



AlpÄsch

Genotypisierung, nachhaltige Sicherung und Bewirtschaftung regionaler Äschenbestände in anthropogen veränderten Gewässersystemen

WP2 - Endbericht

**Analyse der Lebensraumqualität und der Äschenbestände und
Erarbeitung von Managementkonzepten**

**Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Universität für Bodenkultur Wien**

Carina Mielach, Kurt Pinter, Astrid Unterberger & Günther Unfer

Beauftragung
**Land- und Forstwirtschaftliches Versuchszentrum Laimburg
Tiroler Fischereiverband**

Mai 2015

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	5
2	Recherche der Datengrundlagen	7
3	Datenaufbereitung, Analysestrategie und -ergebnisse	8
3.1	Abgrenzung des Untersuchungsgebiets.....	8
3.2	Lebensraumdaten	13
3.2.1	Querbauwerke/ Fragmentierung	13
3.2.2	Restwasser.....	17
3.2.3	Schwall.....	19
3.2.4	Stau.....	21
3.2.5	Morphologie.....	23
3.3	Biologische Daten.....	25
4	Datenverschneidung und Herangehensweise zur Beurteilung der Teillebensräume	28
4.1	Einzelne Schritte.....	28
4.1.1	Segmenteinteilung	28
4.1.2	Informationen je Segment	28
4.1.3	Pressure Code je Segment.....	28
4.1.4	Pressure Index je Segment.....	30
4.1.5	Pressure Index je Teillebensraum (HPI).....	32
5	Ergebnisse der Verschneidung von Lebensraumanalysen und Fischbestandsdaten.....	34
5.1	Übersicht	34
5.2	Detailergebnisse Tirol.....	36
5.2.1	Inn-System.....	36
5.2.2	Lech-System.....	40
5.2.3	Großache-System	42
5.2.4	Drau-System	45
5.2.5	Leutascher Ache, (See-)Ache und Haselbach	46
5.3	Detailergebnisse Südtirol	48
5.3.1	Etsch-System	48
5.3.2	Eisack-System	53
6	Management	57
6.1	Schlussfolgerungen aus der Habitat- und Populations-Defizitanalyse im Hinblick auf das fischereiliche Management, vor dem Hintergrund der Ökologie der Äsche	57
6.2	Vorschläge zur Bewirtschaftung der Äsche im Projektgebiet – fischereiliches Management	

6.2.1	Fischbesatz	65
6.2.2	Fischereiliche Regelungen	71
7	Färbeversuch	74
7.1	Methodik	74
7.2	Ergebnisse des Färbeversuchs.....	75
8	Anhang.....	78
8.1	Fischbestandserhebungen Lech, Inn und Gurglbach	78
8.1.1	Befischungsmethodik	78
8.1.2	Streifenbefischung (nach Schmutz et al. 2001).....	78
8.1.2.1	Ablauf der Bootsbefischung	80
8.1.3	Bestandsberechnung.....	81
8.1.4	Elektrobefischung mittels Polstange.....	82
8.1.5	Ergebnisse der Elektrobefischungen	82
8.1.5.1	Oberer Inn	82
8.1.5.2	Lech	86
8.1.5.3	Gurglbach	88
8.1.6	Zusammenfassende Betrachtung der Befischungsergebnisse.....	90
8.2	Potentieller Äschenlebensraum je Gewässer (Biomod, Leitbild, Experteneinschätzung)	92
8.2.1	Tirol.....	92
8.2.2	Südtirol	95
8.3	Potentieller Äschenlebensraum je Habitat	97
8.3.1	Tirol.....	97
8.3.2	Südtirol	100
8.4	Befischungsdatenergebnisse.....	109
8.4.1	Tirol.....	109
8.4.2	Südtirol	112
8.5	Morphologische Einstufung Südtirol	114
9	Literatur	115

Abkürzungsverzeichnis

ARS	Alizarin Rot S
Äschenlebensraum	Basierend auf Biomod, Leitbildkatalog (nur Tirol) und Experteneinschätzung (nur Südtirol) abgegrenzter für die Äsche nutzbarer Lebensraum
FIA	Fisch Index Austria
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
HPI	Habitat Pressure Index
IC	Impact Class
NGP	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan
PC	Pressure Code
PI	Pressure Index
Segment	Teilabschnitte mit den gleichen Beeinträchtigungen
ST	Südtirol
T	Tirol
Teillebensraum	Abgegrenzt durch nicht-passierbare Querbauwerke im Äschenlebensraum
VIE	Visible Implant Elastomere
VIT	Visible Implant Tags

1 Einleitung

Die Fließgewässersysteme Südtirols und Tirols wurden vor allem im Laufe des vergangenen Jahrhunderts stark durch menschliche Aktivitäten überprägt. Unter einer Vielzahl anthropogener Eingriffe haben besonders Gewässerregulierungen (Hochwasserschutz) und energiewirtschaftliche Nutzung die Gewässer sowohl morphologisch wie auch hydrologisch stark verändert. Die meisten Gewässer sind durch Eingriffskombinationen mehrfach belastet, was insgesamt zu dramatischen Veränderungen der Gewässerlebensräume und ihrer Organismengemeinschaften geführt hat. Unsere Fließgewässer sind aber wesentliche Elemente der Kulturlandschaft. Die Vielzahl anthropogener Eingriffe erfordert nunmehr adäquate und nachhaltig wirksame Managementmaßnahmen, die die individuellen bzw. typspezifischen Eigenheiten unserer Gewässersysteme berücksichtigen bzw. respektieren und deren Faunenelemente bestmöglich schützen und gegebenenfalls wiederaufbauen oder stützen.

Fische sind ein wesentlicher Bestandteil der Faunengemeinschaft und sehr gute Indikatoren für den Zustand von Fließgewässern. Die Äsche (*Thymallus thymallus*) ist eine wichtige Leitfischart der Gewässer im grenzüberschreitenden Gebiet. Sie ist namensgebend für eine Fließgewässerregion und besitzt neben ihrem ökologischen auch einen kommerziellen Wert als Zielart für die Anglerfischerei. In den Projektregionen gewinnt die Vermarktung besonders der Fliegenfischerei im Rahmen eines Ökotourismus zusehends an Bedeutung; immer mehr Leute suchen dieses Naturerlebnis an unseren Fließgewässern. Allerdings sind die Bestände der Äsche in den letzten Jahrzehnten in vielen Gewässern aufgrund oben beschriebener Eingriffe massiv zurückgegangen.

Seit einigen Jahren wird versucht, Probleme an unseren Gewässern (mangelnde Lebensraumqualität, Fischräuber, Übernutzung etc.) und folglich sinkende Äschenbestände, durch Besatz zu kompensieren. Gewässer sind aber je nach Geologie, Abflussgeschehen, Höhenlage, Gefälle, Uferstruktur und Nährstoffverhältnissen, etc. sehr unterschiedlich. Dementsprechend divers sind auch die Äschenstämme in den verschiedenen Gewässern bzw. Einzugsgebieten, die sich an die Verhältnisse einzelner Gewässer angepasst haben. Diese Anpassungen (lokale Adaptationen) kommen in einer starken genetischen Diversifizierung zum Ausdruck. So sind beispielsweise die Äschen von Drau und Inn genetisch klar getrennt. Die weithin getätigten Besätze ignorieren jedoch diese lokalen Unterschiede meist völlig und es kommt zur Vermischung wertvoller, einzigartiger heimischer Äschenpopulationen mit Fischen unbestimmter Herkunft. Eine Folge ist die Schwächung der Wildfischbestände durch die Einkreuzung fremder Gene und das eigentliche Besatzziel, nämlich die Stützung bzw. Stärkung des Bestandes, wird nicht erreicht. Besatz kann vielmehr zu weiteren negativen Beeinträchtigungen führen. Das Projekt umfasst daher folgende übergeordnete Ziele: 1. Schutz und Erhalt der Biodiversität in Fließgewässern 2. Genetische Erfassung der Äschenbestände und Analyse der Gewässer. 3. Entwicklung von Strategien für ein nachhaltiges Management der Äsche im Projektgebiet.

Die Ermittlung von Lebensraumdefiziten in den Gewässersystemen der Projektregion erfolgte durch die Analyse bestehender Eingriffsdaten und hydromorphologischer Kartierungen. Auch die Analyse der aktuellen Äschenbestände basiert im Wesentlichen auf bestehenden Fischbestandsdaten. Die populationsgenetischen Analysen erfolgten anhand von Gewebeproben aus ca. 60 verschiedenen Populationen bzw. Teilpopulationen aus Äschengewässern der Projektregion (vgl. Projektbericht von Weiss et al.). Für die Zucht ausgewählte Populationen bzw. Elterntiere und Nachkommen werden einem genetischen Monitoring zugeführt. Auf Basis oben beschriebener Aktivitäten werden

Managementstrategien für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Äsche in der Projektregion präsentiert und für Modellgewässer konkrete Managementkonzepte vorgeschlagen.

Zur Evaluierung von Besatzmaßnahmen mit frühen Stadien der Äsche (Eibesatz) wird eine neue Methode zum Markieren von Äscheneiern im so genannten Augenpunktstadium präsentiert.

Der erwartete Output dieses Projektes ist eine umfassende Darstellung der Ist-Situation hinsichtlich der Habitatqualität für die Äsche und des aktuellen Zustandes der Äschenpopulationen, die Erfassung der genetischen Diversität regionaler Äschenbestände und die Kenntnis des Einflusses vorangegangener Besatzmaßnahmen auf dieselbe. Die Gewässer- und Bestandsanalysen führen zur Erarbeitung von Managementmaßnahmen, die zum Schutz bzw. zur Stärkung der Bestände beitragen werden. Generelle Maßnahmen vor dem Hintergrund bestehender Eingriffe werden vorgeschlagen sowie konkrete Bewirtschaftungsrichtlinien ausgearbeitet und vor Ort umgesetzt. Die Ermittlung optimaler Aufzuchtbedingungen dient dem Aufbau gesunder Laichfischbestände in den Fischzuchtanlagen, was zur nachhaltigen Sicherung des Bestandes beitragen wird. Ein wichtiges Outcome der geplanten Untersuchungen von Besatzmaßnahmen mit markierten Äscheneiern besteht darin, dass die Färbemethode mit dem Farbstoff Alizarin Rot S (ARS), falls erfolgreich, es ermöglicht, markierte Individuen noch Jahre nachdem die Fische in die Gewässer eingebracht wurden, zu identifizieren und so den Erfolg des Besatzes zu evaluieren. Die Ergebnisse des Projekts sollen allen Akteuren auf dem Gebiet der fischereilichen Bewirtschaftung verfügbar gemacht werden; in erster Linie innerhalb des Projektgebiets, aber auch im gesamten Alpenraum, da die bearbeitete Problemstellung in vielen alpin geprägten Regionen mit entsprechendem Äschenvorkommen von Interesse bzw. Relevanz ist.

2 Recherche der Datengrundlagen

Die Datensammlung erstreckte sich über den Raum Nordtirol, Osttirol und Südtirol. Die Belastungsdaten in Tirol stammen hauptsächlich vom ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP 2009). Teilweise wurden Daten aus anderen Quellen ergänzt (z.B. Schmutz et al. 2013, BAW Leitbildkatalog). In Südtirol wurden die Daten von verschiedenen Ämtern und Experten zusammengetragen (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Basisdaten

	Thema	Datenquelle	Datensatz	
Tirol	Morphologie	-NGP 2009	-belast_fg_morph.shp	
	Restwasser	-NGP 2009	-belast_fg_restw.shp	
		-WIS Tirol	-Datenbankabfrage	
	Schwall	-NGP 2009	-Belast_fg_schwall.shp	
		-Schmutz et al. 2013	-Streckeneinteilung	
	Stau	-NGP 2009	-belast_fg_stau.shp	
	Querbauwerke	-NGP 2009	-belast_fg_querb.shp	
	Leitbild	-BAW Leitbildkatalog	-BAW_Leitbildkatalog_02 2012	
	Fischdaten	-Amt der Tiroler Landesregierung, Sachgebiet Schutzwasserwirtschaft und Gewässerökologie -IHG-Datenbank		
Südtirol	Morphologie	-Biologisches Labor	-bewertung0_20.shp	
	Restwasser	-Amt für Jagd und Fischerei: - Bewässerung - Energiewirtschaft -Amt für Stromversorgung	-tratti_derivati_10_2005.shp -tratti_derivati_0_2009.shp -impaginator_iroelettriche.pdf -Elenco_D.xls -Elenco_GD_GS.xls	
	Schwall	-Amt für Jagd und Fischerei	-Schwallbetrieb_2006.shp	
	Stauseen	-Amt für Jagd und Fischerei	-Stauseen.shp	
	Querbauwerke	-Amt für Wasserschutzbauten	-W_Querwerke_2012.shp	
	Kraftwerke	-Amt für Stromversorgung ()	-componenti_EW.shp -Ableitungen_EW.shp -leitungen_EW.shp	
		Fischdaten	-Amt für Jagd und Fischerei -Landesfischereiverband	

3 Datenaufbereitung, Analysestrategie und -ergebnisse

3.1 Abgrenzung des Untersuchungsgebiets

Potentielle Äschenhabitate wurden in Tirol auf Basis mehrerer Quellen abgegrenzt. Einerseits existieren für alle österreichischen Gewässer Leitbilder (Haunschmid et al. 2006), die in Abhängigkeit von Bioregion und Fischregion (Seehöhe und Einzugsgebietsgröße) die Leitbildzönose abbilden. Hier wurden in Tirol vorerst alle Strecken übernommen, in denen die Äsche als Leitart (1), Begleitart (2) oder seltene Begleitart (3) ausgewiesen wurde. Wo adaptierte Leitbilder vorhanden waren (z.B. in Strecken mit historischem bzw. aktuellem Äschennachweis) wurden diese berücksichtigt. Zusätzlich wurde das potentielle Äschenvorkommen anhand der Software „Biomod II¹“ abgegrenzt (Thuiller et al. 2009). Sobald ein Abschnitt in zumindest einem der acht Modelle als geeigneter Äschenlebensraum eingestuft wurde, wurde der Abschnitt aufgenommen. Je nachdem, wie viele Modelle das Habitat als Äschenlebensraum anzeigen, kann die Sicherheit der Einstufung als „hoch“ (7-8 Modelle), mittel (4-6 Modelle) oder gering (1-3 Modelle) angesehen werden. Letztendlich wurden jene Abschnitte, die sowohl aufgrund des Leitbildkatalogs als auch aufgrund zumindest eines Biomod-Modells als geeignet eingestuft wurden, als potentielles Verbreitungsgebiet definiert.

In Südtirol wurde mangels Leitbildkatalog lediglich die Biomod II-Software zur Abgrenzung des Habitats herangezogen. Jedoch wurden einzelne Gewässerstrecken ergänzt, wenn Fangstatistiken oder Expertenwissen auf ein potentielles Äschenvorkommen hinwies (z. B. Antholzerbach). Außerdem wurden in Südtirol vereinzelt Strecken vom potentiellen Habitat ausgenommen, wenn z.B. aufgrund von natürlichen Kontinuumsunterbrechungen (z.B. Oberläufe von Talfer, Falschauer, Passer und Eisack) die Eignung als Lebensraum unwahrscheinlich erschien.

Die folgenden Abbildungen zeigen das Leitbild in Tirol (Abbildung 1), die Biomod II Ergebnisse für den Untersuchungsraum (Abbildung 2) sowie die Verschneidung der beiden Datensätze (Abbildung 3 und Abbildung 4).

¹ Biomod II ist eine offene R-basierte Software, die anhand von abiotischen Daten (Gefälle, Meereshöhe, Entfernung zur Quelle) die Modellierung der potentiellen Verbreitung der Äsche erlaubt. Biomod II verfügt über acht statistische Submodelle (generalised linear models (GLM), generalised additive models (GAM), multivariate adaptive regression splines (MARS), classification tree analysis (CTA), mixture discriminant analysis (MDA), generalised boosted models (GBM), random forests and a bioclimate envelope) die für Tirol und Südtirol berechnet wurden; Zur Modellierung wurden presence- sowie pseudo-absence-Daten verwendet.

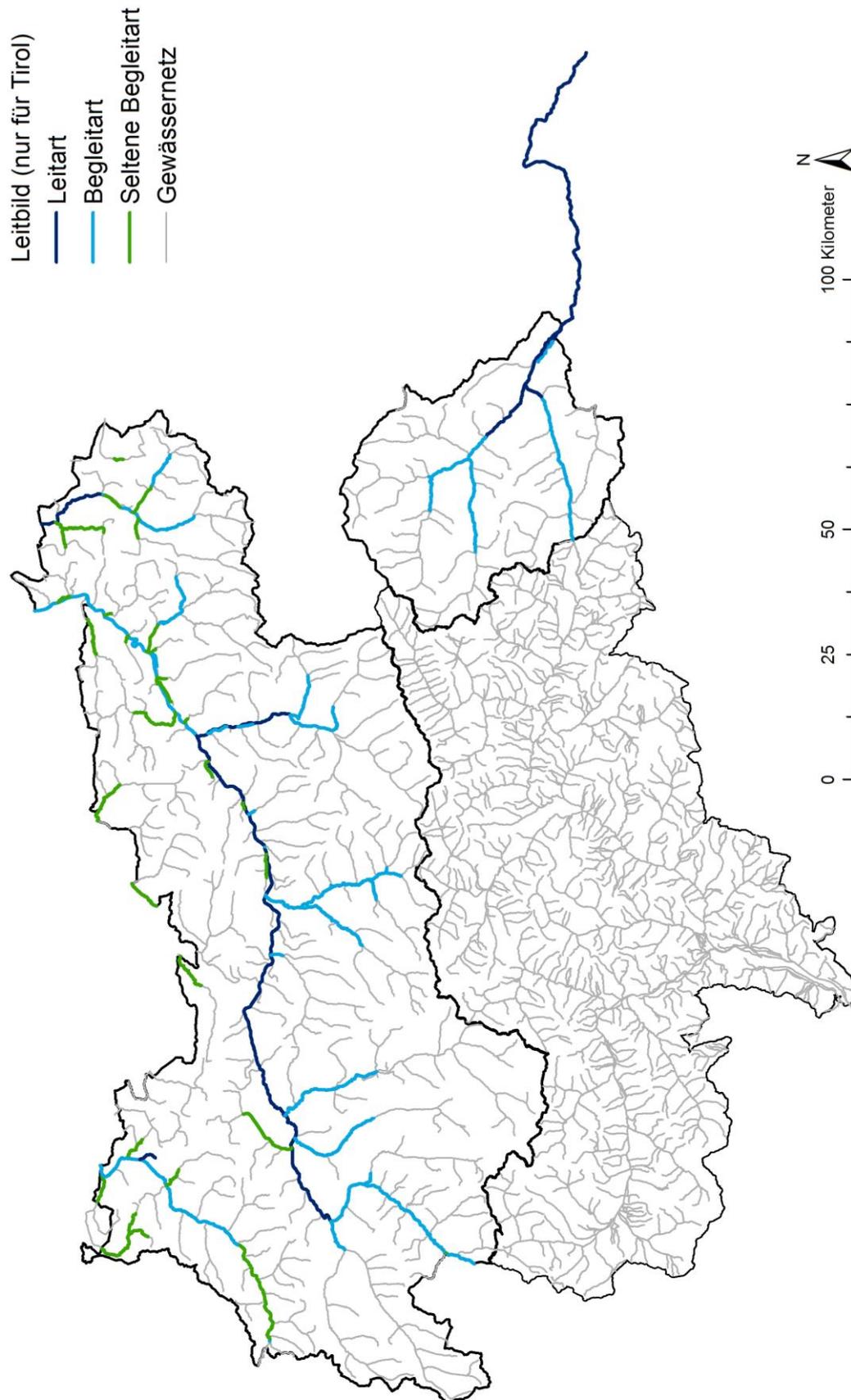


Abbildung 1: Leitbild (nur für Tirol verfügbar)

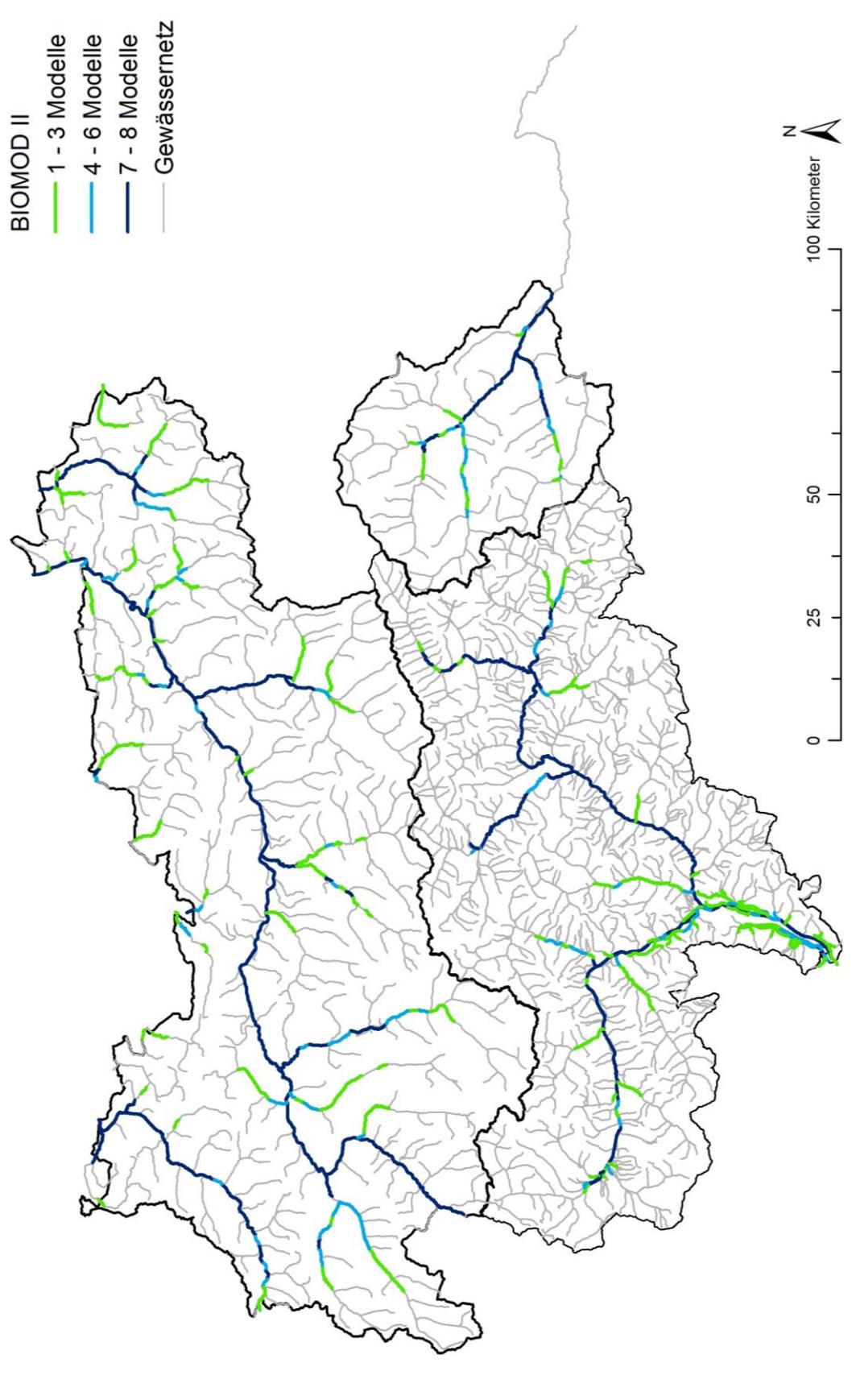


Abbildung 2: Biomod II Ergebnisse für Tirol und Südtirol (je höher die Anzahl von Modellen desto höher die Wahrscheinlichkeit für Äschenvorkommen)

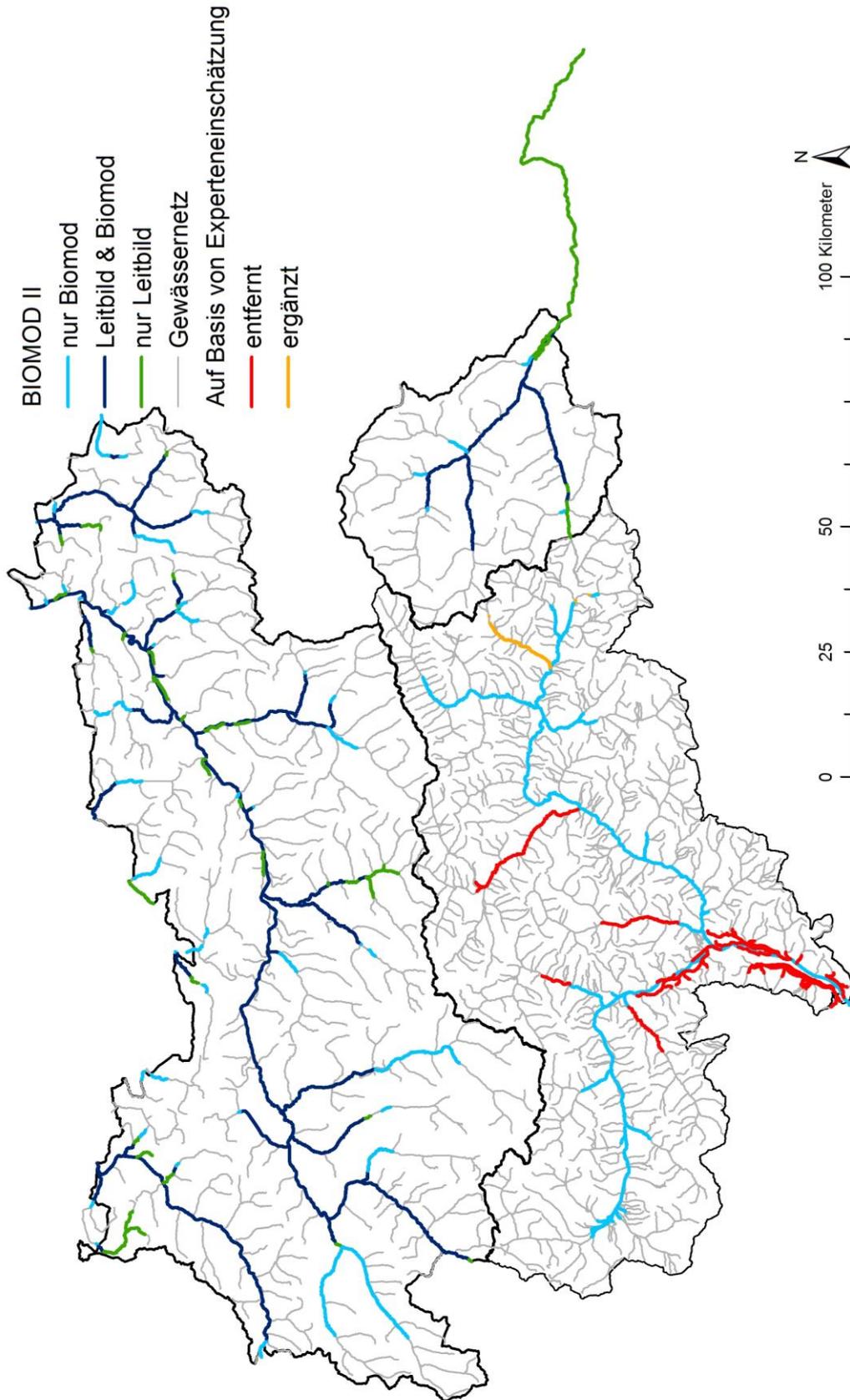


Abbildung 3: Abgrenzung des potentiellen Äschenlebensraums (Potentielle Verbreitung auf Basis von Biomod unter Berücksichtigung von Experteneinschätzungen (ST) und dem Leitbildkatalog (T))

Auf Basis der erhobenen Daten (Biomod, Leitbildkatalog und Experteneinschätzung, siehe Abbildung 3) wurde das in Abbildung 4 abgebildete Untersuchungsgebiet definiert. Dieses dient als Grundlage der Datendarstellung und -analyse. Da das Biomod-tool nur in Tirol und Südtirol angewandt wurde (nicht jedoch in Kärnten), wird das Untersuchungsgebiet in der Drau bis zum ersten nicht-passierbaren Querbauwerk in Kärnten verlängert. Abschnittsweise sind auch deutsche Gewässerabschnitte im Untersuchungsraum enthalten (z.B. Vils, Thierseer Ache), nämlich dann, wenn das Gewässer flussauf- und flussab in Österreich verläuft. Da hier jedoch keine Informationen zu hydromorphologischen Beeinträchtigungen vorliegen, müssen die Ergebnisse der betroffenen Habitate mit Vorsicht interpretiert werden.

3.2 Lebensraumdaten

3.2.1 Querbauwerke/ Fragmentierung

In Österreich wurden die Querbauwerke dem NGP (2009) entnommen, wobei eine Klassifizierung in passierbare und nicht-passierbare Querbauwerke enthalten ist.

In Südtirol wurden die Querwerke des Amtes für Wasserschutzbauten (2012) herangezogen. Zuerst wurden alle Querbauwerke im Untersuchungsraum selektiert (953 von insg. 1.477). Von diesen 953 Querbauwerken wiesen 617 (65 %) bereits eine Einstufung hinsichtlich ihrer Passierbarkeit auf (passierbar, teilweise passierbar oder nicht passierbar). Bei den restlichen 336 Querbauwerken war die Passierbarkeit als unbekannt eingestuft. Es wurde daher über den Querbauwerkstyp und die Höhe die Passierbarkeit folgendermaßen eingeschätzt:

Tabelle 2: Abschätzung der Passierbarkeit von Querbauwerken

Code*	Kategorie	Passierbar [Höhe in m]	tlw. passierbar [Höhe in m]	Anzahl
202 – 207	Konsolidierungssperren	≤ 0,3	≤0,6	186
210 – 217	Sohlschwellen/ Rampen/ Furten	≤ 0,6	≤1,0	120
245 – 246	Buhnen	≤ 2,0	-	22
440	Wasserfassung/ Tiroler Wehr	≤ 0,3	≤0,6	2
640 – 651	Bepflanzte Holzkrainerwände	immer	-	6

* Codes von Querbauwerken mit unbekannter Passierbarkeit

In Summe wurden somit 453 Querbauwerke als passierbar, 139 als teilweise passierbar und 361 als nicht-passierbar eingestuft. Letztendlich wurden teilweise passierbare Querbauwerke auch als passierbare Objekte behandelt, da diese aller Voraussicht nach zumindest phasenweise (z. B. bei höheren Wasserständen) für Äschen passierbar sind.

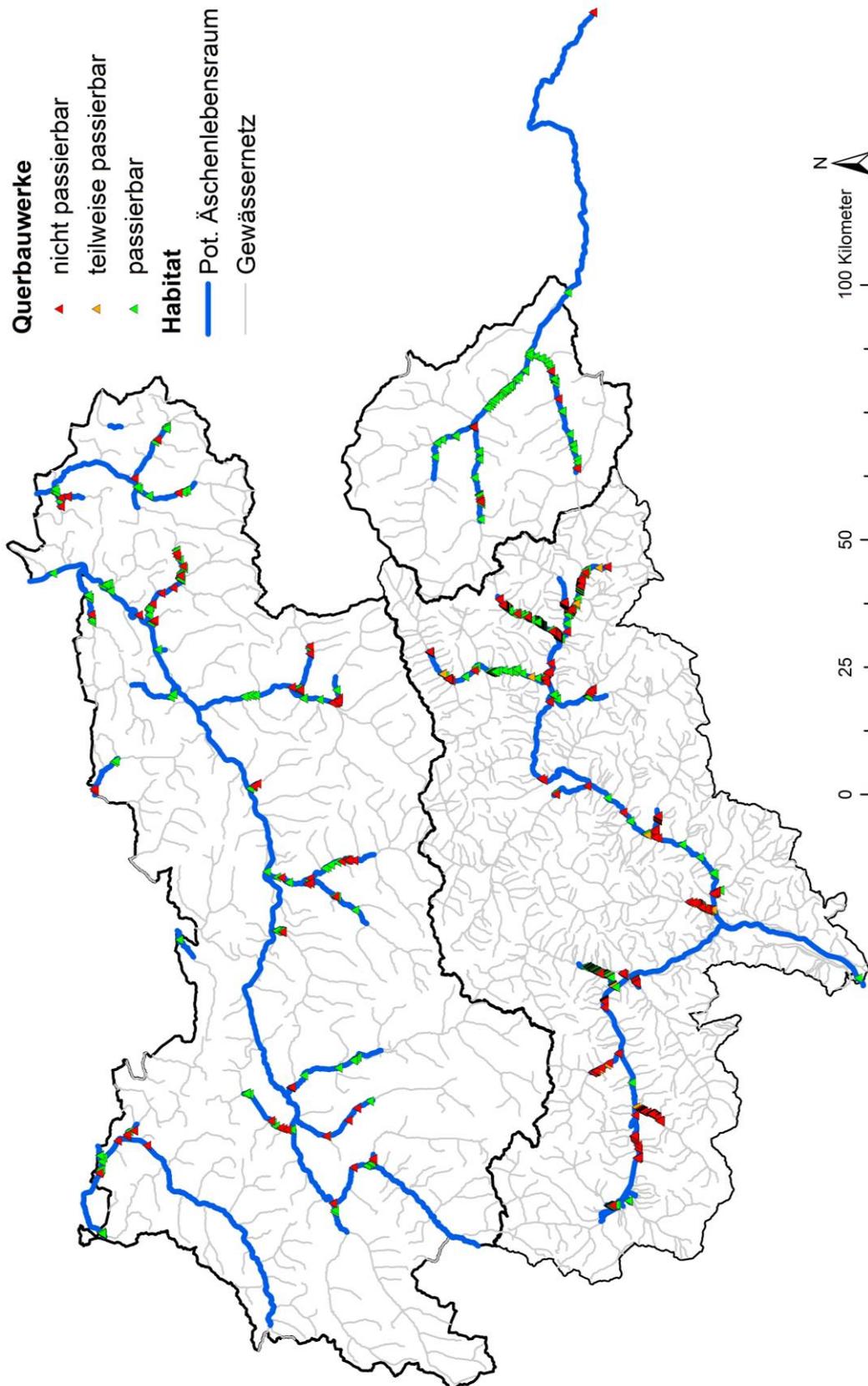


Abbildung 5: Passierbare, teilweise passierbare und nicht-passierbare Querbauwerke im Untersuchungsgebiet

Da die Äschen durch nicht-passierbare Querbauwerke an der Migration in andere Teilabschnitte gehindert werden, wurde das Untersuchungsgebiet in Einzelhabitats unterteilt. Diese werden fortan als **Teillebensräume** bezeichnet und umfassen jeweils das Hauptgewässer sowie alle passierbaren Zubringer bis zum jeweils ersten nicht-passierbaren Querbauwerk.

Tabelle 3: Anzahl und Länge der Teillebensräume in Tirol und Südtirol

Habitats	insg.	Tirol	Südtirol
Anzahl	448	85	363
km	1.152	779	373

Da sehr kurze Teillebensräume für sich schon eine Beeinträchtigung des Lebensraums darstellen, wurde auch die Fragmentierung als Beeinträchtigung in die Analysen mit aufgenommen. Folgende Grenzwerte wurden festgelegt:

Tabelle 4: Fragmentierung (% betroffener Teillebensräume und Fluss-km)

Teillebensraumlänge	Impact Class (IC)	Teillebensräume (%)			Fluss-km (%)		
		Insg.	Tirol	Südtirol	Insg.	Tirol	Südtirol
≥ 6 km	0	8	27	4	84	89	75
3 bis <6 km	1	4	15	2	7	7	9
1 bis <3 km	2	7	15	5	5	3	8
<1 km	3	81	42	90	4	2	8
<6km	1-3	92	72	97	16	12	15

Teillebensräume (zwischen zwei unüberwindbaren Wanderungshindernissen) von unter 1 km Länge bieten keinesfalls ausreichend Lebensraum, um eine Äschenpopulation zu beherbergen und erhalten so die schlechteste Bewertung (Impact Class 3). Die weiteren Klassen wurden durch Experteneinschätzung bzw. den Vergleich mit der Situation in anderen österreichischen Äschengewässern festgelegt. Durchgängige Teillebensräume mit Längen ≥6 km sollten der Äsche jedenfalls ausreichend Lebensraum bieten, um den Fortbestand einer funktionsfähigen Population (>100 Adulttiere) zu ermöglichen, dies erhalten den Impact Code 0 (keine Beeinträchtigung).

Abbildung 6 zeigt die Verteilung der gering bis hoch fragmentierten Strecken. Wie bereits aus der Tabelle hervorgeht, handelt es sich zwar um eine Vielzahl an von Fragmentierung betroffenen Teillebensräumen (92 %), die jedoch nur 16 % der bearbeiteten Fließgewässerslänge betreffen.

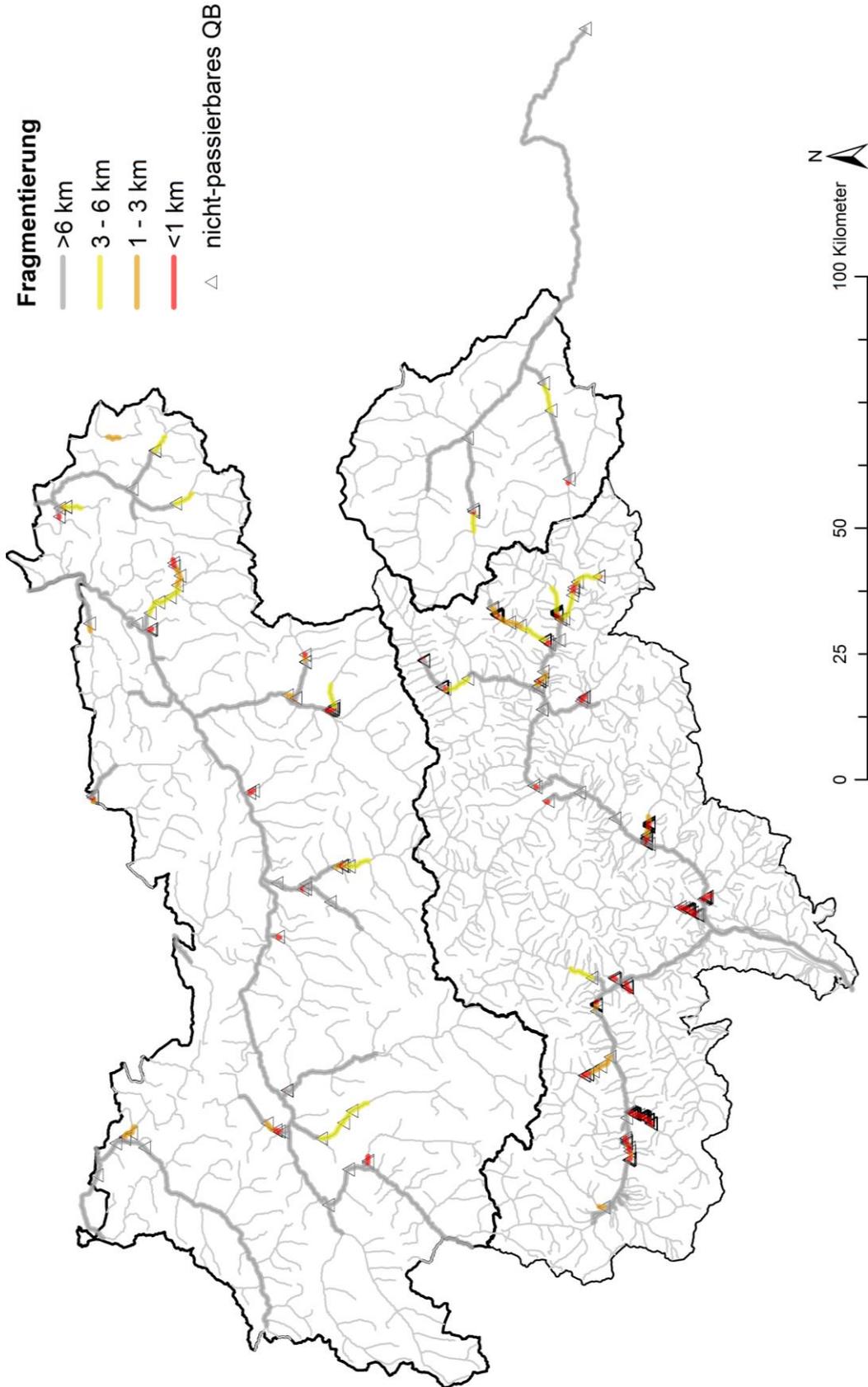


Abbildung 6: Fragmentierung (Lage und Verteilung der fragmentierten Teillebensräume(d.h. <6 km Länge))

3.2.2 Restwasser

In Tirol wurden die Restwasserstrecken aus dem NGP 2009 übernommen. Die Restwassermengen wurden auf Basis des Tiroler Wasserinformationssystems ermittelt. In Südtirol wurden sowohl Restwasserstrecken, verursacht durch Bewässerungen (Stand 2005), als auch aufgrund energiewirtschaftlicher Nutzung (Stand 2009) berücksichtigt. Die entsprechenden Restwassermengen stammen aus Exceldateien, die vom Amt für Stromversorgung zur Verfügung gestellt wurden (Elenco_D.xls, Elenco_GD_GS.xls), sowie aus Literaturquellen (impaginator_iroelettriche.pdf). Allgemein wurden Strecken, für die keine Restwasservorschreibungen vorhanden waren, der Gruppe „< 500 l/s“ zugeteilt.

Obwohl die Beurteilung der Restwassermenge stark von der jeweiligen Strecke und deren Eigenschaften (z. B. Mittelwasserdurchfluss, Gewässermorphologie) abhängt, wurden die Grenzwerte, mangels detaillierter Daten, pauschal festgelegt (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Restwasser (% betroffener Teillebensräume und Fluss-km)

Restwasser	Impact Class (IC)	% Teillebensraum*			% Fluss-km		
		Insg.	Tirol	Südtirol	Insg.	Tirol	Südtirol
Keine Entnahme	0	9	22	6	73	79	60
≥ 1.000 l/s	1	13	7	15	10	7	19
500 bis < 1.000 l/s	2	22	5	26	3	2	4
< 500 l/s	3	60	72	57	14	12	17
durch Restwasser beeinträchtigt	1-3	91	78	94	27	21	40

(*ein Teillebensraum kann von mehreren Restwasserstrecken unterschiedlicher Intensität beeinträchtigt sein)

Die Abgrenzung der einzelnen Klassen (Impact Class 1-3) erfolgte wiederum durch Experteneinschätzung. Die untere Schranke (IC 3) wird vergeben, wenn die Restwassermenge unter 500 l/s liegt. Basis dafür ist, dass es gemäß Fischdatenbank des IHG (BOKU) in Österreich kein Gewässer gibt, das bei einem Niederwasserabfluss <500 l/s. einen sich selbst erhaltenden Äschenbestand aufweist. Eine Restwasserdotation von mehr als 1.000 l/s (IC 1) genügt aber gemäß Zeiringer et al. (2010) zu Erhalt einer stabilen Äschenpopulation in der Ybbs, wo sich vor einer entsprechenden Anpassung der Restwassermengen auch bei Abflüssen zwischen 500 und 1.000 l/s (entspricht IC 2) eine, wenn auch eingeschränkt funktionsfähige Population halten könnte. Nachdem die Restwassersituation eng an die morphologische Ausprägung und die Dimension des Gewässers gekoppelt ist, sind, wie bei der Fragmentierung, die Klassengrenzen als Richtwerte anzusehen und Über- bzw. Unterschätzungen des Einflusses möglich. Wie bereits aus der Tabelle hervorgeht, handelt es sich zwar um eine Vielzahl an von Restwasser betroffenen Teillebensräumen (91 %), die jedoch nur 27 % der bearbeiteten Fließgewässerlänge betreffen.

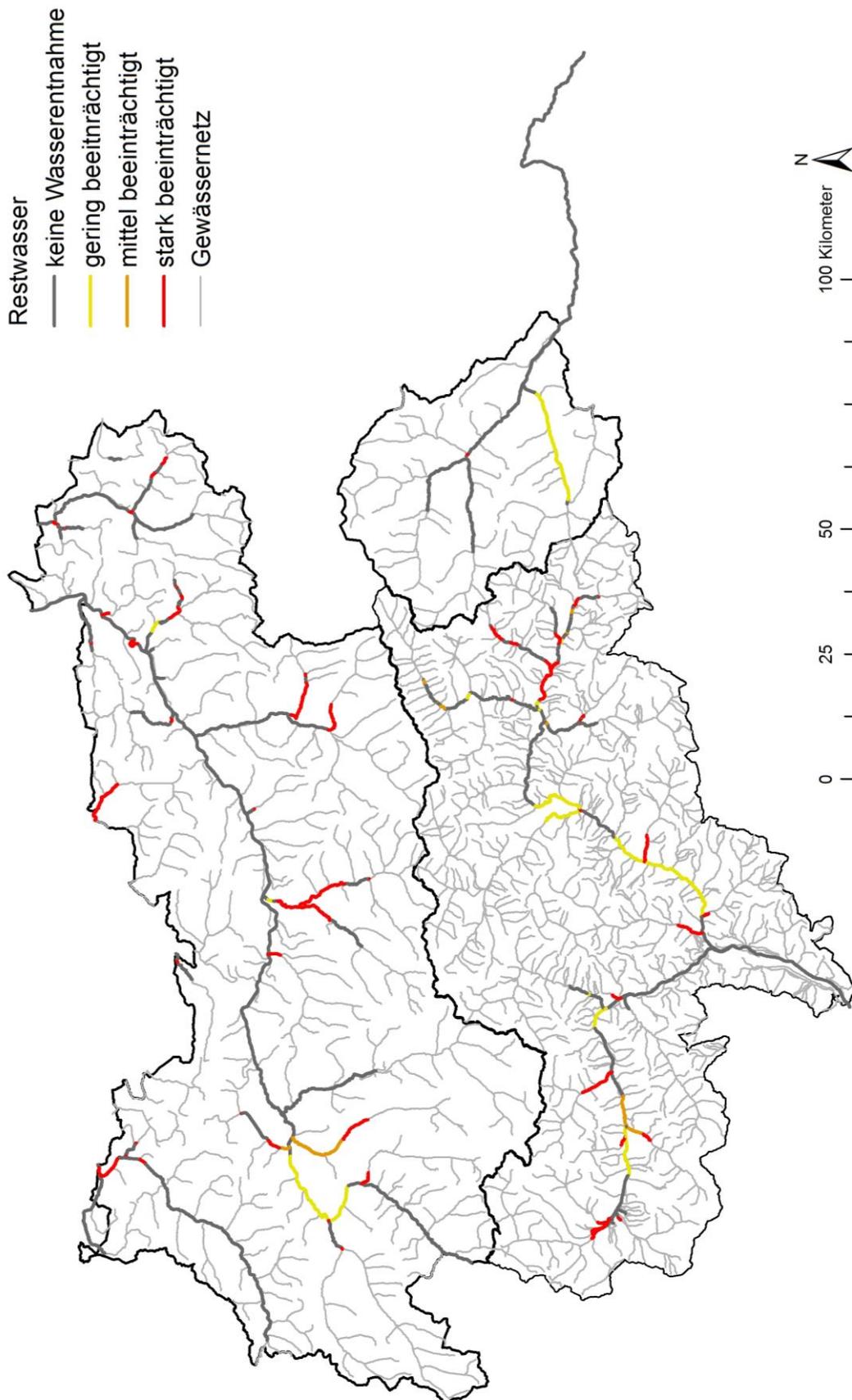


Abbildung 7: Restwasser (Lage und Verteilung der beeinträchtigten Strecken)

3.2.3 Schwall

Bei der Beeinträchtigung Schwall ist die Datenlage in Südtirol und Tirol sehr unterschiedlich. In Tirol wurden die Schwallstrecken des NGPs übernommen. Die Beurteilung der Schwallintensität basiert auf der Risikoeinstufung von Schmutz et al. (2013). Laut dieser Studie besteht kein Risiko für Fischpopulationen, wenn der sogenannte Schwankungsindex den Grenzwert 15 nicht übersteigt. Der Schwankungsindex ist die Anzahl potentiell gefährlicher Wellen bei Nacht (das sind Wellen mit einer höheren Geschwindigkeit als regelmäßig vorkommende schnelle natürliche Wellen) multipliziert mit dem Sunk-Schwall-Verhältnis dieser Wellen. Wird der Schwankungsindex jedoch überschritten ist in morphologisch natürlichen Gewässern mit eine Reduktion des FIA um eine Kategorie (mittleres Risiko) zu rechnen und in stark regulierten Gewässern um zwei Kategorien (hohes Risiko). Bei Schwallstrecken ohne Pegelmessungen konnte das Risiko nicht definiert werden. Im Rahmen vorliegender Studie wurden diese Strecken als mittel beeinträchtigt (d.h. leichtes Risiko) betrachtet. In der Sanna wurde laut Schmutz et al. (2013) zwar nur ein geringes Risiko ermittelt, die Schwallstrecke wurde jedoch aufgrund von Experteneinschätzungen trotzdem mit einem mittleren Risiko bewertet. In Südtirol wurde das Risiko nur anhand der Schwall-Sunk-Verhältnisse beurteilt und die Strecken in 4 Gruppen (<1:2, 1:2 - <1:4, 1:4 – 1:10, > 1:10) unterteilt. Für die Einstufung der Beeinträchtigung wurden die letzten beiden Gruppen zusammengefasst und als „>1:4“ ausgewiesen (IC 3).

Tabelle 6: Schwall (% betroffener Teillebensräume und Fluss-km)

Schwallrisiko (Tirol)	Sunk : Schwall (Südtirol)	Impact Class (IC)	% Teillebensraum*			% Fluss-km		
			Insg.	Tirol	Südtirol	Insg.	Tirol	Südtirol
Kein	Kein Schwall	0	92	84	94	64	66	60
gering	<1:2	1	1	2	1	1	0	4
mittel/unbekannt	1:2 – 1:4	2	5	12	4	29	27	31
hoch	>1:4	3	3	6	2	6	7	4
durch Schwall beeinträchtigt		Summe 1-3	8	16	6	36	34	40

(*ein Teillebensraum kann von mehreren Schwallstrecken unterschiedlicher Intensität beeinträchtigt sein)

Die Schwallstrecken befinden sich hauptsächlich in Hauptgewässern (Inn, Etsch, Drau) sowie größeren Zubringern. Da diese Gewässerabschnitte nicht so stark fragmentiert sind, ist nur ein geringer Anteil der Teillebensräume (8 %) durch Schwall beeinträchtigt, während es in Bezug auf die Länge aber 36 % sind.

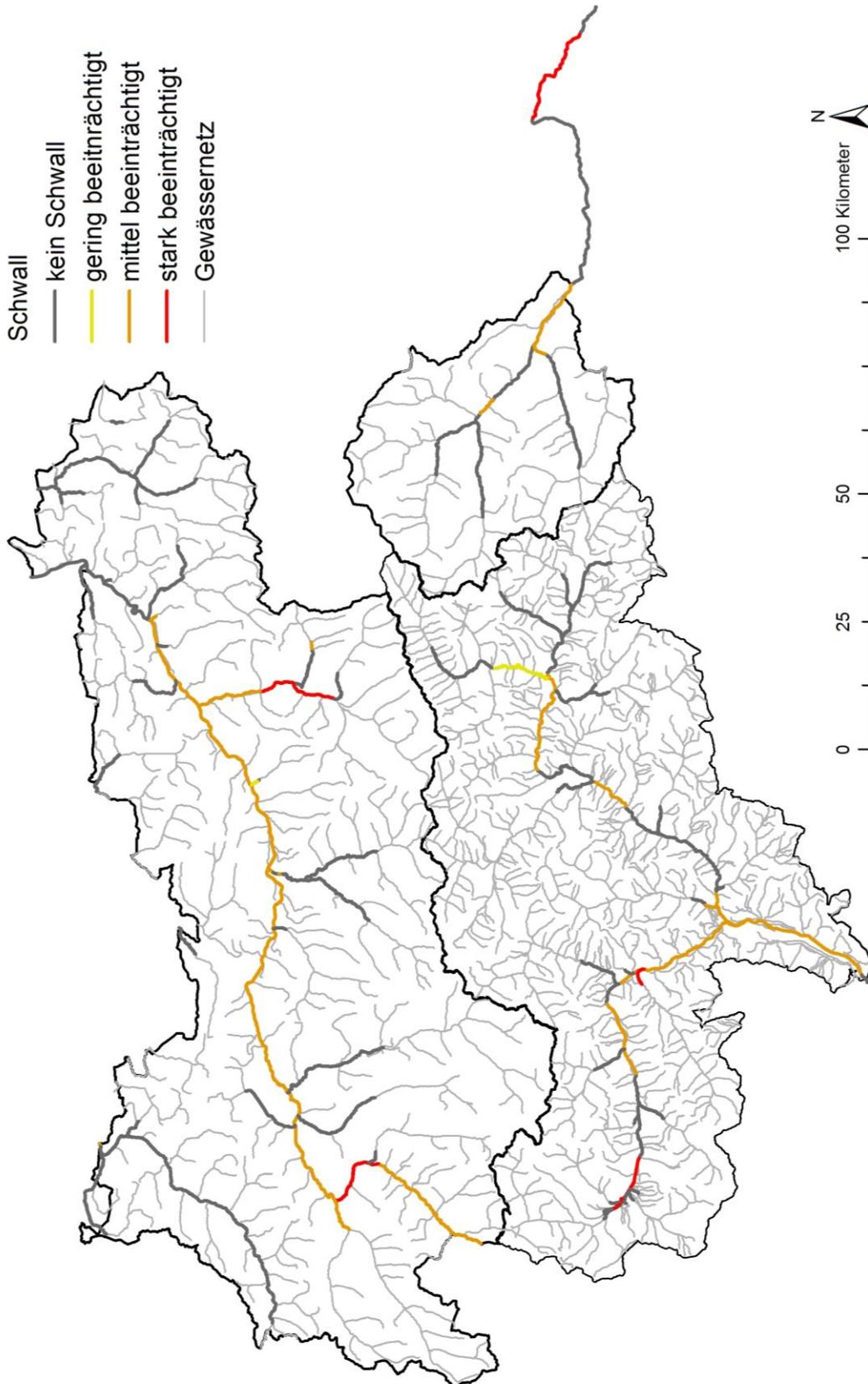


Abbildung 8: Schwall (Lage und Verteilung der beeinträchtigten Strecken)

3.2.4 Stau

Auch bei den Staustrecken wurden in Tirol die NGP-Daten herangezogen. Im Unterschied zu Tirol sind in Südtirol keine Daten zu Staustrecken vorhanden. Hier wurde lediglich die Lage von Stauseen verortet. Wie jedoch in Tirol ersichtlich ist, spielen die Staustrecken zwar eher eine untergeordnete Rolle (nur 5 % der Tiroler Gewässer beeinträchtigt), da aufgestaute Strecken jedoch kein geeignetes Habitat für Äschen bieten, werden diese Strecken als stark beeinträchtigt bewertet. Es werden also nur die ICs 0 und 3 vergeben.

Tabelle 7: Stau (% betroffener Teillebensräume und Fluss-km)

Stau	Impact Class (IC)	% Teillebensraum			% Fluss-km		
		Insg.	Tirol	Südtirol	Insg.	Tirol	Südtirol
Kein Stau	0	98	91	99	96	95	99
Stau	3	2	9	1	4	5	1

Unberücksichtigt bleibt in diesem Zusammenhang jedoch der Einfluss von Stauraumspülungen. Diese können zu massiven Beeinträchtigungen bzw. Verlust ganzer Jahrgänge führen. Die Managementkonzepte sollten jedenfalls ein geeignetes Spülmanagement berücksichtigen.

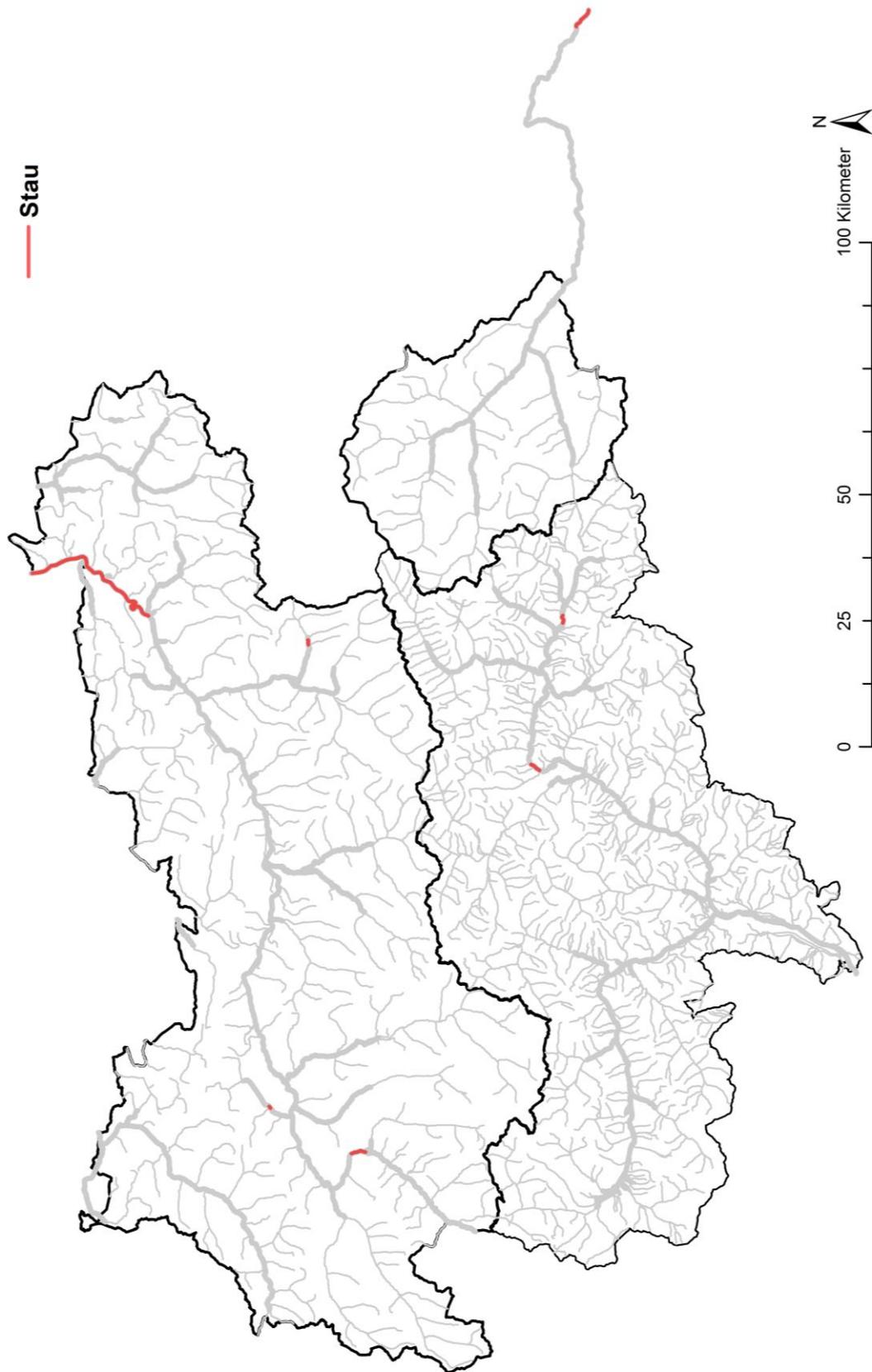


Abbildung 9: Stau (Lage und Verteilung der beeinträchtigten Strecken)

3.2.5 Morphologie

Der morphologische Zustand in Tirol bewertet die Ufer- und Sohldynamik von 500m-Abschnitten und wurde entsprechend der Einstufung des NGP übernommen. Auch in Südtirol existiert eine morphologische Streckenbewertung, die auf einem Vergleich des Ist- und Soll-Zustands von 14 Parametern (siehe Anhang) basiert und Werte zwischen 0 (keine Beeinträchtigung) und 20 (stark beeinträchtigt) einnehmen kann. Die Ergebnisse wurden in fünf Kategorien gruppiert, um sie mit der österreichischen Bewertung vergleichbar zu machen. Bei 3 % der Teillebensräume (11 % der Länge) existiert keine Einstufung hinsichtlich der morphologischen Gegebenheiten. Betroffen sind hier v. a. die Teillebensräume Haselbach_1 (100 %, unbekannte Ursache), Inn_1 (82 %, Staustrecke im Inn), Vils_1 (75 %, deutscher Abschnitt) und Etsch_1 (55 %, unbekannte Ursache). Bei den restlichen Teillebensräumen weisen mehr als 50 % der Länge ein morphologisches Defizit auf. Waren keine morphologischen Daten vorhanden, wird die Strecke als morphologisch unbeeinträchtigt betrachtet. Dies sollte bei den betroffenen Teillebensräumen berücksichtigt werden. In Tirol gelten lediglich 14 % in Südtirol sogar nur 2 % als morphologisch unbeeinträchtigt. Circa zwei Drittel der Gesamtlänge sind stark beeinträchtigt (30 % in Tirol, 47 % in Südtirol).

Tabelle 8: Morphologie (% betroffener Habitate und Fluss-km)

Morph. Zustand (T)	Morph. Bewertung (ST)	Code	% Teillebensraum*			% Fluss-km		
			Insg.	Tirol	Südtirol	Insg.	Tirol	Südtirol
keine Einstufung	keine Einstufung	-1	3	12	1	11	9	16
sehr gut	17-20	0	9	39	2	10	14	2
gut	12-16	1	20	61	10	22	27	13
befriedigend	8-11	2	48	65	44	21	20	22
unbefriedigend/ schlecht	0-7	3	59	51	61	35	30	47

(*ein Teillebensraum kann Abschnitte unterschiedlicher Morphologie aufweisen)

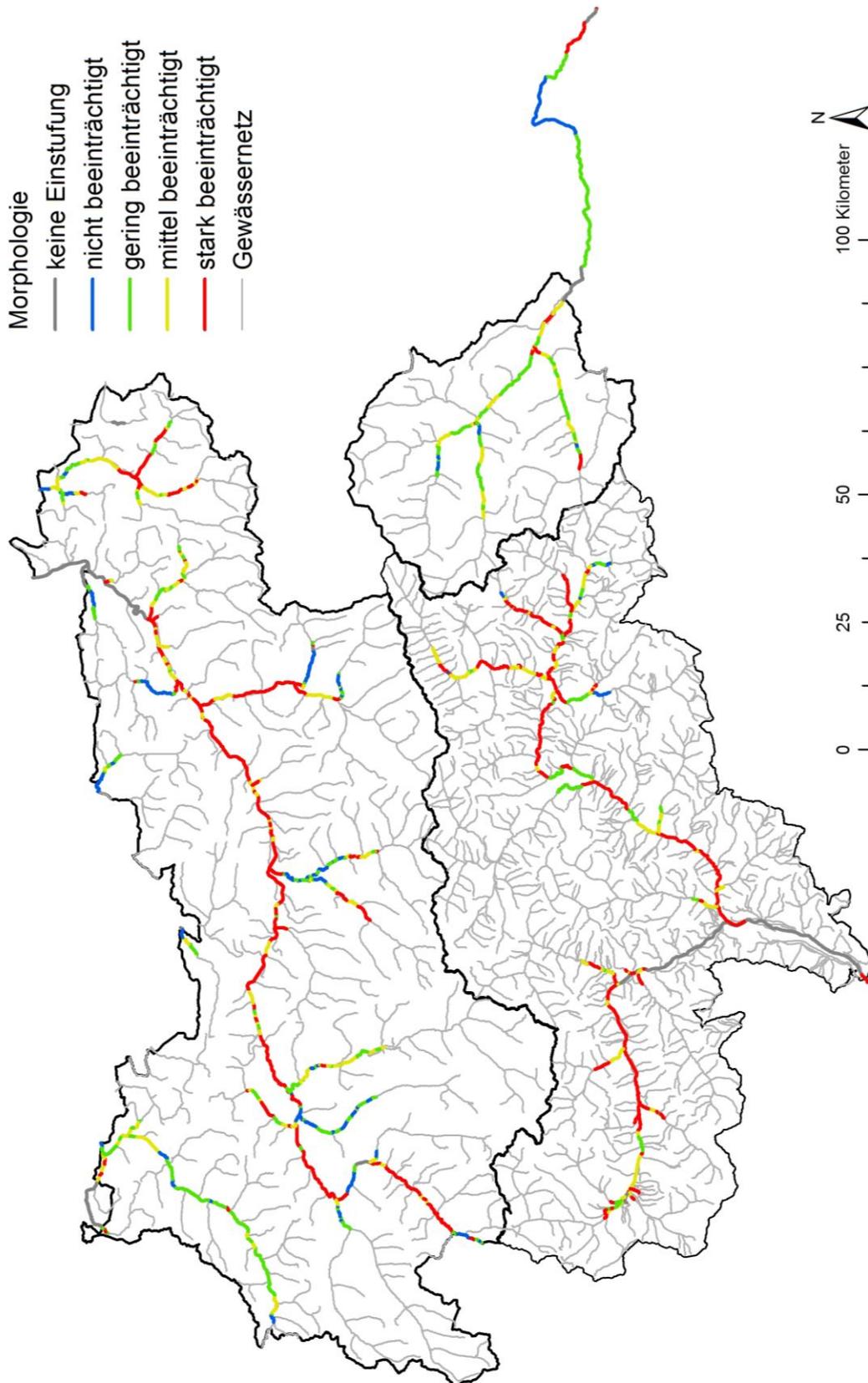


Abbildung 10: Morphologie (Lage und Verteilung der beeinträchtigten Strecken)

3.3 Biologische Daten

Der Ökologische Zustand eines Gewässers wird anhand der im Wasser lebenden Organismen ermittelt. Entsprechend der EU Wasserrahmenrichtlinie sowie nationalen Verordnungen (z. B. in Österreich die Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV), VO des BMLFUW VII 1/Nationale Wasserwirtschaft, 479/2006 i.d.g.F.), werden hierfür biologische Qualitätskomponenten (d.h. Fische, Phytoplankton, Makrozoobenthos und Makrophyten) herangezogen.

In Österreich wird der fischökologische Zustand anhand des Fisch Index Austria (FIA) gemessen, der den Unterschied zwischen Ist-Zustand und Soll-Zustand (entsprechend dem fischökologischem Leitbild) misst. Das „Amt der Tiroler Landesregierung, Sachgebiet Schutzwasserwirtschaft und Gewässerökologie“ verwaltet alle Berichte zum fischökologischen Status in Tirol. Diese beinhalten neben Details zur Probenahme (z. B. Art der Befischung, Länge und Lage der Strecke) auch detaillierte Ergebnisse der Befischung (z. B. Längenfrequenzdiagrammen je Art, Biomasse und Abundanz je ha, Vergleich mit Leitbildkatalog), die für die Berechnung des FIA benötigt werden. Da diese Erhebungen nicht alle Gewässerstrecken in Tirol abdecken, wurden zusätzlich Befischungsergebnisse anderer Studien (Schmutz et al. 2013, Spindler et al. 2002, sonstige Studien des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanagement seit 1988) in Tirol berücksichtigt und an den Gewässern Inn, Lech und Gurglbach die Fischbestände erhoben (siehe Anhang, Kapitel 8.4).

In Südtirol wurden neben Befischungsberichten auch Besatzmaßnahmen in den einzelnen Revieren dokumentiert. Die Befischungen wurden vom Amt für Jagd und Fischerei durchgeführt. Der Südtiroler Landesfischereiverband verwaltet die Besatz- und Fangstatistiken. Die Daten sind in Südtirol relativ aktuell (seit 2006), jedoch wurde die Befischungsstrecke meist nur verbal abgegrenzt (d.h. nicht anhand von GPS-Koordinaten) weshalb eine genaue Verortung ohne Kenntnis des jeweiligen Gewässers mit Schwierigkeiten verbunden ist. Die Ergebnisse wurden daher auf eine Managementeinheit übertragen, in der die Befischung durchgeführt wurde. Im Fall von mehreren verbundenen (d.h. nicht von Kontinuumsunterbrechungen getrennten) Managementeinheiten wurden die Informationen maximal bis zur nächsten Managementeinheit übertragen (falls hier nicht ebenfalls Befischungsdaten vorlagen). Im Fall von nicht-passierbaren Querbauwerken wurde die Verortung mit der Kontinuumsunterbrechung begrenzt. Managementeinheiten die daraufhin noch keine Fischdaten aufwiesen wurden auf Basis mündlicher Informationen der Bewirtschafter qualitativ bewertet.

Bewertung des Populationszustands

Die natürliche Reproduktion ist ein wichtiger Indikator für die Bewertung von Äschenbeständen. Der Nachweis aller Altersklassen, sowie deren ausgewogene Verteilung (d.h. Jungfische dominieren) sind daher wichtig für die Bewertung von Populationen. Zudem kann die Biomasse und Individuendichte je Hektar wichtige Zusatzinformationen liefern. Die Populationsstruktur wird folgendermaßen bewertet:

Sehr gut	Alle Altersklassen sind vorhanden, Jungfische dominieren
Gut	Alle Altersklassen sind vorhanden
Mäßig	Nur einzelnen Individuen je Altersklasse bzw. Fehlen einzelner Klassen
Unbefriedigend	Einzelne Individuen, fehlender Jungfischbestand
Schlecht	Keine Äschen nachgewiesen

Ausgehend von dieser Bewertung in den beiden Ländern wurde folgendermaßen bei der Bewertung des Populationszustands vorgegangen. In Tirol wird im Metarhithral die Bewertung der Populationsstruktur herangezogen. Im Hyporhithral ist dies nur der Fall, wenn die Biomasse >20 kg/ha ist. Ansonsten wird bestenfalls der mäßige Zustand ausgewiesen. Auch in Südtirol wird grundsätzlich die Bewertung des Populationsaufbaus herangezogen. Wurden jedoch im Hyporhithral weniger als drei Individuen oder im Metarhithral weniger als ein Individuum auf einer Länge von 100 m gefangen, wird der Gesamtbestand maximal mit mäßig bewertet.

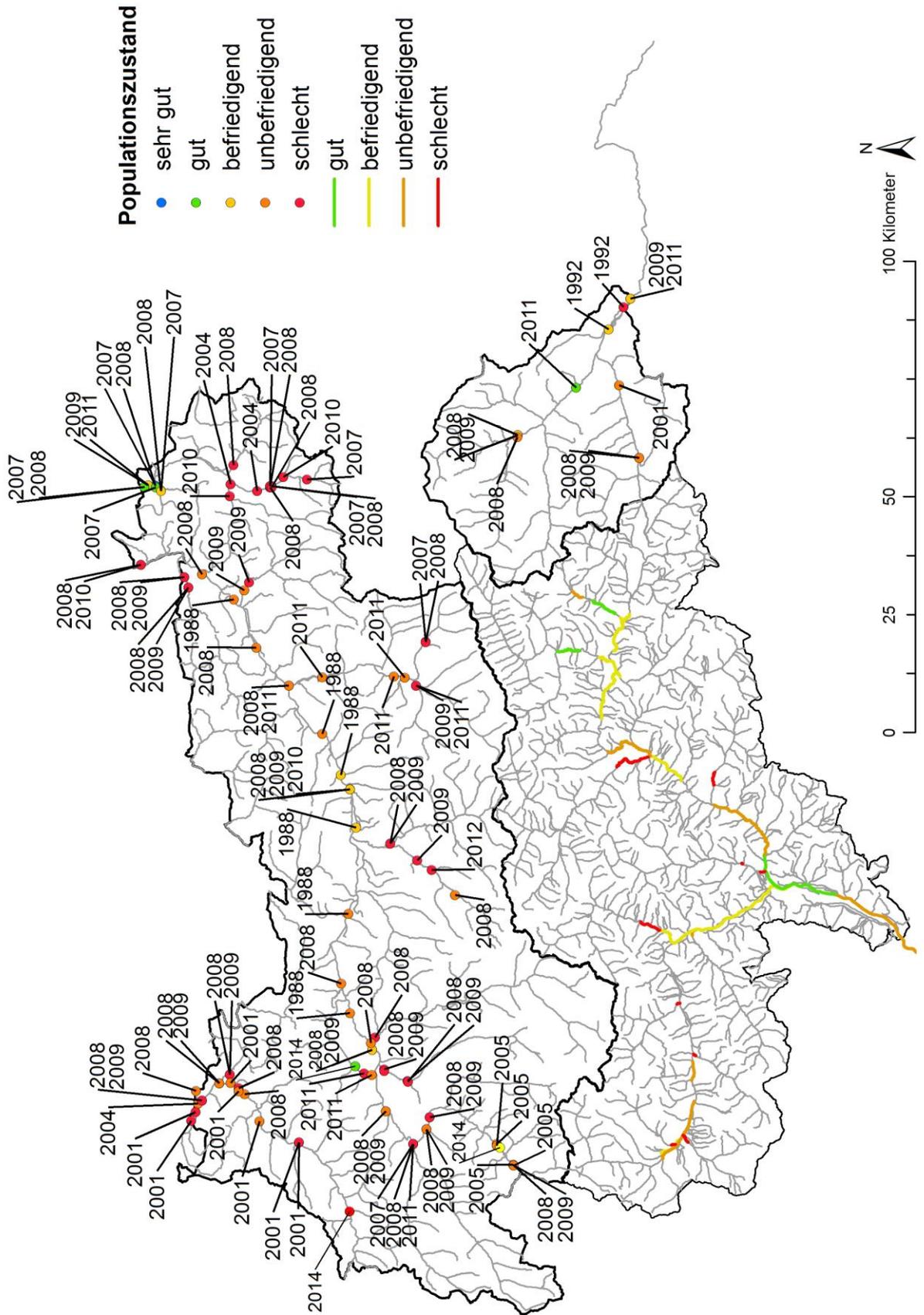


Abbildung 11: Populationsstatus in Tirol (inkl. Befischungsjahre) und Südtirol

4 Datenverschneidung und Herangehensweise zur Beurteilung der Teillebensräume

Für die Analyse mussten die Daten miteinander verschnitten werden. Da v. a. in Südtirol teilweise unterschiedliche Gewässernetze (d.h. mit unterschiedlicher Geometrie) verwendet wurden, mussten die Daten erst auf ein einheitliches Gewässernetz übertragen werden.

4.1 Einzelne Schritte

Die folgenden Kapitel erklären die Datenverarbeitung. Die einzelnen Schritte werden zudem an einem Beispielhabitat (Gerlosbach_6) veranschaulicht.

4.1.1 Segmenteinteilung

Durch die Verschneidung der einzelnen Eingriffsparameter wurden die Teillebensräume weitere in Segmente mit gleichen Beeinträchtigungen unterteilt. Somit wechselt ein Segment das Andere ab, sobald zumindest ein Eingriffsparameter seine Ausprägung ändert. Im Falle eines nicht-passierbaren Querbauwerks beginnt ein neuer Teillebensraum. Der Beispiel-Teillebensraum Gerlosbach_6 ist daher in zwei Segmente unterteilt (Tabelle 10).

4.1.2 Informationen je Segment

Die Informationen je Segment sind in folgender Tabelle zusammengefasst. Je Beeinträchtigung wurde eine so genannte Impact Class (IC) zugewiesen, die ausdrückt, wie stark die jeweilige Beeinträchtigung ausgeprägt ist.

Tabelle 9: Informationen je Segment

Fragmentierung	Restwasser	Schwall		Stau	Morphologie		Impact Class (IC)
		T	ST		T	ST	
≥6 km	Nein	nein	nein	nein	1	17-20	→ 0
3 bis < 6 km	>1000 l/s	gering	<1:2		2	12-16	→ 1
1 bis < 3 km	500-1000 l/s	mittel	1:2 – 1:4		3	8-11	→ 2
< 1 km	<500 l/s	hoch	>1:4	ja	4-5	0-7	→ 3

Tabelle 10: ICs je Beeinträchtigung für die zwei Segmente des Teillebensraums Gerlosbach_6

Gerlosbach_6	Fragmentierung	Restwasser	Schwall	Stau	Morphologie
Segment 1	3	0	2	0	1
Segment 2	3	3	2	0	1

Der Teillebensraum Gerlosbach_6 besteht aus zwei Segmenten. Beide Segmente gemeinsam weisen eine Länge von 115 m auf, daher gilt der Teillebensraum als stark fragmentiert (IC = 3). Zudem weisen beide Segmente eine mittlere Schwallbeeinträchtigung (IC = 2) und leichte morphologische Beeinträchtigungen (IC = 1) auf. Eines der beiden Segmente stellt zudem eine stark beeinträchtigte Restwasserstrecke dar (IC = 3).

4.1.3 Pressure Code je Segment

Neben den Einzelinformationen je Beeinträchtigung wird auch ermittelt, wie viele starke (IC = 3), mittlere (IC = 2) und leichte (IC = 1) Beeinträchtigungen je Segment gegeben sind.

Tabelle 11: Anzahl von starken, mittleren und leichten Beeinträchtigungen

I_{max}	IC der stärksten Beeinträchtigung	0-3
N_{I3}	Anzahl von starken Beeinträchtigungen	0-3
N_{I2}	Anzahl von mittleren Beeinträchtigungen	0-3
N_{I1}	Anzahl von leichten Beeinträchtigungen	0-3

Insgesamt weisen 53 % der Gewässerlänge eine starke Beeinträchtigung auf. Dabei sind 44 % durch eine, 8 % durch zwei und 1 % durch drei starke Beeinträchtigungen betroffen. Bei weiteren 25 % besteht zumindest eine mittlere und bei 16 % eine leichte Beeinträchtigung. Nur 6 % gelten als unbeeinträchtigt.

Tabelle 12: Bilanzierung (Länge und Anteile) der starken, mittleren und leichten Beeinträchtigungen in Tirol und Südtirol

	Länge [km]				Anteile [%]			
	0	1	2	3	0	1	2	3
Stärkste Beeinträchtigung (I_{max})								
Südtirol	7	36	105	226	2	10	28	61
Tirol	66	146	183	385	8	19	23	49
Insg.	73	181	287	611	6	16	25	53
Anzahl starke Beeinträchtigungen (N_{I3})								
Südtirol	147	174	42	11	39	47	11	3
Tirol	394	338	45	2	51	43	6	0
Insg.	541	511	87	13	47	44	8	1
Anzahl mittlere Beeinträchtigungen (N_{I2})								
Südtirol	151	200	22	0	41	54	6	0
Tirol	418	311	51	0	54	40	6	0
Insg.	569	511	73	0	49	44	6	0
Anzahl leichte Beeinträchtigungen (N_{I1})								
Südtirol	237	107	29	0	63	29	8	0
Tirol	502	243	29	5	64	31	4	1
Insg.	738	351	58	5	64	30	5	0

Zur Berücksichtigung von Mehrfachbelastungen wird mit der folgenden Formel ein Pressure Code je Segment ($PC_{Segment}$) errechnet:

$$PC_{Segment} = 1000 I_{max} + 100 N_{I3} + 10 N_{I2} + N_{I1}$$

In unserem Gerlosbach-Beispiel weist das erste Segment eine starke, eine mittlere und eine leichte Beeinträchtigung auf (Tab. 10). Das zweite Segment unterscheidet sich nur dadurch vom ersten, dass es noch eine weitere starke Beeinträchtigung ($N_{I3} = 2$) aufweist. Die stärkste Beeinträchtigung weist in beiden Fällen einen IC von 3 auf (durch die starke Fragmentierung bzw. auch die geringe Restwassermenge im Segment 2). Das Segment 1 erhält also einen Pressure Code von 3111, das zweite einen PC von 3211. Dieser 4-stellige Code informiert lediglich über die Intensität der Beeinträchtigungen im Segment, erlaubt jedoch keine Rückschlüsse mehr auf den Beeinträchtigungstyp (z. B. Restwasser oder Schwall).

4.1.4 Pressure Index je Segment

Die Codes werden wiederum in einen 5-stufigen Pressure Index (PI) übergeführt, um eine Darstellung in fünf Zustandsklassen zu ermöglichen. Morphologische Beeinträchtigungen wurden dabei gesondert bewertet, da hier davon auszugehen ist, dass zumindest noch punktuell geeignete Habitate vorzufinden sind (siehe Tabelle 13):

Tabelle 13: Umwandlung der Pressure Codes (PC) in den Pressure Index (PI)

PC _{Segment}	PC _{Segment} (wenn I _{max} = 3 nur aufgrund von Morphologie)	PI
0		1
1001-1002		2
1003-2011	3100	3
2012-2030	3101-3110	4
>2031	>3110	5

Da in unserem Beispiel nicht morphologische Beeinträchtigungen sondern die Fragmentierung für I_{max} = 3 verantwortlich sind, wird die linke Spalte herangezogen. Da beide Segmente einen PC > 2031 aufweisen erreichen sie nur einen PI von 5.

In Tabelle 14 und Abbildung 12 sind die Längen und Anteile je PI dargestellt. Abbildung 13 zeigt außerdem die räumliche Verteilung in Tirol und Südtirol.

Tabelle 14: Bilanzierung (Länge und Anteile) des Pressure Index in Tirol und Südtirol

Pressure Index	Länge [km]					Anteile [%]				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Südtirol	7	36	112	127	92	2	10	30	34	25
Tirol	66	141	176	208	189	8	18	23	27	24
Insg.	73	176	287	336	281	6	15	25	29	24



Abbildung 12: Länge des Pressure Index in Tirol und Südtirol

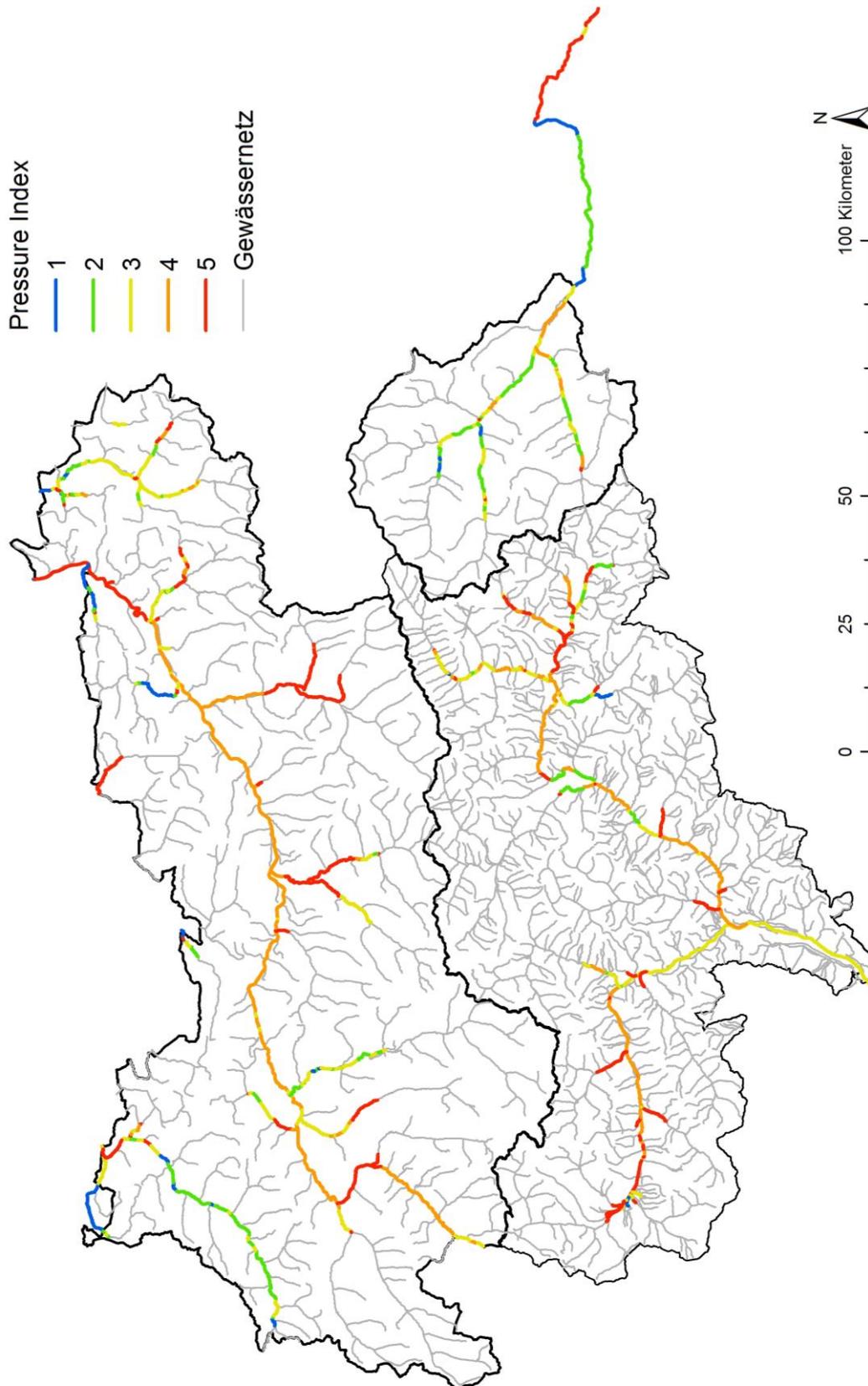


Abbildung 13: Pressure Index (basierend auf Einzelsegmenten)

4.1.5 Pressure Index je Teillebensraum (HPI)

Der PI je Segment wurden anschließend noch in einen Habitat Pressure Index (HPI) für den gesamten Teillebensraum übergeführt, wobei die einzelnen Bewertungen (PI₁₋₅) längengewichtet in die Berechnung einfließen. L_{PIx} entspricht der Länge je HPI-Klasse und L_{ΣPI1-5} der Gesamtlänge des Teillebensraums.

$$HPI = \frac{L_{PI1} + L_{PI2} * 2 + L_{PI3} * 3 + L_{PI4} * 4 + L_{PI5} * 5}{L_{\Sigma PI1-5}}$$

Da in unserem Fall beide Segmente den gleichen PI aufweisen, erlangt auch der Teillebensraum nur einen HPI von 5. Die HPIs wurden auch für die einzelnen Gewässer in einem Teillebensraum berechnet, um bei der Beschreibung eine Differenzierung zu ermöglichen. In den Karten wird jedoch immer nur der HPI ganzer Teillebensräume dargestellt.

Tabelle 15: Bilanzierung des HPI in Tirol und Südtirol

Habitat Pressure Index	1,0-1,5		1,5-2,5		2,5-3,5		3,5-4,5		4,5-5,0	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
Südtirol			13	4	192	51	107	29	61	16
Tirol	16	2	89	11	274	35	324	42	77	10
Insg.	16	1	102	9	466	40	431	37	138	12

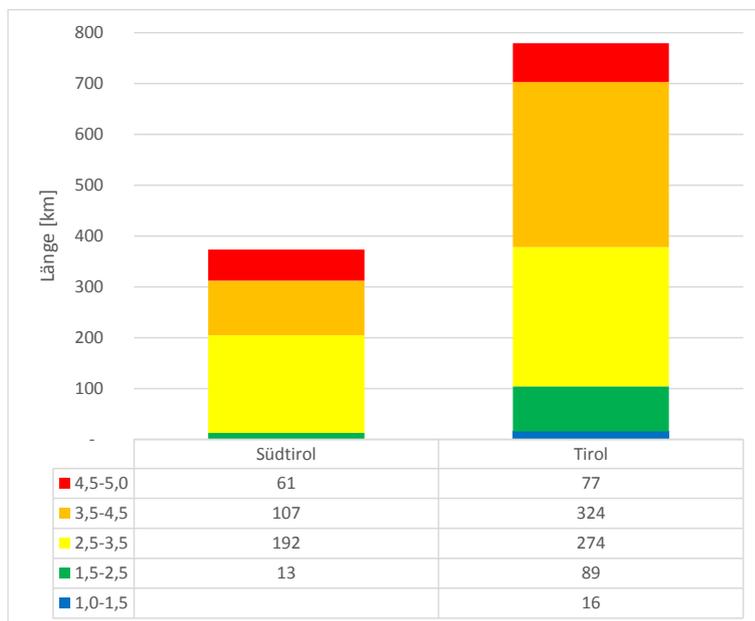


Abbildung 14: Länge des Habitat Pressure Index in Tirol und Südtirol

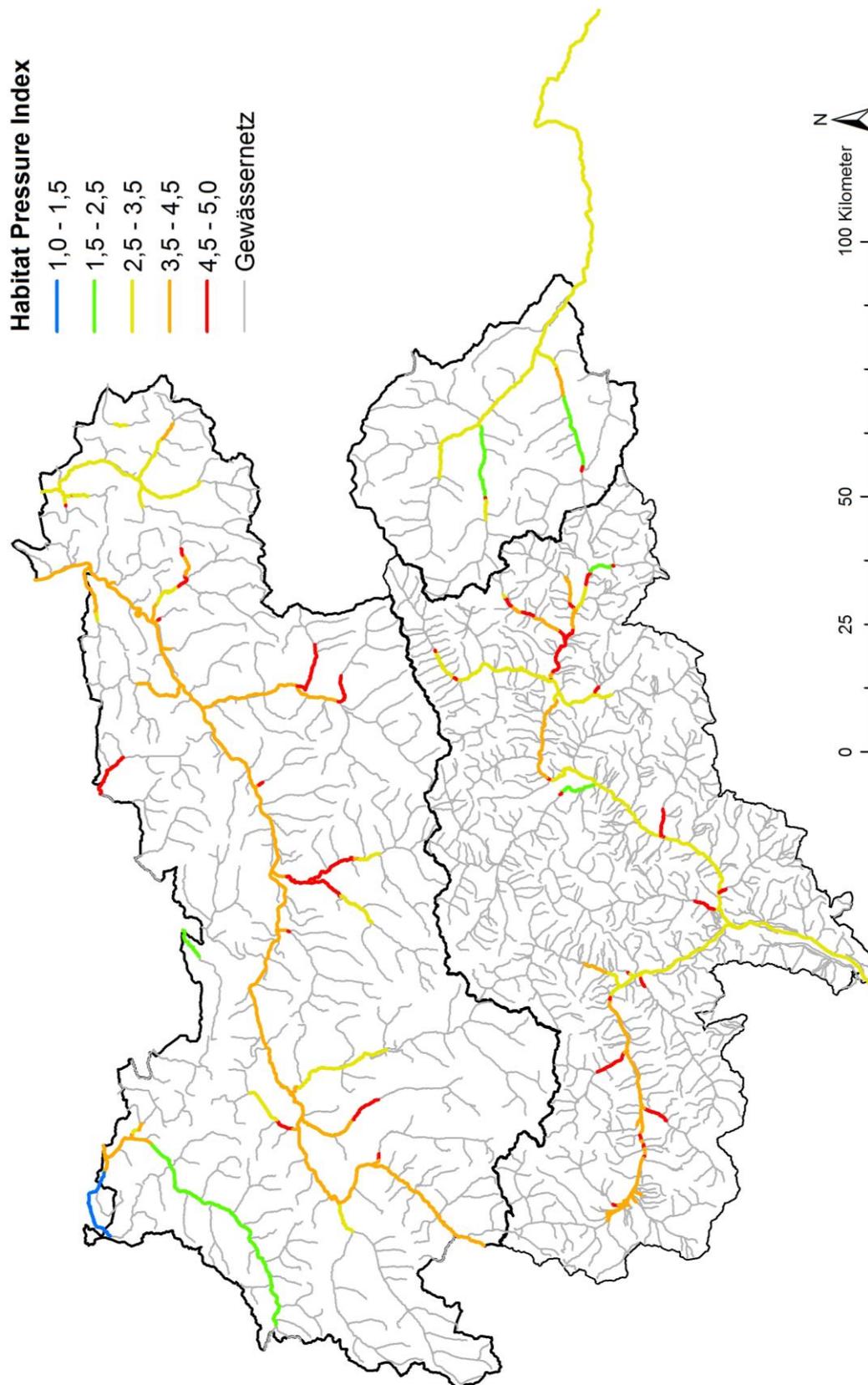


Abbildung 15: Habitat Pressure Index der Teillebensräume

5 Ergebnisse der Verschneidung von Lebensraumanalysen und Fischbestandsdaten

5.1 Übersicht

In weiterer Folge wurden der HPI je Teillebensraum mit dem Populationszustand verglichen. Hierfür wurde je Habitat für das Befischungsergebnisse vorlagen ein mittlerer Populationszustand errechnet. In Tirol, wo mache Stellen mehrfach befischt wurden, wurde nur die jeweils aktuellsten Ergebnisse herangezogen. Außerdem wurden Befischungsergebnisse vor dem Jahr 2000 von der Berechnung ausgeschlossen. In Südtirol liegen nur Daten ab 2006 vor, weshalb hier alle Daten berücksichtigt wurden.

In Tirol wurden anhand von 70 Befischungen 22 Teillebensräume bewertet. In Südtirol wurden 33 Befischungen in 17 Habitaten herangezogen. Es liegen zwar nur für 26 % (Tirol) bzw. 5 % der Teillebensräume (Südtirol) fischökologische Ergebnisse vor, diese decken jedoch sowohl in Tirol als auch in Südtirol 75 % der Gewässerslänge ab.

Für die betroffenen Teillebensräume wurde jeweils die Differenz zwischen HPI und Populationszustand errechnet und in folgende sechs Klassen unterteilt:

Tabelle 16: Klassifizierung der Differenz zwischen Populationszustand und HPI

Differenz	Der Populationszustand ist im Vergleich zum HPI
< -3,0	- viel schlechter
-2,0 bis -2,9	- schlechter
-1,0 bis -2,0	- geringfügig schlechter
-0,9 bis 0,9	- wie erwartet
1,0 bis 2,9	- geringfügig besser
2,0 bis 3,0	- besser

In Tirol stimmt in ~60 % der Fälle der Populationszustand mit dem HPI überein. In den restlichen Fällen ist der Populationszustand jedoch geringfügig (5 Habitate), mittelmäßig (3 Habitate) oder sogar viel schlechter (1 Habitat) als es laut HPI zu erwarten wäre. Die Differenzen treten nur bei den HPIs zwischen 1,0 und 3,5, also in Teillebensräumen mit relativ guter Habitatqualität, auf (Tab. 17).

Tabelle 17: Vergleich von Populationszustand je Habitat und HPI in Tirol

Tirol HPI	Differenz des Populationszustands zum HPI						Summe	Prozent
	-3	-2	-1	0	1	2		
1,0-1,5	1						1	5
1,5-2,5		1	1				2	9
2,5-3,5		2	4	4			10	45
3,5-4,5				7			7	32
4,5-5,0				2			2	9
Summe	1	3	5	13			22	
Prozent	5	14	23	59				100
km	16	76	43	448			584	

Der Vergleich wurde auch für die einzelnen Befischungen durchgeführt (siehe Tabelle 18).

Tabelle 18: Vergleich von Populationszustand je Befischung und HPI in Tirol

Tirol HPI	Differenz des Populationszustands zum HPI						Summe	Prozent
	-3	-2	-1	0	1	2		
1,0-1,5	1					1	1	1
1,5-2,5		6	1				7	10
2,5-3,5		2	9	14			25	36
3,5-4,5				34			34	49
4,5-5,0				2	1		3	4
Summe	1	8	10	50	1	1	70	
Prozent	1	11	14	71	1	1		100

In Südtirol stimmt auch ein Großteil (65 %) der Populationseinstufungen mit dem ermittelten HPI überein. In 12 % der Fälle ist der Populationszustand schlechter, in 24 % der Fälle besser als der HPI vermuten lässt (Tab. 19).

Tabelle 19: Vergleich von Populationszustand je Habitat und HPI in Südtirol

Südtirol HPI	Differenz des Populationszustands zum HPI						Summe	Prozent
	-3	-2	-1	0	1	2		
1,0-1,5								
1,5-2,5		1					1	6
2,5-3,5				4			4	24
3,5-4,5			1	3	2		7	41
4,5-5,0				3		2	5	29
Summe		1	2	10	2	2	17	
Prozent		6	6	65	12	12		100
km		8	30	202	24	13	277	

Auch hier wurde der Vergleich für die einzelnen Befischungen durchgeführt (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Vergleich von Populationszustand je Befischung und HPI in Südtirol

Südtirol HPI	Differenz des Populationszustands zum HPI						Summe	Prozent
	-3	-2	-1	0	1	2		
1,0-1,5								
1,5-2,5		1					1	3
2,5-3,5			1	10	3		14	42
3,5-4,5			3	7	3		13	39
4,5-5,0				3		2	5	15
Summe		1	4	20	6	2	33	
Prozent		3	12	61	18	6		100

Folgend werden ausgewählte Teillebensräume in Tirol und Südtirol beschrieben. Aufgrund der großen Anzahl an Teillebensräumen können nicht alle im Detail diskutiert werden. Es wird daher insbesondere auf lange oder hochwertigere Teillebensräume näher eingegangen. Die Details zu allen Teillebensräumen können aber aus den Tabellen im Anhang (Kapitel 8.4) nachvollzogen werden.

5.2 Detailergebnisse Tirol

Tirol wurde grob in fünf Subsysteme aufgeteilt, die räumlich unabhängig voneinander betrachtet werden können: das Inn-System (1) beschreibt die Teillebensräume des Inn und seiner Zubringer zwischen der Deutschen und Tiroler Landesgrenze; das Lech-System (2) und das das Großache-System (3) beinhalten den jeweiligen Fluss und seine Zubringer bis zur Landesgrenze; das Drau-System (4) inkludiert die Tiroler Drau inklusive Zubringer, wobei die Drau bis zum ersten nicht-passierbaren Querbauwerk in Kärnten enthalten ist. Die restlichen Teillebensräume der Leutascher Ache, Seeache und des Haselbachs erstrecken sich jeweils nur bis zur Landesgrenze und wurden aufgrund ihrer isolierten Lage zusammengefasst (5).

5.2.1 Inn-System

Das Inn-System (Inn zwischen Landesgrenzen zu Deutschland und der Schweiz) besteht aus 53 Teillebensräumen (siehe Abbildung 16). Neben den drei Inn-Teillebensräumen, die einen Großteil des Systems einnehmen, werden nur einzelne Teillebensräume im Detail behandelt.

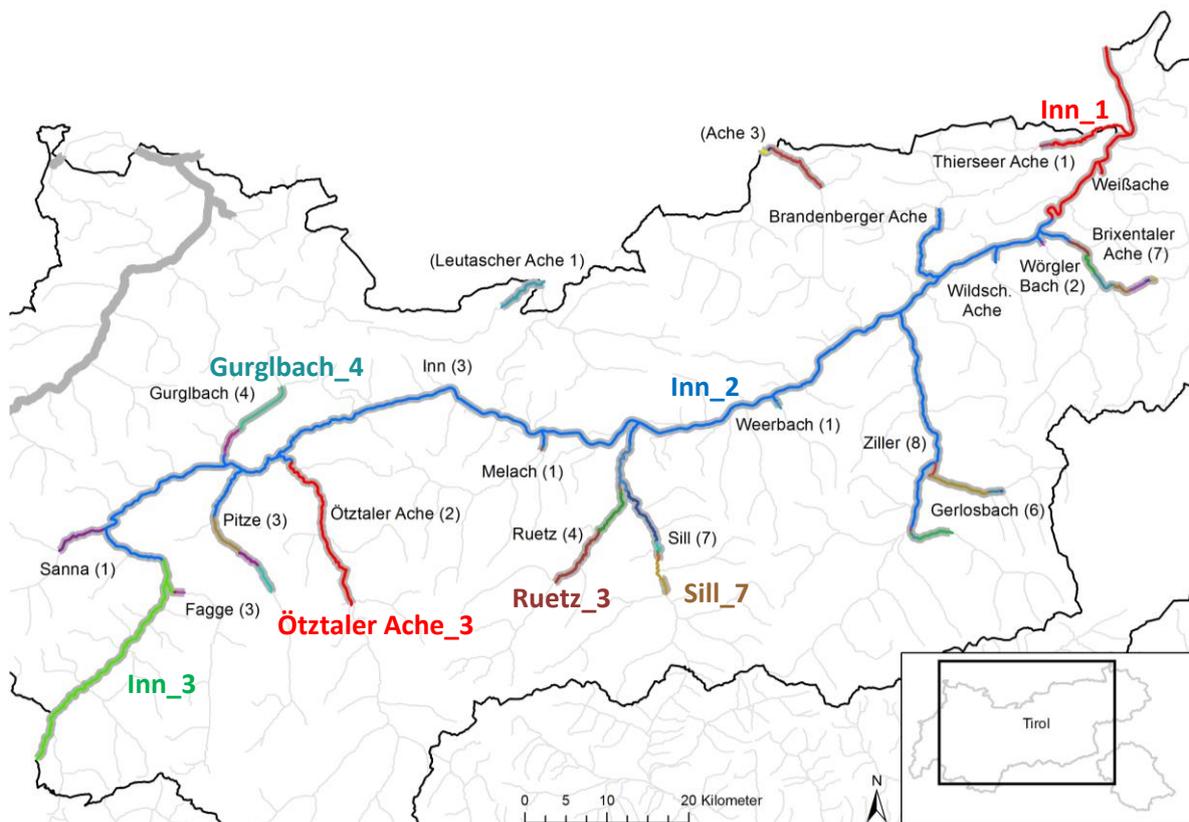


Abbildung 16: Teillebensräume des Inn-Systems (Anzahl der Habitate je Gewässer in Klammern; detaillierte Beschriftung selektierter Teillebensräume; Leutascher Ache und Ache werden im Kapitel 5.2.5 beschrieben).

Inn

Der Inn selbst ist in drei Teillebensräume eingeteilt. Der erste (**Inn_1**) beginnt an der deutschen Landesgrenze und endet 43 km flussauf beim Kraftwerk Kirchbichl. Er beinhaltet auch die untersten Abschnitte der Weißsache (1,5 km) und der Thierseer Ache (12 km). Das Habitat bietet vor allem im Inn selbst potentielle Lebensräume für die Äsche (Äsche als Begleitart; 7-8 Biomodmodelle). Die Restwasserstrecke des Kraftwerks Kirchbichl macht 10 % des Habitats aus. Zudem ist der gesamte Abschnitt des Inns als Staustrecke eingestuft. Auch die Weißsache ist stark durch Restwasser und

morphologische Veränderungen beeinträchtigt. Der Abschnitt der Thierseer Ache (unterste 12 km) bietet zwar laut Biomod und Leitbildkatalog kein ideales Habitat für die Äsche (seltene Begleitart; 1-3 Modelle bei Biomod), weist jedoch kaum anthropogene Veränderungen auf und erreicht somit einen HPI von 1,2. Im gesamten Teillebensraum wurden an vier Beprobungsstellen sieben Befischungen durchgeführt (drei im Inn, vier in der Thierseer Ache). In der Thierseer Ache wurden zu keinem Termin Äschen nachgewiesen. Im Inn wurden in Erl 2008 noch 0,8 kg/ha Äschen errechnet, zwei Jahre später waren jedoch keine Äschen mehr im Fang enthalten. Lediglich in Kufstein wurde 2008 ein Äschenbestand mit mäßiger Populationsstruktur und 2,9 kg/ha Biomasse ermittelt. Grundsätzlich reflektieren die fischökologischen Untersuchungen die mangelhafte Qualität des Habitats.

Der zweite Teillebensraum (**Inn_2**) ist mit einer Länge von 218 km der längste in Tirol und befindet sich zwischen den Kraftwerken Kirchbichl und Runserau. In Summe haben neben dem Hauptfluss noch 13 Zubringer mit einer angebundnen Länge zwischen 0,1 und 30 km Anteil daran. Der Inn (150 km), der Ziller (30 km) die Brandenberger Ache (12,5 km) und die Pitze (7,7 km) machen jedoch gemeinsam über 90 % des Teillebensraums aus. Der Teillebensraum weist laut Biomod und Leitbildkatalog eine gute Eignung als Äschenlebensraum auf. Ca. 17 % des gesamten Teillebensraums sind durch Restwasser und 1 % durch Stau beeinträchtigt. Weit gravierender ist in diesem Abschnitt jedoch mit 83 % der Länge die Schwallbelastung. Außerdem sind zwei Drittel des Teillebensraums stark morphologisch beeinträchtigt. In Summe wird so lediglich ein HPI von 3,9 erreicht. Betrachtet man die einzelnen Gewässer des Teillebensraums Inn_2 (in Summe 14), weisen nur fünf einen HPI ≤ 3 auf. Die **Pitze** ist auf ihrer Länge von 7,7 km zwar mittelstark durch Ausleitungen beeinträchtigt, weist jedoch sonst bis auf geringfügige morphologische Veränderungen keine Beeinträchtigungen auf (HPI = 3). Die **Ötztaler Ache** (2,3 km) weist durchgehend geringfügige morphologische Veränderungen auf und erreicht somit noch einen HPI von 2. Die **Brandenberger Ache** (12,5 km) ist nur teilweise durch Restwasser und morphologischen Beeinträchtigungen belastet und erreicht sogar einen HPI von 1,6. Wildschönauer und Brixentaler Ache weisen aufgrund ihrer morphologischen Veränderungen einen HPI von 3 auf. Im gesamten Teillebensraum wurden 29 Befischungen an 27 Stellen durchgeführt. Circa die Hälfte davon (13) liegen im Inn und wurden zwischen 1988 und 2010 generiert. Hier wurden mit Ausnahme einer Stelle (Fließ/Niedergang 2009) zwar immer Äschen nachgewiesen, die Bestände weisen jedoch meist nur eine mäßig bis unbefriedigende Populationsstruktur auf und erreichen maximal 14 kg/ha. Nur in Mils (2010) und Radfeld (2008) wurde die Populationsstruktur als gut bewertet. Aufgrund der geringen Biomasse werden die Bestände jedoch allgemein als mäßig bis schlecht bewertet. Die restlichen 14 Stellen in der Brixentaler Ache (1), Gurglbach (1), Ötztaler Ache (1), Pitze (1) und Ziller (4), weisen ebenfalls nur Äschenpopulationen mit unbefriedigendem Zustand auf.

Der dritte Inn-Teillebensraum (**Inn_3**) erstreckt sich auf 35 km bis zur Landesgrenze zur Schweiz und verläuft neben dem Inn auch im untersten Abschnitt der Fagge (1,7 km). Während der Inn von Schwall und Stau beeinträchtigt ist, stellt die Fagge auf der gesamten Länge eine Restwasserstrecke dar. Zwei Drittel des Inn-Abschnitts sind morphologisch stark beeinträchtigt, während die Fagge nur mittel bis gering morphologisch verändert wurde. In Summe ist der Teillebensraum in einem unbefriedigenden Zustand (HPI = 4). Im Teillebensraum wurden zwischen 2005 und 2014 drei Abschnitte im Inn siebenmal befishet. Grundsätzlich wurden bei allen Befischungen nur unbefriedigende Äschenpopulationen nachgewiesen. Lediglich 2014 wurde die Population als mäßig bewertet.

Weitere Teillebensräume im Inn-System

Die restlichen Teillebensräume des Inn-Systems liegen in den Inn-Zubringern Thierseer Ache (1), Brixentaler Ache (7), Wörgler Bach (2), Ziller (8), Gerlosbach (6), Weerbach (1), Sill (7), Ruetz (4), Melach (1), Öztaler Ache (2), Pitze (3), Gurglbach (4), Sanna (1) und Fagge (3). Folgend werden auch diese Habitate kurz beschrieben.

Die ersten 12 km der **Thierseer Ache** gehören zum Habitat Inn_1. Darauf folgt ein Teillebensraum mit 1,6 km Länge und einem HPI von 3,0. Die **Brixentaler Ache** wurde auf einer Länge von insgesamt 16 km in sieben Teillebensräume unterteilt (0,7 – 3,4 km). Die besten HPIs sind hier in den flussabgelegenen Abschnitten zu finden. Bei der Befischung im Jahr 2009 wurden jedoch keine Äschen nachgewiesen. Der **Wörgler Bach** zählt am untersten Kilometer zum Teillebensraum Inn_2. Danach folgen noch zwei kurze Teillebensräume (jeweils 0,2 - 0,3 km) mit schlechtem Zustand (HPI = 5,0). Der **Ziller** gehört von der Mündung in den Inn auf einer Länge von ca. 30 km flussauf zum Teillebensraum Inn_2. Danach folgen noch acht kurze Teillebensräume (0,1 – 4,8 km), die alle einen schlechten HPI (5) aufweisen. Flussauf der genannten Teillebensräume (außerhalb des Untersuchungsraums) konnten bei Befischungen in Häusling und Mayrhofen (2007 – 2009) keine Äschen nachgewiesen werden. Ein kurzer Abschnitt des **Gerlosbachs** gehört zum Teillebensraum Inn_2. Flussauf davon folgen noch sechs weitere, die jedoch, ausgenommen vom Teillebensraum Gerlosbach_3 (8 km) eher kurz sind. Alle weisen einen schlechten HPI auf. Der **Weerbach** zählt am ersten Kilometer zum Teillebensraum Inn_2. Danach folgt nur noch ein ca. 1 km langer Teillebensraum mit einem HPI von 5. Auch die **Sill** hat einen Anteil von 3,5 km an Inn_2-, gefolgt von sieben weiteren Teillebensräumen, die fast alle durch Restwasser und morphologische Eingriffe beeinträchtigt sind. Teilweise gelten die diese auch als fragmentiert (Sill_3-6). Der beste HPI wird im Teillebensraum Sill_7 erreicht (3,2). alle weiteren werden als unbefriedigend bis schlecht (HPI 4-5) bewertet. Bei Befischungen im Teillebensraum Sill_1 (bei Schönberg, 2008/09) konnten keine Äschen gefangen werden. Die **Ruetz** gehört am ersten Kilometer zum Teillebensraum Sill_1. Das Gewässer wurde in vier weitere Teillebensräume unterteilt, von denen nur das am weitesten flussauf gelegene (Ruetz_3) einen HPI von 3,0 aufweist, während die anderen als schlecht (HPI = 5) gewertet werden. Bei drei Befischungen im Teillebensraum Ruetz_3 wurde zweimal keine, einmal nur eine als unbefriedigend einzustufende Äschenpopulation nachgewiesen. Die **Melach** beinhaltet neben dem untersten Abschnitt, der zum Teillebensraum Inn_2 gehört, nur noch ein weiterer mit 300 m Länge. Dieser ist jedoch neben der starken Fragmentierung auch durch Restwasser und morphologische Belastungen beeinträchtigt (HPI = 5). Die **Öztaler Ache** wurde nach den ersten 2,3 km (Teil von Teillebensraum Inn_2) in einen relativ kurzen (ca. 100 m) und einen ca. 22 km langen Teillebensraum unterteilt. Vor Allem der lange Abschnitt wäre mit einem HPI von 2,8 sowie guter Habitateignung (Äsche als Begleitart, Biomod 4-8 Biomodmodell) einigermaßen für die Äsche geeignet. Bei Befischungen im Jahr 2008 (Brunau) konnten jedoch keine Äschen nachgewiesen werden. Die ersten 7,7 km der **Pitze** gehören zum Teillebensraum Inn_2. Danach folgen noch drei weitere Abschnitte mit 3,2 bis 5,9 km Länge. Während die flussaufgelegenen Teillebensräume Restwasserstrecken mit einem HPI von 5 darstellen, erreicht der Teillebensraum Pitze_1 mit einem HPI von 3,5 zwar eine etwas bessere Einstufung, bei Befischungen in Wennis wurden jedoch keine Äschen gefangen. Auch im **Gurglbach** gehören die untersten 1,4 km zum Teillebensraum Inn_2, gefolgt von drei kürzeren Teillebensräumen mit schlechtem HPI (5) und einem 8 km langen, der lediglich morphologische Beeinträchtigungen aufweist und somit einem HPI von 2,8 erreicht. Bei Befischungen dieses Teillebensraumes (Gurglbach_4) im Jahr 2014 konnte ein guter Äschenbestand nachgewiesen werden. Weiter flussab (Gurglbach_2, 2011) blieb der Äschennachweis jedoch aus. Die **Sanna** wird

100 m flussauf der Mündung durch ein nicht-passierbares Querbauwerk vom Teillebensraum Inn_2 getrennt. Der Teillebensraum weist eine Länge von 7 km auf und endet bei der Spaltung in Rosanna und Trisanna. Obwohl Biomod auch diesen Gewässern eine Habitateignung zugesprochen hätte, ist die Äsche hier im Leitbild nicht mehr enthalten, weshalb das Untersuchungsgebiet hier endet. In Landeck wurde bei drei Befischungen (2007 – 2011) nur 2011 Äschen nachgewiesen. Die Population wurde jedoch als unbefriedigend bewertet. Die **Fagge** ist der letzte relevante Inn-Zubringer des Oberlaufs. Die ersten 1,7 km hängen am Teillebensraum Inn_3. Danach folgen noch drei weitere Teillebensräume mit <1 km Länge, die jedoch alle einen HPI von 5 aufweisen.

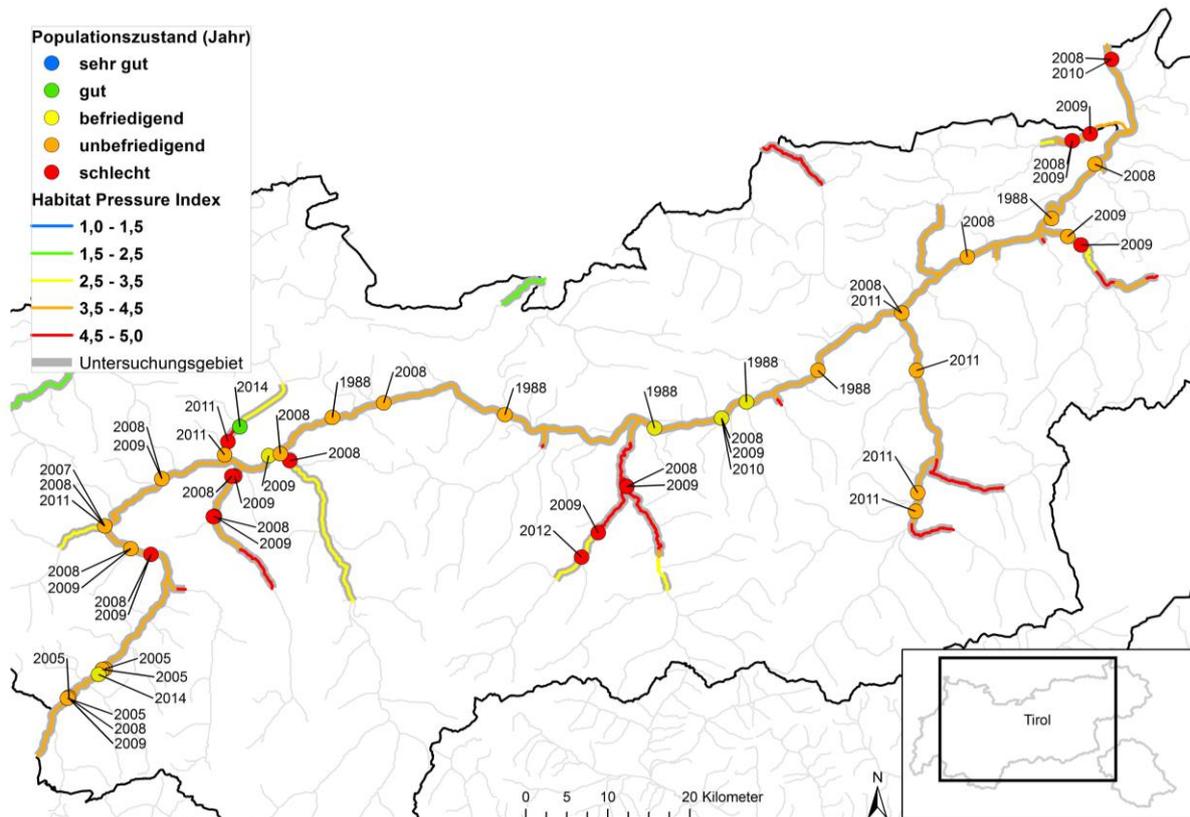


Abbildung 17: Habitat Pressure Index und Populationszustand (+ Befischungsjahr) des Inn-Systems

Fazit:

Während die meisten Teillebensräume des Inn-Systems einen HPI >3 aufweisen, sind lediglich in der Thierseer Ache, Brixentaler Ache, Sill, Ruetz, Ötztaler Ache, Gurglbach und Sanna befriedigende Habitateigenschaften vorzufinden. Teillebensräume im guten oder sehr guten Zustand (HPI 1-2) sind im gesamten Inn-System nicht zu finden. Dies spiegelt sich auch in den Befischungsergebnissen wider. In vielen Fällen blieb der Äschennachweis aus. Es wurde ausschließlich im Gurglbach bei einer Befischung (2014) eine Äschenpopulation im guten Zustand nachgewiesen.

5.2.2 Lech-System

Das Lech-System besteht aus sieben Teillebensräumen, wovon drei im Lech selbst liegen. Die restlichen Teillebensräume liegen im Archbach und in der Vils.

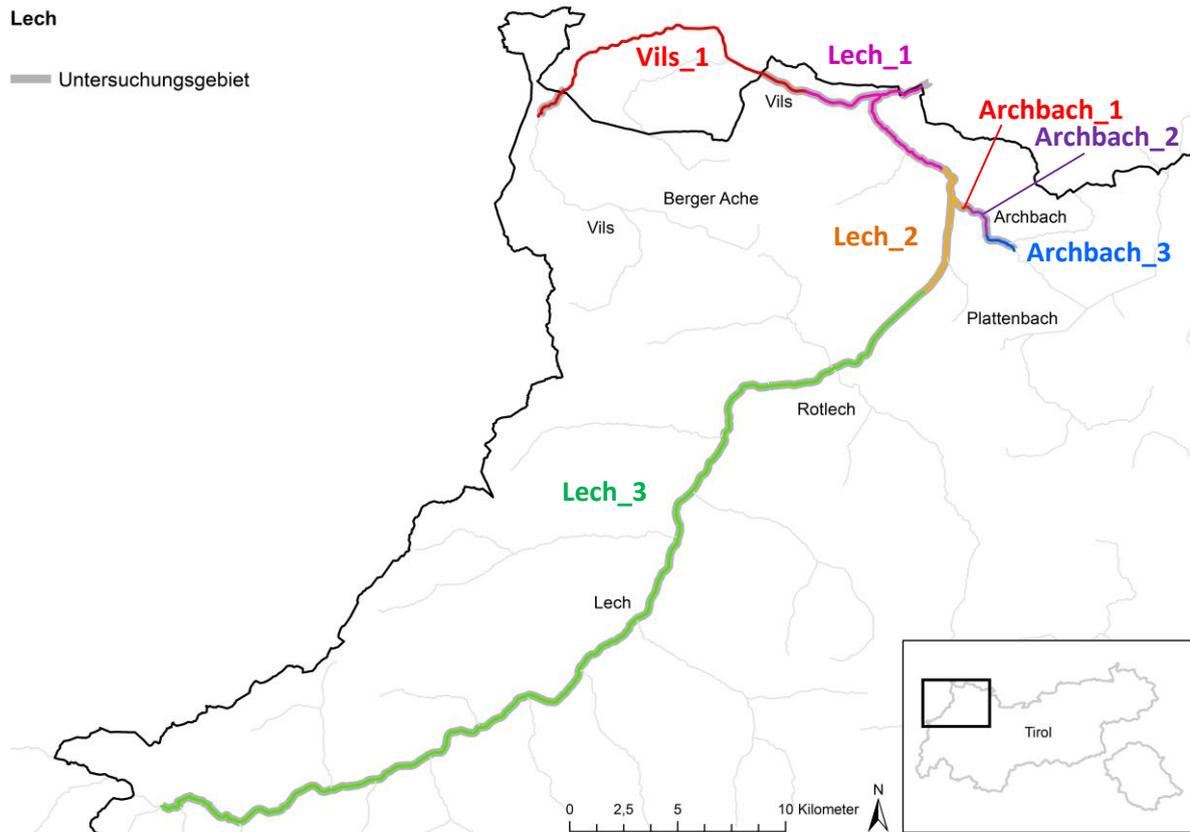


Abbildung 18: Teillebensräume des Lech-Systems

Lech

Der erste Teillebensraum im Lech (**Lech_1**) erstreckt sich von der deutschen Grenze 7,6 km im Lech und 3,8 km in der Vils (insg. 11,3 km). Laut Biomod stellt der gesamte Abschnitt einen geeigneten Äschenlebensraum dar. Die Äsche ist in 33 % als Seltene Begleitart (100 % in Vils) und in 67 % als Begleitart (100 % Lech) geführt. Der Teillebensraum ist auf zwei Drittel seiner Länge stark durch Restwasser beeinträchtigt. Schwall tritt nur an einem kurzen Abschnitt an der deutschen Grenze auf. Außerdem bestehen teilweise mittlere bis starke morphologische Veränderungen, weshalb nur ein HPI von 4,2 erreicht wird. In Lech und Vils wurden jeweils nur an einer von zwei Befischungsstellen Äschen nachgewiesen (Weißhaus und Vils). Jedoch wurde auch hier der Populationszustand als unbefriedigend bewertet.

Der zweite Teillebensraum (**Lech_2**) beinhaltet die nächsten 6,4 km des Lechs sowie die untersten 700 m des Archbachs. Auch hier weist Biomod das Habitat als geeignet aus, während der Leitbildkatalog die Äsche als Begleitart (Lech) und seltene Begleitart (Archbach) führt. Der Teillebensraum weist auf ca. 38 % seiner Länge Beeinträchtigungen durch Restwasser auf. Außerdem bestehen auf der gesamten Länge geringe bis mittlere morphologische Veränderungen, die hier zu einem HPI von 3,6 führen. Der Zustand der Äschenpopulation ist mäßig bis schlecht (4 Befischungen zwischen 2001 und 2009).

Der dritte Lech-Teillebensraum (**Lech_3**) ist mit 50,7 km das längste im Lech-System. Die Äsche ist zunächst als Begleitart geführt und wechselt dann ca. in der Mitte zur seltenen Begleitart. Laut Biomod ist einen Großteil des Habitats für Äschen geeignet. Außer geringen morphologischen Beeinträchtigungen ist die Habitatqualität des Teillebensraumes unbeeinträchtigt, weshalb es mit 2,1 einen besonders guten HPI aufweist. Bei sechs Befischungen zwischen 2001 und 2014 wurden zweimal (2001, 2014) keine Äschen nachgewiesen, ansonsten wurden nur Populationen im unbefriedigendem Zustand ermittelt.

Weitere Teillebensräume im Lech-System

Der **Archbach** stellt 3 weitere Teillebensräume, die jedoch in Summe nicht länger als 3,8 km sind und daher als mittel bis stark fragmentiert einzustufen sind. Obwohl das Habitat laut Biomod gut geeignet wäre, wird die Äsche hier nur als Seltene Begleitart angegeben. Die Teillebensräume sind teilweise durch Restwasser und morphologische Veränderungen beeinträchtigt und weisen HPIs zwischen 3,5 und 5,0 auf (mäßig bis schlecht). Im flussaufgelegenen Teillebensraum (Archbach_3) wurden bei einer Befischung 2008 zwar vereinzelt Äschen nachgewiesen, im darauffolgenden Jahr waren jedoch an derselben Stelle keine Äschen mehr im Fang enthalten.

Auch in der **Vils** wurde ein Teillebensraum mit 16,2 km Länge ausgewiesen, der jedoch auf 75 % seiner Länge in Deutschland verläuft. Da für den deutschen Abschnitt keine Daten verfügbar sind, ist eine Einstufung hinsichtlich der Beeinträchtigungen (inkl. Passierbarkeit) nicht möglich. Es könnte sich daher auch um mehrere kleinere Teillebensräume handeln. Dort wo Daten verfügbar sind, gilt die Vils als morphologisch beeinträchtigt. Aufgrund der schlechten Datenlage wird dieser Teillebensraum von den Untersuchungen ausgeschlossen. Bei einer Befischung 2001 wurden keine Äschen nachgewiesen.

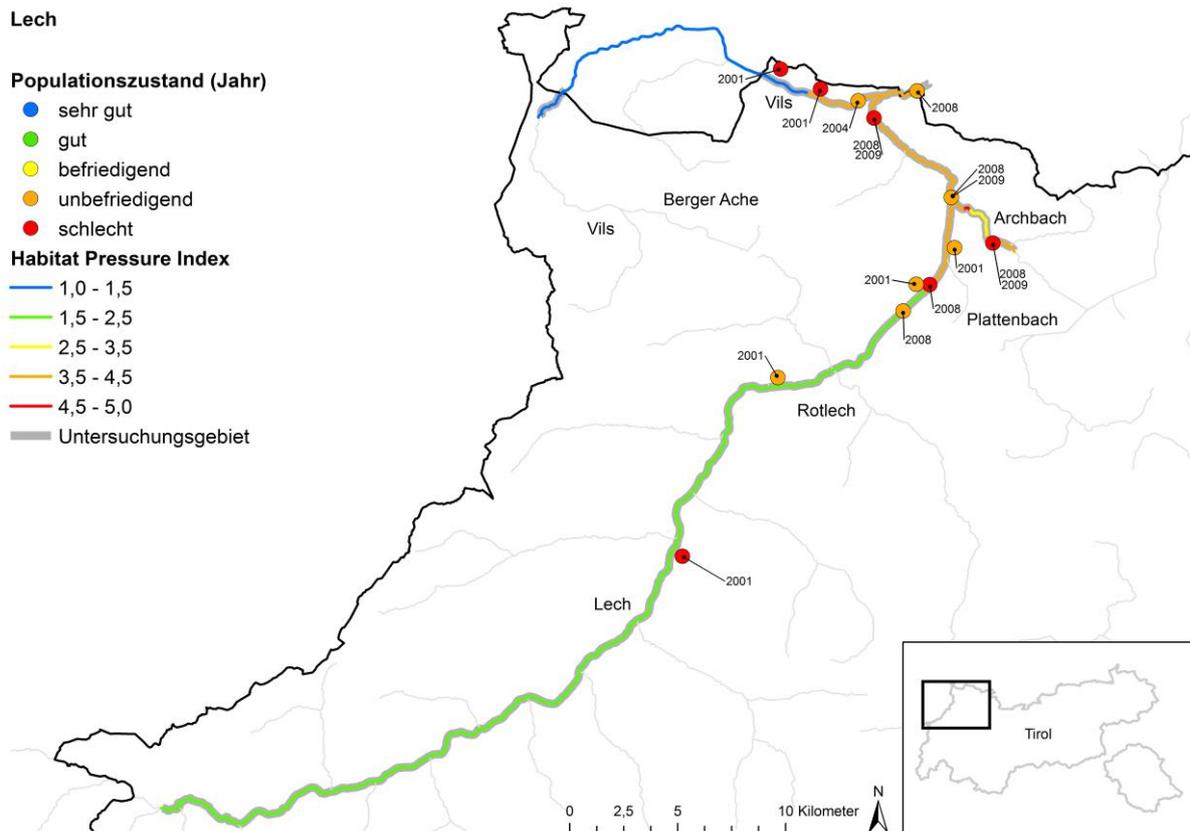


Abbildung 19: Habitat Pressure Index und Populationszustand (+ Befischungsjahr) des Lech-Systems

Fazit:

Das Lech-System bietet zumindest teilweise gute Lebensraumeigenschaften. Vor allem das Lech_3-Habitat ist als gut geeignet einzustufen. Dies spiegelt sich jedoch nicht im Äschenbestand wider, der im gesamten Lech-System als unbefriedigend oder schlecht gewertet wird.

5.2.3 Großache-System

Das Großache-System besteht aus neun Teillebensräumen. Die Großache stellt zwei, Fieberbrunner Ache und Kohlenbach jeweils drei Teillebensräume und der Weißenbach einen.

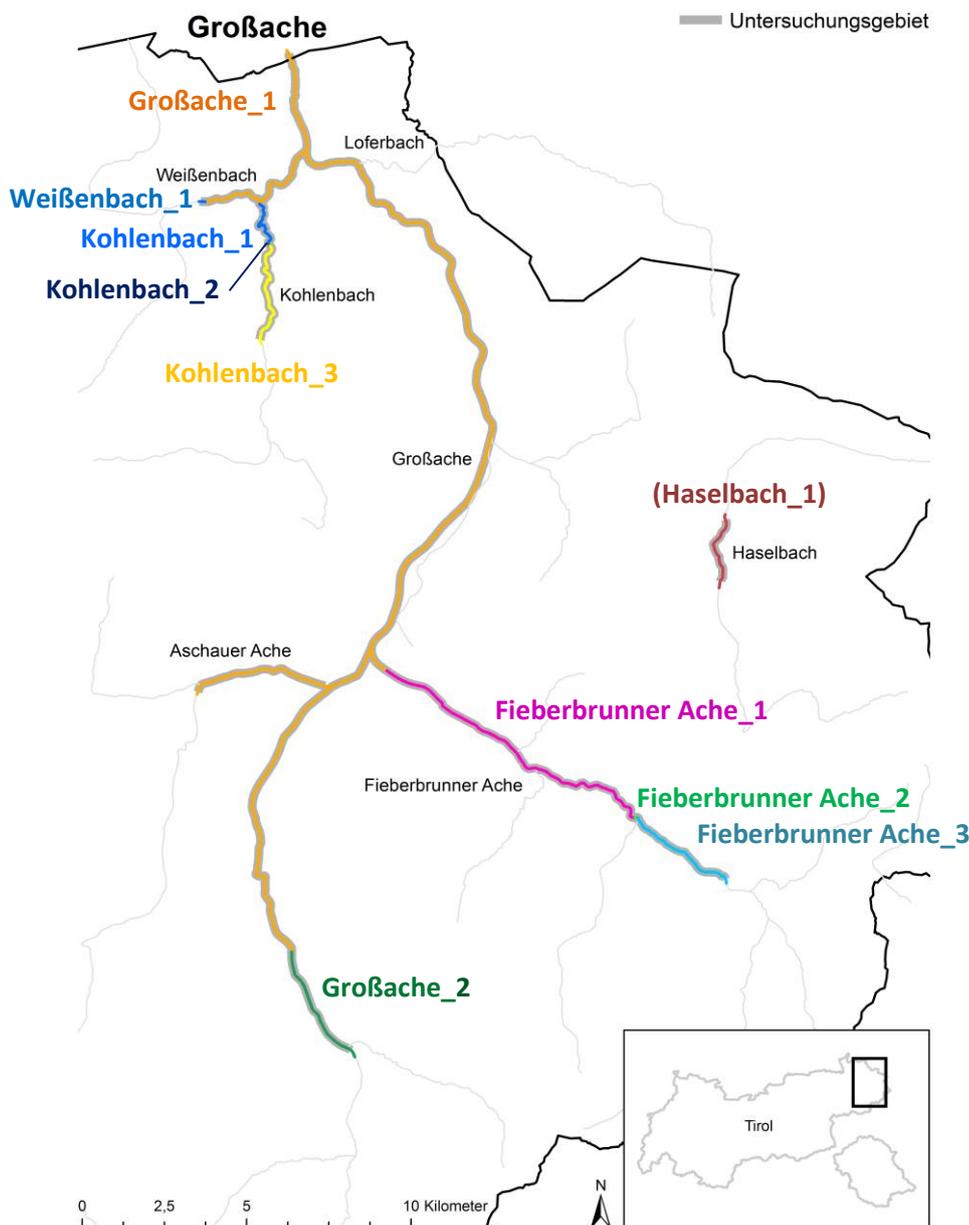


Abbildung 20: Habitate des Großache-Systems

Großache

Der längste Teillebensraum (44,4 km; Großache_1) erstreckt sich von der Landesgrenze ca. 35 km flussauf in der Großache. Auch die untersten Abschnitte der Aschauer Ache (4,5 km), des Kohlenbachs (2,6 km), des Weißenbachs (1,8 km) sowie der Fieberbrunner Ache (0,9 km) gehören zu diesem Teillebensraum. Laut Biomod bietet der gesamte Teillebensraum geeignetes Äschenhabitat, wobei vor allem die Großache selbst sowie die Aschauer Ache auf über 80 % als sehr geeignet (7-8 Modelle) eingestuft werden. Auch das Leitbild deutet auf die Äsche als Leit- (34 %) und Begleitart (31 %) hin, während die Äsche in nur 34 % als seltene Begleitart geführt wird. Kohlenbach und der Weißenbach weisen laut Biomod eine geringe Eignung auf (100%, 1-3 Modelle). Die Äsche wird dort auch im Leitbildkatalog nur als seltene Begleitart geführt. In diesem Teillebensraum wurden 13 Befischungen durchgeführt, sechs davon in der Großache selbst. In Kössen und Ettenhausen weisen die aktuelleren Befischungen sogar einen guten Zustand aus, während in Kitzbühel und Bogenbrue keine Äschen gefangen wurden. Im Kohlenbach wurde 2008 in der Nähe von Kössen eine Population mit gutem und sehr gutem Zustand ermittelt. Jedoch liegt auch hier die Biomasse nicht über 70 kg/ha. In der Aschauer Ache wurden 2004 und 2010 keine Äschen nachgewiesen. Die Großache bietet flussauf noch einen weiteren Teillebensraum (Großache_2) mit einer Länge von 3,9 km. Laut Biomod und Leitbildkatalog bietet auch dieser sehr gute Lebensraumeigenschaften für die Äsche. Der Abschnitt ist jedoch mittel bis stark morphologisch beeinträchtigt und weist einen HPI von 3,4 auf. Bei Befischungen konnten jedoch keine Äschen nachgewiesen werden.

Weitere Teillebensräume im Großache-System

Die restlichen Teillebensräume des Großache-Systems betreffen jeweils nur ein Gewässer. Ein weiterer Teillebensraum mit einer Länge von 3,9 km ist im oberen Abschnitt der Großache zu finden. Hier wurden jedoch bei diversen Befischungen nie Äschen nachgewiesen. Drei Teillebensräume liegen in der Fieberbrunner Ache (9,4 km, 0,1 km und 3,6 km Länge). Auch hier fehlt der Äschennachweis (2008, Fieberbrunner Ache_1). Drei weitere liegen im Kohlenbach (1,7 km, 0,1 km und 3,6 km Länge). Außerdem wurde ein Abschnitt von 200 m im Weißenbach als eigener Teillebensraum eingestuft.

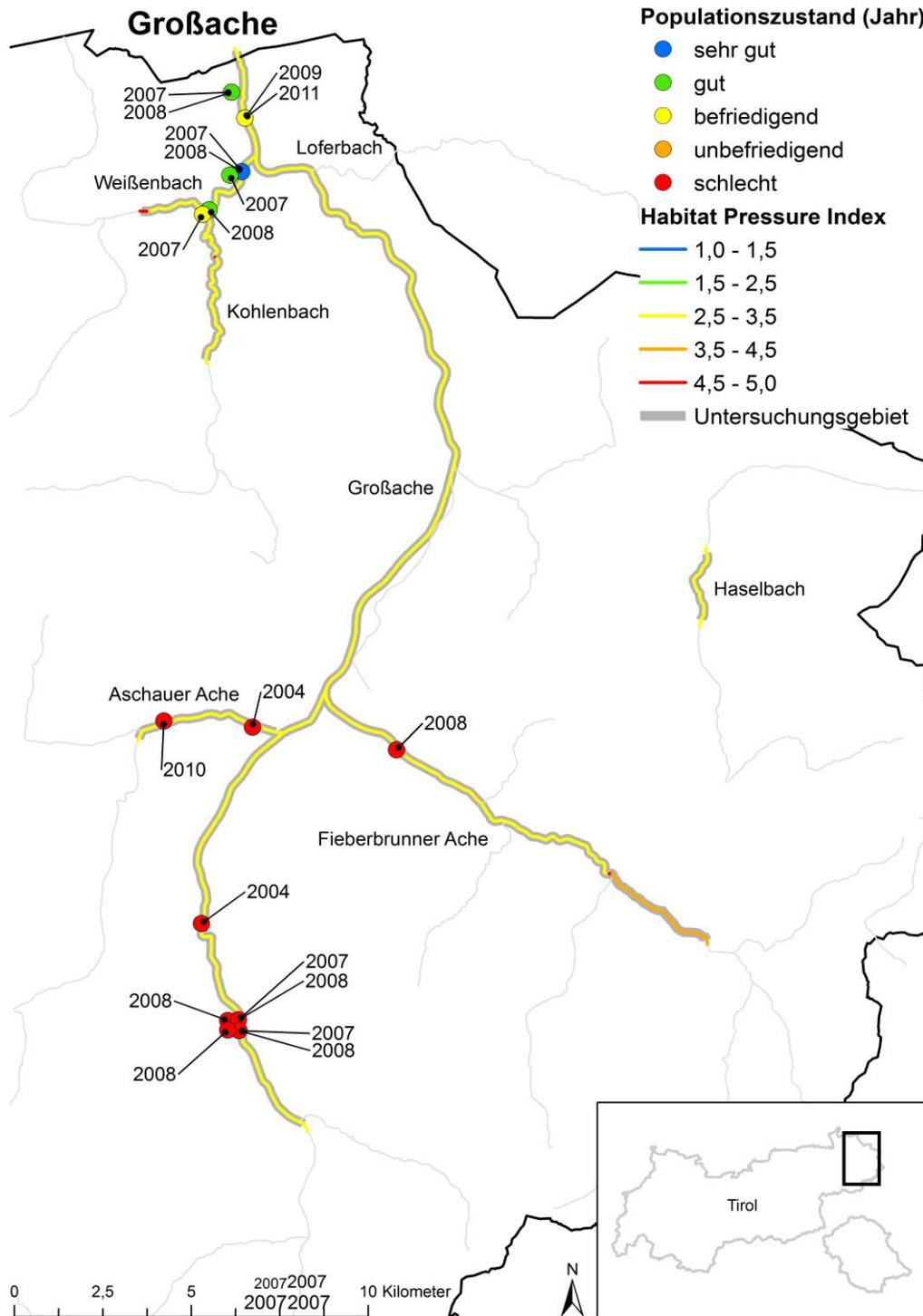


Abbildung 21: Habitat Pressure Index und Populationszustand (+ Befischungsjahr) des Großache-Systems

Fazit:

Das Großache-System ist fast durchgehend als befriedigendes Habitat einzustufen. Im Oberlauf (inkl. Fieberbrunner und Aschauer Ache) wurden bei den Befischungen keine Äschen nachgewiesen. Im Unterlauf (inkl. Kohlenbach) ist der Äschenbestand besser als aufgrund der Habitateigenschaften zu erwarten wäre.

5.2.4 Drau-System

Das Drau-System besteht aus 10 Teillebensräumen. Fünf betreffen die Drau und die Kleine Drau. Die restlichen befinden sich in der Schwarzach.

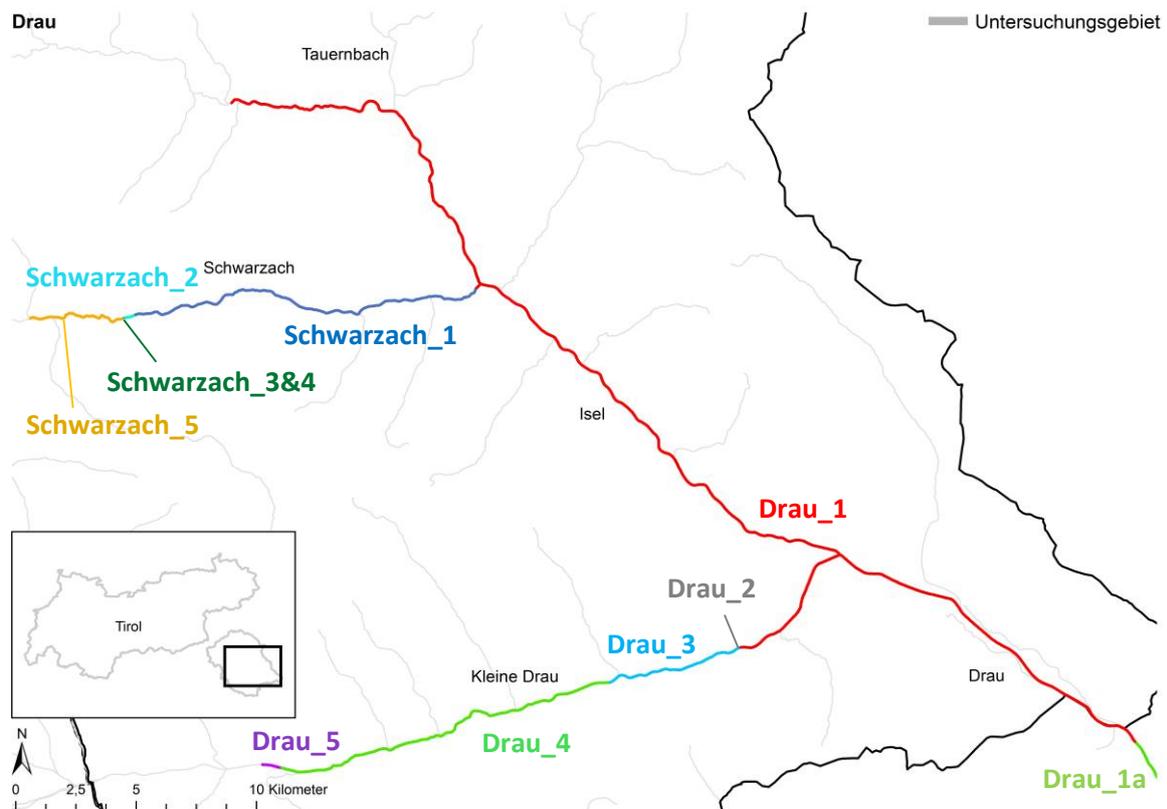


Abbildung 22: Habitate des Drau-Systems

Drau

Der längste Teillebensraum (57,5 km; **Drau_1**) erstreckt sich von der Osttiroler Landesgrenze ca. 21 km flussauf in der Drau. Auch die untersten Abschnitte der Isel (36 km) und Schwarzach (236 m) sind fischpassierbar und zählen daher zu diesem Teillebensraum. Grundsätzlich würde das Habitat erst 72 km weiter flussab in Kärnten bei einem nicht-passierbaren Querbauwerk enden. In der Tabelle im Anhang (8.3.1) sind die Teillebensräume als Drau_1 (nur Osttirol) und Drau_1a (Abschnitt in Kärnten) ausgewiesen. Die folgenden Ausführungen beziehen sich jedoch nur auf den Abschnitt in Osttirol. Für mehr als die Hälfte des Lebensraums (58,4 %) ist die Äsche als Leitart ausgewiesen, während sie auf 41,6 % der Länge als Begleitart geführt wird. Laut Biomod sind sogar 82,4 % als sehr geeignet eingestuft, während ca. 4 % eine mittlere und 13 % eine geringe Eignung aufweisen. Beeinträchtigungen sind einerseits aufgrund von morphologischen Veränderungen, andererseits aufgrund von Schwall gegeben. Der HPI liegt bei 2,7. Befischungen weisen darauf hin, dass sich in der Drau (Nikolsdorf) eine Äschenpopulation im mäßigen Zustand befindet. Bei Ainet an der Isel wurde bei einer Befischung im Jahr 2011 sogar eine Population mit gutem Zustand nachgewiesen. Die restlichen Teillebensräume betreffen jeweils nur die Drau selbst. Die Habitate Drau_2 bis Drau_5 betreffen vier Teilhabitate der Kleinen Drau mit Längen von 62 m bis 15 km. In diesen Teillebensräumen ist die Äsche durchgehend als Begleitart geführt. Je weiter flussauf die Habitate liegen, desto weniger Biomod-Modelle weisen den Lebensraum als geeignet aus. Das Biomod Modell weist hier sogar Lücken auf, die jedoch trotzdem in das Untersuchungsgebiet aufgenommen wurden.

Lediglich das Habitat Drau_4 weist einen HPI <3 auf. Die dokumentierten Äschenpopulationen werden hier als unbefriedigend eingestuft.

Weitere Teillebensräume im Drau-System

Die restlichen fünf Teillebensräume des Drau-Systems liegen in der **Schwarzach** und sind abgesehen vom flussab gelegenen Teillebensraum (Schwarzach_1), das eine Länge von 15,5 km hat, eher kurz. Nur der erste und letzte Teillebensraum in der Schwarzach weisen HPIs <3 auf, die anderen sind aufgrund der Fragmentierung und Morphologie als sehr schlecht (HPI = 5) einzustufen.

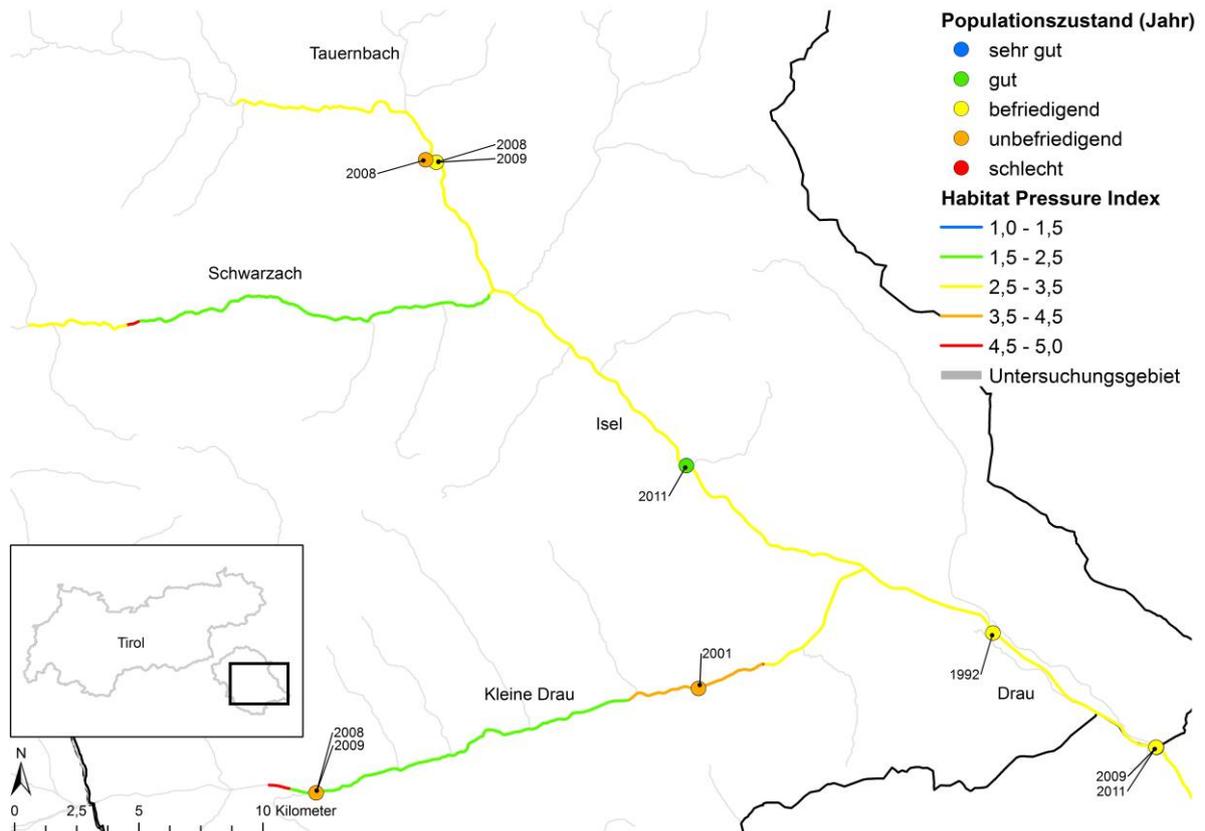


Abbildung 23: Habitat Pressure Index und Populationszustand (+ Befischungsjahr) des Drau-Systems

Fazit:

Das gesamte Drau-System ist, verglichen mit den restlichen Tiroler Landesteilen, eher geringfügig beeinträchtigt. Trotzdem weisen lediglich zwei Teillebensräumen einen guten (Drau_4; Schwarzach_1) und zwei weitere (Drau_1; Schwarzach_5) einen befriedigenden HPI auf. Der dritte Teillebensraum in der Drau liegt mit einem HPI von 3,6 gerade im unbefriedigenden Zustand. Die restlichen fünf Teillebensräume sind hauptsächlich aufgrund ihrer starken Fragmentierung als Lebensraum ungeeignet.

5.2.5 Leutascher Ache, (See-)Ache und Haselbach

Da die drei Gewässer isoliert voneinander und von den oben beschriebenen Gewässersystemen liegen, werden sie hier gemeinsam diskutiert. Die Ache inkludiert drei Teillebensräume, die Leutascher Ache und der Haselbach jeweils einen. Die Leutascher Ache ist ein linker Nebenfluss der Isar. Somit liegen 10 % des Habitats (~750 m) in Deutschland. Der Teillebensraum verläuft von der Mündung in die Isar

(in Bayern) 7,5 km flussauf und ist laut Biomod und Leitbildkatalog nur gering-mittel geeignet (1-6 Modelle, Seltene Begleitart). Die Daten weisen nur auf einer kurzen Strecke Beeinträchtigungen durch Restwasser aus. Ansonsten bestehen nur geringe bis mittlere morphologische Belastungen. Daher erreicht das Habitat einen HPI von 2,0.

Auch die Ache mündet in Bayern in die Isar. Das erste Habitat erstreckt sich von der Landesgrenze ca. 1 km flussauf, gefolgt von einem 500 m kurzem Abschnitt (Ache_2) und einem längeren Habitat (8,6 km, Ache_3). Die Habitate weisen laut Biomod eine mittlere Eignung auf (4-6 Modelle). Der Leitbildkatalog führt die Äsche jedoch nur als Seltene Begleitart. Die zwei flussabgelegenen Habitate gelten als stark fragmentiert. Außerdem sind alle Habitate stark durch Restwasser beeinträchtigt und erhalten somit nur einen HPI von 5,0.

Der Haselbach mündet in Bayern unweit der Landesgrenze in die Saalach. Das Habitat beginnt jedoch nicht an der Landesgrenze sondern erst ein paar Kilometer weiter flussauf. Es ist mit seinen 2,5 km Länge laut Biomod und Leitbildkatalog eher mäßig für Äschen geeignet (1-3 Modelle, Äsche als seltene Begleitart). Es weist keinerlei hydro-morphologische Belastungen auf, gilt aber aufgrund seiner kurzen Länge als mittelmäßig fragmentiert und erreicht daher nur einen HPI von 3,0. Das Habitat ist jedoch nicht aufgrund von nicht-passierbaren Querbauwerken abgegrenzt, sondern aufgrund des Leitbildkatalogs, in dem die Äsche nur auf diesem kurzen Abschnitt als seltene Begleitart geführt wird. Für diese Gewässer liegen keine Befischungsergebnisse vor.

5.3 Detailergebnisse Südtirol

Südtirol wurde nur in zwei Systeme unterteilt. Einerseits das Etsch-System, das alle Teillebensräume der Etsch und ihrer direkten Zubringer beinhaltet. Andererseits das Eisack-System, das als Subsystem der Etsch als separates System betrachtet wurde.

5.3.1 Etsch-System

Die **Etsch** besteht aus 41 Teillebensräumen, von denen jedoch nur sechs (1, 21, 22, 23, 32, 41) länger als 1 km sind. Diese werden folgenden näher beschrieben.

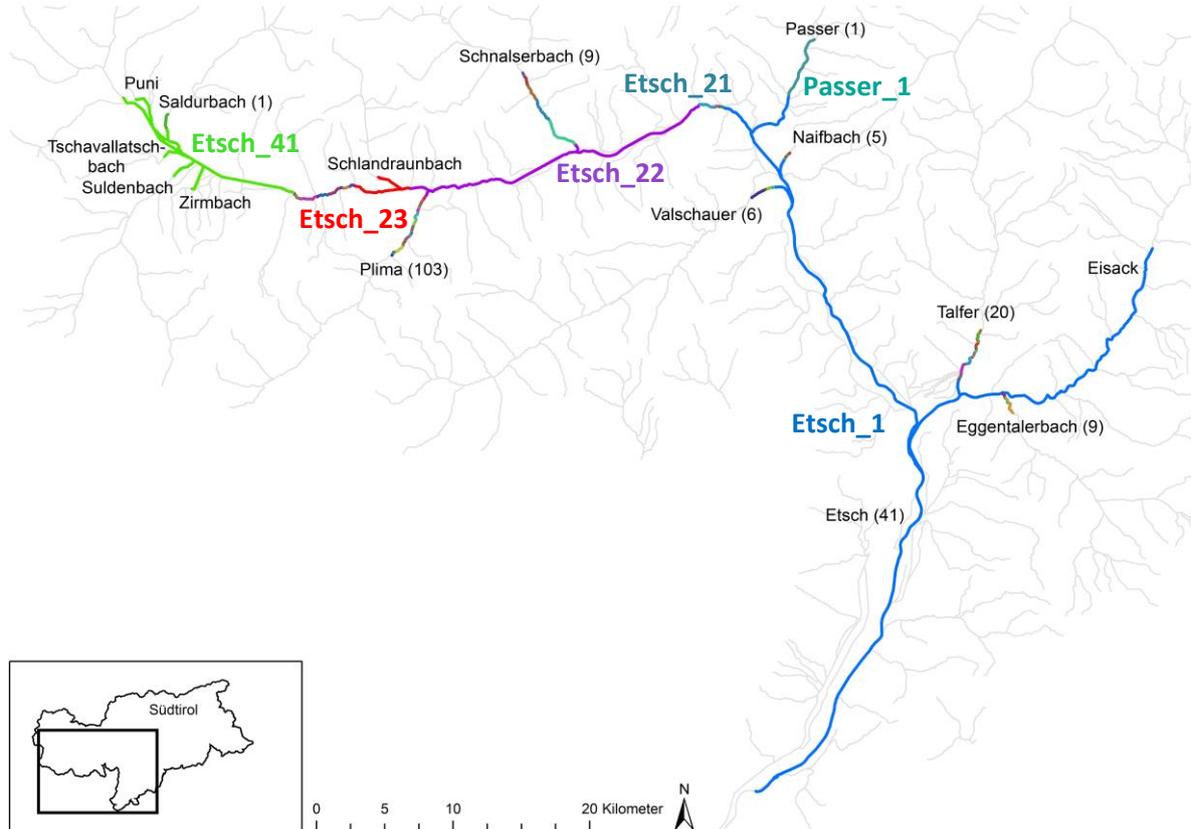


Abbildung 24: Habitate des Etsch-Systems (Anzahl der Habitat je Gewässer in Klammern; detaillierte Beschriftung selektierter Habitate)

Der erste Teillebensraum (**Etsch_1**) erstreckt sich von der Landesgrenze Südtirol auf einer Länge von 102 km flussauf, wovon 60 km in der Etsch selbst und 52 km in den Zubringern verlaufen. Von den insgesamt sieben Zubringern hat der unterste Abschnitt der Eisack mit einer Länge von 31 km den größten Anteil, während Passer, Valschauer, Porzengraben, Naifbach, Talfer und Eggentalerbach mit weniger als 5 km je Gewässer beteiligt sind. Mehr als 90 % des gesamten Teillebensraums weisen eine sehr gute Eignung als Äschenlebensraum auf. Weniger geeignet scheinen der Naifbach, der Porzengraben, der Eggentalerbach und Teile der Passer (Biomod 1-3). Die Zubringer Naifbach und Talfer sind auf ihrer gesamten Länge stark durch Restwasser beeinträchtigt. Auch der Eisack weist auf 63 % seiner Länge eine geringe Beeinträchtigung hinsichtlich Restwasser auf, genauso wie 6 % der Etsch. Insgesamt weisen daher 22 % des Teillebensraums eine geringe und 3 % eine starke Beeinträchtigung durch Restwasser auf. In Bezug auf Schwall ist der gesamte Abschnitt der Valschauer stark beeinträchtigt. Talfer, Etsch und Eisack weisen teilweise eine mittlere Beeinträchtigung auf, weshalb 67 % des Teillebensraums als mittel und 2 % als stark von Schwall beeinträchtigt gelten. Etwa 44 % des Teillebensraums sind morphologische beeinträchtigt, 38 % davon stark. Der Teillebensraum

erhält somit einen HPI von 3,4. Der Teillebensraum wurde an mehreren Stellen zwischen 2010 und 2013 befischt. In der Etsch selbst besteht nur zwischen Auer und Bozen ein guter Populationszustand. Auch die Äschenbestände im Eisack weisen rund um Bozen einen guten Zustand auf. Ansonsten sind mäßige bis unbefriedigende Populationen vorherrschend. In der Talfer konnten keine Äschen nachgewiesen werden.

Der Teillebensraum **Etsch_21** weist auf seiner gesamten Länge von 1,3 km nur eine geringe Eignung für Äschen auf. Fast der gesamte Abschnitt ist geringfügig durch Restwasser beeinträchtigt. Außerdem bestehen auf der gesamten Länge morphologische Belastungen, wobei 36 % als stark belastet gelten. Der Teillebensraum weist also einen HPI von 4 auf, was sich auch im Populationsstatus von 4 widerspiegelt.

Der Teillebensraum **Etsch_22** weist aufgrund seiner Länge von 25 km keine signifikante Fragmentierung auf. Der Teillebensraum erstreckt sich hauptsächlich in der Etsch selbst (24 km), inkludiert aber auch die Unterläufe von Plima und Schnalserbach. 94 % des Teillebensraums sind laut Biomod sehr gut für Äschen geeignet. Der Teillebensraum ist durch Restwasser (~40 %) und Schwall (~60 %) beeinträchtigt und weist außerdem starke morphologische Beeinträchtigungen auf. Der HPI liegt bei 4 und auch die Populationen weisen hier einen unbefriedigenden bis schlechten Zustand auf (MW 4,3).

Der Teillebensraum **Etsch_23** verläuft zu zwei Drittel in der Etsch, jedoch zählt auch der Unterlauf des Schlandraunbachs zu diesem Teillebensraum, das insgesamt eine Länge von 6,3 km bietet. Während der Schlandraunbach nur eine geringe Eignung als Äschenlebensraum aufweist, ist der Abschnitt in der Etsch zu gleichen Teilen mittel bis gut geeignet. Im Schlandraunbach bestehen starke Beeinträchtigungen aufgrund von Restwasser und morphologischen Veränderungen. Auch der Abschnitt in der Etsch ist morphologisch stark beeinträchtigt. Der Teillebensraum weist daher einen HPI von 4 auf, was auch den unbefriedigenden Populationszustand erklärt. Eine Befischung um Kastlbell bestätigt, dass sich die Äschenpopulation in einem unbefriedigenden Zustand befindet.

Der Teillebensraum **Etsch_32** verläuft auf einer Länge von 1,6 km in der Etsch und gilt als mittel fragmentiert. Die Eignung als Äschenlebensraum ist aufgrund von Restwasser und geringfügigen morphologische Beeinträchtigungen limitiert. Der HPI liegt bei 4.

Der Teillebensraum **Etsch_41** inkludiert sechs Gewässer und weist eine Gesamtlänge von 28 km auf. 15 km davon verlaufen in der Etsch selbst, und weisen laut Biomod eine sehr gute Habitateignung auf. Die Lebensraumqualität wird jedoch aufgrund von Restwasser (31 % der Länge) und Schwall (55 % der Länge) stark herabgesetzt. Zudem ist der gesamte Abschnitt in der Etsch morphologisch mittel bis stark beeinträchtigt. Die Zubringer haben Anteile von 6 km (Puni), 2 km (jeweils im Suldenbach, Tschavallatschbach, Zirnbach) oder 1 km (Saldurbach). Hier weist jedoch nur die Puni abschnittsweise eine sehr hohe Habitateignung und der Suldenbach eine mittlerer Eignung auf. Die anderen Zubringer haben als Äschenlebensraum eine eher untergeordnete Bedeutung. Das gesamte Habitat ist auf 39 % seiner Länge stark durch Restwasser und auf 43 % stark durch Schwall beeinträchtigt. Hinsichtlich der Morphologie weisen 55 % mittlere Beeinträchtigungen auf, während die restlichen Strecken in etwa zu gleichen Teilen gering oder stark beeinträchtigt sind. Der Teillebensraum wurde mit einem HPI von 4,2 bewertet. Der Abschnitt inkludiert sechs Befischungsstellen mit mäßigen (Puni), unbefriedigenden (3x Etsch) und schlechten (Saldurbach, Suldenbach) Populationszuständen.

Restliche Habitats im Etsch-System

Die Teillebensräume **Etsch_2-20** weisen nur eine geringe Eignung als Äschenhabitat auf (Biomod 1-3). Sie sind stark fragmentiert und auf ihrer gesamten Länge stark morphologisch beeinträchtigt. Zudem besteht eine geringe Restwasserbelastung. Sie erhalten somit alle einen HPI von 5. Für diese Teillebensräume bestehen jedoch keine bekannten Befischungsergebnisse.

Die Teillebensräume **Etsch_24-31** sind gering bis mittel (Biomod 1-6) geeignet für Äschen. Sie sind ebenfalls stark fragmentiert und weisen geringe bis mittlere morphologische Beeinträchtigungen auf. Außerdem sind sie geringfügig durch Restwasser beeinträchtigt. Sie erhalten somit einen HPI von 5. Lediglich der Teillebensraum Etsch_29 erreicht mit seiner Länge von 1.008 m gerade noch einen HPI von 4. Auch hier liegen keine Befischungsergebnisse vor.

Die Teillebensräume **Etsch_33-40** sind laut Biomod zwar sehr gute als Äschenlebensraum geeignet (Biomod 7-8), sind jedoch auch stark fragmentiert und stark durch morphologische Veränderungen beeinträchtigt. Zusätzlich besteht eine geringe Beeinträchtigung durch Restwasser. Die Teillebensräume erhalten somit einen HPI von 5. Es liegen keine Befischungsergebnisse vor.

Die **Valschauer** ist in sieben Teillebensräume unterteilt. Die untersten 2,2 km gehören zum Teillebensraum Etsch_1. Die darauffolgenden sechs Teillebensräume sind alle als stark fragmentiert eingestuft und weisen Längen von 0,1 bis 0,9 km (Valschauer_6) auf. Alle Teillebensräume weisen eine mittlere Habitatsignung auf (Biomod 4-6) und sind stark morphologisch und durch Schwall beeinträchtigt. Alle Habitats weisen einen HPI von 5 auf.

Der **Naifbach** ist in sechs Teillebensräume unterteilt. Die untersten 1,5 km gehören zum Teillebensraum Etsch_1. Die restlichen fünf Teillebensräume sind mit bis zu 0,2 km sehr stark fragmentiert. Die Teillebensräume des Naifbaches sind von geringer Habitatsignung (Biomod 1-3) und sind außerdem stark durch Restwasser sowie morphologische Veränderungen beeinträchtigt. Sie weisen alle einen HPI von 5 auf.

Der unterste Abschnitt der **Passer** (4,7 km) gehört zum Teillebensraum Etsch_1. Es existiert nur ein weiterer Teillebensraum in der Passer mit einer Länge von 4,8 km. Das Habitat ist mittelmäßig für Äschen geeignet (Biomod 4-6). Hinsichtlich hydro-morphologischer Belastungen ist es auf fast 60 % seiner Länge stark und auf 40 % seiner Länge morphologisch mittel beeinträchtigt. 11 % weisen außerdem eine geringe Restwasserbeeinträchtigung auf. Obwohl der Teillebensraum einen HPI von 3,6 hat, wird die Äschenpopulation als schlecht bewertet.

Die untersten 800 m des **Schnalserbachs** gehören zum Teillebensraum Etsch_22. Des Weiteren wurden noch weitere neun Teillebensräume abgegrenzt, wobei sechs als stark und drei als mittel fragmentiert gelten. Alle Teillebensräume weisen eine geringe Eignung für Äschen auf und sind stark durch Restwasser sowie morphologisch beeinträchtigt. Daher sind alle Teillebensräume mit einem HPI von 5 bewertet.

Die ersten 600 m der **Plima** gehören zum Teillebensraum Etsch_22. Der flussaufgelegene Teil ist in 103 Habitats unterteilt, die meist <1 km lang sind. Der Fluss ist also stark fragmentiert. Alle Teillebensräume sind von geringer Habitatsignung für Äschen. Die Habitats 1 bis 67 weisen eine mittlere Beeinträchtigung durch Restwasser auf, während die Habitats 68 bis 103 stark durch Restwasser beeinträchtigt sind. Die Teillebensräume 1 bis 12 sowie 65 bis 77 und 86 bis 103 sind

außerdem morphologisch stark beeinträchtigt, während die Teillebensräume 24 bis 64 mittel und die Teillebensräume 78 bis 85 gering beeinträchtigt sind. Sie wurden alle mit einem HPI von 5 bewertet.

Der unterste km des **Saldurbachs** gehört zum Teillebensraum Etsch_41. Der nächste km bildet das Habitat Saldurbach_1 und ist stark durch Restwasser und morphologische Veränderungen beeinträchtigt. Der HPI liegt bei 5,0.

Der unterste Abschnitt der **Talfer** (1,1 km) gehört zum Teillebensraum Etsch_1. Flussauf davon wurde die Talfer in 20 weitere Teillebensräume unterteilt, deren Längen unter 1 km liegen. Der unterste Abschnitt (Teillebensräume 1 bis 3) weist eine mittlere Habitateignung auf. Weiter flussauf ist der Teillebensraum nur noch bedingt für Äschen geeignet. Alle Teillebensräume sind stark durch Restwasser beeinträchtigt, die Teillebensräume 1 bis 4 sind zudem noch mit Schwall mittel belastet. In Bezug auf die Morphologie sind die ersten 7 Teillebensräume mittel, die nächsten neun Teillebensräume stark und die restlichen vier gering bis mittel belastet. Alle Teillebensräume weisen einen HPI und einen Äschenbestand im schlechten Zustand auf.

Die untersten 100 m des **Eggentalerbachs** gehören zum Teillebensraum Etsch_1. Flussauf davon liegen weitere neun Teillebensräume mit geringer Habitateignung. Alle Teillebensräume sind mittelmäßig morphologisch beeinträchtigt. Die Habitate 5 bis 9 weisen zudem starke Beeinträchtigungen durch Restwasser auf.

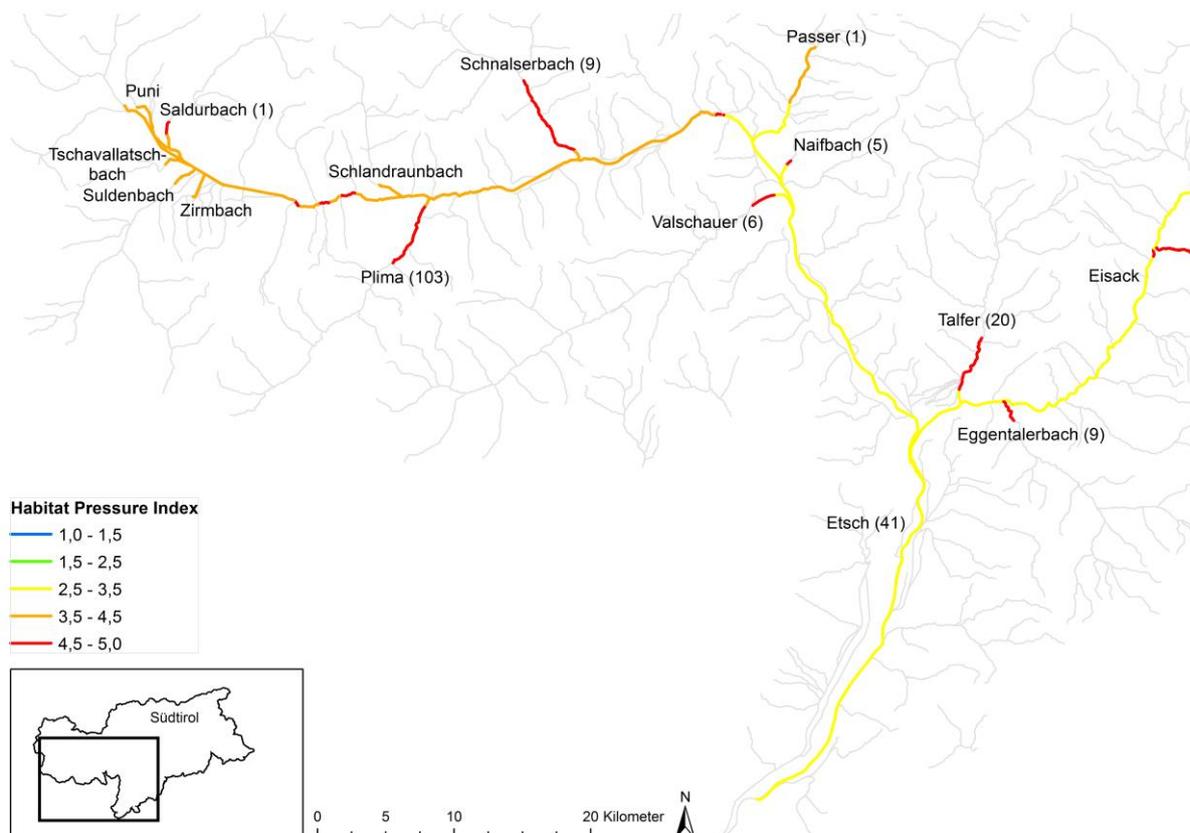


Abbildung 25: HPI im Etsch-System

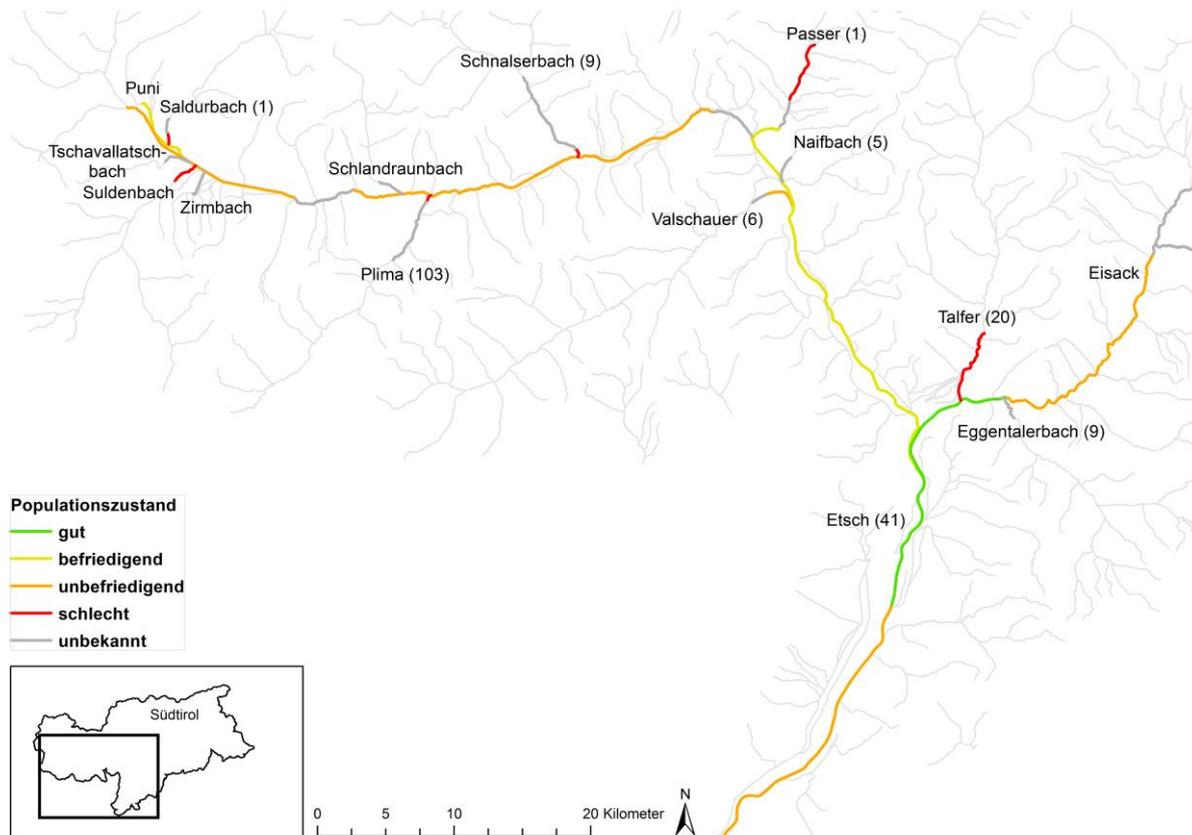


Abbildung 26: Populationszustand im Etsch-System

Das gesamte Etsch-System bietet aufgrund der starken Beeinträchtigungen mit HPis zwischen 2,5 und 5 eingeschränkte Lebensraumqualität. Dies spiegelt sich auch, mit Ausnahme von guten Äschenbeständen um Bozen, im Zustand der Äschenpopulationen wider.

5.3.2 Eisack-System

Das Eisack-System beinhaltet den oberen Abschnitt des Eisacks sowie Teillebensräume in dessen Zubringern.

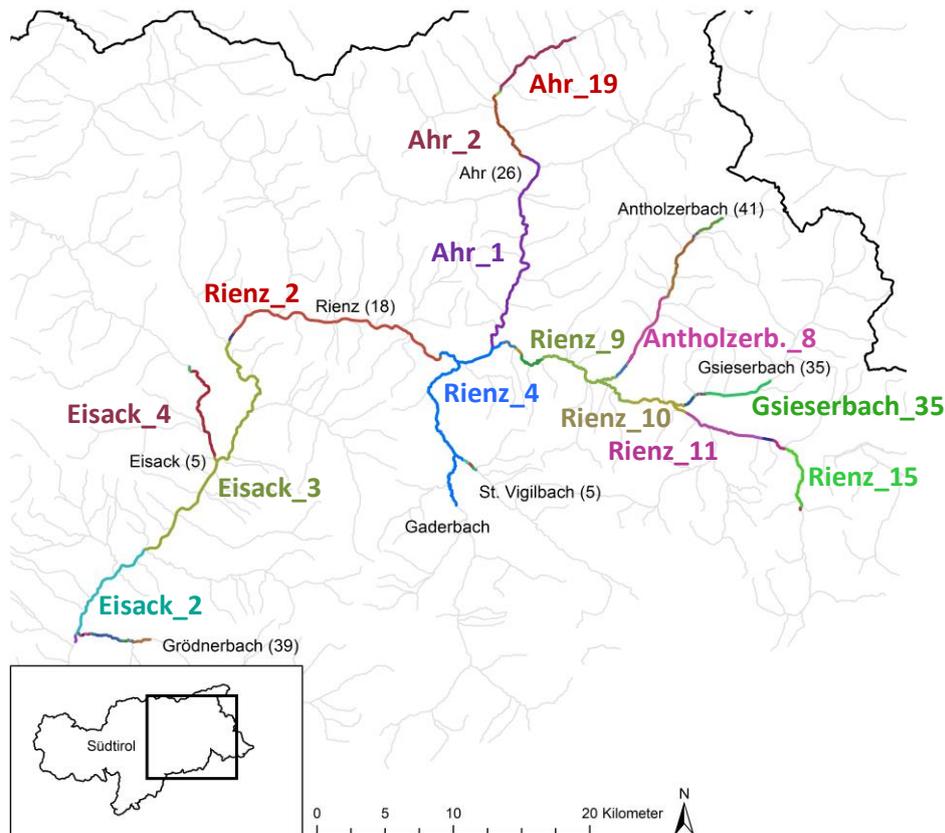


Abbildung 27: Habitate im Eisack-System

Die ersten 30,5 km des **Eisack** gehören zum Teillebensraum Etsch_1. Flussauf davon wurde der Eisack in fünf weitere Teillebensräume unterteilt. Der erste und letzte Teillebensraum (**Eisack_1 & 5**) sind mit ca. 0,6 km sehr kurz und sind zudem durch Restwasser und morphologischen Veränderungen beeinträchtigt (HPI = 5). Das Habitat **Eisack_2** weist eine Länge von 9 km auf, wovon nur 100 m im Grödnerbach und der Rest im Eisack selbst verlaufen. Der Eisack ist in diesem Abschnitt nur geringfügig durch Restwasser beeinträchtigt. Außerdem bestehen geringe bis mittlere morphologische Veränderungen auf der gesamte Teillebensraumlänge. Es wird ein HPI von 2,7 erreicht. Der nächste Teillebensraum (**Eisack_3**) teilt sich auf Eisack (10 km) und Rienz (13 km) auf. Beide Gewässer sind laut Biomod gut als Habitat geeignet (7-8 Modelle). 56 % des Teillebensraums weisen geringe Beeinträchtigungen durch Restwasser auf, bei 41 % besteht außerdem eine mittlere Schwallbelastung. Morphologische Veränderungen betreffen das gesamte Habitat, sind jedoch teilweise nur als gering einzustufen. Der Teillebensraum erreicht einen HPI von 3,1. Auch der Populationszustand der Äsche ist in diesen Gewässern mäßig (3), zwischen Brixen und Elvas sogar unbefriedigend (4) und spiegelt somit den Habitatzustand wider. Der vierte Teillebensraum (**Eisack_4**) erreicht mit einer Länge von 7,8 km und geringen Beeinträchtigungen durch Restwasser und morphologische Veränderungen eine HPI von 2,5. Der Populationszustand der Äsche gilt hier als schlecht.

Der **Grödnerbach** ist in 39 Teillebensräume unterteilt, von denen bis auf zwei (Grödnerbach_14 und Grödnerbach_39) alle als stark fragmentiert eingestuft wurden. Die Teillebensräume weisen nur eine geringe Eignung auf (1-3 Modelle) und sind stark durch Restwasser beeinträchtigt. Alle Habitate sind zudem mittel bis stark morphologisch beeinträchtigt. Alle Teillebensräume haben einen HPI von 5. Befischungsdaten existieren nur für den Teillebensraum Grödnerbach_39. Hier wurden jedoch keine Äschen nachgewiesen.

Die untersten 13 km der **Rienz** gehören zum Teillebensraum Eisack_3. Flussauf davon liegen noch 18 weitere Teillebensräume, wovon 15 nur die Rienz betreffen und, bis auf die Teillebensräume Rienz_11 & 15 (HPI = 2,5), einen unbefriedigenden bis schlechten HPI aufweisen (4-5). Der Teillebensraum Rienz_4 verläuft mit einer Gesamtlänge von 20,4 km nur zu einem Viertel in der Rienz. Dreiviertel des Teillebensraums befinden sich im Gaderbach (14 km) und zu geringen Teilen in der Ahr (300 m) und dem St. Virgilbach (700 m). Der Teillebensraum ist über kurze Abschnitte (<1/3 der Länge) durch Restwasser und Schwall beeinträchtigt und weist auf dreiviertel der Länge morphologische Beeinträchtigungen auf. Er zählt jedoch mit einem HPI von 2,6 zu den besseren Teillebensräumen. Der Populationszustand der Äsche wurde in diesem Abschnitt mit 3 (mäßig) bewertet. Der Teillebensraum Rienz_9 ist 10,5 km lang (1,6 km davon im Antholzerbach) und wird aufgrund seiner starken Beeinträchtigungen (Restwasser und Morphologie) mit einem HPI von 5 bewertet. Der Teillebensraum Rienz_10 übertrifft mit seiner Länge von 6,1 km gerade den definierten Grenzwert um als „nicht fragmentiert“ eingestuft zu werden. 27 % des Teillebensraums sind gestaut, außerdem bestehen Beeinträchtigungen durch Restwasser und morphologische Veränderungen, weshalb ein HPI von 3,7 vergeben wurde. Die Befischungsergebnisse in der Rienz deuten durchgehend auf einen mäßigen Äschenbestand hin.

Die **Ahr** ist in 26 Habitate unterteilt, wobei nur ein Teillebensraum als gering und zwei als nicht fragmentiert gelten, während die anderen Teillebensräume lediglich Längen < 1 km aufweisen. Die untersten zwei Teillebensräume bieten einen sehr guten Äschenlebensraum. Ab dem dritten Teillebensraum sind jedoch nur noch eine geringe Habitateignung und ein HPI von 5 erreicht. Der Teillebensraum Ahr_1 weist mit einer Länge von 18 km einen HPI von 3,4 auf, was sich auch am Populationszustand von 3,2 widerspiegelt. Das Habitat Ahr_2 hat zwar mit 2,9 einen noch niedrigeren HPI, der Populationszustand verschlechtert sich jedoch hier schon auf 5 (schlecht) und wird auch in den flussaufgelegenen Teillebensräumen nicht besser.

Der **Antholzerbach** ist laut Biomod nicht als Teillebensraum geeignet, wurde jedoch aufgrund von Äschenfunden ergänzt. Der Antholzerbach ist in 41 Teillebensräume unterteilt. Bis auf 5 Habitate wurden alle als stark fragmentiert eingestuft. Fast alle Teillebensräume sind stark durch Restwasser und morphologische Veränderungen beeinträchtigt. Befischungsergebnisse liegen nur für die Teillebensräume 8 (guter Zustand) und 10 (unbefriedigender Zustand) vor.

Der **Gsieserbach** wurde in 35 Teillebensräume unterteilt. Der erste Kilometer gehört zum Teillebensraum Rienz_10. Bis auf den Teillebensraum Gsieserbach_35 sind alle Teillebensräume ≤ 1 km lang und weisen eine HPI von 5,0 auf. Bis zum Teillebensraum Gsieserbach_35 ist das Gewässer also stark fragmentiert und ist im Schmitt alle 60 m durch ein Querbauwerk fragmentiert. Der letzte Teillebensraum ist dann mit 5 km der Längste, erreicht aber aufgrund seiner starken morphologischen Belastungen auch nur eine HPI von 4.

Die ersten 700 m des **St. Vigilbach** gehören zum Teillebensraum Rienz_4. Flussauf davon bilden sich weitere fünf Teillebensräume zwischen 11 und 528 m. Alle Teillebensräume sind zudem stark durch Restwasser und morphologische Veränderungen beeinträchtigt und weisen daher HPIs von 5 auf.

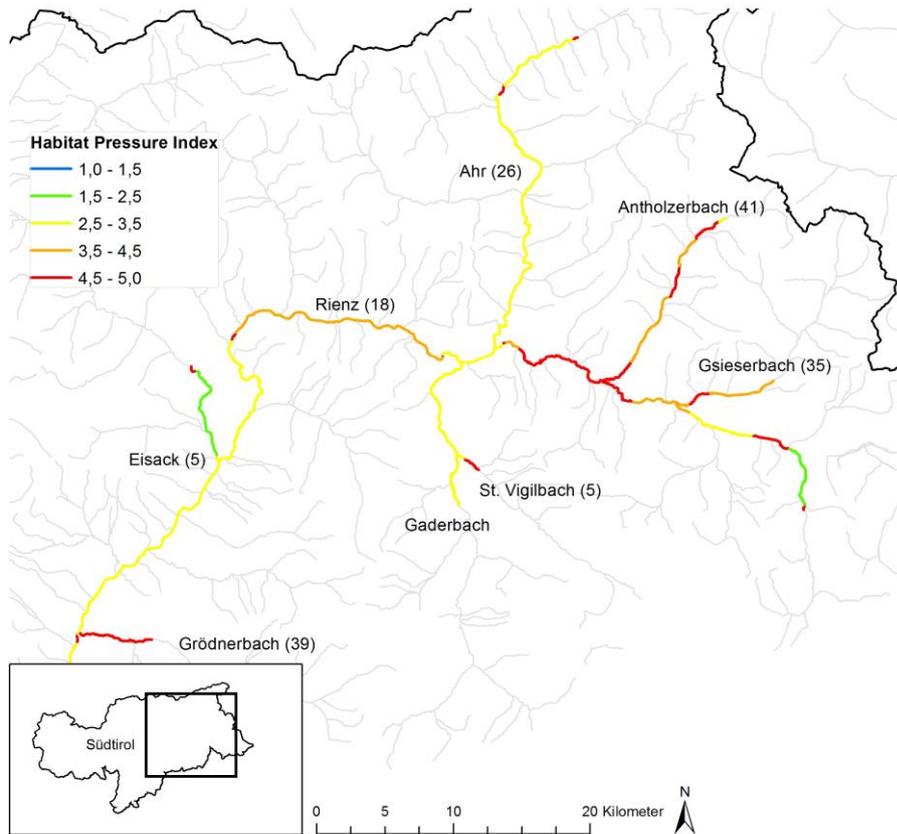


Abbildung 28: Habitat Pressure Index im Eisack-System

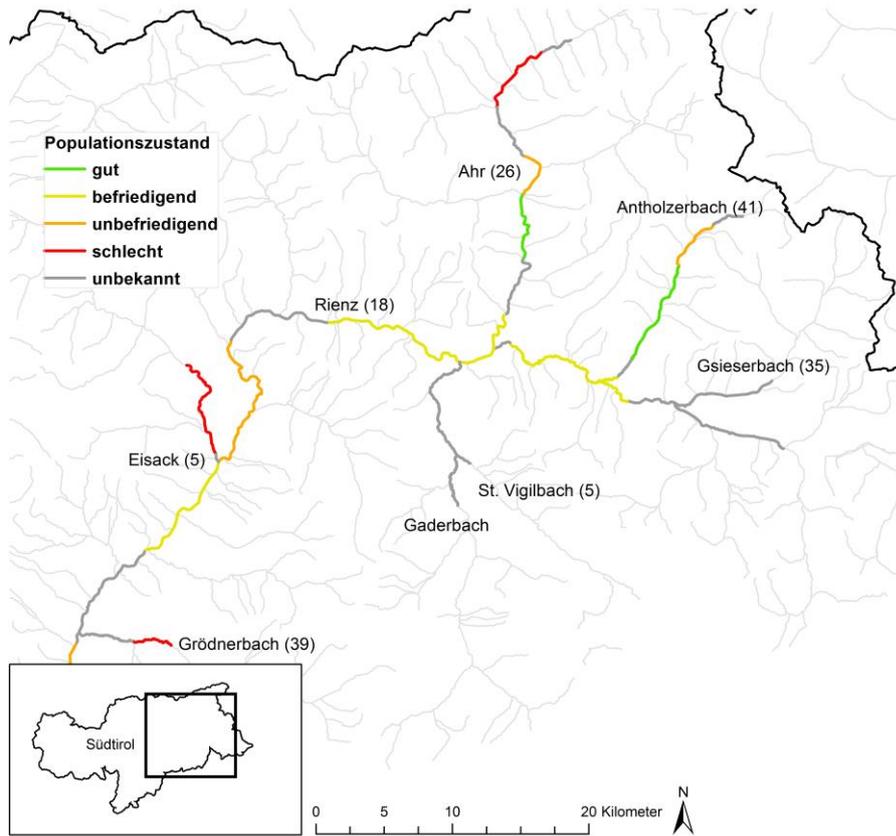


Abbildung 29: Populationszustand im Eisack-System

6 Management

6.1 Schlussfolgerungen aus der Habitat- und Populations-Defizitanalyse im Hinblick auf das fischereiliche Management, vor dem Hintergrund der Ökologie der Äsche

Vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Lebensraumanalysen bzw. der Verschneidung mit den aktuellen Fischbeständen ist es nicht überraschend, dass die Äschenbestände in den letzten Jahren bzw. Jahrzehnten in vielen Gewässern Tirols und Südtirols massiv zurückgegangen oder zum Teil nicht mehr existent sind. Augenscheinlich ist auch, dass annähernd alle betrachteten Gewässer mehrfach, also durch verschiedene Eingriffstypen, belastet sind. Dazu kommt, dass die Schweregrade der Eingriffe und deren Kombinationen divers sind und somit eine Abschätzung, welcher Eingriffstyp bzw. welche Eingriffskombination die gravierendste negativen Auswirkung auf die Äschenbestände hat, außerordentlich schwierig ist. Für das fischereiliche Management ist diese Feststellung von übergeordneter Bedeutung, da keine generellen Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung des Äschenlebensraums pauschal über das Untersuchungsgebiet gemacht werden können, sondern zielführende Restaurationsmaßnahmen v. a. in der Einzelfallbetrachtung für individuelle Gewässer(abschnitte) erarbeitet werden müssen.

Durchgängigkeit

Der Äschenlebensraum ist in Tirol in 85, in Südtirol sogar in 373 Teillebensräume unterteilt. Unter Berücksichtigung der Gesamtlänge des potentiellen Äschenhabitats ist also im Durchschnitt alle 9 km (Tirol) bzw. sogar nach nur einem Kilometer (Südtirol) ein nicht-passierbares Querbauwerk anzutreffen, das die Migration bzw. den genetischen Austausch der Äschenbestände erschwert oder sogar unterbindet. Betrachtet man jedoch die Lage der einzelnen Kontinuumsunterbrechungen, so fällt auf, dass sich diese v. a. in den Zubringern befinden, während die beiden Hauptflüsse im Untersuchungsgebiet, der Inn und die Etsch noch längere verbundene Habitate zur Verfügung stellen. Hinsichtlich der Durchgängigkeit weisen immerhin 84 % des Gewässernetzes Teillebensräume mit Längen > 6 km auf und erfüllen somit die definierte Mindestlänge eines geeigneten, als nicht fragmentiert eingestuften Habitats.

Dabei ist freilich anzumerken, dass Querbauwerke - auch wenn sie als durchgängig gelten weil sie mit entsprechenden Fischwanderhilfen ausgestattet sind - jedenfalls Migrationseinschränkungen darstellen. Nicht immer erlauben Fischwanderhilfen eine tatsächlich uneingeschränkte Passage aller wanderwilligen Fische bzw. fehlen an zahlreichen Anlagen Funktionsüberprüfungen. Aber auch nach dem Stand der Technik errichtete und auf Funktionalität überprüfte Wanderhilfen sind nicht in der Lage, alle Defizite zu kompensieren. So sind historische Wanderrouten, bevor eine Wanderhilfe errichtet wurde, oft Jahrzehnte lang unterbrochen gewesen und großräumige Wanderbewegungen von Äschenpopulationen so verloren gegangen. Als Beispiel dafür sei das Kärntner Drau-Möll-System genannt. Dort sind, vor der Errichtung des ersten Kraftwerks an der Möll (KW Gößnitz / ca. Flusskilometer 35) bis in die 1970er Jahre, tausende Äschen aus der Drau bis zu 60 km die Möll aufgewandert, um dort zu laichen, wie durch mehreren Zeitzeugen belegt ist. Kurz darauf wurde ca. 7 km flussauf der Mündung in die Drau ein zweites Kraftwerk errichtet (Rottau), worauf nach Fertigstellung die Drauäschen bereits unterhalb des Wehres Rottau angestanden sind und ihre Laichwanderung in die Mittlere Möll nicht mehr ausführen konnten. Das genannte Wehr erhielt erst 2014 eine funktionierende Fischwanderhilfe. Die Wanderungen der Äsche aus der Drau in die Möll sind in der Zwischenzeit, in den Jahren ohne Aufstiegsmöglichkeit erloschen, nachdem ein „Homing“ (siehe

Kasten) für viele Äschengenerationen unmöglich wurde. Letztlich bleibt es fraglich, ob dieser Laichzug jemals wieder initiiert werden kann. Auch wenn den Autoren vorliegender Studie ähnliche Wanderungen im Projektgebiet nicht unmittelbar bekannt sind, so gehen wir davon aus, dass die Äschenpopulationen Tirols und Südtirols durch die Errichtung zahlreicher Kontinuumsunterbrechungen im vergangenen Jahrhundert massiv in ihren Wanderbewegungen eingeschränkt wurden und zahlreiche ähnliche Äschenwanderungen, wie jene im Drau-Möll System, verloren gegangen sind. Als konkretes Beispiel für eine erloschene Wanderbewegung, das uns im Rahmen der Arbeiten zu vorliegender Studie geschildert wurde, ist die Falschauer anzuführen. Auch dort sind Äschen aus dem großen Vorfluter, der Etsch, in großer Zahl eingewandert und haben dort abgelaicht, bevor die Falschauer zu einem massiv durch Schwall beeinträchtigten Etsch-Zubringer wurde. Werden großräumigere Wanderungen unterbrochen bzw. gelingt es nicht mehr im Zubringer erfolgreich zu laichen, hat das nicht nur für die Äschenbestände des Laichgewässers, sondern selbstverständlich auch für den Vorfluter aus dem die Laichtiere stammen sinkende Äschenbestände zur Folge. In diesem Zusammenhang kann auch diskutiert werden, ob die Äschenbestände in der Projektregion hinsichtlich der Biomasse ein bereits zu niedriges Niveau erreicht haben, um sich selbstständig wieder zu erholen. Biomassen von mehr als 30 kg/ha werden nur noch in einzelnen Teilhabitaten erreicht. Es erscheint daher fraglich, in wie weit sich die Bestände selbst bei zukünftig verbesserten Lebensraumverhältnissen wieder erholen können. Als Beispiel sei hier die Kärntner Drau angeführt, wo in den vergangenen zwei Jahrzehnten umfangreiche Restaurationmaßnahmen im Rahmen von EU-LIFE Projekten umgesetzt wurden und die Lebensraumqualität wesentlich verbessert wurde, die Äschenbestände sich aber nach wie vor nicht regenerieren konnten. Dort ist die Äschenpopulation aufgrund der geringen Anzahl an Laichtieren bis dato nicht mehr in der Lage für ausreichend Nachwuchs zu sorgen, um so eine merkliche bzw. rasche Erholung des Äschenbestandes zu bewerkstelligen.

Wanderverhalten der Äsche - Homing

Flussaufgerichtete Laichwanderungen der Äsche basieren auf einem bei vielen Fischarten auftretendem Verhalten, das als „Homing“ bekannt ist, und die Rückkehr der Laichtiere zu ihrem Abstammungsort beschreibt. Geschlechtsreife Äschen beginnen mit der Laichwanderung flussaufwärts zwischen März und Mai, wenn die Wassertemperaturen ca. 4° C überschreiten (vgl. Witkowski & Kowaleski 1988 in Jungwirth et al. 2003). Die Distanzen, welche Äschen zur Laichzeit zurücklegen, variieren. In der Literatur ist von wenigen Kilometern bis 50 km (vgl. Dujmic 1997; Gustafson 1949; Parkinson et al. 1999 in Jungwirth et al. 2003), manchmal sogar von bis zu 100 km die Rede (vgl. Linlokken 1993). Flussauf gerichtete Wanderungen zu den Laichplätzen finden meist konzentriert innerhalb kurzer Zeit statt. Nach Linlokken (1993) beginnt die Abwanderung nach dem Laichen meist, wenn die Wassertemperatur 5-6° C übersteigt. Die Rückwanderung von den Laichplätzen zu den Sommerhabitaten spielt sich meist weniger konzentriert ab, als die flussauf gerichteten Bewegungen.

Das Wanderverhalten der Äschen beschränkt sich jedoch nicht nur auf die Laichwanderung. Mit den Jahreszeiten ändert sich auch die Überlebensstrategie der Äschen, weswegen Wechsel zwischen Laich-, Sommer- und Winterhabitaten vorgenommen werden, um die Lebensbedingungen zu optimieren. Während im Frühling und Sommer eher schnell fließende Habitate mit grobem Substrat bevorzugt werden, wandern die Äschen im Herbst flussab zu langsam fließenden, tieferen Bereichen, um dort zu

überwintern. Innerhalb dieser saisonabhängigen Habitats sind die Wanderungen eher kurz und lokal. Insgesamt ist die Verfügbarkeit von geeigneten Laich- und Winterhabitats, sowie von Habitats für Larven und Jungfische für stabile Äschenpopulationen ausschlaggebend (vgl. Nykänen 2004).

Ein weiteres, mit der Durchgängigkeit in Zusammenhang stehendes und erst seit kurzem stärker in den Fokus rückendes Problem ist, dass an vielen Hindernissen die Notwendigkeit uneingeschränkter flussabgerichteter Wanderbewegungen in keiner Weise berücksichtigt ist. Das betrifft sowohl die Rückwanderung adulter Äschen nach dem Laichgeschäft, wie auch die flussabgerichtete Ausbreitung juveniler Stadien. In vielen Fällen ist an Kraftwerksanlagen die Turbinenpassage, verbunden mit hohen Verletzungs- und/ oder Mortalitätsraten, die einzige Möglichkeit für absteigende Fische, das Unterwasser zu erreichen. Es ist aber aus dem Lebenszyklus der Äsche heraus klar, dass Wanderbewegungen immer in beide Richtungen offene Korridore erfordern. Über das Verhalten der Äsche bei flussabgerichteten Wanderungen existieren bis dato kaum wissenschaftliche Untersuchungen, vielmehr besteht diesbezüglich massiver Forschungsbedarf. Hinsichtlich des Fischschutzes existiert zumindest für Teilfragen gesichertes Wissen. So ist klar, dass Adulte Äschen vom Turbineneinzug durch entsprechende Feinrechen geschützt werden können, wobei die lichte Weite der Rechen und die Individuenlänge ca. im Verhältnis 1:10 zueinander stehen. Das bedeutet, dass eine adulte Äsche (min. 30 cm Länge) bei Rechenabständen ab ca. 3 cm vom Turbineneinlauf abgehalten werden kann. Der Einbau derart geringer Rechenabstände ist aktuell aber nicht gängige Praxis; weder in Tirol noch in Südtirol. Besonders problematisch ist die Abwanderung an Wehren außerdem, wenn entweder Überwassersituationen nur selten auftreten, die die Äschen zum Abwandern über das Wehr nutzen können, oder bei hohen Absturzhöhen (>10 m) und seichten Wehrkolken. Larven und Jungfische können kaum vor dem Einzug in Turbinen geschützt werden. Fundierte Untersuchungen, welche Verletzungen bzw. Auswirkungen bei welchem Turbinentyp auftreten, existieren auch dazu freilich nicht. Außerdem ist das Wanderungsverhalten juveniler und subadulter Äschen bis dato kaum untersucht. Zusätzlich verschärfen kann sich die Problematik, wenn mehrere Wehranlagen bzw. Turbinen überwunden werden müssen. Auch wenn an Einzelanlagen die Mortalität u. U. gering ist, können kumulierte Mortalitätsraten zu gravierenden Ausfällen führen.

Schwall

Wasserkraftnutzung führt, je nach Kraftwerkstyp, neben morphologischen Veränderungen und der Unterbrechung der Durchgängigkeit auch zu hydrologischen Beeinträchtigungen. Abschnitte, die durch Restwasser, Schwall oder Stauhaltungen beeinträchtigt sind, sind nur noch bedingt als Äschenlebensraum geeignet. Schwallbetrieb ist das wahrscheinlich schwerwiegendste Problem unter den hydrologischen Veränderungen. Als Beispiel sei nochmals die Falschauer angeführt, deren Schwallbelastung indirekt – da ein erfolgreiches Aufkommen von Äscheneiern offensichtlich nicht mehr möglich ist - auch viel weiter flussab in einem Vorfluter der selbst gar nicht schwallbelastet sein müsste, dramatische Konsequenzen für die Äschenpopulation haben kann. Im Untersuchungsgebiet sind vor allem die großen und auch über lange Teilhabitats gut bewanderbaren Flüsse, Inn und Etsch sowie die Drau mittel bis stark durch Schwall beeinträchtigt. Die mehrfach täglich schwankenden Abflüsse wirken sich am allerstärksten auf die frühen Entwicklungsstadien bzw. das Aufkommen von Jungfischen im ersten Lebensjahr aus. Durch aktuelle Studien aus Österreich konnte gezeigt werden, dass es zu massiven Strandungen von Äschenlarven kommt, wenn die Geschwindigkeit mit der Sunk eintritt zu hoch ist. Ist Phase des Zurückfahrens des Schwall-Kraftwerks zu kurz, fallen in kurzer Zeit v. a. flach geneigte Uferhabitats (Schotterbänke) trocken. Dabei ersticken die gestrandeten Larven

rasch und es kommt zu sehr hohen Verlusten und in weiterer Folge massiv geschwächten Äschenpopulationen in betroffenen Gewässer(abschnitte)n und u. U. darüber hinaus, wie das oben angeführte Beispiel von Falschauer/ Etsch aufzeigt. Neben der Strandung hat auch die Abdrift, also das Verfrachten von Jungäschchen durch die rasch ansteigende Strömung beim Anfahren des Schwallbetriebs, negative Auswirkungen auf frühe Äschenstadien. Ist die Schwallamplitude hoch, fallen in Niederwasserzeiten gerade in morphologisch höherwertigen Strecken Uferbereiche trocken. Der häufige Wechsel von Trockenfall und Benetzung führt in Ufernähe zu stark reduzierten Fischnährtierdichten, was ebenfalls Auswirkungen auf das Überleben, v. a. juveniler Äschen haben kann.

Im Unterschied zu den frühen Stadien, kommen adulte Äschen in Schwallstrecken relativ gut zurecht. So lange Äschen in Zubringersysteme einsteigen und diese als Laichgewässer nutzen können oder durch Schwall unbeeinflusste Abschnitte im Hauptfluss selbst erreichbar, belaidbar und als Kinderstube geeignet sind, kann eine Schwallstrecke einen durchaus vitalen Äschenbestand aufweisen. Nachdem aber gerade die Zubringer im Projektgebiet massiv fragmentiert sind, fehlt ein entsprechendes Beispiel im Datensatz. Die schwallbeeinträchtigten Teillebensräume in Tirol und Südtirol weisen insgesamt stark reduzierte Äschenbestände auf, nicht zuletzt weil auf den meisten durch Schwall betroffenen Teillebensräumen noch andere Eingriffstypen lasten.

Restwasser

Restwasserstrecken bieten immer, auch wenn ökologisch begründete Restwassermengen abgegeben werden, weniger Lebensraum als das entsprechende Gewässer vor Wasserableitung. Damit ist Lebensraumverlust jedenfalls gegeben und ein Rückgang der Tragfähigkeit des Gewässers und folglich reduzierte Äschenbestände unabdingbar. Restwasser kann bei unzureichender Dotation auch zur Fragmentierung beitragen. Außerdem ist die Gewässerdimension (Breite, Tiefe etc.) in Restwasserstrecken in manchen Fällen derart reduziert, dass die Mindestanforderungen an einen Äschenlebensraum (z. B. minimale Tiefen) nicht mehr gegeben sind. Im Datensatz sind für Südtirol in einigen Gewässer(strecke)n die Restwassermengen unklar geblieben. So wurden z. B. die Rienz-Teillebensräume 8 und 9 hinsichtlich des HPI wahrscheinlich nicht richtig bewertet, da wir - auch aufgrund der vergleichsweise guten Äschenbestände - annehmen, dass die Restwassermengen dort höher sind als es die Einstufung ausweist. Insgesamt sind zwar zahlreiche Äschengewässer im Untersuchungsraum von Ausleitung betroffen, in den meisten Fällen ist aber bereits eine angemessene Restwasserdotierung vorgeschrieben, wodurch sich zwar, wie oben beschrieben, das Habitatangebot reduziert hat, die Äsche aber im Wesentlichen geeignete Lebensbedingungen (in diesem Fall Abflussmengen) vorfindet. Oft sind, aufgrund der reduzierten Abflussdynamik und einer stärkeren Erwärmung, aus der eine erhöhte Produktion und daher höhere Nährtierdichten folgen, Restwasserstrecken v. a. für das Heranwachsen juveniler Äschen besonders gut geeignet. Die durch Ausleitung verursachte Störung der natürlichen Dynamik kann also auch für bestimmte Altersstadien durchaus günstige Situationen schaffen, die jedoch oftmals durch besonders schnell eintretende Katastrophenereignisse ins Gegenteil verkehrt werden können, nämlich meist dann wenn Überwassersituationen auftreten, wenn plötzlich sehr viel Wasser über die Restwasserstrecke abgeführt wird.

Damit im Zusammenhang steht ein besonders problematischer Eingriff, der oft mit Restwassersituationen einhergeht: **Stauraumpspülungen**. Diese konnten im vorliegenden Projekt zwar nicht explizit adressiert werden, da entsprechende Daten nicht zur Verfügung standen, aber Wehre

halten neben dem Abfluss auch Sedimente zurück, die in den Stauräumen kumulieren. Werden Stauräume entlandet bzw. gespült kommt es in den Restwasserstrecken, die sonst in ihrer Dynamik massiv beschnitten sind, zu massiven Umlagerungen, die oftmals auch mit Schäden am Fischbestand einhergehen. Ein Spülereignis ändert die Strömungs- und damit verbunden die Sohlschubspannungsverhältnisse massiv und meist sehr rasch. In der Restwasserstrecke wird Geschiebe erodiert, im Stauraum zurückgehaltenes Substrat wird weitertransportiert. Im aus sedimentologischer und fischökologisch Sicht idealen Fall wird Geschiebe (gemeint sind hier Schotterfraktionen) aus dem Stauraum in die Restwasserstrecke verfrachtet und bleibt mit Abklingen der Spülung dort liegen, der Fluss bleibt so sedimentologisch im Regime. Problematisch ist allerdings, dass oft lediglich das akkumulierte Feinsediment abtransportiert wird, ein nennenswerter Geschiebetrieb von Schotterfraktionen aber nicht erreicht wird. So kann es vorkommen, dass die für die Reproduktion notwendigen Korngrößen durch die Restwasserstrecke hindurch in weiter flussabliegende Gewässerteile bzw. den nächst größeren Vorfluter ausgespült werden und es so zu einer Vergrößerung bzw. Abpflasterung der Sohle in der Restwasserstrecke kommt. Durch das Fehlen von geeignetem Laichsubstrat kann ein neuer Flaschenhals für die Äsche entstehen. Um Stauräume möglichst verträglich für die Fischfauna zu entlanden, ist es notwendig, individuell an die entsprechende Situation angepasste Spülungskonzepte zu erarbeiten. Spülvorgänge können und sollten explizit den Lebenszyklus bzw. die Ökologie der vorkommenden Arten, in unserem Fall jener der Äsche, berücksichtigen. Auch dazu existieren einige interessante und auch erfolgreich angewandte Beispiele aus Österreich. Von Stauraumspülungen können selbstverständlich auch Gewässer betroffen sein, die mit Lauf- aber auch Speicherkraftwerken in Verbindung stehen. Entlandungen von Stauräumen bzw. der stoßartige Ab- und Weitertransport akkumulierter Sedimente erfordert jedenfalls gut überlegte, individuell an Gewässer und aquatische Fauna angepasste Konzepte, wengleich Spülungen nie gänzlich ohne Schädigungen durchzuführen sein werden.

Eingriffe in die Morphologie

Gewässerregulierungen und Hochwasserschutz wirken sich negativ auf die Gewässermorphologie - die strukturelle Gestalt eines Gewässers - aus. Morphologisch intakte bzw. weitgehend unveränderte Abschnitte sind nur in geringem Ausmaß (10 % des Äschenlebensraums) und meist in flussaufgelegenen Abschnitten bzw. in Zubringern vorzufinden, die, verglichen mit den Hauptflüssen, nur von untergeordneter Bedeutung für die Äschenpopulationen sind. Unter den morphologisch wesentlich veränderten Gewässer(abschnitte)n im Untersuchungsraum findet sich die Mehrheit an Teillebensräumen der großen Flüsse. Drau, Inn, Etsch aber auch der untere Tiroler Lech, Teile von Großache, Antholzerbach, Eisack oder Passer etc. sind von Lebensraumverlust durch weitreichende Regulierung betroffen. Siedlungsräume, die oft gerade in den Tallagen der genannten Gewässern liegen und vielfach zu nahe an die Gewässer herangerückt sind, müssen durch Hochwasserschutzmaßnahmen bzw. -verbauungen vor Überflutungen geschützt werden. In den vorangegangenen Jahrzehnten sind aber Gewässerregulierungen oftmals weit über das Notwendige hinausgegangen und ohne angemessene Rücksicht auf ökologische Belange, auch zur Optimierung landwirtschaftlicher Produktion, umgesetzt worden. Dadurch ist den Fließgewässern nicht nur Raum zur eigendynamischen Entwicklung genommen worden, sondern es sind auch sekundäre Probleme von Regulierung, wie z. B. Sohleintiefungen, im Projektgebiet allgegenwärtig. Die durch Eingriffe in die Morphologie entstandenen Lebensraumveränderungen wirken sich dann negativ auf Äschen aus, wenn die einzelnen Altersstadien nicht mehr ausreichend adäquate Habitate vorfinden. Regulierungsmaßnahmen gehen fast immer mit Begradigungen und Einengung des

Abflussquerschnitts einher. Typischerweise gehen in Äschengewässern in Folge die Schotterflächen zurück. Gerade Schotterbänke sind aber ganz essentielle Lebensräume für die Äsche und als Laich- und Juvenilhabitat von entscheidender Bedeutung für die Rekrutierung von Nachwuchs (siehe Kasten):

Laichplatz und Kinderstube der Äsche

Das Laichspiel der Äsche passiert auf überströmten Schotterflächen, die als wichtigste Voraussetzung lockeren Kies enthalten müssen. Die Schotterkörnung am Äschenlaichplatz ist durchschnittlich feiner als bei den Forellen. Die Äsche gibt ihre Eier nicht in Laichgruben ab, sondern die Weibchen drücken ihre Körper an die kiesige Sohle, sodass die abgelaichten, befruchteten Eier direkt in die Kieslückenräume hineinrollen können. Die befruchteten Eier werden nach dem Ablachen nicht wie bei der Forelle mit Schotter überschüttet, um sie zu schützen, sondern bleiben oberflächennahe im Kieslückenraum liegen. Äschenmännchen bleiben während der Laichzeit, die je nach Gewässer unterschiedlich lang dauert (einige Tage bis einige Wochen), am Laichplatz und verteidigen wenige Quadratmeter große Territorien gegen Gleichgeschlechtliche, während die Weibchen lediglich zur Eiablage zum Laichplatz kommen, ihre Partner wählen und nach dem Laichgeschäft den Äschenrieb gleich wieder verlassen. Zum Laichen ideale Stellen werden bzw. wurden jedes Jahr wieder als Laichplätze genutzt, weil die Vermehrung an diesen Stellen eben funktioniert und dort erfolgreich Nachwuchs produziert wird, der dann später, im Adultstadium, wiederum dieselben Stellen zum Laichen nutzt (homing, siehe oben). Diese traditionellen Äschenlaichplätze wurden so lange von den verschiedenen Populationen aufgesucht, so lange dort auch erfolgreich Nachwuchs produziert werden konnte. Durch Regulierungsmaßnahmen ist die Gewässerstruktur dieser Laichplätze vielerorts verändert und so der Laichplatz zerstört worden. Dies kann passieren, wenn z. B. die Fließgeschwindigkeit durch Einengungen zu hoch wird und so Laichkies erodiert, oder auch wenn der natürliche Geschiebetrieb verändert wird und sich die Qualität des Laichkieses ändert (Vergrößerung/ Feinsedimenteintrag). Haben an jenen oft historisch bekannten Äschenrieben morphologische und damit verbunden sedimentologische Veränderungen stattgefunden, so ist der Reproduktionserfolg der Äsche oft von einem Jahr aufs andere eingebrochen. Fehlen in der Folge die Rekruten, hat das dramatische Folgen für die betroffene Population. Die Äschen werden dann andere Stellen im Gewässer belachen müssen; funktionieren Eientwicklung und Jungfischaufkommen, können sich so wiederum neue Laichplätze etablieren. Dies ist auch ein wichtiger, möglicher Ansatzpunkt für das unten vorgeschlagene fischereiliche Management in Zusammenhang mit Maßnahmen zur Laichplatzpflege (Hauer et al. 2013). Freilich kann der Reproduktionserfolg an traditionell bekannten Äschenrieben neben Eingriffen in die Morphologie auch durch hydrologische Eingriffe verloren gehen, wie weiter oben schon am Beispiel der Falschauer (Schwall) aufgezeigt oder durch Zäsuren in den Wanderrouen (siehe ebenfalls oben).

Nach erfolgreicher Eientwicklung schlüpfen sehr kleine, zarte und empfindliche Äschenlarven, die danach trachten müssen, möglichst ruhige, kaum angeströmte Bereiche direkt an der Uferlinie zu besiedeln und möglichst rasch geeignete Nahrung zu finden. In den ersten Tagen und Wochen der Entwicklung von der frei schwimmenden Larve zum voll entwickelten Jungfisch werden Äschen auch häufig flussab verdriftet, besonders wenn der Wasserstand rasch steigt. Ob die Strömung die kleinen Äschen wieder an Uferstrukturen Halt finden lässt, oder ob die verdrifteten Larven verloren gehen, ist vielfach von Zufall abhängig, aber es ist anzunehmen, dass heterogene Uferstrukturen den Rückhalt der Jungfische begünstigen. In regulierten, begradigten, monotonen Abschnitten mit hohen

Fließgeschwindigkeiten werden die Driftdistanzen zunehmen, die Überlebensraten aber wahrscheinlich abnehmen. Dass die Ausbreitung durch Drift zumindest über mehrere Kilometer gehen kann ist belegt (Meraner et al. 2013) und auch aus der Ökologie der Äsche heraus verständlich. Wenn Äschen über lange Distanzen zum Laichen flussauf wandern, muss ihr Nachwuchs früher oder später flussab gelangen, um die Population in jenen Bereichen zu halten, von wo die Elterntiere ihre Wanderung begonnen haben. Dies wird zum Teil durch Abdrift im sehr frühen Stadium, kann aber auch durch gezielte Abwanderung in einer späteren Phase als Jungfisch passieren, wodurch wiederum die Bedeutung der Möglichkeit freier Migration in Richtung flussab in den Fokus rückt, die weiter oben schon betont ist.

Wachsen die Jungäschen in den ersten Monaten heran, ändern sich ihre Lebensraumsprüche sehr rasch und bereits im Spätsommer/ Frühherbst des ersten Jahres wird die herausragende Bedeutung flach und rasch überströmter Schotterbänke als Habitat augenscheinlich. Mit zunehmender Schwimmleistung erfolgt während des Spätsommers der Lebensraumwechsel, weg von Uferlinie und Buchtbereichen, hinaus auf flach überströmte Schotterbänke. Die Qualität des Lebensraumes für die Entwicklung der Äsche im ersten Jahr ist dann besonders hoch, wenn flach überströmter Schotter bei allen Wasserständen, also auch bei erhöhter Wasserführung verfügbar ist und im Hochwasserfall entsprechende Refugialbereiche an heterogenen Naturufern aufgesucht werden können. In durch Blockwurf befestigten Flussabschnitten, ist bei hoher Wasserführung kaum geeignetes Habitat für die Jungäschen verfügbar. Schotterbänke, die großflächig genug sind, um bei verschiedenen Wasserständen ihre Habitatfunktion aufrecht zu halten, sind nur in Gewässern zu finden, denen entsprechender Raum zur Verfügung steht, was in vielen Gewässerstrecken im Untersuchungsgebiet nicht mehr der Fall ist. Es gibt aber auch Teillebensräume, die hinsichtlich der Morphologie kaum Defizite aufweisen. Als Beispiele dafür sind in Tirol besonders der Obere Lech, Abschnitte von Isel, Brixentaler und Ötztaler Ache oder Sill zu nennen, in Südtirol z. B. Abschnitte von Ahr, Eisack, Talfer oder Grödnerbach, v. a. Letzterer ist aber wiederum besonders stark fragmentiert.

Fazit:

Die meisten Gewässer sind durch Eingriffskombinationen mehrfach belastet, was insgesamt zu dramatischen Veränderungen der Gewässerlebensräume und ihrer Organismengemeinschaften geführt hat. Die Vielzahl anthropogener Eingriffe erfordert nunmehr adäquate und nachhaltig wirksame Managementmaßnahmen – gemeint sind an dieser Stelle lebensraumverbessernde Maßnahmen - die die individuellen bzw. typspezifischen Eigenheiten unserer Gewässersysteme berücksichtigen bzw. respektieren und deren Faunenelemente bestmöglich schützen. Wie anhand der oben beschriebenen wesentlichsten Eingriffsformen in die Gewässer des Untersuchungsgebiets in Zusammenhang mit der Ökologie der Äsche diskutiert, lässt sich keine allgemeine Prioritätenreihung, was zuerst zu sanieren wäre, ableiten. Angesichts der festgestellten weit voran geschrittenen Degradierung von funktionsfähigem Äschenlebensraum im Projektgebiet sind nunmehr klare politische Bekenntnisse, Entscheidungen und folgende Handlungen für eine Sanierung der Fließgewässer und einem Stopp der weiteren Fragmentierung und Zerstörung gefordert. Nur wenn rasch entschieden und gehandelt wird, kann die Äsche, als wesentliche Flaggschiffart in heimischen Gewässern wieder erstarken und für die kommenden Generationen erhalten bleiben.

Auch wenn Sanierungsprioritäten nicht klar zu definieren sind ist jedenfalls klar, dass Migrationshindernisse im besten Fall vollständig beseitigt werden sollten, wenngleich ein Schleifen von Wehren, die der Wasserkraftnutzung dienen, derzeit nicht realistisch erscheint. Daher ist wohl die Errichtung funktionsfähiger Fischwanderhilfen an allen Kontinuumsunterbrechungen das aktuell realistische Sanierungsziel hinsichtlich der Migrationsrouten. Wie anhand der im Rahmen vorliegender Studie erstellten Karten ersichtlich, ist es auch dorthin noch ein weiter und kostenintensiver Weg. Fischwanderhilfen ermöglichen bis dato in erster Linie den Fischaufstieg, zum Thema flussabwärts gerichteter Wanderungen herrscht sehr großer Forschungsbedarf, wobei der Fischschutz (wie adulte Äschen von Kraftwerksturbinen abgehalten werden können) durch den Einbau entsprechender Feinrechen bereits jetzt gewährleistet werden könnte; entsprechende Vorschriften dazu aber (noch) nicht gemacht werden. Konzepte bzw. Bauwerke, wie Äschen erfolgreich ins Unterwasser geleitet werden können, existieren bis dato gar nicht, sind aber dringend notwendig. Diese Umstände sind nicht zuletzt bei der Beurteilung der Passierbarkeit eines Wehres immer zu berücksichtigen. Die Kontinuumsproblematik im Projektgebiet wäre jedenfalls als noch deutlich stärker belastet zu bezeichnen, wenn unter Passierbarkeit die freie Migrationsmöglichkeit in beide Richtungen (in und gegen die Fließrichtung) verstanden wird.

Dass über lange Strecken als durchgängig eingestufte Teillebensräume wie an Drau/ Isel, Inn oder Etsch noch keine guten Äschenbestände garantieren, ist aus den vorliegenden Daten klar ersichtlich. Die genannten Gewässer(strecken) haben gemein, dass sie mehr oder weniger stark durch Schwall belastet sind; eine Eingriffsform, die v. a. die Rekrutierung von Jungfischen reduziert. Ähnlich wie bei flussabwärts gerichteten Migrationen sind auch hinsichtlich der Sanierung von Schwall noch keine konkreten Maßnahmen erarbeitet, einzelne Forschungsprojekte bzw. Fallstudien jedoch bereits fertiggestellt oder in Bearbeitung. Bei der Sanierung durch Schwallbetrieb verursachter ökologischer Probleme zur Zielerreichung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie werden freilich die Wirkung zweckmäßiger Maßnahmen und die volkswirtschaftliche Wertigkeit von durch Schwallbetrieb erzeugtem Spitzenstrom im Einzelfall abzuwiegen sein. Aus Sicht der Autoren kommt aber einer Milderung der ökologischen Folgen von Schwallbetrieb besonders in Hinblick auf Schutz und Erhalt der Äsche sehr hohe Bedeutung zu.

Neben Schwallbetrieb und unterbrochenen Wanderrouten sind selbstverständlich auch morphologische Verbesserungen sowie ökologisch orientierte Spülkonzepte und in einigen Teillebensräumen auch noch Anpassungen von Restwassermengen angezeigt. Vor allem wenn die vollständige Sanierung einzelner Belastungen nicht gelingt, ist das Ausschöpfen aller realisierbaren Möglichkeiten zur Lebensraumverbesserungen zu fordern.

Fischereiwirtschaftliche Maßnahmen können jedenfalls erst nachhaltig wirksam werden wenn die Lebensraumverhältnisse soweit saniert sind, dass die Äsche ihren natürlichen Lebenszyklus erfüllen kann. Erst in Folge der Herstellung einer ausreichenden Lebensraumqualität können fischereiliche Maßnahmen greifen, die gegebenenfalls versuchen können, eingebrochene Äschenbestände wiederaufzubauen oder zu unterstützen.

6.2 Vorschläge zur Bewirtschaftung der Äsche im Projektgebiet – fischereiliches Management

Das vorliegende Kapitel ist in zwei Abschnitte unterteilt. Zum einen behandelt es Möglichkeiten und Strategien, mittels Fischbesatz nachhaltige Verbesserungen von Äschenpopulationen zu erreichen, zum anderen werden fischereiliche Maßnahmen vorgeschlagen, die die Regelung der Befischung und Nutzung der Äsche im Projektgebiet betreffen. Besatzmaßnahmen, die lediglich die Kompensation der Auswirkungen negativer Lebensraumqualität zum Zwecke haben, werden nur am Rande behandelt. Diese können zwar fischereiwirtschaftliche Relevanz haben und im Einzelfall – wenn Teillebensräume nicht sanierbar sind (z. B. in so genannten „erheblich veränderten Wasserkörpern“) – die einzige Möglichkeit sein, Äschenbestände (künstlich) aufrechtzuerhalten, kaschieren aber nur die tatsächlichen Probleme bzw. Defizite und tragen nicht zur nachhaltigen Sicherung natürlicher Äschenpopulationen im Projektgebiet bei.

6.2.1 Fischbesatz

In Südtirol ist bis dato kaum Besatz mit Äschen erfolgt, während in Nord- und Osttirol seit vielen Jahren große Bemühungen zur Stärkung der Äschenbestände durch Besatz unternommen werden. Dies ist zu betonen, als die Analysen der Äschenbestände anhand der vorliegenden Daten keine wesentlichen Unterschiede in den Äschendichten zwischen Südtirol und den Österreichischen Landesteilen ergeben haben. Vielmehr war sogar festzustellen, dass es in Südtirol einzelne Teillebensräume gibt, die bessere Äschenbestände aufweisen, als es durch die aktuelle Lebensraumqualität zu erwarten wäre. In Nord- bzw. Osttirol ist lediglich der umgekehrte Fall feststellbar, nämlich dass einzelne Lebensräume existieren, die relativ gute Qualität aufweisen, Äschen aber zum Teil gar nicht oder nur in sehr schwachen Beständen vorkommen. Mit Ausnahme eines einzelnen Teillebensraums im Gurglbach, der allerdings auch vom nächstgrößeren Vorfluter (Inn) durch mehrere Zäsuren separiert ist, konnte in keinem Teillebensraum ein, anhand der zur Verfügung gestandenen Befischungsdaten, messbarer Erfolg von Fischbesatz gefunden werden. Daraus kann nach Ansicht der Autoren geschlossen werden, dass Anpassungen der Besatzstrategien notwendig sind, wenn zukünftig eine nachhaltig wirksame Bestandsstützung der Äsche erreicht werden soll, wenngleich eine solche – wie bereits mehrfach betont – jedenfalls weitgehend geeignete Lebensraumverhältnisse voraussetzt. Nachdem in vielen Teillebensräumen wo Besatzätschen eingebracht werden aktuell aber massive anthropogene Belastungen bestehen, ist das bisherige Scheitern zwar nicht verwunderlich, die Sinnhaftigkeit von Besatz sollte aber jedenfalls stärker hinterfragt werden, als dies bisher geschehen ist. So sollte die den Autoren kommunizierte, in Tiroler Fischereikreisen durchaus gängige Meinung, dass in manchen Gewässer(abschnitte)n ohne Besatz gar keine Äsche mehr zu fangen wäre, überprüft werden. Nicht zuletzt deshalb, da man sich von Seiten der Fischerei in Tirol große Mühe macht, geeignetes Besatzmaterial zu produzieren und dieser Aufwand nicht nur mit großem Engagement der Beteiligten, sondern auch mit hohen Kosten verbunden ist. Daten zu generieren, mit welcher Besatzstrategie unter welchen vorherrschenden Lebensraumproblemen welche Erfolge bzw. Misserfolge erzielt werden, ist aus Sicht der Verfasser die wichtigste Empfehlung im vorliegenden Kapitel. Nicht zuletzt deshalb, da auch in Südtirol angedacht wird, Äschenbesatz zukünftig stärker zu forcieren.

Wenn Äschenbesatz durchgeführt werden soll sind einige Punkte zu beachten bzw. wesentlich, die im Folgenden diskutiert sind:

(1) Besatz kann nur dann nachhaltig sein, wenn die Lebensraumqualität den Anforderungen aller Altersstadien der Äsche gerecht wird. Wie bereits oben diskutiert, wird Besatz zur Dauermanagementmaßnahme, wenn die Äsche ihren Lebenszyklus nicht vollenden kann, weil ein Flaschenhals im Lebensraumangebot besteht. Kann dieser nicht beseitigt werden und ist ein eigenständiges Bestehen einer Äschenpopulation auch in Zukunft nicht zu erwarten, handelt es sich um so genannten Kompensationsbesatz. Dieser ist ökologisch nur dann vertretbar, wenn zumindest genetisch integriertes Besatzmaterial verwendet wird (siehe unten). Ökonomisch kann Kompensationsbesatz dann sinnvoll sein, wenn die für die Gewinnung des Besatzmaterials aufgewendeten Mittel und die aus Lizenzverkäufen generierten Einnahmen zumindest in einem ausgewogenen Verhältnis stehen. Besatz durchzuführen, um mangelhafte Lebensraumqualität zu kaschieren, sollte zumindest nicht mit Mitteln der Fischerei finanziert werden müssen, sondern durch die Verursacher der Lebensraummissere getragen werden. Diese wären aber eigentlich dazu anzuhalten, die erforderliche Lebensraumqualität wiederherzustellen, was in den meisten Fällen aber deutlich höheren finanziellen Aufwand bedeuten würde. So werden oftmals gerne Besatzmaßnahmen mitfinanziert und die Fische gemeinsam mit Vertretern der Fischerei besetzt, denn dabei entstehen meist Fotos mit denen das Image des entsprechenden Unternehmens dann medial aufgebessert werden kann.

(2) Anforderungen an die Qualität des Besatzmaterials:

Die Qualität von Besatzätschen kann nach zwei übergeordneten Kriterien differenziert werden. Zum einen sind das genetische Aspekte, also Qualität hinsichtlich der Abstammung von Besatzfischen. Diesbezüglich ist der Qualitätsanspruch grundsätzlich erfüllt, wenn die Elterntiere, aus denen Nachwuchs produziert wird, aus der entsprechenden Managementeinheit (z. B. Fluss-/ Einzugsgebiet) stammen und nicht mit Fischen fremder Herkunft vermischt sind.

Zum anderen wird die Besatzfischqualität von der Handhabung und den Haltungsbedingungen innerhalb der Fischzucht bestimmt, da Fische bei längerem Aufenthalt in einer menschlich kontrollierten Umwelt (Fischzucht) zunehmend Domestizierungserscheinungen zeigen (unter Domestizierung versteht man den Prozess durch den Wildtiere zu Haustieren werden) und immer ungeeigneter werden, wild, im freien Gewässer zu überleben und die Degenerationen aus dem Zuchtaufenthalt in weiterer Folge u. U. auch an ihre Nachkommen weitervererben.

Ätschen haben sich im Laufe der vergangenen Jahrhunderte oder gar Jahrtausende an die Verhältnisse der verschiedenen Einzugsgebiete bzw. Flüsse angepasst. Diese Anpassung an lokale Verhältnisse (z. B. Temperatur, Abfluss etc.) schlägt sich im Genom, in den Erbmerkmalen der Ätschen nieder. Durch entsprechende genetische Analysen, lassen sich die Ätschenpopulationen verschiedener Gewässer meist molekularbiologisch unterscheiden. Bei der Ätsche hat eine Differenzierung auf mehreren geographischen Skalen stattgefunden. Zunächst gehören die Ätschen im Etsch-Einzugsgebiet, zumindest in der Etsch selbst und den nördlichen und westlichen Zubringersystemen, der so genannten adriatischen Linie an. Im östlichen Teil des Einzugsgebiets, in der Rienz, Ahr, Antholzerbach etc. finden sich aktuell Ätschenpopulationen, die genetisch zum Drau-System, also zur südalpiner Linie, gehören. Wie diese Linie in die Rienz etc. gekommen ist bleibt nicht gänzlich geklärt, die Ätschen entstammen

aber vermutlich einem lange zurückliegenden Besatz (Meraner et al. 2014). Für adriatische Äschen existiert(e) vermutlich eine natürliche Ausbreitungsgrenze im Eisacksystem (Meraner et al. 2014). Adriatische Äschen sind im östlichen Südtirol wahrscheinlich nie natürlich verbreitet gewesen (Meraner et al. 2014).

Osttirol, das ja gesamt über die Drau entwässert, beheimatet natürlicher Weise die bereits erwähnten südalpinen Äschenstämme, die auch die weiteren Gewässer Kärntens besiedeln (z. B. Weiss et al. 2013).

Im Inn-Einzugsgebiet sowie in allen weiteren Nordtiroler Einzugsgebieten (Lech, Großache) leben wiederum nordalpine Äschenstämme, die zwar allesamt einer größeren Linie entstammen, aber mit Sicherheit feinere Differenzierungen aufgewiesen haben und u. U. noch aufweisen. Leider konnten lokale Unterschiede in Nordtiroler Gewässern/ Einzugsgebieten im Zuge der genetischen Analysen von Prof. Weiss im Rahmen von AlpÄsch nicht aufgezeigt werden. Zum einen liegt das daran, dass im Lech aktuell keine Wildfischpopulation mehr vorhanden scheint, zum anderen könnten natürliche Unterschiede bzw. Gradienten zwischen Teilen des Inneinzugsgebiets (z. B. Ober-/ Unterland) durch die seit Jahren andauernden Besatzkampagnen mittlerweile verwaschen sein. Auch das Probenmaterial von Prof. Weiss aus dem Großache-System enthält z. B. auch Äschen südalpiner Abstammung, die höchstwahrscheinlich aus Besatz unbestimmter Herkunft stammen. Wenn es nun gilt, Managementeinheiten für Tirol und Südtirol zu definieren, so ergeben sich im Wesentlichen drei Gruppen, die hinsichtlich der Genetik für zukünftige Besatzmaßnahmen herangezogen werden sollten und die untereinander keinesfalls kompatibel sind:

Für den Großteil Südtirols, mit Ausnahme der erwähnten östlichen Einzugsgebiete, sind das adriatische Äschen (Etsch, Falschauer, Puni, Passer etc.). Für die östlichen Einzugsgebiete (Rienz, Ahr, Antholzerbach etc.) sowie für gesamt Osttirol (Drau, Isel) kommen ausschließlich südalpine Äschen als Mutterfische in Frage. Und für Nordtirol die bereits erwähnten nordalpinen Genotypen des Inn-Systems. Für weitere Details hinsichtlich der Managements aus genetischer Sicht sei an dieser Stelle auf den Bericht der Arbeitsgruppe von Prof. Weiss verwiesen.

Hinsichtlich der weitgehenden Vermeidung von Domestizierung ist es jedenfalls angezeigt, dass der Aufenthalt von Besatzmaterial in der Fischzucht so kurz wie möglich gehalten wird. Dies gilt sowohl für Elterntiere als auch für den daraus produzierten Nachwuchs. Als Elterntiere sollten jedenfalls Wildfische aus den oben genannten Managementeinheiten herangezogen werden. Also ausschließlich Mutterfische aus den jeweiligen Einzugsgebieten. Idealerweise werden die Elterntiere kurz vor der Laichreife gefangen und nach dem Abstreifen gleich wieder in die Freiheit entlassen. Sollte die genetische Qualität fraglich sein, sollten die einzelnen Individuen genetisch untersucht werden, um ihre Eignung zur Nachzucht zweifelsfrei festzustellen. Ein wichtiges Qualitätskriterium ist auch die erzeugte genetische Variabilität der Nachzucht. Es müssen mindestens 25 Weibchen und 25 Männchen zur Nachzucht herangezogen werden, um die volle genetische Vielfalt an die Nachkommen weiterzugeben. Außerdem ist anzuraten, möglichst viele Familien zu begründen. Das heißt, dass das Eimaterial eines Weibchens in mehrere Portionen aufgeteilt wird und jeder Teil mit dem Samen eines unterschiedlichen Männchens befruchtet wird. Damit wird dem Laichverhalten der Äsche am besten entsprochen, da die Eier von Äschenweibchen auch in der Natur von mehreren männlichen Tieren befruchtet werden.

Ein Problem, das bei der künstlichen Vermehrung immer auftritt und auch nicht zu vermeiden ist, ist die fehlende freie Partnerwahl, die in der Natur eine wichtige Verhaltensweise darstellt und wahrscheinlich große Bedeutung für den langfristigen Bestand von Populationen besitzt. Eine relativ neue Literaturstudie aus Amerika zeigt, anhand mehrerer Fallstudien belegt, dass auch die direkten Nachkommen von Wildfischen bereits eine deutlich reduzierte Reproduktionsfähigkeit als Adultfische aufweisen! Warum das so ist, ist noch nicht vollständig geklärt, die fehlende freie Partnerwahl scheint dabei aber ein wichtiger Faktor zu sein. Klar ist aber, dass die Qualität der späteren Besatzfische bereits ab der Durchführung der künstlichen Befruchtung, also bereits die Qualität der befruchteten Eier, gegenüber natürlich abgelaichten Eiern drastisch reduziert ist!

Sind die Eier gewonnen, ist es jedenfalls sinnvoll, diese bis zum Augenpunktstadium unter kontrollierten Bedingungen zu erbrüten. Wird Besatz mit Augenpunkteiern durchgeführt (siehe unten), werden weitere Domestizierungserscheinungen hintangehalten.

Wenn die Äschen aber bis zum Jungfisch oder in noch ältere Stadien vorgetreckt werden sollen, ist mit Fortdauer der Aufenthaltszeit in der Fischzucht mit fortschreitender Domestizierung zu rechnen. Optimiert werden kann die Aufzucht jedenfalls, wenn die Bedingungen in der Zucht möglichst den Lebensbedingungen in der Natur angeglichen werden. Dazu gehören möglichst naturnahe Bedingungen in Aufzuchtbecken oder Rinnen, das Bereitstellen durchströmter Lebensräume und eines möglichst hohen Anteils an Naturnahrung, unregelmäßige Fütterungszeiten etc.. Zu den Möglichkeiten naturnaher Aufzucht sei an dieser Stelle auf eine Arbeit von Pinter (2008) verwiesen, die sich explizit mit in wissenschaftlicher Literatur dazu publizierten Arbeiten auseinandersetzt.

Je länger der Aufenthalt in der Fischzucht andauert, desto geringer wird Überlebensfähigkeit der Fische nach einem Besatz im freien Gewässer (z. B. AQUAWILD 2004, Maynard et al. 2004) und desto geringer wird also die Qualität des Besatzmaterials. Somit sinkt auch die Wahrscheinlichkeit, dass die Besatzfische zur Stärkung einer Wildfischpopulation oder zum Wiederaufbau eines eigenständigen Bestands beitragen können dramatisch.

(3) Welche Größenklassen und wie soll besetzt werden?

Wie bereits oben geschrieben, steht der Wiederaufbau eigenständiger Populationen bzw. die Stützung schwacher Äschenbestände im Fokus vorliegender Arbeit und nicht der oben angesprochene Kompensationsbesatz oder gar Attraktivitätsbesatz, um Fischer zufriedenzustellen. Damit wird ein Besatz älterer Äschen, auch auf Grund der oben beschriebenen Qualitätsverluste durch Domestizierung, grundsätzlich als nicht zielführend erachtet. Nachdem bereits mit der Erstanfütterung von Jungäschen Domestizierung ausgelöst wird, - wenn man den Fitnessverlust, der bereits mit der künstlichen Befruchtung eintritt einmal außer Acht lässt – ist der beste Zeitpunkt für den Besatz jedenfalls das Eistadium.

Eine zielführende Vorgehensweise für Eibesatz ist im deutschsprachigen Raum durch Holzer et al. (2004 und 2011) beschrieben. Aktuell werden Versuche mit Eibesatz auch bereits in Südtiroler Gewässern mit Augenpunkteiern der Marmorata durchgeführt.

Zur Gewinnung qualitativ hochwertigen Eimaterials werden Elterntiere idealerweise dem Besatzgewässer entnommen, was aber dann nur Sinn macht, wenn Flussabschnitte mit geringem oder fehlendem Äschenbestand besetzt werden und das Eimaterial aus Abschnitten mit gutem Adultfischbestand gewonnen werden kann. Eier aus kleinen Populationen zu entnehmen, ist jedenfalls kritisch zu sehen. Wenn ein Gewässer einen reproduktionsfähigen Bestand beheimatet und geeignete Laichplätze vorhanden sind, werden die Tiere selbständig

erfolgreicher reproduzieren bzw. Rekruten hervorbringen, als es mit jedweder Form von Besatz gelingen kann. Ist im zu besetzenden Gewässer keine ausreichend große Spenderpopulation vorhanden, so muss das Laichmaterial in einem anderen Gewässer, aber unbedingt aus derselben genetisch definierten Managementeinheit, gewonnen werden. Übergeordnetes Ziel eines Initialbesatzes muss es ja sein, dass sich mittelfristig eine sich selbst erhaltende Population etablieren kann, die fortan ohne Besatz auskommen soll. Besatz kann immer nur als zeitlich befristetes Werkzeug eingesetzt werden und eine Stütze bieten, aber immer mit dem übergeordneten Anspruch, dass der Lebensraum wieder so weit hergestellt wird, dass die Äsche ihren Zyklus wieder selbstständig durchleben kann. Nachdem die Äschenbestände im Untersuchungsgebiet derart stark eingebrochen sind, aktuell aber, v. a. durch die Bemühungen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie unterstützt, vielfach Lebensraumverbesserungen umgesetzt werden, kann ein Initialbesatz bereits jetzt in einigen Teillebensräumen erfolgreich sein. Scheitern wird ein solcher Besatz aber jedenfalls, solange jene Lebensraumdefizite unsaniert bleiben, die eine gesunde Äschenpopulation bis dato be-/verhindert haben.

Ein Besatz mit Augenpunkteiern ermöglicht es den Fischen quasi von der ersten Stunden nach dem Schlupf an, sich an die abiotischen Verhältnisse des Gewässers anzupassen. Außerdem unterläuft der derart produzierte Nachwuchs alle Phasen der natürlichen Selektion, während bei Besatz älterer Fische v. a. unerwünschte, durch die Zuchtumgebung induzierte selektive Prozesse wirken.

Nach einigen Jahren sollen die dem Eibesatz entstammenden Äschen als Laichreife Individuen an die Besatzstelle zurückkehren (homing), um dort selbst abzulaichen. Dies ist freilich nur möglich, wenn bereits als Besatzstelle Bereiche gewählt wurden, die aufgrund von Fließgeschwindigkeit, Tiefe und v. a. Substratzusammensetzung als Laichplatz geeignet sind. Vielfach ist aber ein gerade ein Mangel an geeigneten Laichplätzen und der dadurch entstandene Flaschenhals mitverantwortlich für den Niedergang von Populationen. Dies kann für Restwasserstecken, durch Stauraumpülungen betroffenen Abschnitten, durch Schwalleinfluss oder die Abtrennung von Laichhabitaten (z. B. in Zubringern) zutreffen. Fehlen Laichplätze, können diese aber mit verschiedenen Methoden reaktiviert oder durch Kiesschüttungen neue Laichplätze angelegt werden (Hauer et al. 2013; Pulg et al. 2011). In manchen Situationen, z. B. wenn Laichkies ausgetragen oder durch Feinsedimente kolmatiert wird, kann es nötig sein, diese Laichplätze im Anlassfall zu pflegen oder zu erneuern.

Ein Initialbesatz mit Eiern könnte vor dem Hintergrund der Lebensraumanalysen jedenfalls am Lech (Teillebensraum Lech 3), in Südtirol z. B. an der Passer (Teillebensräume Passer 1/Etsch 1) angedacht werden. Beide Gewässer bieten Teillebensräume mit guter Habitateignung aber weitgehend fehlendem Äschenbestand.

Ein zentrales Problem der Eibesatzmethode ist in der Reproduktionsökologie der Äsche zu finden. Äschen haben, verglichen mit der Forelle, sehr hohe Eizahlen von denen in der Natur nur ein verschwindend kleiner Anteil das Adultstadium erreicht. Eine Population bleibt in ihrer Größe konstant, wenn ein Äschen-Pärchen im Laufe seines Lebens wiederum ein Pärchen bzw. zumindest zwei Adultfische hervorbringt. Das heißt: Wenn eine ausgewachsene weibliche Äsche ca. 5.000 Eier ablegt und in ihrem Leben viermal laicht, so hätte sie insgesamt 20.000 Eier abgelegt. Aus diesen würden dann im Durchschnitt zwei adulte Äschen hervorgehen. Anhand dieses Beispiels wird klar, dass für einen entsprechend erfolgreichen Besatz sehr viele Eier benötigt werden. Dem Beispiel folgend könnten aus 200.000 Eiern ca. 20 Adultfische und aus einer Million Eier einige Jahre später lediglich ca. 100 Adultfische erwartet werden. Für die

Produktion von einer Million Augenpunkteiern bedarf es aber der Entnahme von ca. 200 Mutterfischen aus einem natürlichen Bestand und es müsste tolerierbar sein, dass die entnommenen Eier der Spenderpopulation entzogen werden. Womit die Restriktionen der Methode an einem drastischen Beispiel aufgezeigt seien. Was aber trotzdem für die Methode spricht ist, dass die Befruchtungsraten bei der künstlichen Vermehrung deutlich höher sein werden als in der Natur, dass annähernd alle befruchteten Eier das Augenpunktstadium erreichen werden und dass die Überlebensraten von Larven und Jungfischen im Idealfall deutlich höher sein können, da in den zu besetzenden Gewässern die innerartliche Konkurrenz reduziert ist, da aktuell kaum/ keine Äschen vorhanden sind, die um Nahrung und Habitat konkurrieren. Es ist aber zu betonen, dass ein Initialbesatz jedenfalls mit möglichst hohen Eizahlen durchgeführt werden muss, um Chancen auf Erfolg zu haben, da auch natürlicher Weise die Überlebensraten vom Ei zum Adultfisch bei der Äsche sehr gering sind und im Promillebereich liegen.

Aus diesen Überlegungen heraus ist es für die Äsche auch überaus schwierig, sich wieder zu erholen, wenn Bestände einmal geschädigt sind und die Laichtierzahlen gering sind.

(4) In welchen Situationen könnten auch größere Äschen besetzt werden?

Besatz von Äschen älterer Altersklassen ist derzeit die gängige Praxis im Projektgebiet, v. a. in Tirol, wo hauptsächlich vorgestreckte Jungfische besetzt werden. Aus Sicht der Autoren sind derartige Besätze aber zum Aufbau eines sich selbst erhaltenden Bestandes nicht zielführend bzw. der Erfolg durch keine Untersuchung belegt (siehe unten). Lediglich in stark durch Schwall betroffenen Gewässer(abschnitte)n, wo ein Aufkommen von Brut v. a. durch Strandung bei Sunk nicht oder nur sehr eingeschränkt funktioniert und daher ein Eibesatz nicht zielführend erscheint, könnte Jungfischbesatz versucht werden, da größere bzw. ältere Fische nicht mehr in unmittelbarer Ufernähe eintreten und daher unempfindlicher gegenüber Schwallbetrieb sind. Allerdings stellt sich dabei die grundsätzliche Frage, ob es Sinn macht, Äschen zu besetzen, wenn die Lebensraumdefizite einen selbstständigen Fortbestand der Äsche quasi verunmöglichen? Derartige Besatzmaßnahmen sind jedenfalls als Kompensationsbesatz zu bezeichnen und werden wohl aus rein fischereiwirtschaftlichen Überlegungen heraus getätigt. Bildlich gesprochen bekämpft man damit aber nur die Symptome, anstatt die Ursache zu beseitigen.

Für eine nachhaltige Bewirtschaftung ist in diesem Kontext jedenfalls zu fordern, dass bei Besatz älterer/ größerer Äschenklassen jedenfalls nur Besatzfische eingebracht werden, die nicht die genetische Integrität der Wildfische gefährden, also jedenfalls der entsprechenden Managementeinheit entstammen müssen. Dies ist jedenfalls einzufordern, da Besatzfische durch Abwanderung auch benachbarte Populationen beeinflussen und u. U. auch genetisch kontaminieren können wenn sie fremder Abstammung sind.

(5) Besatzerfolg überprüfen!

In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten wurden v. a. in Tirol vergleichsweise große Stückzahlen an Äschen besetzt. Mit Ausnahme der Kleinen Drau und des Gurglbaches wo ein Besatzerfolg zumindest anekdotisch berichtet wird, ist anhand der Fischbestandsdaten, die für das Projekt zur Verfügung standen, keinerlei nachhaltiger Erfolg von Besatzmaßnahmen ablesbar. Wie bereits einleitend im Besatzkapitel erwähnt, wäre es auch gewagt gewesen, v. a. aufgrund der gegebenen Lebensraumdefizite, einen durchschlagenden Erfolg der vorangegangenen Besatzkampagnen zu erhoffen. Die Aufzucht der Äsche wurde mit großem

persönlichem Engagement der beteiligten Personen und Institutionen vorangetrieben und wie die genetischen Analysen zeigen, wurde auch genetisch passendes Besatzmaterial für Tirol produziert (siehe Bericht Prof. Weiss), eine Überprüfung bzw. Evaluierung der bisher angewandten Besatzstrategie ist aber bisher unterblieben. Aus Sicht der Autoren ist es aber unerlässlich, den Erfolg von Besatzmaßnahmen auch zu evaluieren und daraus aufbauend u. U. notwendig werdende Anpassungen vorzunehmen bzw. die Strategie beizubehalten, falls Erfolge belegt werden.

Durch die Erarbeitung einer Methode innerhalb von AlpÄsch, mit der auch Augenpunkteier markiert und später detektiert werden können, können zukünftig auch Eibesätze einer Erfolgskontrolle unterzogen werden (vgl. Kapitel 0).

Je nach Altersstadium stehen für die Erfolgskontrolle von Fischbesatz unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Ab einer Individuenlänge von ca. 10 cm raten wir, Äschen mit so genannten „Visible Implant Elastomere“ (VIE) zu markieren. Dabei wird den Äschen ein flüssiger Kunststoff, entweder hinter dem Auge oder auch auf der Stirn unter die obere Hautschicht injiziert, der bei Wasserkontakt nach wenigen Minuten aushärtet und als Farbstrich erhalten bleibt. Zur Markierung stehen unterschiedliche Farben zur Verfügung, wodurch auch unterschiedliche Gruppen durch unterschiedliche Markierungsfarben unterscheidbar bleiben. Außerdem können auch Doppelmarkierungen mit unterschiedlichen Farbkombinationen gewählt werden, wodurch relativ viele Gruppen unterschieden werden können. Ein Nachteil der Methode ist, dass diese nicht zur individuellen Markierung geeignet ist, sondern eben nur Gruppenmarkierungen durchgeführt werden können. Allerdings ist eine individuelle Markierung juveniler Äschen in den meisten Fällen nicht notwendig, vielmehr kann diese Methode besonders dann sinnvoll eingesetzt werden, wenn es gilt, die Überlebens- bzw. Verbleiberate von Besatzfischen in einem bestimmten Abschnitt zu ermitteln. Die Methode der VIE Markierung kann freilich auch bei allen größeren Äschenstadien eingesetzt werden, wenngleich ein Besatz älterer Äschen grundsätzlich als nicht sinnvoll erachtet wird und lediglich als Option in Schwallstrecken in Frage kommt.

Individuelle Markierungen wie z. B. „Visible Implant Tags“ (VIT) oder „Passive Integrated Transponder“ (PIT) sind dann sinnvoll, wenn z. B. Wachstumsraten oder individuelle Wanderbewegungen ermittelt werden sollen, also bei fisch- oder populationsökologischen Fragestellungen, weniger jedoch zur Überprüfung von Besatzerfolg.

Nachdem Äschenbesatz am ehesten mit sehr frühen Stadien sinnvoll erscheint, wird sich auch das Monitoring mit Äschen beschäftigen müssen, die bereits als Ei oder Brütling ins Freigewässer besetzt werden. Zur Markierung von Äschen, die für eine VIE Markierung zu klein sind, kommt neben der in Kapitel 0 beschriebenen Methode der Farbmarkierung mittels Alizarin lediglich noch die Markierung mittels „blank oder coded wire“ in Frage. Dabei wird den Jungfischen ein wenige Millimeter großes Drahtstück in den Schädel appliziert, das später mit einem speziellen Metalldetektor detektiert werden kann. Auch diese Methode zielt in erster Linie auf Gruppenmarkierung ab, wenngleich bei Verwendung von kodiertem Draht auch individuell markiert werden kann. Der Code kann aber nur unter einem Binokular abgelesen werden, was bedeutet, dass die Tiere zur individuellen Bestimmung getötet werden müssen.

6.2.2 Fischereiliche Regelungen

Die Angelfischerei hat sowohl in Südtirol wie auch im österreichischen Projektgebiet hohen Stellenwert und lange Tradition und war eine wichtige Triebfeder für das Zustandekommen vorliegenden Projekts. Zur nachhaltigen Verbesserung der Äschenbestände im Untersuchungsgebiet

sind vorrangig lebensraumverbessernde Maßnahmen unabdingbar, die aber jedenfalls durch angepasste fischereiliche Regelungen unterstützt werden sollen. Die Fischerei kann dazu zum einen die Fangmittel bzw. –methoden und zum anderen die Entnahme reglementieren, um eine größtmögliche Schonung der Äsche zu erreichen bzw. den selbstständigen Wiederaufbau geschwächter Populationen bestmöglich zu unterstützen.

Hinsichtlich der Entnahme könnten folgende Überlegungen berücksichtigt werden:

- Es kann ein vollständiges Moratorium eingeführt werden, also Verzicht auf Äschenentnahme.
- Es sollten grundsätzlich nur männliche Äschen entnommen werden, die anhand ihrer ausgeprägten Rückenflosse (Fahne) im Adultstadium relativ sicher von Weibchen unterschieden werden können. Im Zweifelsfall sollte gefangene Äschen zurückgesetzt werden.
- Für die Erstellung angepasster Entnahmeregelungen können Jahrgangsstärken berücksichtigt werden. Erlangt ein individuenstarker Jahrgang die für eine Entnahme festgelegte Mindestgröße, könnten eine Verstärkte Entnahme zugelassen werden.
- Die Entnahmezahlen sollten grundsätzlich an den zur Verfügung stehenden Ertrag angepasst werden. Dazu sind freilich Daten zum Fischbestand unerlässlich. Dazu müssten vermehrt Elektrofischungen (am besten jährlich) durchgeführt werden. Um auf der sicheren Seite zu sein, also im Rahmen des Ertrages zu entnehmen, sollte keinesfalls mehr als die Hälfte des aktuellen Bestandes abgeschöpft werden.

Grundsätzlich sollte die Angelfischerei die Entnahme von Äschen so weit wie möglich reduzieren oder völlig darauf verzichten, solange sich die Bestände nicht deutlich verbessern. Die Erholung von Beständen in Gewässer(abschnitte)n in denen die Reproduktion und das Aufkommen von Jungfischen möglich sind, hängt entscheidend von der Anzahl an reproduktionsfähigen Adultäschen ab. Je mehr Laichfische, respektive v. a. weibliche Äschen verbleiben, desto mehr Eier können abgelegt werden und folglich auch mehr Jungfische schlüpfen, die in weitere Folge zu einer Bestandshebung beitragen können. Jede Entnahme von Äschen reduziert folglich die Quantität von Jungäschen. Selbstverständlich muss, um einen möglichst großen Adultfischbestand zu gewährleisten, nicht nur die Fischerei die Entnahme weitest möglich reduzieren, sondern auch der Ausfraß durch fischfressende Prädatoren – dabei ist in erster Linie der Kormoran angesprochen – ist zu verhindern. Dafür wären an den Äschengewässern im Untersuchungsraum dringend wirksame Vergrämungskampagnen auszuarbeiten bzw. auch zu bewilligen.

Überlegungen hinsichtlich angelfischereilicher Methoden:

Soll, wie oben dringend empfohlen, die Äschenentnahme reduziert, müssen freilich auch die Fischereimethoden derart angepasst werden, dass gefangene Fische möglichst unversehrt wieder zurückgesetzt werden können. Dazu seien einige Aspekte angeführt, die es erfordern, mit traditionellen Äschen-Fangmethoden zu brechen.

- Ein vollständiger Verzicht bzw. ein Verbot von Angelhaken mit Widerhaken ist dringend zu fordern. Wenn in einem Revier beispielsweise nur die Entnahme männlicher Äschen erlaubt ist und Weibchen zurückgesetzt werden sollen, so ist dies nur dann sinnvoll, wenn die gefangenen Fische den Fang bzw. die Manipulation möglichst ohne Verletzung überleben.

Dabei ist es jedenfalls notwendig, den Fisch einfach vom Haken lösen zu können. Widerhakenlose Köder sind das probateste Mittel, einen Fisch schnell vom Haken zu befreien.

- Die Fische sollten möglichst nicht aus dem Wasser genommen werden und möglichst wenig mit den Händen berührt werden, um die Schleimhaut der Tiere zu schonen. Ohne Widerhaken gefangene Fische können mit einer entsprechenden Zange auch ohne Berührung freigesetzt werden.
- Unterstützend sollten keine Landungsnetze verwendet werden, da diese die Schleimhaut der Fische verletzen können.
- Die Drillzeiten sollten so kurz wie möglich gehalten werden, um die Tiere möglichst kurz zu stressen. Je erschöpfter Äschen nach einen langen Drill sind, desto höher ist das Risiko, dass sich die Tiere nicht mehr erholen und nach dem Freisetzen sterben.
- Köder, die von den Fischen geschluckt werden können, sollten grundsätzlich nicht verwendet werden, da ein Entfernen des Hakens nicht mehr möglich ist. Haben Fische den Köder tatsächlich geschluckt, sollte die Angelschnur gekappt werden, wenn der Fisch zurückgesetzt werden soll. Geschluckte Angelhaken können korrodieren und in Folge vom Fisch abgeschieden werden. Derart zurückgesetzte Fische haben trotz des im Körper verbleibenden Hakens gute Überlebenschancen (Tsuboi et al. 2006).
- Köder, die besonders effizient für die Äschenfischerei sind und daher traditionell für den Fang mit folgender Entnahme eingesetzt wurden und werden, sollten vermieden bzw. untersagt werden. Gemeint ist in erster Linie das so genannte „Tiroler Hölzl“, das im Projektgebiet nach wie vor sehr beliebt ist. Wenn aber zukünftig die Äsche verstärkt geschont bzw. zurückgesetzt werden soll, ist die Verwendung des Tiroler Hölzls grundsätzlich zu hinterfragen. Generell sollte nur ein beköderter Haken erlaubt sein.

Letztendlich sollten fischereiliche Regelungen immer an die jeweilige Situation eines Gewässer(abschnitts) erarbeitet und mit den Fischern diskutiert werden, um einen größtmöglichen Konsens zu erzielen, wie die Fischerei zu betreiben ist. Oben stehende Punkte sind als generelle Empfehlungen zu verstehen. Die Art der Befischung, Entnahmeregelungen und Befischungsdruck zu regulieren, sollen weitestgehend der Fischerei überlassen bleiben. Es ist aber zu fordern, dass Bemühungen, den Lebensraum zu verbessern, keinesfalls durch unsachgemäße fischereiliche Praktiken konterkariert werden sollten und die Fischerei jedenfalls zu einer maßvollen Nutzung der in weiten Teilen des Projektgebiets angeschlagenen Äschenpopulationen aufgefordert ist.

7 Färbeversuch

7.1 Methodik

Der Versuchsaufbau des Färbeexperiments ist Tabelle 21 zu entnehmen. Getestet wurden zwei verschiedene Farbstoffkonzentrationen, unterschiedliche Färbedauern, sowie unterschiedliche Volumsverhältnisse von Eiern und Farblösung. Der Versuch wurde mit dem Farbstoff Alizarin Rot (ARS) vom Hersteller Sigma-Aldrich durchgeführt. Es wurden insgesamt 3.600 Äscheneier in 12 Gruppen zu je 300 Individuen aufgeteilt. Weiters wurden vier Großgruppen zu je einer Kontrollgruppe und zwei Testgruppen gebildet. Bei den Kontrollgruppen kam kein Farbstoff zum Einsatz, ansonsten wurden die Eier dem gleichen Prozedere wie die Testgruppen unterzogen. Die zwei Testgruppen einer Großgruppe unterscheiden sich jeweils in einem Parameter (Färbedauer, ARS-Konzentration oder Wassermenge). Die Großgruppen unterscheiden sich ebenfalls in einem weiteren Parameter.

Die Eier befanden sich zum Zeitpunkt der Färbung mit 160 Tagesgraden im späten Augenpunktstadium. Der Färbeversuch wurde von der Landesfischzucht betreut und am 17. Mai 2014 begonnen. Da nicht ausreichend Replikate von den Testgruppen vorhanden sind, müssen die Versuche zur wissenschaftlichen Absicherung jedenfalls wiederholt werden.

Für den Färbeprozess wurde bei den Gruppen 1 bis 6 eine Lösung mit 1.000 ml Wasser und zwei Farbstoffkonzentrationen (125 mg/l und 200 mg/l) angesetzt. Die Färbedauer belief sich auf 12 oder 24 Stunden. Um zu prüfen, ob der Färbeerfolg vom Verhältnis der Eizahlen zur Menge der Farblösung abhängig ist, wurde der Versuchsaufbau mit reduzierter Lösungsmenge wiederholt. Die Gruppen 7 bis 12 lehnen sich demzufolge an praxisnahe Verhältnisse an, bei denen größere Eizahlen zum Einsatz kommen werden und das Verhältnis von Eivolumen zu Lösungsvolumen entsprechend geringer ist, als es bei den Gruppen 1 bis 6 der Fall ist. Die Lösungsmenge wurde bei gleich gebliebener Eizahl (300 Ind.) mit 100 ml gewählt.

Zu Beginn des Versuchs wurden die Farblösungen angerührt und dann unter Belüftung rund eine Stunde zur pH-Stabilisierung ruhend gestellt. Anschließend wurden die Eier 12 oder 24 Stunden lang in der Farblösung gefärbt. Nach dem Färben wurden die Eier vorsichtig mit Frischwasser gespült, um den verbliebenen Farbstoff auszuwaschen. In weiterer Folge wurden die Eier (auch die Kontrollgruppe) in separaten Brutrahmen weiter erbrütet.

Die zwei zentralen Parameter in der Entwicklung eines praktikablen Färbeprotokolls sind der Markierungserfolg, also die ausreichende Einlagerung des Farbstoffs in die kalkhaltigen Strukturen der Fische und die im Zuge des Färbens auftretende Mortalität. Die Mortalität wurde vom Färbezeitpunkt an laufend kontrolliert und protokolliert. Bei der Protokollierung wurden die Phasen Eistadium (P^1), Dottersackbrut (P^2) und Brütling/ Jungfisch (P^3) unterschieden. Die statistische Überprüfung der Ausfallraten erfolgte mittels eines χ^2 -Tests ($\alpha = 0,05$), wobei die gemittelten Mortalitätsraten der Kontrollgruppen aus den ersten beiden und den letzten beiden Großgruppen den jeweiligen Testgruppen gegenübergestellt wurden.

Tabelle 21: Versuchsanordnung des Äschen-Färbeversuchs und Mortalität im Eistadium (P¹), im Dottersackbrutstadium (P²) und Brütlings- bzw. Jungfischstadium (P³).

Großgruppe	Gruppe	Individuen	Wassermenge (ml)	ARS Konzentration (mg/l)	Färbedauer (h)	Mortalität P ¹ (Ind.)	Mortalität P ² (Ind.)	Mortalität P ³ (Ind.)	Mortalitätsrate (%)
I	1	300	1.000	-	-	5	1	141	48
	2	300	1.000	125	12	2	0	100	34
	3	300	1.000	200	12	2	0	81	28
II	4	300	1.000	-	-	2	1	99	34
	5	300	1.000	125	24	1	0	131	44
	6	300	1.000	200	24	0	0	127	42
III	7	300	100	-	-	3	0	87	30
	8	300	100	125	12	4	1	144	50
	9	300	100	200	12	66	1	92	53
IV	10	300	100	-	-	1	1	84	29
	11	300	100	125	24	2	2	132	45
	12	300	100	200	24	72	2	115	63

Für die Überprüfung des Färbeerfolgs wurden von den Testgruppen jeweils 40 Individuen zur Untersuchung auf Markierungen herangezogen. Dazu wurden am 02. November 2014, also 169 Tage nach dem Färben, die Äschen entnommen und zur weiteren Analyse der Otolithen tiefgefroren. Kurz nach dem Auftauen wurden die beiden Sagittae entnommen und in Plastikeprouvetten im Dunklen verwahrt. Die Detektion der Markierungen erfolgte mit einem Fluoreszenz-Mikroskop (Filter: Leica ds red 10 44 7079; Wellenlänge Exzitation: 545 nm, Bandbreite 530 – 560 nm; Emission: 620 nm, Bandbreite 590 – 650 nm). Die Otolithen wurden auf Objektträger gelegt und unter 40facher Vergrößerung untersucht. Die Erkennbarkeit der Markierung wurde in drei Klassen notiert (siehe Tabelle 22).

7.2 Ergebnisse des Färbeversuchs

Die höchsten Ausfallsraten wurden bei jenen Testgruppen verzeichnet, die mit der reduzierten Wassermenge von 100 ml gefärbt wurden (Tabelle 22). Im Fall der Großgruppen III und IV ist von statistisch gesicherten Ergebnissen zu sprechen ($p = 0,001$). Auch die erste Großgruppe zeigt ein statistisch gesichertes Ergebnis an ($p = 0,013$). Festzuhalten ist, dass die Mortalität bei fast jeder Testgruppe über der mittleren Mortalität der Kontrollgruppen liegt. Lediglich die Gruppen 2 und 3 liegen im Bereich der Kontrollgruppen und erzielten damit die besten Ergebnisse. Aus Sicht der Ausfallsraten ist demzufolge eine 12-stündige Färbedauer bei ausreichend hohem Volumsverhältnis von Eizahl zu Lösungsmenge anzustreben. Die ARS-Konzentration hat mit Ausnahme von den Gruppen 11 und 12 sowohl beim 12-stündigen als auch beim 24-stündigen Färbeversuch keine bedeutenden Unterschiede im Überleben bewirkt.

Für alle Gruppen gilt, dass die meisten Ausfälle in der dritten Phase, also im Jungfischstadium aufgetreten sind. Das Dottersackstadium überlebten alle Gruppen weitgehend ohne Ausfälle. Im Eistadium konnte lediglich bei den Gruppen 9 und 12 erhöhte Mortalität festgestellt werden. Dies kann eindeutig auf die Farbstoffkonzentration von 200 mg/l ARS bei reduzierter Lösungsmenge zurückgeführt werden. Die Färbedauer (12 oder 24 Stunden) hat keinen weiteren Einfluss auf den Ausfall in Phase 1 gezeigt. Bei reduzierter Farbstoffkonzentration (Gruppen 8 und 11) liegen die Ausfallsraten im Bereich der jeweiligen Kontrollgruppe.

Tabelle 22: Versuchsanordnung und Färbeerfolg in drei Stufen. Kl. 1 = Keine Markierung; Kl. 2 = Leichte Markierung; Kl. 3 = Deutliche Markierung

Großgruppe	Gruppe	Individuen	Wassermenge (ml)	RS Konzentration (mg/l)	Färbedauer (h)	Analysierte Fische (Ind.)	Sichtbarkeit Markierung (%)		
							Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3
I	1	300	1.000	-	-	-	-	-	-
	2	300	1.000	125	12	40	3	5	93
	3	300	1.000	200	12	40	3	13	85
II	4	300	1.000	-	-	-	-	-	-
	5	300	1.000	125	24	40	0	23	78
	6	300	1.000	200	24	40	0	0	100
III	7	300	100	-	-	-	-	-	-
	8	300	100	12,5	12	40	8	35	58
	9	300	100	20	12	40	0	68	33
IV	10	300	100	-	-	-	-	-	-
	11	300	100	12,5	24	40	3	45	53
	12	300	100	20	24	40	0	10	90

Die besten Färbeerfolge konnten bei jenen Gruppen erzielt werden, die in ausreichend Farblösung, also mit 1.000 ml Wasser, markiert wurden. Die in 100 ml Farblösung markierten Fische liegen, mit Ausnahme von Gruppe 12, deutlich hinter den anderen Gruppen zurück. Das schlechte Abschneiden von Gruppe 9 ist auch darauf zurückzuführen, dass die Otolithen bei der Präparation nur unzureichend von umliegendem Gewebe befreit wurden, wodurch die Sichtbarkeit der Markierungen eingeschränkt war.

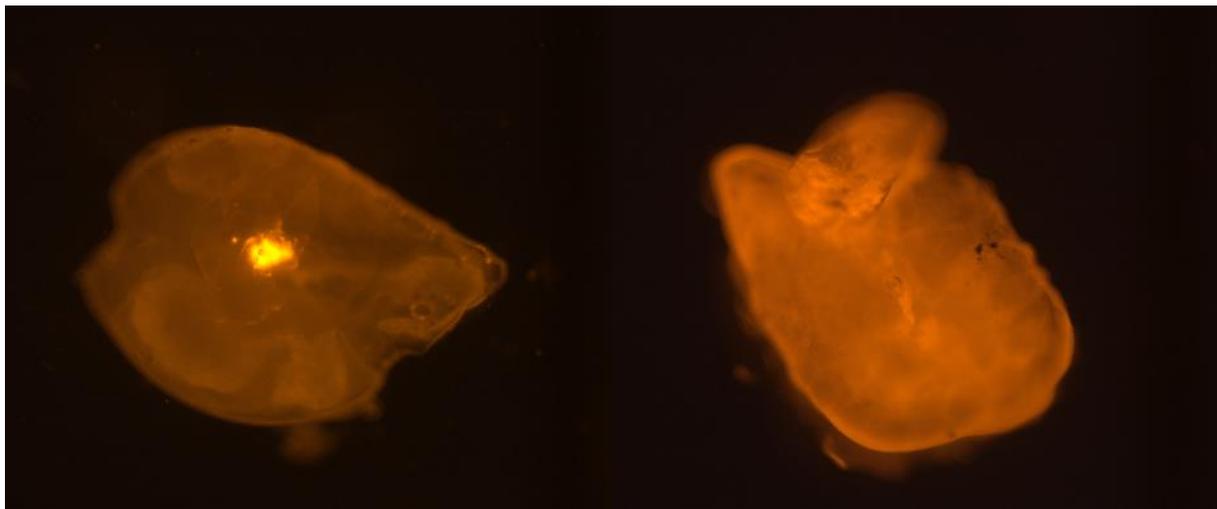


Abbildung 30: Otolith mit ARS-Markierung (links) und ohne Markierung (rechts)

Die Parameter Farbstoffkonzentration und Färbedauer erbrachten bei den mit 1.000 ml Wasser gefärbten Eiern keine signifikanten Unterschiede im Färbeerfolg. Fast alle Otolithen wurden entweder leicht oder deutlich markiert. Eine Auffälligkeit mit Bezug auf die Farbstoffkonzentration besteht jedoch darin, dass fast alle mit 200 mg/l ARS gefärbten Eier eine Markierung aufwiesen. Lediglich bei den 12 Stunden lang gefärbten Eiern der Gruppe 3 ist ein geringer Prozentsatz (3 %) nicht markiert worden. Folglich scheint die Farbstoffkonzentration von 125 mg/l nicht zu garantieren, dass alle Individuen sichtbar markiert werden; bei den Gruppen 2, 8 und 11 ließen einzelne Otolithen keine Markierungen erkennen.

Das mit Abstand beste Ergebnis wurde bei einer Färbedauer von 24 Stunden und einer ARS-Konzentration von 200 mg/l erzielt (Gruppe 6). Bei allen Otolithen dieser Gruppe waren die Markierungen gut sichtbar. Die Wiederholung dieses Versuchs bei reduzierter Wassermenge (Gruppe 12) erbrachte das zweitbeste Resultat.

Zusammenfassend kann für die Markierung von Äscheneiern im späten Augenpunktstadium festgestellt werden, dass bei ausreichend großzügig gewählten Volumsverhältnissen von Eiern zu Lösungsmenge eine Färbedauer von weniger als 24 Stunden anzustreben ist, um die Mortalitätsraten im Bereich der natürlichen Mortalität zu halten. Eine Färbedauer von 18 Stunden wird den Färbeerfolg erhöhen und unwesentlich auf die Überlebensrate wirken. Die Farbstoffkonzentration von 200 mg/l verspricht ein hohes Maß an deutlich markierten Individuen bei gleichzeitig geringem Anteil nicht markierter Individuen.

8 Anhang

8.1 Fischbestandserhebungen Lech, Inn und Gurglbach

8.1.1 Befischungsmethodik

Aufgrund methodischer Weiterentwicklungen in Ökologie und Fischereibiologie ist es heute möglich, relativ exakte Angaben über die Individuendichte und Fischbiomasse zu machen. In Fließgewässern ist die Elektrofischerei die wichtigste und am häufigsten eingesetzte Fangmethode (Peter & Erb 1996). Kleinere, flache, durchwatbare Gewässer wie der Gurglbach eignen sich hervorragend für den Einsatz der Elektrofischerei. Problematischer wird es bei Gewässern mit einer durchschnittlichen Tiefe von mehr als 1,5 m, welche nur mehr mittels eines von einem Boot betriebenen Elektrofanggerätes beprobt werden können.

Bei Bestandserhebungen wird mit Hilfe quantitativer Erfassungs- und Berechnungsmethoden ein räumlicher Bezug hergestellt. Da praktisch nie die gesamte Fischzönose bzw. deren vollständiger Lebensraum beprobt wird, bedient man sich statistischer Erfassungsmethoden, die anhand von Stichproben auf die Gesamtheit schließen lassen. Zentraler Punkt ist, dass alle Teillebensraumtypen (Mesohabitattypen) entsprechend ihrem Vorkommen (Häufigkeit) beprobt werden. Die Vielfalt und unterschiedliche Ausprägung solcher Mesohabitate erfordern zum Erreichen einer repräsentativen Aufnahme eine vergleichsweise hohe Stichprobenanzahl bzw. große Flächen und/ oder Längen der Beprobungsabschnitte. Das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) war in den letzten Jahren bei einer Vielzahl von Projekten mit Fischbestandsschätzungen in größeren Fließgewässern befasst. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde die so genannte „Streifenbefischungsmethode“ für mittelgroße Fließgewässer entwickelt (Schmutz et al. 2001). Die Datenerhebung und Auswertung im Untersuchungsabschnitt des Inns erfolgten anhand dieser Methode, die des Lechs in leicht abgeänderter Form (siehe unten).

8.1.2 Streifenbefischung (nach Schmutz et al. 2001)

Bei mittelgroßen Fließgewässern ist die Befischung mittels Elektrofangboot als die effizienteste und praktikabelste Fangmethode anzusehen. Die meisten anderen Fangmethoden erweisen sich in diesen Gewässern als nicht einsetzbar oder liefern keine quantifizierbaren Ergebnisse. So sind beispielsweise watend auszuführende Methoden (Elektrowatfischerei oder Zugnetzfishen) ab einer bestimmten Tiefe und Fließgeschwindigkeit ausgeschlossen. Natürlich gelten auch bei größeren Fließgewässern die grundsätzlichen Einschränkungen, denen die Elektrobefischungsmethode unterliegt. So sind z. B. bodenorientierte Fischarten wie diverse Kleinfischarten (Koppen, Neunaugen,...), sowie kleinere Altersstadien meist unterrepräsentiert bzw. können nicht quantitativ erfasst werden.

Am IHG stehen Elektrofangboote unterschiedlicher Größe und Funktion zur Verfügung. Die Fangboote wurden eigens für den Einsatz in Fließgewässern konzipiert. Die Auswahl der verwendeten Fangboote richtet sich nach den gegebenen Rahmenbedingungen der Gewässer. Grundsätzlich ist die höchste Fangeffizienz mit dem „großen Boot“ erzielbar. Aufgrund von Bootsgröße und Gewicht ist dessen Einsatz jedoch nicht in allen Situationen möglich bzw. angebracht. Der Inn wurde mit dem großen Boot befischt, der Lech mit dem Mittleren. Die verwendeten Gleichstromaggregate können wahlweise mit Spannungen um 300 bis 600 V betrieben werden.

Das große Boot (Abbildung 31) wird ab einer Gewässerdimension von ca. 10 m Breite eingesetzt, sofern durchgehende Befahrbarkeit gewährleistet ist. Das Boot besitzt einen 3,5 m breiten Rechen, dessen zehn Anoden bis ca. 1,5 m ins Wasser tauchen. Das elektrische Feld wirkt bis etwa 3 m Wassertiefe und auf einer Breite von ca. 6 m. Am Bug des Bootes befindet sich eine Plattform mit Reling von der aus der Rechen optimal eingesehen und die Fische mittels langstieliger (3,5 m) Kescher gefangen werden können. Die Mannschaft des großen Bootes besteht aus einem Bootsführer, zwei Kescherführern und einer weiteren Person, die für die Entleerung der Kescher und die Versorgung der gefangenen Fische zuständig ist.



Abbildung 31: Großes Befischungsboot

Am Lech kam das mittlere Boot (Abbildung 32) zum Einsatz. Die Breite des elektrischen Feldes misst 4 m. Die Mannschaft am mittleren Boot besteht aus vier Personen.



Abbildung 32: Mittleres Befischungsboot

8.1.2.1 Ablauf der Bootsbefischung

Die Befischung mit den Booten erfolgt grundsätzlich in Fließrichtung mit der Strömung treibend. Der zu befischende Streifen wird angefahren, das elektrische Feld von einem der beiden Kescherführer mittels Totmannschalter (Fußpedal) aktiviert und kontinuierlich aufrechterhalten. Betäubte Fische werden gekeschert und in Behälter entleert.

Falls mehr Fische ins elektrische Feld geraten als gekeschert werden können, erfolgt eine Zählung der nicht entnommenen Fische, getrennt nach Art und Größenklasse. Die Fangrate (Fangerfolg) wird maßgeblich dadurch bestimmt, inwieweit das Boot in konstanter Geschwindigkeit gehalten werden kann. Betäubte Fische treiben dabei mit gleicher Geschwindigkeit wie das Boot. Bei sehr hohen Fischdichten, bei denen eine exakte zahlenmäßige Erfassung nicht mehr möglich ist, wird der Fangerfolg geschätzt. Dabei wird unmittelbar nach der Befischung jedes Streifens von jedem Kescherführer nach Fischart und Größenklasse getrennt ein Schätzwert (0-100 %) definiert und daraus der Mittelwert gebildet. Die Erfahrungen zeigen, dass eine sofortige Umrechnung des Fangerfolges in Bestandszahlen dienlich ist, um die Plausibilität der Schätzung zu überprüfen. Dies ist v. a. bei sehr geringem Fangerfolg bzw. sehr hohen Fischdichten angeraten, da es sonst zu Überschätzungen kommen kann. Die Schätzungen innerhalb eines eingespielten Teams weichen, wie die Praxis zeigt, kaum voneinander ab (Abweichungen von ~10 %).

Vermessung, Protokollierung und Rückversetzung der Fische erfolgen sofort im Anschluss an die Befischung jedes einzelnen Streifens, nachdem das Boot am Ufer fixiert wurde.

Entsprechende Einschulung und Training des Bootspersonals ist Voraussetzung für einwandfreien Einsatz der Methode. Insbesondere die Fahrkenntnisse des Bootsführers sind für diese Methode von Bedeutung. Fahrhindernisse wie Blöcke, Totholz und Ufervegetation erfordern ein rasches Reagieren und exaktes Manövrieren. Solche Strukturen sind jedoch oft attraktive Fischeinstände und müssen unbedingt repräsentativ erfasst werden. Limitierende Faktoren für die Quantifizierbarkeit sind v. a. die Wasser- und Sichttiefe. Die Wirkung des elektrischen Feldes ist auf maximal 3 m Wassertiefe beschränkt. Zwar werden die Fische vom Anodenrechen angezogen und Großteils erst oberflächennahe betäubt, die Sichttiefe sollte jedoch >1,5 m betragen. Daher sind quantitative Aufnahmen v. a. bei größeren Fließgewässern nur bei Niederwasserführung möglich. Diese Verhältnisse treten meist in den kühlen Jahreszeiten auf, wobei jedoch zu geringe Wassertemperaturen (Winter) zu vermeiden sind, da dann die Reaktionsfähigkeit der Fische herabgesetzt ist.

Am IHG wurde in den letzten Jahren folgendes Konzept zur Fischbestandsschätzung mittelgroßer Fließgewässer entwickelt. Mit den Elektrofangbooten werden bei den einzelnen Probennahmen lediglich Teile des Flussquerschnitts, so genannte „Streifen“, erfasst. Diese Streifen werden in Bezug zu den jeweils vorhandenen Habitaten gesetzt, so dass sich der Gesamtlebensraum aus einem Set aller vorkommenden Habitattypen zusammensetzen lässt. Jeder Streifen repräsentiert somit einen bestimmten Habitattyp.

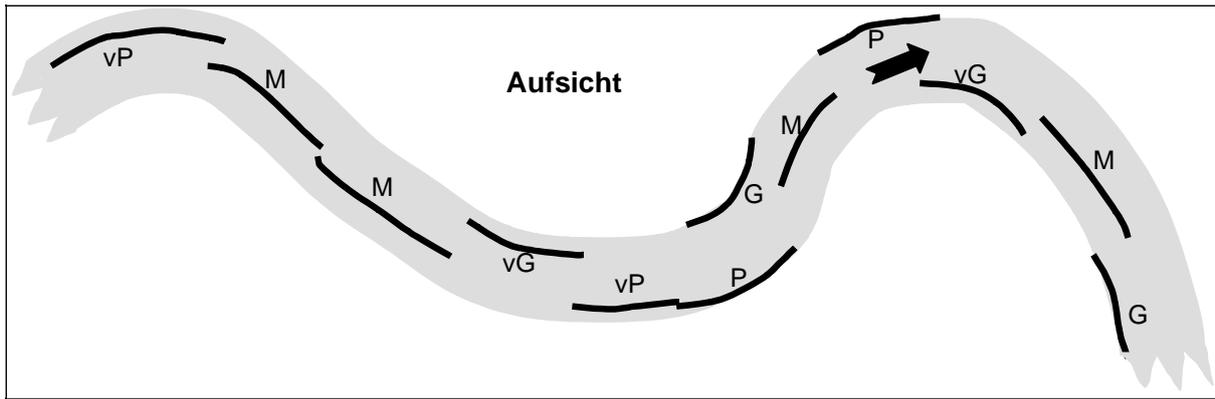


Abbildung 33: Aufsicht eines befischten Flussabschnittes mit schematisch dargestellten Befischungsstreifen; P, G = Prall- bzw. Gleithang; vP/ vG = versetzter Prall/ versetzter Gleithang, M = Flussmitte

Für jeden Habitattyp kann aus den einzelnen Streifen ein Bestandsmittelwert, gewichtet nach der Streifenlänge, berechnet werden. Somit lassen sich Bestandswerte für jeden einzelnen Habitattyp angeben. Der Gesamtbestand errechnet sich als Mittel von durchschnittlichen Habitatbestandswerten, jeweils gewichtet nach deren entsprechenden Repräsentativität.

Der Inn ist im untersuchten Gebiet durchschnittlich 36 m breit. Daraus ergeben sich bei einer Streifenbreite von 6 m (Wirkungsgrad des elektrischen Feldes) im Querprofil sechs Mesohabitate (1x G, 1x vG, 2x M, 1x vP und 1x P).

Im Fall des Lechs wurde aufgrund der Gewässerdimension bzw. aufgrund der Bearbeitbarkeit des Gewässers von der klassischen Unterscheidung der oben genannten Habitattypen abgegangen. Jeder am Lech beprobte Streifen deckt eine Vielzahl der vorhandenen Habitattypen ab und geht daher als repräsentativer „gemischter Streifen“ in die Berechnungen ein. Die mittlere Breite des Lechs wurde mit 26 m bestimmt, womit die Bestandsberechnung bei einer Bearbeitungsbreite von 4 m auf 6,5 Streifen im Querprofil basiert.

8.1.3 Bestandsberechnung

Biomasse und Individuendichte werden bezogen auf die unterschiedlichen Mesohabitateinheiten (Gleithang, Prallhang, usw.) berechnet. Dabei werden über die artspezifischen Längen-Gewichtsbeziehungen die Fischgewichte berechnet. Dadurch müssen nicht alle gefangenen Individuen gewogen werden. Die aufsummierten Gewichte ergeben unter Einbeziehung des Fangerfolges die Biomasse einer Art für das jeweilige Mesohabitat (Streifen). Um Vergleichbarkeit unterschiedlich langer Befischungsstreifen und damit Befischungsflächen herzustellen, werden Biomasse und Individuendichte jeweils auf ein Hektar Wasserfläche bezogen angegeben. Dazu wird mit Hilfe von online verfügbaren Orthofotos (TIRIS, Google Earth) und bei der Befischung gemessenen Gewässerbreiten eine durchschnittliche Breite für die einzelnen Abschnitte im Untersuchungsgebiet ermittelt. Weiters wird die Hochrechnung der durchschnittlichen Biomasse bzw. Fischdichte der einzelnen Abschnitte durchgeführt. Dazu wird anhand der ermittelten Gewässerbreite die Anzahl der Mesohabitateinheiten (Gleithang, Prallhang, usw.) im Querprofil des Abschnittes bestimmt und für die Berechnung herangezogen.

8.1.4 Elektrofischung mittels Polstange

Die Beprobung des Gurglbaches erfolgte watend. Die Strecke wurde vor der Befischung am oberen Ende mit einem feinmaschigen Netz abgesperrt, um ein Entkommen der Fische flussauf zu verhindern. Anschließend wurde mittels zweier Polstangen und in zwei Durchgängen (Runs) befischt. Dazu wurden zwei Rückenaggregate (1,5-2,5 kW) eingesetzt. Die zwei Polstangeführer waten dabei parallel flussauf und betäuben die Fische; jedem Aggregat (Polstange) ist dabei ein Kescherführer zugeordnet, der die betäubten Fische fängt und den Personen übergibt, die mit der Versorgung der Fische beschäftigt sind. Die Fische eines jeden Durchgangs werden getrennt gehältert. Im Anschluss an die Befischungsdurchgänge werden die Fische sofort vermessen, gewogen und nach Durchgängen getrennt protokolliert. Abschließend werden die Fische in die Strecke rückgesetzt.

Aufgrund der abnehmenden Fangzahlen der aufeinander folgenden Befischungsdurchgänge kann der Gesamtfischbestand einer Teststrecke errechnet werden (Seber & Le Cren 1967). Allerdings ist die Bestandsberechnung nur für jene Fischarten möglich, die mit dem Elektro-Fanggerät auch effizient zu fangen sind. Kleinfischarten und Lückenraum-bewohnende Arten, wie beispielsweise die Koppe, lassen sich nicht ausreichend mit der Elektrofischerei erfassen; eine Bestandsberechnung ist demnach nicht möglich. Für jene Arten die effizient befischt werden können (Bachforelle, Regenbogenforelle, Äsche etc.), wird ein gemeinsamer Gesamtbestand pro Strecke errechnet.

8.1.5 Ergebnisse der Elektrofischungen

8.1.5.1 Oberer Inn

Befischungsaufwand

Die Gesamtlänge des quantitativ bearbeiteten Abschnitts zwischen Vorderrauth und Tösens beträgt ca. 9,5 km und weist eine durchschnittliche Breite von ungefähr 36 m auf. Befischt wurden 25 Streifen auf einer Länge von 4.048 m, was ca. 43 % der gesamten Abschnittslänge entspricht. Die durchschnittliche Länge der einzelnen Streifen beträgt gut 160 m (Tabelle 23).

Zusätzlich zur quantitativen Befischung wurde im Bereich der Faggemündung noch nach Äschen gesucht. Die Befischung diente aber ausschließlich der Beschaffung von Genproben; es wurden keine Fangprotokolle erstellt oder Auswertungen gemacht.



Abbildung 34: Lage der quantitativ befischten Strecke am oberen Inn (Quelle: ÖK200; BEV)

Tabelle 23: Befischungsaufwand am Inn

Streifentyp	Anzahl der Streifen	Gesamtlänge [m]	Ø Länge [m]
Gleitufer	5	587	117
Gleitufer versetzt	5	728	146
Mitte	5	1.172	234
Prallufer versetzt	5	970	194
Prallufer	5	591	118
Gesamt	25	4.048	162

Realfang und Artenverteilung

Im gesamten Abschnitt wurden insgesamt 297 Individuen aus drei Arten gefangen, vermessen und wieder rückgesetzt. Mit einem Anteil von fast 60 % ist die Bachforelle (*Salmo trutta*) mit Abstand am stärksten vertreten. Mit knapp 24 % folgt die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und mit 47 Individuen (16 %) reiht sich die Äsche an letzter Stelle ein. Der Großteil der gefangenen Forellen konnte eindeutig als Besatzfische identifiziert werden.

Tabelle 24: Realfang und Artenverteilung

Fischart		Ind [Stk.]	Ind [%]
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	47	16
<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	178	60
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	72	24
Gesamt		297	100

Populationsaufbau

Bei Betrachtung des Längenfrequenzdiagrammes erkennt man sofort, dass die Fischpopulation des Inns stark von einem gesunden Populationsaufbau abweicht. Der 0+-Jahrgang, der normalerweise am meisten Individuen zählt, fehlt gänzlich. Weitere Jahrgänge sind nicht klar erkennbar. Dies sind klare Indizien, dass in diesem Abschnitt sämtliche Bachforellen aus Besatzmaßnahmen stammen, was sich auch mit den Beobachtungen am Gewässer deckt. Ähnlich wie bei der Bachforelle, fehlt auch bei der Regenbogenforelle der 0+-Jahrgang völlig. Der Populationsaufbau lässt im Unterschied zur Bachforelle noch zwei Jahrgänge erkennen, allerdings konnte die Tiere zum Großteil ebenfalls als Besatzfische identifiziert werden

Bei der Äsche sind ebenfalls der 2+ und ältere Jahrgänge am stärksten vertreten. Jungtiere wurden nicht gefangen. Einzig unterhalb der Faggemündung konnten drei juvenile Äschen gefangen werden. Dies lässt darauf schließen, bzw. deckt es sich mit den Aussagen des Bewirtschafters der Fagge, dass Äschen in die Fagge einwandern und dort natürlich reproduzieren.

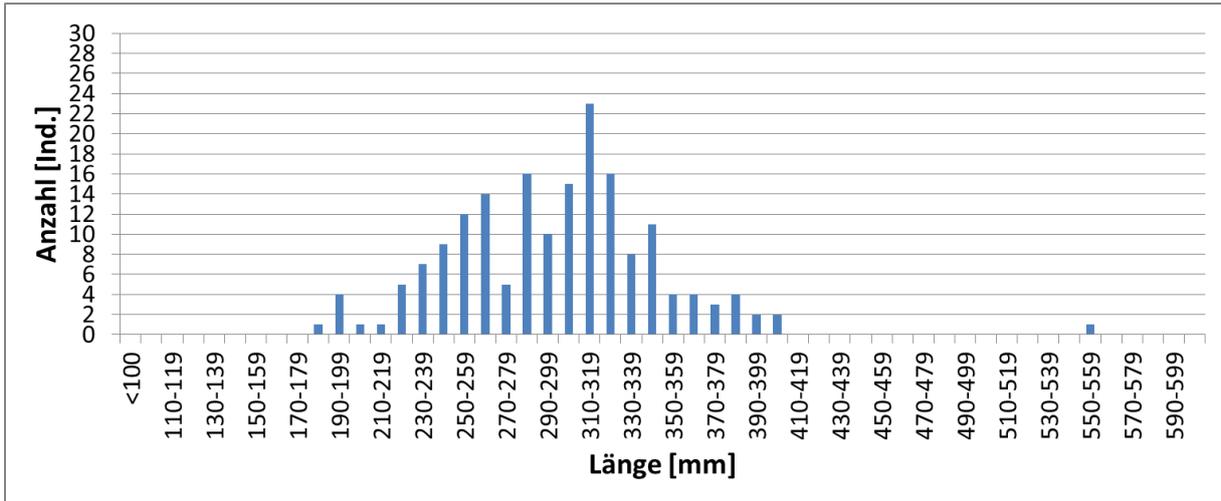


Abbildung 35: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle (n = 178)

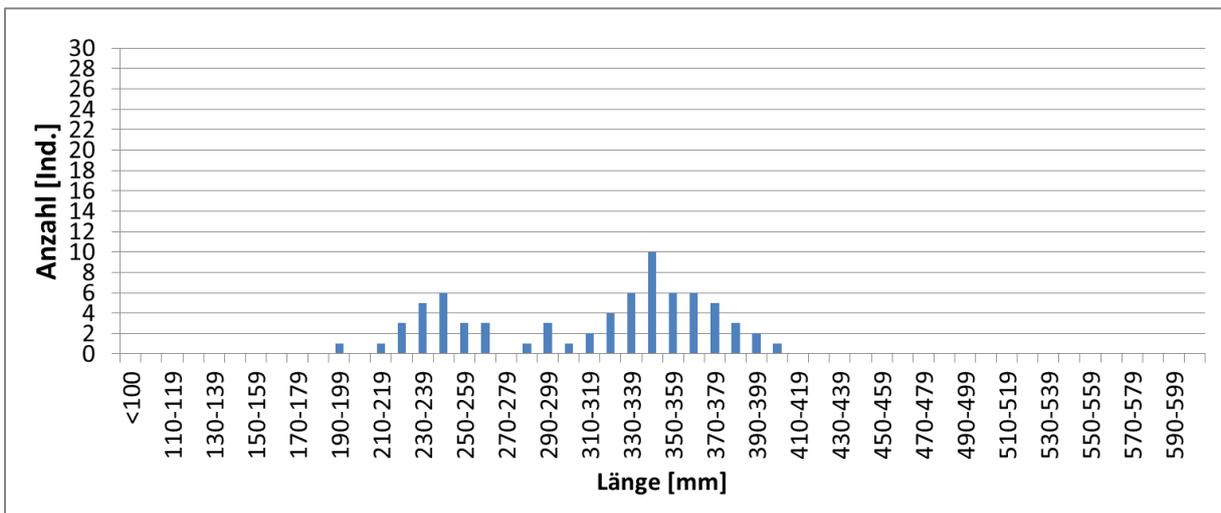


Abbildung 36: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle (n = 72)

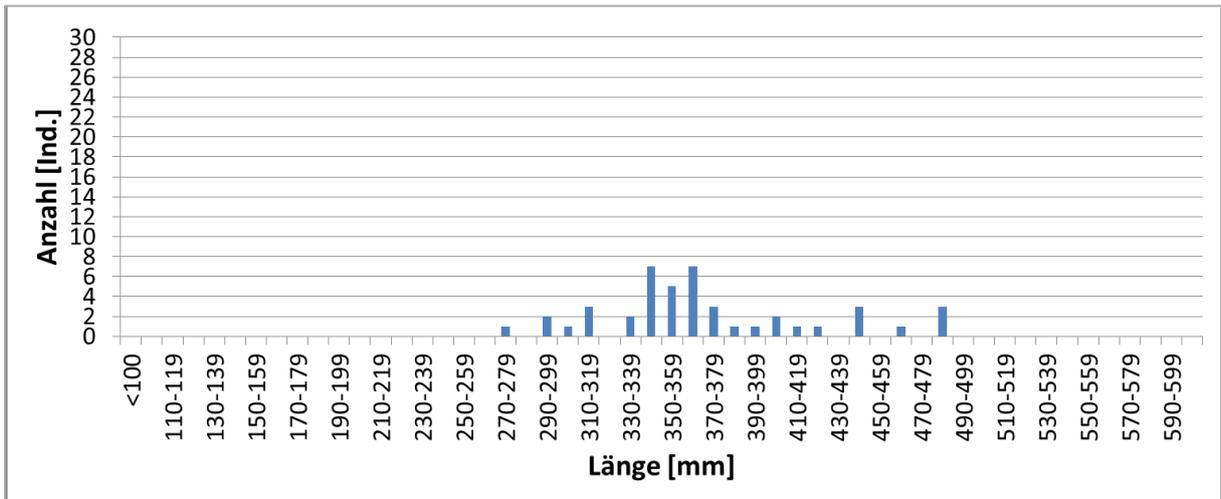


Abbildung 37: Längenfrequenzdiagramm der Äsche (n = 47)

Biomasse und Abundanz

Die Bestandsberechnung ergibt eine klare Dominanz der Bachforelle mit 707 Ind./ha (Tabelle 25). Die Regenbogenforelle bringt es auf ca. 300 Ind./ha vor der Äsche mit 203 Ind./ha. Die höchste Fischdichte findet sich an den Prallufeln mit knapp 500 Ind./ha. Die Äsche ist am stärksten an den versetzten Gleitufeln vertreten. Die Berechnung der durchschnittlichen Individuendichte anhand der Habitatverteilung des oberen Inns ergibt 202 Ind./ha.

Tabelle 25: Abundanz [Ind./ha]

Fischart	Gleitufer	vers. Gleitufer	Mittelstreifen	vers. Prallufer	Prallufer	Gesamt	Ø Inn
Äsche	38	84	0	5	76	203	34
Bachforelle	185	154	2	73	293	707	118
Regenbogenf.	38	116	2	18	124	298	50
Gesamt	261	354	4	96	493	1.208	202

Die durchschnittliche Gesamtbiomasse des Inns liegt bei 65 kg/ha (Tabelle 26). Würden die Fischereiberechtigten keine Besatzmaßnahmen durchführen, wäre der Bestand weit geringer. Dominiert wird die Biomasse von der Bachforelle, gefolgt von der Regenbogenforelle. Die Äsche kommt auf eine sehr geringe Dichte von durchschnittlich 11 kg/ha. Auf Sicht der Verteilung über die Mesohabitate wurde der überwiegende Teil der Fische an den versetzten Uferstreifen dokumentiert. Die Flussmitte ist, wie auch schon in Tabelle 25 ersichtlich, kaum besiedelt.

Tabelle 26: Biomasse [kg/ha]

Fischart	Gleitufer	vers. Gleitufer	Mittelstreifen	vers. Prallufer	Prallufer	Gesamt	Ø Inn
Äsche	13	27	0	1	24	66	11
Bachforelle	62	50	<1	19	95	226	38
Regenbogenf.	13	38	<1	5	40	96	16
Gesamt	88	115	<1	25	159	388	65

8.1.5.2 Lech

Befischungsaufwand

Auf einer Strecke von insgesamt 8.703 m wurden im Bereich von Hägerau bis Obergrünau 4.413 m befischt. Es wurden 14 Streifen bearbeitet, die eine Länge von 91 m bis 589 m (im Schnitt 336 m) aufweisen.

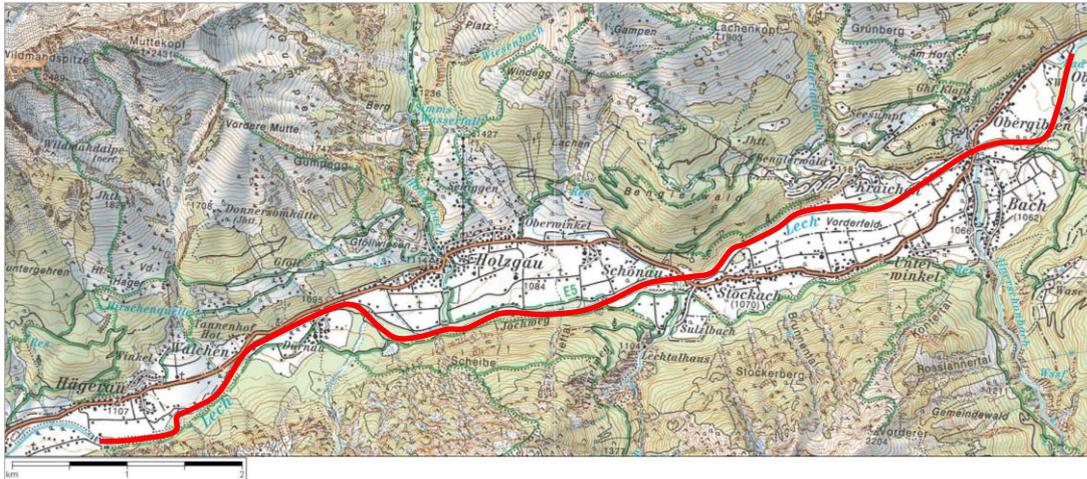


Abbildung 38: Lage der quantitativ befischten Strecke am Lech (Quelle: ÖK50; BEV)

Realfang und Artenverteilung

Im Untersuchungsgebiet konnten nur Bachforellen und Regenbogenforellen nachgewiesen werden. Mit über 80 % der wird der Bestand von der Bachforelle dominiert; es wurden 68 Bachforellen und 14 Regenbogenforellen gefangen (Tabelle 27). Äschen oder Koppen konnten im Lech nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 27: Realfang und Artenverteilung

Fischart		Ind [Stk.]	Ind [%]
<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	68	83
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	14	17
Gesamt		82	100

Populationsaufbau

Das Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle zeigt Individuen zwischen 180 und 470 mm (Abbildung 39). Der 0+-Jahrgang konnte zum Zeitpunkt der Befischung (Mitte April) noch nicht nachgewiesen werden. Der Altersaufbau lässt mehrere Jahrgänge erkennen, eine für Fischpopulationen typische Populationsstruktur ist jedoch nicht gegeben. Der große Anteil an Fischen >30 cm ist primär auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen. Aus den Reproduktionsjahren 2013 und auch 2012 sind nur wenige Individuen im Jahr 2014 nachweisbar.

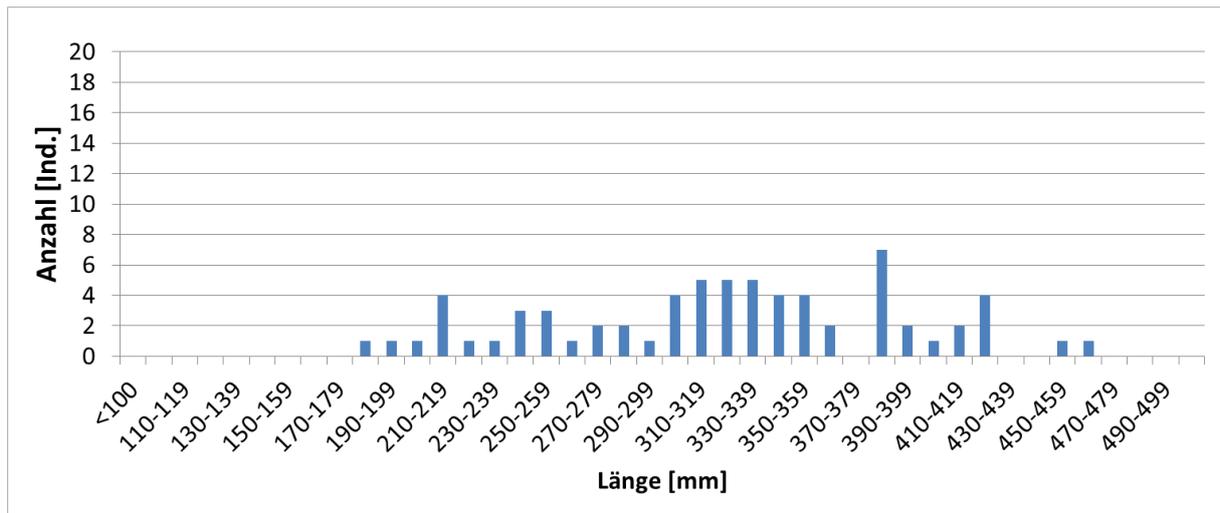


Abbildung 39: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle (n = 68)

Das Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle besteht im Wesentlichen nur aus einigen ausgewachsenen Forellen >30 cm. Schon bei der Befischung zeigte sich, dass Tiere dieser Größenklasse primär aus Besatzmaßnahmen stammen. Wildfische konnten nur in sehr geringen Stückzahlen gefangen werden. Abbildung 40 lässt auch noch erkennen, dass die Regenbogenforelle im Lech nicht erfolgreich reproduziert. Juvenile Regenbogenforellen der Jahrgänge 0+ und 1+ fehlen mehr oder weniger komplett.

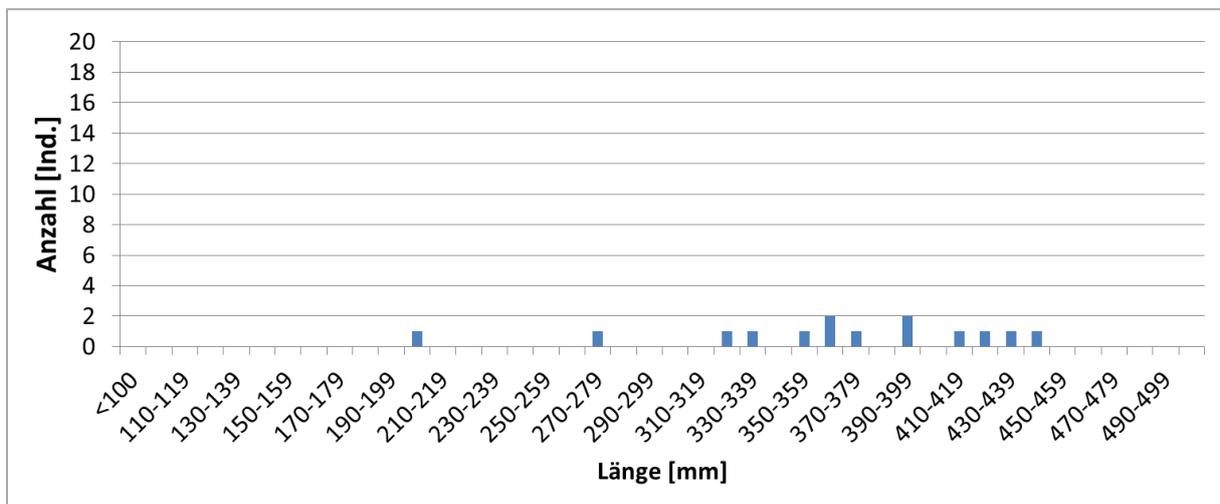


Abbildung 40: Längenfrequenzdiagramm der Regenbogenforelle (n = 14)

Biomasse und Abundanz

Die Berechnungen ergeben eine Individuendichte von insgesamt 104 Ind./ha. Auf die Bachforelle entfallen 87 Ind./ha, die Regenbogenforelle kommt auf 18 Ind./ha. Die Gesamtbiomasse liegt bei 39 kg/ha und ist damit sehr niedrig für ein Gewässer wie den Lech.

Tabelle 28: Abundanz und Biomasse am Lech

Fischart	Abundanz [Ind./ha]	Biomasse [kg/ha]
Bachforelle	87	32
Regenbogenforelle	18	7
Gesamt	104	39

8.1.5.3 Gurglbach

Befischungsaufwand

Der Gurglbach wurde bei Tarrenz zwischen der begradigten Fließstrecke im Oberlauf und des Kleinwasserkraftwerks auf einer Gesamtlänge von 176 m befischt. Die in die Berechnung eingegangene Gewässerbreite von 7 m ergibt sich durch Addition der Breite des Hauptarms und des kleinen Seitenarms. Der in Abbildung 41 dargestellte Stausee war zum Zeitpunkt der Befischung abgelassen.

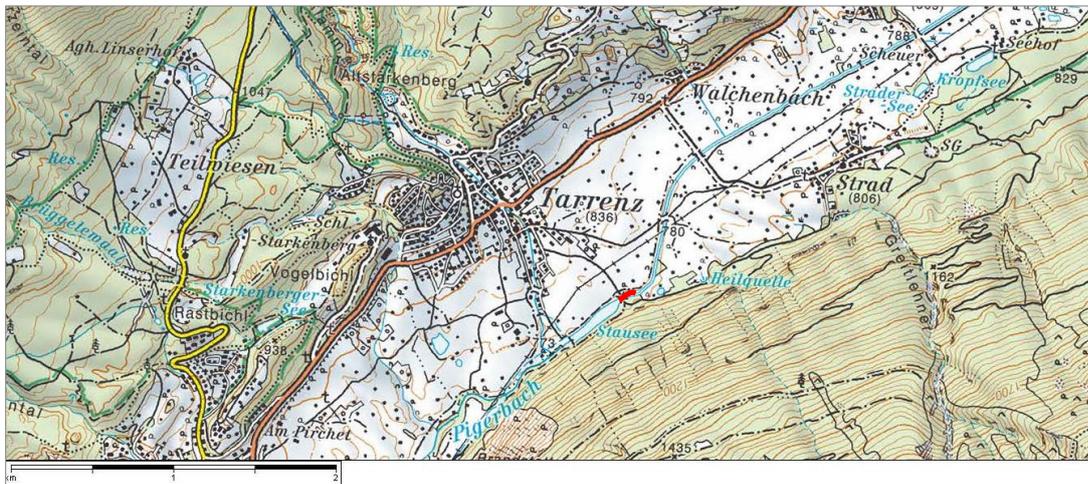


Abbildung 41: Lage der befischungsstrecke am Gurglbach (Quelle: ÖK50; BEV)

Realfang und Artenverteilung

Insgesamt wurden 219 Individuen aus drei Arten gefangen. Von der Bachforelle wurden 195 Stück gefangen, die Äsche ist mit 18 Individuen vertreten, zusätzlich wurden noch 6 Koppen gefangen. Die Bachforelle ist somit mit beinahe 90 % die vorherrschende Fischart. Die Äsche kommt auf einen Anteil von 8 %. Obwohl in diesem Gewässerabschnitt Regenbogenforellen besetzt werden, wurde kein einziges Individuum gefangen.

Tabelle 29: Realfang und Artenverteilung

Fischart		Ind [Stk.]	Ind [%]
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	18	8
<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	195	89
<i>Cottus gobio</i>	Koppe	6	3
Gesamt		219	100

Populationsaufbau

Die Bachforellenpopulation des Gurglbachs lässt einen intakten Populationsaufbau erkennen (Abbildung 42). Der 0+-Jahrgang ist stark ausgeprägt, gefolgt von starken 1+ bzw. 2+ Jahrgängen. Die Anzahl der Individuen nimmt über die Jahrgänge hinweg kontinuierlich ab. Zwei Exemplare mit 35 bzw. 40 cm verdeutlichen den guten Zustand der Population.

Bei der Äsche lässt die geringe Anzahl an gefangenen Individuen nur bedingt Schlüsse auf die Gesamtpopulation zu. Ein gefangenes Jungtier deutet darauf hin, dass die Äsche im Gurglbach reproduziert. Den Aussagen des Bewirtschafters zufolge war das Reproduktionsjahr sehr erfolgreich. Von den weiteren Jahrgängen wurden nur einzelne Individuen gefangen. Die Population lässt aber alle Altersklassen, also auch subadulte und adulte Tiere erkennen. Davon ausgehend, dass man sich im Bereich der oberen Ausbreitungsgrenze der Äsche befindet, ist der Populationsaufbau, wie er sich in Abbildung 41 darstellt, zufriedenstellend.

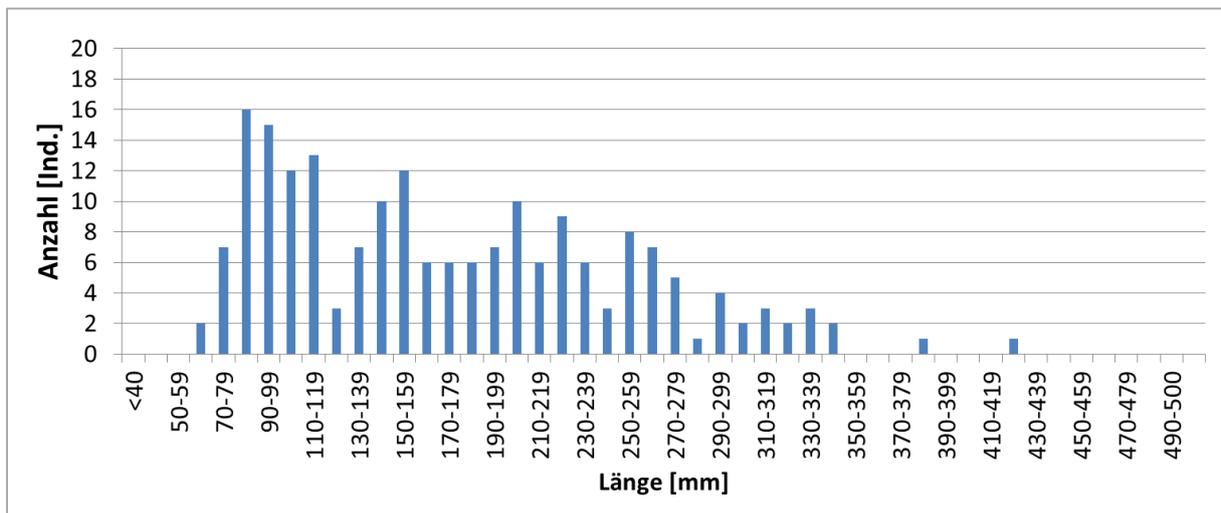


Abbildung 42: Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle (n = 195)

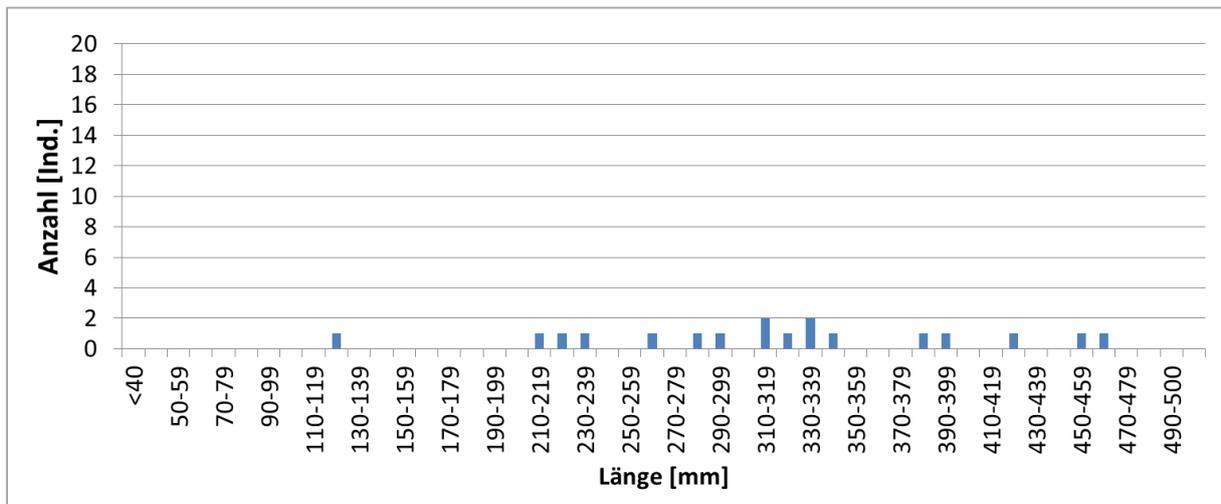


Abbildung 43: Längenfrequenzdiagramm der Äsche (n = 18)

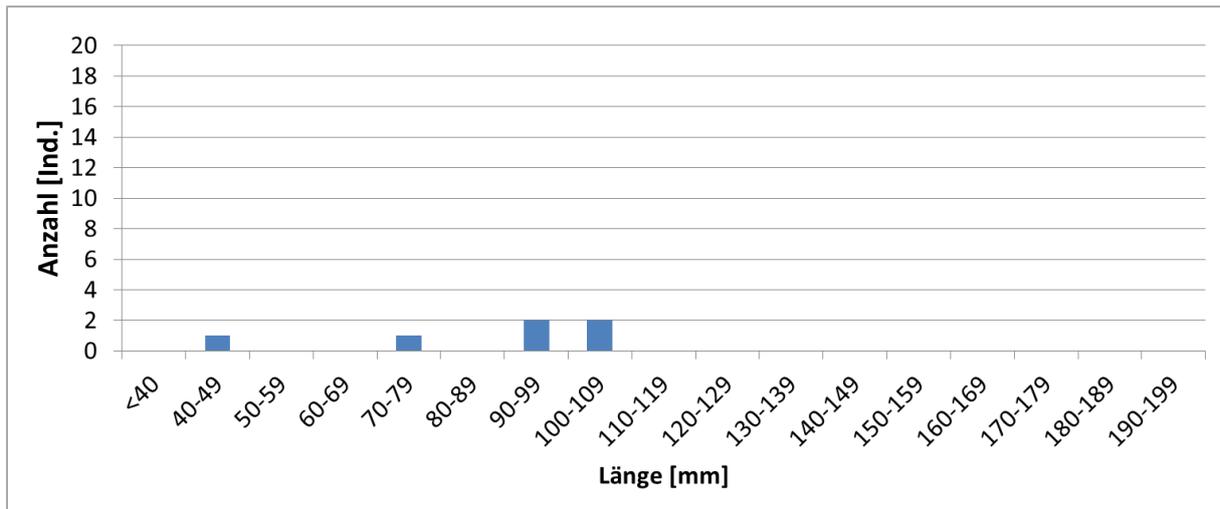


Abbildung 44: Längenfrequenzdiagramm der Koppe (n = 6)

Biomasse und Abundanz

Die Fischdichte im Gurglbach liegt bei 2.500 Ind./ha. Die Bachforelle erreicht mit 2.286 Ind./ha einen außergewöhnlich hohen Wert, der sich durch die hohe Dichte an Jungfischen erklärt. Die Äsche erreicht eine Individuendichte von über 200 Ind./ha.

Die Biomasse im Gurglbach erreicht einen Wert von 270 kg/ha. Mit 58 kg/ha ist die Äsche im Gurglbach sehr gut vertreten. Die Biomasse der Bachforelle ist mit 212 kg/ha ebenfalls sehr hoch.

Tabelle 30: Biomasse und Abundanz am Gurglbach

Fischart	Abundanz [Ind./ha]	Biomasse [kg/ha]
Äsche	211	58
Bachforelle	2.286	212
Gesamt	2.497	270

8.1.6 Zusammenfassende Betrachtung der Befischungsergebnisse

Die Äsche wird im Oberen Inn als Begleitart und im Lech bzw. Gurglbach als seltene Begleitart geführt. Der Äschenbestand am Oberen Inn ist mit einer Biomasse von 11 kg/ha als unbefriedigend einzustufen. Im Populationsaufbau fehlen juvenile Stadien komplett, was auf starke Defizite im Reproduktionserfolg schließen lässt. Der Erfolg der in den letzten Jahren durchgeführten Besitzmaßnahmen ist den Fangergebnissen zufolge stark zu hinterfragen. Dass die Besitzmaßnahmen einen Beitrag zum Erhalt der Äschenpopulation leisten, kann anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht bestätigt werden. Die starke Schwallbelastung dieses Abschnitts muss als zentraler Grund für die vorgefundenen Defizite bei den Fischbeständen angenommen werden.

Obwohl der Lech intakte Lebensraumverhältnisse bietet, konnte keine einzige Äsche nachgewiesen werden; der Äschenbestand im Oberen Lech muss aus Sicht der Ergebnisse als erloschen eingestuft werden. Eine eindeutige Ursache kann nicht genannt werden; die Lebensraumverhältnisse im Lech gelten vielmehr als zufriedenstellend, womit vorerst ungeklärt bleibt, warum die Äsche nicht mehr vorkommt. Die Tatsache dass die Bachforelle ebenfalls keinen selbst erhaltenden Bestand ausbildet,

sowie das komplette Fehlen der Koppe, deuten auf anderwärtige Probleme hin. Die Einleitung kommunaler oder industrieller Abwässer könnte beispielsweise ein Grund für die schwere Beeinträchtigung der Fischzönose im untersuchten Bereich sein.

Im Gurglbach konnte ein intakter und vitaler Äschenbestand nachgewiesen werden. Mit über 50 kg Äschen pro Hektar stellt diese Population den letzten intakten Äschenbestand im Einzugsgebiet des Tiroler Inns.

8.2 Potentieller Äschenlebensraum je Gewässer (Biomod, Leitbild, Experteneinschätzung)

8.2.1 Tirol

Gewässer	Land	Potentieller Äschenlebensraum			Biomod				Leitbild (LB)			
		Biom, &/od, LB (km)	Biom, & LB		Gesamt (%)	Modelle			Gesamt (%)	Seltene Begleitart (%)	Begleitart (%)	Leitart (%)
			(km)	(%)		1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)				
Ache	T	15,6	10,2	65,1	100,0	76,9	10,3	12,8	65,1	100,0	0,0	0,0
Alpbach [Inn]	T	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Archbach	T	7,9	4,0	50,5	75,7	33,3	0,0	66,7	74,8	100,0	0,0	0,0
Arzler Bach	T	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Aschauer Ache	T	14,0	4,2	30,0	100,0	14,3	57,1	28,6	30,0	100,0	0,0	0,0
Auenlaue	T	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Augiessen	T	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Berger Ache	T	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Brandenberger Ache (Valepp)	T	21,0	12,3	58,5	100,0	57,0	19,0	24,0	58,5	100,0	0,0	0,0
Brixentaler Ache	T	21,0	18,0	85,5	85,5	66,7	11,1	22,2	100,0	28,8	71,2	0,0
Debantbach	T	3,2	0,0	0,0	100,0	62,7	37,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Dorfbach	T	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	98,1	1,9	0,0
Drau, Drava	T	122,4	40,0	32,7	32,7	15,0	15,0	70,0	100,0	0,0	25,2	74,8
Ebbsbach	T	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Fagge	T	12,0	3,0	25,0	100,0	83,3	16,7	0,0	25,0	0,0	100,0	0,0
Falkasenerbach	T	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Fermersbach	T	7,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Fieberbrunner Ache	T	14,8	14,0	94,3	94,3	57,1	14,3	28,6	100,0	44,2	55,8	0,0
Gerlosbach (Gerlos oberhalb Durlassboden)	T	12,0	11,7	97,5	100,0	83,3	0,0	16,7	97,5	0,0	100,0	0,0
Großache (Tiroler Achen)	T	42,0	37,8	89,9	100,0	23,8	9,5	66,7	89,9	14,5	45,4	40,2
Große Laue	T	9,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0
Gschnitzbach	T	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,2	99,8	0,0
Gurglbach	T	14,0	13,6	97,2	100,0	71,5	28,5	0,0	97,2	99,8	0,2	0,0
Haselbach [Loferbach; Saalach]	T	14,0	2,0	14,3	100,0	100,0	0,0	0,0	14,3	100,0	0,0	0,0
Inn, En	T	212,7	211,8	99,6	99,7	0,0	0,9	99,1	99,9	0,0	44,3	55,7
Isar	T	6,0	0,0	0,0	100,0	33,3	33,3	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Isel	T	36,8	36,1	98,1	100,0	21,7	5,4	72,8	98,1	0,0	60,5	39,5
Jennbach	T	2,0	0,3	15,4	100,0	100,0	0,0	0,0	15,4	100,0	0,0	0,0
Kaisertalbach	T	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Kalser Bach	T	4,6	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Gewässer	Land	Potentieller Äschenlebensraum			Biomod				Leitbild (LB)			
		Biom, &/od, LB (km)	Biom, & LB		Gesamt (%)	Modelle			Gesamt (%)	Seltene Begleitart (%)	Begleitart (%)	Leitart (%)
			(km)	(%)		1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)				
Kelchsauer Ache	T	6,0	0,0	0,0	100,0	66,7	33,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kohlenbach [Großache]	T	11,4	8,0	69,9	69,9	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Lech, Formarinbach	T	69,2	64,7	93,6	100,0	8,7	11,6	79,8	93,6	36,3	63,7	0,0
Leutascher Ache	T	12,0	6,2	52,1	74,8	55,5	44,5	0,0	77,2	100,0	0,0	0,0
Liesfelder Giessen	T	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Loferbach [Großache] (Schwarze Lofer)	T	2,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Loisach	T	4,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Melach	T	8,0	2,5	31,8	100,0	100,0	0,0	0,0	31,8	0,0	100,0	0,0
Nasenbach	T	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Neidernach (Schellenb.)	T	2,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pitze	T	23,5	20,0	85,1	93,6	72,7	27,3	0,0	91,5	0,0	100,0	0,0
Plattenbach	T	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0
Radfelder Giessen	T	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Rißbach	T	8,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rosanna	T	21,0	0,0	0,0	100,0	38,0	52,5	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Rötlech	T	6,0	1,0	16,7	33,3	100,0	0,0	0,0	83,4	100,0	0,0	0,0
Ruetz	T	20,0	17,5	87,5	100,0	70,0	10,0	20,0	87,5	0,0	100,0	0,0
Sanna	T	7,1	5,1	71,9	71,9	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Schlitterer Giessen	T	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Schwarzach [Isel]	T	20,5	20,5	99,8	99,8	39,1	60,9	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Sill	T	35,0	24,0	68,6	68,6	50,0	8,3	41,7	100,0	0,0	100,0	0,0
Tauernbach	T	3,2	0,8	23,8	100,0	63,0	37,0	0,0	23,8	0,0	100,0	0,0
Terfener Bach	T	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Thierseer Ache	T	10,5	8,3	79,1	90,0	84,6	15,4	0,0	89,1	94,7	5,3	0,0
Trisanna	T	24,7	0,0	0,0	100,0	48,5	51,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Trockenbach	T	0,9	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ötztaler Ache	T	46,0	24,1	52,5	100,0	21,7	34,8	43,5	52,5	0,0	100,0	0,0
Uderner Giessen	T	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Valser Bach	T	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Villgratenbach	T	2,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Vils	T	22,8	7,3	32,0	41,9	20,9	0,0	79,1	90,1	100,0	0,0	0,0
Vomper Bach	T	0,8	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Wörgler Bach	T	2,0	1,5	75,0	100,0	100,0	0,0	0,0	75,0	95,8	4,2	0,0
Walchseebach	T	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Weerbach	T	2,0	1,5	75,1	100,0	100,0	0,0	0,0	75,1	0,0	100,0	0,0
Weißache [Inn]	T	10,0	1,5	15,0	100,0	60,0	40,0	0,0	15,0	100,0	0,0	0,0

Gewässer	Land	Potentieller Äschenlebensraum			Biomod				Leitbild (LB)			
		Biom, &/od, LB (km)	Biom, & LB		Gesamt (%)	Modelle			Gesamt (%)	Seltene Begleitart (%)	Begleitart (%)	Leitart (%)
			(km)	(%)		1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)				
Weißbach [Kohlenb.]	T	3,1	2,0	65,6	65.6	100.0	0.0	0.0	100.0	100.0	0.0	0.0
Wildschönauer Ache	T	2,0	0,0	0,0	100.0	100.0	0.0	0.0	100.0	100.0	0.0	0.0
Windauer Ache	T	2,0	2,0	100,0	100.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Zemmbach	T	8,0	0,0	0,0	100.0	75.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ziller	T	38,0	36,0	94,7	100.0	21.1	5.3	73.7	94.7	0.0	43.2	56.8

8.2.2 Südtirol

Gewässer	Land	Biomod (km)	Biomod				Experten-einschätzung (%)		Relevant (km)	Biomod (relevant)			
			Gesamt (%)	Modelle			entfernt	ergänzt		Gesamt (%)	Modelle		
				1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)					1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)
Ahr (Ahrnb.)	ST	32,0	100,0	18,7	0,0	81,3			32,0	100,0	18,7	0,0	81,3
Aldeinerbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Altenburgerbach (graben)(Ziegelstadelb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Antholzerbach	ST	0,0						100,0	17,9	0,0			
Aurerbach (Hohlenb.)	ST	2,0	100,0	0,0	100,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Branzollergraben-grosser	ST	9,5	100,0	57,9	42,1	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Breitbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Eggentalerbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0			2,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Eisack-Fluss	ST	82,0	100,0	0,0	9,8	90,2	-29,0		58,2	100,0	0,0	3,8	96,2
Etsch	ST	110,0	100,0	5,5	3,6	90,9			110,0	100,0	5,5	3,6	90,9
Etschgraben	ST	18,4	100,0	56,6	43,4	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Feldgraben	ST	3,5	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Gaderbach	ST	14,0	100,0	71,4	14,3	14,3			14,0	100,0	71,4	14,3	14,3
Gaiderbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Giessengraben (Giessenb.)	ST	9,8	100,0	79,6	20,4	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Groednerbach	ST	6,0	100,0	100,0	0,0	0,0			6,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Gross. Kalterergraben	ST	18,4	100,0	24,0	65,2	10,9	-56,6		8,0	0,0			
Gsieserbach (Pidig-Pudig)	ST	8,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-75,0		2,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Hoellentalbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Klein. Kalterergraben	ST	15,1	100,0	33,9	66,1	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Kurtatscherbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Landgraben	ST	4,9	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Leiferergraben (Giesen)	ST	7,0	100,0	71,4	28,6	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Lisnerbach (Feselb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Muehlbach	ST	4,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Muehlthalbach	ST	2,6	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Naifbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Niklarerbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Passer-Bach (die Passer)	ST	16,0	100,0	37,5	50,0	12,5	-40,4		9,5	100,0	37,1	41,9	21,0
Payersbergbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Pfitscherbach	ST	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0	-100,0		0,0	0,0			
Plimabach	ST	6,0	100,0	100,0	0,0	0,0			6,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Ponzengraben (Karneidergraben)	ST	3,9	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Porzenbach (Karneid)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Porzengraben	ST	4,3	100,0	100,0	0,0	0,0	-53,2		2,0	100,0	100,0	0,0	0,0

Gewässer	Land	Biomod (km)	Biomod				Experten-einschätzung (%)		Relevant (km)	Biomod (relevant)			
			Gesamt (%)	Modelle			entfernt	ergänzt		Gesamt (%)	Modelle		
				1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)					1-3 (%)	4-6 (%)	7-8 (%)
Prissianerbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Punibach (Planeiltalb.)	ST	6,0	100,0	0,0	33,3	66,7			6,0	100,0	0,0	33,3	66,7
Rienzfluss	ST	66,0	100,0	9,1	15,2	75,8		6,1	70,0	94,3	8,6	14,3	71,4
Saldurbach (Matschtalb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0			2,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Schlandraunbach (Schlanderser.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0			2,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Schnalserbach	ST	8,0	100,0	100,0	0,0	0,0			8,0	100,0	100,0	0,0	0,0
St. Vigilbach (Tamers) (Rauhb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0			2,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Suldenbach	ST	2,0	100,0	0,0	100,0	0,0			2,0	100,0	0,0	100,0	0,0
Talfer-Bach (die Talfer)	ST	24,0	100,0	83,3	16,7	0,0	-76,0		5,7	100,0	65,2	34,8	0,0
Titschenbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Trudnerbach (Villb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Tschavallatschbach (Gutfalltalb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0			2,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Uhlgraben	ST	4,9	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Unbekannt_1	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Unbekannt_2	ST	4,6	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Unbekannt_3	ST	3,2	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Unbekannt_4	ST	7,4	100,0	72,8	27,2	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Valschauerbach (Fallschauer)	ST	18,0	100,0	77,8	11,1	11,1	-77,8		4,0	100,0	0,0	50,0	50,0
Vilpianergraben	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Weissenbach (Wiesenb.)	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0	-100,0		0,0	0,0			
Zirnbach	ST	2,0	100,0	100,0	0,0	0,0			2,0	100,0	100,0	0,0	0,0

8.3 Potentieller Äschenlebensraum je Habitat

8.3.1 Tirol

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Leitbild				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau stark	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.	SBA	BA	LA	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5	HPI
Inn_1*	42,9	15,2	6,9	68,6	90,7	18,2	69,3	0,0	87,5	nein	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	68,1	5,4	1,2	2,3	23,0	5,0	0,0	0,0	72,1	3,9
-Inn	29,5	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	99,3	0,0	99,3	nein	0,0	0,0	10,5	0,0	0,0	0,0	99,2	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	99,2	5,0
-Weißache	1,5	0,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Thierseer Ache*	12,0	54,5	12,1	0,0	66,6	52,9	4,2	0,0	57,0	nein	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	19,5	0,0	0,0	80,5	17,8	0,0	0,0	1,7	1,2
Inn_2	218,1	5,4	7,8	86,8	100,0	9,6	26,7	63,6	99,9	nein	12,5	4,2	1,4	0,5	70,9	11,8	1,3	6,5	17,7	65,3	3,9	1,7	10,6	69,3	14,5	3,9
-Inn	150,0	0,0	1,3	98,7	100,0	0,0	21,1	78,9	100,0	nein	17,4	0,0	0,0	0,0	92,2	6,0	1,8	4,4	16,5	72,1	0,0	0,0	4,7	87,5	7,8	4,0
-Sanna	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Gurglbach	1,4	0,0	100,0	0,0	100,0	98,0	2,0	0,0	100,0	nein	0,0	98,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	73,6	26,4	0,0	0,0	2,0	98,0	0,0	4,0
-Pitze	7,7	25,9	74,1	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	48,3	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
-Ötztaler Ache	2,3	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	2,0
-Melach	2,3	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Sill	3,5	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	34,3	0,0	1,8	0,0	64,0	0,0	0,0	0,2	0,0	99,8	0,0	0,0	0,0	98,2	1,8	4,0
-Weerbach	1,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	96,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,1	96,9	0,0	4,0
-Ziller	29,8	0,0	6,2	93,8	100,0	0,0	31,5	68,5	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	43,9	56,1	0,0	0,0	31,8	68,2	0,0	0,0	0,0	43,9	56,1	4,6
-Gerlosbach	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Brandenb. Ache	12,5	27,7	32,0	40,3	100,0	98,5	0,0	0,0	98,5	nein	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	0,0	11,6	0,0	20,4	68,0	11,6	15,1	0,0	5,3	1,6
-Wildschön. Ache	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
-Wörgler Bach	1,0	100,0	0,0	0,0	100,0	93,6	6,4	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	93,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	6,4	93,6	0,0	3,9
-Brixentaler Ache	4,3	0,0	46,9	53,1	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,7	70,3	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
Inn_3	34,8	0,0	5,0	93,6	98,6	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	5,0	0,0	81,5	13,5	8,4	8,6	12,3	61,2	0,0	0,0	18,0	63,6	18,5	4,0
-Inn	33,0	0,0	0,0	98,5	98,5	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	85,8	14,2	8,9	8,4	8,4	64,4	0,0	0,0	18,9	66,9	14,2	4,0
-Fagge	1,7	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,9	86,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Thierseer Ache_2	1,6	92,5	0,0	0,0	92,5	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
Brixentaler Ache_1	3,2	45,4	0,0	54,6	100,0	56,2	43,8	0,0	100,0	gering	86,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	92,7	7,3	0,0	0,0	5,8	94,2	0,0	0,0	2,9
Brixentaler Ache_2	3,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	14,5	0,0	0,0	0,0	0,0	51,1	48,9	0,0	0,0	51,1	34,4	0,0	14,5	2,8
Brixentaler Ache_3	3,4	44,2	0,0	0,0	44,2	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	97,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,8	50,7	24,5	0,0	3,0	0,0	0,0	97,0	4,9
Brixentaler Ache_4	2,5	96,3	0,0	0,0	96,3	0,0	100,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	19,6	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	96,3	0,0	0,0	0,0	3,6	76,8	19,6	4,2
Brixentaler Ache_5	2,4	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	14,9	0,0	0,0	0,0	0,0	42,2	36,8	21,1	0,0	0,0	41,1	44,0	14,9	3,7
Brixentaler Ache_6	0,7	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	31,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,7	73,3	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Brixentaler Ache_7	0,7	67,4	0,0	0,0	67,4	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Wörgler Bach_1	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Wörgler Bach_2	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_1	0,4	57,4	42,6	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	98,2	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_2	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_3	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_4	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_5	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,3	0,0	82,7	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_6	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_7	0,6	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	63,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ziller_8	4,8	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	89,6	0,0	89,6	gering	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	31,3	10,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gerlosbach_1	2,1	8,8	0,0	91,2	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	71,3	0,0	0,0	28,7	0,0	0,0	8,8	91,2	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Leitbild				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.	SBA	BA	LA	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		stark	gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5
Gerlosbach_2	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Gerlosbach_3	8,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Gerlosbach_4	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	90,0	0,0	10,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0		
Gerlosbach_5	1,5	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	87,3	0,0	87,3	mittel	0,0	0,0	18,3	0,0	100,0	0,0	68,1	12,7	0,0	47,2	0,0	0,0	13,6	86,4	4,9	
Gerlosbach_6	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	2,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0		
Weerbach_1	0,9	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	45,8	0,0	45,8	stark	0,0	0,0	51,8	58,4	0,0	0,0	0,0	0,0	54,2	45,8	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Sill_1	8,9	26,8	0,0	73,2	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,6	5,1	4,8	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
- Sill	7,9	18,3	0,0	81,7	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,2	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
- Ruetz	0,9	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	53,9	0,0	46,1	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Sill_2	8,5	77,2	22,8	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	35,3	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Sill_3	1,6	95,6	4,4	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,1	31,7	0,5	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Sill_4	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	84,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Sill_5	0,4	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	67,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Sill_6	1,2	0,4	0,0	0,0	0,4	0,0	100,0	0,0	100,0	klein	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,4	57,6	0,0	0,0	99,9	0,1	4,0	
Sill_7	4,8	41,5	0,0	0,0	41,5	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,4	62,8	26,9	0,0	10,4	62,8	20,9	6,0	3,2
Ruetz_1	0,7	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,6	74,2	10,2	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Ruetz_1b	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Ruetz_2	7,1	90,4	0,0	9,6	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,5	28,3	9,6	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Ruetz_3	9,3	42,9	21,5	35,6	100,0	0,0	94,6	0,0	94,6	nein	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	32,2	67,8	0,0	0,0	99,8	0,2	3,0	
Melach_1	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,9	82,1	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Ötztaler Ache_1	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Ötztaler Ache_3	22,1	0,0	36,2	63,8	100,0	0,0	98,4	0,0	98,4	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34,2	56,8	4,5	4,5	34,2	61,3	0,0	0,0	2,6
Pitze_1	5,9	95,5	4,5	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	94,9	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0	49,1	0,0	0,0	0,0	0,0	50,9	44,0	5,1	3,5
Pitze_2	3,2	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	22,4	15,5	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Pitze_3	3,7	86,3	0,0	0,0	86,3	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	58,9	13,7	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Gurglbach_1	0,8	0,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Gurglbach_2	0,7	0,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	3,1	67,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	91,2	8,8	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Gurglbach_3	2,5	55,3	44,7	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	91,3	0,0	0,0	0,0	6,1	94,3	5,7	0,0	0,0	0,0	2,6	97,4	5,0	
Gurglbach_4	8,1	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	3,3	32,4	12,3	55,3	0,0	30,7	64,9	0,0	4,4	2,8
Sanna_2	7,0	0,0	0,0	71,5	71,5	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	2,6	0,0	100,0	0,0	0,0	51,4	13,0	0,0	0,0	0,0	84,5	12,9	2,6	3,2
Fagge_1	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Fagge_2	0,4	31,8	68,2	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	68,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Fagge_3	0,9	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Großache_1	44,4	15,7	10,1	74,1	100,0	33,7	30,6	34,2	98,5	nein	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	21,4	40,1	28,1	10,3	21,4	64,4	0,0	3,8	2,7
-Großache	34,6	7,5	11,6	81,0	100,0	15,8	39,3	43,9	98,9	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,9	43,4	29,1	11,6	15,9	72,5	0,0	0,0	2,6
-Aschauer Ache	4,5	0,0	11,1	88,9	100,0	93,5	0,0	0,0	93,5	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	33,3	33,3	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0	2,7
-Fieberb. Ache	0,9	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	98,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1,2	0,0	98,8	5,0
-Kohlenbach	2,6	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	30,8	0,0	0,0	0,0	0,0	38,8	38,5	0,0	22,7	38,8	7,7	0,0	30,8	2,8
-Weißenbach	1,8	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	82,6	17,4	0,0	0,0	82,6	17,4	0,0	0,0	2,2
Großache_2	3,9	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	90,5	0,0	90,5	gering	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	60,5	39,5	0,0	0,0	60,5	39,5	0,0	3,4
Fieberbr. Ache_1	9,4	45,9	21,2	32,9	100,0	60,0	40,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,9	10,6	73,5	0,0	15,9	69,1	0,0	15,0	3,1
Fieberbr. Ache_2	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	81,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Fieberbr. Ache_3	3,6	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	42,5	0,0	0,0	0,0	0,0	27,9	14,0	58,1	0,0	0,0	0,0	57,5	42,5	4,4
Kohlenbach_1	1,7	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	10,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	89,6	0,0	10,4	3,2	
Kohlenbach_2	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	27,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
Kohlenbach_3	3,6	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	27,6	41,3	0,0	31,0	27,6	41,3	0,0	3,1

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Leitbild				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.	SBA	BA	LA	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		stark	gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5
Weißbach_1	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Lech_1	11,3	0,0	0,0	100,0	100,0	33,2	66,8	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	61,3	0,0	5,5	0,0	0,0	52,0	33,3	8,8	0,0	0,0	38,7	0,0	61,3	4,2
-Lech	7,6	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	91,8	0,0	8,2	0,0	0,0	77,9	13,3	0,0	0,0	0,0	8,2	0,0	91,8	4,8
-Vils	3,8	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	73,4	26,6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
Lech_2	7,2	0,0	0,0	100,0	100,0	10,4	89,6	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	38,2	0,0	0,0	0,0	0,0	29,5	70,5	0,0	0,0	20,9	40,9	0,0	38,2	3,6
-Lech	6,4	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	31,1	0,0	0,0	0,0	0,0	25,1	74,9	0,0	0,0	23,3	45,6	0,0	31,1	3,4
-Archbach	0,7	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	67,1	32,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Lech_3	50,7	3,0	15,8	81,3	100,0	46,4	53,6	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	67,7	16,1	3,0	13,2	67,7	19,1	0,0	0,0	2,1
Vils_1*	16,2	12,4	0,0	23,6	36,0	24,5	0,0	0,0	24,5	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	7,8	12,4	75,3	4,5	20,2	0,0	0,0	1,4
Archbach_1	0,4	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	9,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Archbach_2	1,8	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	57,0	43,0	0,0	0,0	0,0	57,0	40,5	2,5	3,5
Archbach_3	1,6	0,0	0,0	68,3	68,3	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	19,6	0,0	0,0	0,0	0,0	31,0	69,0	0,0	0,0	0,0	11,4	69,0	19,6	4,1
Drau_1	57,5	12,8	3,9	82,2	98,8	0,0	41,6	58,4	99,9	nein	4,6	0,0	0,0	0,0	36,9	0,0	0,0	47,0	32,1	10,4	5,3	40,0	30,1	24,7	0,0	2,7
-Drau	21,1	0,0	0,0	96,7	96,7	0,0	8,6	91,4	100,0	nein	12,6	0,0	0,0	0,0	82,5	0,0	0,0	18,9	40,8	21,3	4,9	9,5	26,6	59,0	0,0	3,4
-Isel	36,1	20,3	5,5	74,2	100,0	0,0	60,4	39,5	99,9	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	10,5	0,0	0,0	63,1	27,3	4,2	5,5	57,4	32,3	4,8	0,0	2,4
-Schwarzach	0,2	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	2,0
Drau_1a	72,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,8	5,9	49,0	0,7	10,8	21,5	39,4	3,3	0,0	35,7	2,9
Drau_2	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Drau_3	5,8	0,0	34,4	65,6	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,8	57,2	0,0	0,0	0,0	42,8	57,2	0,0	3,6
Drau_4	14,9	34,8	26,9	24,9	86,6	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	99,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	56,8	23,9	12,6	0,0	63,5	24,0	12,5	0,0	2,5
Drau_5	0,8	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schwarzach_1	15,5	33,8	66,2	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	56,7	30,4	0,0	12,9	56,7	30,4	0,0	0,0	2,2
Schwarzach_2	0,4	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schwarzach_3	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schwarzach_4	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schwarzach_5	4,3	52,4	46,5	0,0	98,8	0,0	100,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,2	76,8	0,0	0,0	23,2	76,8	0,0	0,0	2,8
Ache_1	1,0	0,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	99,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	99,0	5,0
Ache_2	0,5	0,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ache_3	8,6	76,1	0,7	23,2	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,8	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Leutascher Ache_1	7,5	39,8	53,3	0,0	93,1	90,2	0,0	0,0	90,2	nein	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	26,7	0,0	30,6	40,0	26,7	0,0	2,7	2,0
Haselbach_1	2,5	100,0	0,0	0,0	100,0	80,0	0,0	0,0	80,0	mittel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0

* verläuft teilweise in Deutschland

8.3.2 Südtirol

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5	HPI
Etsch_1	102,3	5,6	1,9	92,4	100,0	nein	22,1	0,0	2,5	0,0	67,4	2,2	0,0	1,2	5,4	37,7	0,0	1,2	62,5	31,7	4,6	3,4
-Etsch	60,2	0,4	0,0	99,6	100,0		5,8	0,0	0,0	0,0	94,1	0,0	0,0	0,0	0,3	5,4	0,1	0,1	94,4	5,4	0,0	3,1
-Valschauer	2,2	0,0	10,1	89,9	100,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	81,9	18,1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Naifbach	1,5	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,9	83,1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Passer	4,7	42,4	15,1	42,4	100,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,8	26,6	49,7	0,0	23,8	76,2	0,0	0,0	2,8
-Porzengraben	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
-Talfer	1,1	0,0	100,0	0,0	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0	12,3	87,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Eisack	30,5	0,0	0,0	100,0	100,0		62,5	0,0	0,0	0,0	36,7	0,0	0,0	0,0	3,2	96,2	0,0	0,0	4,6	95,4	0,0	4,0
-Eggentalerbach	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0	
Etsch_2	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_3	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_4	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_5	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_6	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_7	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_8	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_9	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_10	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_11	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_12	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_13	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_14	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_15	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_16	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_17	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_18	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_19	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_20	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_21	1,3	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	96,7	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	70,4	29,6	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
Etsch_22	25,0	5,6	0,0	94,4	100,0	nein	6,3	29,0	3,1	0,0	61,7	0,0	0,0	0,0	2,0	98,0	0,0	0,0	0,0	99,9	0,1	4,0
-Etsch	23,6	0,0	0,0	100,0	100,0		6,7	28,0	0,1	0,0	65,3	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
-Plima	0,6	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Schnalserbach	0,8	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	64,3	35,7	0,0	0,0	0,0	96,9	3,1	4,0
Etsch_23	6,3	31,9	29,2	38,8	100,0	nein	68,1	0,0	31,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	97,9	0,0	0,0	3,0	97,0	0,0	4,0
-Etsch	4,3	0,0	42,9	57,1	100,0		100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	97,0	0,0	0,0	1,7	0,0	98,3	5,0
-Schlandraunbach	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	98,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	2,6	66,0	31,4	4,3
Etsch_24	0,1	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_25	0,4	73,1	26,9	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_26	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_27	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	78,3	21,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_28	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_29	1,0	97,8	2,2	0,0	100,0	mittel	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	4,0
Etsch_30	0,8	0,0	100,0	0,0	100,0	Stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_31	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	Stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_32	1,6	0,0	72,0	28,0	100,0	mittel	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	98,8	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
Etsch_33	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5	HPI
Etsch_34	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_35	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_36	0,2	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	85,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_37	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_38	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_39	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_40	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	15,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38,7	61,3	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Etsch_41	28,0	24,8	14,3	60,9	100,0	nein	0,0	0,0	38,5	0,0	0,0	43,2	0,0	16,6	54,9	21,4	7,1	2,4	22,2	0,0	68,3	4,2
-Etsch	15,0	13,3	0,0	86,7	100,0		0,0	0,0	20,8	0,0	0,0	55,4	0,0	0,0	90,9	9,1	0,0	0,0	23,8	0,0	76,2	4,5
-Puni	6,0	0,0	33,3	66,7	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	62,9	0,0	49,4	21,5	29,1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Saldurbach	1,0	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Suldenbach	2,0	0,0	100,0	0,0	100,0		0,0	0,0	35,5	0,0	0,0	0,0	0,0	36,5	19,9	43,6	0,0	33,3	31,2	0,0	35,5	3,4
-Tschavallatschb.	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
-Zirnbach	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	3,0
Valschauer_1	0,1	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Valschauer_2	0,1	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Valschauer_3	0,4	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Valschauer_4	0,1	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Valschauer_5	0,1	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Valschauer_6	0,9	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,5	99,5	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Naifbach_2	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	86,6	13,4	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Naifbach_3	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Naifbach_4	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Naifbach_5	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Naifbach_6	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Passer-Bach_1	4,8	31,9	68,1	0,0	100,0	gering	10,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	37,7	57,8	0,0	4,6	27,0	68,4	0,0	3,6
Schnalserbach_1	3,0	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_2	2,0	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	53,9	46,1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_3	1,3	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_4	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_5	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_6	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_7	0,6	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_8	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Schnalserbach_9	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_1	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_2	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_3	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_4	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_5	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_6	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_7	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_8	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_9	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_10	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_11	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Plima_12	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5	HPI
Talfer_3	0,2	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_4	0,9	57,9	42,1	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	74,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_5	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_6	0,7	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_7	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_8	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	43,0	57,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_9	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_10	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_11	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_12	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_13	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_14	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_15	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_16	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_17	0,5	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	72,8	25,7	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_18	1,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	47,9	52,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_19	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Talfer_20	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_1	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_2	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_3	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_4	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_5	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	15,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_6	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_7	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_8	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eggentalerbach_9	0,9	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eisack_1	0,6	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	90,9	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eisack_2	9,0	1,1	0,0	98,9	100,0	nein	98,9	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	32,6	66,1	1,3	0,0	32,6	66,1	0,2	1,1	2,7
-Eisack	8,9	0,0	0,0	100,0	100,0		100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,0	66,8	0,2	0,0	33,0	66,8	0,2	0,0	2,7
-Grödnerbach	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Eisack_3	23,0	0,0	0,0	100,0	100,0	nein	56,1	0,0	0,0	0,0	40,7	0,0	0,0	42,5	1,7	55,8	0,0	42,5	3,6	53,9	0,0	3,1
-Eisack	9,9	0,0	0,0	100,0	100,0		5,3	0,0	0,0	0,0	94,5	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,2	99,8	0,0	4,0
-Rienz	13,1	0,0	0,0	100,0	100,0		94,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	74,7	3,0	22,3	0,0	74,7	6,1	19,2	0,0	2,4
Eisack_4	7,8	0,0	21,7	78,3	100,0	nein	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	75,9	0,0	24,1	0,0	75,9	0,0	24,1	0,0	2,5
Eisack_5	0,5	0,0	100,0	0,0	100,0	stark	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_1	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_3	0,0	100	0	0	100	stark	0	0	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	5
Grödnerbach_4	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_5	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	70,6	29,4	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_6	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_7	0,3	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_8	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_9	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_10	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_11	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_12	0,4	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5	HPI
Grödnerbach_13	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_14	1,9	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	37,7	62,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_15	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_16	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_17	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_18	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_19	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_20	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_21	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_22	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_23	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_24	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_25	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_26	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_27	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_28	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_29	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_30	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_31	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_32	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_33	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_34	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_35	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_36	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_37	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_38	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Grödnerbach_39	1,3	100,0	0,0	0,0	100,0	mittel	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	96,2	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_1	0,6	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	26,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	98,8	1,1	0,0	98,9	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_2	18,3	0,0	0,0	100,0	100,0	nein	0,0	0,0	0,0	0,0	90,2	0,0	8,4	6,8	6,3	86,9	0,0	0,0	8,3	83,4	8,4	4,0
Rienz_3	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	42,3	57,7	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_4	20,4	52,3	9,8	37,9	100,0	nein	4,4	3,6	0,0	1,4	26,7	0,0	0,0	28,4	16,5	33,9	21,2	28,4	18,7	31,6	0,0	2,6
-Rienz	5,4	0,0	0,0	100,0	100,0		16,3	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	40,1	59,9	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
-Ahr	0,3	0,0	0,0	100,0	100,0		0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
-Gaderbach	14,0	71,4	14,3	14,3	100,0		0,0	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,4	3,9	23,9	30,8	41,4	22,5	5,2	0,0	2,0
-St. Vigilbach	0,7	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	95,9	4,1	0,0	0,0	98,8	0,0	1,2	3,0
Rienz_5	0,2	0,0	0,0	100,0	100,0	stark	5,5	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_6	1,2	0,0	0,0	100,0	100,0	mittel	100,0	0,0	0,0	0,0	31,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
Rienz_7	0,5	0,0	0,0	100,0	100,0	Stark	0,0	0,0	59,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_7a	0,1	0,0	0,0	100,0	100,0	Stark	10,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_8	2,6	0,0	3,2	96,8	100,0	gering	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	99,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_9	10,5	0,0	46,6	38,2	84,8	nein	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,9	19,2	59,9	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
-Rienz	8,9	0,0	55,0	45,0	100,0		0,0	0,0	99,9	0,0	0,0	0,0	0,0	14,6	22,7	62,7	0,0	0,0	0,1	0,0	99,9	5,0
-Antholzerbach	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	55,9	0,0	44,1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_10	6,1	15,8	18,4	65,8	100,0	nein	20,4	0,0	15,8	0,0	0,0	0,0	27,4	20,3	35,0	44,8	0,0	20,3	36,5	0,0	43,2	3,7
-Rienz	5,1	0,0	21,9	78,1	100,0		24,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	32,5	24,1	41,5	34,4	0,0	24,1	43,4	0,0	32,5	3,4
-Gsieserbach	1,0	100,0	0,0	0,0	100,0		0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_11	5,3	25,8	74,2	0,0	100,0	gering	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	47,9	47,9	0,0	0,0	52,1	43,7	4,2	0,0	2,5

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		stark	gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5
Rienz_12	1,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_13	0,6	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	99,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_14	1,4	76,5	0,0	0,0	76,5	mittel	0,0	0,0	64,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,3	63,7	0,0	0,0	0,0	35,5	64,5	4,6
Rienz_15	5,4	32,3	0,0	0,0	32,3	gering	0,0	0,0	12,6	0,0	0,0	0,0	0,0	38,4	20,3	0,2	0,0	79,4	7,8	0,2	12,6	2,5
Rienz_16	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	74,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Rienz_17	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_1	18,1	2,0	0,0	98,0	100,0	nein	4,7	0,0	0,0	78,2	0,0	0,0	0,0	0,0	40,1	59,9	0,0	0,0	57,2	42,8	0,0	3,4
Ahr_2	5,7	30,2	0,0	69,8	100,0	gering	0,5	1,8	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	13,5	84,9	1,6	0,0	13,5	82,4	3,4	0,7	2,9
Ahr_3	0,5	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_4	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_5	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_6	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_7	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_8	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_9	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_10	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_11	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_12	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_13	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_14	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_15	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_16	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_17	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_18	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_19	6,8	40,8	0,0	59,2	100,0	nein	0,0	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	53,2	40,4	6,5	0,0	85,0	8,5	0,0	3,0
Ahr_20	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_21	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_22	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	60,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_23	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_24	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_25	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Ahr_26	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_8	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	gering	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,2	91,8	0,0	0,0	8,2	91,7	0,1	3,9
Antholzerbach_9	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	gering	0,0	0,0	76,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,1	79,9	0,0	0,0	0,0	23,9	76,1	4,8
Antholzerbach_10	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	gering	0,0	0,0	40,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,9	87,1	0,0	0,0	0,0	59,4	40,6	4,4
Antholzerbach_11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Antholzerbach_15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat - Gewässer	Länge km	Biomod				Frag.	Restwasser			Schwall			Stau	Morphologie			Pressure Index					
		1-3	4-6	7-8	insg.		gering	mittel	stark	gering	mittel	stark		gering	mittel	stark	%1	%2	%3	%4	%5	HPI
Gsieserbach_22	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_23	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_24	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_25	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_26	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_27	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_28	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_29	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_30	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_31	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_32	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_33	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_34	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
Gsieserbach_35	5,0	100,0	0,0	0,0	100,0	gering	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	4,0
St. Vigilbach_5	0,5	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	29,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	60,6	39,4	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
St. Vigilbach_6	0,4	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	99,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
St. Vigilbach_7	0,2	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
St. Vigilbach_8	0,0	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0
St. Vigilbach_9	0,1	100,0	0,0	0,0	100,0	stark	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0

8.4 Befischungsdatenergebnisse

8.4.1 Tirol

Habitat	Gewässer	Lage	Jahr	Quelle	Altersaufbau	Biomasse (kg/ha)	Populationszustand	MW	HPI	Diff.
Inn_1	Inn	Erl	2008*	GZÜV	unbefriedigend	0.8	unbefriedigend	4,8	3,9	-0,9
	Inn	Erl	2010	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Inn	Kufstein	2008	GZÜV	mäßig	2.9	unbefriedigend			
	Thierseer Ache	Thiersee (oh Vorderthiersee)	2008*	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Thierseer Ache	Thiersee (oh Vorderthiersee)	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Thierseer Ache	Thiersee (Zollhaus)	2008*	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Thierseer Ache	Thiersee (Zollhaus)	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
Inn_2	Brixentaler Ache	Wörgl	2009	GZÜV	unbefriedigend	0.1	unbefriedigend	4,1	3,9	-0,2
	Gurglbach	Gurglbach Imst Fa. Holz Pfeifer	2011	GZÜV	unbefriedigend	5.3	unbefriedigend			
	Inn	Flussab Fritzens	1988	IHG	mäßig	?	mäßig			
	Inn	Flussab Innsbruck	1988	IHG	mäßig	?	mäßig			
	Inn	Fließ/Niedergallmig	2008*	GZÜV	unbefriedigend	1.5	unbefriedigend			
	Inn	Fließ/Niedergallmig	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Inn	Fließ/Urgen	2008*	GZÜV	unbefriedigend	0.7	unbefriedigend			
	Inn	Fließ/Urgen	2009	GZÜV	unbefriedigend	0.1	unbefriedigend			
	Inn	Mils	2008*	GZÜV	unbefriedigend	4.1	unbefriedigend			
	Inn	Mils	2009*	GZÜV	mäßig	4.1	mäßig			
	Inn	Mils	2010	GZÜV	gut	2.8	unbefriedigend			
	Inn	Nähe Eigenhofen	1988	IHG	mäßig	?	unbefriedigend			
	Inn	Nähe Silz	1988	IHG	mäßig	?	unbefriedigend			
	Inn	Radfeld	2008	IHG*	gut	5.91	unbefriedigend			
	Inn	Roppen	2008*	GZÜV	mäßig	13.5	mäßig			
	Inn	Roppen	2009	GZÜV	mäßig	13.4	mäßig			
	Inn	Stams	2008	GZÜV	mäßig	4.4	unbefriedigend			
	Inn	Flussauf KW Kirchbichl	1988	IHG	mäßig	?	unbefriedigend			
	Inn	Flussauf Schwaz	1988	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend			
	Inn	Zams	2008*	GZÜV	unbefriedigend	2.1	unbefriedigend			
	Inn	Zams	2009	IHG*	unbefriedigend	8.7	unbefriedigend			
	ÖtztalerAche	Haiming	2008	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend			
	Pitze	Arzl i.P.	2008*	IHG	schlecht	0	schlecht			
	Pitze	Arzl i.P.	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Ziller	Fügen	2011	IHG*	mäßig	3.4	unbefriedigend			
	Ziller	Hippach	2011	IHG*	mäßig	3.83	unbefriedigend			
	Ziller	Mayrhofen - Zell am Ziller	2011	IHG*	unbefriedigend	0.18	unbefriedigend			
	Ziller	Strass i.Z.	2008*	GZÜV	mäßig	17.5	mäßig			

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat	Gewässer	Lage	Jahr	Quelle	Altersaufbau	Biomasse (kg/ha)	Populationszustand	MW	HPI	Diff.
	Ziller	Strass i.Z.	2011	GZÜV	unbefriedigend	0.1	unbefriedigend			
Inn_3	Inn	Kajetansbrücke	2005	IHG*	unbefriedigend	17.2	unbefriedigend	3,8	4,0	0,2
	Inn	Maria Stein bis Aufweitung	2005	IHG*	unbefriedigend	17.3	unbefriedigend			
	Inn	Pfunds/Kajetansbrücke	2008*	GZÜV	unbefriedigend	3.2	unbefriedigend			
	Inn	Pfunds/Kajetansbrücke	2009	GZÜV	unbefriedigend	2.6	unbefriedigend			
	Inn	unterhalb Kajetansbrücke	2005	IHG*	unbefriedigend	4.8	unbefriedigend			
	Inn	Wiesenfleck bis Bühnenfeld	2005	IHG*	unbefriedigend	10.7	unbefriedigend			
	Inn	Vorderrauth bis Tösens	2014	IHG	mäßig	11	unbefriedigend			
Brixentaler Ache_1	Brixentaler Ache	Wörgl, Restwasser KW Einöden	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht	5,0	2,9	-2,1
Sill_1	Sill	Schönberg	2008*	GZÜV	schlecht	0	schlecht	5,0	5,0	0,0
	Sill	Schönberg	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
Ruetz_3	Ruetz	Fulpmes	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht	4,7	3,0	-1,7
	Ruetz	Neustift	2008	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend			
	Ruetz	Ruetz Neustift Kampl	2012	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
Ötztaler Ache_3	ÖtztalerAche	Brunau	2008	IHG	schlecht	0	schlecht	5,0	2,6	-2,4
Pitze_1	Pitze	Wenns	2008*	IHG	schlecht	0	schlecht	5,0	3,5	-1,5
	Pitze	Wenns	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
Gurglbach_2	Gurglbach	Gurglbach Imst Gaulwerk	2011	GZÜV	schlecht	0	schlecht	5,0	5,0	0,0
Gurglbach_4	Gurglbach	Tarrenz	2014	IHG	gut	58	gut	2,0	2,8	0,8
Sanna_2	Sanna	Landeck	2007*	GZÜV	schlecht	0	schlecht	4,0	3,2	-0,8
	Sanna	Landeck	2008*	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Sanna	Landeck	2011	GZÜV	unbefriedigend	0.2	unbefriedigend			
Lech_1	Lech	Reutte/Ulrichsbrücke	2008*	GZÜV	schlecht	0	schlecht	4,5	4,2	-0,3
	Lech	Reutte/Ulrichsbrücke	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Lech	Weißhaus	2008	GZÜV	unbefriedigend	6.7	unbefriedigend			
	Vils	bei Vils	2004	GZÜV	unbefriedigend	0.9	unbefriedigend			
	Vils	upstreamSt.Anna	2001	IHG	schlecht	0	schlecht			
Lech_2	Lech	Höfen	2008	GZÜV	schlecht	0	schlecht	4,3	3,6	-0,7
	Lech	Lechaschau	2008*	GZÜV	unbefriedigend	4.9	unbefriedigend			
	Lech	Lechaschau	2009	GZÜV	mäßig	0.2	unbefriedigend			
	Lech	upstreambridgeLechaschau	2001	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend			
Lech_3	Lech	betweenHornbergandEhenbichl	2001	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend	4,3	2,1	-2,2
	Lech	Ehenbichl	2008	GZÜV	unbefriedigend	0.4	unbefriedigend			
	Lech	Brücke Martinau	2001	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend			
	Lech	Brücke Martinau	2001	IHG	schlecht	0	schlecht			
	Lech	Johannesbrücke	2001	IHG	unbefriedigend	?	unbefriedigend			
	Lech	Hägerau bis Obergrünau	2014	IHG	schlecht	0	schlecht			
Archbach_3	Archbach	Reutte/Mühl	2008*	GZÜV	unbefriedigend	0.3	unbefriedigend	5,0	4,1	-0,9
	Archbach	Reutte/Mühl	2009	GZÜV	schlecht	0	schlecht			

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat	Gewässer	Lage	Jahr	Quelle	Altersaufbau	Biomasse (kg/ha)	Populationszustand	MW	HPI	Diff.
Vils_1	Vils	Nähe Hst Schönbichl	2001	IHG	schlecht	0	schlecht	5,0	1,4	-3,6
Großsache_1	Aschauer Ache	Aschauer Ache Going	2010	GZÜV	schlecht	0	schlecht	3,5	2,7	-0,8
	Aschauer Ache	Pegelhaus aufwärts	2004	IHG	schlecht	0	Schlecht			
	Großsache	bei Friedenssiedlung/Bogenbrue	2004	IHG	schlecht	0	schlecht			
	Großsache	Ettenhausen	2007*	IHG*	mäßig	2.3	mäßig			
	Großsache	Ettenhausen	2008	IHG*	gut	129.9	gut			
	Großsache	Kitzbüchel, uh. QBW	2008	IHG	schlecht	0	schlecht			
	Großsache	Kössen	2009*	GZÜV	mäßig	36.5	mäßig			
	Großsache	Kössen	2011	GZÜV	gut	19.9	mäßig			
	Kohlenbach	Kössen (untere Stelle bei Waidach)	2007*	GZÜV	sehr gut	24	sehr gut			
	Kohlenbach	Kössen (untere Stelle bei Waidach)	2007*	IHG	gut	?	gut			
	Kohlenbach	Kössen (untere Stelle bei Waidach)	2008	GZÜV	sehr gut	24	sehr gut			
	Kohlenbach	Kössen (obere Stelle, uh. Weißenbach)	2007*	IHG	mäßig	?	mäßig			
Kohlenbach	Kössen (obere Stelle, uh. Weißenbach)	2008	GZÜV	gut	69	gut				
Großsache_2	Auracher Bach	Auracher Bach Aurach Mündung	2010	GZÜV	schlecht	0	schlecht	5,0	3,4	-1,6
	Grossache	Jochberg, Ausleitung	2007	IHG	schlecht	0	schlecht			
	Großsache	Kitzbüchel, oh QBW, bei Eisenbahnbrücke	2007*	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Großsache	Kitzbüchel, oh QBW, bei Eisenbahnbrücke	2008*	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Grossache	Kitzbüchel, oh QBW, bei Eisenbahnbrücke	2008	IHG	schlecht	0	schlecht			
	Großsache	Kitzbüchel, uh. QBW	2007*	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
	Großsache	Kitzbüchel, uh. QBW	2008	GZÜV	schlecht	0	schlecht			
Fieberbrunner Ache_1	Fieberbrunner Ache	St. Johann i. Tirol	2008	GZÜV	schlecht	0	schlecht	5,0	3,1	-1,9
Drau_1	Drau	Flussab Lavant	1992	IHG	gut	?	mäßig	3,0	2,7	-0,3
	Drau	Nikolsdorf	2009*	GZÜV	gut	50.5	gut			
	Drau	Nikolsdorf	2011	GZÜV	mäßig	46.2	mäßig			
	Isel	Ainet bis Oberlienz	2011	IHG*	gut	56.2	gut			
	Isel	bei Tratten	2008	IHG*	unbefriedigend	13.5	unbefriedigend			
	Isel	Matrei i.O.	2008*	GZÜV	mäßig	13.5	mäßig			
	Isel	Matrei i.O.	2009	GZÜV	mäßig	13.5	mäßig			
	Klingenlaue	nearNikolsdorf	1992	IHG	schlecht	0	schlecht			
Drau_3	Drau	Assling uh. ARA Unt. Pustertal	2001	GZÜV	unbefriedigend	3.4	unbefriedigend	4,0	3,6	-0,4
Drau_4	Drau	Strassen	2008*	GZÜV	unbefriedigend	0.1	unbefriedigend	4,0	2,5	-1,5
	Drau	Strassen	2009	GZÜV	unbefriedigend	11.4	unbefriedigend			

* Ergebnisse wurden bei der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt (Daten zu alt oder mehrfache Beprobung)

8.4.2 Südtirol

Habitat	Gewässer	Lage	Typ	Jahr	Altersaufbau	Pop_txt	Pop_Hab	HPI	Diff.
Etsch_1	Etsch	Sinich-Terlan	quant.	2012	gut	mäßig	3,3	3,4	0,1
	Etsch	Terlan-Bozen	quant.	2012	mäßig	mäßig			
	Etsch	Bozen- Auer	quant.	2011	gut	gut			
	Etsch	Auer- Salurn	quant.	2011	unbefriedigend	unbefriedigend			
	Eisack	Blumau	qual.	2011	unbefriedigend	unbefriedigend			
	Eisack	Bozen	quant.	2012	gut	gut			
	Eisack	Vilnöss-Blumau	-	-	-	-			
	Passer	Meran	qual.	2013	mäßig	mäßig			
	Talfer	Bozen	qual.	2010	schlecht	schlecht			
Valschauer	Lana	qual.	2010	unbefriedigend	unbefriedigend				
Etsch_22	Plima	Morter	qual.	2012	schlecht	schlecht	5,0	4,0	-1,0
	Schnalserbach	Juval	qual.	2012	schlecht	schlecht			
Etsch_23	Etsch	Kastlbell	qual.	2010	unbefriedigend	unbefriedigend	4,0	4,3	0,3
Etsch_41	Etsch	Spondinig	qual.	2010	unbefriedigend	unbefriedigend	4,2	4,2	0,0
	Etsch	Glurns	qual.	2008	unbefriedigend	unbefriedigend			
	Etsch	Laas	qual.	2006	unbefriedigend	unbefriedigend			
	Saldurbach	Matsch	qual.	2012	schlecht	schlecht			
	Suldenbach	Prad	qual.	2012	schlecht	schlecht			
	Puni	Spondinig	qual.	2012	mäßig	mäßig			
Passer_1	Passer	St.Martin-Riffian	qual.	2010	schlecht	schlecht	5,0	3,6	-1,4
Talfer_13-20	Talfer	Obere Talfer	qual.	2010	schlecht	schlecht	5,0	5,0	0,0
Talfer_1-4	Talfer	St. Anton	qual.	2009	schlecht	schlecht	5,0	5,0	0,0
Eisack_3	Eisack	Brixen-Vilnösser Becken	quant.	2011	gut	mäßig	3,5	3,1	-0,4
	Rienz	Elvas-Brixen	quant	2009	unbefriedigend	unbefriedigend			
Eisack_4	Eisack	Neustift	qual.	2011	schlecht	schlecht	5,0	2,5	-2,5
Grödnerbach_39	Grödnerbach	St. Peter	qual.	2010	schlecht	schlecht	5,0	5,0	0,0
Rienz_2	Rienz	Ehrenburg- Vintly	quant.	2012	sehr gut	mäßig	3,0	4,0	1,0
	Rienz	Vintly-Majestik	*	-	-	-			
	Rienz	Kiens	*	-	-	-			
Rienz_4	Gader	Pflaurenz	qual.	2011	mäßig	mäßig	3,0	2,6	-0,4
	Ahr	Mündung	*	-	-	-			
	Rienz	Bruneck	*	-	-	-			
Rienz_8	Rienz	oberhalb Bruneck	qual.	2012	mäßig	mäßig	3,0	5,0	2,0
Rienz_9	Rienz	Neunhäuser	qual.	2009	mäßig	mäßig	3,0	5,0	2,0
	Antholzerbach	Mündung	*	-	-	-			
Ahr_1	Ahr	St. Georgen- Stegen	quant.	2011	mäßig	mäßig	2,5	3,4	0,9
	Ahr	Mühlen-Gais	quant.	2011	mäßig	gut			

AlpÄsch – WP2 – Endbericht

Habitat	Gewässer	Lage	Typ	Jahr	Altersaufbau	Pop_txt	Pop_Hab	HPI	Diff.
Antholzerbach_8	Antholzerbach	Salomonsbrunn	qual.	2009	gut	gut	2,0	3,9	1,9
Antholzerbach_10	Antholzerbach	Antholz- Niedertal	qual.	2009	unbefriedigend	unbefriedigend	4,0	4,4	0,4

* keine Befischung (Daten wurden aus der angrenzenden Managementeinheit übertragen)

8.5 Morphologische Einstufung Südtirol

Parameter	Punkteanzahl
Wasserbreite	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte
Breitenvarianz	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand ≠ Soll-Zustand	0 Punkte
Wassertiefe	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte
Tiefenvarianz	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand ≠ Soll-Zustand	0 Punkte
Sohlenbreite	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte
Sohlentiefe links	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte
Sohlentiefe rechts	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte

Parameter	Punktezahl
Böschungsneigung links	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte
Böschungsneigung rechts	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand <oder> Soll-Zustand	0 Punkte
Linienführung	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	2 Punkte
Ist-Zustand ≠ Soll-Zustand	0 Punkte
Flußmorphologischer Typ	
Ist-Zustand = Soll-Zustand	1 Punkt
Ist-Zustand ≠ Soll-Zustand	0 Punkte
Wasserführung	
70 – 100%	4 Punkte
30 – 70 % oder >100%	2 Punkte
0 – 30%	0 Punkte
Schwallbetrieb	
Nicht vorhanden	2 Punkte
Vorhanden	0 Punkte
Handlungsbedarf	
Nicht vorhanden	2 Punkte
Vorhanden	0 Punkte

9 Literatur

AQUAWILD (2002): Performance and Ecological Impacts of Introduced and Escaped Fish: Physiological and Behavioural Mechanisms, Final Report to: European Commission, National Board of Fisheries, Institute of Freshwater Research, Sweden.

BMFLUW, Wien. BAW Leitbildkatalog (Bundesamt für Wasserwirtschaft, Scharfling) (2014).

Dujmic A. (1997): Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche. Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Universitätsverlag, Wien, 111 S.

Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) (2006): Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich. 479. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern: 1-18.

Gustafson K.J. (1949): Movements and growth of grayling. Reports of the Institute of Freshwater Research of Drottningholm, 29, 35-44.

Hauer C., Unfer G., Habersack H., Pulg U. & Schnell J. (2013): Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. KW-Korrespondenz Wasserwirtschaft, 4/13, 189–197; ISSN 1865-9926.

Haunschmid R., Honsig-Erlenburg W., Petz-Glechner R., Schmutz S., Shotzko N, Spindler T., Unfer G. & Wolfram G. (2006): Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern: Methodik –Handbuch. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling, 1-38.

Holzer G., Hinterhofer M. & Unfer G. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Reformierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. Österreichs Fischerei, Jahrgang 57/200_ 232-248.

Holzer G., Unfer G., Hinterhofer M. (2011): Cocooning – eine alternative Methode zur fischereilichen Bewirtschaftung. Österreichs Fischerei, Jahrgang 64/2011, Seite 16-27. Jungwirth 1994

Linlokken A. (1993): Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River System, South-Eastern Norway. Regulated Rivers Research & Management 8: 145-153.

Maynard D.J., Flagg T.A., Iwamoto R.N., Mahnken C.V.W. (2004): A Review of Recent Studies Investigating Seminatural Rearing Strategies as a Tool for Increase Pacific Salmon Postrelease Survival, In: "Development of a Natural Rearing System to Improve Supplemental Fish Quality", 2004 Final Report, Project No. 199195500, 174 electronic pages, (BPA Report DOE/BP-00004768-2).

Meraner A., Cornetti L. and Gandolfi A. (2014): Defining conservation units in a stocking-induced genetic melting pot: unraveling native and multiple exotic genetic imprints of recent and historical secondary contact in Adriatic grayling. Ecol. Evol. 4: 1313–1327.

Meraner A., Unfer G. & Gandolfi A. (2013): Good news for conservation: mitochondrial and microsatellite DNA data detect limited genetic signatures of inter-basin fish transfer in Thymallus

thymallus (Salmonidae) from the Upper Drava River. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 409: 1–17. doi: 10.1051/kmae/2013046.

Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Lebensministerium (BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010).

Nykänen M. (2004): Habitat Selection by Riverine Grayling, *Thymallus thymallus* L. Dissertation, University of Jyväskylä, Finland. 40 pages.

Parkinson D., Philippart J-C. & Baras B. (1999): A preliminary investigation of grayling in a small stream as determined by radiotracking. Journal of Fish Biology, 55, 155–182.

Peter A. & Erb M. (1996): Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Mitt. Zur Fischerei 58: 1-19.

Pinter K. (2008): Rearing and Stocking of Brown Trout, *Salmo trutta* L.: Literature Review and Survey of Austrian Fish Farmers within the Frame of the Project-Initiative TROUTCHECK. Diplomarbeit Boku Wien, pp. 125.

Pulg U., Barlaup T.B., Sternecker K., Trepl L. & Unfer G. (2013): Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo Trutta*) in a regulated chalk stream. River Res. Applic., 29: 172-182.

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

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

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

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

Thuiller W., Lafourcade B., Engler R., Araújo M.B. (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography (Cop.). 32, 369–373. doi:10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x.

Tsuboi J., Morita K. & Ikeda H. (2006): Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery. Fisheries Research 79:226–230.

Wasserinformationssystem Tirol (WIS Tirol) (2009/2010): Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung; Abteilung Wasser-. Forst- und Energierecht.

Weiss S., Kopun T. & Sušnik Bajec S. (2013): Assessing natural and disturbed population structure in European grayling, *Thymallus thymallus* (Salmonidae): melding phylogeographic, population genetic, and jurisdictional perspectives for conservation planning. J Fish Biol 2013, 82(2):505-521.

Witkowski A. & Kowaleski M. (1988): Migration and structure of spawning population of european grayling in the Dunajec Basin. Archiv für Hydrobiologie 112: 279-297.

Zeiringer B., Unfer G. & Hinterhofer M. (2010): Gewässerökologische Restwasserstudie am Kraftwerk Opponitz - Studie zur Restwasserdotations Modul I – fischökologische Untersuchungen, Hydromorphometrie und Restwassermodellierung Wienstrom GmbH, 162.