkeiten müssen deutlich unter diesen ermittelten, kritischen Werten liegen. Das ist besonders während niedriger Temperaturen im Winter wichtig, da Fische ohne ausreichende Unterstandsmöglichkeiten mehr Energie darauf verwenden, ihre Position im Wasser zu halten, und die Energiereserven für das Überleben des Winters limitiert sind (CUNJAK, 1988; METCALFE & THORPE, 1992; BULL et al., 1996). Der Abfluss beeinflusste die Art und Weise, wie Unterstände genutzt wurden, besonders im Winter als die meisten Forellen beim ersten Hochwasser die Unterstände aufsuchten, um nicht abgetrieben zu werden (VEHANEN et al., 2000). Die Larven hatten eine Länge von 40-50 mm erreicht, bis sie im Stande waren, höhere Wassergeschwindigkeiten als 0,5m/s zu tolerieren.

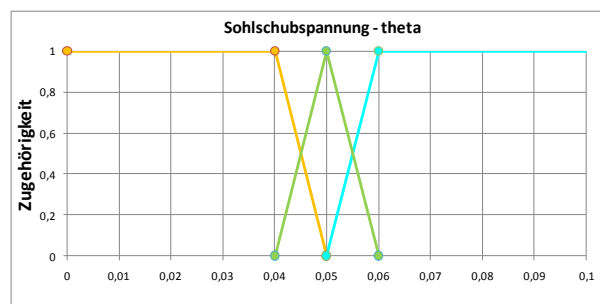
4.4.3.2.1 Fuzzyset und Fuzzyregeln Gefährdung Drift – Jungfische Bachforelle

Bei der Berechnung der Gefährdung Drift wurde in erster Linie der Parameter **Sohlschubspannung** verwendet, unter der Annahme, dass ohne entsprechenden Unterstand das Individuum gezwungen ist zu reagieren, wenn sich die Sohle zu bewegen beginnt. Weiters wurden Wasserspiegel-Änderung und Basishabitateignung verwendet (Abb. 27 und Abb. 30).



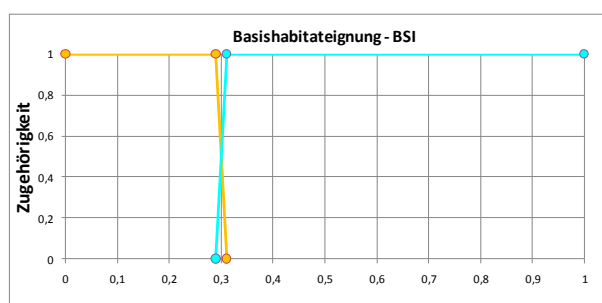
WSP-Änderung [cm/h]	0,5	0,56	20	
Zugehörigkeit	0	1	1	
WSP-Änderung [cm/h]	0,18	0,24	0,5	0,56
Zugehörigkeit	0	1	1	0
WSP-Änderung [cm/h]	0,06	0,12	0,18	0,24
Zugehörigkeit	0	1	1	0
WSP-Änderung [cm/h]	0,00	0,06	0,12	0,18
Zugehörigkeit	1,00	1,00	0,00	
WSP-Änderung [cm/h]				
Zugehörigkeit				

Abb. 27: Fuzzyset-WSP-Änderung – Gefährdung Stranden Jungfische



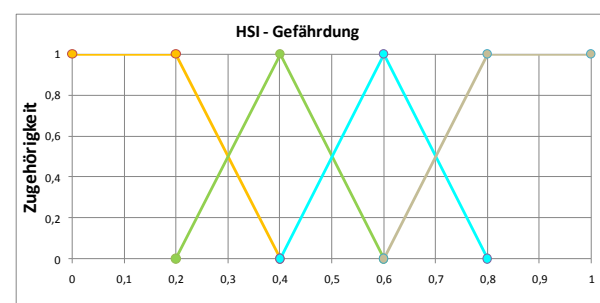
Sohlschubspannung				
Zugehörigkeit				
Sohlschubspannung	0,05	0,06	200	
Zugehörigkeit	0	1	1	
Sohlschubspannung	0,04	0,05	0,06	
Zugehörigkeit	0	1	0	
Sohlschubspannung	0	0,04	0,05	
Zugehörigkeit	1	1	0	
Sohlschubspannung				
Zugehörigkeit				

Abb. 28: Fuzzyset-Sohlschubspannung – Gefährdung Drift Jungfische



Basishabitateignung				
Zugehörigkeit				
Basishabitateignung	0,29	0,31	1	
Zugehörigkeit	0	1	1	
Basishabitateignung				
Zugehörigkeit				
Basishabitateignung	0	0,29	0,31	
Zugehörigkeit	1	1	0	
Basishabitateignung				
Zugehörigkeit				

Abb. 29: Fuzzyset Basishabitateignung - Jungfische



HSI				
Zugehörigkeit				
HSI	0,6	0,8	1	
Zugehörigkeit	0	1	1	
HSI	0,4	0,6	0,8	
Zugehörigkeit	0	1	0	
HSI	0,2	0,4	0,6	
Zugehörigkeit	0	1	0	
HSI	0	0,2	0,4	
Zugehörigkeit	1	1	0	
HSI				
Zugehörigkeit				

Abb. 30: Fuzzyset-Gefährdung/Risiko Drift Jungfische (HSI)

Beispiele Fuzzy-Regeln Gefährdung Drift – Jungfische

Zusätzlich zu dem im Fuzzy-Set definierten Parametern wurden noch die Parameter Ausformung und Unterstand verwendet. In das Modell wurden sie mittels GIS-Shape Dateien eingespielt. Die **Ausformung** bezieht sich auf die Böschungsneigung von Schotterflächen bzw. von Uferbereichen - es wurde zwischen flach und steil unterschieden (Tab. 6). Eine steile Böschungsneigung hat zur Folge, dass bei einem Pegelanstieg keine Ausweichmöglichkeit in Bereiche mit geringerer Fließgeschwindigkeit möglich ist. Dieser Parameter wirkt also bei der Gefährdung Drift vollkommen unterschiedlich als bei der Gefährdung Stranden (vgl. Kap. 4.4.3.1.1). Das gesamte Regelwerk ist im Anhang (Kap. 7, Tab. 16) angeführt.

Tab. 6: Fuzzysset Ausformung Schotterbank Bach-/Seeforelle

Ausformung

A	flach
B	steil

Auch der Parameter „Cover“ wurde noch einmal verwendet. Die einzelnen Unterstandstypen wurden zu funktionellen Gruppen entsprechend ihrer Funktion als Strömungsschutz (Schutz vor Abdrift) zusammengefügt (Tab. 7).

„Cover“

Tab. 7: Fuzzysset Unterstandszuordnung Jungfische

„Strömungsschutz“

A	1 (im Wasser befindliche Pflanzen)	2 (Steine)	3 (Wurzeln)	4 (Totholz)	5 (ins Wasser ragende Äste und Zweige (lebend oder tot))	7 (Blockwurf)	9 (unterspülte Ufer)
----------	------------------------------------	------------	-------------	-------------	--	---------------	----------------------

„kein Schutz bzw. nicht vorhanden“

B	6 (überhängende Zweige oder Äste)	8 (Turbulenzen)	10 (überhängendes Gras)
----------	-----------------------------------	-----------------	-------------------------

Beispiele Fuzzy-Regeln Gefährdung Drift – Jungfische BachforelleBeispiel 1:

WSP-Änderung	Unterstand	Ausformung	Sohlschubspannung	Basishabitat-eignung (BSI)	Gefährdung Drift (HSI)
VH	B	B	B	H	VH

Wenn Wasserspiegeländerung „sehr hoch“ und Cover „B“ (kein Strömungsschutz) und Form „steil“ und Sohlschubspannung „hoch“ und BSI „hoch“ dann ist die Gefährdung Drift „sehr hoch“.

Beispiel 2:

WSP-Änderung	Unterstand	Ausformung	Sohlschubspannung	Basishabitat-eignung (BSI)	Gefährdung Drift (HSI)
VH	A	A	H	H	M

Wenn Wasserspiegeländerung „sehr hoch“ und Cover „A“ (Strömungsschutz) und Form „flach“ und Sohlschubspannung „hoch“ und BSI „hoch“ dann ist die Gefährdung Drift „mittel“.

4.4.4 Basishabitateignung und Gefährdung Jungfische - Beurteilung der Gesamtnutzbarkeit der Jungfischhabitate = „Effektiver Lebensraum“

Für die Jungfische der Forelle wurden die Habitatparameter Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, dominantes Substrat und Unterstandstypen (engl. Cover) als maßgebend für die sogenannten Basishabitateignung erachtet. Diese wird nicht deshalb so genannt, weil sie beim Basisabfluss vorherrschen würde, sondern deshalb, weil sie als Basis für die weitere Gefährdungsberechnung dient.

Bei den Jungfischen kommt im Gegensatz zu den Auswertungen im Bereich Laichplätze noch ein sehr starker zeitlicher Aspekt zum Tragen. Während sich einmal abgelegte Fischeier nicht aktiv bewegen können, können Jungfische dem Wasserstand in einem gewissen Ausmaß folgen. Aus diesem Grund ist in diesem Fall nicht die maximale Basishabitateignung bzw. Gefährdung über die gesamte Ganglinie entscheidend, sondern die minimale Eignung eines Habitats (Zelle) über die gesamte Ganglinie hinweg. Wird ein gewisser Wert über die gesamte Ganglinie hinweg nicht unterschritten, ist das Individuum nicht genötigt, auf die sich veränderten Bedingungen zu reagieren.

Es wurde für jede Zelle die jeweilige „Effektive Lebensraumeignung“ (BSI – Gefährdung Stranden bzw. Drift) für jeden 10 Minuten Zeitschritt (insgesamt 144 Zeitschritte) berechnet. Anschließend wurde der während der gesamten Ganglinie auftretende Minimalwert pro Zelle für die Auswertung der „Effektiven Lebensraumeignung“ herangezogen. Aus diesem Grund erfolgte auch keine Auswertung und Darstellung der maximalen Basishabitateignung, welche aufgrund dieser methodischen Überlegungen über nur eingeschränkte Aussagekraft verfügen würde. So können Flächen ausgewiesen werden, wo sich Jungfische während der gesamten Ganglinie aufhalten könnten ohne die Wasserstandsänderungen mitverfolgen zu müssen. Im Gegensatz zu den Laichplätzen wurden die Gefährdungen für Drift und Stranden separat behandelt und ausgewertet.

4.5 Eigene Aufnahmen und Validierung

Für die Erstellung der „fuzzy-logic Regeln“ wurde nicht nur auf bestehende Literatur zurückgegriffen, sondern es wurden auch eigene Untersuchungen bzw. Erhebungen getätigt. Diese fanden vom 6. - 8. November 2009 sowie vom 11. – 13. Dezember 2009 in der Teststrecke Mastrils statt. In der Teststrecke Buchs wurde am 13. Dezember 2009 gefischt. Generell sind die in weiterer Folge dargestellten Ergebnisse aber mit Vorsicht zu betrachten, da die tatsächliche Fließgeschwindigkeit bzw. Wassertiefe zum Zeitpunkt des Ablaichens sich auf jeden Fall von den aufgenommenen Werten unterscheidet. Die Aufnahmen erfolgten am Wochenende bei Sunkbetrieb, ein aktives Laichen zu dieser Zeit konnte nicht beobachtet werden.

4.5.1 Laichplätze - Mastrils

Die Kartierung der Laichplätze erfolgte während der Jungfischbeprobung. Die gefundenen Laichplätze wurden mittels GPS verortet. Weiters wurden die Laichgruben vermessen, sowie Wassertiefe, Substrat und Fließgeschwindigkeit erhoben. In Summe wurden vier Laichplätze gefunden mit acht Laichgruben. Es konnten außerdem noch einige Laichgruben im Umfeld dieser Laichplätze festgestellt werden, bei denen offensichtlich der Versuch der Tiere scheiterte, eine Laichgrube zu erstellen.

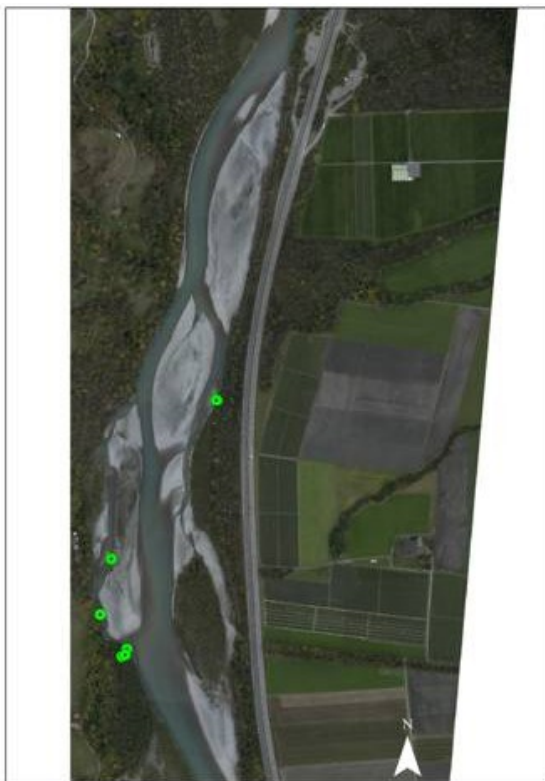


Abb. 31: Nachgewiesene Laichplätze bzw. vermessene Laichgruben – Mastrilser Auen

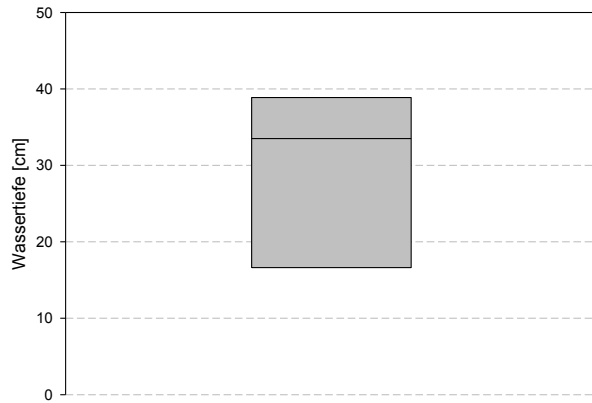


Abb. 32: Nachgewiesene Laichplätze Mastrils-
erhobene Wassertiefen über Laichgrube (mittlere
schwarze Linie = Median 33,5 cm)

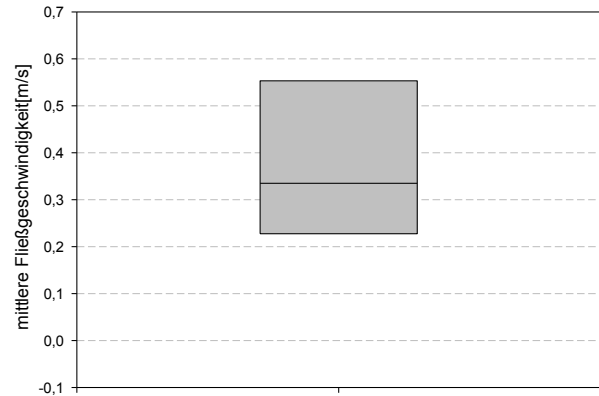


Abb. 33: Nachgewiesene Laichplätze mittlere
Fließgeschwindigkeit über Laichgrube (mittlere
schwarze Linie = Median 0,33 m/s)

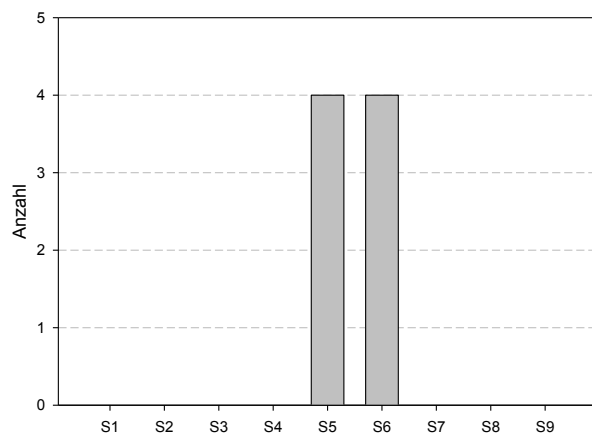


Abb. 34: Nachgewiesene Laichplätze – Dominierendes
Substrat

Die belegten Wassertiefen (Abb. 32) schwanken zwischen 11 und 43 cm bei einem Mittelwert von 28,87 cm (Median 33,5 cm). Die bevorzugten Fließgeschwindigkeiten beim Abbläuen betragen 0,37 m/s (min = 0,16 m/s, max = 0,71 m/s) bei einem Median von 0,33 m/s (Abb. 33). Als dominierendes Substrat wurden die Klassen S5 (Grobkies) und S6 (Kleine Steine) vorgefunden (Durchmesser 2 – 12 cm). Diese Werte stimmen in etwa mit den Werten überein, welche auch am Vorderrhein vorgefunden wurden (vgl. Kap. 4.3.2).



Abb. 35: Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 07.11.2009 14.27



Abb. 36: Detail Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 07.11.2009 14.27

Bei der Begehung am 7.11.2009 wurde ein Laichplatz am orografisch rechten Ufer in einem permanent dotierten Seitenarm bei beginnendem Sunk am Wochenende gesichtet und vermessen (Abb. 35 und Abb. 36). Am nächsten Tag (8.11.2009) wurde diese Laichgrube aufgrund des gesunkenen Wasserspiegels trocken gefallen vorgefunden (Abb. 37 und Abb. 38).

Im Zuge des „Basismonitorings Ökologie 2009 bis 2011“ (REY et al., 2011) wurden im Bereich Mastrils neun Laichgruben links-, und zwei Gruben rechtsufrig nachgewiesen, davon gab es positive Eikontrollen. Es wurde ebenfalls im Rahmen dieser Untersuchungen ein Trockenfallen einer Seeforellenlaichgrube unterhalb der Cosenz-Mündung belegt.



Abb. 37: Trockengefallener Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 08.11.2009 12.03



Abb. 38: Detail Trockengefallener Laichplatz – linksufrig permanent dotierter Seitenarm - 08.11.2009 12.03

4.5.2 Jungfische bzw. Jungfischhabitate

Zur Erhebung des Aufkommens von Fischlarven und Jungfischen der Fischpopulation wurden mehrere Habitattypen nach der Methode des „Point Abundance Sampling“ nach COPP & PENAZ (1988) befischt. Hierbei werden Befischungspunkte zufällig ausgewählt („stratified random sampling“; KREBS 1989) und watend beprobt. Zur Befischung wird ein Rückenaggregat (Honda, 1,5 kW, 600 Volt) mit einer Anode von 10 cm Durchmesser herangezogen.

Durch den geringen Durchmesser der Polstangenanode wird ein dichtes Feldliniennetz erzeugt, wodurch v. a. Fischlarven aber auch einjährige Jungfische in geringer Entfernung optimal erfasst werden können. Der ungefähre galvanotaktische Wirkungsbereich betrug in diesen Fall 0,5 x 0,5 m. Bedingt durch diese räumlich konzentrierte Wirkung kann eine punktuelle Stichprobenentnahme durchgeführt werden.

Diese Fischpunkte wurden anschließend sofort markiert und vermessen. Erhoben wurde Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, dominierendes Substrat sowie die Art des Covers (Unterstand).

Es wurden 250 Fischpunkte von Bachforellen im Bereich Mastrilser-Auen vermessen (Abb. 39), in der Strecke Buchs konnte kein Bachforellenjungfisch nachgewiesen werden.

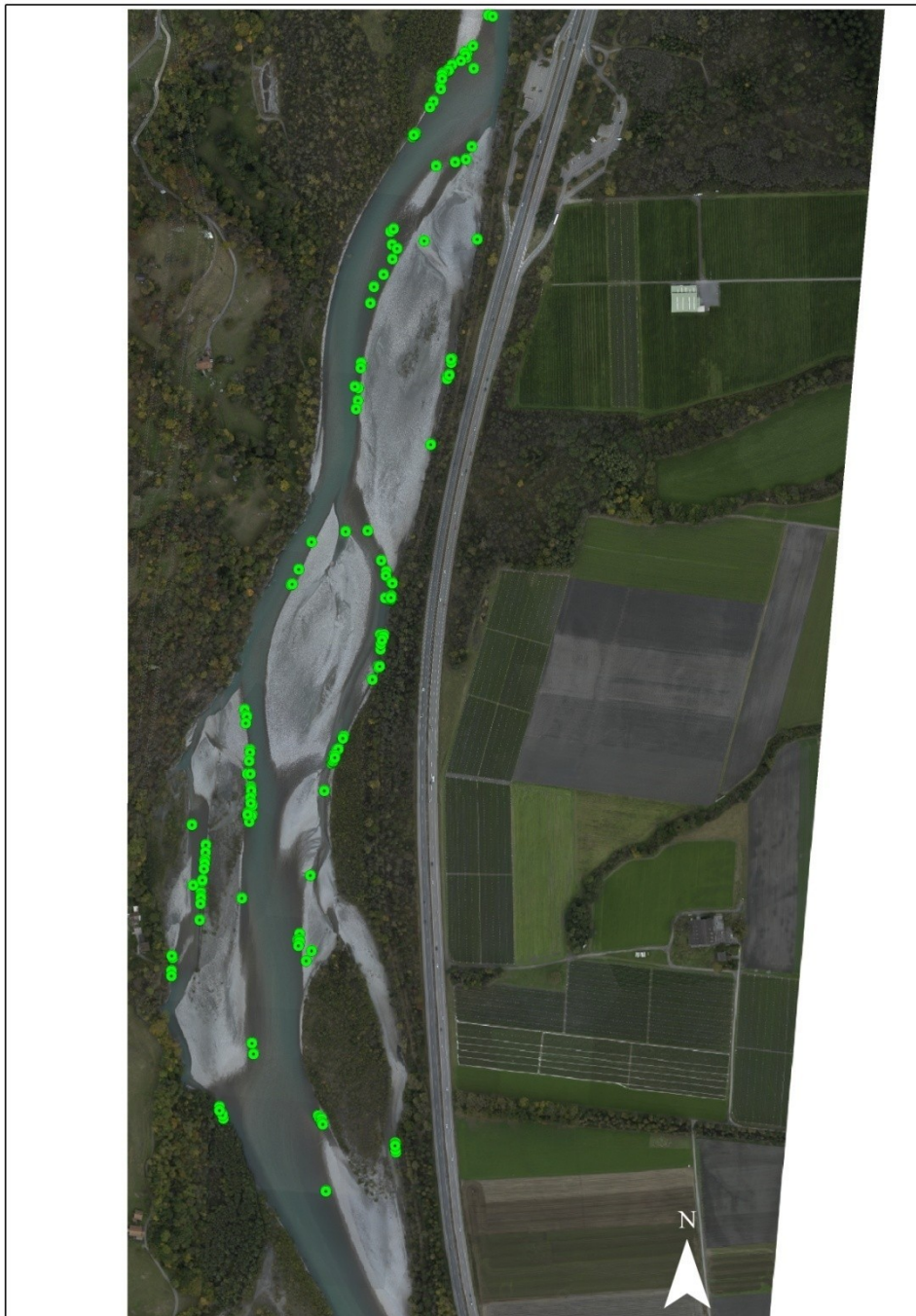


Abb. 39:
Nachgewiesene
Bachforellen
Fischpunkte –
Mastrilser Auen

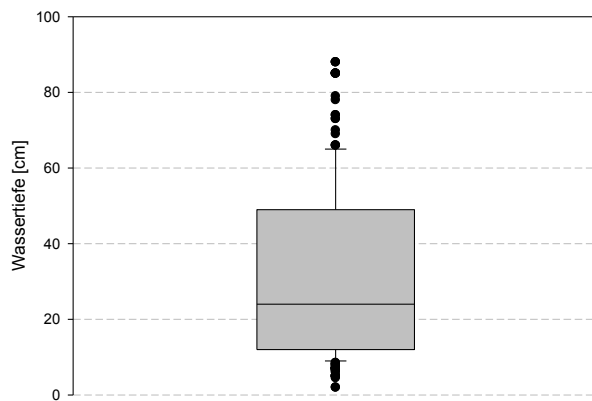


Abb. 40: Fischpunkte Mastrils - erhobene Wassertiefen (mittlere schwarze Linie = Median 24,0 cm)

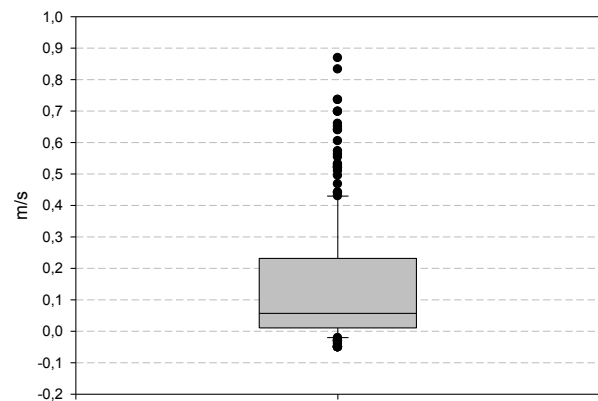


Abb. 41: Fischpunkte Mastrils - mittlere Fließgeschwindigkeit (mittlere schwarze Linie = Median 0,04 m/s)

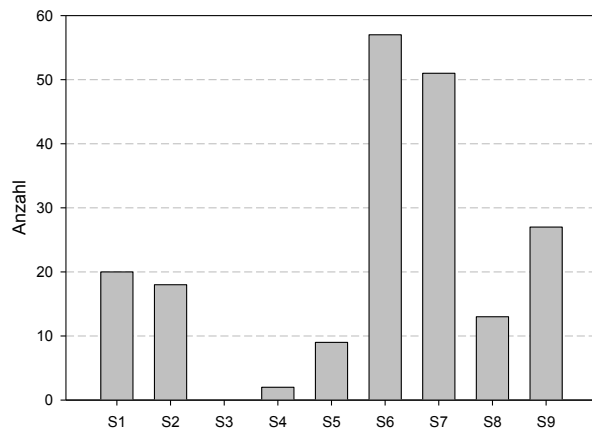


Abb. 42: Fischpunkte Mastrils – Dominierendes Substrat

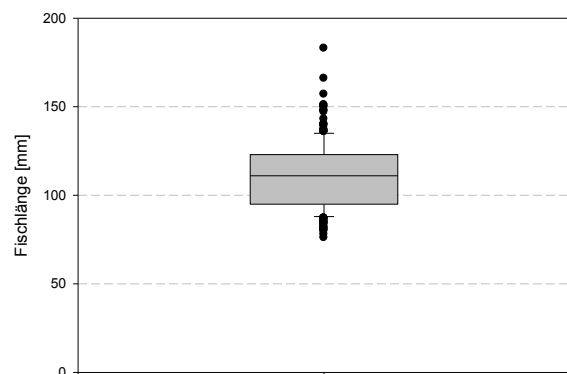


Abb. 43: Fischpunkte Mastrils – mittlere Fischlänge

Die erhobenen Wassertiefen (Abb. 40) schwanken zwischen 2 und 88 cm bei einem Mittelwert von 31,6 cm (Median 24,0 cm). Die bevorzugten mittleren Fließgeschwindigkeiten der Jungfischhabitate betragen 0,09 m/s (min = 0,0 m/s, max = 0,54 m/s) bei einem Median von 0,04 m/s (Abb. 41). Als dominierendes Substrat wurden die Klassen S6 (kleine Steine) und S7 (große Steine) vorgefunden – Durchmesser 6 - 20 cm. Die mittlere Fischlänge betrug 111 mm, dies legt den Schluss nahe, dass sich der Bestand in erster Linie aus Besatz und Fischen aus Zubringern rekrutiert. Die Erfahrungen aus dem Schwall-Trübe-Projekt zeigten, dass die Jungfische aus dem Alpenrhein selbst zu dieser Jahreszeit zumeist deutlich kleiner sind.

4.5.3 Validierung

4.5.3.1 Validierung Laichplätze

Im Rahmen der Modellierung (Arbeitspaket 5) wurde im Teilbereich Reproduktion das Maß für eine erfolgreiche Vermehrung berechnet, d.h. von der Eiablage bis zur Emergenz der Larven. Die reine Eignung eines Ortes für die Anlage eines Laichplatzes wurde nicht modelliert. Finden Fische keine geeigneten Laichplätze hinsichtlich Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat in einem Abschnitt vor, so erfolgt die Ablage auch an weniger dafür geeigneten Plätzen.

Betrachtet man nur die drei üblichen Standardparameter für die Eignung eines Laichplatzes, so befinden sich die vorgefundenen Laichplätze an prinzipiell gut geeigneten Standorten. Unter Einbeziehung der Kolmation und damit auch der Eientwicklung sind die angelegten Laichgruben nur mehr bedingt für eine erfolgreiche Naturverlaichung geeignet. Unter Einbeziehung der Gefährdung durch Trockenfallen und Erosion befinden sich alle vorgefundenen Laichplätze in Bereichen, bei denen man davon ausgehen kann, dass keine erfolgreiche Eientwicklung stattfindet. Die rechtsufrig vorgefundenen Laichplätze fallen im Sunk trocken (vgl. Kap. 4.5.1), die restlichen Laichgruben weisen eine erhöhte Wahrscheinlichkeit auf, erodiert zu werden. Die vorgefundenen Laichplätze befinden sich allesamt in Bereichen, in denen die modellierte „Effektive Lebensraumeignung“ geringer als 0,5 ist (Abb. 44).

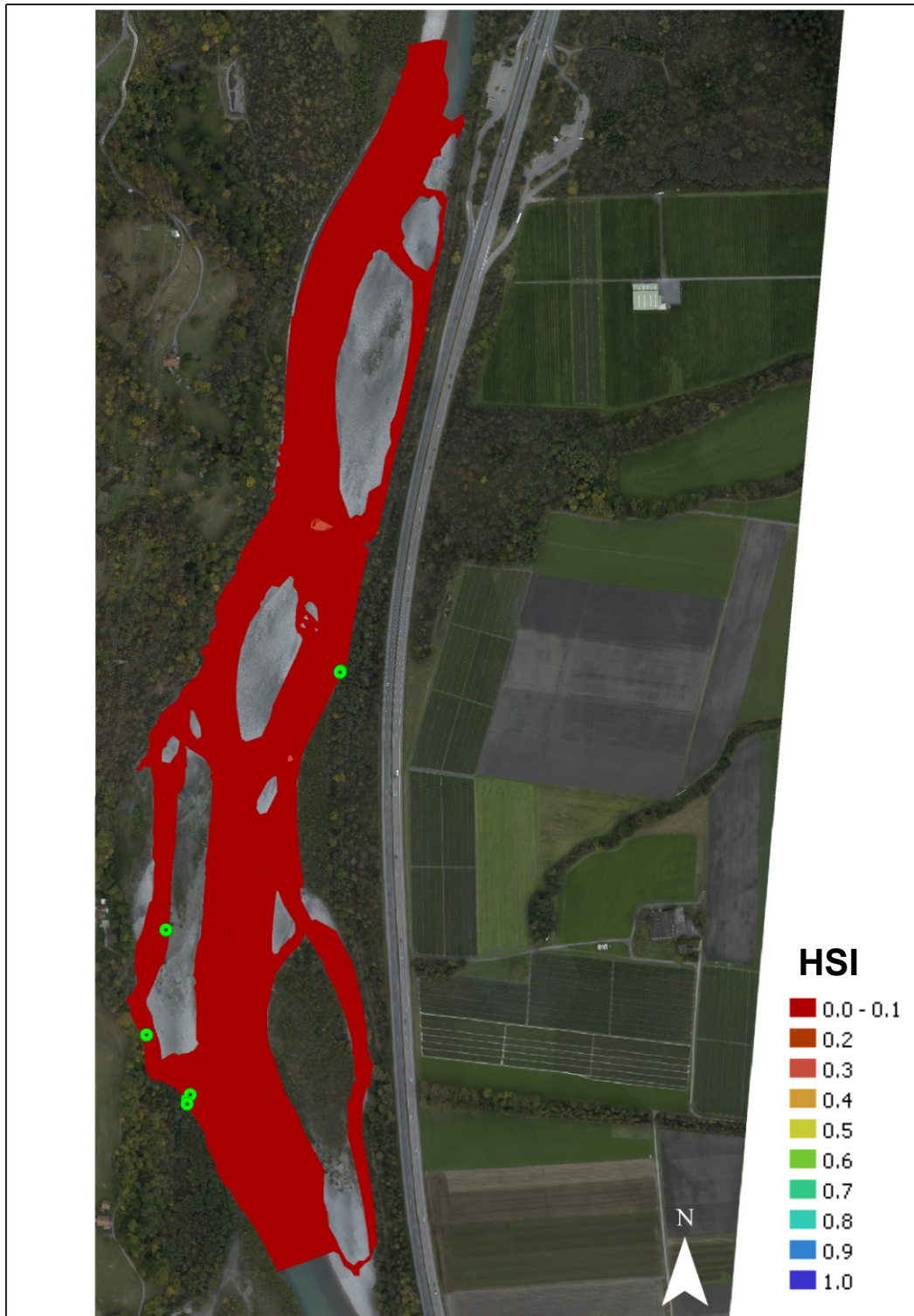


Abb. 44: „Effektive Lebensraumeignung“ Bachforellen Laichplätze – Mastrilser Auen

4.5.3.2 Validierung Jungfischhabitate

Von den 250 Fischpunkten, welche im Bereich Mastrilser Auen aufgenommen wurden, befinden sich 231 Punkte in modellierten Bereichen mit einer Habitateignung über 0,3, dies entspricht 92,4% (Abb. 45). 19 Fischpunkte (7,6 %) befinden sich in Bereichen mit einer BSI von unter 0,3.

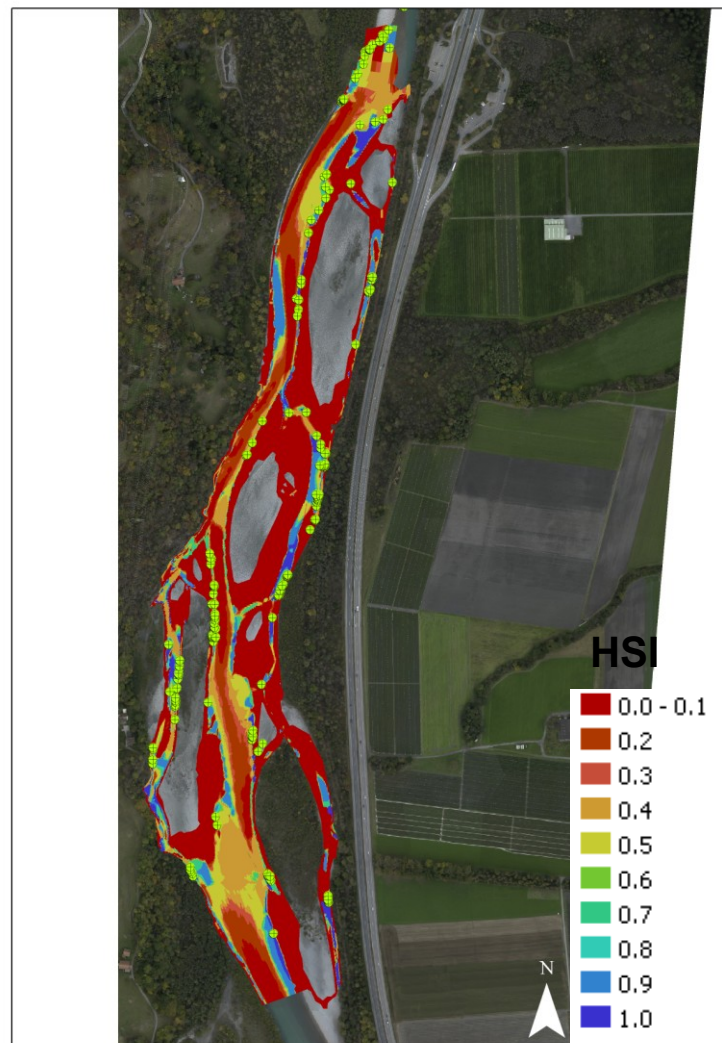


Abb. 45: Basishabitateignung Bachforellen Jungfische – Mastrilser Auen

4.6 Charakterisierung von bedeutenden Habitaten

Eine wichtige Frage beim laufenden Schwallprojekt Alpenrhein D6 ist, mit welchen morphologischen Verbesserungsmaßnahmen die ökologischen Auswirkungen der einzelnen Schwall Szenarien vermindert werden können bzw. ob durch derartige Maßnahmen eine geringere Schwalldämpfung als ohne diese erforderlich ist. Zu diesem Zweck war geplant, neben der aktuellen Morphologie der einzelnen Teststrecken auch eine Habitatmodellierung einer verbesserten Morphologie durchzuführen.

Im Zuge der Modellierung und Analyse der Schwall Szenarien mit der aktuellen Morphologie zeigt sich sehr deutlich, dass in den naturnahen Mastrilser Auen bei identem Schwall Szenario wesentlich bessere ökologische Verhältnisse vorliegen, als in den regulierten Strecken Buchs und Internationale Strecke. Dabei kristallisieren sich einige besonders wirksame Gewässerelemente (permanent dotierte Seitenarme, Flachwasserbereiche entlang bestimmter Kiesbänke) heraus. Besonderes Merkmal der Mastrilser Auen sind der kontinuierliche Verlauf der Strukturen bzw. der Übergang zwischen den Strukturen, der durch die naturnahe Gewässerdynamik entsteht. Gerade diese fließenden Übergänge sind aber vermutlich für die gute ökologische Wirksamkeit der Strukturen wesentlich.

Die reine Übertragung der Morphologie von Mastrils in die flussab liegenden Teststrecken erscheint daher nicht zielführend, da sich unter den geänderten Abfluss-, Gefälls- und Substratverhältnissen und der Zulassung naturnaher Gewässerdynamik bei einer größeren verfügbaren Breite im Grundsatz zwar eine vergleichbare Morphologie (mäandrierender-verzweigter Flusslauf) ausbilden dürfte, die für die Gewässerökologie aber entscheidenden, kleinräumigen Strukturen sich unterschiedlich entwickeln würden. Die Prognose bzw. Modellierung, welche Detailstrukturen sich einstellen würden, ist aber in der für den Vergleich mit der Habitatmodellierung erforderlichen Genauigkeit nicht möglich. Gleiches gilt für den Einbau von Strukturierungsmaßnahmen wie Buhnen etc., die ja für eine entsprechende Wirksamkeit ebenfalls nur naturnahe Morphologien initiieren sollten.

Außerdem gilt es zu beachten, dass sich bei natürlichen oder naturnahen Abschnitten in geschiebeführenden Flüssen die Morphologie ständig ändert und immer nur eine Momentaufnahme analysiert werden kann. Als Beispiel ist die Veränderung des für die Ökologie interessanten linken Seitenarms zwischen km 20.8 und 21.2 dokumentiert (Abb. 46).

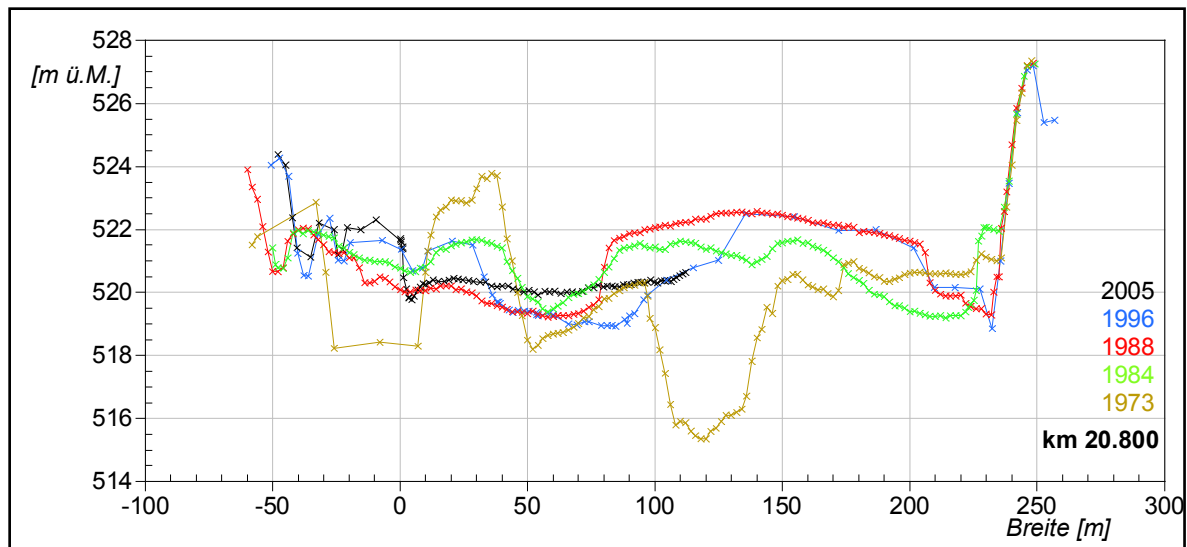


Abb. 46: Veränderung der Breiten- und Höhenlage linker Seitenarm Mistrils 1973 -2005 (aus ecowert und Hunziker, Zarn & Partner AG, 2010)

Für die gewünschte Quantifizierung der Wirksamkeit morphologischer Verbesserungsmaßnahmen bei unterschiedlichen Schwallenzenarien erfolgte daher eine detaillierte Analyse der vorhandenen Gewässerstrukturen in Mistrils. Ziel ist die Ermittlung, welchen effektiven Lebensraum die einzelnen naturnahen Strukturelemente (z. B. Seitenarme, Flachwasserbereiche entlang von Kiesbänken) bei einzelnen Schwallenzenarien als Reproduktionsareal, für Jungfische und die Bodenfauna bieten.

Dazu müssen die Teststrecken nicht nur als Gesamtes bewertet werden, sondern vielmehr sind die Teststrecken in unterschiedliche funktionelle Einheiten zu unterteilen und jedes dieser Elemente ist gesondert zu analysieren.

Das Ergebnis zeigt, welche Lebensraumgüte die einzelnen Strukturelemente pro Fläche als Reproduktionsareal, für Jungfische und die Bodenfauna bei unterschiedlichen Schwallenzenarien bieten. Daraus lässt sich der Flächenbedarf an den einzelnen Strukturelementen berechnen, der erforderlich ist, um in den einzelnen Teststrecken eine gewisse Lebensraumgüte zu erreichen (z.B. wie viel ha permanent dotierte Seitenarme oder Flachwasserbereiche an Kiesbänken).

Endergebnis wäre beispielweise: In Buchs benötigt man pro km bei einem bestimmten Schwallenzenario x ha permanent dotierte Seitenarme oder y ha Flachwasserbereiche an naturnahen Kiesbänken oder z ha funktionsfähige Furten/Riffeln um 10/20% der Lebensraumgüte des naturnahen Referenzzustandes hinsichtlich Reproduktion der Bach-/Seeforelle zu erreichen.

Als Referenzwert wird die Lebensraumgüte („Effektive Lebensraumgüte“) im („natürlichen“) Referenzzustand (AP0a) in Mastrils herangezogen (Morphologie der Mastrilser Auen bei natürlichem Niederwasserabfluss ohne Schwall vor Speicherrichtung).

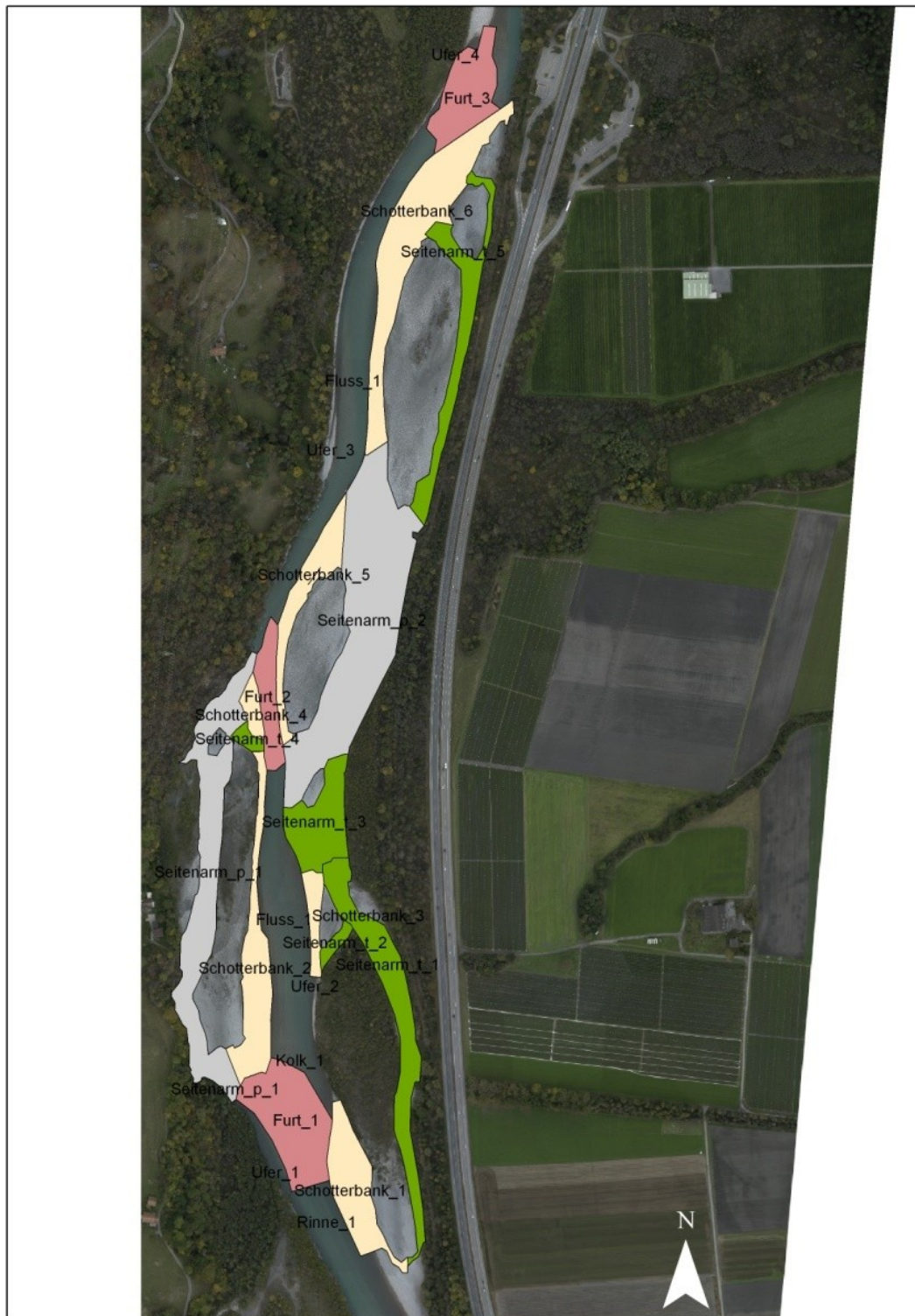


Abb. 47: Beispiel für Morphologie-Einteilung der Strecke Mastrils für AP0 (Ist-Zustand)

5 Makrozoobenthos

5.1 Einleitung

Auf das Konzept der vorliegenden Untersuchung und auf deren ersten Arbeitsschritt, d.h. die Erhebung bzw. Herleitung der Ausgangsdaten für die Habitatmodellierung, wird in den Kapiteln 5.2 und 5.3 des Berichtes zu AP 5 eingegangen.

Im vorliegenden Bericht wird die eigentliche Modellierung als daran anschließender, zweiter Arbeitsschritt behandelt. In diesem Schritt werden die gemessenen oder aus Untersuchungen von Dritten übernommenen Ausgangsdaten für die Eingabe ins Habitatmodell Casimir aufbereitet und damit das Modell geeicht.

Wie das Modell Casimir aufgebaut ist und funktioniert, wird in Kapitel 4 und im Bericht zu AP 5 näher beschrieben.

Die Interpretation der Resultate aus der Habitatmodellierung (Modell-Output) sowie die Schlussfolgerungen daraus für die Planung von schwalldämpfenden Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensraum-Bedingungen für das Makrozoobenthos im Alpenrhein sind Gegenstand der Kapitel 5.4 und 5.5 im Bericht zu AP 5.

5.2 Erstellung der Fuzzy-Mengen und -Regeln

Um die bestehenden Informationen zum Makrozoobenthos als Eingabedaten für das Habitatmodell Casimir verwenden zu können, müssen diese in eine festgelegte, von der Fuzzy-Logik bestimmte Form gebracht werden. Für die im Modell berücksichtigten Umweltfaktoren Wassertiefe, Strömung, dominierendes Substrat (Korngröße) und innere Kolmation geschah das im Wesentlichen in folgenden Schritten:

1. Festlegung der unscharfen, sogenannten Fuzzy-Mengen: Für die Faktoren Tiefe, Strömung und Substrat wird die diskrete Skala der Messwerte zunächst in sich überschneidende Bereiche unterteilt, die als sehr tief (very low, VL), tief (low, L), mittel (medium, M), hoch (high, H) und sehr hoch (very high, VH) definiert sind. Abweichend davon werden beim dominierenden Substrat nur die Bereiche VL, L, M und H unterschieden, entfällt also der Bereich VH (Abb. 47). Diesen Wertebereichen wird sodann ein Eignungswert von 0 (geringe Eignung), 1 (mittlere Eignung) oder 2 (hohe Eignung) zugeordnet, der die Präferenz des Makrozoobenthos für die jeweiligen Tiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse beschreibt (Tab. 8).
2. Behandlung der inneren Kolmation: Die innere Kolmation wurde erst im Laufe des Projektes als zusätzlicher, maßgebender Umweltfaktor bestimmt, der in den vorangegangenen fremden und eigenen Feldaufnahmen nicht erfasst worden war. Deshalb wurden die Fuzzy-Mengen hier auf eine einfachere Weise festgelegt, indem die drei Eignungswerte direkt mit den in den Teststrecken flächendeckend berechneten Kolmationsstufen (siehe Bericht zu AP 1) verknüpft wurden: Eignungswert 2 = Kolmationsstufen 0 – 9; Eignungswert 1 = Stufen 10 – 12; Eignungswert 0 = Stufen 13 – 15. Die höchste Kolmationsstufe 15 bezeichnet dabei nicht eine innere, sondern eine äußere Kolmation, d.h. eine oberflächliche Ablagerung von Feinsediment (Sand, Silt). Ebenso wie eine starke innere Kolmation setzen solche Ablagerungen die Eignung als Lebensraum für das Makrozoobenthos stark herab (z.B. HARO & BRUSVEN, 1994; FRONDORF, 2001 und Referenzen darin).
3. Festlegung des Regelwerks: Dabei werden die Eignungswerte der vier berücksichtigten Umweltfaktoren gemäß Tab. 9 zu einem Eignungsindex SI (Suitability Index) verrechnet. Dieser gibt an, wie gut die entsprechende Stelle sich als Habitat für das Makrozoobenthos eignet. Der SI wird seinerseits in den vier Stufen VH, H, M und L angegeben. Anders als für die Fische (Kapitel 4) wurde die Habitateignung für das Makrozoobenthos dabei nicht durch eine Experten-Einschätzung der verschiedenen Kombinationen von Einzel-Eignungen

bestimmt. Eine solch differenzierte Aufschlüsselung ist für die heterogene, aus Arten mit unterschiedlichsten Ansprüchen bestehende Lebensgemeinschaft der Flusssohle kaum möglich (Kapitel 5.2 im Bericht zu AP 5). Stattdessen entspricht der SI für das Makrozoobenthos hier in Anlehnung an NEARY (2006) einfach dem Produkt der Eignungen aller vier berücksichtigten Umweltfaktoren. Diese sogenannten Fuzzy-Regeln sind in Tab. 9 aufgeführt.

4. Der Eignungsindex SI wird schließlich zu einer sogenannten Habitat- oder Basiseignung (Habitat suitability index, HSI) mit normierten Werten zwischen 0 (keine Basiseignung) und 1 (maximale Basiseignung) umgerechnet.

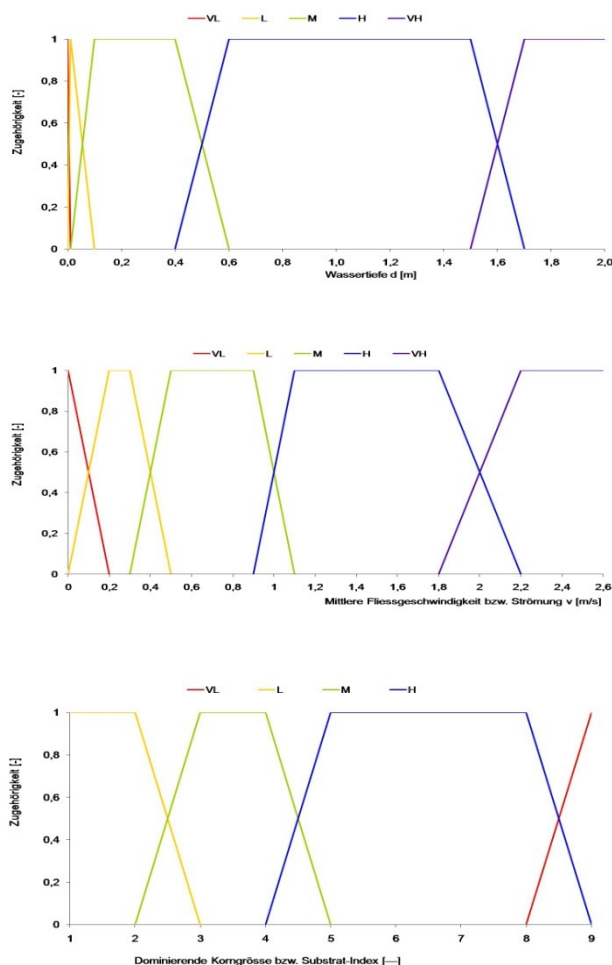


Abb. 48: Zuordnung der Messwerte von drei der vier im Modell Casimir berücksichtigten Umweltfaktoren zu den Bereichen (Fuzzy-Mengen) sehr tief (VL), tief (L), mittel (M), hoch (H) und sehr hoch (VH). Dass die größte Substratklasse 9 (Fels) scheinbar widersprüchlich als VL klassiert wird, ist aus derselben Einstufung für die Fische übernommen. Weitere Einzelheiten siehe im Text.

Weitere Einzelheiten zu den verschiedenen Schritten bei der Behandlung der Eingabedaten für das Modell Casimir sind dem Bericht zu AP 5 oder JORDE & SCHNEIDER (2010) zu entnehmen. Weitere Einzelheiten zu den verschiedenen Schritten bei der Behandlung der Eingabedaten für das Modell Casimir sind dem Bericht zu AP 5 oder JORDE & SCHNEIDER (2010) zu entnehmen.

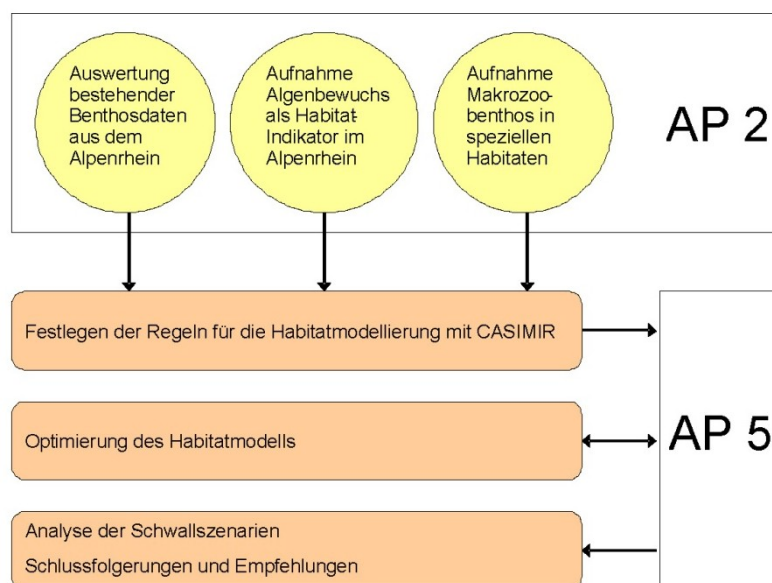
Nach dem beschriebenen Vorgehen wurde anhand der Resultate aus den fremden und eigenen Aufnahmen im Alpenrhein (Kapitel 5.3 im Bericht zu AP 5) eine erste Fassung von Fuzzy-Mengen und Habitateignungen erstellt und ins Modell Casimir eingegeben.

Danach wurde das Modell optimiert bzw. geeicht, indem diese Eingabedaten (Input) solange schrittweise (iterativ) angepasst wurden, bis der Modell-Output, d.h. die flächig dargestellten Basiseignungen für das Makrozoobenthos, möglichst genau mit den Resultaten der Felddaten übereinstimmten (Abb. 49). Die aus dieser Eichung hervorgegangene, endgültige Version der Eingabedaten ist aus Abb. 48 sowie aus Tab. 8 und Tab. 9 ersichtlich.

Tab. 8: Umrechnung der Bereiche, welche die Ausprägung der berücksichtigten Umweltfaktoren umschreiben (Fuzzy-Mengen), in jene Eignungswerte, welche die Präferenzen des Makrozoobenthos für die entsprechenden Tiefen, Strömungs-, Substrat- und Kolmationsverhältnisse wiedergeben. Einzelheiten siehe im Text.

Parameter	Ausprägung (gemäss Fuzzy-Mengen)	Eignungswert
Wassertiefe	sehr klein (VL)	0
	klein (L)	1
	mittel (M)	2
	gross (H)	1
	sehr gross (VH)	0
Mittlere Fließgeschwindigkeit (Strömung)	sehr klein (VL)	0
	klein (L)	1
	mittel (M)	2
	gross (H)	1
	sehr gross (VH)	0
Dominierendes Substrat (Korngröße)	sehr klein (VL)	1
	klein (L)	0
	mittel (M)	1
	gross (H)	2
Kolmation (Stufen)	gering	2
	mittel	1
	stark	0

Abb. 49: Austausch von Informationen zwischen dem Bereich Makrozoobenthos von AP 2 und der Habitatmodellierung mittels Casimir in AP 5. Die Optimierung des Habitatmodells erfolgt in erster Linie durch Eichung (Kalibrierung) anhand der Felddaten.



Tab. 9: Fuzzy-Regeln für die Ermittlung des Eignungsindex' SI aus den Eignungswerten der berücksichtigten Umweltfaktoren Wassertiefe (d), mittlere Fließgeschwindigkeit (Strömung, v), dominantes Substrat (Korngrößen, S) sowie innere Kolmation (K). Für die Abkürzungen der Eignungswerte siehe Tab. 8. Lesebeispiel (1. Zeile): Wenn Wassertiefe = Medium und Strömung = Medium und Korngrösse = High und Kolma-tion = Low, dann ist Eignung Very High. Neben den in der Tabelle aufgeführten Kombinationen mit einem SI von VH, H oder M gibt es noch weitere 263 mögliche, in der Tabelle nicht aufgeführte Kombinationen mit geringer Habitateignung für das Makrozoobenthos (SI = Low).

d	v	S	K	SI
M	M	H	L	VH
H	M	H	L	VH
M	L	H	L	VH
M	M	VL	L	VH
M	M	M	L	VH
M	M	H	M	VH
M	H	H	L	VH
H	L	H	L	H
H	M	VL	L	H
H	M	M	L	H
H	M	H	M	H
H	H	H	L	H
M	L	VL	L	H
M	L	M	L	H
M	L	H	M	H
M	M	VL	M	H
M	M	M	M	H
M	H	VL	L	H
M	H	M	L	H
M	H	H	M	H
H	L	VL	L	M
H	L	M	L	M
H	L	H	M	M
H	M	VL	M	M
H	M	M	M	M
H	H	VL	L	M
H	H	M	L	M
H	H	H	M	M
M	L	VL	M	M
M	L	M	M	M
M	H	VL	M	M
M	H	M	M	M
H	L	VL	M	M
H	L	M	M	M
H	H	VL	M	M
H	H	M	M	M

Von der ersten bis zur endgültigen Version des Modells mussten die Eingabedaten teils recht stark angepasst werden. Das hängt u.a. damit zusammen, dass die ursprünglich aufgestellten Fuzzy-Mengen auf Feldmessungen beruhten, die allesamt bei sehr tiefem (Sunk) oder zumindest relativ tiefem Wasserstand durchgeführt worden waren (Kapitel 5.2 und 5.3 im Bericht zu AP 5).

Im Zuge der Modelleichung zeigte sich jedoch bald, dass allein aufgrund dieser Daten keine realistische Habitateignung zu erreichen war. Grund dafür ist, dass die feststehenden Benthosorganismen bei Schwall wesentlich grössere Tiefen und stärkere Strömungen aushalten müssen als bei Sunk. Deshalb mussten die Fuzzy-Mengen dieser zwei Umweltfaktoren gegenüber der ursprünglichen Version deutlich in Richtung höherer Werte verschoben werden. Anhaltspunkte dafür, wie weit diese Verschiebungen gehen können, lieferten v.a. die mit einem hydraulischen Modell berechneten Tiefen und Strömungen bei Schwall für die eingemessenen Untersuchungspunkte in den Teststrecken Mastrils und Buchs (Kapitel 5.3.2 im Bericht zu AP 5). Damit konnten durch den Vergleich der Modellergebnisse mit den tatsächlich besiedelten Flächen auch Erkenntnisse über die maximal tolerierten Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen gewonnen werden.

Wie sensitiv das Modell Casimir ist, d.h. wie stark der Modell-Output auf eine Veränderung der Eingabedaten reagiert, wird in Kapitel 6 des Berichtes zu AP 5 näher ausgeführt.

6 Literaturverzeichnis

- ARGE Limnex, Schälchli & Abegg (1997): Trübung im Alpenrhein: Ergebnisse einer Literaturstudie. Teilbericht zu ARGE Trübung Alpenrhein (2001). Im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 20 pp. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>
- ARGE Limnologie (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Bericht im Auftrag der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung, Innsbruck, 201pp.
- ARGE Trübung Alpenrhein (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Fachberichte und Synthesebericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein(IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 47 pp. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>
- Baglinière J.L., Champigneulle A., Nihouarn A. 1979 – La fraie du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin du Scorff – Cybium, 3e serie 7: 75-96.
- Baglinière J.L., & L., Maisse, G., 1991: La truite – biologie et ecologie, Institut national de la recherche agronomique, Paris.
- Becker, A. und Rey, P. (2010): Die Seeforelle im Bodensee und im Alpenrhein, Vortrag beim IKS-R-Workshop „Masterplan Wanderfische Rhein“, Freiburg 2010.
- Beitinger, T. L., Bennett, W. A. & McCauley, R. W. (2000). Temperature tolerance of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58, 237-275.
- Berg, R. 1977. Brown trout redd measurements and salmonid spawning preferences in the upper Yellowstone River drainage. Montana Dept. Fish Game. 10 pp.
- Berg, O. K. & Bremset, G. (1998). Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Fish Biology* 52, 1272-1288.
- Bjornn, T. C. & Reiser, D. W. (1991). Habitat requirements of salmonids in streams. In *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitat* (W. R. Meehan, ed), pp. 83-138. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Blohm, H.-P., Gaumert, D. & Kämmerer, M. 1994. Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen 3. Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
- Bovee, K.D.; Lamb, B.L.; Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B.; Taylor, J.; Henriksen, J. (1998): Stream Habitat Analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. - Information and Technology Report USGS/BRD/ITR-1998-0004, US Department of the Interior, US Geological Survey Biological Resources Division.
- Bradford MJ, Taylor GC, Allan A, Higgins PS. 1995. An experimental study of the stranding of juvenile Coho Salmon and Rainbow Trout during rapid flow decreases under winter condition. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 473–479.
- Bradford MJ. 1997. An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in side channels during rapid flow decreases. *Regulated Rivers: Research and Management* 13: 395–401.
- Bremset, G. 2000. Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 59: 163–179.
- Bretschko, G., Moog, O., 1989: Downstream effects of intermittent power generation. Water pollution control in the basin of the river Danube, Seite 119 – 127, Novi Sad.

- Bruton, M.N. (1985): The effect of suspensoids on fish. *Hydrobiologia* 125, 221 - 241.
- Bunt, C.M., Cooke, S.J., Katopodis, C. & McKinley, R.S. 1999. Movement and summer habitat of brown trout (*Salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 395–403.
- Burkhardt-Holm, P. (2004): Biologie, Lebensraumansprüche und Gefährdungsursachen der Bachforelle. Internationale Fachtagung „Lebensraum Bach“, D-Blieskastel, 20 November 2004.
- Caviezel, R. (2006): Reproduktion der Seeforelle im Vorderrhein, Diplomarbeit an der Eawag, ETH Zürich.
- Céréghino, R., Cugny, P., Lavandier, P. (2002): Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 87: 47-60.
- Cereghino, R., Lavandier, P., 1996: Influence of hydropeaking on the structure and dynamics of invertebrate populations in a mountain stream. 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Seite 699 – 710, INRS-Eau, Quebec.
- Chelkowski, Z. 1990. Biological characteristics of one-year-old sea trout *Salmo trutta* l. Grown fry released into the stream osowka. *Acta ichthyologica et piscatoria*. Vol. Xx, fase. 1.
- Clarke K, Scruton D. 1999. Observations of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) behaviour under low temperatures in an artificial stream tank. *Proc 3rd International Symposium on Ecohydraulics*, Salt Lake City, 12–16 July 1999. CD-ROM, Utah State University: 3pp.
- Copp, G.H. and M. Penaz. 1988. Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169:209-224.
- Cordone A. J., Kelly, D. E., 1961: The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *California Fish and Game*, 47: Seite 189 – 228.
- Crisp, D.T. 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* 323, 201–221. 7.
- Crisp, D.T. 2000. *Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation*. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Cunjak RA & Power G. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1970–1981.
- Cunjak, R. A. & Power, G. (1987). Cover use by stream-resident trout in winter: a field experiment. *North American Journal of Fisheries Management* 7, 539-544.
- Cushman RM. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330–339.
- Davies-Colley, R.J., Close, M.E. 1990 : Water colour and clarity of New Zealand rivers under baseflow conditions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24(3): 357-365.
- Delacoste M., Baran P., Lascaux J.M., Segura G., Belaud A. 1995 – Capacité de la méthode des microhabitats à prédire l'habitat de reproduction de la truite commune – *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 337/338/339: 345-353.
- Eberstaller, J., Eberstaller-Fleischanderl, D., Wiesner, C., Unfer, G., Armin, P., Schager, E. & E. Bohl, 2007: Fischökologische Bestandesaufnahme Alpenrhein 2005. Im Auftrag der Fischereifachstellen am Alpenrhein (Amt für Jagd und Fischerei Graubünden; Amt für Jagd und Fischerei, St. Gallen; Amt für Umwelt, Fürstentum Liechtenstein; Amt der Vorarlberger Landesregierung). Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>
- Eberstaller, J., Haidvogel, G., Jungwirth, M., 1997: Gewässer- & Fischökologisches Konzept Alpenrhein, Grundlagen zur Revitalisierung: Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>

Eberstaller J. & P. Pinka, 2001: Trübung und Schwall Alpenrhein – Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische – Teilbericht Fischökologie. Teilbericht zu ARGE Trübung Alpenrhein (2001) im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>

ecowert und Hunziker, Zarn & Partner AG, 2010: Morphologie und Dynamik Mastrilser Rheinauen, im Auftrag Amt für Natur und Umwelt Kanton Graubünden, Projekt Nr. A-483, Januar 2010.

Elliott, J. M. (1981). Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. In Stress and Fish (A. D. Pickering, ed), pp. 209-245. London: Academic Press.

Elliott, J.M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford: Oxford University Press. xiv+286 pp.

Elso, J.I. & Greenberg, L.A. 2001. Habitat use, movements and survival of individual 0p brown trout (*Salmo trutta*) during winter. Archiv für Hydrobiologie 152: 279–295.

Euzenat G., Fournel F. 1976 – Recherches sur la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans une rivière de Bretagne, le Scorff – These 3e Cycle Biologie Animale, Univ. Rennes 1, 213 pp.

Fleming, I.A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. Reviews in Fish Biology and Fisheries 6: 379–416.

Flodmark, L. E. W. (2004). Hydropeaking - a potential threat or just a nuisance? Experiments with daily discharge fluctuations and their effects on juvenile salmonids. Faculty of Mathematics and Natural Sciences. Oslo, University of Oslo. A collection of IV papers.

Flodmark, L.E.W., Urke, H.A., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V., Vøllestad, L.A. & Pole'ø, A.B.S. 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout subjected to a fluctuating flow regime in an artificial stream. Journal of Fish Biology 60: 238–248.

Frondorf, L. (2001): An investigation of the relationships between stream benthic macroinvertebrate assemblages Conditions and their stressors. M.Sc. Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.

Fragnoud, E., 1987: Préférences d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta fario* L.) en rivière (Quelques cours d'eau du Sud-est de la France). Thèse Doct. 3e Cycle Ecol. fond. appl. Eaux contin., Univ. Lyon. C.E.M.A.G.R.E.F Lyon, Lab. Hydroécol. quant.

Frost, W. E., and M. E. Brown. 1967. The trout. Collins, St. James' Place, London. 286 pp.

Gore, J.A., Niemela, S., Resh, V.H., Statzner, B. (1994): Near-substrate hydraulic conditions under artificial floods from peaking hydropower operation: A preliminary analysis of disturbance intensity and duration. Regulated Rivers: Research & Management 9, 15 . 34.

Gosse, J. C., and W. T. Helm. 1981. A method for measuring microhabitat components for lotic fishes and its application with regard to brown trout. Pages 138-149 in N. B. Armantrout, editor. Acquisition and Utilization of Aquatic Habitat Inventory Information. Portland, OR: Western Division of the American Fisheries Society.

Grande, M. & Andersen, S. (1991). Critical thermal maxima for young salmonids. Journal of Freshwater Ecology 6, 275-279.

Greenberg, L., Steinwall, T. & Persson, H. 2001. Effect of depth and substrate on use of stream pools by brown trout. Transactions of the American Fisheries Society 130: 699–705.

Griffith, J. S. & Smith, R. W. (1993). Use of winter concealment cover by juvenile cutthroat and brown trout in the South Fork of the Snake River, Idaho. North American Journal of Fisheries Management 13, 823-830.

Guthruf, J., 1996: Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des Schweizerischen Mittellandes. Bokoedruck, Zürich.

- Haas R. & Peter A. (2009): Lebensraum Hasliaare 2009: Eine fischökologische Zustandserhebung zwischen Innertkirchen und Brienersee. Eawag Kastanienbaum. KTI-Projekt: Nachhaltige Nutzung der Wasserkraft - Innovative Massnahmen zur Reduzierung der Schwall-Sunk Problematik.
- Haidvogel, G. & J. Eberstaller (1997): Fischökologisches Konzept als Grundlage für eine umfassende Revitalisierung des Alpenrheins. Teil 2, Analyse der historischen Verhältnisse. Universität für Bodenkultur, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Internationale Regierungskommission Alpenrhein – Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, ed., 96 pp.
- Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H.-P. and Kohler, B. (2003), Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications*, 19: 589–603.
- Halvorsen M., Stabell O.B. 1990. Homing behaviour of displaced stream-dwelling brown trout. *Animal Behaviour*, 39 (6), pp. 1089-1097.
- Harby A, Halleraker JH. 2001. Ecological impacts of hydro peaking in rivers. *Hydropower and Dams* 4: 132–134.
- Haro, R.J., Brusven, M.A. (1994): Effects of cobble embeddedness on the microdistribution of the sculpin *Cottus beldingi* and its stonefly prey. *Great Basin Naturalist* 54(1): 64 – 70.
- Haunschmid R., Wofram G., Spindler T., Honsig-Erlenburg W., Wimmer R., Jagsch A., Kainz E., Hehenwartner K., Wagner B., Konecny R., Riedmüller R., Ibel G., Sasano B. & N. Schotzko (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien.
- Hebauer (1986) zit. nach Moog, O., Wimmer, R. 1990: Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wien.
- Heggberget, T. G., Haukerbo, T., Mork, J., Staul, G., 1988: Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Fish. Biol.*, 33: Seite 347 – 356.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 74–90.
- Heggenes, J. 1988. Substrate preferences of brown trout (*Salmo trutta*) in artificial stream channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1801-1806.
- Heggenes, J. 2002. Flexible summer habitat selection by wild, allopatric brown trout in lotic environments. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 287–298.
- Heggenes, J., Bagliniere, J.L. & Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1–21.
- Heggenes, J. & Dokk, J.G. 2001. Contrasting temperatures, waterflows, and light: Seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 623–635.
- Heggenes J, Saltveit SJ. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*S. trutta* L.) in a Norwegian river. *Journal of Fish Biology* 36: 707–720.
- Heggenes, J., Saltveit, S.J., Bird, D. & Grew, R. 2002. Static habitat partitioning and dynamic selection by sympatric young Atlantic salmon and brown trout in south-west England streams. *Journal of Fish Biology* 60: 72–86.
- Heller, 1871: Die Fische Tirols und Vorarlbergs.

- Hessevik T. 2002. Stranding and Behaviour of Wild Juvenile Brown Trout (*Salmo trutta*) and Atlantic Salmon (*Salmo salar*) During Rapid Flow Decreases in an Artificial Stream Channel. Thesis, Department of Biology and Nature Conservation, The Agricultural University of Norway.
- Hesthagen, T. & Hegge, O. 1992. Stranding of pond- and hatchery-reared juvenile brown trout, *Salmo trutta* L., during draw-down of a pond. *Aquaculture and Fisheries Management* 23: 399–403.
- Hooper, D. R. 1973. Evaluation of the effects of flows on trout stream ecology. 97 PP.
- Huet, M. (1947): Biologie, profiles en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Franc. Pisc.* 175: 41-53
- Humpesch, U.H. (1985): Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. *Archiv für Hydrobiologie*, 104, 129 - 144.
- Hunt, R. L. (1969). Overwinter survival of wild fingerling brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 26, 1473-1483.
- Hunter MA. 1992. Hydropower Flow Fluctuations and Salmonids: A Review of the Biological Effects, Mechanical Causes and Options for Mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Huntingford FA, Aird D, Joiner P, Thorpe KE, Braithwaite VA, Armstrong JD. 1999. How juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., respond to falling water levels: experiments in an artificial stream. *Fisheries Management and Ecology* 6: 357–364.
- Huntingford, F. A., Metcalfe, N. B. & Thorpe, J. E. (1988). Choice of feeding station in Atlantic salmon, *Salmo salar*, parr: effects of predation risk, season and life history strategy. *Journal of Fish Biology* 33, 917-924.
- Hvidsten NA. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by rapidly fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *Journal of Fish Biology* 27: 711–718.
- Igler, K., 1969: Forellen. Stocker Verlag, Graz.
- Jaag, O., Schmassmann, W., Fehlmann, W., Gäumann, E. (1944-47): Gesamtbiologische Rheinkontrolle. Unveröffentlichte Untersuchungsprotokolle und Expertenberichte zuhanden des Kleinen Rates des Kantons Graubünden, Chur.
- Jorde, K., Schneider, M. (2010): Habitatsimulationsmodelle und Funktionsweisen. In: Durchgängigkeit und Habitatmodellierung von Fließgewässern. Herausgegeben von der Bauhaus-Universität, Weimar: 187 – 232.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, St., 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien, Facultas Verlags- und Buchhandels AG, 547 pp.
- Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S., 1990: Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna anhand von Fallbeispielen. Ökologische, wasserwirtschaftliche und technische Impulse zur natur- und landschaftsgerechten Nutzung von Fließgewässern; 9.Seminar Landschaftswasserbau an der TU Wien. Inst. f. Wassergüte und Landschaftswasserbau, Abt. f. Gewässerregulierung, TU Wien. 10: Seite 193-234.
- Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S., 1991: Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein – Umweltverträglichkeitsbericht, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Inst. f. Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien. im Auftrag: Studiumkonsortium Rheinkraftwerke, Wien.
- Jungwirth, M. & Winkler, H. (1984): The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture* 38, 315-327.
- Jutila, E., Ahvonen, A. & Julkunen, M. 2001. Instream and catchment characteristics affecting the occurrence and population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) in forest brooks of a boreal basin. *Fisheries Management and Ecology* 8: 501–511.

- Karlström Ö., 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) parr in Swedish rivers with some references to human activities. *Acta Universitatis Upsaliensis* 404: 1–12.
- Kennedy, G. J. A. and Strange, C. D. (1982). The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *Journal of Fish Biology*, 20: 579–591
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O’Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 1–59. doi:10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper-Collins, New York. 654 p.
- Kresser, W. (1961): Hydrologische Betrachtung der österreichischen Fließgewässer. *Intern. Ver. Limnol.* 14, S. 417-421
- Lauterborn, R. (1916): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstromes. *Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften. Mathematisch - naturwissenschaftliche Klasse Abteilung B. Biologische Wissenschaften* 1916 (6. Abhandlung).
- Lauters F., P. Lavandier, P. Lim, S. Sabaton & A. Belaud (1996). Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationship with fish feeding habits in a Pyrenean river. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 563-573.
- Leitritz, E., 1969: *Die Praxis der Forellenzucht*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Limnex 1994: Chemischer Zustand des Alpenrheins. Bericht über die on-line Messungen im Winter 1994. Bericht zuhanden des Amtes für Umweltschutz des Kantons Graubünden, Chur.
- Limnex, 2001. Trübung und Schwall im Alpenrhein. Fachbericht zu den Teilaspekten Trübung, Licht, Bewuchs und Drift. Bericht zuhanden der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Teilbericht zu ARGE Trübung Alpenrhein (2001). (<http://www.alpenrhein.net/Publikationen/tabid/68/Default.aspx>).
- Limnex, 2004. Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fliessgewässer: Grundlagen zur Beurteilung. Studie im Auftrag WWF Schweiz Abteilung Wasser.
- Limnex, 2007: Szenarien für eine ökologisch begründete Schwallminderung in den Flüssen Alpenrhein, Rhone, Linth und Doubs. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Bern.
- Lindroth, A. (1965). First winter mortality of Atlantic salmon parr in the hatchery. *Canadian Fish Culturist* 36, 23-26.
- Lorenz (1898): *Die Fische des Kantons Graubünden*. Beil. zur Schweiz. Fischzeitg. Pfäffikon / Zürich.
- MacCrimmon, H. R., B. L. Gots, and M. N. Morse. 1990. Stream habitat effects on reproductive success and juvenile production of brown trout. Pages 54-63 in J. C. Borawa, editor. *Proceedings of a Workshop on Brown Trout Biology and Management*. Asheville, NC: Southern Division of the American Fisheries Society.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. (1997). Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 520-530.
- Mäki-Petäys, A., Vehanen, T. & 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, 771-781.
- Mansell, W. O. 1966. Brown trout in southwestern Ontario. *Ontario Fish Wildl. Rev.* 5(2):3-8.
- McNeil, W. J., Ahnell W. H., 1964: Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. U.S. Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report - Fisheries 469.

- Meyer, K. A. & Griffith, J. S. (1997). First-winter survival of rainbow trout and brook trout in the Henrys Fork of the Snake River, Idaho. *Canadian Journal of Zoology* 75, 59-63
- Mills, D. 1971. *Salmon and trout: A resource, its ecology, conservation and management*. St. Martin's Press, New York. 351 pp.
- Monk CL. 1989. Factors that Influence Stranding of Juvenile Chinook Salmon and Steelhead Trout. Master of Science thesis, University of Washington.
- Moog, O., Chovanec, A. (2000): Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests. *Hydrobiologia* 422/423: 99-109.
- Moritz, Ch., Pfister, P. (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Fachbericht zu den Teilaspekten Makrozoobenthos und Phytobenthos. Bericht der ARGE Limnologie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Vaduz: 105 S. Teilbericht zu ARGE Trübung Alpenrhein (2001). Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://http:www.alpenrhein.net
- Müller, R. (1997): Vorlesungsskript Fischkunde der Schweiz 1997/8.
- Neary, J.P. (2006): Use of physical habitat structure to assess stream suitability for Brown Trout: A case study of three Upland Scottish streams. Thesis, University of Stirling.
- Needham, P. R. & Jones, A. C. (1959). Flow, temperature, solar radiation, and ice in relation to activities of fishes in Sagehen Creek, California. *Ecology* 40, 465-474.
- Nihouran, A., 1983: Etude de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le bassin du Scorff (Morbihan): démographie, reproduction, migration. Thèse 3e cycle Ecologie, Univ. Rennes 1, Seite 64.
- O'Donnell, D. J., and W. S. Churchill. 1943. Certain physical, chemical and biological aspects of the Brule River, Douglas County, Wisconsin. Brule River Survey Rep. 11. Trans. Wisconsin Acad. Sci. Arts Letters 43:201-255.
- Olson FW, Metzgar RG. 1987. Downramping to minimize stranding of salmonid fry. In Waterpower '87, Clowes BW(ed.). American Society of Civil Engineers: New York; 691-701.
- Olsson, T.I. & Persson, B.-G. 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Archiv für Hydrobiologie* 113, 621-627.
- Ottaway E.M., Carling P.A., Clarke A., Reader N.A. 1981 – Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds – *J. Fish Biol.* 19: 593-607.
- Ottaway, E., Forrest, D., 1983: The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout (*Salmo trutta* L.) *J. Fish Biol.*, 23, Seite 221 – 227.
- Ovidio, M., E. Baras, D. Goffaux, C. Birtles Und J. C. Philippart (1998). "Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes." *Hydrobiologia* 371-372(0): 263-274.
- Payr, M., 2001: Vergleich der Aufzucht von ausgewählten Seesaiblingsstämmen (*Salvelinus alpinus*). Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Inst. F. Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Peter, A. (2004). Die Seeforelle im Alpenrhein - ist ihre Rückwanderung in den Bodensee wieder möglich? *Bündner Fischer*, 7, 48 - 51.
- Peterson, R. H., Metcalfe, J. L., 1981: Emergence of Atlantic salmon fry from gravels of varying composition: a laboratory study. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Poff N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. 1997: The natural flow regime. *BioScience* 47 (11), 769-784.

- Portmann, M., Baumann, P., Imhof, B. 2004. Schwebstoffhaushalt und Trübung der Rhone. Publikation des Rhone-Thur Projektes., EAWAG, Kastanienbaum (<http://www.rivermanagement.ch/publikationen.php>).
- Pottgieser, T. & Halle, M. (2004) Entwicklung einer (Abschnitts-)Typologie für den natürlichen Rheinstrom. Bericht Nr. 146d im Auftrag der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)
- Reiser, D. W., and T. A. Wesche. 1977. Determination of physical and hydraulic preferences of brown and brook trout in the selection of spawning locations. Water Resour. Res. Inst., Water Resour. Res. Ser. 64. 100 pp.
- Rey, P., Werner, S., Mürle, U., Becker, A., Ortlepp, J. & J. Hürlimann, 2011: Monitoring Alpenrhein. Basismonitoring Ökologie 2009 bis 2011. Herausgeber: Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 150 S. St. Gallen 2011. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>
- Rinco'n, P.A. & Lobo'n-Cervia', J. 2002. Nonlinear selfthinning in a stream-resident population of brown trout (*Salmo trutta*). Ecology 83: 1808–1816.
- Roussel, J.M. & Bardonnnet, A. 1999. Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence.
- Rubin, J.-F. (1998). Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. Journal of Fish Biology, 53(1), 84-92.
- Ruhlé, C., Ackermann, G., Berg, R., Kindle T., Kistler, R., Klein, M., Konrad M., Löffler, H., Michel, M., & B. Wagner, 2005: Die Seeforelle im Bodensee und seinen Zuflüssen: Biologie und Management. Österreichs Fischerei Jahrgang 58/2005 Seite 230 – 262
- Ruhlé, Ch., Deufel, J., Kindle, T., Klein, M., Löffler, H. und Wagner, B. (1984): Die Seeforelle des Bodensees. Probleme und Problemlösungen. Österreichs Fischerei 37, Österreichischer Fischereiverband unter Mitwirkung des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling. pp 272–307.
- Salveit S. J., J. H. Halleraker, J. V. Arnekleiv & A. Harby (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropoaking. Regulated Rivers: Research & Management 17: 609-622.
- Schager, E, Peter, A. (2004): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Fische Stufe F. BUWAL. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44:62 Seiten.
- Schälchli, U., Wyrsh, F. & Schumacher, A., 2011. Alpenrhein D6 - Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Arbeitspaket 1, Anforderungsprofile und Kolmation. Im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA).
- Schälchli, Abegg + Hunzinger 2001: Trübung und Schwall im Alpenrhein. Fachbericht Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Teilbericht zu ARGE Trübung Alpenrhein (2001). (<http://www.alpenrhein.net/Publikationen/tabid/68/Default.aspx>).
- Schmeing-Engberding, F. (1953). Die Vorzugstemperaturen einiger Knochenfische und ihre physiologische Bedeutung. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 2, 125-155.
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B., Jungwirth, M. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele für die Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. Wasserwirtschaftskataster, BMLF, 210 p.
- Schneider, M. (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. – Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart, Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart.
- Schnetzer, J. (1936): Bewässerung und Klima von Vorarlberg. In: Helbok Adolf: Sammelband der Heimatkunde von Vorarlberg. Leipzig, Wien, Prag, Vorarlberger Landesmuseum Bregenz.

- Schulz, U., 1995a. Untersuchungen zur Ökologie der Seeforelle (*Salmo trutta* f. *lacustris*) im Bodensee. Konstanzer Dissertationen Bd. 456. Hartung-Gorre, Konstanz. 116 pp.
- Schwab, G., 1827: Der Bodensee nebst dem Rheintale von St. Luziensteig bis Rheiegg. Stuttgart-Tübingen (Konstanz).
- Scott, D. & Irvine, J.R. 2000. Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. *Fisheries Management and Ecology* 7: 225–237.
- Shirvell, C.S., and R.G. Dungey. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. her. Fish. SOC.* 112: 355-367.
- Shumway, D. L., Warren, C. E., Doudoroff, P., 1964: Influence of oxygen concentration and water movement on the growth of steelhead trout and coho salmon embryos. *Transactions of the American Fisheries Society*, 93(4): Seite 342 - 356.
- Slavik, O., Mattas, D., Bartos, L., Jioinec, P. (2000): Effects of variable discharge produced by hydropower station on habitat use of *Phoxinus phoxinus* and *Cottus gobio*: Comparison between riffle and pool mesohabitats. 8. International symposium of regulated streams, River restoration, July 17 - 21, 2000 Toulouse, Seite 85.
- Sloman, K.A. & Armstrong, J.D. 2002. Physiological effects of dominance hierarchies: laboratory artefacts or natural phenomena? *Journal of Fish Biology* 61: 1–23.
- Sloman, K.A., Taylor, A.C., Metcalfe, N.B. & Gilmour, K.M. 2001. Effects of an environmental perturbation on the social behaviour and physiological function of brown trout. *Animal Behaviour* 61: 325–333.
- Smith, A.K. 1973. Development and application of spawning velocity and depth criteria for Oregon salmonids. *Trans. Amer. Fish. SOC.* 102:312-316.
- Smith, R.W. & Griffith, J. S. (1994). Survival of rainbowtrout during their first winter in the Henrys Fork of the Snake River, Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* 123, 747–756. Wootton, R. J. (1990). *Ecology of Teleost Fishes*. London: Chapman & Hall.
- Smith, D.G., Davies-Colley, R.J. 2002: If visual clarity is the issue, then why not measure it? Conference Paper, National Water Quality Monitoring Conference, Madison, WI ([http://acwi.gov/monitoring/conference/2002/Papers-Alphabetical by First Name/David Smith2.pdf](http://acwi.gov/monitoring/conference/2002/Papers-Alphabetical%20by%20First%20Name/David%20Smith2.pdf)).
- Sneider, B. 2000. Spawning microhabitat selection by brown trout in the Linthkanal, a mid-sized river. *Journal of Freshwater Ecology* 15: 181–187.
- Sogard, S. M. (1997). Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of Marine Science* 60, 1129-1157.
- Staley, J. 1966. Brown trout. Pages 233-242 in A. Calhoun, ed. *Inland fisheries management*. California Dept. Fish Game, Sacramento.
- Stuart, T. A. 1953. Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout (*Salmo trutta* L.). Scott. Home Dept., *Freshwater and Salmon Fish. Res.* 5. 81 pp.
- Stuart, T. A.. 1957. The migrations and homing behaviour of brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Salmon Res.* 18.
- Tagart, J. V., 1984: Coho salmon survival from egg deposition to emergence. Seite 173 – 182. in: Walton, J. M., Houston, D. B. (eds.), *Proceedings of the Olympic wild fish conference*. Peninsula College, Fisheries Technologie Program, Port Angeles, Washington.
- Thomas, P.M., Pankhurst, N.W. & Bremner, H.A. 1999. The effect of stress and exercise on post-mortem biochemistry of Atlantic salmon and rainbow trout. *Journal of Fish Biology* 54: 1177–1196.
- Tilzey, R. D. J. 1977. Repeat homing of brown trout (*Salmo trutta*) in Lake Encumbene, New South Isles, Australia. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(8): 1085-1094.

Tomasz Mikolajczyk, Grzegorz Witkowski, Rafal Gawlyta, Krystian Tyrcha, Slawomir Mrozkiewicz, Mirosława Sokolowska-Mikolajczyk, Piotr Epler 2003. Characteristics Of Brown Trout (*Salmo Trutta*, Fario L.) Redds In Selected Streams Of The Rudawa River Basin. Archives Of Polish Fisheries Vol. 11 Fasc. 2 153-163 2003.

Turnpenny, A. W. H. & Williams, R. (1980). Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *Journal of Fish Biology*, 17, 681-693.

Varley, M. E. (1967). *British Freshwater Fishes - Factors Affecting their Distribution*. London: Fishing News (Books) Limited.

Vehanen T, Bjerke PL, Heggenes J, Huusko A, 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: 923–937.

Vischer, D., Kalt, L. 2005: Hydrotechnische Entwicklungen. In: Der Rhein – Lebensader einer Region. Neujahrsblatt Nr. 208 der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, herausgegeben unter Mitwirkung der Naturforschenden Gesellschaften Schaffhausen, Thurgau, Graubünden und der Naturwissenschaftlichen Gesellschaft St. Gallen: 303-330.

Waters, B. F. 1976. A methodology for evaluating the effects of different streamflows on salmonid habitat. Volume II. Pages 254-277 -in Proceedings instream flow needs symposium and speciality conference. West. Div. Am. Fish. Soc. and Power Div. Am. Soc. Civil Eng., Boise, ID, May 3-6, 1976.

Whalen, K. G., Parrish, D. L. & Mather, M. E. (1999). Effect of ice formation on selection of habitats and winter distribution of post-young-of-the-year Atlantic salmon parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 87-96.

Wiesner, R., 1937: *Lehrbuch der Forellenzucht und Teichwirtschaft*. Neudamm, Verlag von J. Neumann.

Witzel, L. D. 1980. Relation of gravel size to spawning site selection and alevin production by *Salvelinus fontinalis* and *Salmo trutta*. M.S. Thesis. University of Guelph, Guelph, Ontario.

Witzel, L. D., and H. R. MacCrimmon. 1983. Redd site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario shores. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112(6):760-771.

Witzel, L. R., MacCrimmon, H. R., 1983: Embryo survival and alevin emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) relative to red gravel composition. *Canadian Journal of Zoology*, 61: Seite 1783 – 1792.

Wootton, R. J. (1990). *Ecology of Teleost Fishes*. London: Chapman & Hall.

Zarn, B., 1999. Der Alpenrhein – ein Kieslieferant? Geschiebetransport und Hochwasser. Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband. *Verbandsschrift* 59: 85–98.

Zarn, B., Eberstaller, J., Gasser, M., Moritz, C. & J. Trösch, 2005: Entwicklungskonzept Alpenrhein. Im Auftrag der IRKA und IRR. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL://<http://www.alpenrhein.net>.

Zösmaier, 1886: Die Geschichte der Fischerei in der Ill: *Feldkircher Zeitung* XXVI. Jahrgang, Teil 1: 27.11.1886, Teil 2: 01.12.1886, Teil 3: 04.12.1886

Zschokke, F. (1905): *Übersicht über das Vorkommen und die Verteilung der Fische, Amphibien, Reptilien und Säugetiere der Schweiz*. Basel.

7 Anhang

Tab. 10: Verwendete Substratklassen

Substratklasse	Korngrößen	Beschreibung
S1 Ton, Schluff	<0.063 mm	Ton fühlt sich schmierig an zwischen Daumen und Zeigefinger, Schluff ist rauer, aber noch keine Einzelkörner sichtbar
S2 Sand	0.063-2.0 mm	Einzelkörner beim Reiben zwischen Zeigefinger und Daumen spürbar, Einzelkörner noch mit bloßen Auge sichtbar
S3 Feinkies	2.0-6.0 mm	Körnige bis erbsengroße Steine
S4 Mittelkies	6.0-20.0 mm	Erbsen- bis traubengroße Steine
S5 Grobkies	2.0-6.0 cm	Taubenei- bis kindfaustgroße Steine
S6 Kleine Steine	6.0-12.0 cm	Kinderfaust- bis handflächengroße Steine
S7 Große Steine	12.0-20.0 cm	Handflächen- bis kopfgroße Steine
S8 Blöcke	>20.0 cm	Kopfgroße Steine bis zu großen Blocksteinen
S9 Fels		Großflächige Stein

Tab. 11: Fuzzyregeln Basishabitateignung – Laichplatz Bach-/Seeforelle

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Kolmationsgefährdung	Basishabitateignung (BSI/HSI)	Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Kolmationsgefährdung	Basishabitateignung (BSI/HSI)
H	VH	H	A	L	H	VH	H	C	L
H	VH	M	A	L	H	VH	M	C	L
H	VH	L	A	L	H	VH	L	C	L
H	H	H	A	L	H	H	H	C	L
H	H	M	A	M	H	H	M	C	L
H	H	L	A	L	H	H	L	C	L
H	M	H	A	L	H	M	H	C	L
H	M	M	A	M	H	M	M	C	L
H	M	L	A	L	H	M	L	C	L
H	L	H	A	L	H	L	H	C	L
H	L	M	A	M	H	L	M	C	L
H	L	L	A	L	H	L	L	C	L
H	VL	H	A	L	H	VL	H	C	L
H	VL	M	A	L	H	VL	M	C	L
H	VL	L	A	L	H	VL	L	C	L
M	VH	H	A	M	M	VH	H	C	L
M	VH	M	A	M	M	VH	M	C	L
M	VH	L	A	L	M	VH	L	C	L
M	H	H	A	M	M	H	H	C	L
M	H	M	A	H	M	H	M	C	L
M	H	L	A	L	M	H	L	C	L
M	M	H	A	M	M	M	H	C	L
M	M	M	A	VH	M	M	M	C	M
M	M	L	A	L	M	M	L	C	L
M	L	H	A	M	M	L	H	C	L
M	L	M	A	VH	M	L	M	C	M
M	L	L	A	L	M	L	L	C	L
M	VL	H	A	L	M	VL	H	C	L
M	VL	M	A	M	M	VL	M	C	L
M	VL	L	A	L	M	VL	L	C	L
L	VH	H	A	L	L	VH	H	C	L
L	VH	M	A	L	L	VH	M	C	L
L	VH	L	A	L	L	VH	L	C	L
L	H	H	A	L	L	H	H	C	L
L	H	M	A	M	L	H	M	C	L
L	H	L	A	L	L	H	L	C	L
L	M	H	A	M	L	M	H	C	L
L	M	M	A	M	L	M	M	C	L
L	M	L	A	L	L	M	L	C	L
L	L	H	A	L	L	L	H	C	L
L	L	M	A	VH	L	L	M	C	M
L	L	L	A	L	L	L	L	C	L
L	VL	H	A	L	L	VL	H	C	L
L	VL	M	A	L	L	VL	M	C	L
L	VL	L	A	L	L	VL	L	C	L
VL	VH	H	A	L	VL	VH	H	C	L
VL	VH	M	A	L	VL	VH	M	C	L
VL	VH	L	A	L	VL	VH	L	C	L
VL	H	H	A	L	VL	H	H	C	L
VL	H	M	A	L	VL	H	M	C	L
VL	H	L	A	L	VL	H	L	C	L
VL	M	H	A	L	VL	M	H	C	L
VL	M	M	A	M	VL	M	M	C	L
VL	M	L	A	L	VL	M	L	C	L
VL	L	H	A	L	VL	L	H	C	L
VL	L	M	A	L	VL	L	M	C	L
VL	L	L	A	L	VL	L	L	C	L
VL	VL	H	A	L	VL	VL	H	C	L
VL	VL	M	A	L	VL	VL	M	C	L
VL	VL	L	A	L	VL	VL	L	C	L
H	VH	H	B	L	H	VH	H	D	L
H	VH	M	B	L	H	VH	M	D	L
H	VH	L	B	L	H	VH	L	D	L
H	H	H	B	L	H	H	H	D	L
H	H	M	B	L	H	H	M	D	L
H	H	L	B	L	H	H	L	D	L
H	M	H	B	L	H	M	H	D	L
H	M	M	B	L	H	M	M	D	L
H	M	L	B	L	H	M	L	D	L
H	L	H	B	L	H	L	H	D	L
H	L	M	B	L	H	L	M	D	L
H	L	L	B	L	H	L	L	D	L
H	VL	H	B	L	H	VL	H	D	L
H	VL	M	B	L	H	VL	M	D	L
H	VL	L	B	L	H	VL	L	D	L
M	VH	H	B	L	M	VH	H	D	L
M	VH	M	B	L	M	VH	M	D	L
M	VH	L	B	L	M	VH	L	D	L

Arbeitspaket 2 - Adaptierung der Präferenzkurven, Definition von Eingangsparametern für Habitatmodellierung

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Kolmationsgefährdung	Basishabitategnung (BSI)	Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Kolmationsgefährdung	Basishabitategnung (BSI)
M	H	H	B	L	M	H	H	D	L
M	H	M	B	M	M	H	M	D	L
M	H	L	B	L	M	H	L	D	L
M	M	H	B	L	M	M	H	D	L
M	M	M	B	H	M	M	M	D	L
M	M	L	B	L	M	M	L	D	L
M	L	H	B	L	M	L	H	D	L
M	L	M	B	H	M	L	M	D	L
M	L	L	B	L	M	L	L	D	L
M	VL	H	B	L	M	VL	H	D	L
M	VL	M	B	L	M	VL	M	D	L
M	VL	L	B	L	M	VL	L	D	L
L	VH	H	B	L	L	VH	H	D	L
L	VH	M	B	L	L	VH	M	D	L
L	VH	L	B	L	L	VH	L	D	L
L	H	H	B	L	L	H	H	D	L
L	H	M	B	L	L	H	M	D	L
L	H	L	B	L	L	H	L	D	L
L	M	H	B	L	L	M	H	D	L
L	M	M	B	L	L	M	M	D	L
L	M	L	B	L	L	M	L	D	L
L	L	H	B	L	L	L	H	D	L
L	L	M	B	H	L	L	M	D	L
L	L	L	B	L	L	L	L	D	L
L	VL	H	B	L	L	VL	H	D	L
L	VL	M	B	L	L	VL	M	D	L
L	VL	L	B	L	L	VL	L	D	L
VL	VH	H	B	L	VL	VH	H	D	L
VL	VH	M	B	L	VL	VH	M	D	L
VL	VH	L	B	L	VL	VH	L	D	L
VL	H	H	B	L	VL	H	H	D	L
VL	H	M	B	L	VL	H	M	D	L
VL	H	L	B	L	VL	H	L	D	L
VL	M	H	B	L	VL	M	H	D	L
VL	M	M	B	L	VL	M	M	D	L
VL	M	L	B	L	VL	M	L	D	L
VL	L	H	B	L	VL	L	H	D	L
VL	L	M	B	L	VL	L	M	D	L
VL	L	L	B	L	VL	L	L	D	L
VL	VL	H	B	L	VL	VL	H	D	L
VL	VL	M	B	L	VL	VL	M	D	L
VL	VL	L	B	L	VL	VL	L	D	L

Tab. 12: Fuzzyregeln Gefährdung Trockenfallen – Laichplatz Bach-/Seeforelle

Wassertiefe	Basishabitategnung	Gefährdung Trockenfallen (HSI)
VL	L	L
L	L	L
M	L	L
VL	H	VH
L	H	H
M	H	L

Tab. 13: Fuzzyregeln Gefährdung Erosion – Laichplatz Bach-/Seeforelle

Sohl Schubspannung	Basishabitategnung	Gefährdung Erosion (HSI)
L	L	L
L	H	L
M	L	L
M	H	H
H	L	L
H	H	VH

Tab. 14: Fuzzyregeln Basishabitat-eignung Jungfische Bach-/Seeforelle

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Cover	Basis-Habitat-eignung (BSI)	Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Cover	Basis-habitat-eignung (BSI)
H	VH	H	A	L	L	VH	H	C	M
H	VH	M	A	L	L	VH	M	C	H
H	VH	L	A	L	L	VH	L	C	M
H	H	H	A	L	L	H	H	C	M
H	H	M	A	L	L	H	M	C	H
H	H	L	A	L	L	H	L	C	M
H	M	H	A	L	L	M	H	C	H
H	M	M	A	M	L	M	M	C	H
H	M	L	A	L	L	M	L	C	H
H	L	H	A	M	L	L	H	C	H
H	L	M	A	M	L	L	M	C	VH
H	L	L	A	L	L	L	L	C	H
H	VL	H	A	L	L	VL	H	C	M
H	VL	M	A	L	L	VL	M	C	M
H	VL	L	A	L	L	VL	L	C	M
M	VH	H	A	L	VL	VH	H	C	M
M	VH	M	A	L	VL	VH	M	C	H
M	VH	L	A	L	VL	VH	L	C	M
M	H	H	A	L	VL	H	H	C	M
M	H	M	A	L	VL	H	M	C	H
M	H	L	A	L	VL	H	L	C	M
M	M	H	A	L	VL	M	H	C	H
M	M	M	A	M	VL	M	M	C	H
M	M	L	A	L	VL	M	L	C	H
M	L	H	A	H	VL	L	H	C	H
M	L	M	A	M	VL	L	M	C	VH
M	L	L	A	L	VL	L	L	C	H
M	VL	H	A	L	VL	VL	H	C	M
M	VL	M	A	L	VL	VL	M	C	M
M	VL	L	A	L	VL	VL	L	C	M
L	VH	H	A	L	H	VH	H	D	L
L	VH	M	A	M	H	VH	M	D	L
L	VH	L	A	L	H	VH	L	D	L
L	H	H	A	L	H	H	H	D	L
L	H	M	A	M	H	H	M	D	L
L	H	L	A	L	H	H	L	D	L
L	M	H	A	M	H	M	H	D	L
L	M	M	A	H	H	M	M	D	L
L	M	L	A	M	H	M	L	D	L
L	L	H	A	H	H	L	H	D	L
L	L	M	A	VH	H	L	M	D	L
L	L	L	A	M	H	L	L	D	L
L	VL	H	A	L	H	VL	H	D	L
L	VL	M	A	L	H	VL	M	D	L
L	VL	L	A	L	H	VL	L	D	L
VL	VH	H	A	L	M	VH	L	D	L
VL	VH	M	A	M	M	VH	L	D	L
VL	VH	L	A	L	M	VH	L	D	L
VL	H	H	A	L	M	H	H	D	L
VL	H	M	A	M	M	H	M	D	M
VL	H	L	A	L	M	H	L	D	L
VL	M	H	A	H	M	M	H	D	L
VL	M	M	A	M	M	M	M	D	M
VL	M	L	A	M	M	M	L	D	L
VL	L	H	A	H	M	L	H	D	L
VL	L	M	A	VH	M	L	M	D	M
VL	L	L	A	L	M	L	L	D	L
VL	VL	H	A	L	M	VL	H	D	L
VL	VL	M	A	L	M	VL	M	D	L
VL	VL	L	A	L	M	VL	L	D	L
H	VH	H	B	L	L	VH	H	D	L
H	VH	M	B	L	L	VH	M	D	M
H	VH	L	B	L	L	VH	L	D	L
H	H	H	B	L	L	H	H	D	L
H	H	M	B	L	L	H	M	D	H
H	H	L	B	L	L	H	L	D	M
H	M	H	B	L	L	M	H	D	M
H	M	M	B	M	L	M	M	D	H
H	M	L	B	L	L	M	L	D	M
H	L	H	B	M	L	L	H	D	H
H	L	M	B	M	L	L	M	D	H
H	L	L	B	L	L	L	L	D	H
H	VL	H	B	L	L	VL	H	D	L
H	VL	M	B	L	L	VL	M	D	L
H	VL	L	B	L	L	VL	L	D	L
M	VH	L	B	L	VL	VH	H	D	L

Arbeitspaket 2 - Adaptierung der Präferenzkurven, Definition von Eingangsparametern für Habitatmodellierung

Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Cover	Basis-Habitat-eignung (BSI/HSI)	Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Substratklasse	Cover	Basis-habitat-eignung (BSI/HSI)
M	VH	L	B	M	VL	VH	M	D	M
M	VH	L	B	L	VL	VH	L	D	L
M	H	H	B	L	VL	H	H	D	L
M	H	M	B	M	VL	H	M	D	H
M	H	L	B	L	VL	H	L	D	M
M	M	H	B	L	VL	M	H	D	M
M	M	M	B	M	VL	M	M	D	H
M	M	L	B	L	VL	M	L	D	M
M	L	H	B	M	VL	L	H	D	H
M	L	M	B	M	VL	L	M	D	H
M	L	L	B	M	VL	L	L	D	H
M	VL	H	B	L	VL	VL	H	D	L
M	VL	M	B	M	VL	VL	M	D	M
M	VL	L	B	L	VL	VL	L	D	L
L	VH	H	B	L	H	VH	H	E	L
L	VH	M	B	M	H	VH	M	E	L
L	VH	L	B	L	H	VH	L	E	L
L	H	H	B	L	H	H	H	E	L
L	H	M	B	H	H	H	M	E	L
L	H	L	B	M	H	H	L	E	L
L	M	H	B	M	H	M	H	E	M
L	M	M	B	H	H	M	M	E	M
L	M	L	B	M	H	M	L	E	M
L	L	H	B	H	H	L	H	E	M
L	L	M	B	VH	H	L	M	E	H
L	L	L	B	H	H	L	L	E	M
L	VL	H	B	L	H	VL	H	E	L
L	VL	M	B	M	H	VL	M	E	M
L	VL	L	B	L	H	VL	L	E	L
VL	VH	H	B	L	M	VH	L	E	L
VL	VH	M	B	M	M	VH	L	E	M
VL	VH	L	B	L	M	VH	L	E	L
VL	H	H	B	L	M	H	H	E	M
VL	H	M	B	H	M	H	M	E	M
VL	H	L	B	M	M	H	L	E	M
VL	M	H	B	M	M	M	H	E	M
VL	M	M	B	H	M	M	M	E	M
VL	M	L	B	M	M	M	L	E	M
VL	L	H	B	H	M	L	H	E	M
VL	L	M	B	VH	M	L	M	E	H
VL	L	L	B	H	M	L	L	E	M
VL	VL	H	B	M	M	VL	H	E	M
VL	VL	M	B	M	M	VL	M	E	M
VL	VL	L	B	M	M	VL	L	E	M
H	VH	H	C	L	L	VH	H	E	M
H	VH	M	C	L	L	VH	M	E	VH
H	VH	L	C	L	L	VH	L	E	M
H	H	H	C	L	L	H	H	E	M
H	H	M	C	L	L	H	M	E	VH
H	H	L	C	L	L	H	L	E	M
H	M	H	C	M	L	M	H	E	H
H	M	M	C	M	L	M	M	E	H
H	M	L	C	M	L	M	L	E	H
H	L	H	C	M	L	L	H	E	VH
H	L	M	C	H	L	L	M	E	VH
H	L	L	C	M	L	L	L	E	VH
H	VL	H	C	L	L	VL	H	E	M
H	VL	M	C	L	L	VL	M	E	M
H	VL	L	C	L	L	VL	L	E	M
M	VH	L	C	L	VL	VH	H	E	M
M	VH	L	C	M	VL	VH	M	E	VH
M	VH	L	C	L	VL	VH	L	E	M
M	H	H	C	L	VL	H	H	E	M
M	H	M	C	M	VL	H	M	E	VH
M	H	L	C	L	VL	H	L	E	M
M	M	H	C	M	VL	M	H	E	H
M	M	M	C	M	VL	M	M	E	H
M	M	L	C	M	VL	M	L	E	H
M	L	H	C	M	VL	L	H	E	VH
M	L	M	C	H	VL	L	M	E	VH
M	L	L	C	M	VL	L	L	E	VH
M	VL	H	C	L	VL	VL	H	E	M
M	VL	M	C	L	VL	VL	M	E	M
M	VL	L	C	L	VL	VL	L	E	M

Tab. 15: Fuzzyregeln Gefährdung Stranden – Jungfische Bach-/Seeforelle

WSP-Änderung	Wassertiefe	Ausformung	Struktur	Substratklasse	Basishabitat-eignung (BSI/HSI)	Gefährdung Stranden (HSI)
L	L	B	B	L	L	L
L	L	B	B	L	H	L
M	L	B	B	L	L	L
M	L	B	B	L	H	H
H	L	B	B	L	L	L
H	L	B	B	L	H	VH
VH	L	B	B	L	L	L
VH	L	B	B	L	H	VH
L	M	B	B	L	L	L
L	M	B	B	L	H	L
M	M	B	B	L	L	L
M	M	B	B	L	H	L
H	M	B	B	L	L	L
H	M	B	B	L	H	L
VH	M	B	B	L	L	L
VH	M	B	B	L	H	L
L	L	B	A	L	L	L
L	L	B	A	L	H	L
M	L	B	A	L	L	L
M	L	B	A	L	H	H
H	L	B	A	L	L	L
H	L	B	A	L	H	H
VH	L	B	A	L	L	L
VH	L	B	A	L	H	VH
L	M	B	A	L	L	L
L	M	B	A	L	H	L
M	M	B	A	L	L	L
M	M	B	A	L	H	L
H	M	B	A	L	L	L
H	M	B	A	L	H	L
VH	M	B	A	L	L	L
VH	M	B	A	L	H	L
L	L	A	B	L	L	L
L	L	A	B	L	H	L
M	L	A	B	L	L	L
M	L	A	B	L	H	H
H	L	A	B	L	L	L
H	L	A	B	L	H	H
VH	L	A	B	L	L	L
VH	L	A	B	L	H	VH
L	M	A	B	L	L	L
L	M	A	B	L	H	L
M	M	A	B	L	L	L
M	M	A	B	L	H	L
H	M	A	B	L	L	L
H	M	A	B	L	H	L
VH	M	A	B	L	L	L
VH	M	A	B	L	H	L
L	L	A	A	L	L	L
L	L	A	A	L	H	L
M	L	A	A	L	L	L
M	L	A	A	L	H	M
H	L	A	A	L	L	L
H	L	A	A	L	H	VH
VH	L	A	A	L	L	L
VH	L	A	A	L	H	VH
L	M	A	A	L	L	L
L	M	A	A	L	H	L
M	M	A	A	L	L	L
M	M	A	A	L	H	L
H	M	A	A	L	L	L
H	M	A	A	L	H	L
VH	M	A	A	L	L	L
VH	M	A	A	L	H	L
L	L	B	B	M	L	L
L	L	B	B	M	H	L
M	L	B	B	M	L	L
M	L	B	B	M	H	H
H	L	B	B	M	L	L
H	L	B	B	M	H	VH
VH	L	B	B	M	L	L
VH	L	B	B	M	H	VH
L	M	B	B	M	L	L
L	M	B	B	M	H	L
M	M	B	B	M	L	L
M	M	B	B	M	H	L
H	M	B	B	M	L	L
H	M	B	B	M	H	L
VH	M	B	B	M	L	L
VH	M	B	B	M	H	L
L	L	B	A	M	L	L
L	L	B	A	M	H	L
M	L	B	A	M	L	L
M	L	B	A	M	H	L

Arbeitspaket 2 - Adaptierung der Präferenzkurven, Definition von Eingangsparametern für Habitatmodellierung

WSP-Änderung	Wassertiefe	Ausformung	Struktur	Substratklasse	Basishabitat-eignung (BSI)	Gefährdung Stranden (HSI)
H	L	B	A	M	L	L
H	L	B	A	M	H	H
VH	L	B	A	M	L	L
VH	L	B	A	M	H	VH
L	M	B	A	M	L	L
L	M	B	A	M	H	L
M	M	B	A	M	L	L
M	M	B	A	M	H	L
H	M	B	A	M	L	L
H	M	B	A	M	H	L
VH	M	B	A	M	L	L
VH	M	B	A	M	H	L
L	L	A	B	M	L	L
L	L	A	B	M	H	L
M	L	A	B	M	L	L
M	L	A	B	M	H	H
H	L	A	B	M	L	L
H	L	A	B	M	H	VH
VH	L	A	B	M	L	L
VH	L	A	B	M	H	VH
L	M	A	B	M	L	L
L	M	A	B	M	H	L
M	M	A	B	M	L	L
M	M	A	B	M	H	L
H	M	A	B	M	L	L
H	M	A	B	M	H	L
VH	M	A	B	M	L	L
VH	M	A	B	M	H	L
L	L	A	A	M	L	L
L	L	A	A	M	H	L
M	L	A	A	M	L	L
M	L	A	A	M	H	M
H	L	A	A	M	L	L
H	L	A	A	M	H	H
VH	L	A	A	M	L	L
VH	L	A	A	M	H	VH
L	M	A	A	M	L	L
L	M	A	A	M	H	L
M	M	A	A	M	L	L
M	M	A	A	M	H	L
H	M	A	A	M	L	L
H	M	A	A	M	H	L
VH	M	A	A	M	L	L
VH	M	A	A	M	H	L

Tab. 16: Fuzzyregeln Gefährdung Drift – Jungfische Bach-/Seeforelle

WSP-Änderung	Unterstand	Ausformung	Sohlschubspannung	Basishabitateignung (BSI)	Gefährdung Drift (HSI)
L	B	A	H	H	M
M	B	A	H	L	L
M	B	A	H	H	H
H	B	A	H	L	L
H	B	A	H	H	H
VH	B	A	H	L	L
VH	B	A	H	H	VH
L	A	A	H	L	L
L	A	A	H	H	L
M	A	A	H	L	L
M	A	A	H	H	M
H	A	A	H	L	L
H	A	A	H	H	M
VH	A	A	H	L	L
VH	A	A	H	H	H
L	B	B	H	L	L
L	B	B	H	H	H
M	B	B	H	L	L
M	B	B	H	H	H
H	B	B	H	L	L
H	B	B	H	H	VH
VH	B	B	H	L	L
VH	B	B	H	H	VH
L	A	B	H	L	L
L	A	B	H	H	M
M	A	B	H	L	L
M	A	B	H	H	M
H	A	B	H	L	L
H	A	B	H	H	M
VH	A	B	H	L	L
VH	A	B	H	H	H
L	B	A	L	L	L
L	B	A	L	H	L
M	B	A	L	L	L
M	B	A	L	H	L
H	B	A	L	L	L
H	B	A	L	H	L
VH	B	A	L	L	L
VH	B	A	L	H	L
L	A	A	L	L	L
L	A	A	L	H	L
M	A	A	L	L	L
M	A	A	L	H	L
H	A	A	L	L	L
H	A	A	L	H	L
VH	A	A	L	L	L
VH	A	A	L	H	L
L	B	B	L	L	L
L	B	B	L	H	L
M	B	B	L	L	L
M	B	B	L	H	L
H	B	B	L	L	L
H	B	B	L	H	M
VH	B	B	L	L	L
VH	B	B	L	H	L
L	A	B	L	L	M
L	A	B	L	H	L
M	A	B	L	L	L
M	A	B	L	H	L
H	A	B	L	L	L
H	A	B	L	H	L
VH	A	B	L	L	L
VH	A	B	L	H	M
L	B	A	M	L	L
L	B	A	M	H	M
M	B	A	M	L	L
M	B	A	M	H	M
H	B	A	M	L	L
H	B	A	M	H	L
VH	B	A	M	L	L
VH	B	A	M	H	VH
L	A	A	M	L	L
L	A	A	M	H	L
M	A	A	M	L	L
M	A	A	M	H	L
H	A	A	M	L	L
H	A	A	M	H	M
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	M
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B	B	M	H	M
M	B	B	M	L	L
M	B	B	M	H	L
H	B	B	M	L	M
H	B	B	M	H	L
VH	A	A	M	L	L
VH	A	A	M	H	L
L	B	B	M	L	L
L	B				

WSP-Änderung	Unterstand	Ausformung	Sohlschubspannung	Basishabitateignung (BSI)	Gefährdung Drift (HSI)
H	B	B	M	H	H
VH	B	B	M	L	L
VH	B	B	M	H	VH
L	A	B	M	L	L
L	A	B	M	H	L
M	A	B	M	L	L
M	A	B	M	H	L
H	A	B	M	L	L
VH	A	B	M	H	M
VH	A	B	M	L	L
VH	A	B	M	H	H

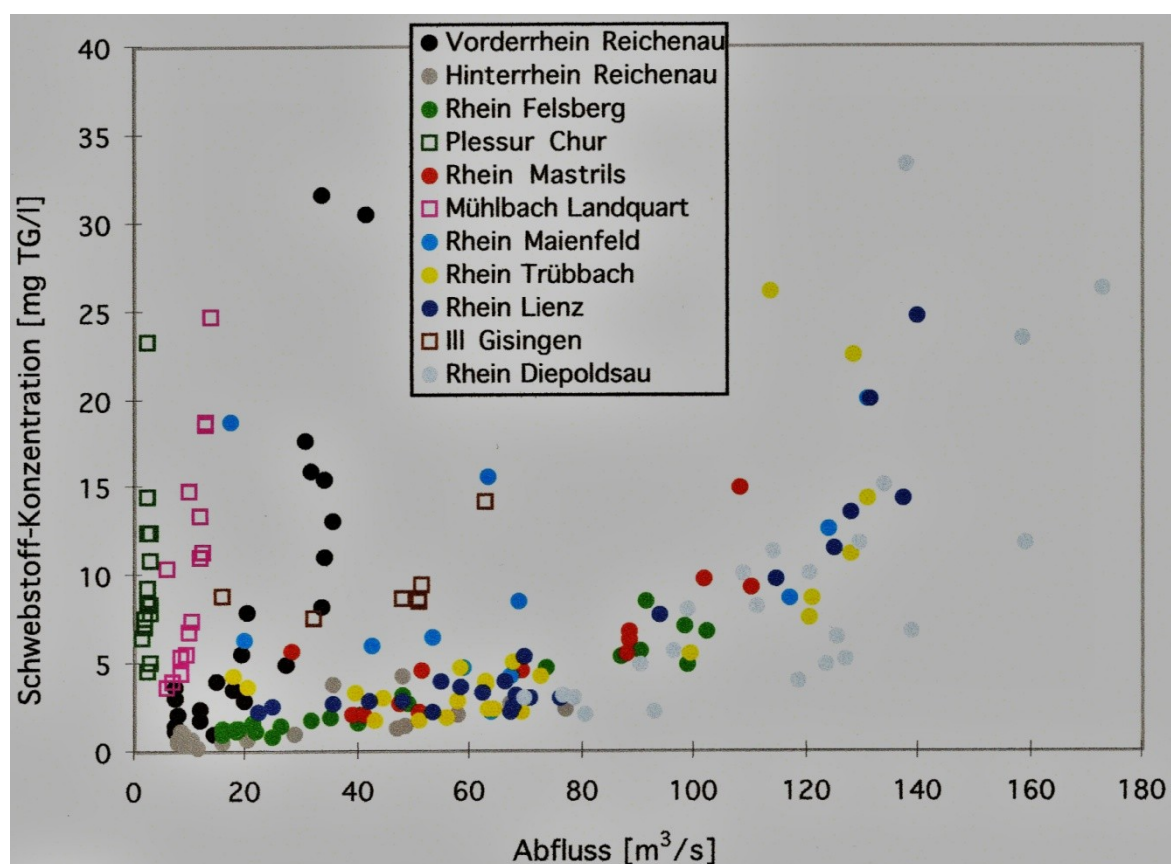


Abb. 50: Beziehung zwischen Schwebstoff-Konzentration und Abfluss (Q-C-Diagramm) für die Zeit der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.1999. Dargestellt sind Sammel- und Stichproben aus dem Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen. TG = Trockengewicht. Abbildung aus LIMNEX (2001).