



## Monitoring Alpenrhein

### Basismonitoring Ökologie 2015

Benthosbesiedlung (Makroinvertebraten und Kieselalgen)

Jungfische, Kleinfische und Jungfischhabitats

Besiedlung der Kiesbänke und Flussinseln

### Band 1 – Hauptbericht



Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA)  
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie  
Projekt D11

Konstanz, im Dezember 2016

## **Impressum**

### **Herausgeber:**

Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA)  
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie

### **Bericht, Grafik & Gestaltung:**

HYDRA, Konstanz

### **Zitiervorschlag:**

Rey, P. & Hesselschwerdt, J. (2016): Monitoring Alpenrhein - Basismonitoring Ökologie 2015; Benthosbesiedlung, Jungfischhabitats, Besiedlung der Kiesbänke. Herausgeber: Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 96 S. & 78 S. Anhang.

### **Bezugsadresse:**

Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA),  
Programmbeauftragte: Aurelia Spadin, Unterdorf 17, CH-7411 Sils im Domleschg  
e.mail: [info@alpenrhein.net](mailto:info@alpenrhein.net), [www.alpenrhein.net](http://www.alpenrhein.net)

### **Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie:**

Mitglieder: Helmut Kindle (Liechtenstein, Vorsitz), Roland Jehle (Liechtenstein), Dominik Thiel (St. Gallen), Michael Kugler (St. Gallen), Marcel Michel (Graubünden), Nikolaus Schotzko (Vorarlberg), Gerhard Hutter (Vorarlberg).

---

# **Monitoring Alpenrhein**

## **Basismonitoring Ökologie**

Benthosbesiedlung (Makroinvertebraten und Kieselalgen)

Jungfische, Kleinfische und Jungfischhabitats

Besiedlung der Kiesbänke und Flussinseln

## **Band 1 – Hauptbericht**

IRKA-Projekt D11

Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA)  
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie

2016

# Inhalt

## Band 1 – Hauptbericht

<b>1. Zusammenfassung</b>	<b>4</b>
<b>2. Basismonitoring Ökologie Alpenrhein</b>	<b>6</b>
2.1 Ziele des Monitoringprogramms .....	6
2.2 Projektgebiet und Rheinabschnitte .....	8
2.3 Der Alpenrhein - Ursprung und Besonderheiten .....	10
2.4 Vom Flusscharakter zur Auswahl der Probestellen .....	12
2.5 Repräsentative Probestellen im Alpenrhein und seinen Zuflüssen .....	13
2.6 Wasserkraftnutzung und ihre Auswirkungen .....	15
2.7 Methoden .....	17
<b>3. Hydrologie und Wassertemperaturen</b>	<b>21</b>
<b>4. Makrozoobenthos</b>	<b>24</b>
4.1 Choriotope - Lebensraumkategorien für Wirbellose .....	24
4.2 Taxazahlen und Besiedlungsdichten .....	25
4.3 Verteilung charakteristischer Zoobenthos-Taxa .....	28
4.4 Funktionelle Gruppen .....	31
4.5 Indices zur Bestimmung der ökologischen Gewässergüte .....	34
4.6 Beurteilung der Ergebnisse des Benthosmonitorings .....	37
<b>5. Benthos-Aufwuchs</b>	<b>42</b>
5.1 Artenspektrum und Verbreitung .....	42
5.2 Beurteilung der Ergebnisse der Aufwuchsuntersuchungen .....	46
<b>6. Jungfische, Kleinfische und Jungfischhabitate</b>	<b>50</b>
6.1 Artenspektrum und Verbreitung .....	51
6.2 Jungfischdichten .....	54
6.3 Unterscheidung der Jungfischhabitate .....	57
6.4 Reproduktionsbiologie .....	61
6.5 Beurteilung der Ergebnisse der Jungfischuntersuchungen .....	63
<b>7. Untersuchung der Kiesbänke und Flussinseln</b>	<b>67</b>
7.1 Flussraumbreiten und Morphologie .....	67
7.2 Flächentypen .....	69
7.3 Habitatinventar auf den Landflächen im Flussraum .....	71
7.4 Untersuchungsprogramm .....	71
7.5 Tiere und Pflanzen der Kiesbänke im Überblick .....	73
7.6 Flussinsel bei Bonaduz .....	78
7.7 Kiesinsel bei Mastrils .....	81
7.8 Kiesbank bei Balzers-Triesen .....	83
7.9 Kiesbank bei Bangs-Rüti .....	85
<b>8. Literatur</b>	<b>90</b>

## Band 2 – Anhang

---

### Anhang A - Probestellentafeln

A-5

Vorderrhein oberhalb Ilanz.....	A-6
Vorderrhein bei Reichenau.....	A-10
Hinterrhein bei Bonaduz .....	A-14
Alpenrhein bei Stau Reichenau .....	A-18
Alpenrhein bei Haldenstein .....	A-22
Alpenrhein bei Mastrils .....	A-26
Landquart oberhalb Landquart .....	A-30
Alpenrhein bei Triesen.....	A-34
Liechtensteiner Binnenkanal bei Ruggell.....	A-38
Alpenrhein bei Bangs.....	A-42
Ill bei Illspitz.....	A-46
Alpenrhein bei Lustenau.....	A-50

### Anhang B - Makrozoobenthos

A-54

Bildtafeln wichtiger Arten.....	A-54
Ergebnisliste Makroinvertebraten .....	A-61
Indices zur Bestimmung der ökologischen Gewässergüte.....	A-65
Zielarten für Alpenrhein, Vorder- und Hinterrhein (Unterläufe) .....	A-67

### Anhang C - Fische

A-69

Habitatansprüche Leit- und Begleitfischarten .....	A-69
Fangliste Fische.....	A-71
Befischungstrecken .....	A-72

### Anhang D - Kiesbänke

A-73

Habitatinventar.....	A-73
Ergebnisliste Tiere .....	A-74
Ergebnisliste Pflanzen.....	A-78

## 1. Zusammenfassung

2015 wurde das koordinierte biologische Monitoring der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) am Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen fortgesetzt. Das Basismonitoring Ökologie (IRKA-Projekt D11) ist breit gefächert wurde nun zum zweiten Mal nach 2009 durchgeführt. Es behandelt die organismische Besiedlung der Flusssohle (Makrozoobenthos\* und Phytobenthos\*\*), die Erfassung von Jungfischhabitaten und ihre Besiedlung sowie die Besiedlung von Kiesbänken und Kiesinseln. Die Untersuchungen fanden an jeweils sechs Probestellen im Rhein und in sechs seiner wichtigsten Zuflüssen statt und wurden teilweise unter Zuhilfenahme von Tauchern durchgeführt. Aufgrund der Erfahrung der ersten Kampagne 2009 [28] kam es zu einzelnen Modifikationen des Programms. Mit dem Staubeereich des Kraftwerks Reichenau wurde eine neue Probestelle mit aufgenommen. Makrozoobenthos und Phytobenthos wurden statt im Spätherbst nun Ende Februar/Anfang März untersucht. Der neue Probenahmezeitpunkt liefert größere und damit auch besser bestimmbare Tiere. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse blieb erhalten, da die Probenahme noch vor dem Schlüpfen der ersten Insektenlarven durchgeführt werden konnte. Die Zeitpunkte für das Jungfisch-Monitoring (Spätherbst) und die Untersuchungen der Kiesbänke (Hochsommer) blieben unverändert.

Die neuen Ergebnisse bestätigen die bereits vor sechs Jahren durchgeführte biologische Charakterisierung des Alpenrheins und seiner wichtigsten Zuflüsse. Die tierische Besiedlung des strukturarmen Rheinschlauchs zwischen Reichenau und Bodensee ähnelt derjenigen eines Gebirgsbachs. Weil die Lebensraumvielfalt mit Auengewässern und Nebengerinne fehlt, können sich im «Flussschlauch» so gut wie keine flusstypischen und strömungsempfindlichen Arten mehr ansiedeln oder vermehren.

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos ähnelt derjenigen von 2009 und unterscheidet sich nicht grundsätzlich zwischen den Probestellen im Rhein. Da sich der Strömungstyp des Alpenrheins in seinem Verlauf nur wenig verändert, findet man monotone, aber stark strömende Flussabschnitte quasi bis zum Bodensee. Dies ist einer der Gründe, weshalb strömungstolerante Eintagsfliegen- und Steinfliegenarten auch noch an der untersten Probestellen in größerer Zahl vorkommen, obwohl man hier bereits eine von See- und Auenbereichen beeinflusste Biozönose erwarten könnte. Aus den größeren Zuflüssen werden dem Alpenrhein kaum mehr weitere Arten zugetragen. Gegenüber 2009 scheinen die Besiedlungszahlen im oberen Teil des Alpenrheins noch einmal zurückgegangen zu sein. Gründe hierfür könnten die Verschiebung des Probenahmezeitraums und die zwischenzeitliche Mortalität sein. Aber auch der z.T. erhebliche Sandeintrag zwischen 2011 und 2013 könnte vorübergehend die Siedlungsmöglichkeiten bis etwa hinab zur Landquartmündung eingeschränkt haben.

Das Spektrum der Kieselalgen, Bestandteil des Phytobenthos und wichtige Indikatoren der biologischen Gewässergüte, sind im Rheinverlauf ebenfalls sehr ähnlich. Die daraus ermittelbare Gewässerqualität weist nur gute bis sehr gute Werte aus.

Das Fehlen jeglicher Auenlebensräume und Nebengerinne auf den unteren ca. 70 Fließkilometern des Alpenrheins und die fehlende Anbindung an solche betrifft in besonderem Maße die ebenfalls rhithral\*\*\* geprägte Fisch-Biozönose. Aus dem Bodensee können zwar weitere Arten noch in den Unterlauf des Rheins einschwimmen, finden dort aber keine geeigneten Reproduktionsräume und Jungfischhabitate mehr. Die im Rahmen des Fischmonitorings 2013 (IRKA-Programm D9, [29]) gewonnenen ernüch-

\*Makrozoobenthos: Gemeinschaft der wirbellosen Kleintiere der Flusssohle (Makroinvertebraten) über 1mm Größe;

\*\*Phytobenthos: Pflanzlicher Aufwuchs der Flusssohle (wichtige Vertreter: Kieselalgen, Fadenalgen, Schlauchalgen, Moose);

\*\*\* rhithral: bergbachartig, der Forellen-Region zugehörig.

ternden Ergebnisse wurden deshalb auch durch das Jungfischmonitoring 2015 bestätigt. Die im Rhein noch vorhandenen und funktionierenden Reproduktionsräume beschränken sich auf naturnahe Abschnitte wie die Mastrilser Auen und ruhigere Hinterwasserbereiche an den Kiesinseln oberhalb der Illmündung. Im untersten Rheinabschnitt finden strömungsempfindliche Jungfische nur noch im lückigen Blockwurf der Mittelwuhre Deckung. Von den in den letzten sieben Jahren insgesamt 19 nachgewiesenen Fischarten vermehren sich aller Wahrscheinlichkeit nach nur noch sechs im Alpenrhein selbst (Bach-/Seeforelle, Regenbogenforelle, Groppe, Alet, Strömer, Elritze). Die Groppendichte ging gegenüber 2009 noch einmal deutlich zurück. Die Ursachen hierfür sind noch unbekannt. Insgesamt jedoch dürften die meisten Fischpopulationen im Alpenrhein eine nur noch geringe Resilienz gegenüber stärkeren Veränderungen der Umgebungsbedingungen zeigen.

Die Alpenrhein-Kiesbänke haben sich in den Jahren seit 2009 morphologisch und bezüglich ihrer Substratzusammensetzung und ihres Bewuchses stark verändert; hinzu kam 2015 eine lange Hitzeperiode. Damit einher ging ein Wechsel des Habitatangebots. Nur auf den wenigen Kiesbänken mit längerjährigem pflanzlichen Bewuchs blieb das Artenspektrum hoch. Auf regelmäßig überfluteten Kiesbänken und Kiesbankrändern wurden dagegen nur wenige Arten in mittleren Dichten nachgewiesen. Die unterschiedliche ökologische Wertigkeit der untersuchten Kiesbänke konnte überdies anhand einer groben Habitatflächenanalyse verdeutlicht werden.

**Fazit:** Die aktuellen Ergebnisse des Basismonitorings Alpenrhein zeigen erneut die Artenarmut des regulierten und durch Schwall- und Sunkeffekte belasteten Alpenrheins. Nur in wenigen Abschnitten mit größerer Flussraumbreite konnte sich ein flusstypisches und vielfältigeres Lebensraumangebot erhalten. Da solche Abschnitte aber selten sind und zu weit auseinander liegen (z.B. Bonaduzer und Mastrilser Au), gibt es kaum Arten- und Individuenaustausch zwischen solchen Trittsteinen. Während die Benthosbesiedlung mit dem derzeitigen Artenspektrum noch ein stabiles Niveau zu zeigen scheint, sind Populationen der verbleibenden naturverleichenden Fischarten im Alpenrhein sicher gefährdet.



Abb. 1: Ursprung des Alpenrheins: Bei Reichenau (Graubünden) fließen Vorderrhein und Hinterrhein frontal aufeinander zu und vereinigen sich zum Alpenrhein, der von hier aus noch 90 km auf seinem Weg in den Bodensee zurücklegt und dabei mit St. Gallen einen zweiten Schweizer Kanton, des Fürstentums Liechtenstein und Vorarlberg (Österreich) streift.  
Foto: HYDRA 2014 ©.

## 2. Basismonitoring Ökologie Alpenrhein

Die Regierungskommission hat 2007 das Konzept Monitoring Alpenrhein - Teilbereich Gewässerökologie genehmigt [25]. Es bildet die Grundlage zur grenzüberschreitenden Koordination und Durchführung des ökologischen Monitorings am Alpenrhein. Verantwortlich für das Alpenrhein-Monitoring ist die Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie der IRKA mit ihren derzeitigen Fachvertretern aus Graubünden (Marcel Michel), St. Gallen (Dominik Thiel, Michael Kugler), Liechtenstein (Helmut Kindle, Vorsitz) und Roland Jehle) sowie Vorarlberg (Nikolaus Schotzko, Gerhard Hutter). 2015 erging der Auftrag an das HYDRA-Büro Konstanz. Für die Bestimmung des pflanzlichen Aufwuchses und die Berechnungen zum Kieselalgen-Index wurde die Fima AquaPlus, Zug, im Unterauftrag hinzugezogen.

### 2.1 Ziele des Monitoringprogramms

Das Basismonitoring Ökologie Alpenrhein ist als Langzeitmonitoringprogramm angelegt, das geeignete Indikatoren (Zeiger) erfassen soll, um eine möglichst umfassende und reproduzierbare ökologische Charakterisierung des Alpenrheins vornehmen zu können. Die Auswahl der Untersuchungsinhalte/-objekte, der Untersuchungsstellen und die Häufigkeit der Untersuchungen (Untersuchungsintervalle) sollten so gewählt werden, dass für die Gewässerschutzarbeit ein stets aktueller und repräsentativer biologischer Gewässerszustand zu Grunde gelegt werden kann und Langzeitveränderungen sichtbar gemacht werden können. Das Basismonitoring ersetzt dabei nicht die Vorzustandserhebungen und Erfolgskontrollen, die im Rahmen konkreter Massnahmen im Flussraum durchgeführt werden müssen. Solche im Konzept als „Umsetzungs-Monitoring“ vorgestellten Abklärungen können jedoch Kenntnisse aus dem Basismonitoring nutzen und sie mit einer inhaltlich, zeitlich und räumlich besseren Auflösung ergänzen.

#### Untersuchungsinhalte

Im ursprünglichen Konzept von 2007 [25] war vorgesehen, zu rein biologischen Untersuchungen auch abiotischen Kenngrößen heranzuziehen, um dadurch Besiedlungsunterschiede erklären zu können. Zunächst wurden folgende Untersuchungsinhalte und -intervalle festgelegt:

- Wasserchemie und Wassertemperatur (Nutzung der regelmässigen Messkampagnen der Länder und Kantone)
- Hydrologie (permanente Messungen an den Pegelstationen)
- Fischbesiedlung (alle 6 Jahre)
- Benthosbesiedlung (Zoo- und Phytobenthos) (alle 6 Jahre)
- Limikolen (Watvögel)(im Rahmen von Rastererhebungen zur Avifauna)

Die Auswahl gerade dieser Inhalte war der Tatsache geschuldet, dass bereits zuvor begonnene Monitoringprogramme wie die Fischerhebungen [14] weitergeführt und durch die Untersuchung der klassischen Qualitätselemente „Makrozoobenthos“, „Kieselalgen“ und „chemisch-physikalische Wasserqualität“ ergänzt werden sollten. Diese Elemente bzw. Module hatten bereits in die Wegleitungen zu den Schweizer Rechtsgrundlagen (Modul-Stufen-Konzept) unter Berücksichtigung der Umsetzungsvorschläge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie Eingang gefunden [5, 18, 20, 52, 55, 57].

Nachdem das Fischmonitoring bereits 2005 unter der Schirmherrschaft der Fischereifachstellen begonnen wurde [14], erfolgte die erste Erhebung des Benthos im Rahmen des IRKA-Konzepts im Jahre 2009/2010 (Projekt C17)[28]. Im Jahr 2013 wurde das Fischmonitoring wiederholt (Projekt D9)[29]. 2015 wurde nun die zweite Erhebung des Benthos durchgeführt (Projekt D11).



## Programmanpassungen und -perspektiven

Bereits 2009 fanden gegenüber dem ursprünglichen Konzept erste Modifikationen statt. Zur Benthosuntersuchung kamen die Erfassung von Jungfischhabitaten und eine grobe Erfassung der tierischen und pflanzlichen Besiedlung von Kiesbänken hinzu. Diese Indikatoren konnten in Ergänzung zur Benthosbesiedlung das Vorhandensein von Gewässerhabitaten unterschiedlicher Qualität gut anzeigen. Im aktuellen Programm wurden diese Sonderprogramme daher wiederholt. Zudem wurde der Probenahmezeitpunkt zur Erfassung des Makrozoobenthos vom Herbst auf das Frühjahr verlegt, weil im Spätherbst bei einigen Arten für eine zuverlässige Artbestimmung die Entwicklungsstadien noch zu klein waren. Mit dem neuen Probenahmetermin war dieses Problem beseitigt, allerdings lagen die Besiedlungsdichten durch die natürliche Mortalität über den Winter hinweg nun fast durchwegs unter denen der Herbstkampagne 2009.

Die Untersuchung der Kiesbänke wurde 2015 gegenüber 2009 inhaltlich leicht modifiziert, indem zur Flächenabschätzung des Bewuchses Drohnenaufnahmen herangezogen wurden und die Kiesbankfauna auf Transekten halbquantitativ aufgenommen wurde. Diese Herangehensweise trug nun zu einer besseren Flussraumcharakterisierung bei. Für eine vergleichende Erfassung des Habitatangebots und des damit verbundene Besiedlungspotenzials ist aber noch ein zusätzlicher Aufwand notwendig. Um das Programm in dieser Hinsicht zu schärfen, wurde seitens der IRKA ein Auftrag zur Entwicklung einer Methode zur Erfassung und Bewertung von Habitatflächen am Alpenrhein erteilt.

**M**akroinvertebraten, die wirbellosen Tiere der Gewässersohle, eignen sich als Indikatoren des Gewässerzustands

- wegen ihrer überschaubaren Entwicklungszeiten (< 1 Jahr bis ca. 4 Jahre) und schnellen Reaktion auf Veränderungen;
- wegen ihrer Ortsgebundenheit, die den jeweils herrschenden Gewässerzustand und dessen Veränderung räumlich eingrenzen machen.
- Makroinvertebraten reagieren auf Veränderungen der Wasserqualität, des Nährstoffangebots und als Zeiger für hydro-morphologische Veränderungen.

**D**er indikatorisch bedeutende Teil des pflanzlichen Aufwuchses sind die Kieselalgen, die sich vor allem als Trophiezeiger (Nährstoffgehalt) auszeichnen. Aufgrund der Tatsache, dass sie auf dem Sohlensubstrat verankert bleiben, können sie auch sehr kleinräumige Effekte anzeigen (z.B. den Einfluss von Einleitungen). Wie das Makrozoobenthos, so reagiert auch der Kieselalgenaufwuchs sehr schnell auf Veränderungen der Umgebung.

**D**as Vorkommen von Jungfischen zeigt an, dass in räumlicher Nähe zum Fangort Bedingungen für eine erfolgreiche Vermehrung geherrscht haben oder Besatz stattgefunden hat. Meist befinden sich die Jungfischhabitate und die Reproduktionsräume in Ufernähe. Ihre Habitateignung wird am Vorkommen von Arten und Individuendichten beurteilt.

**B**ei der Untersuchung der Kiesbänke werden die Organismen der Lebensräume an Land (terrestrisch) und solche im Übergangsbereich von Wasser zu Land (amphibisch) erfasst. Anhand ihrer Dimension, Erhebung über den Wasserspiegel und ihrer Vegetation lassen sich verschiedene Kiesbanktypen unterscheiden. Der jeweilige Typ wird von der Häufigkeit der Überflutungen geprägt. Oft überflutete und deshalb unbewachsene Kiesbänke weisen ein wesentlich geringeres Repertoire an verschiedenen Habitaten auf als bewachsene. Höchste Wertigkeit als Lebensräume besitzen Flussinseln mit permanenter Auwaldvegetation. Kiesbänke und Flussinseln entstehen nur bei ausreichender Gerinnebreite.

## 2.2 Projektgebiet und Rheinabschnitte

Das Projektgebiet ist nach Vorgabe des Konzepts [25] in sieben Abschnitte aufgeteilt, die sich hinsichtlich historischer (natürliche Lauftypänderungen) und hydrologischer (Einmündung bedeutender Zuflüsse) Unterschiede, durch die Lage von Kontinuumsunterbrechungen (grosse Sohlschwellen) oder unterschiedliche anthropogene Überprägungen (Regulierung in unterschiedlichen Gerinnebreiten) voneinander abgrenzen lassen (Abb. 2).

Das Monitoring ist im Alpenrhein (ARH) selbst zwischen dem Kraftwerk Reichenau (GR) und der Rheinmündung in den Bodensee durch sechs Probestellen vertreten (Abb. 2). Die Stelle ARH Stau Reichenau kam entsprechend der Empfehlungen aus dem Bericht zum Basismonitoring 2009 hinzu, um auch diesen Gewässertyp im Programm vertreten zu haben. In mündungsnahen Bereichen der grösseren, direkten Zuflüsse Landquart, Liechtensteiner Binnenkanal und Ill liegen drei Probestellen. Die Hauptzuflüsse Vorderrhein (VRH) und Hinterrhein (HRH) sind durch weitere drei Probestellen vertreten (2x Vorderrhein, 1x Hinterrhein).

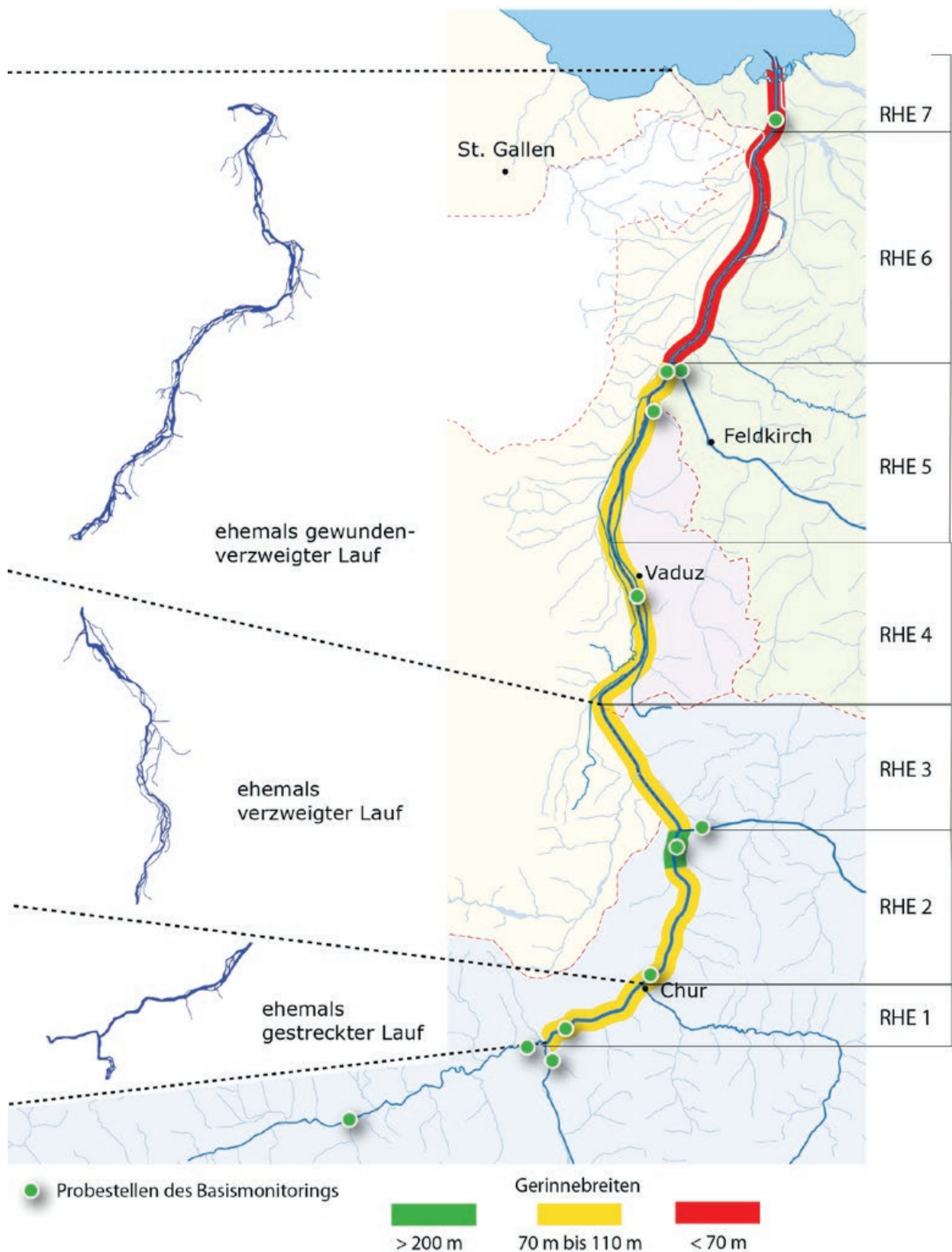


Abb. 2: Auf Basis der historischen Referenz (hier: DUFOR-Karte von 1863) unterscheidbare vier Abschnittstypen des Alpenrheins zwischen Reichenau und dem Bodensee. Zusammen mit den anthropogenen Überprägungen durch die Rheinregulierung ergeben sich sieben charakterlich unterscheidbare Rheinabschnitte (RHE 1 bis RHE 7) und drei Breitenbereiche für unterschiedliche Gerinnebreiten, wobei der Bereich um Mastrils als Referenz gesondert beurteilt wird. HYDRA 2016 ©.

## 2.3 Der Alpenrhein - Ursprung und Besonderheiten

Der Alpenrhein und sein Einzugsgebiet sind - zusammen mit dem Bodensee - erdgeschichtliche Spuren der letzten Eiszeiten. Im Pleistozän bedeckte immer wieder ein riesiger, über 1000 m mächtiger Rheingletscher das Gebiet. In den dazwischen liegenden Warmzeiten schmolz dieser als Alpenrhein jeweils in Richtung Bodensee ab, zunächst noch direkt nach Norden in die Ur-Donau, im mittleren Eiszeitalter nach Westen in den Ur- und später in den Aare-Rhein [22]. Noch vor 14 000 Jahren war das Alpenrheintal von Chur nordwärts mit dem Bodensee und dem Illsee eine zusammenhängende Seenplatte, bevor vor etwa 4000 Jahren das Tal durch bis zu 200 m mächtige Sedimenten verfüllt war und der Alpenrhein danach seine letzte natürliche Form erlangte. Diese behielt er bis zur internationalen Rheinregulierung Ende des 19. Jahrhunderts.

Der Alpenrhein fließt heute von seinem Ursprung nahe des Oberalppasses via Vorderrhein in seiner längsten Ausdehnung ca. 165 km bis zu seiner Mündung in den Bodensee. Obwohl der Rhein nominell oberhalb des Tomasees auf rund 2800 m entspringt, liegt sein höchster Wasserursprung noch einmal deutlich höher, am Südhang des 3418 m hohen Tödi. Vom Pegel Diepoldsau aufwärts umfasst das Einzugsgebiet 6200 Quadratkilometer. Vorder- und Hinterrhein können eigentlich nicht als Zuflüsse, sondern eher als Ursprungs- bzw. Quellflüsse des Alpenrheins ähnlicher Dimension bezeichnet werden. Bis auf einen kleinen italienischen Abschnitt des Reno di Lei und des Lago di Lei (Abb. 6 und 7), der zur Region Lombardei zählt, und dem Bereich um Sontga Maria (Tessin), liegt das gesamte Quellgebiet des Alpenrheins in Graubünden. An zwei Stellen, auf Höhe des Alvier und auf Höhe des Hohen Kasten, gelangt noch eine geringe Wassermenge aus anderen Einzugsgebieten durch den Berg auf natürliche Weise ins Alpenrheintal [22].

Vorderrhein und Hinterrhein, die auf einigen Abschnitten noch ihren natürlichen Flussraumcharakter beibehalten haben (Abb. 3 oben links und rechts), vereinigen sich bei Reichenau-Tamins zum eigentlichen Alpenrhein (Abb. 1). Dieser zeigt von da ab einen regelmässigen Gefälleverlauf, der sich zu seiner Mündung in den Bodensee hin kontinuierlich abflacht. Bei seinem etwas mehr als 90 km langen Lauf zwischen Reichenau (Graubünden) und der Rheinvorstreckung bei Hard (Vorarlberg) überwindet der Fluss nur noch rund 200 Höhenmeter (Abb. 4). Von ursprünglich 53 direkten Alpenrheinzufüssen münden heute nur noch (einschließlich der Rufen) 20 direkt in den Alpenrhein. Alle anderen werden von Binnenkanälen oder Mühlbächen links und rechts des Rheins abgefangen und an Stellen eingeleitet, die einer optimalen Gebietsentwässerung Rechnung tragen.

Der Flussraumcharakter des Alpenrheins ist in besonderem Masse von der Breite seines Gerinnes geprägt. Erst bei Breiten über 80 m (RHE 1, RHE 2) bzw. über 90 m (RHE 3 bis RHE 5) ragen erste Kiesbänke auch bei mittleren Abflüssen aus dem Wasser. Bei Breiten von 110 m bis 140 m lösen sich stellenweise Kiesinseln vom Ufer ab [46, 47, 51]. Ständig bewachsene Flussinseln, wie es sie noch im Hinterrhein z.B. noch bei den Rhäzünser Auen gibt (Abb. 3, oben rechts), trifft man im Alpenrhein nur noch auf einem rund 3 km langem Abschnitt bei den Mastrilser Auen an (vgl. Kap. 7.8). Da die dem Fluss zur Verfügung stehende Gerinnebreite entgegen der Wasserführung rheinabwärts tendenziell abnimmt, bildet sich ab der Landquartmündung bei Gerinnebreiten von 80 m bis 110 m zunächst ein Muster alternierender Kiesbänke aus, die noch die ehemalige Wellenlänge des ursprünglich verzweigten und danach gewunden-verzweigten Flusslaufs erahnen lässt (Abb. 3, unten links). Ab der Illmündung verschmälert sich der Rhein auf unter 70 m Breite zu einem Doppeltrapez-Profil mit breiten Vorländern; hier treten auch bei Niederwasser keine Kiesbänke mehr aus der Wasserfläche hervor (Abb. 3, unten rechts).

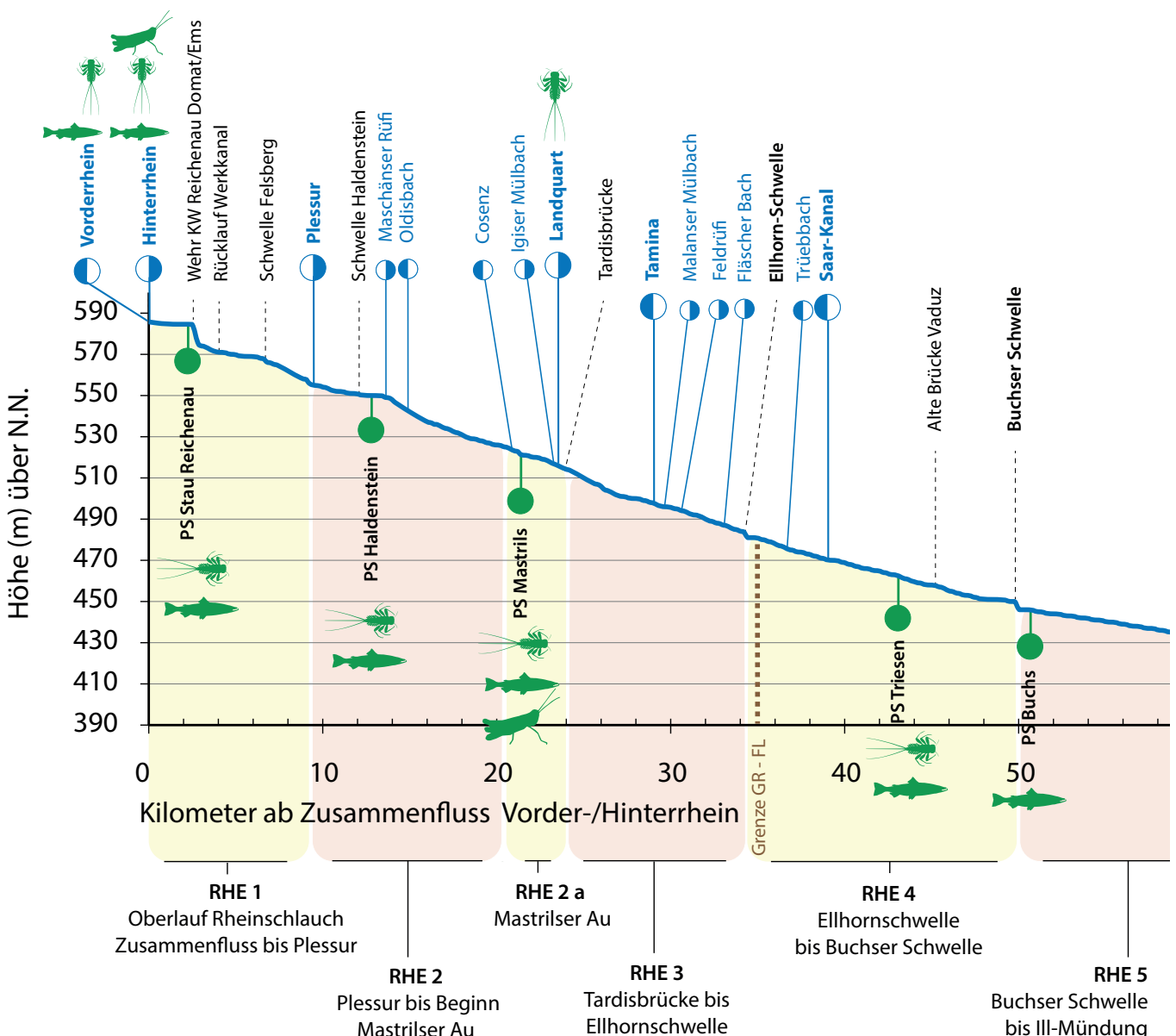


Abb. 3: Die zwei Hauptzuflüsse des Rheins zeigen abschnittsweise noch ihre ursprüngliche Flussform: oben links: der Vorderrhein bei seinem Eintritt in die Rheinschlucht (romanisch «Ruinaulta»); oben rechts: der Hinterrhein im Abschnitt der Rhäzünser Auen. Nach dem Zusammenfluss zum Alpenrhein trifft man bis auf kurze Abschnitte nur noch auf regulierte Strecken. Zwei Ausprägungen sind besonders auffällig: Von der Tardisbrücke (Landquartmündung) abwärts bis zur Illmündung (RHE 3 bis RHE 5) wurde der Rhein in ein maximal 110 m breites Regelprofil gezwängt. Noch immer besteht aber die Tendenz, sich zu verzweigen; hierzu fehlt der Raum und es kann sich jeweils nur ein Furkationsarm ausbilden. Es entsteht ein Muster alternierender Kiesbänke in regelmässigen Abständen (Bild unten links: Ellhornkurve bei Sargans). Unterhalb der Illmündung wird das Rheinbett trotz höherer Wasserführung noch einmal deutlich schmäler (< 70 m Breite), so dass keine Kiesbänke mehr hervortreten (Bild unten rechts: Bereich Widnau-Lustenau). Fotos: HYDRA ©.

## 2.4 Vom Flusscharakter zur Auswahl der Probestellen

Wichtige Vorgabe aus dem Monitoringkonzept [25] war es, für die unterschiedlichen Rheinabschnitte repräsentative Probestellen auszuwählen, die anhand ihrer Indikatoren den jeweils dominanten Charakter des jeweiligen Flussabschnitts anzeigen. Daher waren neben den grob unterscheidbaren Merkmalen des Flusslaufs auch sein Gefälle, die Mündungen von Zuflüssen sowie der Einfluss von Rückstaubecken, Kraftwerkstufen und bedeutenden Sohlschwellen zu berücksichtigen. Die unterschiedlichen Monitoring-inhalte konnten deshalb auch nicht alle an den jeweils gleichen Stellen abgehandelt werden. Während sich die Probenorte von Makrozoobenthos und Jungfischen deckten, wurden die Untersuchungen auf Kiesbänken auch an davon abweichenden Orten durchgeführt. Aufgrund des vorgegebenen Aufwands für das Gesamtprogramm wurden nicht alle sieben Rheinabschnitte durch Probestellen repräsentiert (vgl. Abb. 2); Auch wurden z.B. der oberste, teilweise eingestaute Abschnitt von Reichenau bis zum KW Reichenau und auch die untersten 5 Fließkilometer und die darauffolgende Rheinvorstreckung bisher noch nicht untersucht.

Abb. 4: Längsverlauf des Alpenrheins vom Zusammenfluss von Vorder- und Hinterrhein bis zum Bodensee. Aufgeführt sind die Lage, relative Grösse und Mündungsseite der wichtigsten Zuflüsse, Bezugspunkte, grössere Sohlschwellen und Stufen sowie die Lage der Probestellen und die dort untersuchten Inhalte.



## 2.5 Repräsentative Probestellen im Alpenrhein und seinen Zuflüssen

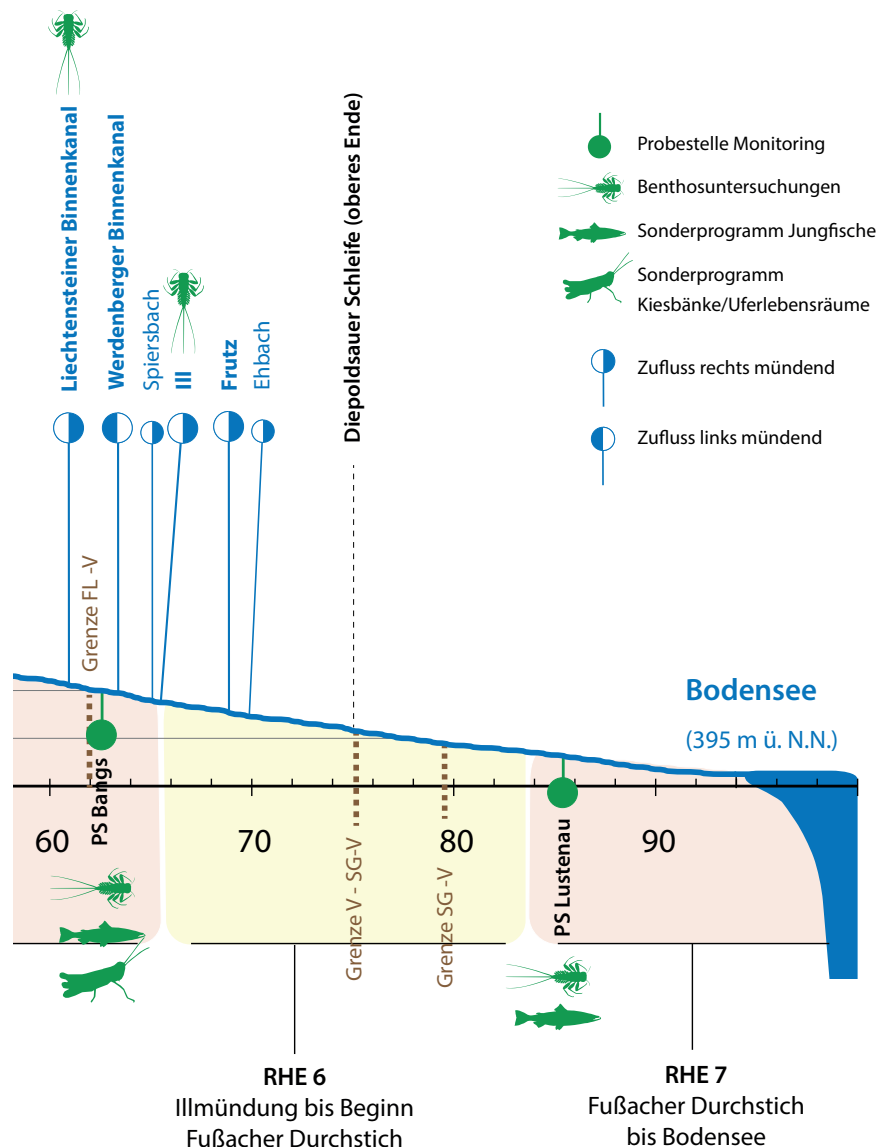
Der oberste Rheinabschnitt 1 (RHE 1), der ehemals gestreckte Rheinlauf (vgl. Abb. 2) zwischen dem Zusammenfluss von Vorder- und Hinterrhein und der Plessurmündung bei Chur wird durch die Probestelle ARH-Stau Reichenau vertreten. Die Stelle kam neu ins Programm, da sie den einzigen eingestauten Abschnitt im gesamten Untersuchungsgebiet repräsentiert. Die darauffolgende Stelle ARH-Haldenstein liegt zwar bereits im Abschnitt 2, dürfte aber - zusammen mit den Zuflussstellen VRH Reichenau, HRH Bonaduz - als freifliessende Vergleichsstrecke für den Stau herangezogen werden.

Rheinabschnitt 2, der ehemals verzweigte Lauf, ist durch zwei Probestellen repräsentiert. Während ARH Haldenstein den Übergang zwischen ehemals gestrecktem und verzweigten Lauf repräsentiert und deutlich flussbaulich verändert ist, zeigt die Stelle ARH Mastrils noch naturnahe Verhältnisse bei nahezu ursprünglicher Flussbreite und ausgeprägten Furkationen mit einzelnen Flussinseln. In Rheinabschnitt 3, der ebenfalls den verzweigten Rheinlauf (allerdings unterhalb der Landquartmündung) vertritt, wurde auf eine Probestelle verzichtet, zumal die folgende Stelle bei Triesen (Rheinabschnitt 4) die heutigen Verhältnisse des mittleren Alpenrheins ebenso gut vertritt.

Innerhalb der Rheinabschnitte 4 bis 7, dem ehemals gewunden-verzweigten Lauf, wurden drei Probestellen festgelegt. ARH Triesen und ARH Bangs repräsentieren unterschiedliche Morphologien im

Abschnitt der alternierenden Kiesbänke (vgl. Abb. 3). Die Stelle ARH Lustenau repräsentiert dagegen die schmale, so genannte „Internationale Rhein-strecke“, unterhalb der Ill-Mündung. Im Programm noch nicht vertreten sind die besonderen Lebensräume, die sich in den vergangenen Jahren innerhalb der sog. Rheinvorstreckung, deren Ausbau nun abgeschlossen wird, gebildet haben. Bereits im Rahmen der Fischmonitorings 2005 und 2013 [14, 29] wurde festgestellt, dass sich hier ein mit dem Bodenseeufer korrespondierender Artenpool wiederfindet.

Von den 20 noch verbliebenen großen bis sehr kleinen Rheinzufüssen (Abb. 4) wurden Vorder- und Hinterrhein, die Landquart, der Liechtensteiner Binnenkanal und die Ill durch Probestellen in ihren Unterläufen repräsentiert. Damit waren Fliessgewässer vertreten, deren Potenzial aufgrund ihrer Grösse theoretisch zu einem kontinuierlichen Organismenzustrom in den Alpenrhein beitragen kann. Mit dem Liechtensteiner Binnenkanal war darüber hinaus auch ein künstliches Gewässer im Programm,



welches aufgrund seines Einzugsgebiets auch Faunenelemente der Aue sowie der Tal- und Riedbäche enthält. Die Stelle VRH-Ilanz wurde als zusätzliche orientierende Probestelle ins Programm übernommen, um u.a. den Anteil der Gebirgsflussarten im Alpenrhein abschätzen zu können.

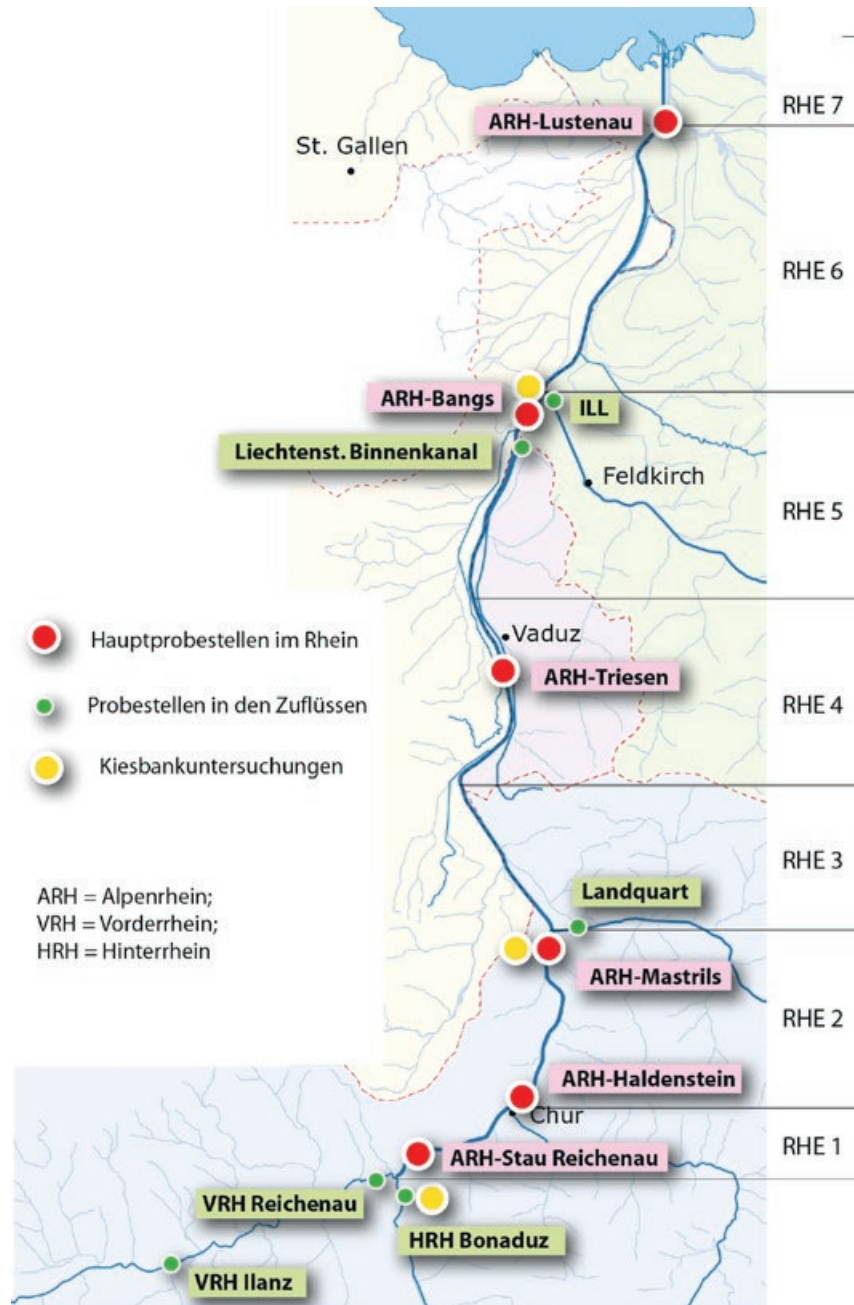


Abb. 5: Lagen der Probestellen des Basismonitorings Ökologie 2015.

**Hinweis:** Auf jeweils vierseitigen Tafeln im Anhang A sind die einzelnen Probestellen ausführlich beschrieben. Neben ihrer Lage und morphologischen Charakteristik sind dort auch der Äussere Aspekt zum Probenahmezeitpunkt sowie ihre biologischen Besonderheiten (Benthos- und Fischartenzusammensetzung) aufgeführt.



## 2.6 Wasserkraftnutzung und ihre Auswirkungen

Die Wasserkraftnutzung hat eine lange Tradition im Einzugsgebiet des Alpenrheins. Die Einzugsgebiete von Vorder- und Hinterrhein, aber auch die der anderen grösseren Rheinzuflüsse sind durch eine Vielzahl von Kraftwerkstufen in ihrem Abfluss verändert (Abb. 7). Durch Wasserfassungen und Wasser-rückgaben unterhalb der Kraftwerke lassen sich die Fließgewässerabschnitte in Restwasserstrecken und Schwall-Sunk-Strecken unterscheiden. Darüber hinaus unterbrechen fast 30 Speicherseen und -becken das Fließgewässerkontinuum des Systems. Im Alpenrhein selbst existiert mit der Stufe Reichenau bei Domat/Ems ein Flusskraftwerk mit Rückstaubereich und einer Restwasser- bzw. Ausleitungsstrecke.



Abb. 6: Auf 2000 m Meereshöhe liegt der 7,2 km lange Lago di Lei als einziger Stausee des Rheins auf italienischem Staatsgebiet. Foto: HYDRA 2014 ©.



Abb. 7: Netz der Wasserkraftnutzung im Einzugsgebiet des Alpenrheins. Kleinkraftwerke sind nicht vollständig eingetragen. Grafik: HYDRA 2015 ©.

Restwasserstrecken, Abschnitte ohne Dotierwasser und Schwall-Sunk-Strecken beeinflussen heute einen grossen Teil der direkten und indirekten Alpenrheinzufüsse. Sie sind dabei in ihrer Ausprägung völlig unterschiedlich und haben nur eines gemeinsam: in ihnen fliesst weniger Wasser, als ihnen natürlicherweise aus dem Einzugsgebiet zufließen würde. Das entnommene Wasser wird dem Gewässer weiter unten oder dem darauffolgenden grösseren Fließgewässer – oft als Schwall – wieder zugeleitet.

### Abschnitte mit Schwall- und Sunk-Belastungen

Während Restwasserdefizite vor allem in höheren Lagen des Rheineinzugsgebiets und den dort kleineren Fließgewässern anzutreffen sind (Ausnahme bleibt die kurze Ausleitungsstrecke am KW Reichenau), findet man die Defizite, die durch Schwall und Sunk unterhalb der Rückleitungen verursacht werden, vermehrt in tieferen Gewässerlagen und somit auch im Projektperimeter des Basismonitorings. Das in Speicherbecken zurückbehaltene Wasser wird über einen Triebstollen gepulst durch die Turbinen eines tiefer liegendes Kraftwerks geleitet und danach als Schwall an das System zurückgegeben. Dem Schwall folgt eine Phase des Schwallrückgangs, des sog. Sunks. Je nach Speicherkapazität der Kraftwerke und Strombedarf können Schwall-Sunk- Ereignisse mehrfach täglich stattfinden und dabei mit sehr unterschiedlichen Wassermengen, Abflussamplituden und Geschwindigkeiten arbeiten. Die Amplituden, das Verhältnis zwischen Basisabfluss (Restwasser) und Vollabfluss (Basisabfluss + Schwall), liegen in einzelnen Fällen im Einzugsgebiet des Alpenrheins noch deutlich über 1:15 [32, 33]. Die damit verbundenen unterschiedlichen Flächenbenetzungen (Abb. 8) sowie Schwallanstiegs- und Sunkgeschwindigkeiten sind verantwortlich für ökologisch relevante Effekte, die in einem natürlichen Gewässer mit natürlichen Hochwasserereignissen in dieser Form nicht eintreten.



Abb. 8: Schwall-Sunk-Szenario in der Bonaduzer Au am Hinterrhein. Bei hohen Schwallamplituden aus verschiedenen Rückgaben (Albula-Sils i.D., Hinterrhein-Rothenbrunnen) kommt es zwischen Schwall und Sunk zu Wasserspiegelschwankungen bis über 1 m. Dabei werden entsprechend grosse Gerinneflächen benetzt und fallen danach wieder trocken. Fotos: HYDRA 2015 ©.

Die ökologischen Folgen von Schwall und Sunk sind getrennt zu betrachten. Bei Schwall wird eine plötzliche hohe hydraulische Energie ins Gewässer gebracht; während schwimmstarke Organismen dabei noch Deckungsstrukturen aufsuchen können, werden Fischbrut und verschiedene Makroinvertebraten

passiv verdriftet. Oft sind die Intervalle zwischen aufeinanderfolgenden Schwallereignissen so kurz, dass sich kaum neue Tiere im belasteten Bereich ansiedeln oder über ihn hinweg auf- und absteigen können. Somit können Schwalleinleitungen flussaufwärts auch eine Unterbrechung des Fließwasserkontinuums darstellen. Entscheidend für die ökologischen Folgen des Schwall ist demnach vor allem die Flanke des Energieanstiegs, indirekt messbar als Pegelanstieg/min.

Im Gegensatz dazu besteht beim ökologisch noch problematischeren Sunk die Gefahr, dass Organismen, die sich während des Schwall an den energieärmeren Gewässerrändern konzentriert haben, bei schnellem Wasserrückgang nicht mehr die Haupttrinne des Flusses erreichen und stranden. Umgekehrt wie beim Schwall hängen die ökologischen Folgen von der Geschwindigkeit ab, in der der Wasserspiegel sinkt (cm/min) und damit Flächen trockenfallen. Um diesen Phänomenen Rechnung zu tragen, werden in der Regel die Auflagen für den Sunkverlauf strenger angesetzt als für den Schwall.

Ein ökologisch relevanter Schwallbetrieb tritt innerhalb des Untersuchungsgebiets an verschiedenen Stellen auf. Da die Kraftwerksbetriebe den Grossteil ihrer Stromerzeugung heute bedarfsabhängig und zentral regeln, können Schwallabflüsse und -intervalle oft erst einige Stunden vor den Ereignissen selbst festgelegt werden (Verkauf von Stromanteilen im 15-Minuten-Takt). Grosse Bedeutung für die Systemabflüsse haben dabei der Schwall aus den Rückleitungen Ilanz (Vorderrhein), Sils im Domletsch (Hinterrhein), Rothenbrunnen (Hinterrhein), Landquart, Plessur und Ill. Etwas anders verhält es sich beim Schwall, der vom Flusskraftwerk Reichenau generiert wird und oft regelmässige Tagesperiodika aufweist [22, 28]. Am Alpenrhein selbst kann es zu aufsummierten Effekten oder zu einer Schwallglättung kommen, je nachdem, von wo und wann der Schwall- bzw. Sunkabfluss dem Alpenrhein zufliesst.

Der Novelle verschiedener Schweizer Gesetze vom 01.01.2011 (v.a. GSchG, SR 814.20; WBG, SR 721.100; EnG, SR 730.0) [55] folgend, wurden erweiterte Auflagen zur „Sanierung Wasserkraft“ beschlossen, die eine Sanierung der Schwall-Sunk-Defizite bis spätestens Ende 2030 vorsieht. Nach dem österreichischen Wasserrechtsgesetz sind die Gewässer bis spätestens 2027 in einen guten Zustand bzw. gutes ökologisches Potential zu bringen. Derzeit sind letzte Abklärungen zur Planung von Sanierungsmassnahmen an den Vorder- und Hinterrheinkraftwerken, an der Albula und an der Plessur im Gange. An neuen Kraftwerksstufen, wie sie an der Landquart geplant und an der Ill umgesetzt wurden, gelten bereits strengere Auflagen unter Berücksichtigung eines ökologisch verträglichen Schwallbetriebs.

## 2.7 Methoden

Hinsichtlich der Methodik bei der der Beprobung von Wasser- und Landlebensräumen gibt es grössere Unterschiede zwischen den Staaten, die nach Wasserrahmenrichtlinie vorgehen (A, FL)[18] und der Schweiz mit ihrem Modul-Stufen-Konzept [z.B. 5, 52, 57]. Um Untersuchungen dennoch mit vertretbarem Aufwand durchführen zu können, wurde im Monitoringkonzept von 2007 [25] ein methodisches Vorgehen vorgeschlagen, das den Prinzipien auf beiden Seiten des Rheins Rechnung trägt und dabei den Probenumfang im verträglichen Maß hält.

### Makrozoobenthos

Die Probenahmekampagne zur Erfassung der Makroinvertebratenbesiedlung fand zwischen dem 23.02.2015 und dem 01.03.2015 statt. Der Probenahmezeitraum wurde gegenüber der vorhergehenden Kampagne um knapp vier Monate nach hinten verschoben, um das Wachstum der Makroinvertebraten über den Winter hinweg für ihre bessere Bestimmbarkeit nutzen zu können. Die Probenahme wurden als sog. Multi-Habitat-Sampling durchgeführt, d.h. die Besiedlung einer Stelle sollte durch eine geeignete Auswahl und Anzahl von Teilproben möglichst repräsentativ erfasst werden. Dabei wurden die dominierenden Choriotope

(Klein-Habitats) entsprechend ihres vorgefundenen Flächenanteils beprobt. Die Proben wurden als Mischproben aus drei räumlich voneinander entfernten Flächen mit unterschiedlichen Umgebungsbedingungen (Lage, Tiefe, Strömung) genommen; zu einer Mischprobe wurden wiederum 3 Teilproben von je 0,07 m<sup>2</sup> Probenfläche zusammengegeben. Insgesamt wurden somit pro Stelle 9 Teilproben mit insgesamt 0,63 m<sup>2</sup> Fläche beprobt. Die Besiedlung besonderer Choriotope wurde in Sammelproben qualitativ erfasst. Als Sammelgerät diente wie 2009 ein schwerer und nach oben geschlossener Sampler von definierter Grundfläche (0,07 m<sup>2</sup>) mit auswechselbaren Netzen (Abb. 9). Je nach Wassertiefe verwendete der Mitarbeiter eine Taucherausrüstung mit Atemgerät oder nur einen Trockentauchanzug (Abb. 9). Auch für die qualitative Probenahme war stellenweise der Einsatz eines Tauchers nötig.



Abb. 9: Links: Probenahme im Stau Reichenau in 7,2 m Tiefe. Oben: Der ca. 25 kg schwere Sampler wird mit den Zähnen nach unten in das Substrat gedreht. Durch eine Öffnung an der Oberseite lässt sich das Substrat aufwühlen und die Probe in den Netzsack an der Seite befördern. Fotos: HYDRA 2015 ©.



Abb. 10: Makrozoobenthosprobenahme in Mastrils. Links: trotz geringer Wassertiefen werden die Benthosproben hier vom Taucher genommen, der zum Ufer hin mit einem Seil gesichert ist. Diese Sicherheitsmassnahme wird vor allem ergriffen, um sich bei einsetzendem Schwall schnell aus der Strömung zurückziehen zu können; rechts: Vorsortieren der Proben. Fotos: HYDRA 2015 ©.

Die Benthosproben wurden bereits vor Ort von groben Substratresten befreit und z.T. auch schon vor-ausgelesen (Abb. 10). Danach wurden die Proben mit Alkohol fixiert. Der Rest der Auslese-Arbeit sowie die Bestimmung der verschiedenen Taxa erfolgte danach im Labor. Im Gegensatz zur letzten Kampagne 2009 (Herbstproben mit z.T. kleineren Organismen) enthielten nun die Proben einen höheren Anteil an gut bestimmbareren Arten und Gattungen. Die Bestimmung erfolgte unter dem Binokular, bei schwer unterscheidbaren Taxa war zusätzliche Präparationsarbeit nötig. Ein großer Teil der Taxa wurde so auf Artniveau bestimmt. Bei einige Gruppen, vor allem der Dipteren (Fliegen und Mücken) konnte ein

entsprechender Aufwand nicht geleistet werden (Bestimmungsniveau Simuliiden auf Familien-, Chironomiden auf Unterfamilienniveau). Die Proben wurden gesichert aufbewahrt.

### Kieselalgenaufwuchs und sonstiges Phytobenthos

Die für die Aufwuchsuntersuchung verwendeten Steine wurden aus den Teilproben des Multi-Habitat-Samplings bei der Untersuchung des Makrozoobenthos entnommen - meist von tieferen, uferfernen Probestellen (vgl. Kap. 1.5). Auf den Steinen wurde eine definierte Probestfläche mit einer Manschette begrenzt und mit einem harten Pinsel abgerieben (Abb. 11). Die Proben wurden mit 4 %-igem Formaldehyd fixiert und zur Analyse an das Spezialbüro (AquaPlus, Zug) weitergegeben. Dort wurden die Taxa bestimmt und die Berechnungen zum Schweizer Kieselalgenindex DI-CH nach dem Modul-Stufen-Konzept des BAFU [5] durchgeführt. Das wesentliche Ziel dieser Methode liegt darin, mittels Kieselalgenuntersuchungen einfache und für den Vollzug des Gewässerschutzgesetzes zuverlässige Aussagen zum biologischen Zustand des Gewässers machen zu können. Zugleich wird so auch ein größerer Teil des Artenspektrums erfasst.



Abb. 11: Untersuchung des Kieselalgenaufwuchses. Links: Abkratzen der Probe mit Manschette und Pinsel; rechts: beprobte Flächen auf Steinen/Grobkies aus dem Alpenrhein. Fotos: HYDRA 2002, 2015 ©.

### Makrophyten und Moose

Die Untersuchung des Makrophytenbewuchses ist als untergeordnete Thematik zu betrachten, da der Alpenrhein derzeit weitgehend makrophytenfrei ist und höhere Wasserpflanzen erst wieder aspektbildend erwartet werden können, wenn sich an den verschiedenen Flussabschnitten wieder auenartige Verhältnisse einstellen können. Im Rahmen der Benthosprobenahme wurde dieser Aspekt dennoch mitbeobachtet. Der Bewuchs mit Moosen wurde allerdings dokumentiert und ist unter dem Äusseren Aspekt (s.u.) als qualitatives Charakteristikum aufgeführt (vgl. Anhang A).

### Äusserer Aspekt, Ortsbefund

Der «Äussere Aspekt» (vergleichbar mit «Ortsbefund» nach Wasserrahmenrichtlinie) wird im Zusammenhang mit der Probestellencharakterisierung im Anhang A behandelt. Er dient der Beurteilung des vor Ort erfassbaren Zustandes der Fliessgewässer. Zur Erhebung der unterschiedlichen Indikatoren, die im Rahmen des Benthosmonitorings stattfand, wurden die Vorgaben aus dem Modul-Stufen-Konzept des BAFU verwendet [53]. Unter die Indikatoren des Äusseren Aspekts fallen alle Umweltinformationen bzw. Gewässercharakteristika, die optisch oder olfaktorisch (geruchlich) mit geringem Aufwand vor Ort erhoben werden können und dennoch einen guten bis sehr guten Indikatorwert besitzen. Folgende Indikatoren/Parameter des Äusseren Aspekts wurden untersucht [7]: Strömungscharakter, heterotropher Bewuchs (Pilze, Bakterien, Protozoen), Verschlammung, Eisensulfid, Faulschlamm Bildung, Schaumbildung, Trübung, Färbung, Geruch, Kolmation, Feststoffe, Abfälle und sonstige Verunreinigungen. Hinzu kommt der pflanzliche Aufwuchs der Sohle (Bedeckungsgrad durch Algen und Moose).

### Sonderuntersuchung: Jungfischbesiedlung, Jungfischhabitate, Reproduktionsräume

Im Gegensatz zu den Benthosuntersuchungen wurde die Erhebung der Jungfischbesiedlung zeitlich nicht verschoben, sondern wie 2009 im Spätherbst durchgeführt (02.11.2015 bis 05.11.2015). Dabei wurden die möglichst gleichen Uferabschnitte wie bei der letzten Kampagne elektrisch befishet. Diese Sonderuntersuchung ist als Ergänzung zum eigentlichen Fischmonitoring (IRKA-Projekt D9) zu betrachten, das 2013 zum zweiten Mal durchgeführt wurde und bei dem mit einem Boot grössere Rheinabschnitte befishet wurden [14, 29]. Der Fokus der gegenständlichen Sonderuntersuchung lag auf dem Fang von Jungfischen und Kleinfischen, die durch ihre Präsenz Hinweise auf erfolgreiche Reproduktion bzw. das Vorhandensein von geeigneten Jungfischhabitaten geben konnten. Gefischt wurde mit jeweils einer Anode mit einem maximalen Uferabstand von 10 m am Rande von Kiesbänken und z.T. weniger als 2 m an tiefgründigen Uferabschnitten. Während der Untersuchung konnten auch wieder Forellen-Laichgruben lokalisiert und festgehalten werden. Die gefangenen Fische wurden vor Ort bestimmt, vermessen und anschliessend wieder in das Gewässer entlassen. Dabei wurden auch Auffälligkeiten wie Deformationen, Verletzungen und sichtbare Anzeichen für Krankheiten dokumentiert.

### Sonderuntersuchung: Besiedlung und Charakteristik der Kiesbänke

Vom 11.08.2015 bis 13.08.2015 fanden umfangreiche biologische und morphologische Untersuchungen an drei Kiesbänken im Alpenrhein statt (Bonaduz, Mastrils, Bangs). Weitere Beobachtungen wurden bei Balzers festgehalten. Gegenüber den sehr oberflächlichen Abklärungen bei der letzten Kampagne wurden dieses Mal ausgewählte Transekte und verschiedene unterscheidbare Teillebensräume beprobt. Die Kiesbänke wurden mittels einer Fotodrohne aufgenommen und georeferenziert. Die Erfassung wichtiger Indikatorarten aus Flora und Fauna erfolgte allerdings noch auf einem niederen taxonomischen Niveau, da nur wenige Proben konserviert wurden und die Bestimmung an lebenden Organismen und/oder an Fotomaterial erfolgte.



Abb. 12: Sonderprogramme: oben links Befischung der ufernahen Jungfischhabitate; oben rechts: Untersuchungstransect zur halbquantitativen Erfassung der Kiesbankfauna; unten links: Fotodrohne beim Start; unten rechts: Auwaldvegetation wird mit dem Klopfnetz nach Insekten und Spinnen abgesehen. Fotos: HYDRA 2009, 2015 ©.

### 3. Hydrologie und Wassertemperaturen

Der Abfluss des Alpenrheins ist aufgrund seines größtenteils hochalpinen Einzugsgebiets nival geprägt. Solange dort die Niederschläge als Schnee gebunden sind, bleiben auch die Abflüsse klein, Schmelzwasser bestimmt dann die fröhsummerlichen Abflussspitzen des Flusses, die ihrerseits den Pegel des Bodensees entscheidend beeinflussen. Die Bewirtschaftung der vielen Stauhaltungen im Einzugsgebiet des Alpenrheins können die ursprüngliche Abflusscharakteristik und den glazialen Abfluss in nicht unerheblichem Maße verändern. So werden vor allem in niederschlagsarmen Jahren ein großer Anteil der Abflüsse zurückgehalten und im Schwallbetrieb verteilt wieder an den den Rhein zurückgegeben. Diese Praxis glättet künstlich die großen natürlichen Abflussschwankungen, erzeugt durch den Schwallbetrieb aber viele kleine (vgl. Kap. 2.7). Die Effekte erreichen dabei auch den Bodensee, der im Gegensatz zu vielen Schweizer Voralpenseen keine künstliche Wasserstandsregulierung besitzt und dessen ökologisch sensible Lebensräume am Ufer und in den Flachwasserzonen (z.B. Röhrichte, Riedwiesen, Strandwiesen) auf Hoch- und Niederwasserphasen zu bestimmten Zeiten angewiesen sind [22].

#### Abflusscharakteristik 2015

2015 war ein Abflussjahr mit mit vermehrt nivo-pluvialen Charakter mit Schneeschmelze am Mai und einer zweiten Abflussspitze im Herbst (September/Oktober) (Abb.13).

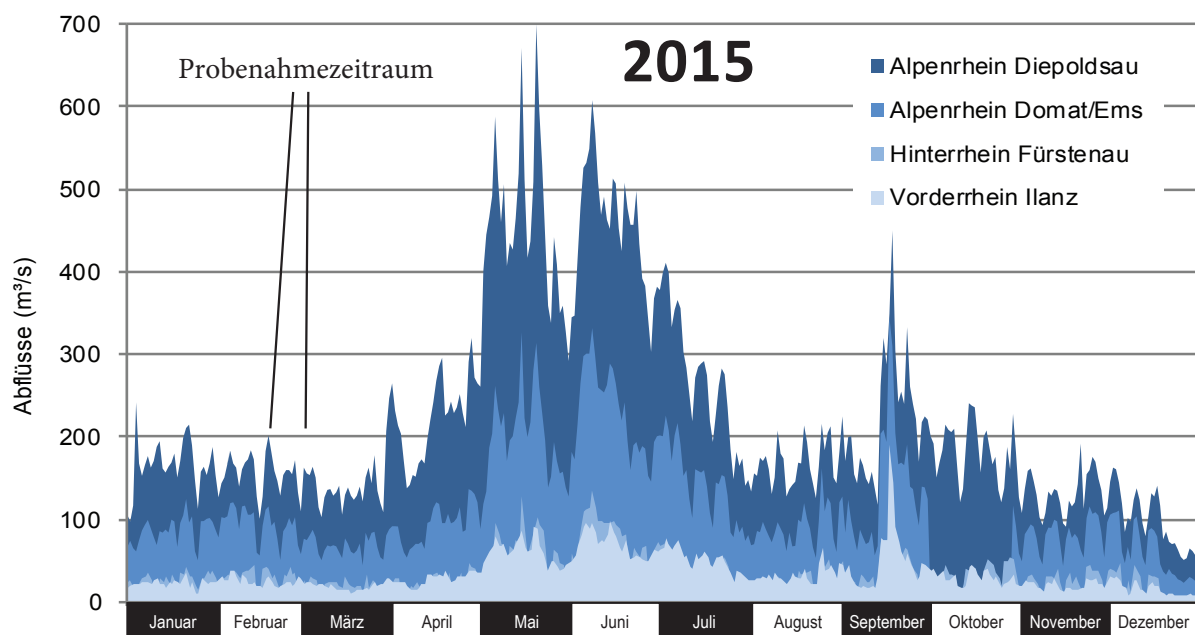
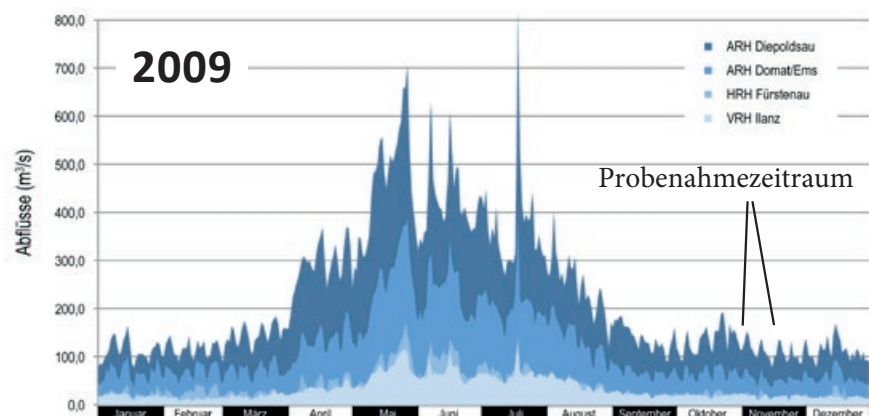


Abb. 13: Abflussverlauf (Tagesmittelwerte 2015) an verschiedenen Messstellen im Vorderrhein, Hinterrhein und Alpenrhein. Keine Messungen am Pegel Domat/Ems während Oktober 2015. Quelle: Landeshydrologie CH.

Abb. 14: Abflussverlauf im Untersuchungsjahre der letzten Kampagne 2009.



Die winterlichen Werte lagen etwas höher als 2009 (Abb. 14), die sommerlichen dafür etwas darunter. Bei beiden Kampagnen zeigen Vorder- und Hinterrhein, aber auch die anderen Rheinpegel sehr ähnliche Abflussverläufe. Dies deutet darauf hin, dass die größeren Niederschlagsereignisse und Schneeschmelzen das Einzugsgebiet in ähnlichem Maße getroffen und lokale Starkregen kaum eine Rolle gespielt haben. Dabei werden die dargestellten Tagesmittel noch einmal durch ein- bis mehrfache tägliche Schwallereignisse überlagert.

Eine Probenahme, bei der auch weiter vom Ufer entfernte Probestellen erreichbar sind, ist im Alpenrhein nicht das ganze Jahr über möglich. Für die Planung des Programms ist es am sichersten, den Probenahmezeitraum in den Spätherbst bis in das frühe Frühjahr hinein zu legen, da hier weitgehend stabile und niedrige Abflussverhältnisse zu erwarten sind. Es war daher für die Probenahme des Programms unerheblich, ob der Untersuchungszeitraum wie 2009 in den Herbst oder wie 2015 ins frühe Frühjahr gelegt wurde.

### Wassertemperaturen 2015

Entlang des Alpenrheins und seiner beiden Hauptzuflüsse Vorder- und Hinterrhein sind deutlichere Temperaturunterschiede nur darzustellen, wenn man die Werte der obersten (Vorderrhein Ilanz) und der untersten (Alpenrhein Diepoldsau) miteinander vergleicht (Abb. 15).

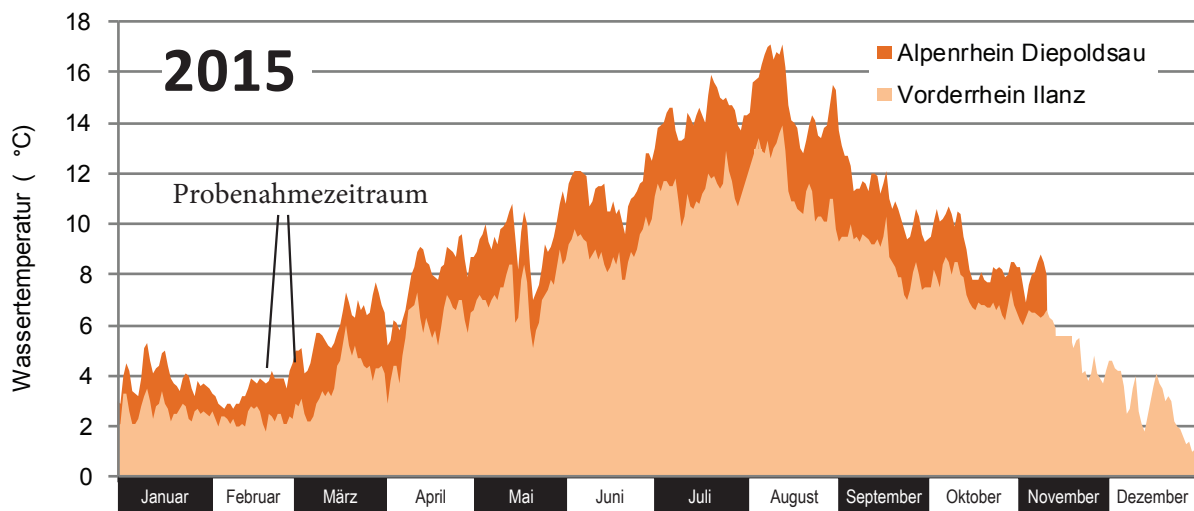
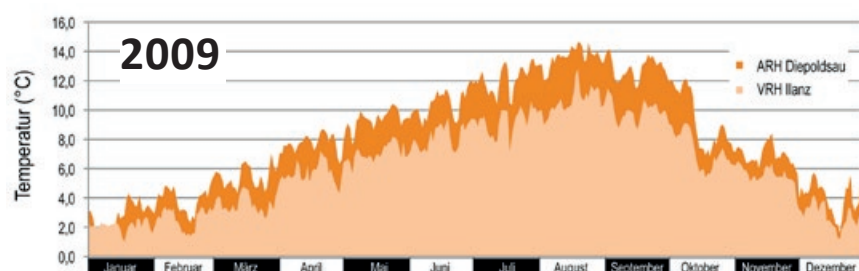


Abb. 15: Jahresverlauf der Wassertemperaturen an den zwei Rheinstellen Ilanz (Vorderrhein) und Diepoldsau (Alpenrhein). Quelle: Landeshydrologie CH. Ab November fehlen die Temperatur-Werte am Pegel Diepoldsau.

Abb. 16: Temperaturverlauf im Untersuchungsjahr der letzten Kampagne 2009.



Auch der Verlauf der Wassertemperaturen spiegelt die nivalen Verhältnisse des Einzugsgebiets wider. Temperaturen über 10°C sind eigentlich erst im Mai/Juni zu erwarten. Im Gegensatz zu 2009 (Abb. 16) wurden 2015 um etwa 2°C höhere Maximaltemperaturen an beiden Messstellen erreicht, was auf eine länger andauernde Hitzeperiode im Juli/August 2015 bei gleichzeitig sinkenden Abflüssen (vgl. Abb. 13)



zurückgeführt werden kann. Diese Beobachtung zeigt, dass selbst der sonst so kalte Alpenrhein sensibel auf extreme Temperaturereignisse und damit natürlich auch auf klimatische Veränderungen („Klimawärmung“) reagiert, wie sie für die kommenden Jahrzehnte prognostiziert werden.

Für die typischen Gewässerorganismen des Alpenrheins, auch für temperaturemfindliche Fischarten wie Forellen und Äschen, sind Temperaturen bis 17° C als unproblematisch anzusehen, da sie noch im jeweiligen Lebensraumoptimum liegen. Steigt die Temperatur weiter an, etwa ab 18-19° C, wird dieses Optimum verlassen; zumindest die Fische werden anfälliger gegenüber Stress und verschiedene Krankheiten wie z.B. PKD (*proliferative kidney disease*) können ausbrechen. MICHEL (pers. Mitt.) berichtet aus dem Graubündner Teil des Alpenrheins, dass in wärmeren, abflussarmen Frühlingsmonaten auch immer wieder ein stark erhöhter Befall von Forellen mit Fischegeln beobachtet wurde.

## 4. Makrozoobenthos

### 4.1 Choriotope - Lebensraumkategorien für Wirbellose

Das Vorkommen und die Besiedlungsdichten der verschiedenen Makrozoobenthosarten sind stark von äußeren Einflüssen geprägt. Da die meisten wirbellosen Kleinlebewesen einen erheblich kleineren Aktionsradius haben als Fische, repräsentieren sie mit ihrem Vorkommen auch kleinräumigere Habitattunterschiede. Die von BRAUCKMANN 1997 [8] zusammengestellten abiotischen und biotischen Choriotop-Kategorien (Tab. 1) stellen dabei eine allgemein verwendbare Grundlage dar. Auf die Gesamtfläche des Alpenrheins bezogen liegen diese Choriotope in völlig unterschiedlichen Anteilen vor oder fehlen, wie die Makrophyten, ganz.

Tab. 1: Für die Unterscheidung von Arteninventar und Besiedlungsdichten unterscheidbare Choriotope und ihr Vorkommen im Alpenrhein Quelle: BRAUCKMANN 1997, verändert.

Nr.	Choriotop	Beschreibung	im Alpenrhein
1	Makrolithal	Blöcke, große Steine (Korngröße > 20 cm)	sehr häufig
2	Mesolithal	Grobschotter, handgroße Steine (Korngröße 5 - 20 cm)	sehr häufig
3	Akal	Kleinschotter, Grobkies, Mittelkies (Korngröße 0,5 - 5 cm)	sehr häufig
4	Psammal	Feinkies und Sand (Korngröße 0,1 - 5 mm)	sehr häufig
5	Argillal	flächig auftretende anorganische Feinsubstrate: Feinsand, Schluff, Ton	mittlere Häufigkeit
6	Makropelal	Grobdetritus (Falllaub, Pflanzenreste, Zweige)	selten, marginal
7	Mikropelal	Feindetritus, Schlamm, Mudde (organisch)	selten, marginal
8	Xylal	Totholz (Stämme und Äste)	selten, lokal
9	Lithophytal	submerse (untergetauchte) epilithische Moos- und Algenpolster	häufig
10	Phytal A	submerse, flutende, fädige Algen	häufig
11	Phytal M	submerse Makrophyten (ohne fädige Algen)	nicht nachweisbar
12	Phytal E	emerse (aus dem Wasser ragende) Makrophyten und Röhricht	sehr selten, lokal

Wie bereits in Kap. 2.9. beschrieben, sind die vorgefundenen dominanten Choriotope entsprechend ihres Anteils in den Mischproben der Probestellen enthalten. Bei der qualitativen Probenahme wurden darüber hinaus auch seltenere Choriotope gesondert beprobt und ausgewertet.

#### Anteile verschiedener Choriotope in den Rheinproben

Bei der Auswahl repräsentativer Untersuchungsstellen für das Makrozoobenthos hat sich gezeigt, dass das «Mesolithal» und das «Akal» die in den ständig benetzten Bereichen des Alpenrheins dominierenden Sohlsubstrate sind. Die Sohlenbeschaffenheit war an beinahe allen Probestellen vergleichbar, und deshalb sind diese Choriotope auch in allen Hauptproben im Flussverlauf zu einem hohen Anteil vertreten. Unterschiede gab es vor allem im Anteil von Sand, der das Lückensystem in unterschiedlichem Maße ausgefüllt hat, oder im Anteil von «Makrolithal», das z.B. an der Stelle ARH-Haldenstein flächenmäßig stärker vertreten war. Dennoch gehen wir davon aus, dass sich das dominante Choriotopinventar im Verlauf des Rheinschlauchs nur geringfügig ändert und dass Besiedlungsunterschiede vor allem auf unterschiedliche Umgebungsbedingungen oder Belastungsgeschichten der Stellen/des Abschnitts zurückzuführen sind. Hierzu gehören u.a.

- Belastungen durch Schwebstoffe, Sandeintrag, Nährstoffeintrag
- Schwall und Sunk
- die Verlagerungsstabilität des Substrats und die Kolmation der Sohle

- die Vielfalt begleitender Mesohabitate und damit die Nähe zum Referenzzustand (Naturnähe).

Aus den bisher durchgeführten Untersuchungsprogrammen [28] ist bekannt, dass es im Alpenrhein Flächen gibt, die gegenüber dem restlichen Flussgerinne dichter besiedelt sind, weil sie auch bei Schwallumlagerungsstabil bleiben, nie trockenfallen und offenbar auch von Schwebstoffeinträgen weniger belastet sind. Diese Flächen decken sich in der Regel mit einem stärkeren Aufwuchs (Lithophytal) aus Kieselalgen (*Diatomeen*) und Schlauchalgen (*Hydrurus*). Wegen des begrenzten Untersuchungsaufwands wurden flächenbezogene Proben nur innerhalb solcher algenbewachsener Flächen (wenn vorhanden) gesammelt, um ein möglichst großes Spektrum an Arten und Besiedlungsdichten abzugreifen. Diese Art der Probenahme repräsentiert somit nicht die durchschnittliche Besiedlung einer Stelle über die gesamte Gerinnebreite, sondern nur die durchschnittliche Besiedlung der gut besiedelten Flächen.

### Beprobte Choriotope in den Zuflüssen

Auch die im Vorder- und Hinterrhein sowie in den mündungsnahen Abschnitten der größeren Rheinzuflüsse gesammelten Proben wurden hinsichtlich der jeweils dominanten Choriotope zusammengestellt. Hier dominierten die ersten vier Choriotopkategorien in z.T. sehr unterschiedlichem Maße. Vor allem hydrologische Defizite (z.B. Schwall-Sunk-Phänomene und Restwasserregime) wirken sich hier auf das Choriotopinventar der gesamten Gerinnebreite aus. Auch ist der Aufwuchs auf dem Substrat mit Phyto-benthos (Lithophytal) und Schlauchalgen (Phytal A) sehr unterschiedlich.

### Auswertung

Mit der Verlegung des Probenahmezeitraums von Spätherbst auf Frühjahr lagen viele Makroinvertebraten bereits in größeren Entwicklungsstadien vor als 2009, so dass diese auch besser und vor allem sicherer bestimmbar waren. Die nur mit hohem Aufwand bestimmbare Taxa, wie z.B. Simuliiden (Kriebelmücken) und Chironomiden (Zuckmücken) und einige Leuctriden (Steinfliegen), wurden auf dem Niveau von Gattungen, Unterfamilien oder Familien belassen. Hierin können sich allerdings noch mehrere weitere Arten «verstecken», die an den verschiedenen Stellen in unterschiedlichem Maße zu den bisherigen Taxazahlen hinzuämen. In jedem Fall unterschätzen die hier angegebenen Taxazahlen das tatsächliche Artenvorkommen. Der Vergleich der Taxazahlen enthält somit stets einen Bearbeitungsfehler, der umso kleiner wird, je tiefer man in die Artbestimmung eindringt. Um die Probestellen hinsichtlich ihrer durchschnittlichen Besiedlungsdichte vergleichen zu können, wurden die ausgezählten Individuenzahlen für alle Proben auf eine einheitliche Probefläche von 1 m<sup>2</sup> hochgerechnet.

## 4.2 Taxazahlen und Besiedlungsdichten

### Taxazahlen

Die 2015 nachgewiesenen Taxazahlen lagen auf einem ähnlichen Niveau wie 2009. Die höchsten Werte im Alpenrhein wurden wieder bei Mastrils (43) und Lustenau (50), die höchsten Werte der Zuflüsse im Liechtensteiner Binnenkanal (59) und an der Ill (48) erreicht (Abb. 17). An einigen Stellen im Rhein lagen die Werte deutlich unter denen von 2009, dennoch konnten 2015 insgesamt 34 weitere Taxa nachgewiesen werden. Ein Großteil von ihnen (18 Taxa) wurde nur an der neuen Probestelle im Stau Reichenau gefunden, die 2009 noch nicht im Programm war. Ein anderer Teil konnte 2009 aufgrund ihrer geringen Größe noch nicht unterschieden werden. Es wird davon ausgegangen, dass wahrscheinlich mehr als 10 % an weiteren Taxa (v.a. unter den Fliegen und Mücken) in den vorhandenen Proben und mit erhöhtem Aufwand auf Artniveau bestimmt werden könnten. Auch sind noch nicht alle vorgefundenen Choriotope im Bearbeitungsgebiet repräsentiert. So fehlen z.B. die spezifischen, z.T. mit organischem Material

durchsetzten Sand-Schlammchoriotope und Röhrichtbereiche, die sich in den vergangenen 15 Jahren innerhalb der Rheinvorstreckung in den Bodensee entwickelt haben.

Insgesamt wurden in Alpenrhein, Vorder- und Hinterrhein 116 Taxa (2009: 97), in den Zuflüssen Landquart, Liechtensteiner Binnenkanal und Ill zusammen noch einmal 82 Taxa (2009: 65) nachgewiesen. Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 141 (2009: 104 Taxa) Taxa unterschieden.

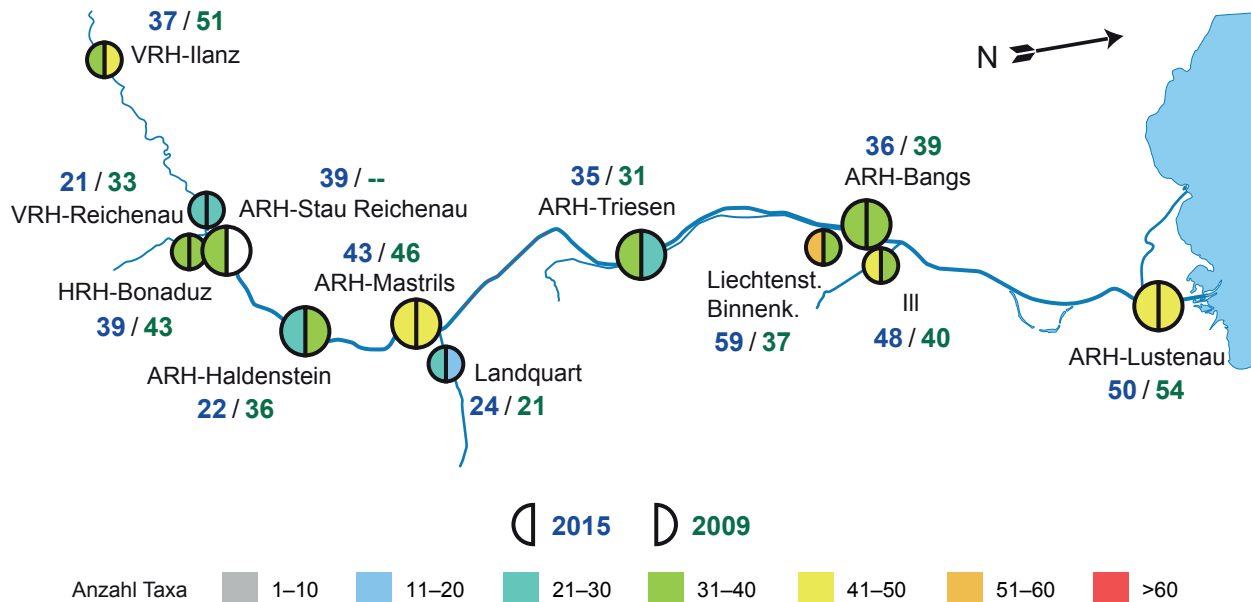


Abb. 17: Gesamttaxazahlen an den Probestellen des Basismonitorings in den Jahren 2015 und 2009.

### Besiedlungsdichten

Bei der Berichterstattung zur Kampagne 2009 wurden die maximalen Besiedlungszahlen der jeweiligen Teilproben angegeben, um das Besiedlungspotenzial hervorzuheben (vgl. Abb. 51 aus [28]). Für einen Vergleich mit den Ergebnissen der neuen Kampagne werden nun jedoch die durchschnittlichen Besiedlungszahlen herangezogen, um eine repräsentativere Angabe zur Probestelle und eine bessere Vergleichbarkeit zu anderen Probestellen und früheren Kampagnen zu schaffen. Die Werte von 2009 wurden für diese Darstellung noch einmal neu berechnet (Abb. 18, 19).

Wie auch bei den Taxazahlen ist ein Vergleich mit der Kampagne 2009 nur eingeschränkt möglich, da sich der Probenahmezeitpunkt um ein halbes Jahr nach hinten verschoben hat. Dies bedeutet, dass bei einigen Organismen eine Mortalität über den Winter hinweg stattgefunden hat, andere sind im selben Zeitraum erst auf die Größe von Makroinvertebraten (*per definitionem* > 1mm Körperlänge) herangewachsen. Die höchsten mittleren Besiedlungsdichten aller Taxa wurden auf der Hauptachse in der Restwasserstrecke bei Ilanz und im Stau Reichenau nachgewiesen, dies bei erheblichen Unterschieden in der jeweiligen Taxa-Zusammensetzung. Die geringsten Dichten wiesen die Stellen Lustenau und Haldenstein auf. Im Vergleich mit den Werten von 2009 erkennt man in Ilanz und Triesen eine Verdoppelung der Besiedlungsdichten, während in Bonaduz, Haldenstein und Mastrils ein sehr deutlicher Rückgang zu verzeichnen ist. Unterhalb der Landquartmündung sind kaum mehr Veränderungen zu verzeichnen.

In den Rheinzufüssen zeigte der Liechtensteiner Binnenkanal eine über zehnfach höhere Individuendichte als die Landquart und eine immer noch doppelt so hohe Dichte als die Ill. Zu den häufigsten Organismen im Alpenrhein sowie im Vorder- und Hinterrhein zählen wie bereits 2009 die Orthocladiinae (Unterfamilie der Zuckmücken), die Limnephilidae (Köcherfliegen) mit der Gattung *Allogamus* bzw. der

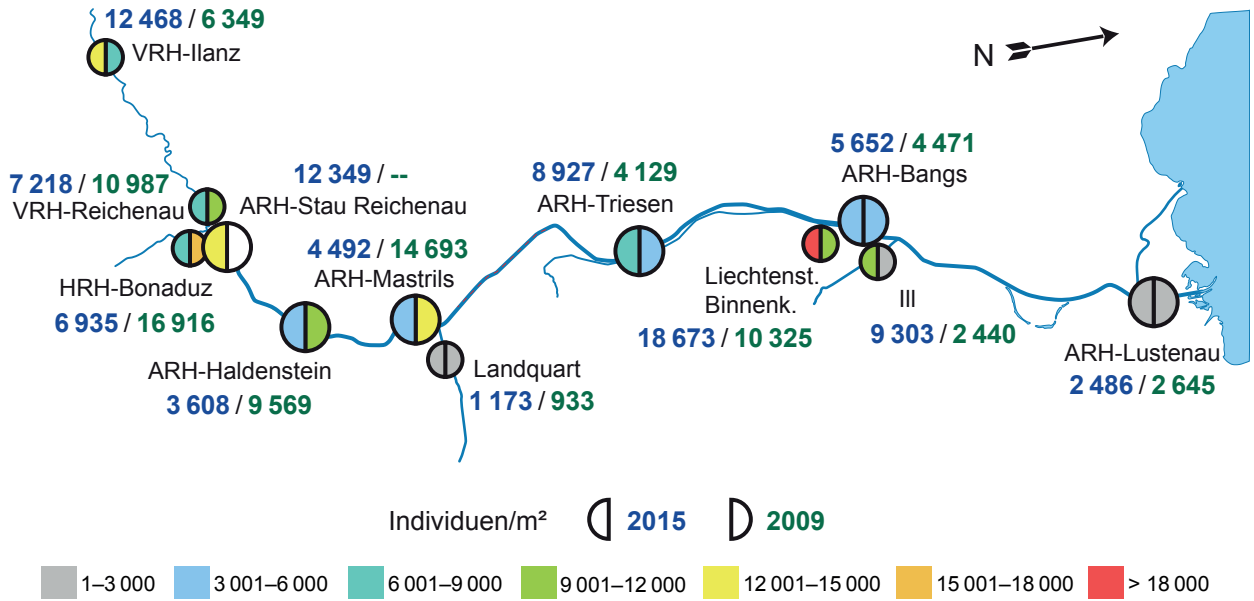


Abb. 18: Besiedlungsdichten (durchschnittliche Dichten aus allen Teilproben) an den Probestellen des Basismonitorings in den Jahren 2015 und 2009.

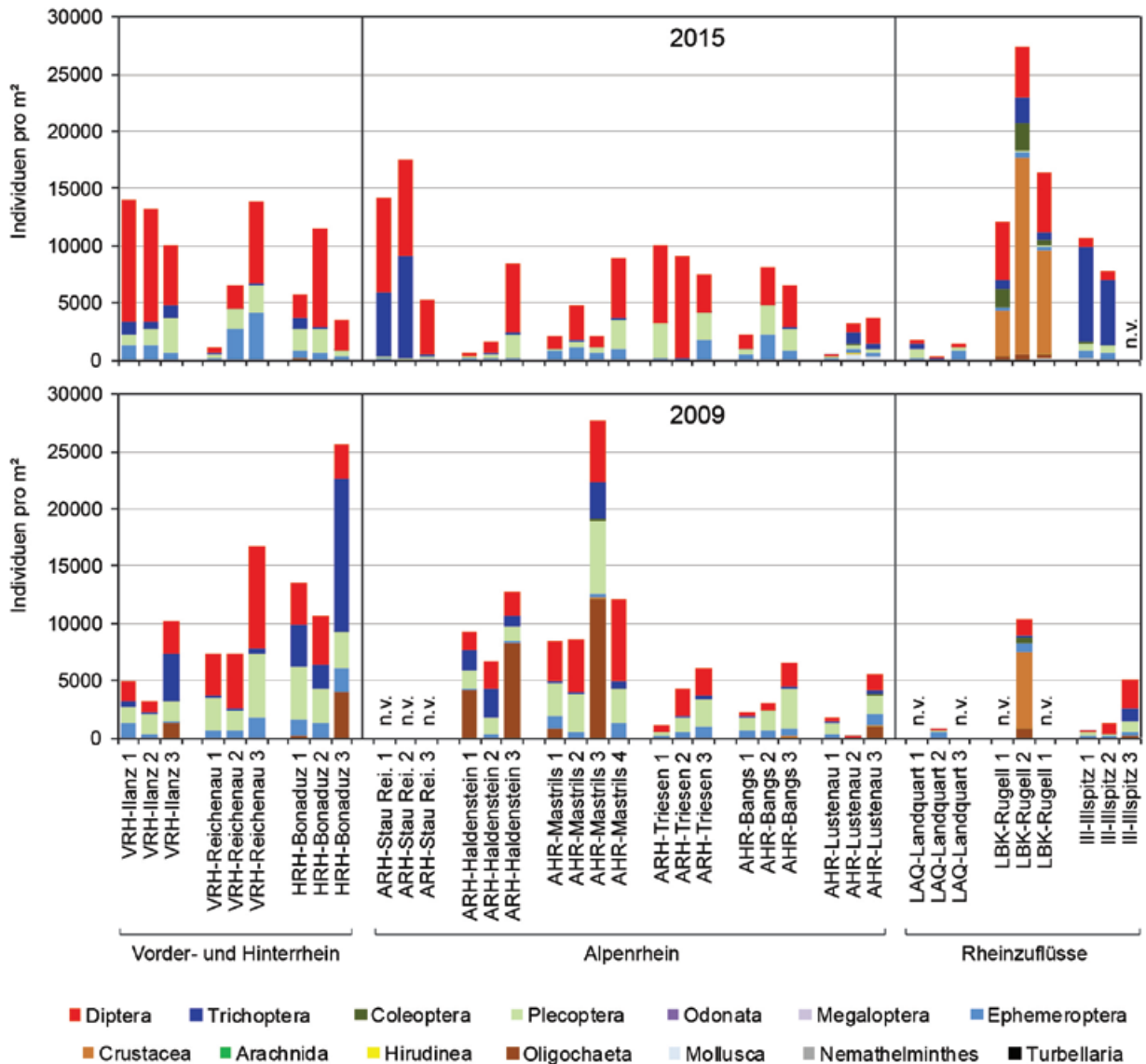


Abb. 19: Besiedlungsdichten ( Abundanzen nach Grossgruppen und Teilproben) an den Probestellen des Basismonitorings in den Jahren 2015 und 2009.

Art *A. auricollis*, sowie die Plecopteren mit der Gattung *Leuctra*. Naididen (Familie der Wenigborster-Würmer), die 2009 noch aspektbildend waren, wurden nur noch in geringen Dichten gefunden. Diese Betrachtung auf dem Niveau der Großgruppen wird auf den folgenden Seiten und durch die Informationen der Tabelle 10 im Anhang B ergänzt.

### 4.3 Verteilung charakteristischer Zoobenthos-Taxa

Veränderungen in der Besiedlung, wie das Verschwinden angestammter und das Auftauchen neuer Arten, aber auch veränderte Häufigkeiten von Taxa lassen sich durch die Beprobung derselben Transekte im Abstand mehrerer Jahre gut dokumentieren. Mit der Kampagne 2015 konnte für den Alpenrhein der erste räumliche und zeitliche Vergleich dieser Art gezogen werden. Erfahrungen aus anderen, bereits mehrfach durchgeführten Monitoringkampagnen wie die im Hochrhein und der Aare [44, 45, 48] belegen, dass sich mit Hilfe eines solchen Vergleichs natürliche Fluktuationen der Zoobenthos-Populationen, auf der anderen Seite aber auch direkt oder indirekt vom Menschen verursachte Veränderungen (Verbauungen, Revitalisierungen, Einschleppung und Ausbreitung von Neozoen, permanente Verschmutzungsquellen) aufzeigen lassen. Welche Taxa hierfür die besten Indikatoren sind, stellt sich möglicherweise erst dann heraus, wenn entsprechende Veränderungen eingetreten sind [45].

Die auf den folgenden Seiten vorgestellten Taxa (Tab. 2) sind eine aktuelle Auswahl, die sich vor dem Hintergrund künftiger Trends ändern kann. Hier stehen Taxa im Vordergrund, die über das gesamte Bearbeitungsgebiet vorkommen können, an den verschiedenen Probestellen aber möglicherweise in unterschiedlichen und wechselnden Häufigkeiten. Darin spiegeln sich am besten die Unterschiede im Charakter und der Lage von Probestellen. Auch die räumliche Komponente von Veränderungen zwischen 2009 und 2015 wird deutlich. Bei einigen Taxa zeigen sich auffällige Unterschiede in der Häufigkeit innerhalb der Rheinachse, bei anderen zwischen den Zuflüssen und dem Rhein. Letztere Gruppe lässt eine Kategorisierung nach typischen Rheinarten (inkl. VRH und HRH) und typischen Arten der drei Zuflüsse zu. So finden sich nennenswerte Bestände der Hakenkäfer (Gattungen *Elmis* und *Limnius*), der Köcherfliegengattung *Hydropsyche* und des Flohkrebsses *Gammarus fossarum* nur im Liechtensteiner Binnenkanal. Viele Steinfliegen- und Eintagsfliegentaxa sind dagegen im Rhein selbst und in den Gebirgsflüssen Landquart und Ill abundanter (vgl. Informationen aus den Probestellentafeln in Anhang A).

Tabelle 2 zeigt anhand einiger ausgewählter Organismen exemplarisch die Unterschiede in der Besiedlung 2009 zu 2015. Weitere Besiedlungsvergleiche sind in Tabelle 9 im Anhang B aufgeführt.

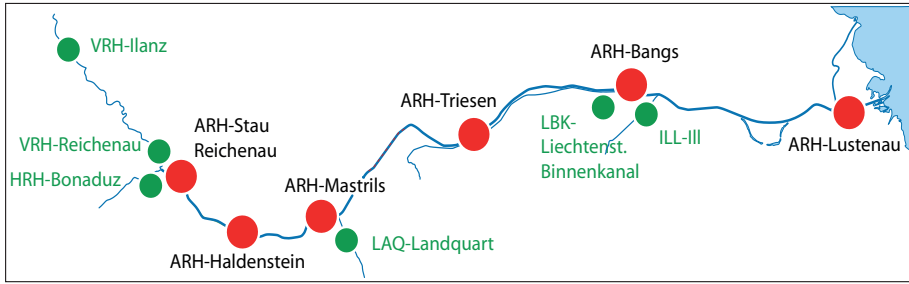
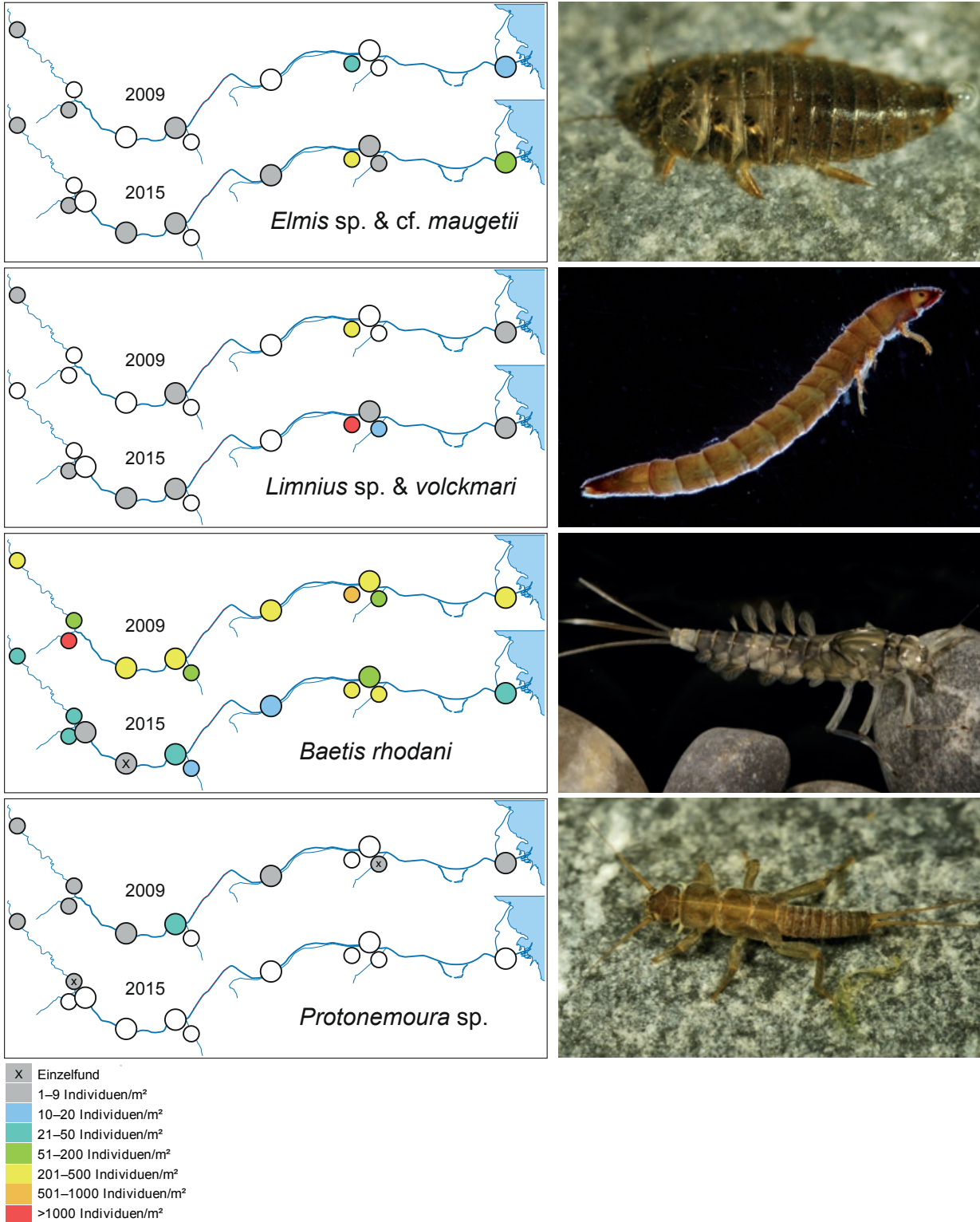
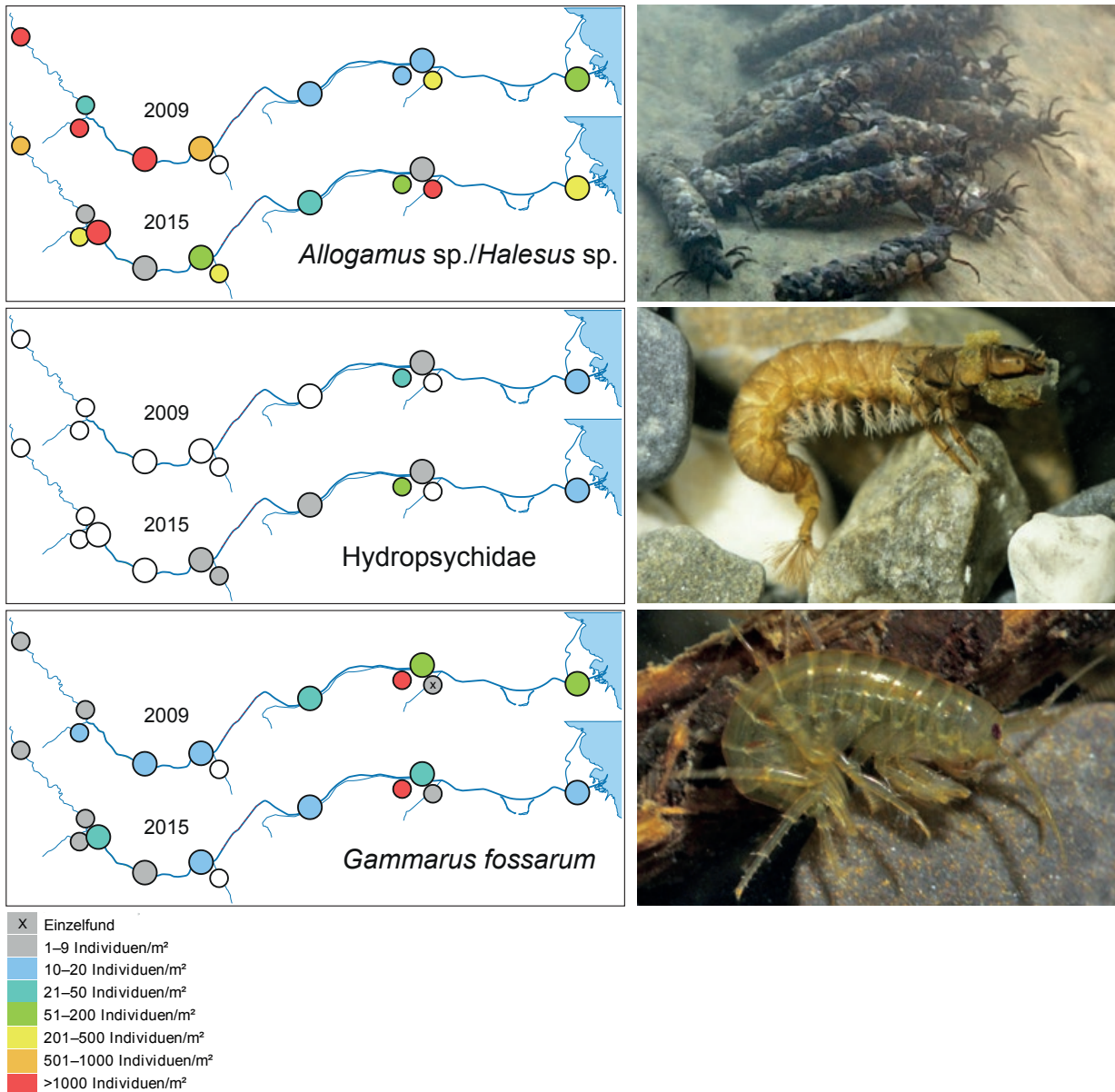


Abb. 20: Lage der Probestellen in den Verbreitungskarten. Grüne Punkte und Schrift: Probestellen in den Zuflüssen.

Tab. 2: Verteilung charakteristischer Makroinvertebraten im Untersuchungsgebiet. Vergleich zu den Verbreitungen der letzten Kampagne 2009. Fotos: HYDRA.





### Veränderungen gegenüber der Situation 2009

Unterschiede in den durchschnittlichen Abundanzen (Individuen pro m<sup>2</sup>) um lediglich eine, selten auch zwei Häufigkeitsklasse an einer Probestelle sind nach den ersten zwei Kampagnen noch nicht als gesicherte Veränderung anzusehen, da es natürliche Abweichungen der Besiedlungsdichten innerhalb der Probenareale und -jahre gibt. Finden sich aber solche Unterschiede regelmäßig und an mehreren Stellen oder gehen sie über zwei Häufigkeitsklassen hinaus, handelt es sich möglicherweise um einen Trend, für den es entsprechende Ursachen gibt. So kam es gegenüber 2009 vor allem zur Abnahme in den Abundanzen von eher anspruchsloseren Taxa wie der Eintagsfliege *Baetis rhodani*. Organismen, die bereits 2009 selten waren, wurden 2015 z.T. nur noch in Einzelexemplaren nachgewiesen; Beispiel hierfür ist die Steinfliegengattung *Protonemoura*. Andere Taxa, wie z.B. die Köcherfliege *Allogamus auricollis* oder die Orthocladinae als dominante Vertreter der Zuckmücken zeigten dagegen Zunahmen. Eine nicht unbedeutende Rolle bei solchen Veränderungen der Abundanzen dürfte allerdings auch der Probenahmezeitraum spielen, der sich gegenüber 2009 um über drei Monate nach hinten verschoben hatte. Einige Taxa zeigen über den Winter hinweg deutliche Mortalitäten, bei anderen wieder hatte sich erst im Frühjahr die nächste Generation zu Individuen erfassbarer Größe (>> 1mm Länge) entwickelt.



## 4.4 Funktionelle Gruppen

Teile der Benthosbiozönose, die «Spezialisten», haben sehr spezifische Ansprüche an die Umgebungsbedingungen ihres Lebensraums. Sie sind «intolerant», fehlen dort, wo diese Bedingungen nicht erfüllt werden und sind somit gute Indikatoren für die Qualität des Lebensraumangebots. Eine andere Organismengruppe - die «Generalisten» - sind hinsichtlich der Wahl ihres Siedlungsortes nicht wählerisch («tolerant»). Eine Zuordnung der vorgefundenen Organismen zu sogenannten funktionellen Gruppen nutzt diese Eigenschaften, um auf entsprechende Unterschiede, Ähnlichkeiten und Gemeinsamkeiten im Lebensraumangebot hinzuweisen. Da auch die spezialisiertesten Zoobenthosarten nicht nur in einem Lebensraum vorkommen, kann auch keine Art als hundertprozentig spezialisiert oder anspruchslos eingestuft und deshalb auch nicht nur einer funktionellen Gruppe zugeordnet werden. Dieses Problem wird dadurch umgangen, dass solche Taxa anteilig bestimmten funktionellen Gruppen zugeordnet werden. Für die vergleichende Betrachtung der Proben aus der vorliegenden Untersuchung wurden deshalb nur funktionellen Gruppen betrachtet, für die bei den meisten Taxa auch entsprechende anteilige Zuordnungen vorlagen. Hierzu zählen die Aspekte «Biozönotische Region», «Rheotypen» und «Ernährungstypen».

### Biozönotische Regionen

Die Betrachtung nach biozönotischen Regionen bedient übergeordnete Unterschiede, die sich in natürlichen Fließgewässersystemen in unterschiedlichen Gewässertypen bzw. -abschnitten zeigen. Obwohl sich alle Probestellen im Programm entweder den Lebensräumen des Meta- oder des Hyporhithrals zuordnen lassen, zeigt die Summe der Indikatorarten einzelner Stellen auch deutliche Aspekte jeweils anderer Lebensräume (häufig des Epirhithrals oder des Epipotamals). Bei einem Alpenrhein von natürlicher Ausprägung würde man flussabwärts eine sichtbare Zunahme hyporhithraler Komponenten (hellblaue Balkenanteile in Abb. 21) und auch eine «Potamalisierung» (grüne Balkenanteile in Abb. 21) erwarten, da der ursprüngliche Charakter des Alpenrheins auch großräumige Auenlebensräume mit entsprechenden Tieren aufwies, die einen turbulenten Wildbach nicht besiedeln. Die in Abb.21 dokumentierte Zuordnung lässt dagegen nur geringe Unterschiede an den verschiedenen Probestellen erkennen. Der heutige Alpenrhein beherbergt bis zu seiner Mündung Indikatoren mit überwiegend epi- und metarhithralem Lebensraumschwerpunkt. Dabei sind auch keine Unterschiede zu den Rheinzufüssen erkennbar, was stark auf das Fehlen von Vernetzungen mit auenartigen Lebensraumkompartimenten wie tiefen, ruhig fließenden Strombereichen, Begleitgewässern und Gießen hindeutet.

Der Vergleich der beiden Untersuchungskampagnen bestätigt diese bereits 2009 gemachte Beobachtung und belegt, dass sich an der biozönotischen Betrachtung nichts geändert hat. Auch die Einstufung der neu hinzugekommenen Stelle «Stau Reichenau» folgt dieser Charakteristik, weil sie durch die Köcherfliegenart *Allogamus auricollis* bestimmt wird, die die anteiligen Präferenzen der Gesamtbiozönose der anderen Stellen widerspiegelt. Die restlichen Anzahlen setzen sich vor allem aus Dipteren zusammen, die nicht tiefer bestimmt wurden (siehe auch Dominanzgrafik auf der Probestellentafel in Anhang A).

### Rheindex und Strömungspräferenzen

Der Aspekt der Strömungspräferenzen (Abb. 22) und der Rheo-Index (Abb. 23) sollen anzeigen, ob eine Probestelle von strömungstoleranten/strömungsliebenden Arten dominiert wird oder eher solchen, die Stillwasserbereiche als Habitat bevorzugen. Was im Aspekt Strömungspräferenzen anteilig aufgetragen ist, verdeutlicht der Rheo-Index numerisch in einer Skala von 0 (uneingeschränkt Stillwasser liebend) und 1 (uneingeschränkt strömungsliebend).

Da jedoch von einem nicht unerheblichen Teil der gefundenen Taxa diese Zuordnungen nicht bekannt (eingeordnet) sind oder die Art sich indifferent verhält und sich keiner Präferenz eindeutig zuordnen lässt, bleibt die Aussagekraft des Aspekts lückig. Als Bestätigung der Analysen der biozönotischen

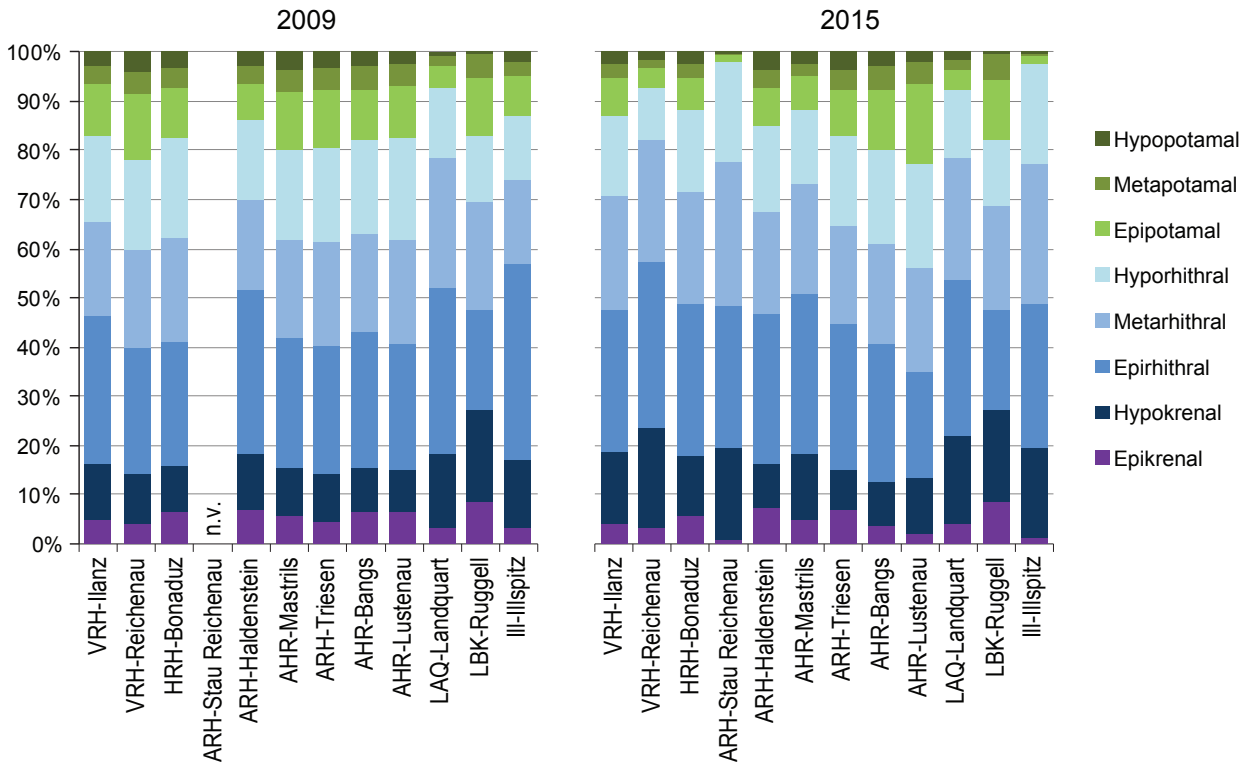


Abb. 21: Betrachtung der Untersuchungsergebnisse an den Probestellen der Jahre 2015 (rechte Balken) und 2009 (linke Balken) nach funktionellen Gruppen. Aspekt der biozönotischen Region.

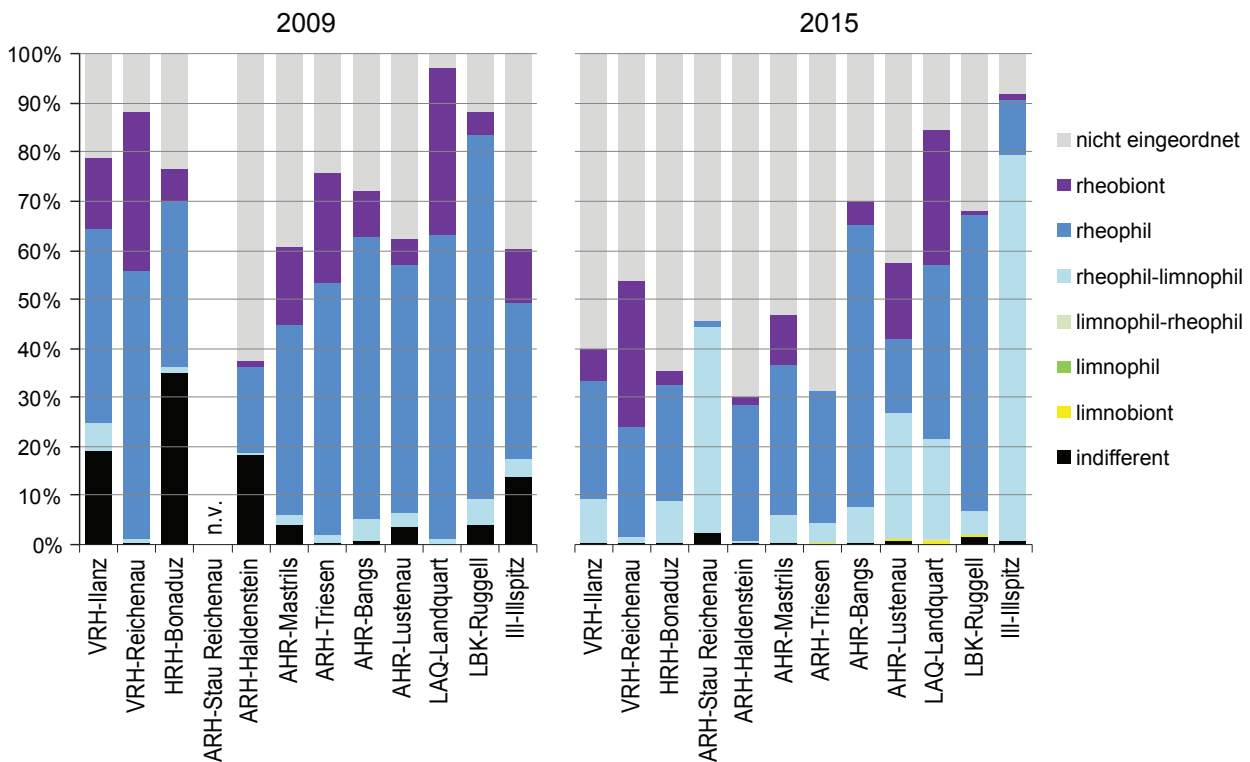


Abb. 22: Betrachtung der Untersuchungsergebnisse an den Probestellen der Jahre 2015 (rechte Balken) und 2009 (linke Balken) nach funktionellen Gruppen. Aspekt der Strömungspräferenzen.

Regionen zeigt sich jedoch auch der Rheo-Index recht homogen über alle Probestellen hinweg (Abb. 23). Er belegt, dass die Benthosfauna fast ausschließlich durch rheophile oder zumindest strömungstolerante Arten dominiert wird. Auch hier ist rheinabwärts keine Tendenz zu strömungssensibleren oder lenitischen Elementen (Stillwasserarten) und damit zu Einflüssen aus Auenbereichen oder dem Bodensee zu erkennen. Im Vergleich mit der Kampagne 2009 fanden wir damals an vier Probestellen noch etwas geringere Werte. Dies lässt sich auf den seinerzeit hohen Anteil an Naididen, im Sediment lebenden Würmern, erklären. Diese Gruppe fehlte in den neuen Proben weitestgehend, so dass auch der Anteil rheophiler Elemente entsprechend höher war.

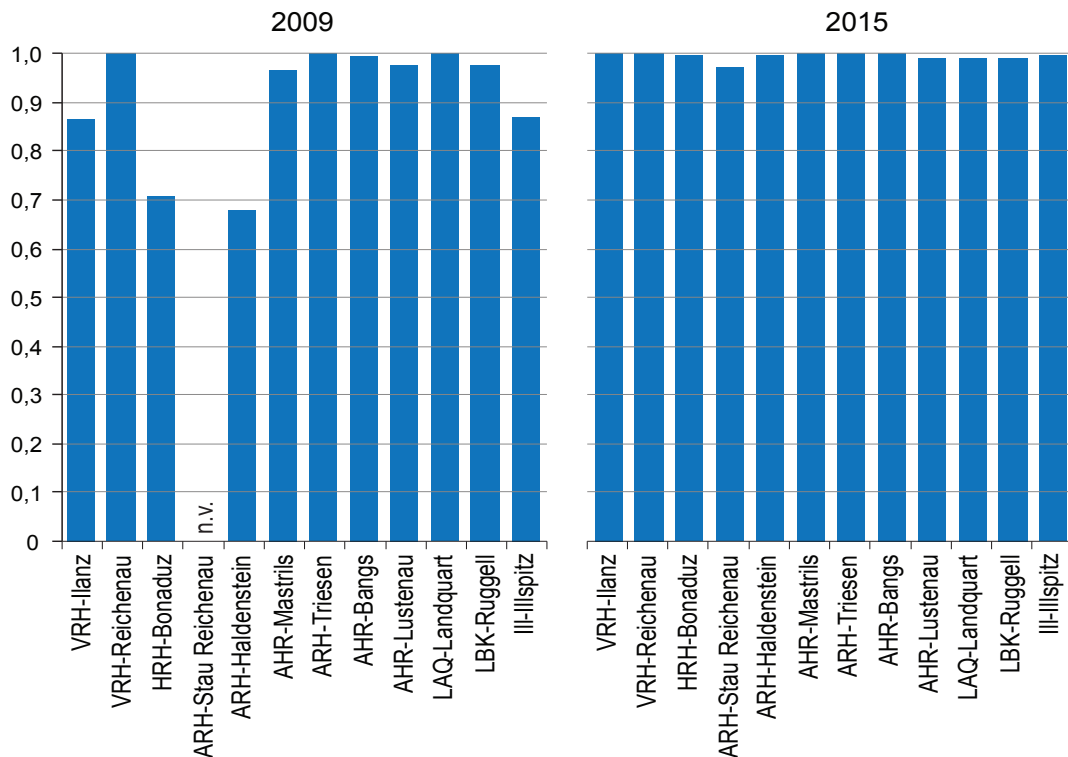


Abb. 23: Betrachtung der Untersuchungsergebnisse an den Probestellen der Jahre 2015 (rechte Balken) und 2009 (linke Balken) nach funktionellen Gruppen. Rheoindex nach BANNING (1991).

## Ernährungstypen

Die Betrachtung der Organismenzusammensetzung nach Ernährungstypen gibt Hinweise über die Verschiedenheit und Art von Mesohabitaten, die für die Ernährung der Benthosorganismen von Bedeutung sind;

- damit indirekt Hinweise über die Verhältnisse von Sediment-, Detritus- und Aufwuchsanteilen der besiedelbaren Substrate;
- damit auch indirekt Hinweise über die dominierenden Substratkategorien.

Ein erhöhter Anteil sich räuberisch ernärender Arten kann auf eine Störung in den Lebensgemeinschaften hindeuten (z.B. Massenvermehrung oder Monotonisierung der Nahrungsorganismen). Auch hierbei ist wieder anzumerken, dass einzelne Arten/Taxa nur in Ausnahmefällen einem einzigen Ernährungstyp zugeordnet werden können, wie z.B. sessile Filtrierer oder ausnahmslos räuberisch lebende Arten.

Auch bei der Betrachtung der Ernährungstypen zeigten sich weder 2009 noch 2015 nennenswerte Unterschiede zwischen den verschiedenen Stellen im Rhein. Lediglich die Zuflüsse zeigten beide Male eine von diesem Muster etwas abweichende Charakteristik (Abb. 24). Für die Stelle VRH bei Ilanz ist das Vertei-

lungsmuster der Ernährungstypen am ehesten als typisch anzusehen, bei allen darunter liegenden Stellen im Rhein wären im natürlichen Gewässerzustand eine höhere Vielfalt und weniger Dominanz einzelner Ernährungstypen sowie größere Unterschiede zwischen den Stellen zu erwarten gewesen. Auffällig ist an allen Probestellen im Rhein der relativ hohe Anteil der Sparte Sedimentfresser. Dies lässt sich auf den hohen Anteil an sandigem Material zurückführen, den man auf der gesamten Sohle auch unter einer Deckschicht von unkolmatiertem Substrat findet. Unterschiede im Anteil der Filtrierer lassen sich dagegen eher auf das Vorkommen unterschiedlich umlagerungsstabiler Substrate zurückführen; filtrierende Benthosorganismen sind meist sessil oder halbsessil und deshalb auf weitgehend stabilen Untergrund angewiesen. Die vorliegende Monotonie im Muster der Ernährungstypenverteilung deutet auch hier wieder auf eine «Rhithralisierung» des Alpenrheins hin, ohne dass größere Zuflüsse oder der Bodensee diesen Charakter beeinflussen könnten.

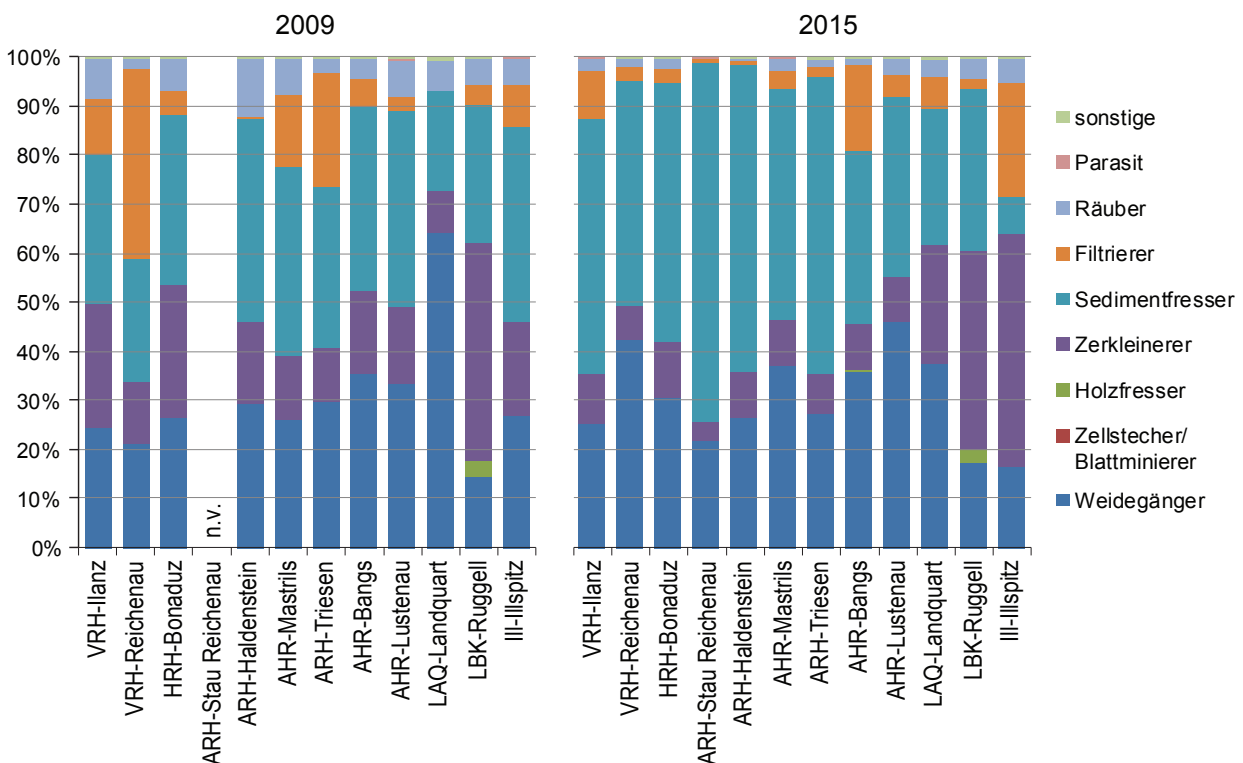


Abb. 24: Betrachtung der Untersuchungsergebnisse an den Probestellen der Jahre 2015 (rechte Balken) und 2009 (linke Balken) nach funktionellen Gruppen. Aspekt der Ernährungstypen.

#### 4.5 Indices zur Bestimmung der ökologischen Gewässergüte

Die Instrumentalisierung des Makrozoobenthos für die biologische Zustandsbeschreibung kleinerer und mittlerer Fließgewässer geht auf eine lange Tradition zurück. Für den vorliegenden Bericht wurden verschiedenste Indices gerechnet (vgl. Tabellen 11 bis 13 in Anhang B), die sich jedoch als weitgehend ungeeignet zur biologischen Gütebestimmung anhand des Alpenrhein-Makrozoobenthos gezeigt haben. Im Folgenden werden daher nur noch zwei Methoden genauer betrachtet, die als Standardmethoden in der Schweiz und in Österreich zum Einsatz kommen. Für die Schweiz existiert noch kein Bewertungswerkzeug für große Flüsse. Ein entsprechendes Modul für das Modul-Stufen-Konzept ist jedoch angedacht [ZELLER, BAFU, pers. Mitt]. Für kleineren, bewatbare Fließgewässer wird der aus dem IBGN (*Indice biologique globale normalisé*) entwickelte IBCH (*Indice biologique CH*) angewendet [57], der ein Multihabitat-Sampling mit 8 Teilproben voraussetzt. Aber wie viele andere Indices scheitert auch der

IBCH bisher mit seinen Möglichkeiten an größeren Flüssen, da diese u.a. den ökologischen Charakter mehrerer Fließgewässertypen und damit auch deren Habitatangebot und Arteninventar beinhalten können. In den EU-Ländern existieren dagegen bereits Indices zur Bestimmung der Gewässergüte großer Flüsse (z.B. der Potamon-Typie-Index nach Schöll [54]). In Österreich erfolgt die Bewertung des Qualitätselements Makrozoobenthos [12] unter der Einbeziehung physikalischer und chemischer Parameter. Die Bewertung des Makrozoobenthos wird mit der Software «ecoprof» durchgeführt.

Für die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung verwendeten Güte-Indices wurden für die ökologische Zustandsklasse sowie die Qualitätsklassen der einzelnen Module folgender Farbcode verwendet:

sehr gut	gut	mässig	unbefriedigend	schlecht
----------	-----	--------	----------------	----------

### Ökologische Qualität nach «IBCH» (Schweiz)

Das Schweizer Modul-Stufen-Konzept unterscheidet zwischen Bewertungsmodulen für einfache überblicksmäßige Methoden, die flächendeckend eingesetzt werden können (Stufe F) und detailliertere Erfassungen des Gewässerzustandes (Stufe S). Da aktuell nur die Stufe F mit dem Qualitätsindex IBCH als Bewertungsindex vorliegt [57], wurde dieser herangezogen. Die Bewertung ist wie oben erwähnt nur für bewatbare, kleinere bis mittlere Gewässer vorgesehen und gültig. Eine Anwendung im Alpenrhein ist daher nicht vorgesehen. Die Methode berücksichtigt keine differenzierte taxonomische Unterscheidung und stellt keine Vergleiche mit einem Referenzzustand an. Damit lassen sich nur grobe Unterschiede zwischen Probestellen aufzeigen (Tab. 3).

Tab. 3: Ökologische Zustandklassen für den Alpenrhein nach Modul-Stufen-Konzept Schweiz (IBCH) [57]. Vergleich der Ergebnisse 2009 und 2015 [45].

	VRH-llanz	VRH-REI	HRH-BON	ARH-STR	ARH-HAL	AHR-MAS	ARH-TRI	AHR-BAN	AHR-LUS	LAQ	LBK	III
<b>2009</b>												
IBCH	gut	gut	gut	-	gut	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	gut
	15	13	14	-	14	14	13	14	16	12	14	13
<b>2015</b>												
IBCH	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	gut
	14	13	14	14	13	15	15	15	16	12	15	15

### Ökologische Zustandklassen nach «ecoprof» (Österreich)

Die ökologische Beurteilung von Gewässern mit Hilfe des Makrozoobenthos nach dem «Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos» [12] erfordert auch in Österreich eine standardisierte Methodik der Probenahme (Multihabitat-Sampling). Die im Rahmen des ökologischen Monitorings Alpenrhein durchgeführten Erhebungen liegen teilweise über oder unter diesen Anforderungen. Nach Leitfaden reicht es aus – unter der Annahme einer gleichmäßigen Besiedlung der Gewässersohle – bei großen Flüssen nur den bewatbaren Teil zu beproben. Im Rahmen des Monitorings wurden hingegen auch sehr viel tiefer liegende Abschnitte mittels Taucher beprobt. Nach unseren Ergebnissen unterscheidet sich die Besiedlung dort teilweise stark vom bewatbaren Uferbereich (z.B. Lustenau oder Stau Reichenau). Andererseits werden nach [12] jeweils 20 Teilproben (in der Schweiz 8 TP, s.o) gefordert. Im Rahmen des Monitorings wurden jeweils 9–12 quantitative Teilproben entnommen, die durch qualitative Erhebungen ergänzt wurden.

Die erfassten Besiedlungsdichten werden dann von der Software «ecoprof» mit jeweils definierten

Referenzzuständen verglichen und bewertet (Tab. 4). Da die Referenzen und damit die Bewertung nur für Österreich definiert ist, ergab sich das Problem der Zuordnung der restlichen Stellen des Alpenrheins und der nichtösterreichischen Zuflüsse. Diese wurden – ausgehend von den schweizerischen Gewässertypen, Geologie, Höhenlage und Größe des Einzugsgebiets – den österreichischen Gewässertypen bestmöglich zugeordnet. Die zwölf Probestellen entsprechen dabei fünf unterschiedlichen Referenzzuständen, welche unterschiedlich gut zutreffen. Dies erschwert den Vergleich zwischen den Probestellen. Insgesamt entspricht die hier berechnete Bewertung aufgrund der geänderten Probenahme und teils fehlender klarer Referenzzuordnung nicht mehr den Vorgaben.

Tab. 4: Ökologische Zustandklassen für den Alpenrhein berechnet nach WRRL Österreich (ecoprof) für 2015 [38]. Einschränkungen siehe Text..

2015	VRH- llanz	VRH- REI	HRH- BON	ARH- STR	ARH- HAL	AHR- MAS	ARH- TRI	AHR- BAN	AHR- LUS	LAQ	LBK	III
Ökologische Zustandsklasse 2015	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	gut
Saprobie	gut	sehr gut	sehr gut	gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	gut	sehr gut	sehr gut	gut
	1,52	1,21	1,56	1,80	1,31	1,30	1,30	1,27	1,80	1,44	1,65	1,81
Allgemeine Degradation	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	gut	gut	sehr gut	mässig	gut	gut

Für die Bewertung der großen Flüsse das das Modul *Allgemeine Degradation* auch nicht uneingeschränkt anwendbar. Die Ergebnisse aus der Berechnung sind daher kritisch zu hinterfragen und einer strengen Plausibilitätsprüfung zu unterziehen, da aufgrund der abweichenden hydromorphologischen bzw. physikalisch-chemischen Verhältnisse Verschiebungen im Bewertungssystem nicht auszuschließen sind [3].

### Kritische Betrachtung der Indices zur Gütebestimmung

Die Berechnung des ökologischen Zustands einer Probestelle mithilfe ihrer Makroinvertebraten-Besiedlung setzt eindeutige Zusammenhänge zwischen einem Gewässertyp und der in ihm typischerweise vorkommenden Wirbellosenfauna voraus. Dass es diese Eindeutigkeit so nicht gibt, wurde bereits im Zusammenhang mit den funktionellen Gruppen beschrieben. Der Aussagewert von biologischen Indices hängt deshalb in entscheidendem Maße von der Beantwortung folgender Fragen ab:

- Wie eindeutig lässt sich das untersuchte Gewässer einem Typ mit bekannter Referenzbiozönose zuordnen?
- Wie gut/eindeutig ist der Indikatorwert einer Art hinsichtlich einer biologischen Qualität?
- Wie hoch ist der Anteil von Indikatorarten am Gesamtinventar einer Stelle?
- Wie gut bildet der Index die tatsächliche Belastungssituation ab?

Da sich der Charakter eines großen Flusses in seinem Verlauf ändert, müssen einzelne Abschnitte unterschiedlichen Referenzen zugeordnet werden. Dies ermöglicht die Einschätzung des Gesamtzustandes in groben Kategorien an der jeweiligen Probestelle. Für den Alpenrhein entspricht die im Vergleich zu den restlichen Standorten schlechtere Bewertung von Haldenstein und Landquart auch der Experteneinschätzung. Dagegen widerspricht die sehr gute Bewertung im Modul *Allgemeine Degradation* in Lustenau den tatsächlichen Verhältnissen an der morphologisch stark beeinträchtigten Stelle.

Bei der mittlerweile üblichen Nutzung multimetrischer Indices - mit je nach Teilstrecke und Gewässertyp unterschiedlicher Gewichtung einzelner Teilindizes - wird allerdings die Vergleichbarkeit der Bewertungen im Längsverlauf erschwert. Die Erfassung von natürlichen Änderungen im Längsverlauf ist durch

diese Methode kaum möglich. Dabei ist die Darstellung der Längszonierung eine der Aufgaben eines ökologischen Monitorings eines großen Flusses wie dem Alpenrhein.

## 4.6 Beurteilung der Ergebnisse des Benthosmonitorings

### Methodischer Aufwand, Saisonalität und Probestellen

Obwohl die Probenahme auf eine Jahreszeit eingeschränkt bleibt und einigen taxonomischen Gruppen (z.B. Zuckmücken, Kriebelmücken) nicht weiter bestimmt werden konnten, lässt sich mit dem Basismonitoring ein sehr guter Überblick über das Inventar der Benthosbiozöten im Alpenrhein gewinnen. Schon allein aufgrund seiner starken Strömungen erlaubt der Alpenrhein eine Beprobung tieferer Sohlenbereiche nur bei Niederwasser. Aufgrund seines überwiegend nivalen Charakters treten niedrige Abflüsse mit höchster Wahrscheinlichkeit zwischen Spätherbst und Frühjahr auf (vgl. Abflüsse 2009 und 2015 in Abb. 13, 14). Aber auch im Hochsommer kommt es immer wieder zu Phasen geringer Abflüsse, die jedoch kaum prognostizierbar sind. Die im Monitoringkonzept vorgesehene einmalige Probenahme wurde deshalb in das eher abflussichere Winterhalbjahr gelegt. Auch nach den methodischen Vorgaben aus Österreich [12] und der Schweiz [57] ist die Zeitauswahl zur Probenahme so zu treffen, dass im Gewässer eine reichhaltige, repräsentative und bestimmbare Biozönose vorliegt. Dabei sind Niederwasserbedingungen vor und zur Zeit der Probenahme höheren Abflüssen stets vorzuziehen. Bei Gewässern mit Spätfrühjahrs/Sommer-Abflussspitzen sowie bei Gewässern mit winternivalem Abflussregime sollte die Beprobung darüber hinaus bevorzugt im Frühjahr stattfinden, um möglichst große Larvenstadien der Wasserinsekten erfassen zu können. Der gewählte Zeitpunkt für die vorliegende Untersuchungskampagne am Alpenrhein geht somit mit diesen Vorgaben konform.

Um einen möglichen Einblick in das Spektrum von Stillwasserarten am Alpenrhein zu bekommen, wurde der Staubereich des Kraftwerks Reichenau ins Programm mit aufgenommen. Mit 17 Arten, die nur hier nachgewiesen wurden, wurde diese Programmweiterung gerechtfertigt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass bei zeitlich und räumlich noch weiter ausgedehnten Untersuchungen auch das aktuelle Artenspektrum noch erweitert werden kann. Die Biozöten des untersten Rheinabschnitts (km 90 bis Ende Rheinvorstreckung) wären bezüglich ihrer räumlichen Nähe zum Bodenseeufer sehr interessant. Sie sind (noch) nicht durch eine Probestelle im Basisprogramm vertreten, da die Arbeiten der Rheinvorstreckung und die Kiesentnahmen in diesem Abschnitt noch nicht gänzlich abgeschlossen sind.

### Repräsentativität

Die Probenahme erfolgte in Form eines modifizierten Multihabitat-Samplings, wodurch das charakteristische Spektrum der beprobten Substrate ausreichend und anteilig beschrieben werden konnte. Multihabitat-Sampling wird standardmäßig im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung in Österreich angewendet und die modifizierte Methode entspricht in Grundzügen der hier angewandten. Übertragen auf große Flüsse wurde sie auch im Rahmen langjähriger Monitoringprogramme am Hochrhein [45], an der Aare [44, 48], der Reuss und der Limmat [36, 37] erfolgreich praktiziert.

Alle in den letzten 25 Jahren durchgeführten Benthosuntersuchungen am Alpenrhein attestieren dem Fluss eine sehr geringe Individuendichte auf den meisten Sohlenbereichen [4, 21, 23, 26, 33, 58 u.a.]. Eine große Rolle spielen dabei die regelmäßigen durch Schwall induzierten Feinsubstratumlagerungen, die dazu führen, dass die Haupt-Strömungsrinne «sandgestrahlt» und nahezu unbesiedelt ist. Die Tatsache, dass die Hauptströmungsrinne bei der abwechslungsarmen Morphologie des Alpenrheins einen überwiegenden Teil der benetzten Flussbreite einnimmt, bedeutet somit, dass auf einem Großteil der Gerinnebreite nur sehr geringe Individuendichten vorzufinden sind. Für den aktuellen Vergleich wurden die Proben

auf Flächen genommen, deren Substrat über längere Zeit umlagerungsstabil, permanent benetzt und damit für die Verhältnisse im Alpenrhein optimal besiedelt war. Man erkennt diese Bereiche am dichten Algenaufwuchs. Die Ergebnisse charakterisieren somit ausschliesslich besser besiedelte Bereiche der Rheinsohle. Auf genauere Angaben zur Produktivität im Benthos, z.B. in Form von Zahlen zur durchschnittlichen Biomasse/m<sup>2</sup>, wurde deshalb verzichtet. Bezüglich der Taxazahlen und den Besiedlungsdichten auf gut besiedelbaren Substraten kann man dagegen von repräsentativen und in späteren Untersuchungen reproduzierbaren Ergebnissen ausgehen.

### Schwall-/Sunkeffekte, Feststoffeinträge

Die höchsten Schwall-Sunk-Amplituden bei gleichzeitig schnellstem Schwall- und Sunkverlauf waren wieder an der HRH-Probestelle bei Bonaduz zu beobachten. Aber auch an den weiter unten liegenden Stellen (auch bei Mastrils!) konnten bei der letzten Kampagne Wasserstandsamplituden zwischen Schwall und Sunk von bis zu 75 cm dokumentiert werden. Den höchsten kontinuierlichen und gepulsten (eigener Schwall) Trübstoffeintrag lieferte wieder die Landquart [45]. Aus den beiden Hauptzuflüssen, vor allem aus dem Hinterrhein, wurden zudem zwischen 2012 und 2014 grosse Mengen Sand eingetragen, die stellenweise zu einer Flächenbedeckung von mehreren Dezimetern an Ufern und auf Kiesbänken geführt hat (vgl. Abb. 42). Inwieweit hierzu auch die Stauseeabsenkungen, Stauseeentleerungen (z.B. Lago di Lei 2012) und Spülungen der Ausgleichsbecken am Hinterrhein (Totalrevision der KHR) beigetragen haben, ist nicht mehr reproduzierbar [ECOWERT (2017): Bericht zur Totalrevision der KW Hinterrhein, in Vorbereitung]. In jedem Fall wurden auch Feststoffmengen durch natürliche Hochwasser aus dem schieferreichen Einzugsgebiet (z.B. aus der Nolla und dem Vorderrhein) eingetragen. Auch aus dem Einzugsgebiet der Ill sind Schwall- und Trübstoffbelastungen in ähnlicher Form gegeben.

### Lebensraumtypen und Längszonierung

Auch die neuen Ergebnisse stützen die bereits 2009 getroffene Einschätzung, dass der Alpenrhein und die mündungsnahen Abschnitte von Vorder- und Hinterrhein benthosökologisch als zusammenhängender Lebensraum von sehr ähnlichem Charakter eingestuft werden können. Die unterschiedlichen hydrologischen und hydraulischen Charakteristika scheinen dabei eine eher untergeordnete Rolle zu spielen. Die Benthosfauna des Alpenrheins unterscheidet sich darüber hinaus überraschend wenig von derjenigen des Vorderrheins bei Ilanz, der zwar in einem Restwasserabschnitt liegt, aber dennoch als «Gebirgsflussreferenz» herangezogen werden kann. Dies zeigt u.a., dass der heutige Alpenrhein in seinem gesamten Lauf bis zum Bodensee von alpinen und subalpinen Faunenelementen geprägt ist. Ausgehend von seiner Höhenlage und seinem historischen Flusscharakter müssten ursprünglich vor allem hyporhithrale Elemente und in Richtung Bodensee mehr und mehr epipotamale und potamale Elemente sowie typische Auenarten die Benthosfauna der unteren Rheinabschnitte bestimmt haben.

Im Charakter der Benthosfauna des Alpenrheins manifestieren sich schwerpunktmässig drei anthropogene Defizite gegenüber dem potenziellen Zustand:

- die strukturellen Defizite, die rheinabwärts zunehmen (Monotonie, fehlende Gerinnebreite, fehlende Gerinne-Ufer-Verzahnung);
- das Fehlen bzw. das Abtrennen von ursprünglich vorhandenen Begleitgewässern und Auen und deren Vernetzung mit dem Hauptgerinne;
- alle Belastungen, die mit dem Betrieb von Wasserkraftwerken zusammenhängen (plötzlicher Energieeintrag (Schwall), Trockenfallen von Flächen (Sunk), periodische Remobilisierung von Feinmaterial und Trübung (Schwall), Eintrag von Feinmaterial ins Substrat, Kolmationen).



Inwieweit Abdriftphänomene bei schnellem Schwallanstieg die Besiedlungsdichten im Alpenrhein und seinen Quellflüssen beeinflussen, konnte im Rahmen des Programms nicht abgeschätzt werden. Entsprechende Überlegungen fanden aber im Rahmen des IRKA-Projekts D6 statt [26]. Beobachtungen gestrandeter Wirbelloser und Fische können aber immer wieder gemacht werden [45]. Auch die aktuellen Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass die damit einher gehenden Belastungen - z.B. Sanddrift - erhebliche Auswirkungen auf die Besiedelbarkeit des Substrats haben. Auch konnte wieder an mehreren Stellen ein Stranden von Benthosorganismen dokumentiert werden (v.a. auch an den naturnahen Stellen HRH-Bonaduz und ARH-Mastrils, an denen grössere Flächen trockenfallen). Da der Untersuchungsaufwand an allen Stellen etwa vergleichbar hoch war, ist bei noch intensiverer Beprobung naturnaher Stellen auch mit einer noch höheren Artenzahl und lokal noch höheren Individuendichte zu rechnen, als dies in dieser Untersuchung belegt werden konnte.

Anhand verschiedener strömungsaffiner (rheophiler) Arten, die sowohl ganz oben als auch ganz unten im Alpenrhein vorkommen, wird dargestellt, dass kaum ein Übergang vom Metarhithral ins Hyporhithral und damit auch nur eine geringe Längszonierung der Lebensraumtypen erkennbar ist.

Wie 2009, so konnte auch 2015 eine tendenzielle Abnahme der Individuenzahlen rheinabwärts festgestellt werden, obwohl dieses Mal nicht die maximalen, sondern die durchschnittlichen Besiedlungszahlen auf den beprobten Flächen verglichen wurden. Auch wurde die Benthosfauna wieder von verhältnismässig wenigen Taxa dominiert. Zu den häufigsten zählen die Orthocladinae und die Zuckmücken im Allgemeinen, die Leuctridae (Steinfliegen), die Limnephilidae mit *Allogamus auricollis* (Köcherfliegen), sowie die Simuliiden (Kriebelmücken) und die Baetidae (Eintagsfliegen), allerdings in dieses Mal veränderter Reihenfolge (vgl. lokale Besiedlungen in den Probestellentafeln im Anhang A). Überwiegend handelt es sich dabei um strömungsaffine Taxa. Die im Alpenrhein verbliebene Vielfalt an Taxa, die nur in geringen oder sehr geringen Häufigkeiten auftreten, lässt den Schluss zu, dass ein umfassenderes Artenreservoir erhalten geblieben ist, welches derzeit aufgrund struktureller und funktioneller Defizite nicht ausreichend abgerufen werden kann. Trotz höherer Lebensraumvielfalt scheinen dagegen auch naturnahe Abschnitte wie HRH-Bonaduz und ARH-Mastrils keine funktionsfähigen ökologischen Trittsteine und Verbreitungsreservoirs für das Zoobenthos des restlichen Alpenrheins mehr zu sein. Neben den hydrologischen Defiziten (Schwall/Sunk-Effekten) führen wir dies auf die zu grossen Abstände zwischen solchen Besiedlungsinseln und ihre letztlich zu geringen relativen Dimensionen zurück, was zu einem Verlust eines grossen Teils ihrer Strahlwirkung führt [45, 46, 47, 56]. Man kann aber davon ausgehen, dass sich Artendiversität und Produktivität nach Behebung entscheidender Defizite (Schwalldämpfung, strukturelle Aufwertungen zur Schaffung dichter Abfolgen von ökologischen Trittsteinen) und durch Vernetzung mit auentypischen Gewässerlebensräumen sehr schnell verbessern wird.

## Rheinzufüsse

Die Landquart und die Ill zeigen in ihren Unterläufen eine dem Alpenrhein charakterlich sehr ähnliche Besiedlung. Der Liechtensteiner Binnenkanal weicht dagegen wie bereits 2009 stark von diesem Muster ab. In seinem Verlauf nimmt er vermehrt Zuflüsse des Talraums auf und mit ihnen faunistische Elemente von Gießen- und Auengewässern. Darin vertreten sind auch Arten, die einen üppigen Pflanzenbewuchs als Lebensraum und Nahrungsgrundlage nutzen. So zeigt der Kanal auf seiner Sohle auch einen fast lückenlosen pflanzlichen Aufwuchs und im Sommerhalbjahr stellenweise ausgeprägte Makrophytenpolster.

Auf der anderen Seite sind die Flusslebensräume der Landquart und der Ill in besonderem Masse von negativen Effekten des Wasserkraftbetriebs geprägt. Aufgrund der starken Sohlenkolmationen in diesen

beiden Flüssen konnten nur die lockersten und damit am besten besiedelten Flächen beprobt werden. An solchen Stellen sind dann allerdings noch hohe Individuendichten und Artenzahlen nachweisbar. Wie im Rhein scheint demnach noch ein biologisches Potenzial vorhanden zu sein, das sich bei entsprechender Verbesserung des defizitären Zustands abrufen liesse. Eine Eindrift aus diesen beiden Zuflüssen spielt dennoch derzeit wohl keine entscheidende Rolle für die Besiedlungsverhältnisse im Alpenrhein. Die Eindrift von giesßen- bzw. auenartigen Elementen aus dem Liechtensteiner Binnenkanal ist dagegen an beiden unterhalb liegenden Rheinstellen (Bangs und Lustenau) nachweisbar.

### Indikatorfunktion und Zielarten

Die im Rahmen der Untersuchungen nachgewiesenen Taxa sind geeignete Zeiger (Indikatoren) für den strukturellen und funktionellen Gewässerzustand der untersuchten Abschnitte im Alpenrhein und seinen Zuflüssen. Die Indikation funktioniert gut, wenn man einzelne Taxa und ihre relativen Häufigkeiten betrachtet. Weniger deutlich wird der Zusammenhang, wenn man versucht, die biologische Gewässergüte über gängige Indices zu berechnen (Kap. 4.5). Dies hängt unserer Einschätzung nach mit der eingeschränkten Eignung von Güteindices für große Fliessgewässer, der nicht eindeutigen Typisierung und und deshalb dafür auch nicht benennbaren Referenzbiozönose zusammen. Eine entscheidende Rolle bei der Bio-Indikation des Gewässerzustands - vor allem in seiner Langzeitentwicklung - spielen allerdings die so genannten Zielarten, für einen naturnahen Alpenrhein als charakteristisch angenommene MAKROZOOBENTHOSARTEN. Unter Zielarten verstehen wir vor allem Arten, deren Vorkommen mit dem Vorhandensein entsprechend ursprünglicher Primärhabitats wie Nebengerinne, Altwasser und Auen zusammenhängt. Im derzeitigen Alpenrhein sind sie deshalb oft selten oder wurden nicht (mehr) nachgewiesen. Ihr Wiedererscheinen oder die Zunahme ihrer Individuendichte könnten in besonderem Masse die positiven Veränderungen des Gewässerzustands anzeigen. Zu diesen Zielarten zählen auch Taxa, die in benachbarten Gewässern regelmässig vorkommen, aber im Alpenrhein aufgrund seines defizitären Zustands derzeit besonders selten sind. Zielarten für den Alpenrhein und seine Zuflüsse müssen daher einzelne oder mehrere der folgenden Voraussetzungen erfüllen:

- sie gehören der angestammten natürlichen Benthosfauna des Alpenrheins an (obligatorisch);
- sie sind Spezialisten für ein primäres Habitat, das zugleich typisch für den Alpenrhein ist;
- sie müssen die natürlichen Umgebungsbedingungen tolerieren (z.B. Temperaturgang, natürliches Abflussregime);
- sie sind heute in degradierten Abschnitten relativ selten, in naturnahen Abschnitten häufiger;
- es handelt sich um Arten, die im Verlauf ihres Lebenszyklus auf die Qualitäten mehrerer Habitats und/oder auf «Schlüpfstrukturen» angewiesen sind (Wasserinsekten);
- sie sind jeweils für die historisch unterscheidbaren Rheinabschnitte typisch; sie sind z.B. typische Besiedler hyporhithraler Abschnitte und Flussauen und gehören damit zur potenziell natürlichen Lebensgemeinschaft des Alpenrheins;
- ihr Vorkommen ist stenök, weist also bezüglich ihrer Lebensraumsprüche einen relativ engen Toleranzbereich auf.

Benthosorganismen, die solche Voraussetzungen erfüllen, sind in der Tabelle 14 im Anhang B aufgeführt. Die Liste wird ständig ergänzt und modifiziert.

### Gebietsfremde Arten

Gebietsfremde Benthosarten (wirbellose Neozoen) spielen im Alpenrhein und seinem Einzugsgebiet (noch) keine große und biozönotisch bedeutende Rolle. In den Proben konnten zwei neozoische Schneckenarten nachgewiesen werden, die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* (Liechtensteiner Binnenkanal und Ill) und die Spitze Blasenschnecke *Physa acuta* (Stau Reichenau und Liechtensteiner Binnenkanal). Man kann davon ausgehen, dass beide Arten bereits eine weitere Verbreitung im Einzugsgebiet zeigen als derzeit nachgewiesen, im Rhein selbst wegen seines bereits mehrfach angesprochenen rhithralen Charakters aber selten bleiben. Je nach Wasserstand des Bodensees gelangen mit hoher Wahrscheinlichkeit aber auch andere Neozoenarten aus dem Bodensee zumindest bis in die Rheinvorstreckung. Von *Limnomysis benedeni*, einer im See bereits massenhaft vorkommenden Schwebegarnelenart, liegen unsererseits bereits entsprechende Beobachtungen vor.



Abb. 25: Die ersten in den Proben des Basismonitorings nachgewiesenen gebietsfremden Arten (wirbellose Neozoen) sind links: die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und rechts: die Spitze Blasenschnecke (*Physa acuta*).

## 5. Benthos-Aufwuchs

### 5.1 Artenspektrum und Verbreitung

#### Artenvielfalt

Die einzelnen Kieselalgen-Lebensgemeinschaften wiesen mit 26 Taxa pro Stelle denselben Durchschnitt wie Schweizer Fließgewässer auf (25 Taxa im Schnitt). Dabei gab es artenärmere Stellen, ein Minimum von 19 Taxa wurde an den Stellen VHR-Reichenau und ARH-Haldenstein gefunden, und artenreichere Stellen mit einem Maximum von 32 Taxa an der Stelle ARH-Bangs. Die Diversität H beschreibt die Vielfalt des Artenspektrums und nahm Werte zwischen 2,60 und 4,14 ein (Abb. 26).

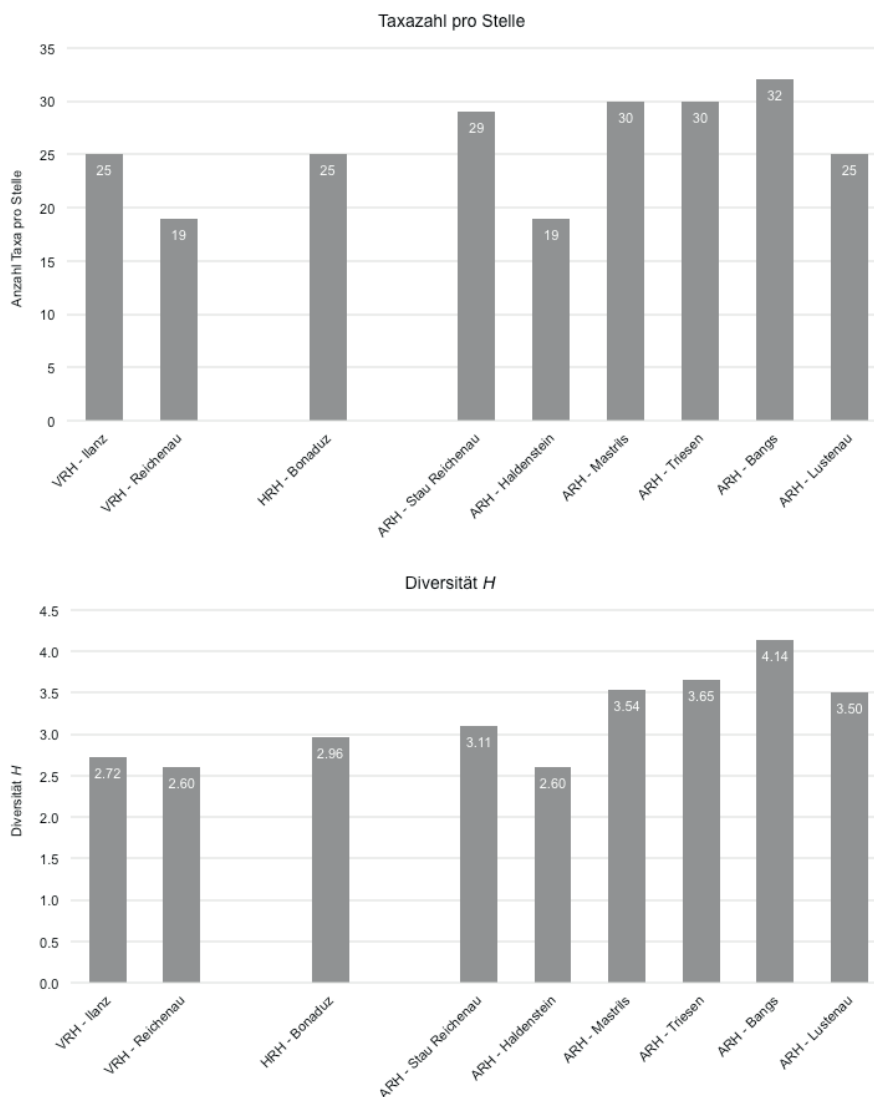


Abb. 26: Artenspektrum der Diatomeen im Alpenrhein: oben: Taxazahl, unten: Diversität H pro Stelle.

#### Artenzusammensetzung

Auf Artebene dominierten mit einer relativen Häufigkeit (rH) von > 10 % *Achnantheidium minutissimum* var. *minutissimum*, *Achnantheidium pyrenaicum*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta* und *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceum*. Diese Hauptarten kommen alle häufig in Schweizer Fließgewässern vor

und sind typisch für kalkhaltige Lebensräume mit geringer bis zu mäßigen Nährstoffbelastungen. *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum* ist eine der häufigsten Diatomeen überhaupt und kommt in vielen Lebensräumen mit hohen Abundanzen vor. Die Art ist bekannt als Erstbesiedler und toleriert eine breite Spanne von ökologischen Rahmenbedingungen. *Achnanthydium pyrenaicum* ist typisch für maximal mäßig belastete, kalkreiche Gewässer. Vor allem im subalpinen und alpinen Bereich kann die Art häufig vorkommen. *Cocconeis placentula* var. *euglypta* ist eine weit verbreitete Art und besiedelt eine große Breite ökologischer Rahmenbedingungen. Die Art kann Massenvorkommen bilden und auch fädige Grünalgen epiphytisch dicht besiedeln. *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceum* ist eine der häufigsten Vertreter der Gattung *Gomphonema* und kann auch in hohen Abundanzen vorkommen. Die Art toleriert auch nährstoffbelastete Gewässer. Im Falle der vorliegenden Untersuchung wurden einige Arten der Gattungen *Cymbella* und *Encyonema* sowie die Art *Reimeria sinuata* gefunden. Diese Taxa wurden in Abb. 27 unter der Gattung *Cymbella* sensu lato zusammengefasst.

Auf Gattungsebene erreichten *Achnanthydium*, *Cocconeis*, *Cymbella* s.l., *Diatoma* und *Gomphonema* Häufigkeiten von > 10 % rH. Während im Vorder- und Hinterrhein die Arten der Gattungen *Achnanthydium* und *Gomphonema* dominierten, wurden diese beiden Gattungen im Alpenrhein durch *Cocconeis*, *Cymbella* s.l. und *Diatoma* ergänzt und es traten vermehrt Mischgesellschaften auf.

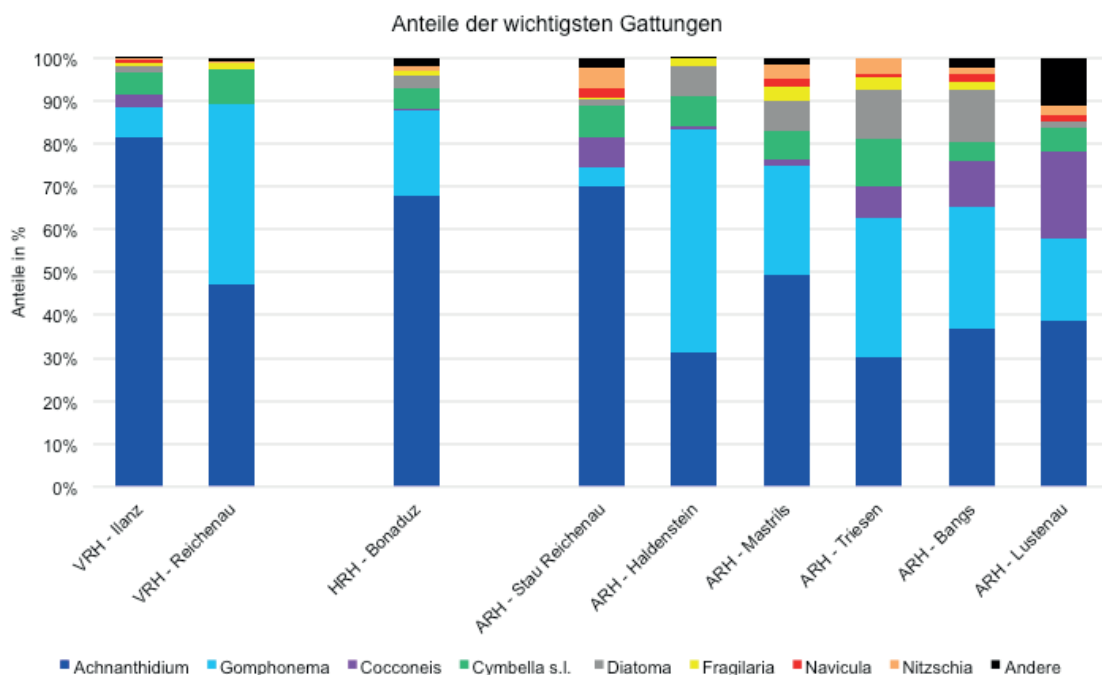


Abb. 27: Zusammensetzung der Kieselalgen-Lebensgemeinschaften bzw. Anteile der wichtigsten Gattungen.

### Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften

Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften wurde anhand zweier häufig verwendeter Indices geprüft (Abb. 28): der Jaccard-Index (AI) vergleicht die Artenübereinstimmung und der Renkonen-Index (DI) vergleicht die Dominanzidentität der dominierenden Arten. Alle Stellen dieser Untersuchungskampagne wurden miteinander verglichen (Abb. 28), und es konnten zwischen den Fließgewässern Vorder-, Hinterrhein und dem Alpenrhein keine systematischen Unterschiede erkannt werden.

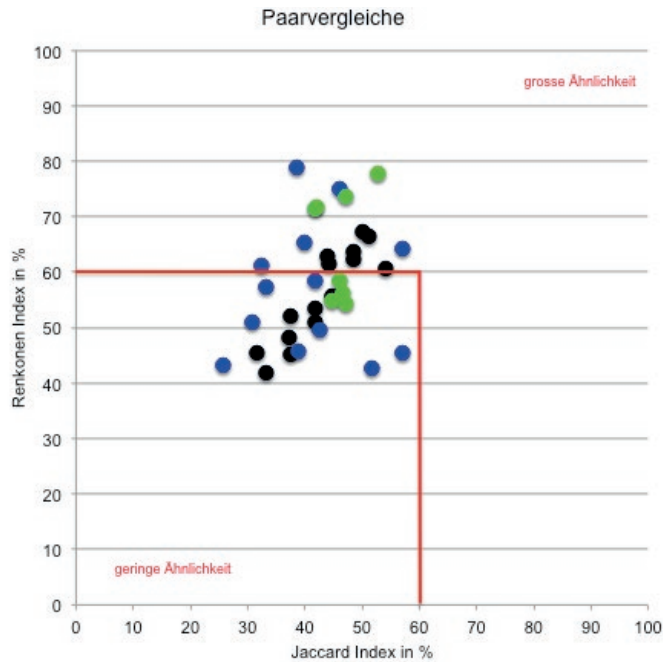


Abb. 28: Paarvergleiche zur Darstellung der Ähnlichkeiten untereinander zwischen allen Untersuchungsstellen. Verwendet wurden die beiden Ähnlichkeitsindexe nach Jaccard (1901) und Renkonen (1938). Paarvergleiche der Stellen des Vorderrheins (blaue Punkte), des Hinterrheins (grüne Punkte) und des Alpenrheins (schwarze Punkte) mit jeweils allen Stellen der vorliegenden Untersuchung.

## Neophyten

Im Vorderrhein an der Stelle Reichenau wurde eine Schale von *Didymosphenia geminata* gefunden. Dieses Taxon ist streng gesehen kein Neophyt, da Nachweise der Art schon im 19. Jahrhundert gemacht wurden. Die Art gilt als Sauberwasserart und wird auf der Roten Liste Deutschlands als gefährdet geführt. In anderen Ländern kann *Didymosphenia geminata* unter idealen Bedingungen (viel Licht, wenig Abflussdynamik etc.) im Frühjahr enorme Algenbiomassen bilden, die Ökologie ganzer Gewässer stören und eine Gefahr für beispielsweise Fische darstellen. Es ist unklar, ob es sich beim Taxon *Didymosphenia geminata* um dieselbe Art handelt oder ob eventuell Taxa mit gleicher oder ähnlicher Morphologie und genetische Mutationen für das starke Wachstum verantwortlich sind. Ob dies in der Schweiz auch der Fall sein wird, wie in anderen Ländern, ist nicht bekannt. Das Taxon wurde in der Schweiz von AquaPlus erstmals im Jahr 1999 (Inn, Unterengadin) festgestellt. Im Jahre 2009 konnte *Didymosphenia geminata* erstmals in der Julia und im Inn mit erhöhtem Anteil beobachtet werden. Die Populationen bildeten einen Biofilm, der sogar von Auge makroskopisch erkennbar war. Es gilt, das Aufkommen und die Verbreitung dieser Art auch künftig zu beobachten, da die gallertartige Biomasse allenfalls Wasserfassungen etc. verstopfen kann und die ökologischen Auswirkungen (Artsverschiebungen, Toxizität, Sauerstoffzehrung in Stauseen etc. durch Abbau der Biomasse etc.) weitgehend unbekannt sind.

## Teratologien

Teratologien sind Missbildungen in der Morphologie der Kieselalgenschalen, die beispielsweise von natürlichen Stressoren (Siliziummangel, UV-Licht) oder toxisch wirkenden Substanzen (Schwermetalle, Pestizide etc.) ausgelöst werden können. Missgebildete Kieselalgenschalen konnten im Alpenrhein nur in geringen Häufigkeiten beobachtet werden. So wies innerhalb der Zählung von 500 Schalen jeweils eine Schale der Taxa *Achnanthydium lineare* s.l., *Achnanthydium pyrenaicum* und *Fragilaria capucina* var. *austriaca* eine Teratologie auf. Dies entspricht jeweils 0,2 % Anteil, und erst ab rund 0,5 % Anteil Teratologie könnten auch anthropogene Ursachen dafür verantwortlich sein.

**Biologisch indizierte Wasserqualität**

**DI-CH**

Die biologisch indizierte Wasserqualität nach [5] entspricht an allen Stellen der Zustandsklasse 1, was der Beurteilung „sehr gut“ entspricht (Abb. 29). Es wurden im Vorderrhein sowie im Hinterrhein die besten Verhältnisse mit einem DI-CH-Wert < 2 erreicht. Im Alpenrhein waren die DI-CH Werte > 2, wobei das Maximum bei Triesen mit einem DI-CH von 2,55 erreicht wurde.

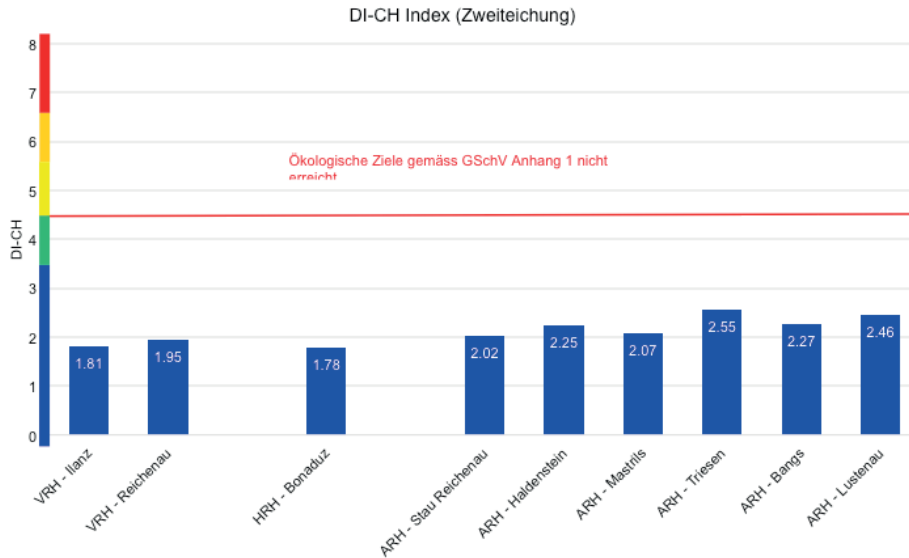


Abb. 29: BAFU-Kieselalgenindex DI-CH gemäss BAFU Modul Kieselalgen (Stufe F) [30]. Die Farben bei der Y-Achse zeigen die Zustandsklassen gemäss dem Modul-Stufen-Konzept. Rote Linie: Ökologische Ziele gemäss GSchV Anhang 1.

**D-Werte**

Der D-Wert einer Art beschreibt, für welche Gewässerqualität die Art indiziert. Zusätzlich zur Berechnung des DI-CH-Wertes wurden die Anteile der D-Werte pro Stelle beurteilt. Die Mehrheit der Taxa indizierte für eine „sehr gute“ Gewässerqualität, mit dem Fließverlauf des Alpenrheins nahm der Anteil an einer „mäßig“ indizierenden Gewässerqualität zu (Abb. 30).

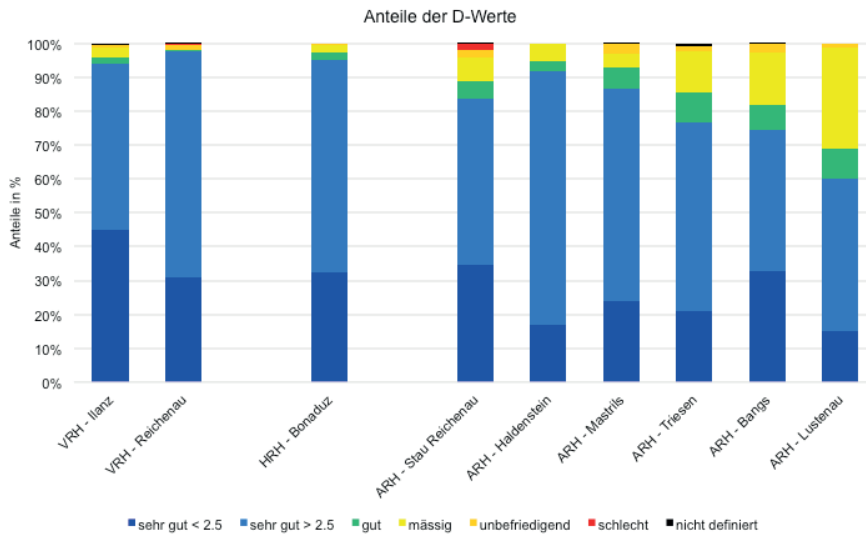


Abb. 30: Anteile der D-Gruppen beziehungsweise Anteile der Arten, welche zur selben Zustandsklasse zusammengefasst werden können (gemäss BAFU Modul Kieselalgen).

## 5.2 Beurteilung der Ergebnisse der Aufwuchsuntersuchungen

### Artenvielfalt und Artenzusammensetzung

Die Kieselalgen-Lebensgemeinschaften der untersuchten Fließgewässer waren durchschnittlich artenreich. Werden die Artenzahlen mit dem Datensatz von AquaPlus verglichen, weisen 67 % aller bislang untersuchten Fließgewässer die im Basismonitoring nachgewiesenen Taxazahlen zwischen 19 und 32 Taxa auf. Hier ist anzumerken, dass allein bei Untersuchungen an der Stelle Rhein Fussach im Rahmen der GZÜV (Gewässerzustands-Überwachungsverordnung) 33 Bacillariophyceen-Arten (2013) und 46 unterschiedene Taxa (2016) nachgewiesen wurden. Da im Rahmen der gegenständlichen Untersuchungen stets Proben aus der Haupttrinne genommen wurden, bei den GZÜV-Untersuchungen dagegen ufernah, könnte dies ein Hinweis auf unterschiedliche Besiedlungsmöglichkeiten im Querprofil sein. Die Taxazahl und die Diversität  $H'$  nahmen im Fließverlauf tendenziell zu. Dies kann mit der im Fließverlauf zunehmenden Nährstoffverfügbarkeit erklärt werden. In den vorliegenden Proben nahmen dennoch die drei häufigsten Taxa relative Häufigkeiten von 39.8% bis 81% Anteil der gesamten Lebensgemeinschaft ein. Mit hohen Anteilen sinkt die Chance, dass seltene Arten innerhalb einer Zählung von 500 Schalen erfasst werden können. Daraus resultieren auch tiefe Werte der Diversität  $H'$ .

Die Artenzusammensetzungen und einzelne dominierende Taxa veränderten sich im Fließverlauf. So nahm die relative Häufigkeit von *Achnantheidium pyrenaicum* im Alpenrhein mit dem Fließverlauf ab, während sie bei *Cocconeis placentula* var. *euglypta* zunahm. Dieses Resultat stimmt überein mit den tendenziell schlechteren DI-CH Werten und Anteilen an „mäßigen“ D-Werten im Unterlauf (vgl. Abb. 30). *Achnantheidium pyrenaicum* indiziert für eine bessere Gewässerqualität als *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. Im Vorder- und im Hinterrhein sowie im Oberlauf des Alpenrheines wurden die Kieselalgen-Gesellschaften durch wenige Arten zweier Gattungen, *Achnantheidium* und *Gomphonema* dominiert. Im Unterlauf des Alpenrheines nahm mit *Cocconeis* noch eine weitere Gattung größere Anteile an den Gesellschaften ein. Vor allem Arten der Gattung *Achnantheidium* sind bekannte Primärbesiedler, die im Vorder- und Hinterrhein hohe Anteile aufweisen. Dies sind Hinweise auf unstabile Lebensräume, die beispielsweise durch Geschiebetrieb oder Schwall / Sunk zustande kommen können. Bei diesen Stellen mit den dominierenden *Achnantheidium*-Gesellschaften war generell ein Großteil der Arten klein (<20 µm Länge), viele Arten sogar sehr klein (< 10 µm Länge). Bei kleinen Arten sind die Generationszeiten kürzer, da sich diese wegen ihrer geringeren Biomasse schneller als große Arten teilen können. Es konnten an diesen Stellen nur wenig Arten nachgewiesen werden, welche mit Koloniebildung oder langen Gallertstielen ihr Habitat nutzen.

Bezüglich der Übereinstimmung der Lebensgemeinschaften nach Jaccard und Renkonen konnten keine Unterschiede zwischen den Stellen festgestellt werden (Grundsätzlich gilt ab einer Übereinstimmung von > 60 % eine «große Ähnlichkeit»). Ein Vergleich der Stelle Ilanz mit den im Fließverlauf abwärts liegenden Stellen zeigt eine tendenziell abnehmende Ähnlichkeit. Im Alpenrhein vermischen sich bei Reichenau der Hinter- und der Vorderrhein und damit auch die Lebensgemeinschaften (Abb. 31). Sucht man für jede der 9 Untersuchungsstellen (im Datensatz von AquaPlus (n = 7'281 Proben)) hinsichtlich der oben aufgeführten Ähnlichkeitsindizes die 10 besten Analoga (Abb. 32), so zeigt sich:

- dass 2 bis 6 der 10 besten Analoga aus dem Fließsystem «Vorderrhein-Hinterrhein-Alpenrhein» stammen.
- 5 der 9 Untersuchungsstellen haben zusätzlich viele Analoga bei alpinen oder voralpinen Fließgewässern, so dass höchstens ein Analogum sich im Mittelland befindet.
- Die Stellen Stau Reichenau sowie Triesen, Bangs und Lustenau weisen 2 bis 6 Analoga aus dem



Mittelland auf. Diese Stellen entsprechen bezogen auf die Ähnlichkeit der Kieselalgen-Lebensgemeinschaften nicht einem alpinen oder voralpinen Fluss. Beim Stau Reichenau bewirkt diese fehlende Ähnlichkeit zu alpinen Flüssen der Flusstau. Bei den untersten drei Stellen darf eine hohe Ähnlichkeit zu alpinen und voralpinen Fließgewässern auch nicht erwartet werden. Dazu sind das Gefälle und damit das Fließverhalten, die Geschiebedynamik, die morphologische Gerinnestruktur wie auch das Einzugsgebiet und die Zuflüsse zu verschiedenen zum Oberlauf des Alpenrheins. An diesen Stellen wurden denn auch wenige planktische Arten in den Proben gefunden, was nur bei Seeausflüssen, Staubereichen und im näheren Einflussbereich von großen Seen der Fall ist. Dies deutet wieder auf eine Längsabfolge hin und es treten offenbar an den unteren Stellen Ähnlichkeiten zur Ausstattung von Mittellandflüssen und -bächen auf.

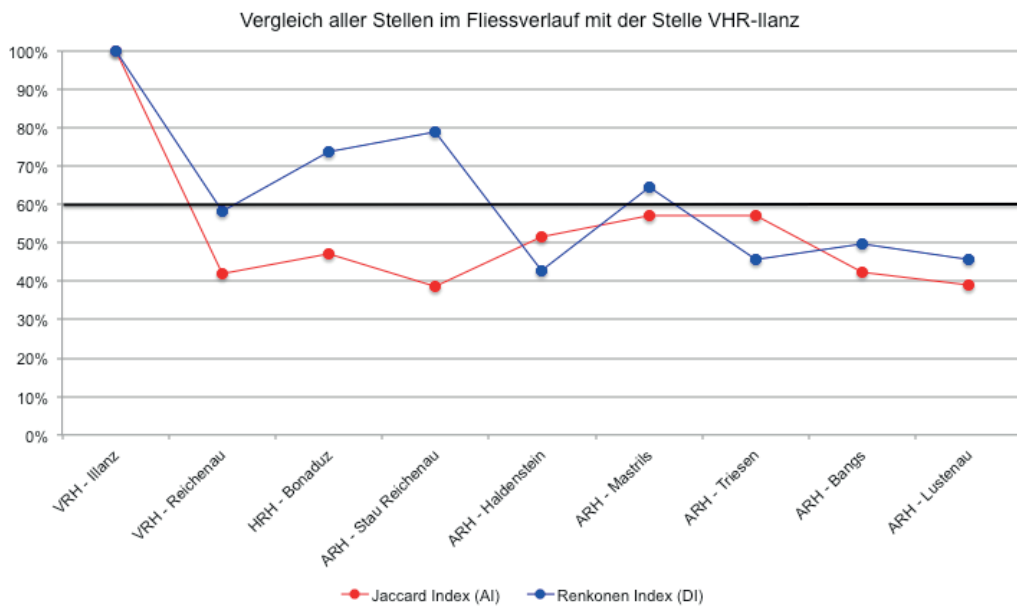


Abb. 31: Ähnlichkeit der Kieselalgen-Lebensgemeinschaften der untersuchten Gewässer mit der Stelle VRH-Illanz. Lebensgemeinschaften mit > 60 % Ähnlichkeit sind sich sehr ähnlich und weisen dieselbe Struktur auf (fast dieselben Arten mit ähnlichen relativen Häufigkeiten).

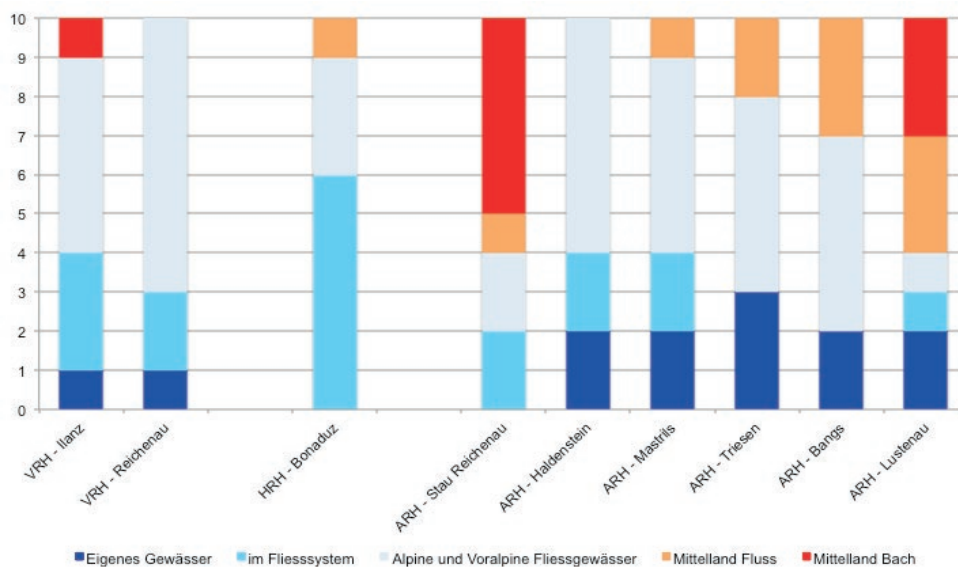


Abb. 32: Ähnlichkeit der 10 besten Analoga pro Untersuchungsstelle und ihre Zugehörigkeit zu einem Fließgewässersystem. Die Berechnung der Ähnlichkeit erfolgte basierend auf den im Text besprochenen Indizes von Jaccard und Renkonen. Als Datenbasis diente die Datenbank von AquaPus mit 7'281 Datensätzen (Proben respektive Kieselalgenzähllisten). Eigenes Gewässer = Analoga mit einer Stelle im gleichen Gewässer, im Fließsystem = Analoga mit einer Stelle im Vorder-, Hinter oder Alpenrhein.

An allen Stellen indizierten die Kieselalgen-Lebensgemeinschaften eine «sehr gute» biologische Wasserqualität (Abb. 29). An allen Stellen wurden somit auch die ökologischen Ziele gemäß GSchV (Anhang 1) erfüllt.

### Vergleich der Untersuchung 2009 und 2015

Im Vergleich zur Untersuchung im Jahre 2009 wurde in der aktuellen Untersuchung eine höhere Artenzahl und eine höhere Diversität  $H$  pro Stelle gefunden (Abb. 33). Als mögliche Ursachen für diese erkennbaren Unterschiede ist u.a. die unterschiedlichen Saisonalitäten der beiden Untersuchungstermine (2009: November, 2015: Februar) anzunehmen, was unterschiedliche pflanzliche Fadenalgendichten und damit unterschiedliche Dichten und Anzahl der epiphytischen Arten zur Folge haben kann. Auch sind Hinweise vorhanden, dass einige Steine mit Schlamm bedeckt waren oder etwas Aufwuchs von Moos oder fädigen Grünalgen aufwiesen. So wurde in der Untersuchung 2009 gehäuft *Achnanthes atomus* gefunden. Diese kleine Art kann höhere Abundanzen erfahrungsgemäß an eher tiefen Stellen einnehmen. Sie ist möglicherweise an Schwachlicht adaptiert und kann dementsprechend unter schlammigen, lichtreduzierten Bedingungen konkurrenzfähiger sein. Zudem weisen die großen Arten wie *Cymatopleura solea* (eher Schlamm besiedelnd) und *Epithemia argus* (auch in Wasserpflanzenbeständen) auf andere, auch organische Substrate hin.

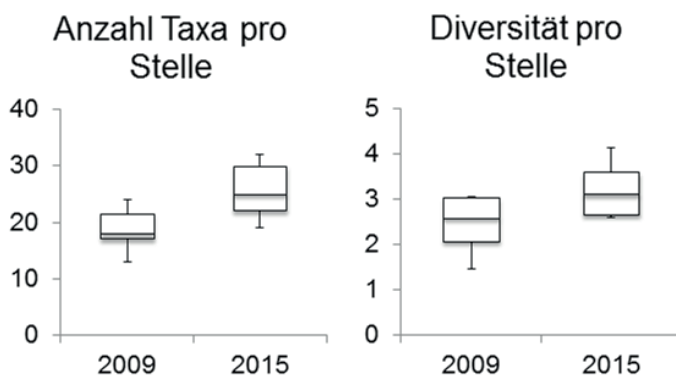


Abb. 33: Die Verteilung der Anzahl Taxa und der Diversität  $H$  pro Stelle. Die linken Balken zeigen jeweils die Resultate der Untersuchung des Jahres 2009, die rechten Balken die Resultate der aktuellen Untersuchung. Die Boxplots zeigen die Minima, das untere Quartil (25 %), den Median, das obere Quartil (75 %) und die Maxima.

Die biologisch indizierte Wasserqualität ergab in beiden Untersuchungs Jahren die Zustandsklasse «sehr gut». Der DI-CH-Wert war zudem bis auf die Stellen Bonaduz sowie Triesen, Bangs und Lustenau vergleichbar (Abb. 34), an denen im Jahr 2009 der DI-CH-Wert schlechter war. Insbesondere die Stelle Bonaduz fiel im Jahr 2015 um 1.6 DI-CH-Einheiten besser aus.

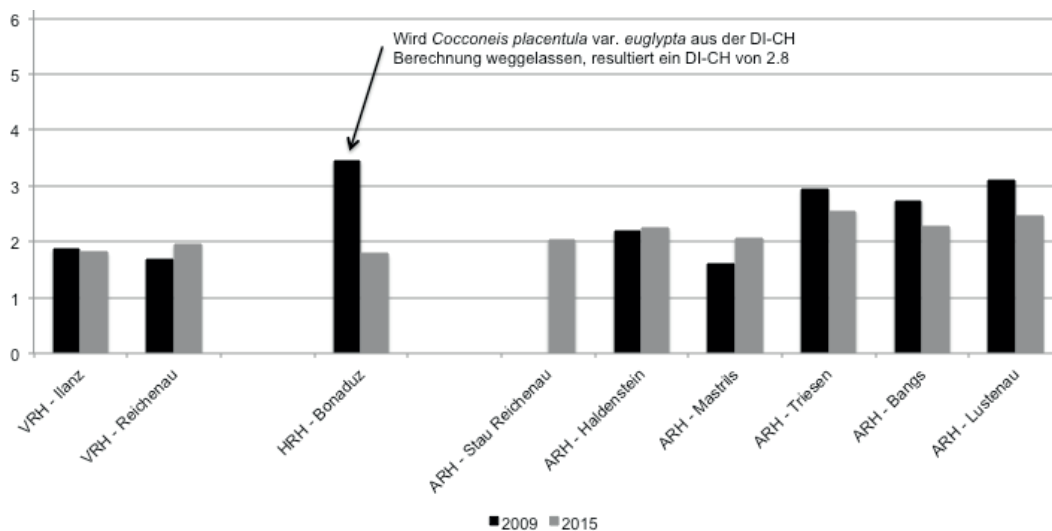


Abb. 34: Vergleich der biologisch indizierten Wasserqualität (DI-CH-Wert) der Jahre 2009 und 2015.

Als Ursache dafür ist der an der Stelle Bonaduz im Jahr 2009 der hohe Anteil von von *Cocconeis placentula* var. *euglypta* zu nennen. Diese Art indiziert mit einem D-Wert von 5 eine mäßige Wasserqualität und kommt vermehrt auf grünen Fadenalgen vor. Wir nehmen deshalb an, dass entsprechende Steine mitbeprobte wurden und die Stelle Bonaduz 2009 eine ähnliche biologisch indizierte Wasserqualität aufwies wie im Jahr 2015.

### Indikator-Funktion und Zielarten

Kieselalgen-Lebensgemeinschaften in alpinen Flüssen sind in der Schweiz noch wenig bekannt. Da alle großen Flüsse (Rhein, Rhône, Inn, Oberlauf Ticino, Oberlauf Reuss etc.) infolge Wasserkraftnutzung hydrologisch verändert sind, können Referenzvorstellungen nicht einfach abgeleitet werden. Diesbezügliche Erfahrungen, insbesondere auch das Wissen um die Saisonalitäten, fehlen in der Schweiz und könnten entweder aufgrund von historischen Proben oder Vergleichsgewässern mittlerer Größe aber ähnlicher Höhenlage abgeleitet werden. Auch Vergleiche mit vorliegenden Daten aus Österreich sind grundsätzlich möglich. Im Weiteren sind große Unterschiede zu erwarten, vor allem auch zwischen Gletscher gespeisten und anderen Fließgewässersystemen. In Gletscherbächen und hochalpinen Gewässern sind Arten zu erwarten, welche wie bei arktischen Verhältnissen vorkommen. Es sind dies viele Arten der Gattung *Fragilaria*. Während in der Rhône im Oberlauf der Anteil der Gattung *Fragilaria* zwischen 10 und 40 % betrug, lag er in den untersuchten Gewässern der vorliegenden Studie nie über 3,6 %. Insofern ist es denkbar, dass die untersuchten Gewässer hinsichtlich der Anteile wichtiger Gattungen gewisse Defizite aufweisen.

Untersuchungen im Kanton Graubünden der Jahre 2000 bis 2003 zeigten bei 210 Stellen verteilt über den ganzen Kanton, dass rund 90 % der Stellen eine mit dem DI-CH biologisch indizierte sehr gute oder gute Wasserqualität aufwies. Alpine Gewässer dürften daher weniger Probleme hinsichtlich der Wasserqualität haben. Vielmehr dürften es hydrologische (Schwall / Sunk, Restwasser etc.), physikalische (Trübung, Benetzung, Licht etc.) oder morphologische (Verbauungen) Faktoren sein, welche die Lebensgemeinschaften beeinflussen und sich daher unter Umständen nicht gewässertypische Populationen ausbilden.

Verwendet man die Rote Liste für Kieselalgen von Deutschland zur Einschätzung der Zielarten, dann wird ersichtlich, dass der Anteil an Arten mit einem gewissen Gefährdungs- und damit Schutzstatus sehr gering ist (Abb. 35). Dies bedeutet, dass die beprobten Flächen (Steinsubstrate) der untersuchten Gewässer sicher keine speziellen Biotop darstellen. Eine größere Vielfalt an ökologischen Nischen, inkl. Seiten- und Hinterwasserstellen, blieben beim gewählten Untersuchungsaufwand unberücksichtigt, wären aber auch wohl nur in Bonaduz und Mastrils zu erwarten gewesen.

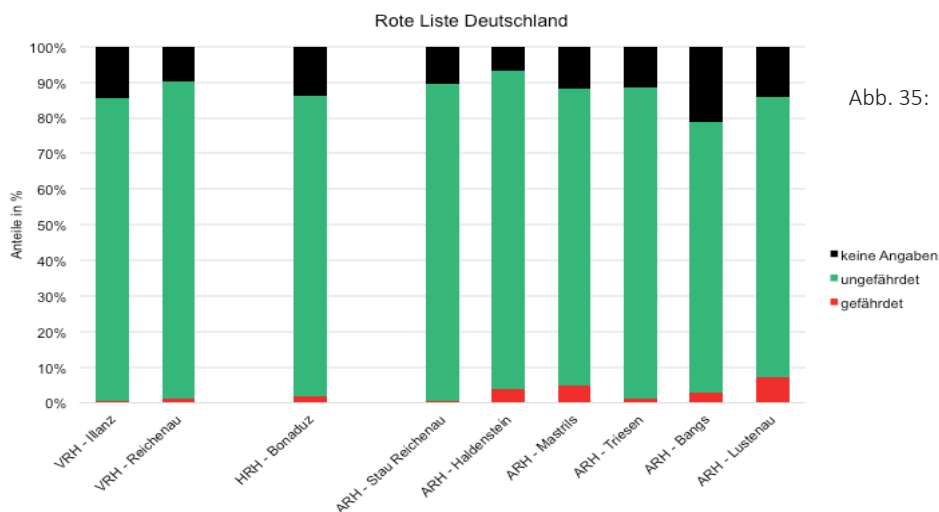


Abb. 35: Rote Liste Arten gemäss Listen von Deutschland.

## 6. Jungfische, Kleinfische und Jungfischhabitate

Fische reagieren besonders stark auf die morphologischen und hydrologischen Defizite des Alpenrheins und seiner größeren Zuflüsse. Anders als Wirbellose sind sie aber relativ langlebig und zeigen damit Effekte von längerfristigen Veränderungen und Umwelteinflüssen an. Des Weiteren sind ihre ökologischen Ansprüche auch im Alpenrheingebiet gut bekannt [15, 24, 27]. Aus diesem Grund werden die Fische des Alpenrheins im Rahmen eines gesonderten Monitoringsprogramms erfasst, zum letzten Mal im Jahr 2013 [14, 29]. Die Ergebnisse vor allem dieser Programme fließen in die Überlegungen zum vorliegenden Jungfischmonitoring mit ein.

Bereits das Entwicklungskonzept Alpenrhein [24] transportiert die zentrale Aussage, dass zwischen der Rheinregulierung mit dem Verlust der Auengewässer und dem massiven Artenrückgang in der Fischfauna ein direkter Zusammenhang besteht. Querbauwerke, das Absinken der Rheinsohle und des Grundwasserspiegels, Trübe und Schwall im Alpenrhein sowie Abwassereinleitungen sind weitere anthropogene Einflüsse, die sich negativ auf die Produktivität, die Gesundheit und die Zusammensetzung der Fischfauna im Alpenrhein ausgewirkt haben. Das Projekt „Trübe und Schwall im Alpenrhein“ [23] und das IRKA-Programm D6 [27] lieferten darüber hinaus Indizien, wie, durch welche Faktoren und in welchem Umfang die Fischreproduktion im Alpenrhein beeinflusst wird.

### Bedeutung der Sonderuntersuchung Jungfische und Jungfischhabitate

Die Jungfische vieler Fischarten in Fließgewässern haben andere, z.T. auch differenziertere Ansprüche an ihren Lebensraum als Adulttiere derselben Art. Gerade in Bezug auf ihre Toleranz gegenüber Abflussschwankungen und Strömungen sind Jungfische in allen Fällen empfindlicher als ihre schwimmstärkeren Eltern. Besonders in defizitären Gewässern wie dem Alpenrhein spielen die Lebensräume für Jungfische und das Vorhandensein geeigneter Fortpflanzungsbedingungen eine entscheidende Rolle bei der Bestandsbildung. Findet man Jungfische der letzten Generation in höheren Dichten, die nicht auf Besatz zurückgehen, so kann man davon ausgehen, dass deren Reproduktionsgebiete nicht weit entfernt vom Fangort liegen [58]. Zwar sind dabei Distanzen von mehreren Kilometern sicher möglich, aber eher die Ausnahme. Der Nachweis von Jungfischen und Fischbrut (Larven vor der Metamorphose) gibt somit Hinweise auf das lokale Reproduktionsgeschehen verschiedener Arten.

Habitatbezogene Abfischungen haben gezeigt, dass Jungfische der Arten, die in stark strömenden Gewässern leben, in der Regel sehr ortsgebunden sind. Nach dem Schlupf können sie zwar bei Hochwasser abgedriftet werden oder nutzen sogar die Drift zur Verbreitung, aber sie können noch keine größeren Strecken aktiv zurücklegen [27]. Brütlinge und Jungfische, die durch Besatzmaßnahmen ins Gewässer gelangt sind und danach im Fang auftauchen, liefern uns zwar keine Informationen über das Reproduktionspotenzial, aber über das Vorhandensein und die Eignung von Jungfischhabitaten. Daneben werden natürlich auch größere Fische gefangen und damit entsprechende Standorteignungen an ufernahen Strukturen erfasst. Auch Kleinfischarten, etwa bodenorientierte Arten wie Groppen und Schmerlen und die strömungsliebenden, meist im Schwarm lebenden Strömer, benötigen spezifische Habitate zur Reproduktion und als Standort. Deren Adult- und Jugendhabitate liegen in der Regel räumlich näher zusammen als bei schwimmstarken und größeren Fischarten.

### Untersuchungsabschnitte

Einzelne ufernahe Habitate wurden so sorgfältig wie möglich befishet, um alle kleineren Fischarten und Altersklassen zu erfassen und eine gute Zuordnung zum Habitat-Typ zu ermöglichen (Liste Befischungs-

strecken, Tab. 18, Anhang C). Größere Fische wurden nur dann berücksichtigt, wenn sie sich ebenfalls im ufernahen Bereich aufhielten. Insgesamt konnten im Alpenrhein sowie in den beiden Unterlaufstellen von Vorder- und Hinterrhein ebenso wie bei der letzten Kampagne 26 ufernahe Abschnitte habitatbezogen befischt werden. Bei der elektrischen Befischung kam jeweils eine Stangen-/Handanode zum Einsatz.

Wo immer möglich, wurden die Koordinaten der Befischungsstrecken von 2009 direkt übernommen (Abb. 36). Zwischenzeitlich kam es jedoch zur Veränderung dynamischer Strukturen - vor allem von Kiesbänken. Da die habitatbezogene Befischung aber wichtiger war als die Beibehaltung derselben Koordinaten, kam es an mehreren Stellen zu einer geringfügigen, bei einem Abschnitt in Bangs zu einer weiteren Verlegung der Abfischstrecken. Die befischten Streifen wurden mittels GPS-Daten genau vermessen; eine durchschnittliche Befischungsbreite von 1,5 m bis 4 m wurde eingehalten. Damit sind die Befischungsdaten als halb-quantitativ anzusehen, was eine Umrechnung auf Einheitsfänge (CPUE = catch per unit effort) möglich macht. Die befischten Flächen wurden für 2009 und 2015 auf Hektar umgerechnet (2009 Angaben noch auf 100 m Fließstrecke gerechnet), um einen besseren Vergleich mit anderen Fischerhebungen ziehen zu können. Weiterhin wurden die Strecken entsprechend ihrer Ausprägung unterschiedlichen Habitattypen zugeordnet.



Abb. 36: Festlegung der Befischungsabschnitte im Rahmen des Jungfischmonitorings 2015. An der Stelle Mastrils konnten die Koordinaten der Befischung 2009 für die neue Kampagne weitgehend übernommen werden. Quelle Hintergrundbild: GoogleEarth.

## 6.1 Artenspektrum und Verbreitung

### Potenzielles Fischartenspektrum Alpenrhein

Man kann davon ausgehen, dass historisch im Alpenrhein mindestens 21 Fischarten vorkamen [13]. Über weitere Arten gibt es widersprüchliche Angaben, das Vorkommen von mindestens sechs bis sieben von ihnen erscheint plausibel. Im Fischökologischen Leitbild Alpenrhein (Tab. 5) sind deshalb auch insgesamt 28 Fischarten als Spektrum der Leit- und Begleitfischarten aufgeführt, die in Gänze nur für die untersten beiden Alpenrhein-Abschnitte gelten (Abb. 2). Zusammen mit mindestens vier als gebietsfremd einzustufenden, 2009 bis 2015 nachgewiesenen Arten (Regenbogenforelle, Kaulbarsch, Stichling, Giebel) [28,

29] läge das theoretische Fischartenspektrum im Alpenrhein somit bei über 30 Arten. Fänge weiterer unerwünschter Arten im See im Bereich der Alpenrheinmündung (darunter Sibirischer Stör, Sterlet, Sonnenbarsch und Schwarzbarsch) belegen ein zusätzliches, fischökologisch bedenkliches Potenzial.

Tab. 5: Fischökologisches Leitbild des Alpenrheins nach [29].

Fischarten	Vorder- und Hinterrhein	Alpenrhein			
	Mündungsnaher Abschnitt	RHE 1 Zusammenfluss Vorder- und Hinterrhein – Mündung Plessur	RHE 2 und 3 Mündung Plessur – Schwelle Eilhorn	RHE 4 und 5 Schwelle Eilhorn bis Illmündung	RHE 6 und 7 Illmündung bis Bodensee
		Leitbild	Leitbild	Leitbild	Leitbild
Aal		s	s	s	s
Alet/Döbel	s	b	b	b	b
Äsche	s	b	l	l	l
Bachforelle	l	l	l	l	l
Bachschmerle	s	b	b	b	b
Barbe	s	s	s	b	b
Bitterling					s
Brachse		s	s	b	b
Elritze	s	b	b	b	b
Felchen				s	s
Flußbarsch		s	s	b	b
Groppe	l	l	l	l	l
Gründling		s	s	s	s
Güster				s	s
Karpfen			s	s	s
Hasel	s	s	s	b	b
Hecht		s	s	s	b
Laube			s	b	b
Moderlieschen					s
Nase	s	s	b	b	b
Rotaugen		s	s	s	b
Rotfeder			s	s	s
Schleie			s	s	s
Schneider				s	s
Seeforelle	b	b	b	b	b
Strömer	b	l	l	l	l
Trüsche	s	s	s	s	s
Wels					s
<b>Leitfischarten</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>
<b>typ. Begleitarten</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>12</b>
<b>selt. Begleitarten</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>11</b>	<b>12</b>
<b>Summe</b>	<b>12</b>	<b>18</b>	<b>22</b>	<b>25</b>	<b>28</b>

s	seltene Begleitfischart
b	typ. Begleitfischart
l	Leitart

Bis aber im Alpenrhein, vor allem in den unteren Abschnitten wieder zusätzliche Gewässerkompartimente (z.B. Flussauen) mit geeigneten Fischstandorten und Jungfischhabitaten reaktiviert werden können, dürfte das heutige Artenspektrum auf die seit 2005 hier nachgewiesenen rund 20 Arten erschöpft oder auf lokale Strukturen (z.B. die Vorlandkanäle um Fluss-km 90) beschränkt bleiben.

Bachforellen und Gropfen sind für den gesamten untersuchten Abschnitt des Alpenrheins als Leitfischart definiert. Sie können dort derzeit auch noch vorkommen, auch wenn sie im Rahmen des Sonderpro-

gramms nicht überall nachgewiesen werden konnten. Regelmäßige Kontrollen der Rheinzufüsse durch die Fischereifachstellen und das Basismonitoring Fische 2013 [29] stützen diese Einschätzung. Auch ist die neozoische Regenbogenforelle nun wohl im gesamten Alpenrhein und den unteren Abschnitten der Quellflüsse etabliert, erreicht aber nur in den unteren Rheinabschnitten und vor allem in den Binnenkanälen höhere Bestandsdichten, seit einigen Jahren allerdings mit rückläufiger Tendenz (ZOTTELE, pers. Mitt.). Diese Aussage gilt nicht während der Laichzeit, wo die Regenbogenforelle zwischenzeitlich auch im Bündner Alpenrhein – zumindest bis nach Haldenstein – dominant ist (MICHEL, pers. Mitt.).

Die im fischökologischen Leitbild des Alpenrheins vorgestellte potenzielle Fischzönose wird von den Ergebnissen des Jungfischmonitorings nur sehr schwach gespiegelt. Im Rahmen des Sonderprogramms Jungfische und Kleinfische konnten im Alpenrhein 2009 insgesamt 18 Fischarten nachgewiesen werden, 2015 waren es nur noch 11 Arten (Tab. 17 in Anhang C, Abb. 38). Der größte Rückgang ist an der Stelle Lustenau zu verzeichnen (2009: 11 Arten; 2015: 7 Arten), an der aufgrund der Nähe zum Bodensee aber noch immer die meisten Arten auftreten.

### Fischzönotische Verbreitungsmuster

Im Gegensatz zum eigentlichen Fischmonitoring kann die gegenständliche Untersuchung nur wenig zur Kenntnis größerer fischzönotischer Verbreitungsmuster beitragen. Fehlt eine Art im Elektrofang eines Uferabschnitts, so sagt dies wenig über deren Verbreitung aus. Wie schon im Basismonitoring Fische thematisiert [29], können die historischen Lauftypen des Alpenrheins (vgl. Abb. 38, Probestellentafeln im Anhang A), aber auch künstliche Zäsuren wie die Sohlschwelle am Ellhorn (Fluss-km 34,1) oder die Buchser Schwelle (Fluss-km 49.6) für die Fische zoogeografisch relevante Grenzen darstellen. Für größere Wanderfische wie Seeforellen, große Bachforellen, Regenbogenforellen und Äschen stellen sie allerdings keine echten Hindernisse dar. Anderen Arten scheint dagegen an solchen Punkten ein weiterer Aufstieg nicht zu gelingen oder er wird vermieden. Im aktuellen Programm konnten oberhalb der Ellhornschwelle nur Bachforellen (*Salmo trutta fario*), Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*), Groppen (*Cottus gobio*) und Strömer (*Telestes souffia*) (Abb. 37) nachgewiesen werden, mit dem Fang von Jungfischen jeweils auch die Reproduktion dieser Arten. Im Rahmen des Basismonitorings Fische 2013 gelang erstmals auch der Nachweis einzelner Felchen (*Coregonus sp.*) oberhalb der Buchser Schwelle [29]. Im Gegensatz zu 2009 konnten Regenbogenforellen nun auch vermehrt oberhalb Mastrils in ufernahen Habitaten nachgewiesen werden, mit den Jungfischen in Bonaduz auch deren bisher wohl oberste Reproduktionsgrenze. In der Bestandsaufnahme 2005 [16] und Aufstiegskontrollen am KW Reichenau [1] wurde ihr Vorkommen oberhalb des KW Reichenau bereits mehrfach bestätigt. Strömer wurden im Rahmen von Fischbestandsaufnahmen im Bereich der Landquartmündung und an der Mündung des Malanser Mühlbachs bei Maienfeld nachgewiesen [28]; im Fischmonitoring [29] war ihre Nachweisgrenze oberhalb von Chur (RHE 1), im aktuellen Programm Mastrils (RHE 2). Groppen waren wieder als Adulttiere und Jungfische im gesamten Untersuchungsbereich nachzuweisen. Äschen als typische Leitfisch- und bei RHE 1 Begleitfischarten fehlten in den Jungfischfängen gänzlich.

Alle anderen Fischarten des Alpenrheins halten sich mehr oder weniger häufig in den unteren Rheinabschnitten auf. Erst ab dem Abschnitt RHE 4 (Triesen) trifft man regelmäßig auf größere Trütschen (*Lota lota*) (Abb. 37). Da von ihnen bisher keine 0+ Jungfische nachgewiesen wurden, fehlt der Reproduktionsnachweis für den Rhein. Diesen gibt es für den Alet (*Squalius cephalus*) und die Elritze (*Phoxinus phoxinus*). Je mehr man sich der Mündung zum Bodensee nähert, desto häufiger stößt man auf Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Bodensee haben und sich im morphologisch zunehmend monotonen Alpenrhein, wenn überhaupt, dann nur noch an besonders geschützten Stellen reproduzieren können. Einzige Stelle im Programm, die dieses Spektrum widerspiegelt, ist Lustenau. Nur hier trifft man mit

einem rechtsufrigen Bühnenfeld noch auf Strukturen, die als Jungfischhabitate in Frage kommen und in deren Bereich Fischreproduktion in stark eingeschränktem Maße stattfinden kann. Wie sensibel hier die Besiedlungspotenziale abgerufen werden können, zeigt die Tatsache, dass von den 2009 noch 14 nachgewiesenen Arten in der aktuellen Kampagne nur noch 7 gefunden wurden.

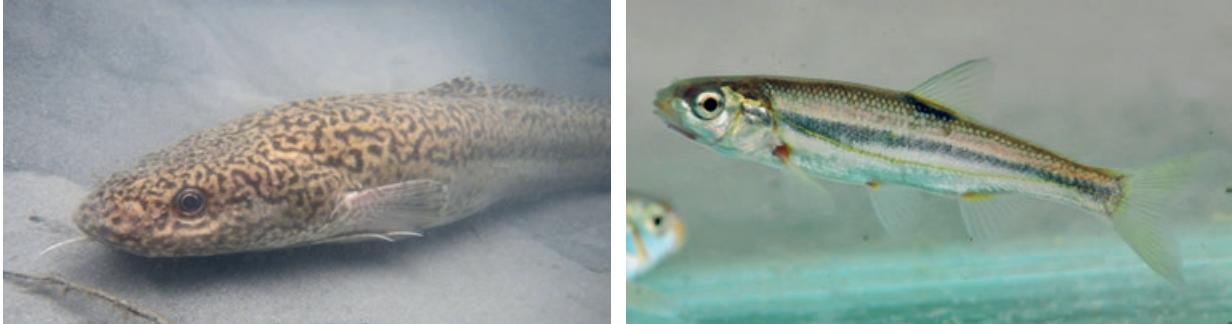


Abb. 37: Trüschchen (*Lota lota*) (linkes Bild) werden von der Ellhornschwelle abwärts (RHE 4 bis RHE 7) regelmässig nachgewiesen (Foto aus Bangs). Der Reproduktionsnachweis für den Rhein in Form von Jungfischen fehlt allerdings noch. Strömer (*Telestes souffia*) (rechtes Bild) sind im arten- und individuenarmen Alpenrhein die derzeit noch häufigste Fischart.

## 6.2 Jungfischdichten

Für die Betrachtung der Jungfischdichten wurden in der Regel Individuen der Altersklasse 1+ und jünger berücksichtigt. Die entsprechenden Größengrenzen sind der Tab. 6 zu entnehmen. Der Gesamtfang (inkl. adulte Tiere) ist in den Probestellentafeln in Anhang A und der Tab. 17 in Anhang C aufgeführt bzw. in Abb. 38 ergänzend angegeben (graue Balkenanteile). Bei den Kleinfischarten Groppe, Schmerle und Strömer sind bei den angegebenen Grenzen möglicherweise auch Individuen älter als Jahrgang 1+ enthalten.

Tab. 6: Definition des Status „Jungfisch“ mit Habitatbindung bei unterschiedlichen Fischarten im Alpenrhein.

Fischart	Jungfisch, wenn Körperlänge
<b>Schwimmstarke, größere Arten</b>	
Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> )	< 20 cm
Alet ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	< 15 cm
Bachforelle ( <i>Salmo trutta</i> )	< 15 cm
Hasel ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )	< 15 cm
Laube ( <i>Alburnus alburnus</i> )	< 12 cm
Regenbogenforelle ( <i>O. mykiss</i> )	< 15 cm
Rotauge ( <i>Rutilus rutilus</i> )	< 15 cm
unbest. Cypriniden-Jungfische	< 5 cm
<b>Klein- und Bodenfische</b>	
Elritze ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )	alle Größen für Jungfischhabitate
Groppe ( <i>Cottus gobio</i> )	< 8 cm / aber alle Größen indikativ
Schmerle ( <i>Barbatula barbatula</i> )	< 8 cm / aber alle Größen indikativ
Strömer ( <i>Telestes souffia</i> )	< 12 cm / aber alle Größen indikativ



Jungfischdichten, die auf eine stabile, sich selbst erhaltende Population schließen lassen, wurden von keiner Fischart an keiner Probestelle erreicht. Bei den durch Besatz gestützten Bach- und Seeforellen kann nicht abschließend geklärt werden, welcher Anteil der nachgewiesenen Altfische aus Naturverlaichung stammt. Bach- und Seeforellenbesatz 2015 fand in erster Linie im Graubündner Abschnitt mit 1+ Fischen und im Liechtensteiner und Vorarlberger Abschnitt mit 2+ und 3+ Fischen statt. Auch Regenbogenforellen werden nur noch als Fische älter 2+ auf Vorarlberger Seite in den Systemen Ill, Ehbach und Spiersbach besetzt [z.B. 19]. Die im Rahmen des Jungfischmonitorings im Herbst 2015 nachgewiesenen 0+ und sogar 1+ Fische sind demnach als Naturverlaichung im Rhein oder aus Zuflüssen eingewandert anzusehen. Dasselbe gilt auch für die anderen Fischarten, sofern sie der Alterszuordnung nach Tab. 6 entsprechen.

### Vergleich der Einheitsfänge

Die im letzten Bericht angegebenen Einheitsfänge in Individuen pro 100 m<sup>2</sup> (Jungfische und Kleinfische) wurden für den aktuellen Bericht und den Vergleich mit 2009 in den Standard CPUE Individuen/ha umgerechnet (Fangzahlen in Anhang C).

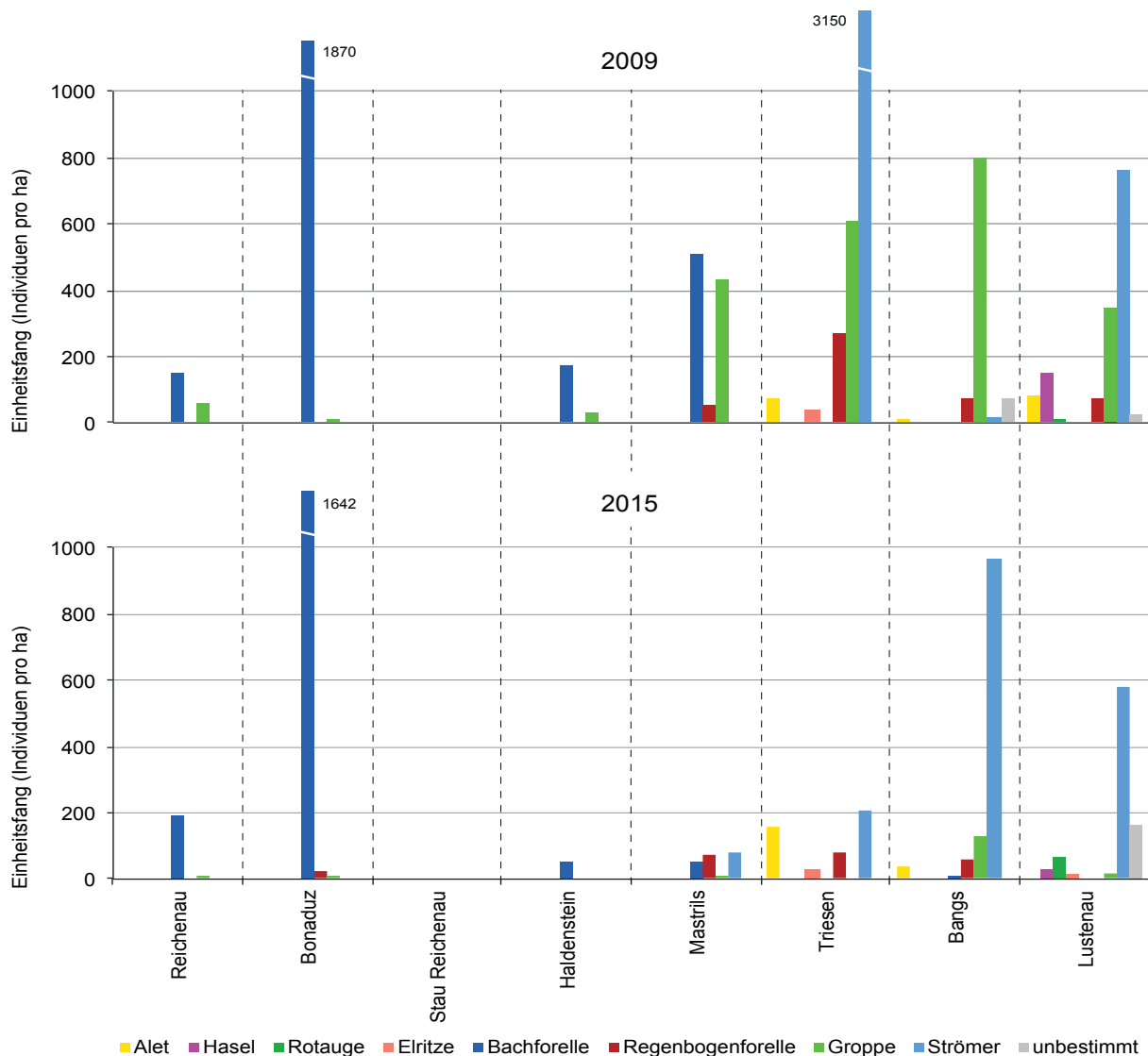


Abb. 38: Ergebnis der Befischungen im Rahmen der Sonderuntersuchung 2015 am Alpenrhein. Vergleich zu den Ergebnissen an denselben Abschnitten 2009. Aufgeführt sind alle Individuen entsprechend der Alterszuordnung aus Tabelle 6, die eine mögliche Naturverlaichung anzeigen.

Vergleicht man die ufernahen Fischdichten der einzelnen Probestellen ohne Berücksichtigung der einzelnen Arten, so zeigen sich 2015 gegenüber 2009 nochmals geringere Werte (Abb. 39). Ähnliche Beobachtungen wurden bereits im Fischmonitoring 2013 gemacht [29]. Dennoch zeigten die Stellen mit größeren Fischdichten im Jahr 2009 auch 2015 wieder höhere Werte. Lokale Massenvorkommen wie 2009 in Triesen (in erster Linie 0+ Strömer) wurden 2015 nicht mehr gefunden, zumal sich die dort zugehörigen Habitatstrukturen verlagert haben. An vergleichbaren Stellen wurden die Jungfische in geringerer Zahl aber wieder angetroffen.

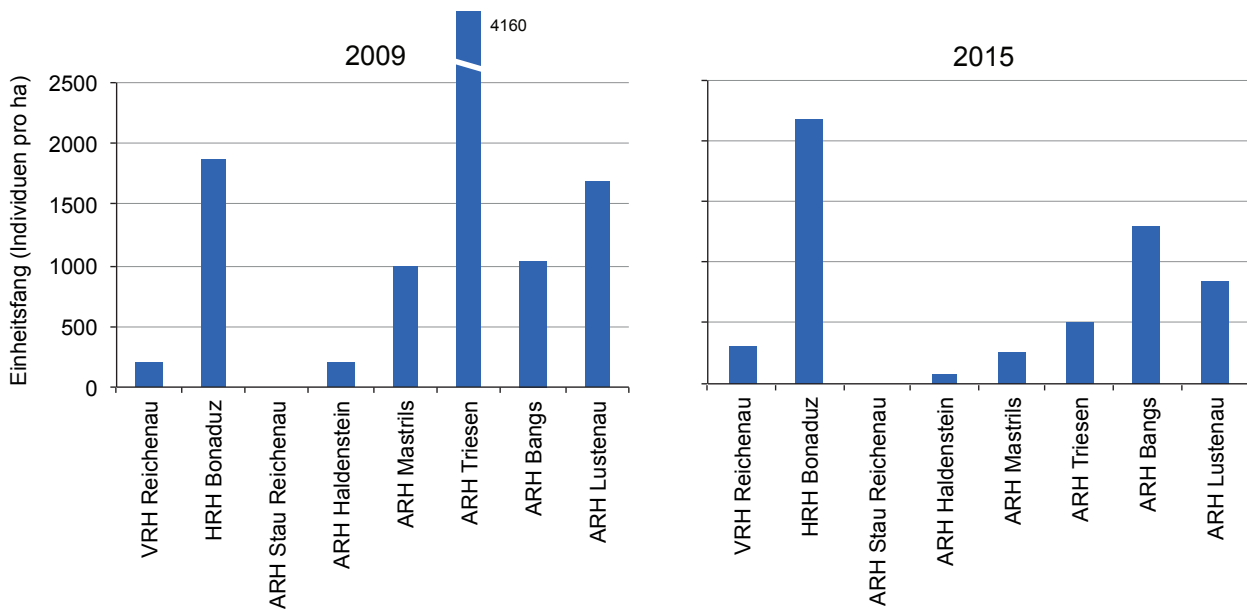


Abb. 39: Überblick über die an den verschiedenen Probestellen nachgewiesenen Fischarten und Fischdichten. Balkenanteil blau: Jungfische nach Tabelle 6), grau: restlicher Fang (Adulte und älter 1+). Vergleich der Kampagnen 2009 und 2015.

Außer den Bachforellen im Hinterrhein bei Bonaduz und den Strömern in Triesen, Bangs und Lustenau konnten von keiner Fischart und an keiner Stelle regelmäßige bis mittlere Individuenzahlen gefunden werden. Alle anderen Arten an allen Stellen wiesen geringe oder sehr geringe Jungfischdichten auf.

### Besondere Beobachtungen

Neben dem bereits weiter oben erwähnten Reproduktionsnachweis von Regenbogenforellen im Hinterrhein bei Bonaduz haben sich die Dominanzverhältnisse zwischen Bachforellen und Regenbogenforellen an der Stelle Mastrils verändert (Probestellentafel in Anhang A). Einer deutlichen Abnahme der Bachforelleng Jungfische steht eine mäßige Zunahme der Regenbogenforellen gegenüber. Diese ist jedoch noch so marginal, dass sie noch keine Grundlage für eine Diskussion über Konkurrenzphänomene ist. Man muss jedoch davon ausgehen, dass der starke Rückgang der Bachforellen zumindest im beobachteten Jahr auch die Seeforellen betrifft, die bis zum Alter von 1+ am Habitus kaum von Bachforellen zu unterscheiden sind und nachweislich Mastrils ebenfalls als Laichgebiet nutzen [27, 28, 29].

Eine auffälliger Unterschied zeichnete sich bei den Individuendichten der Groppen ab. Ihre 2009 von Mastrils rheinabwärts noch als mäßig einzustufende Dichte ist 2015 mehr oder weniger eingebrochen (Abb. 40). Jungfische aus demselben Jahr fehlten nahezu gänzlich, so dass ein Reproduktionsausfall zumindest für 2015 nicht auszuschließen ist. Auch eine zusätzliche Punktbefischung typischer Jungfischstandorte in Triesen und Bangs brachte keine weiteren Erkenntnisse über eine mögliche Verlagerung von Standorten. Der Befund deckt sich allerdings mit der Beobachtung, dass die 2009 befischten Abschnitte

im Jahr 2015 deutliche Kolmationen durch Sandeinlagerungen aufwies, so dass auffällig weniger Unterschlupfmöglichkeiten für die bodenorientierten Groppen auf der Rheinsohle selbst, vor allem an den Kies- und Schotterbankrändern vorhanden waren. Im Gegensatz zu 2009 erfolgten die neuen Nachweise auch fast ausschließlich an tieferen Stellen in der Nähe von Blockwurfstrukturen oder unter Totholz.

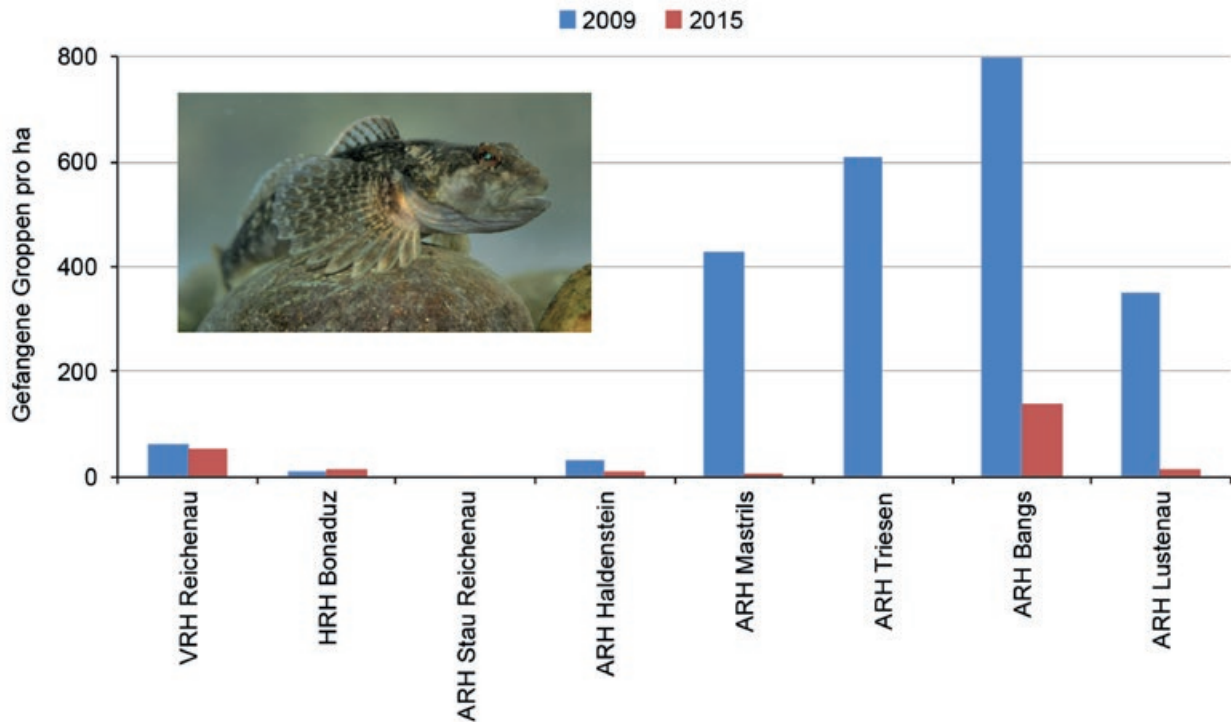


Abb. 40: Vergleich der Einheitsfänge von Groppen 2009 und 2015

### 6.3 Unterscheidung der Jungfischhabitate

Wie 2009 wurden auch in der aktuellen Kampagne wieder verschiedene, voneinander unterscheidbare Habitate befischt (Tab. 7). Die 2009 noch sehr differenzierte Charakterisierung nach Mesohabitaten (Teillebensräume) wurde noch einmal modifiziert und vereinfacht, vor allem in Hinblick auf die 2016 noch durchzuführenden Habitatflächenbilanzierungen. Die Bedeutung uferferner Habitate wird im Bericht zum Basismonitoring Fische 2013 behandelt [29].

#### Habitat-Typen ufernaher Bereiche des Alpenrheins

Die Habitat-Typen A1 und A2 sind Flachuferausprägungen und innerhalb naturnaher Abschnitte aspektbildend. Sie können auch in größeren Nebengerinnen unterschieden werden. Im Bereich der Kanalabschnitte mit alternierenden Kiesbänken und unterhalb der Illmündung fehlen sie, da hier der Böschungsfuß mit Blöcken gesichert ist. Der Habitat-Typ tritt erst wieder in der Rheinvorstreckung auf. Hier wurden jedoch keine gesonderten Befischungen durchgeführt..

Nebengerinne und durchflossene Seitenarme (Habitat-Typ B) wurden nur noch im Bereich der Auen von Mastrils und Bonaduz vorgefunden. Sie sind bedeutende Primärhabitate funktionsfähiger Flusslebensräume. Sie können aufgrund ihrer geringeren Breite oft über die gesamte Fläche befischt werden, einzelne Uferstrukturen wurden dabei nicht mehr differenziert.

Tab. 7: Kategorien der befischten ufernahen Mesohabitate im Alpenrhein.

**Typ A1:** Flachufer strukturreich**Typ A2:** Flachufer strukturarm**Typ B:** Nebengerinne**Typ C:** Kies-Schotterflächen (flache Kiesbankufer)**Typ D1:** Blocksteinufer tief**Typ D2:** Blocksteinufer/-buhnen strukturreich**Typ E1:** Hinterwasser flach**Typ E2:** Hinterwasser tief**Typ F1:** Sonderhabitat Totholz**Typ G1:** Sonderhabitat Stillwasser

Kies-/Schotterflächen (Gerinne-Uferübergänge mit kiesig-steinigem Substrat) werden unter dem Habitat-Typ C zusammengefasst. Als Fischhabitat spielen sie vor allem für Grundfische und rheophile Jungfische eine Rolle. Dieser Habitat-Typ ist neben dem Typ D1 der im Alpenrhein derzeit häufigste Lebensraumtyp und stark durch die von Schwall und Sunk verursachten Defizite betroffen. Mehr oder weniger versandete Kies-/Schotterflächen, die im Wasserwechselbereich auch stark kolmatiert sein können (vgl. (Probestellentafeln), findet man vor allem in den naturnahen Abschnitten im unteren Vorder- und Hinterrhein, im Alpenrhein bei den Mastrilser Auen sowie an den alternierenden Kiesbänken des Rheinkanals bis zur Illmündung.

Tiefe Blockufer des Typs D1 ist der häufigste künstliche Mesohabitattyp im Alpenrhein. Man findet ihn überall an hart gesicherten Prallhängen und im gesamten kanalartig ausgebauten Fluss. Besonders ausgeprägt und in Kombination mit dem Hinterwassertyp E1 ist er im unteren Anschluss an alternierende Kiesbänke. Die tiefen und gut angeströmten Uferbereiche mit natürlichen Felsstrukturen können mit Einschränkung demselben Typ zugeordnet werden, sind aber so selten, dass sie bei einer vergleichenden Habitatbetrachtung kaum ins Gewicht fallen. Gut strukturierte tiefe oder mitteltiefe Blockufer des Typs B2 existieren innerhalb der beprobten Strecken lediglich an den Bühnenfeldern bei Lustenau, die als Revitalisierungsmaßnahme eingebaut wurden. Die hier eingebrachten Blocksteinbühnen, kombiniert mit zerstreutem Blockwurf, bilden einen differenzierten Strömungsgradienten zwischen Uferkante und Hauptstromrinne.

Hinterwasserhabitate entstehen dort, wo größere Störstrukturen im Gerinne eine Strömungsablenkung oder einen Strömungsschatten erzeugen. Den Typ E1 findet man im flussab gerichteten Bereich der alternierenden Kiesbänke aspektbildend, dort oft durch den Einstrom von Sohlenfiltrat-Wasser aufgewertet. Der Typ E2 ist nur in breiten Flussbereichen wie Bonaduz und Mastrils anzutreffen, wo entsprechend große Strukturen oder Flussinseln zu Rückströmung und tiefen Sohlenauskoklungen führen. Auch Altwasserarme, die im heutigen Alpenrhein fehlen, zählen zu diesem Habitattyp.

Das Sonderhabitat F (Totholz) ist großflächiger nur bei HRH-Bonaduz und bei ARH-Mastrils anzutreffen. Relevant ist es nur im Zusammenhang mit ständig (und tiefer) benetzten Flächen. Zusammen mit den Wurzelraumkolken uferständiger Bäume bildet der Habitattyp die fischökologisch wertvollsten Strukturen im gesamten Flussraum aus (Tab. 7, Probestellentafeln im Anhang A).

Das Sonderhabitat G (Stillwasser) ist derzeit im Programm nur mit der Stelle im Stau Reichenau vertreten. Theoretisch handelt es sich um ein Kompartiment von Flussauen, das auch in den noch natürlich ausgeprägten Abschnitten des Alpenrheins verloren gegangen ist. Eine Aussage über den Wert als Jungfischhabitat kann deshalb nur theoretisch erfolgen.

### **Habitatqualität und Relevanzmatrix**

Für die Beurteilung der fischökologischen Bedeutung verschiedener Mesohabitate, die zusammenfassend in der Relevanzmatrix (Tab. 15, 16 in Anhang C) aufgelistet sind, wurden neben den Befischungsergebnissen auch Erkenntnisse aus anderen Untersuchungen mit Strukturbezug herangezogen. Bei vergleichbaren Jungfisch-Monitoringprogrammen an der Aare und am Hochrhein [6, 44, 48] kamen hierfür Anodenkameras zum Einsatz, die eine klare Zuordnung des gefangenen Fisches zum genutzten Standort/Deckungsstruktur ermöglichten. Für die in Tab. 15, 16 (Anhang C) aufgeführte Habitatbewertung wurden Fischarten berücksichtigt, die für den strukturellen Zustand des Alpenrheins einen eindeutigen, auch hinsichtlich des fischökologischen Leitbildes [29] ableitbaren Indikatorwert besitzen. Für nachgewiesene Fischarten war entscheidend, wo und in welcher Menge diese Art nachgewiesen wurde. Für andere Arten

des Leitbilds (der potenziellen natürlichen Fischzönose) erfolgte - soweit dies möglich war - eine theoretische Zuordnung. Über ein vierstufiges Punktesystem, welches die Eignungen für verschiedene Altersstufen dieser Arten ausdrückt, ließen sich sodann die unterschiedlichen Wertigkeiten der Mesohabitate an einer durchschnittlichen Punktezahl (Summe der Punkte : Zahl der betrachteten Fischarten) abschätzen.

### Beschreibung der unterschiedlichen Wertigkeiten

Die geringste fischökologische Bedeutung bei den überwiegend rheophilen Leitfischarten (Anhang C, Tab. 15) aber auch bei den Begleitfischarten (Anhang C, Tab. 16) besitzt der Typ A 2 (Flachufer strukturarm). Hier fehlen Deckungsstrukturen weitestgehend. Flache Naturufer vom Typ A1 bieten dagegen für verschiedene Fischarten und Fischgrößen bereits gute Deckungsstrukturen. Nebengerinne vom Typ B zeigen etwa dieselbe Habitatqualitäten wie Typ A1. Ihre Wasserführung und daher auch Qualität ist im Alpenrhein, Vorder- und Hinterrhein aber in der Regel von Schwall und Sunk abhängig. Es folgt mit Typ C (Schotterflächen, flache Kiesbankufer) das Habitat, das neben dem Hauptgerinne (in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt) die größte Fläche im Flussraum beansprucht. Flache Kiesbankufer sind in den meisten alpinen Flüssen dominant, ein wesentlicher Lebensraum für Larven und Jungfische der kieslaichenden Fischarten und, falls es mit größeren Steinen durchsetzt ist, auch Lebens- und Reproduktionsraum für Groppen. Vor allem diese Kiesflächen fallen aufgrund von Schwall und Sunk jedoch regelmäßig trocken und werden danach plötzlich wieder überströmt, so dass sie als ständig besiedelbare Habitate großflächig ausfallen (vgl. Abb. 8, S. 18). Durch den weiter oben beschriebenen Sandeintrag waren 2015 auf diesen Kiesflächen auch kaum sedimentfreie Bereiche vorhanden.

Bei den meist durch Blockwurf oder lückigen Blocksatz gesicherten tiefen Uferbereichen des Typs D 1 handelt es sich zwar um künstliche, aber dennoch fischökologisch relevante und auch in ausreichendem Maße vorhandene Mesohabitate. Diese Sicherungsstrukturen kompensieren - vor allem auf den Kanalstrecken mit alternierenden Kiesbänken - in gewissem Maße die Prallhangufer des ursprünglich vergabelten und geschwungenen Rheinlaufs. Mit dem Typ D2, dem Prallhang-Ufer mit zerstreuten Blockbuhnen und Strömungsgradient, ist ein ebenfalls künstlich geschaffenes Mesohabitat dabei, das als Ersatzstruktur offensichtlich gut funktioniert.

Die beiden Habitat-Kategorien von Hinterwassern (E1 und E2) besitzen wegen ihrer unterschiedlichen Tiefe auch eine unterschiedliche fischökologische Bedeutung. Flache Hinterwasserbereiche (Typ E1) - vor allem, wenn sie noch Deckungsstrukturen aufweisen - eignen sich besonders als Habitat für strömungssensible Jungfische. In den im Alpenrhein fast völlig verschwundenen tiefen Hinterwassern und Altarmen (Typ E2) finden alle Fischgrößen und -arten geeignete Deckung und Nahrung. Das Mesohabitat mit der höchsten Wertigkeit im betrachteten Untersuchungsgebiet ist zugleich auch das seltenste. Es handelt sich um meist tiefgründigere Stellen, in denen Totholz (und Wurzelräume) eine vielfältige dreidimensionale Deckungsstruktur bilden (Typ F). Auch diese bietet für die meisten Fischarten und -größen Lebensraum.

Während die Nebengerinne (Typ B), die tiefen Hinterwasser (Typ E2) und die Totholzhabitate (Typ F) zumindest noch rudimentär im Bereich Bonaduz und Mastrils anzutreffen sind, fehlen die Stillwasserbereiche (Typ G, rudimentär im Stau Reichenau vorhanden) und vom Hauptstrom abgeschnittenen Altarme im heutigen Alpenrhein so gut wie ganz. Die ursprünglichen Flussauen beinhalten totholzreiche, tiefe Hinterwasser des Typs C1, die im ursprünglichen Rhein vor allem in den Altarmen der Flussauen lagen und verloren gingen, als im Zuge der Rheinregulierung die Auen vom Hauptfluss abgetrennt wurden.

## 6.4 Reproduktionsbiologie

### Laichgruben und Laich

Wie schon 2009, so konnten auch im November 2015 Forellen-Laichgruben (Seeforellen/Bachforellen), einzeln und in Gruppen dokumentiert werden (Abb. 41). Nachweise gelangen dieses Mal aber ausschließlich in Bonaduz und Mastrils und auch dort nur in ständig benetzten Nebengerinnen. Außerhalb des Untersuchungsperimeters wurden auch oberhalb der Stelle VRH Ilanz im Vorderrhein Laichgruben gefunden. Felchenlaich wurde 2015 nicht mehr nachgewiesen, v.a. weil die Benthosuntersuchungen, bei denen der Nachweis 2009 gelang, ins Frühjahr verschoben wurden.



Abb. 41: Forellenlaichgruben im Alpenrhein, Vorderrhein und Hinterrhein 2015. Oben links und rechts: Stelle Bonaduz. Unten links: Stelle Mastrils. Unten rechts: Restwasserstrecke oberhalb VRH Ilanz (oberhalb Projektbereich).

### Welche Fischarten reproduzieren sich im Alpenrhein

Ein weiterer eindeutiger Reproduktionsnachweis sind die oben besprochenen Laichgruben, in denen auch Eier gefunden werden (Abb. 41) oder auf der Sohle abgelegte Fischeier, wie es beim Felchen 2009 der Fall ist. Solche Beobachtungen beweisen vorerst allerdings nur die Möglichkeit der Reproduktion, nicht den Reproduktionserfolg selbst. Diesen Überlegungen folgend, kann lediglich bei folgenden Fischarten von einer erfolgreichen Reproduktion im Alpenrhein ausgegangen werden: Bach-/Seeforelle, Regenbogenforelle, Alet, Elritze, Groppe und Strömer. Von diesen Arten lassen sich Jungfische im Alpenrhein auch abseits des Einflusses anderer Gewässer und unabhängig von Besatz nachweisen. Auch für Felchen erscheint eine Naturverlaichung mit lebensfähigen Nachkommen plausibel, bei den Schmerlen/Bartgrundeln nur im untersten Rheinabschnitt.

Bei den in den Bühnenstrukturen bei ARH-Lustenau gefangenen Rotaugen, Lauben, Stichlingen und vor allem Haseln könnte es sich allerdings um Individuen kleiner, vor Ort naturverlaichter Populationen handeln, die 2015 auch nicht mehr alle nachgewiesen wurden. Der Bodensee ist immerhin rund 10 km, die oberhalb mündenden Binnenkanäle sind sogar noch deutlich weiter von der Fundstelle entfernt. Aal und

Kaulbarsch wandern dagegen sicher aus dem Bodensee in den unteren Rheinabschnitt ein. Dasselbe gilt für den Flussbarsch, der hier im Rahmen einer anderen Bestandsaufnahme nachgewiesen wurde [11]. Ohne die ständige Schwall-Sunk-Belastung wäre möglicherweise auch eine Reproduktion von Trübschen im Alpenrhein in größerem Umfang möglich; die im System der Binnenkanäle und im unteren Alpenrhein erstaunlich häufig anzutreffende Fischart laicht im Fließgewässer in durchströmten, sandigen bis steinigen Bereichen ab. Die Larven/Brütlinge der Trübschen driften mit hoher Wahrscheinlichkeit in den See ab und verbringen dort ihre planktische Entwicklungsphase. Inwieweit dies auch für die Trübschen im Alpenrhein zutrifft, ist unbekannt.

Tab. 8: Ein Jungfischvorkommen im Alpenrhein zeigt entweder ein nicht weit entferntes Reproduktionsareal im Rhein selbst oder den Einfluss eines an den Rhein angebundenen Nebengewässers mit entsprechender Reproduktion an. Im unteren Alpenrheinabschnitt kommt es darüber hinaus auch zu einem Arten- und Individuenaustausch mit dem Bodensee. Keiner der 2015 nachgewiesenen Jungfische kann auf Besatz zurückgeführt werden, was den Reproduktionsnachweis vereinfacht. Liegt ein Inselvorkommen vor, z.B. in Hinterwasserbereichen von Kiesbänken, ist es sehr wahrscheinlich, dass sich hier Reproduktionsraum und Jungfischhabitat räumlich überschneiden. +++ erfolgreiche Reproduktion nachgewiesen; ++ Reproduktionsaktivitäten und/oder Eiablage nachgewiesen/beobachtet; + Indizien für Reproduktion vorhanden.

	Fischart	Reproduktion an, oberhalb oder unterhalb Probestelle im Rhein							
		HRH Bonaduz	VRH Reichenau	ARH Stau Reichenau	ARH Haldenstein	ARH Mastrils	ARH Triesen	ARH Bangs	ARH Lustenau
Leitarten	Bach-/Seeforelle	+++	+			+++	+	+	
	Äsche								
	Strömer				+?	+++	+++	+++	+++
	Groppe	+++	+	+	+	+++	+++	+++	+++
Begleitarten	Aal								
	Alet/Döbel						+++	+++	+++
	Barbe								
	Brachsen								
	Elritze						+++	+	+++
	Flussbarsch								
	Hasel								+
	Laube								+
	Nase								
	Felchen							++	++
	Rotauge								+
	Schmerle/Bartgrundel						+	+	+
Trübschen									
Neozoen	Regenbogenforelle	+++				+++	+	+	
	Stichling								
	Kaulbarsch								
	Giebel								



## 6.5 Beurteilung der Ergebnisse der Jungfischuntersuchungen

Gegenüber den Untersuchungen 2009 kam es 2015 zu einem weiteren Rückgang der Jungfischzahlen. Saisonale Unterschiede kommen als Gründe nicht in Frage (Befischung zum selben Termin), Fluktuationen zwischen verschiedenen Jahren allerdings schon. Vor allem bei den Bach-/Seeforellen in Mastrils und bei den Groppen zwischen Haldenstein und Lustenau lagen die Jungfischbestände 2015 noch einmal deutlich unter den Zahlen, die sechs Jahre zuvor beim Basismonitoring [28], fünf Jahre zuvor beim IRKA-Programm D6 [27] und zwei Jahre zuvor beim Fischmonitoring [29] ermittelt wurden. Dabei ist zu bedenken, dass es sich bei den gewählten Untersuchungsstrecken wahrscheinlich um vergleichsweise noch gut besiedelte Rheinabschnitte handelt. Da 2015 dieselben Habitate und in den meisten Fällen auch die genau gleichen Strecken wie 2009 befischt wurden, muss die Frage nach einem erneuten Rückgang im Reproduktions- und Zuwanderungspotenzial gestellt werden. Beim vergleichsweise sehr kleinräumigen Umfang der gegenständlichen Untersuchung und den natürlicherweise sehr starken Varianzen der unterschiedlichen Fisch-Jahrgänge können wir aber eigentlich nur für die Groppen einen signifikanten Rückgang der Dichten annehmen.

Nach eigenen Beobachtungen und auch Meldungen verschiedener Rheinfischer kam es zwischen dem Sommer 2012 und dem Frühjahr 2015 immer wieder zu starken Versandungen der Rheinufer und der Kiessohle. Dieses Phänomen konnte an verschiedenen exponierten Stellen, z.B. auf den Kiesbänken bei Mastrils, im Bereich Fläsch (Abb. 42), zwischen Triesen und Vaduz, aber auch noch weit in die internationale Strecke hinein beobachtet werden.

Diese Ereignisse waren manchmal – wie wie bei Vaduz (M. Risch, pers. Mitt.) – auch plötzlich und ohne vorheriges Hochwasser aufgetreten. Im Verlauf der Befischungen und nach Sichtung von Vergleichsfotos konnten wir diesen Eindruck bestätigen. An vielen Befischungsabschnitten des Habitat-Typs C war eine anteilig vergrößerte Verdichtung bzw. Abdeckung der Kies-, Schotter- und Steinflächen mit Sand festzustellen. Dieser Typ ist als Habitat für die Groppen und als Laichsubstrat und Brütlingslebensraum für die Forellen und Äschen von entscheidender Bedeutung.



Abb. 42: Links: Mit Sand verstopfte und überdeckte Schotterflächen im Bereich der alternierenden Kiesbänke; Stelle ARH Triesen. Rechts: Sandauflagerung am Rheinufer bei Fläsch (Höhe Ellhornschwelle) am 7. Juni 2012.

Da es sich dabei um ein sehr großflächiges Phänomen handelt, muss es auch mit einer großen Sandfracht in Verbindung stehen, die zwischen 2009 und 2015 in den Alpenrhein eingetragen wurde. Kubaturen, die zu solchen Effekten führen konnten, wurden z.B. im Rahmen der Totalrevision der Hinterrheinkraftwerke mobilisiert [ECOWERT, in Vorbereitung]. Möglich wäre auch ein starker Einfluss lokaler Starkregenfälle, wie sie zumindest 2013 zweimal im geologischen Einzugsgebiet des Bündnerschiefers (z.B. aus Nolla,

Plessur und Landquart) aufgetreten sind. In diesen Fällen würde es sich aber um reversible Erscheinungen handeln, und die Reproduktionsbedingungen könnten sich nach einem größeren Hochwasserereignis wieder deutlich verbessern. Eine gesicherte, in ihren Effekten aber schwer zu dimensionierende Rolle bei den Materialeinträgen spielt auch der bei Abflüssen über 400 m<sup>3</sup>/s praktizierte freie Durchlauf am Kraftwerk Reichenau eine Rolle, bei dem die darin sedimentierten Sandfraktionen regelmäßig ausgespült werden.

### **Strömer als dominierende Leitfischart**

Die fischökologischen Verhältnisse am Alpenrhein entfernen sich mehr und mehr vom Leitbild [29, Tab. 5]. Äschen wurden im Rahmen des Jungfischmonitorings nicht mehr nachgewiesen. Selbst in den aktuellen Fischereistatistiken 2015 [z.B. 19] sind sie nur noch mit einem Prozent (33 Individuen! über den gesamten Alpenrhein) vertreten. Nachdem auch die Groppenbestände noch einmal deutlich gesunken sind, weisen somit aktuell nur noch zwei Leitfischarten Individuendichten auf, die auf eine zumindest lokal stabile Population hindeuten: Die Bach-/Seeforelle im Bereich Bonaduz (dort auch mit entsprechend häufigen Reproduktionsbelegen in Form von Laichgruben), und der Strömer zwischen Mastrils und Lustenau. Während die Bachforellenreproduktion zwingend auf naturnahe Rheinabschnitte angewiesen ist, scheinen sich Strömer mit den defizitären morphologischen und hydrologischen Verhältnissen im Alpenrhein am ehesten arrangiert zu haben. Wir gehen jedoch davon aus, dass sich nach einer «Regenerationsphase» des Rheinsubstrats auch wieder die Groppenpopulation erholen kann - ausreichendes Wiederbesiedlungspotenzial ist zumindest in einigen Rheinzufüssen wie der Saar vorhanden [29].

### **Begleitfischarten und nichtheimische Arten**

Alle anderen Fischarten des Alpenrheins scheinen ebenfalls einem rückläufigen Trend zu folgen, zumindest hinsichtlich der Jungfischzahlen. Auch die Regenbogenforellen, die sich mit 60 % der Fanganteile an die Spitze der fischereilich interessanten Arten gesetzt haben, scheinen sich unterhalb der Landquartmündung nicht mehr regelmäßig reproduzieren zu können. Allerdings haben sie in Mastrils die Bachforellen als häufigste Jungfischart abgelöst (vgl. Probestellentafel Mastrils, Anhang A) und reproduzieren sich nun nachweislich auch im Hinterrhein bei Bonaduz. Ob es sich dabei um einen generellen Trend handelt, der zu Problemen bei den Bach- und Seeforellenpopulationen führen könnte, ist weiter zu beobachten.

Unter den eigentlich zu erwartenden Begleitfischarten weisen nur noch die Alet/Döbel und die Elritzen zwischen Triesen und Lustenau lokale Bestände auf, die sich aus einer Verlaichung im Alpenrhein selbst rekrutieren. Hinsichtlich der Reproduktion der Felchen, die sich in den vergangenen zehn Jahren als zuverlässig wiederkehrende Wanderfischart im Alpenrhein gezeigt hat, gibt es gegenüber 2009 keine weiteren Reproduktionsbelege [2]. Ein Reproduktionserfolg anhand von Jungfischen konnte noch immer nicht erbracht werden. Immerhin gelang im Rahmen des Fischmonitorings 2013 [29] der erste Nachweis adulter Individuen oberhalb der Buchser Schwelle, die bis anhin als Ausbreitungsgrenze galt.

### **Zusammenfassende Beurteilung der aktuellen Reproduktionsverhältnisse**

Im Einzelnen können folgende zentrale Aussagen zur Fischzönose im Alpenrhein sowie den Unterläufen von Vorder- und Hinterrhein getroffen/bestätigt werden:

#### Reproduktionsbedingungen und Jungfischhabitate:

- Das Angebot an Jungfischhabitaten am Alpenrhein und seinen Hauptzuflüssen ist stark defizitär und beschränkt sich mit 6 von 10 der hier unterschiedenen Habitat-Typen auf die beiden naturnahen

Bereiche bei Bonaduz und Mastrils. Wo dennoch geeignete Fischstandorte und Reproduktionsräume anzutreffen sind, werden diese oft durch Schwall und Sunk beeinflusst. Künstliche Strukturen können/könnten entsprechende Defizite nur teilweise kompensieren.

- Vor allem an naturnahen und breiten Abschnitten stranden bei Sunk Jungfische und ufernah siedelnde Kleinfische. Aus den Beobachtungen des Programms 2009 ist auch das Stranden von Seeforellen-Laichfischen belegt.
- Wichtige Jungfischhabitate liegen in der Regel räumlich zu weit auseinander, um sich gegenseitig positiv zu beeinflussen und somit als ökologische Trittsteine (Arten-/Individuenaustausch) wirken zu können.
- Für Jungfische optimal geeignete Strukturen sind Totholz, tiefe Hinterwasserbereiche und künstlich aufgewertete (strukturierte) Blocksteinufer. Die Wertigkeit von Stillwasserbereichen konnte nicht getestet werden, weil geeignete Objekte fehlen.
- An der neuen Probestelle im Stau Reichenau konnten keine Jungfische nachgewiesen werden.
- Gegenüber 2009 haben sich die Besiedlungsmöglichkeiten und die Möglichkeiten für die Anlage von Laichgruben auf den Kies-Schotterflächen des Alpenrheins (ca. ab ARH Haldenstein) verschlechtert.

#### Reproduktions- und Jungfischnachweise:

- Zwischen Bonaduz/Reichenau und Mastrils reproduzieren sich sicher Bach-/Seeforellen, Regenbogenforellen und Groppen im Rhein. Ein eindeutiger Reproduktionsnachweis von Strömern in diesem Bereich steht noch aus. Allerdings wurden im Rahmen des Fischmonitorings ältere Individuen nachgewiesen [29] und jährlich während der Laichzeit werden Schwärme von Strömer bei Fiewies in einem Seitenarm des Alpenrheins beobachtet (M. MICHEL, pers. Mitt.).
- Erst unterhalb der Ellhornschwelle gibt es auch Reproduktionsnachweise anderer Fischarten. Als einzige größere Art laicht hier auch die Wanderform des Felchens [28]. Eindeutige Nachweise für die Reproduktion von Bach-/Seeforellen und Regenbogenforellen fehlen von hier bis in die Rheinvorstreckung [28, 29].
- Auch wenn nur kleinräumige Befischungen stattgefunden haben, bestätigt die vorliegende Untersuchung noch einmal die früheren Beobachtungen [28, 29], dass die Fischartenzahl rheinabwärts noch immer tendenziell zunimmt. Relativ viele Fischarten findet man an geeigneten Strukturen im untersten Rheinabschnitt, der fischbiologisch offenbar stark vom Bodensee beeinflusst ist. Sicher wandern zeitweise noch mehr Fischarten aus dem Bodensee in den Alpenrhein ein, als bisher nachgewiesen werden konnten. Möglicherweise gelingt es einigen dieser Arten, sich vereinzelt auch im Alpenrhein (Lustenau bis See mit Strukturen der Rheinvorstreckung [29]) zu reproduzieren.
- Die größeren Alpenrheinzuflüsse Hinterrhein, Vorderrhein, Landquart und Ill wirken sich nicht nachweislich positiv auf die Fischzönose des Alpenrheins aus, da sie selbst keine hinreichenden Wiederbesiedlungspotenziale anbieten können. Andere und kleiner Zuflüsse wie die Cosenz, verschiedene Mühlbäche und die Saar besitzen zumindest noch ein Regenerationspotenzial an Groppen, die Cosenz auch für Schmerlen/Bartgrundeln. Aus den arten- und individuenreich besiedelten Binnenkanälen (Werdenberger und Liechtensteiner Binnenkanal) ist dagegen ein größerer Einfluss auf den Rhein wahrscheinlich. Er dürfte hier auch von Prozessen der Dichteregulation bei Forellen und Äschen, künftig vielleicht auch von Nasen profitieren.

## Handlungsbedarf und Konsequenzen

Wie im Entwicklungskonzept Alpenrhein [24] gefordert wird, sollen dem Fluss wieder naturnähere Strukturen und Funktionen zurückgegeben werden. Hierzu gehören neben großzügigen Aufweitungen und der Reaktivierung auenartiger Kompartimente auch eine funktionelle Abflussverlangsamung und ein besseres Geschiebemanagement im System. Ob dann die Schaffung bedeutender Habitats durch Eigenstrukturierung oder stellenweise auch durch Einbau geeigneter Ersatzstrukturen erfolgt, spielt fischökologisch nicht die entscheidende Rolle.

Die Beobachtungen im Rahmen des Basismonitorings stützen nun aber die Einschätzung, dass das Schaffen solcher fischökologisch wertvoller Strukturen allein nicht ausreicht, um die negativen Auswirkungen von Schwall und Sunk zu kompensieren. Die oben beschriebenen Phänomene wären überall dort zu befürchten, wo ein naturnahes Habitat-Angebot wiederhergestellt wird. Mit der Planung von Strukturmaßnahmen sollte daher stets die generelle oder zumindestens abschnittsweise Dämpfung der Schwall-Sunk-Defizite einhergehen. Nur so können unerwünschte Verluste verhindert und sichergestellt werden, dass neu entstehende Habitats auch funktionieren. Die Dämpfung von Schwall und Sunk hätte auch einen positiven Effekt auf die verbliebenen naturnahen Teilstrecken.

Aber auch schon heute gibt es Möglichkeiten, Fischreproduktion wieder lokal zu ermöglichen bzw. zu verbessern und Jungfischhabitats zu schaffen. Maßnahmen wie der lockere Buhneneinbau bei Lustenau mögen dafür ein Beispiel sein. Eine Verdichtung solcher künstlicher Strukturen entlang der unteren, vom Bodensee und den Binnenkanälen beeinflussten Rheinabschnitte könnte dort mittelfristig für verschiedene Arten funktionierende fischökologische Trittsteinbiotope schaffen.

Langfristig ist eine grenzüberschreitende Strategie der morphologischen Aufwertung des Alpenrheins zu verfolgen, die seit 2010 in den Planungen zur Maßnahmenumsetzung des EKA (aktuell: Abschnitt Tardisbrücke – Maienfeld/Bad Ragaz) und im Hochwasserschutzprojekt RHESI ([www.rhesi.org](http://www.rhesi.org)) verfolgt wird. Hierbei stehen Gerinneaufweitungen - stellenweise mit Dammbrückungen - für die Bildung primärer Flussraumhabitats im Vordergrund der Entwicklungsziele (vgl. Auch Kap. 7).

## 7. Untersuchung der Kiesbänke und Flussinseln

Außerhalb enger Schluchten und natürlichen Flusseintiefungen ist der Flussraum bei mittleren Abflüssen natürlicher Fließgewässer erheblich breiter als die vom Wasser vereinnahmte Fläche. Dazwischen und an den Ufern liegen Kies- und Sandflächen, oft auch vom Ufer abgelöste Flussinseln, die bei steigenden Abflüssen und Hochwasser nach und nach überflutet werden und danach wieder trockenfallen. Auf Flächen, die nur selten unter Wasser stehen, kommt mehr oder weniger dichte Vegetation auf. Der Fluss selbst bewegt sich in Nebengerinnen und in Perioden (Abfolgen von Schnellen und Pools) um diese Bänke und Inseln herum und bildet dabei auch Hinterwasser- und Stillwasserbereiche aus. Im Flussraum des Alpenrheins sind solche Strukturen weitestgehend verloren gegangen und damit auch die damit in Verbindung stehenden Primärlebensräume unter Wasser und an Land.

### Stellenwert der Untersuchungen und Kenntnisstand

Im Verlauf der letzten zehn Jahre ist der Stellenwert dieser Landlebensräume zwischen den Hochwasserdämmen mehr und mehr in den Mittelpunkt gesamtökologischer Betrachtungen gerückt und ist nun auch Gegenstand von Monitoring- aber auch Entwicklungsprogrammen [z.B. 44, 48]. Im Zusammenhang mit den rechtlichen und fachlichen Anforderungen zum Gewässerraum großer Fließgewässer wird gegenwärtig der Raumbedarf für ökologisch funktionsfähige Systeme und um Lebensraumvernetzungen diskutiert [39, 46, 47].

Der Kenntnisstand über die Fauna und Flora der Kiesbänke und Auenbereiche zwischen diesen Rheindämmen und Vorländern ist noch lückenhaft oder sehr spezifisch auf einzelne Tier- und Pflanzengruppen wie die Kiesbankbrüter und andere Limikolen beschränkt [13]. Teile der terrestrischen Wirbellosenfauna (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen und Ameisen) wurden 2005 an vier Stellen im Vorder- und Alpenrhein im Rahmen einer Diplomarbeit an der EAWAG [31] erhoben. In dieser Arbeit wurde eine Methode entwickelt, mit deren Hilfe terrestrische Indikatoren zur Fließgewässerbewertung herangezogen werden können. Aber auch nach diesen Arbeiten und den Untersuchungen im Rahmen des Basismonitorings 2009 [43] fehlen noch immer grundsätzliche Kenntnisse

- über das Inventar von Landflächen im Flussraum Alpenrhein (in der Regel innerhalb der Hochwasserdämme;
- über das Habitatinventar solcher Landflächen und die relativen Anteile von Land- und Wasserflächen an unterschiedlichen Rheinabschnitten;
- über den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen verschiedener Indikatoren und der Lage, Seltenheit und Bedeutung der Kiesbänke und Flussinseln am Alpenrhein.

### 7.1 Flussraumbreiten und Morphologie

Die Qualität der Besiedlung von Wasser, Ufer und Kiesbänken korreliert mit dem Vorhandensein primärer (historisch natürlicher) Lebensraumtypen und deren Habitaten. Diese wiederum sind am Alpenrhein direkt abhängig von der Dimension des Gewässerraums und der Veränderungsdynamik der darin entstehenden Strukturen. Mit zunehmenden Sohlenbreiten nehmen zuerst aquatische Habitate, danach die Habitate der Übergangszonen und zum Schluss die terrestrischen Habitate an Zahl, Dimension, Form und Qualität zu. Für den Alpenrhein konnten anhand historischer und aktueller Referenzen die Entstehung unterschiedlicher Morphologien und Bewuchsformen in Abhängigkeit zur Flussraumbreite gesetzt werden (Abb. 43) [44, 48, 51].

Bei einem verzweigten oder gewunden-verzweigten Flusstyp wie dem Alpenrhein erscheinen ab etwa 80-90 m Flussraumbreite Kies- und Sandflächen zunächst an den Wasserrändern. Noch kleben sie an den Ufersicherungen und bilden sogenannte «alternierende Kiesbänke». Steigt die Gerinnebreite auf ca. 120-170 m an, dann lösen sich die Kiesflächen vom Ufer ab und bilden Inseln, um die herum sich der Flusslauf verzweigt. Die Höhendifferenz zwischen den tiefsten Punkten der Fließrinnen und den höchsten Punkten der Kiesinseln steigt, so dass bei einer zugleich erhöhten Abflusskapazität des Gerinnes viele Kies- und Sandflächen auch bei höheren Abflüssen trocken bleiben und bewachsen bzw. ständig besiedelt werden können. Bei noch weiter ansteigenden Gerinnebreiten nehmen Zahl und Dimension der Landflächen im Flussraum weiter zu, ihre Höhe über dem Wasserspiegel steigt weiter an, wodurch mehrjährige Buschvegetation und zuletzt auch Auwaldvegetation aufkommen kann. Auf diese Weise muss die unterschiedliche Sohlenbreite verschiedener Alpenrheinabschnitte *per se* als ökologisches Qualitätskriterium betrachtet werden.

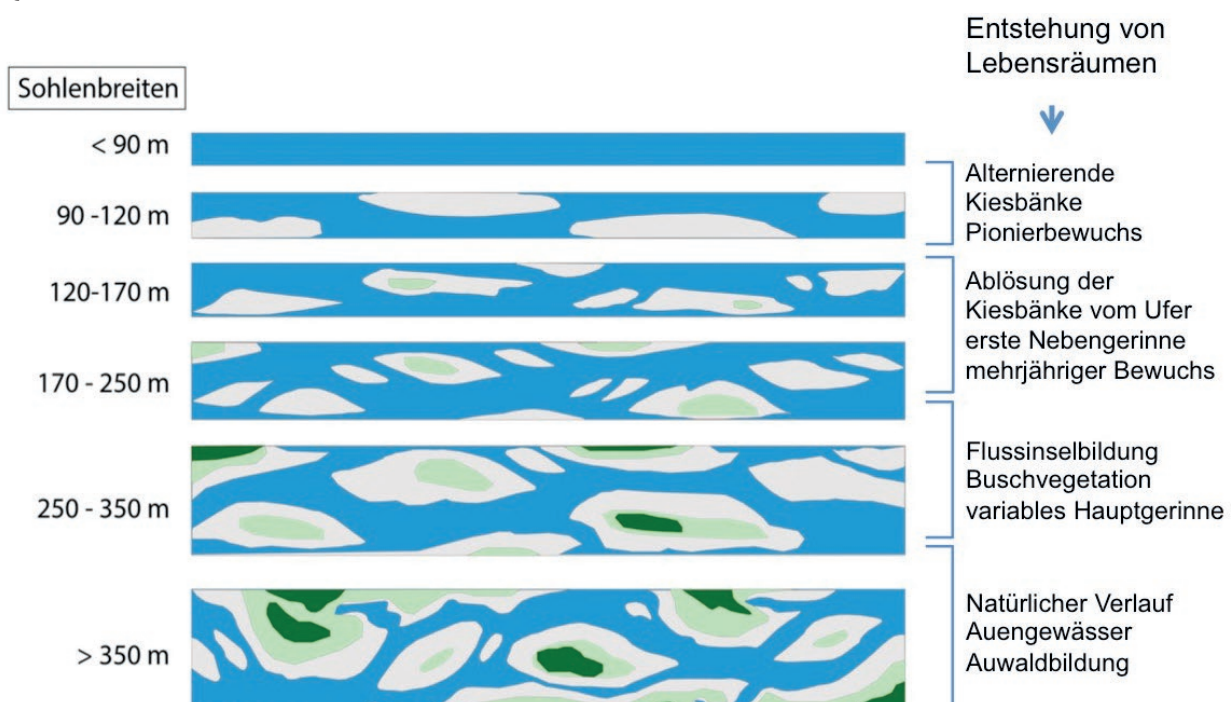


Abb. 43: Zusammenhang zwischen Flussraumbreite und der Entwicklung von Morphologien und Lebensräumen im Wasser und an Land am Alpenrhein [nach 51, modifiziert in 47].

### Primär- und Sekundärbiotope zwischen den Hochwasserdämmen

Im Rahmen der Voruntersuchungen und der Benthosprobenahmen des Basismonitorings 2009 wurden diese Zusammenhänge offensichtlich und es zeigte sich, dass neben den weitgehend fehlenden Flussauen auch dauerhaft bewachsene Kiesbänke und Flussinseln zu den seltensten und daher am stärksten gefährdeten Lebensräumen des Alpenrheintals zählen. Mehr oder weniger funktionsfähige Reste solcher Lebensraumelemente existieren noch an folgenden Stellen/Abschnitten des Alpenrheins:

- in den Hinterrheinauen von Rhäzüns und Bonaduz,
- im Vorderrhein zerstreut über die gesamte Rheinschlucht und bei Ilanz/Castrisch,
- im Bereich Felsberg auf einer kurzen Strecke oberhalb der Plessurmündung (RHE 2),
- innerhalb weniger naturnaher Bereiche zwischen Oldis und Untervaz (RHE 2),
- in den Mastrilser Auen (RHE 2b),
- sowie auf einigen alternierenden Kiesbänke der Rheinabschnitte 3-5 (Tardisbrücke bis Illmündung).

Sie liegen in der Regel aber so weit auseinander, dass sie als ökologische Trittsteine in einem ansonsten habitattarmen Fluss kaum mehr funktionieren.

Gegenüber einem kanalartigen Fluss im Trapezprofil erweitern sie den potenziell besiedelbaren Raum des Systems erheblich (Abb. 44). So ist es vor allem im Zusammenhang mit Aufweitungsmaßnahmen an kanalisiert Flüssen wie dem Alpenrhein wichtig, eine Unterscheidung zwischen dem natürlichen, ursprünglichen Inventar von Lebensräumen, den Primärbiotopen, und den anthropogenen Sekundärbiotopen zu treffen, die durch die wasserbaulichen Veränderungen entstanden sind. Obwohl Sekundärbiotope ebenfalls einen hohen ökologischen Stellenwert gewinnen können (z.B. die inventarisierten Trockenwiesen auf den Hochwasserdämmen des unteren Rheintals), sind sie historisch betrachtet nicht standorttypisch, weshalb bei Entwicklungsmaßnahmen - zusammen mit dem Ausgleich solcher Flächen - stets die Förderung der Primärbiotope zu favorisieren ist. Wichtiges Ziel im Rahmen der Planung zum HWS-Projekt RHESI (unterhalb Rhein-Km 64, Illmündung) ist deshalb auch, das Potenzial zur Entwicklung von Primärbiotopen bei einer Beseitigung der Vorlandflächen auf 200-350 m Flussraumbreite (ohne Auwaldentwicklung) abzurufen (Abb. 43).

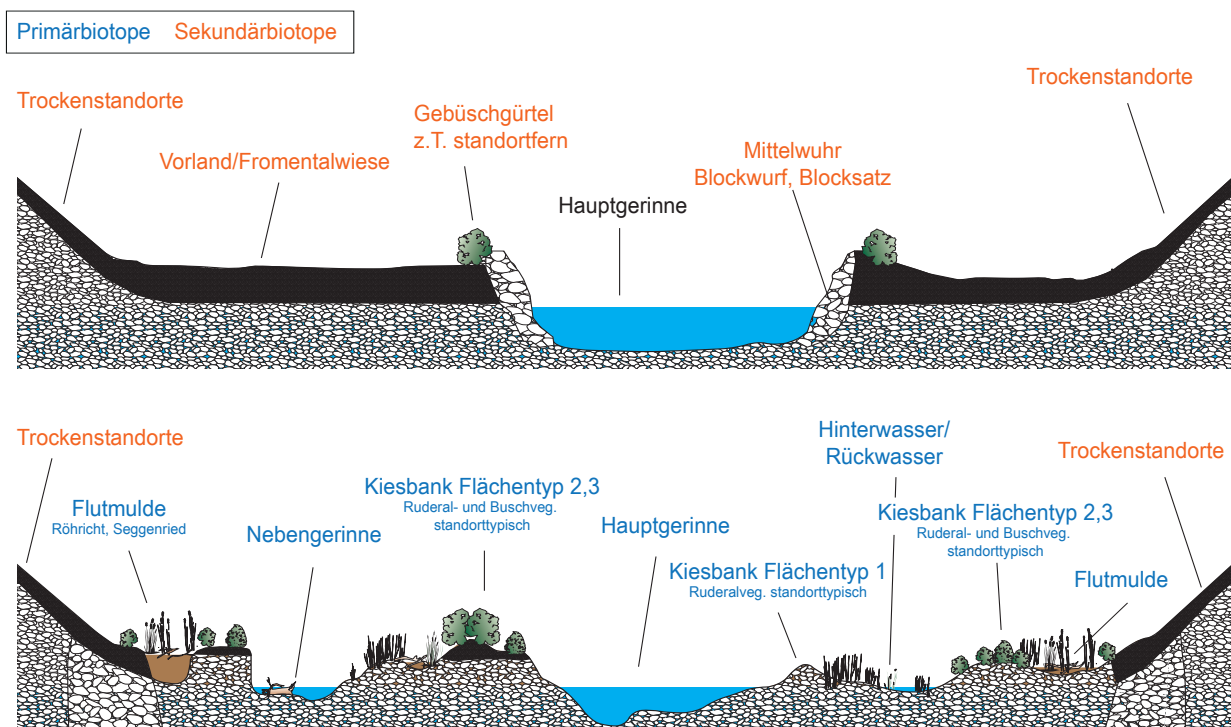


Abb. 44: Primär- und Sekundärbiotope im Flussraum, dargestellt anhand einer Potenzialabschätzung in einem ca. 250 m breiten Rheinabschnitt unterhalb der Illmündung. Quelle: Fachbericht Gewässer- und Fischökologie, [nach 44, modifiziert in 47]

## 7.2 Flächentypen

Eine systematische Untersuchung der Kiesbänke setzt die Kategorisierung ihrer unterschiedlichen, sich in ihrem Charakter wiederholenden Lebensraumtypen voraus. Vorbehaltlich einer Modifikation im Rahmen weiter gehender Untersuchungen wurden bisher vier Lebensraumtypen unterschieden (Abb. 45). Lediglich die Kiesbankstrukturen der beiden Hinterrheinauen und der Aue Mastrils können bezüglich ihrer noch vorhandenen Lebensraumvielfalt als naturnah beurteilt werden. Hier findet man alle in Abb. 44 vorgestellten Lebensraumtypen, wobei eine wegen der Schwallamplituden unnatürlich große Wasserwechselzone hinzukommt. Generell ist die Funktionsfähigkeit auch dieser naturnahen Lebensräume

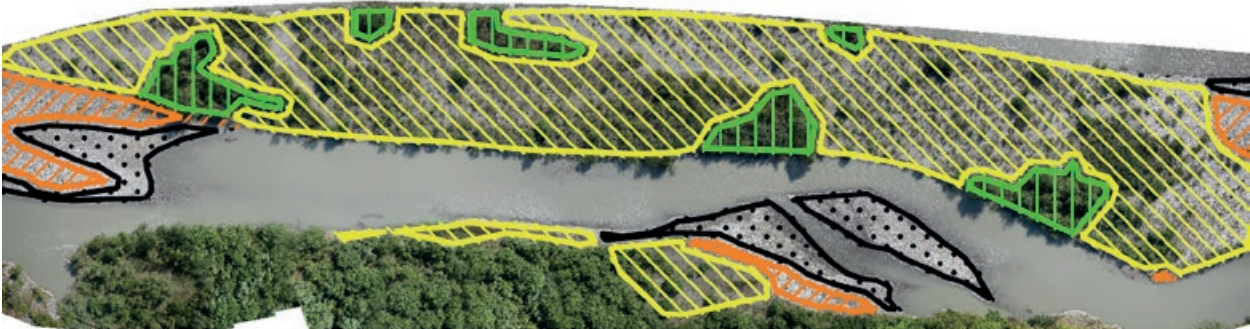
durch den Kraftwerkbetrieb stark beeinträchtigt. Die Geschiebedynamik einer Flussaue ist darüber hinaus durch Kolmationserscheinungen gebremst. Uferständige Überflutungsbereiche mit hohem organischem Eintrag sind selten, auch auf einigen Naturabschnitten außerhalb der Nutzungsflächen wurden gegenüber dem Umland Ufersicherungen eingebaut und Ufer erhöht. Kiesbänke, Flussinseln und tiefliegende Uferbereiche (ripikole Bereiche) sind - zusammen mit den dazwischenliegenden Wasserflächen - Kompartimente der Flussaue, die alle zu den Primärlebensräumen zählen.

### Ökomorphologische Unterscheidung verschiedener Flächen

Innerhalb des Überflutungsraums Aue lassen sich wiederum Flächen unterscheiden, die häufig (z.B. bei Schwall) bis sehr selten (z.B. bei Hochwasserereignissen über  $HQ_{10-30}$ ) überflutet werden. Die Überflutungshäufigkeit hängt davon ab, auf welchem Niveau über dem Mittelwasserstand sich der Bereich befindet. Die davon abhängige Umlagerungsdynamik (Erosion und Sedimentation) lässt sich anhand zweier einfacher ökomorphologischer Kriterien erkennen:

- der Zusammensetzung des Substrats;
- der Dichte und Höhe der Vegetation (Bewuchs).

Im GIS können die relativen Anteile dieser Flächen (Abb. 45) verglichen werden, was eine Beurteilung der Lebensraumdynamik ermöglicht. Allein die Wasserwechselzonen lassen sich nur in der jeweils erkennbaren, wasserstandsabhängigen landseitigen Ausdehnung bilanzieren.



#### Flächentypen der Kiesbänke und Flussinseln am Alpenrhein





-  Typ 1: häufig bis mehrmals täglich überflutete Wasserwechselzone, weitgehend vegetationsfrei
-  Typ 2: regelmässig überflutete Kies- und Sandbankfläche, spärlich mit Pionierpflanzen bewachsen
-  Typ 3: selten überflutete Flächen mit Buschvegetation und zerstreut bewachsene Trockenflächen
-  Typ 4: sehr selten überflutete Flächen mit langjähriger Auwald- und dichter Buschvegetation

Abb. 45: Flussinsel in der Aue Mastrils am Alpenrhein. Foto: Rheos 2015 ©.

### Besonderheit der Wasserwechselzonen

In den unteren Abschnitten von Vorder- und Hinterrhein, im gesamten Alpenrhein und in den Unterläufen von Landquart und Ill nehmen Wasserwechselzonen eine jeweils ungewöhnlich große Fläche in Anspruch, da sich darin neben den natürlichen Wasserstandsschwankungen auch die täglichen, durch Schwall und Sunk verursachten Pegelschwankungen manifestieren. Dies zeigt sich vor allem an



Abschnitten großer Flussraumbreite, da hier Schwall und Sunk vermehrt auf flach auslaufende Ufer treffen. Sowohl auf der Wasser-, als auch auf der Landseite sind deshalb Refugialräume und -wege für die jeweilige Fauna von besonderer Bedeutung. Weil hier große Flächen betroffen sind, ist das Risiko des Strandens von Wasserorganismen und des Ertrinkens von Landorganismen besonders hoch. Bei den Besiedlungsdichten der Gewässerorganismen wirken sich entsprechende Verluste gegenüber der erhöhten Produktivität aber kaum aus. Bei den Landorganismen hängt der Effekt davon ab, wie hoch die entsprechenden Flächentypen über der Schwallinie liegen. Deshalb sind Kiesbänke, auf denen nur die Flächentypen 1 und 2 vorliegen und die keine Fluchräume bereithalten, deutlich arten- und individuenärmer als solche mit höher gelegenen Flächen und Deckungsstrukturen.

### 7.3 Habitatinventar auf den Landflächen im Flussraum

Die grobe Analyse der Flächentypen ist die Voraussetzung für eine Bilanzierung des Habitatinventars auf den Landflächen im Flussraum. Der nächste Schritt, die Kategorisierung der Habitate, setzt allerdings umfassende Flächenanalysen voraus, die im Rahmen des Basismonitorings nicht geleistet werden konnten. Daher wurde dem Antrag einer diesbezüglichen Methodenentwicklung am Alpenrhein in einem separaten Forschungsprojekt der IRKA entsprochen (Bearbeitungszeitraum 2016/17). Diese sieht neben einer Überarbeitung der Flächentypen (terrestrisch und aquatisch) deren Bilanzierung, die Kategorisierung der darauf vorhandenen Habitate, deren Besiedlungspotenzial sowie einen Vorschlag zur Ermittlung der unterschiedlichen ökologischen Wertigkeiten vor. Bearbeitet werden dabei alle Probestellen des Basismonitorings 2015.

Ohne diese noch zu erarbeitende Grundlage bleiben die bisherigen Überlegungen im Rahmen der Sonderuntersuchungen 2009 und 2015 vorläufig. Die im Folgenden vorgestellte Benennung von Habitaten und ihrer Charakteristik muss vorraussichtlich für die nächsten Monitoring-Kampagnen modifiziert werden. Auch eine entsprechende Aktualisierung des Monitoringkonzepts von 2007 sollte dann vorgenommen werden. Ziel ist, Landlebensräume im Flussraum des Alpenrheins mit ähnlich standardisierten Methoden zu untersuchen, zu beschreiben und zu bewerten wie die Wasserlebensräume.

#### Vorläufige Kategorisierung von Landhabitaten innerhalb der untersuchten Flussabschnitte

Die Ergebnisse stellen eine erste Grundlage für weiterführende Betrachtungen und Anpassungen dar. Tab. 18 im Anhang D enthält eine Sammlung von Habitaten, die in dieser und ähnlicher Form auf den untersuchten Flächen dreier Rheinabschnitte vorgefunden und qualitativ bzw. halbquantitativ beprobt wurden. In einzelnen Fällen decken sich diese mit den Flächentypen aus Abb. 45, in anderen sind sie auf mehreren unterschiedlichen Flächentypen vorzufinden.

### 7.4 Untersuchungsprogramm

Ergänzend zum Monitoringkonzept Alpenrhein der IRKA von 2007 [13] wurden bei der letzten Kampagne 2009 [28] die Kiesbank- und Auenlebensräume im Rahmen einer Sonderuntersuchung erfasst, um deren grundsätzliche Bedeutung abzuklären. Dabei wurden verschiedene Morphologien und ausgewählte Aspekte der Besiedlung (qualitativ) an drei Abschnitten mit Kiesbänken/Flussinseln dokumentiert (Auen Bonaduz und Mastrils sowie eine größere Kiesbank unterhalb Bangs). Die Ergebnisse waren höchst interessant, so dass entsprechende Untersuchungen im Rahmen der Monitoringkampagne 2015 fortgesetzt wurden. Dabei kamen zwei methodische Ergänzungen hinzu:

- eine jeweils halbquantitative Absammlung der Kiesbankfauna auf ausgewählten Transekten (in Abwandlung der Methode KUNZ (2006) [31];

- die Dokumentation der Untersuchungsflächen mit einer Fotodrohne und die anschließende Abschätzung der relativen Flächenanteile unterschiedlicher Flächentypen.

Da auch die Untersuchungen in der zweiten Kampagne 2015 einen methodisch als auch zeitlich und räumlich (Zufälligkeit der Beobachtungen) stark begrenzten Ausschnitt der tatsächlichen Verhältnisse widerspiegeln, bleibt die Ergebnisdarstellung im Gegensatz zu den Benthos- und Jungfischuntersuchungen deskriptiv und nicht repräsentativ.

### Untersuchungsstellen und -methoden

Wie 2009, so wurden auch 2015 drei Hinterrhein-/Alpenrheinabschnitte für umfangreichere Untersuchungen und Flächenanalysen ausgewählt (vgl. Abb. 5, Probestellen). Dabei handelte es sich um dieselben Bereiche bei der Flussinsel nahe Bonaduz im Hinterrhein (GR) (gleicher Abschnitt wie für Benthos- und Jungfischuntersuchungen), einer Flussinsel innerhalb des Auenbereichs Mastrils (GR) (gleicher Abschnitt wie für Benthos- und Jungfischuntersuchungen) sowie einer Sand-/Kiesinsel zwischen Bangs (V) und Büchel bei Rüthi (SG), die sich linksrheinisch im Bereich der Mündung des Werdenberger Binnenkanals ausgebildet hat (ca. 500 m unterhalb des Abschnitts für Benthos- und Jungfischuntersuchungen). Die entsprechenden Erhebungen fanden hier im Hochsommer 2015 im Anschluss an eine mehrere Wochen andauernde Hitze- und Trockenperiode statt. Beobachtungen und weitere Dokumentationen erfolgten zu anderen Zeitpunkten 2015 an Kiesbänken bei Balzers. Die außerhalb der vorgesehenen Programmstellen gesammelten Informationen werden im Rahmen dieses Berichts nur am Rande erwähnt.

Die Bestimmung der Taxa erfolgte somit an lebenden Tieren oder Fotografien und war deshalb nur bei eindeutigen Fällen auf Artniveau möglich. Auf diese Weise gelangte man zu einer mehr oder weniger unvollständigen Sammlung qualitativer Informationen, bei denen auffällige Strukturen, Phänomene und Organismen naturgemäß im Mittelpunkt standen. Erstmals wurden halbquantitative Erhebungen der Kiesbankfauna durchgeführt. Hierzu wurden auf zuvor festgelegten Transekten im 90°-Winkel zur Uferlinie Kies, Steine, Totholz und niedere Vegetation untersucht, die darunter gefundenen Tiere gesammelt (Abb. 46) und für die weitere Bestimmung im Labor fixiert. Tiere, die nicht zu behändigen waren und die einen nicht unerheblichen Teil der Besiedlung ausmachten, wurden protokollarisch festgehalten, konnten aber nicht weiter bestimmt werden.



Abb. 46: Halbquantitative Erfassung der Kiesbankbesiedlung an der Stelle Bonaduz in einem Transekt von rund 60 m Länge zwischen Wasserrand und Bewuchszone. Umgedrehte Steine sind am dunkleren Streifen zu erkennen. Foto: Rheos 2015 ©.

### Aussagewert der Ergebnisse

Unterschiedliche Kiesbankorganismen zeigen unterschiedlich enge ökologische Valenzen, d.h. sie kommen entweder regelmäßig auf allen/vielen unterschiedlichen Flächentypen bzw. Habitaten vor (weite Valenz) oder sind im Extremfall nur auf einer einzigen Futterpflanze oder einem Substrat anzutreffen (enge Valenz). Aufgrund der Heterogenität der vegetationsreichen Flächentypen können Informationen über ihr Organismeninventar nur mit einem sehr großen Aufwand gewonnen werden, der im Rahmen des Basismonitorings nicht zu leisten war. Die einzige Möglichkeit, zu einigermaßen verlässlichen und auch vergleichbaren Ergebnissen zu kommen, war deshalb die Untersuchung auf Kies-/Steinflächen, die an allen Probestellen vorkamen und auf denen ein eher überschaubares Spektrum unterschiedlicher Taxa zu erwarten war.

### Problem der Häufigkeitsabschätzung

Halbquantitative Aufsammlungen auf definierten Substraten und Flächen erlauben es uns, relative Häufigkeitsangaben in Individuen/pro Fläche zu machen, wie es auch bei den Benthosuntersuchungen praktiziert wird. Sobald wir uns aber von einer flächenbezogenen Erfassung lösen und „nur“ Beobachtungen festhalten, kommt es zu subjektiven Fehlern bei der Abschätzung der Häufigkeiten. Große Tiere und solche, die sich auffällig bewegen oder deutliche Spuren hinterlassen, fallen stets mehr auf als versteckte kleine Individuen, selbst wenn diese massenhaft vorkommen. So wird die Anwesenheit eines einzigen Bibers so gut wie nie übersehen (anhand seiner auffälligen Fußspuren, gefällter Bäume, Biberbauten, Biberrutschen), auch wenn das Tier selbst verborgen bleibt. Auf der anderen Seite werden Tausende von Knotenameisen oder andere Insekten im Millimeterbereich oft übersehen, u.a., weil sie nur bei trockenem Wetter auf der Oberfläche erscheinen. Größere Organismen sind eigentlich auch dann «häufig», wenn sie wegen ihrer Größe oder ihres Revierverhaltens nicht dichter siedeln können; kleine Organismen können auch bei lokal hohen Individuenzahlen als «selten» eingestuft werden, wenn sie nur wenige der für sie geeigneten Lebensräume nutzen. Deshalb und auf Basis der noch immer lückenhaften Datenlage machen wir für die qualitative Kiesbankbesiedlung keine Häufigkeitsangaben pro Beobachtungsfläche, sondern beschreiben das Vorkommen mithilfe von Beobachtungshäufigkeiten wie «einmalig oder selten», «regelmäßig» und «auffällig/aspektbildend».

## 7.5 Tiere und Pflanzen der Kiesbänke im Überblick

Aufgrund des vielfältigen Habitatangebots auf den Kiesbänken und Flussinseln des Alpenrheins ist die Erfassung ihrer faunistischen und floristischen Besiedlung sehr aufwändig. Es fanden überblicksmäßige qualitative und halbquantitative Probenahmen statt. Mittels Drohnenaufnahmen wurden die Kiesbankmorphologie und mit Makrofotos einzelne Organismen dokumentiert.

### Landwirbeltiere

Landwirbeltiere konnten im Rahmen der Untersuchungen nur zufällig dokumentiert werden. Im Einzelnen sind sie in der Tabelle 19, Anhang D aufgeführt. Dass die Auenbereiche und Kiesbänke von Säugetieren intensiv genutzt werden, belegen die vielen Rotwild-, Fuchs- und Mäusespuren, die im Sand der Bonaduzer und Mastrilser Auen gefunden wurden. Fischreste mit Fuchs- und Rabenspuren bei HRH-Bonaduz deuten überdies darauf hin, dass gestrandete Fische nicht lange ungenutzt bleiben. Dies mag ein Grund dafür sein, warum über Art und Umfang von Seeforellenverlusten bisher noch so wenig bekannt ist [28]. Im Fischpass des Kraftwerks Domat/Ems wurde bereits ab Dezember 2009 ein Fischotter (*Lutra lutra*) beobachtet [42]. 2015 wurden darüber hinaus auch Fischotterspuren und -kot im Domleschg/Heinzenberg festgestellt (M. MICHEL, pers. Mitt.).

## Schnecken

Unter den Gastropoden (Schnecken) findet man viele typische Bewohner der Flussauen. In den Makrozoobenthosproben aus dem Fluss waren Wasserschnecken stark unterrepräsentiert und spiegelten damit die diesbezüglichen Lebensraumdefizite wider. Aber auch in terrestrischen und amphibischen Teillebensräumen des Alpenrheins trifft man nur auf wenige Schneckenarten, die eindeutig einer Auen- bzw. Kiesbankfauna zugeordnet werden können. Zu dieser Tiergruppe zählt auch *Deroceras laeve*, der Wasserschneegel [vgl. 28]. An den Probenahmestellen im Vorder- und Hinterrhein konnten jeweils wenige Exemplare der kleinen Nacktschnecke nachgewiesen werden. Ein Individuum befand sich sogar in 50 cm Wassertiefe unter einem Stein. Die an Land und im Wasser gleichermaßen lebende Art hat sich speziell an Gebiete mit wechselnden Wasserständen angepasst und ist normalerweise sehr selten.

## Arthropoden (Gliedertiere)

Der Nachweis vieler Arthropodentaxa war sehr wetterabhängig: bei Regen suchten sie die Steinzwischenräume und andere Deckungsstrukturen auf und bei sonnigem Wetter war ihre Aktivität so stark, dass eine gute Dokumentation und Bestimmung schwierig wurde. Während bei der Kampagne 2009 lediglich eine überblicksmäßige Charakterisierung der Kiesbank-Arthropoden stattgefunden hatte und Artbestimmungen nur anhand von Fotos von Organismen ohne Verwechslungsmöglichkeiten durchgeführt werden konnten, nähern sich die Erhebungen 2015 schon einer systematischen Bestandsaufnahme. Halbquantitativen Zählungen auf repräsentativen Querschnitten - also aktive Fänge - lieferten erste wichtige Einblicke in die relativen Häufigkeiten aspektbildender Taxa. Absolute Besiedlungsdichten konnten auch mit dieser Methode nicht erhoben werden und liegen möglicherweise erheblich über den angegebenen Werten. Daher war es noch nicht möglich, wie bei den Benthosorganismen und den Jungfischen echte Besiedlungsvergleiche durchzuführen. Auch 2015 wurden nur wenige Organismen behändigt, fixiert und im Labor weiterbestimmt. Ein großer taxonomischer Erkenntniszugewinn konnten deshalb nicht erzielt werden; hierzu wären umfangreiche Fänge mit sog. BARBER-Fallen nötig.

## Spinnen

Neben zahlreichen unbestimmten Arten, darunter v.a. Springspinnen, beherbergen die Kiesbänke und Auenreste am Alpenrhein auch größere Wolfsspinnen-Arten, die jedoch am Lebendmaterial und auf den Fotos nicht immer genauer bestimmt werden konnten. Drei verschiedene Arten der Gattung *Pardosa* sowie eine der Gattung *Alopecosa* befanden sich darunter. Mit *Pardosa wagleri* konnte eine Art mit starker Auenbindung häufiger angetroffen werden.

## Insekten

Unter den typischen Kiesbank- und Auenarten am Alpenrhein dominieren bei Weitem die Insekten - sowohl in Taxazahl als auch Individuendichte. Da stillwasserreiche Auengebiete im Alpenrheintal heute fehlen, sind Libellen im Untersuchungsgebiet generell selten. Meist wurden nur Einzelexemplare beobachtet, die nur zum Teil in Restwassertümpeln der Auengewässer geschlüpft sein dürften. Neben Ameisen- und Schlupfwespen, die an die speziellen Verhältnisse der Ruderalflächen angepasst sind, sind es vor allem Käfer, welche die besondere Fauna der vegetationsarmen Bereiche prägen. Auf den Kies- und Sandbänken des Alpenrheins und seiner Quellflüsse konnten 21 hochspezialisierte Laufkäfertaxa nachgewiesen werden, die meist kleiner als 1 cm sind. Allerdings erscheinen deren Dichten gering. Allein die Laufkäfergattung *Bembidion* ist mit zahlreichen spezialisierten und oft nur lokal vorkommenden Arten gut vertreten. Auch Heuschrecken und Wanzen stellen eine bedeutende Gruppe typischer Kiesbankbewohner mit z.T. sehr enger ökologischer Valenz dar. In der Literatur gelten mehrere der hier aufgeführten Arten als gefährdet, stark gefährdet, vom Aussterben bedroht oder gar regional ausgestorben (Abb. 47).



a: *Pardosa wagleri*, Kiesbank-Wolfs-  
spinne ● (D)



b: *Chlaenius nigricornis*, Schwarzhör-  
niger Samtlaufkäfer



c: *Cicindela hybrida*, Sandlaufkäfer



d: *Asaphidion pallipes*, Raschkäfer



e: *Brosicus cephalotes*, Großkopf ●



f: *Nebria picicornis*, Rotköpfiger  
Dammläufer



g: *Bembidion lunatum* ●



h: *Elaphropus sexstriatus*



i: *Stenus cf. biguttatus*



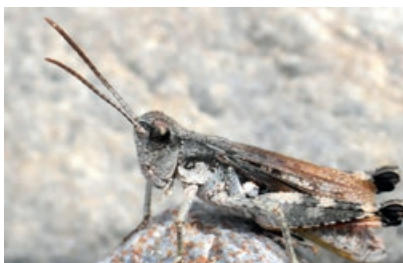
j: *Paederidus ruficollis*



k: *Omophron libatum*, Grüngestreifter  
Grundkäfer ● Z



l: *Macrosaldula variabilis*, Uferwanze  
● (D)



m: *Chorthippus pullus*, Kiesbank-  
Grashüpfer ● Z



n: *Tetrix tuerki*, Türks Dornschrecke,  
juv. ●



o: *Manica rubida*, Große Knotena-  
meise

Abb. 47: Ausgewählte Arten (Spinnentiere und Insekten) der Kiesbankfauna an den untersuchten Stellen des Alpenrheins.  
Gefährdungsstufen: ● = potenziell gefährdet; ● = gefährdet; ● = stark gefährdet; ● = vom Aussterben bedroht. Z =  
Zielart nach BAFU. Fotos: HYDRA ©.

Als Ergebnis der halbquantitativen Untersuchungen kann festgehalten werden, dass an allen untersuchten Stellen nur wenige typische Kiesbankorganismen dominierten. Mit den o.g. Vorbehalten zur Dichtenangabe zählen hierzu mit über 8000 Ind./10 m<sup>2</sup> als häufigste Arthropoden die Knotenameisen (*Manica rubida* und *Myrmica ruginodis*) (Abb. 47 o), mit ebenfalls bis über 300 Ind./10 m<sup>2</sup> folgen die Wolfsspinne *Pardosa wagleri* (Abb. 47 a) und mit bis 200 Ind./10 m<sup>2</sup> die Uferwanzenfamilie der Saldiden mit der Uferwanze *Macrosaldula varaibilis* (Abb. 47 l), die in Deutschland als gefährdet gilt. Ebenfalls häufig sind die Laufkäfergattung *Bembidion* (Abb. 47 g) sowie Kurzflügelkäfer der Gattung *Paederius* (*P. riparius* und *P. ruficollis*, Abb. 64 j). Andere Taxa erscheinen zwar allgegenwärtig - auch aufgrund ihrer Körpergröße - kommen aber objektiv in geringeren Dichten vor, wie die Laufkäferart *Nebria piciornis* (Abb. 47 f) und vor allem der Sandlaufkäfer *Cicindela hybrida* (Abb. 47 c), beides räuberisch lebende Arten.

Andere typische Kiesbankarten sind zumindest nicht häufig anzutreffen, einzelne sind sogar äußerst selten. Die beiden noch 2009 in Bonaduz nachgewiesenen Arten *Chortippus pullus* (Kiesbank-Grashüpfer) (Abb. 47 m) und der Grüngestreifte Grundkäfer *Omophron libatum* (Abb. 47 k) konnten 2015 nicht mehr gefunden werden. Türks Dornschröcke *Tetrix tuerki* (Abb. 47 n) war dagegen häufiger als 6 Jahre zuvor. Taxalisten aller nachgewiesenen Kiesbankarten sind in Anhang D, Tabelle 19 aufgelistet.

## Pflanzen

Die Vegetation der Kiesbänke konnte im Rahmen des möglichen Untersuchungsaufwands wie 2009 nur oberflächlich bestimmt und fotografisch dokumentiert werden. Zusätzlich boten die hochauflösenden Drohnenaufnahmen der gegenständlichen Untersuchung einen guten Einblick in die Verteilung der unterschiedlichen Vegetationstypen, wie Weichholzaue, Weiden- und Tamariskenfluren sowie die Pioniervegetation.

Augenmerk legten wir vor allem auf das Vorkommen der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) (Abb. 48 a-c). Im Rahmen von Hochwasserereignissen werden Samen und Schösslinge flussabwärts verdriftet. Nur auf höher gelegenen Flächen (Flächentyp 3) etabliert sich die Art auch als widerstandsfähiger Busch, manchmal auch als dichter Bestand. Die Art kann somit neben Lavendel- und Mandelweide (Abb. 48 d & e) und einem Spektrum weiterer z.T. auch hybridisierter Weidenarten als guter Indikator für die Überflutungshäufigkeit und damit die ökologische Qualität der Kiesbänke sowie für Trittsteinfunktionen/Wiederansiedlungsprozesse am Alpenrhein gelten. Überdies sind es hervorragende und schnell anspringende Zielarten, deren Verbreitung den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen und Flussafweigungen anzeigen. Als Indikator für amphibische, sandige Bereiche und Flussauen spielt der Zwergrohrkolben (*Typha minima*) (Abb. 48 n) eine Indikatorrolle. Er ist im Naturschutzgebiet Rheindelta häufig, wo die langsamen Wasserwechsel vom Bodensee bestimmt werden. Eine Verbreitung dieser Art im Alpenrhein erwarten wir vor allem dann, wenn geeignete Schwalldämpfungsmaßnahmen zu geringeren Schwallamplituden und Anstiegs-/Sunkgeschwindigkeiten geführt haben.

Ebenfalls Profiteure der Pionierbedingungen auf den sich immer wieder verändernden Böden der Flussinseln und Kiesbänke sind einige Neophytenarten, allen voran der hier sehr verbreitete Sommerflieder (*Buddleja* spp.). Zumindest diese Arten spielt als Futterpflanze für Insekten eine große Rolle und vergrößern dadurch das Arthropodenspektrum um viele, für diese Lebensräume eher untypische Arten.

In Tabelle 20, Anhang D sind die im Rahmen der Aufnahmen nachgewiesenen, auffälligen Kiesbank- und Auenarten noch einmal gesondert aufgeführt.



a: *Myricaria germanica*, Deutsche Tamariske ● und *Salix triandra*, Schösslinge



b: *Myricaria germanica*, Deutsche Tamariske, Blüte ●



c: *Myricaria germanica*, Bestand, Bona-duz ●



d: *Salix elaeagnos*, Lavendelweide



e: *Salix triandra*, Mandelweide



f: *Salix caprea*, Salweide



Abb. g: *Alnus viridis*, Grünerle



h: *Gypsophila repens*, Kriechendes Gipskraut



i: *Salix elaeagnos*, Lavendelweide



j: *Saxifraga aizoides*, Bewimperter Steinbrech



k: *Epilobium fleischeri*, Fleischers Weidenröschen



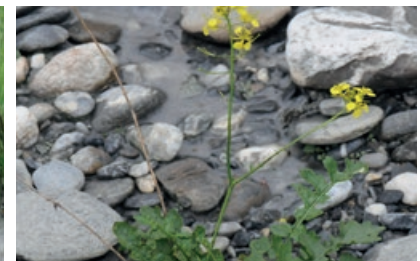
l: *Linaria alpina*, Alpen-Leinkraut



m: *Chondrilla chondrilloides*, Alpen-Knorpel-salat ● Z



n: *Typha minima*, Kleiner Rohrkolben ● Z



o: *Erucastrum nasturtiifolium*, Stumpf-kantige Hundsrauke

Abb. 48: Ausgewählte Pflanzen der Kiesbankflora an den untersuchten Stellen des Alpenrheins. Gefährdungsstufen: ● = potenziell gefährdet; ● = gefährdet; ● = stark gefährdet; ● = vom Aussterben bedroht. Z = Zielart nach BAFU. Fotos: HYDRA ©.

## 7.6 Flussinsel bei Bonaduz



Abb. 49: Flussinsel in der Aue Bonaduz am Hinterrhein (GR); Koordinaten: Y: 750860 X: 186545; 590 müM. Foto: Rheos 2015 ©.

### Morphologie und Dimensionen

Im Bereich der Aue Bonaduz ist der Hinterrhein rund 200 m breit und liegt in einer Flusskurve, was historisch zur Ausbildung einer stabilen Flussinsel am Gleithang geführt hat. Sie war zum Zeitpunkt der Untersuchungen (inkl. Nebengerinne) ca. 360 m lang und 140 m breit bei einer Fläche von 42000 m<sup>2</sup>. Die geografische Lage bleibt stabil, da es sich um eine hinterflossene Gleithangstruktur in einer starken Linkskurve des Rheins handelt. Das Niveau der Kiesinsel ragt bei Schwall an seiner höchsten Stelle noch immer bis 2 m über den Wasserspiegel des Flusses. Solche und auch etwas flachere Bereiche sind mit Weichholzaue bedeckt.

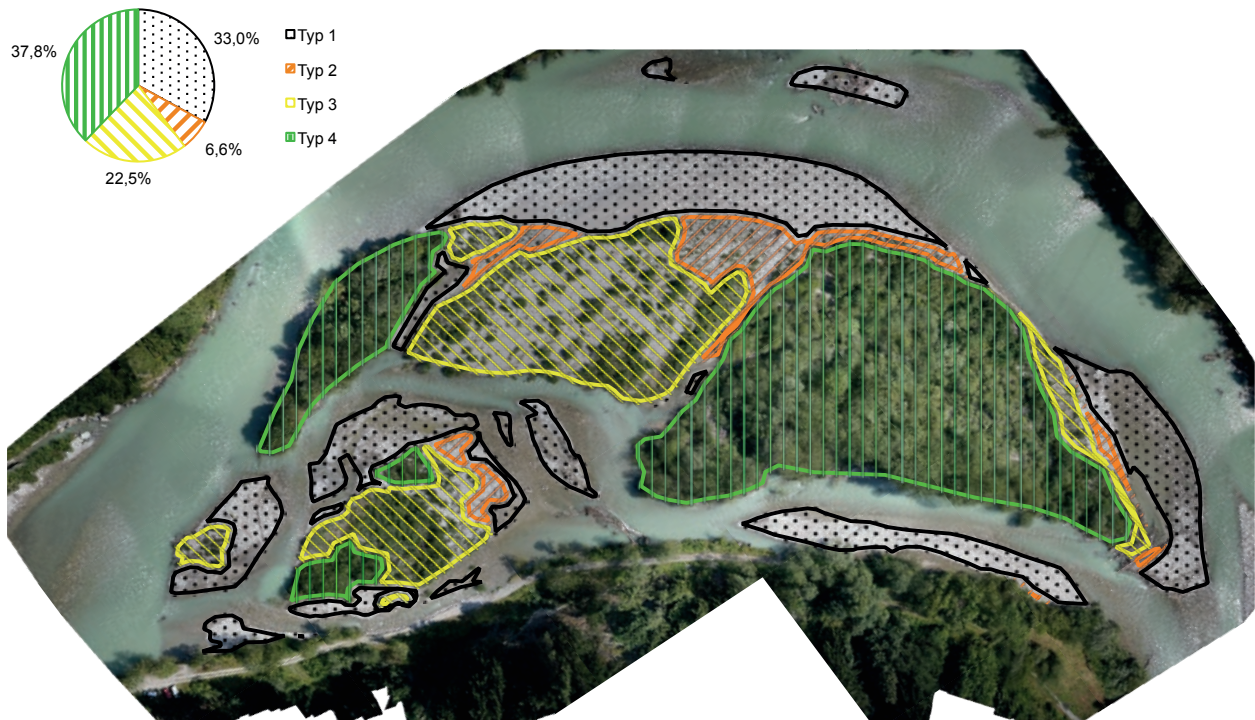
### Einfluss von Schwall und Sunk

Wie schon unter Kapitel 2.8 angesprochen, unterliegt die Stelle erheblichen Schwankungen der benetzten Flächen, der Wassertiefen und der Strömungsstärken zwischen Schwall und Sunk. Bei Sunk sind die aus dem Wasser ragenden Flächen um das bis Doppelte größer als bei Schwall (Abb. 8, 49). Dabei treten - je nach aktueller Morphologie - ephemere Nebengerinne auf und fallen auch wieder trocken. 2009 wurde hier das Stranden von Seeforellen-Laichfischen beobachtet.

### Typologie und Bewuchs

Die Flussinsel zeigt alle am Alpenrhein und seinen Hauptzuflüssen nachgewiesenen Vegetationstypen (Abb. 50). Die mehrjährige Auwald- und Buschvegetation bedeckten im Sommer 2014 bei Sunk mit rund 38 % bereits einen stattlichen Teil der gesamten Inselfläche. An den harten Uferkanten kommt es durch Sturzbnäume zu einem wertvollen Totholzeintrag. Die selten überfluteten «Buschflächen», die spärlich bewachsenen Pionierflächen und die unbewachsenen Kiesflächen sind in der Regel von Wasserwechselzonen umsäumt, die durch den Schwall/Sunk-Betrieb besonders groß sind.





Flächentypen der Kiesbänke und Flussinseln am Alpenrhein





-  Typ 1: häufig bis mehrmals täglich überflutete Wasserwechselzone, weitgehend vegetationsfrei
-  Typ 2: regelmässig überflutete Kies- und Sandbankfläche, spärlich mit Pionierpflanzen bewachsen
-  Typ 3: selten überflutete Flächen mit Buschvegetation und zerstreut bewachsene Trockenflächen
-  Typ 4: sehr selten überflutete Flächen mit langjähriger Auwald- und dichter Buschvegetation

Abb. 50: Verteilung der 4 unterschiedenen Flächentypen auf der Flussinsel Bonaduz. Links oben: Bilanzierung der relativen Anteile der Flächentypen auf die Gesamtstruktur

## Morphodynamik

Die Strukturdynamik der Flussinsel zeigt sich in einem Vergleich zweier Aufnahmen, die nur dreieinhalb Jahre auseinander liegen (Abb. 51). Wahrscheinlich durch die Hochwasserereignisse 2013 haben sich am Prallhang deutliche Erosionen ergeben (z.B. Abschwemmung einer Insel und Entstehung einer Bucht), die sich auch auf die Morphologie der Insel auf der gegenüberliegenden Seite ausgewirkt haben. Dies hat zu einer Veränderung der amphibischen und terrestrischen Flächen, aber auch dem Verlauf der Nebengrinne geführt.



Abb. 51: Kleinräumige Veränderungen der Flussraummorphologie an der Flussinsel Bonaduz zwischen 20011 und 2014 .

**Besiedlung**

Das umfangreiche Habitatinventar der Flussinsel erlaubt eine Besiedlung durch Tiere und Pflanzen (Abb. 53; Tab. 20, Anhang D) mit völlig unterschiedlichen Lebensraumsansprüchen. Als besonders artenreich erwies sich die Auwaldvegetation. Seltene und geschützte Arten waren vor allem auf den Pionierflächen, den Grasflächen und im Gebüsch von Tamarisken und verschiedenen Weidenarten anzutreffen. Dabei waren die Taxazahlen auf den verschiedenen Rast- und Futterpflanzen ähnlich hoch (Abb. 52), setzten sich allerdings aus unterschiedlichen Taxa zusammen. Im Rahmen der qualitativen Beprobung und verschiedener Beobachtungen wurden 92 Tier-Taxa nachgewiesen (Tab. 20 im Anhang D). Die 2009 noch in wenigen bzw. einzelnen Exemplaren nachgewiesenen Kiesbank-Grashüpfer (*Chorthippus pullus*) sowie der Käfer *Omophron libatum* konnten 2015 nicht mehr gefunden werden. Überhaupt waren die Individuenzahlen der Grashüpfer 2015 extrem gering und die der trockenliebenden Arten wie den Sandlaufkäfern relativ hoch.

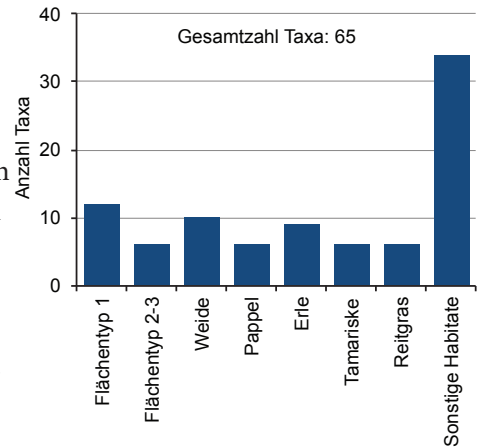


Abb. 52: Verteilung der Tierarten und -gruppen, die in den untersuchten Habitaten der Flussinsel Bonaduz gefundenen wurden.

**Halbquantitative Erhebung der Kiesbankfauna im Transekt**

Die halbquantitativen Erhebungen (Abb. 53) fanden im Bereich der Kies- und Pionierflächen oberhalb der Wasserwechselzone statt. Dabei zeigten sich ufernahe, bodenfeuchte Bereiche individuen- und auch artenreicher als die wasserseitigen Wechselzonen und die landseitigen trockenen Kiesflächen. Neben den dominierenden sechs Ameisenarten waren Vertreter der Spinnengattung *Pardosa* und der Wanzenfamilie der Saldidae besonders individuenreich. Insgesamt wurden 65 Taxa nachgewiesen.

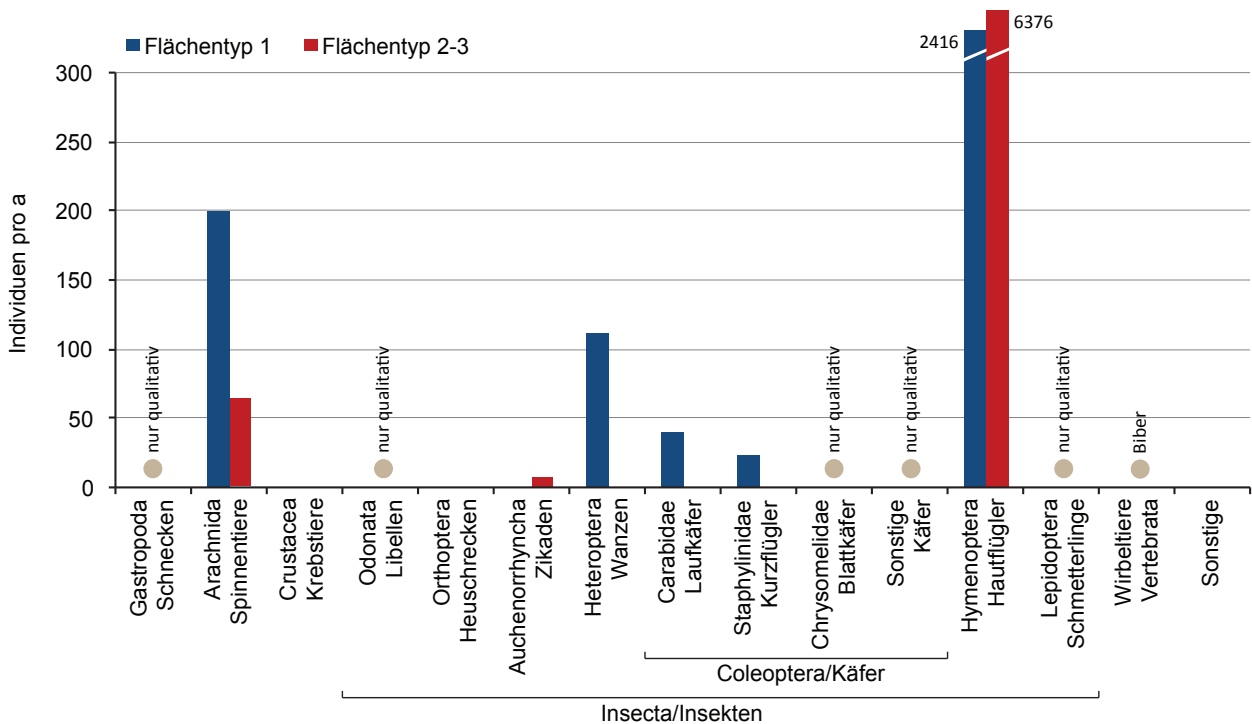


Abb. 53: Flussinsel Bonaduz. Individuendichten von Vertretern der Kiesbankfauna entlang von Transekten über unterschiedliche Flächentypen. Zusätzlich sind Beobachtungen während der qualitativen Begehungen eingetragen.

## 7.7 Kiesinsel bei Mastrils



Abb. 54: Flussinseln in der Aue Mastrils am Alpenrhein; Koordinaten: Y: 760114 X: 201871; 525 müM. Foto: Rheos 2015 ©.

### Morphologie und Dimensionen

Der als «Mastrilser Au» bezeichnete, naturnahe Alpenrheinabschnitt zwischen Untervaz und der Tardisbrücke bei Landquart ist 3,6 km lang mit einer wechselnden Flussraumbreite von 120 m bis 275 m. Die untersuchte Kiesinsel - die sich mit den Probestellen zu Benthos- und Jungfischerhebungen deckt (vgl. Probestellentafeln im Anhang A) liegt im südlichen Bereich der Au, ist rund 475 m lang und 55 m breit (Abb. 54). Zusammen mit einer uferseitigen Kiesbank (im Bild auf 9:00 Uhr) hat der Untersuchungsperimeter eine Fläche von ca. 29000 m<sup>2</sup>. Diese Flussinsel ist höher als die meisten anderen. Ihre höchste Stelle ragt bei Schwall noch immer ca. 1,5 m über den Wasserspiegel des Flusses.

### Einfluss von Schwall und Sunk

Trotz der großen Flussbreite an der Untersuchungsstelle schwankt auch hier der Wasserspiegel zwischen schwallbedingt um bis zu 75 cm – je nach betrachteter Stelle. Da die Kiesinsel relativ harte Uferkanten besitzt, ist der Wasserwechselbereich weitgehend auf den oberen Inselteil beschränkt. Die daneben liegenden flacheren Kiesflächen am Ufer und in Flussmitte sind dagegen regelmäßig wasserbedeckt.

### Typologie und Bewuchs

Im Betrachtungsperimeter gibt es mehrere Kiesbänke, davon zeigt nur die große Insel am linken Flussufer einen vielfältigen permanenten, z.T. auch höherstämmigen Bewuchs mit Weichholzaue. Auf der restlichen Insel überwiegt die Buschvegetation über alle anderen Habitattypen. Mandel- und Laven-delweiden, Tamarisken und halbhohe Kieferschösslinge sind sehr häufig; letztere können bereits als Elemente der Hartholzaue betrachtet werden. Bei der Flächenanalyse überwiegt daher bei Weitem der Flächentyp 3. Gegenüber der Flussinsel Bonaduz zeigen die Flächen in Mastrils demnach ein durchschnittlich geringeres Bewuchsalter (Abb. 55).

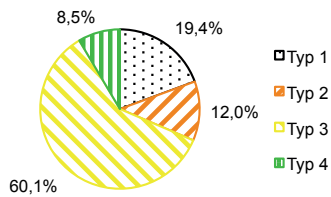






Abb. 55: Verteilung der 4 unterschiedenen Flächentypen auf der Kiesinsel Mastrils. Links oben: Bilanzierung der relativen Anteile der Flächentypen auf die Gesamtstruktur.



Flächentypen der Kiesbänke und Flussinseln am Alpenrhein

-  Typ 1: häufig bis mehrmals täglich überflutete Wasserwechselzone, weitgehend vegetationsfrei
-  Typ 2: regelmässig überflutete Kies- und Sandbankfläche, spärlich mit Pionierpflanzen bewachsen
-  Typ 3: selten überflutete Flächen mit Buschvegetation und zerstreut bewachsene Trockenflächen
-  Typ 4: sehr selten überflutete Flächen mit langjähriger Auwald- und dichter Buschvegetation

## Morphodynamik

Die bewachsenen Flussinseln der Mastrilser Au ändern zwar regelmäßig ihre Form und Größe, ihre relative Lage zum Flussabschnitt bleibt aber weitestgehend gleich. Äußerst dynamisch zeigen sich dagegen die anderen periodisch überfluteten Kiesflächen und sogar die Hauptstromrinne. Ihre Lage und Dimension verändert sich nach jedem größeren Hochwasser deutlich.

## Besiedlung

In Mastrils liegt die insgesamt erfasste Zahl Tier-Taxa mit 94 etwa gleich hoch wie in Bonaduz (vgl. Tab. 20 im Anhang D). Auch hier waren die Grashüpfer selten und Trockenheit liebende Arten dominierten. Unterschiede zu Bonaduz zeigten sich in der etwas geringeren Taxazahl bei den Laufkäfern und einer größeren Zahl Tagschmetterlinge. Auch die Vegetation zeigt in Mastrils eine sehr ähnlich Zusammensetzung wie in Bodaduz mit einem etwas höheren Anteil an Trockenzeigern (vgl. Tab. 20 im Anhang D).

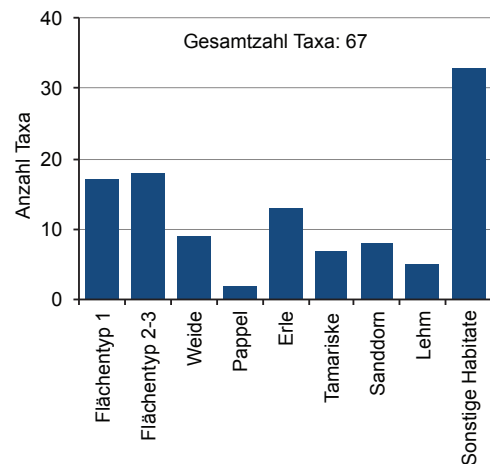


Abb. 56: Verteilung der Tierarten- und -gruppen, die in den untersuchten Habitaten der Flussinsel Mastrils gefundenen wurden.

## Halbquantitative Erhebung der Kiesbankfauna im Transekt

Die halbquantitativen Erhebungen fanden im nördlichen Bereich einmal quer über die Insel statt. Dabei wurde die Flächentypen 1–3 untersucht. Mit 67 Taxa (Abb. 56) lag die Diversität auch hierbei im gleichen Bereich wie in Bonaduz (Abb. 52). In den Wasserwechselzonen und auf Pionierflächen konnten dagegen deutlich mehr Arten gefunden werden als dort. Die in Bonaduz noch dominanten Wanzen der Familie Saldidae traten in Mastrils mit einer geringeren relativen Häufigkeit auf. Obwohl mit weniger Arten vertreten, zeigten die Käfer höhere Dichten als in Bonaduz (Abb. 57).

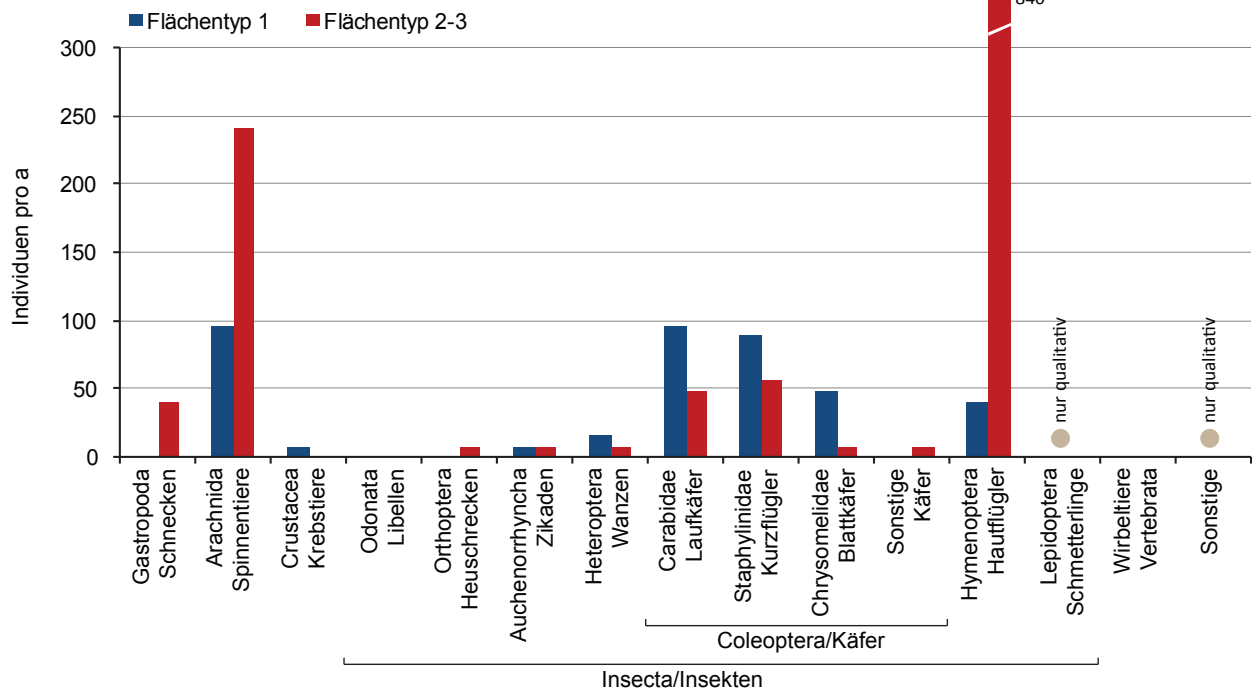


Abb. 57: Flussinsel Mastrils. Individuendichten von Vertretern der Kiesbankfauna entlang von Transekten über unterschiedliche Flächentypen. Zusätzlich sind Beobachtungen während der qualitativen Begehungen eingetragen.

## 7.8 Kiesbank bei Balzers-Triesen



Abb. 58: Kiesbank unterhalb der Brücke Trübbach (SG)- Balzers (FL) im Bereich der alternierenden Kiesbänke am Alpenrhein; Im Hintergrund: Triesenberg (FL) Koordinaten: Y: 760114 X: 201871; 525 müM. Foto: Rheos 2015 ©.

### Morphologie und Dimensionen

Nördlich der Ellhornkurve und unterhalb der Rheinbrücke Trübbach-Balzers liegen zwei unterschiedlich große alternierende Kiesbänke, die trotz geringer Flussraumbreite mit Buschvegetation bewachsen sind. Genauer in Augenschein genommen wurde die etwas nördlicher liegende und größere Insel auf der orografisch (in Fließrichtung) rechten Flussseite (Abb. 58). Sie besitzt eine Länge von 550 m, eine maximalen Breite von 42 m und einer Fläche von rund 17600 m<sup>2</sup>. Biologische Untersuchungen fanden nur oberflächlich statt.

### Morphodynamik, Typologie und Bewuchs

Bei einem Vergleich der Luftbilder der vergangenen 10 Jahre (Abb. 59) fällt auf, dass sich seither auf mehreren alternierenden Kiesflächen zwischen Maienfeld und Vaduz bereits bei rund 90 m Gerinnebreite Bewuchs eingestellt hat, der in den Jahren zuvor nicht oder nur marginal vorhanden war. Auf der betrachteten Kiesbank bei Balzers hatte sich zwischenzeitlich in einem «Kurvenschatten» eine bis 4 m hohen Buschvegetation (Weiden) entwickelt. Die vor ca. 2008 angelegte Bewuchsflächen haben sich vor allem dort weiterentwickelt, wo sie Anschluss an eine steiler abfallende Uferfläche besitzen.

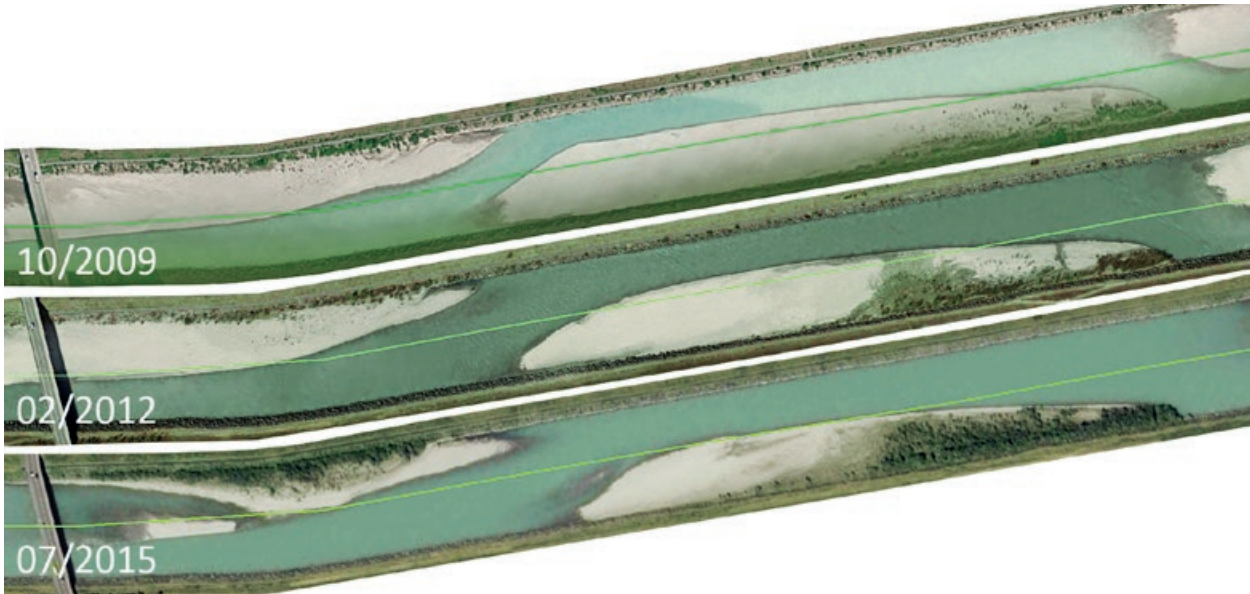


Abb. 59: Struktur- und Vegetationsentwicklung zweier alternierender Kiesbänke unterhalb der Rheinbrücke Trübbach-Balzers: Betrachtungszeitraum Oktober 2009 bis Juli 2015. Neben dem deutlich zunehmenden Bewuchs sind auch geringfügige Veränderungen in der Morphologie und Lage der Kiesbänke zu erkennen. Datenquelle: GoogleEarth 2016 ©, verändert

Die Tatsache dass sich auch innerhalb des schmalen Gerinnes vieljährige Vegetation entwickelt hat, mag auf den ersten Blick den unter Kap. 7.1 (vgl. Abb. 41) getroffenen Aussagen widersprechen, hat aber wohl historische Gründe. Durch die massive Kiesentnahme von deutlich über 30 Mio m<sup>3</sup> Kies innerhalb der letzten 60 Jahre kam es zunächst zu Erosionen und Sohleneintiefungen um bis zu 5 m. In der Zeit der großen Kiesentnahmen im Alpenrhein (etwa bis 1990) zeigten auch die alternierenden Kiesbänke eine flussab gerichtete «Wanderung» [30]. Nachdem diese Kiesentnahme massiv eingeschränkt wurde, hat sich die Rheinsohle abschnittsweise wieder angehoben, die Kiesbänke bleiben weitestgehend ortstabil und verändern lediglich ihre Form, Größe und Höhe [22, 59]. Wenn über mehrere Jahre kein strukturierendes Hochwasser stattfindet, kann es somit auch hier zu langjährigem Bewuchs kommen. Fachleute vermuten, dass es nach Stabilisierung der Sohlenlage wieder zu langsamen, aber deutlich erkennbaren Kiesbankbewegungen kommen könnte (SCHÄLCHLI, pers. Mitt.).

Ein zusätzlicher Grund für die Vegetationsentwicklung sind die nach 2005 ausgebliebenen größeren Hochwasserereignisse, die für eine Strukturumlagerung in entsprechendem Maße nötig gewesen wären. Da es offenbar im Verlauf des HQ<sub>30</sub> von 2005 (2264 m<sup>3</sup>/s bei Diepoldsau) zu einer Auswaschung der Kiesbankvegetation gekommen ist und das HQ<sub>3</sub> von 2012 (1520 m<sup>3</sup>/s) eher zur Materialdeposition (Sand), vermuteten wir, dass zu deutlichen Veränderungen der Kiesbänke und damit Bewuchsfläche in diesem Abschnitt Abflüsse von über 1800 m<sup>3</sup>/s - möglicherweise auch darüber - nötig sind. Am 17.6.2016 kam es dann auch zu einem 45-jährigen Hochwasserabfluss im Alpenrhein (Abfluss > 2400 m<sup>3</sup>/s.). Selbst dabei blieben noch randständige Reste der Buschvegetation erhalten.

Der Einfluss von Schwall und Sunk war am relativ abrupten Übergang zwischen der Wasserwechselzone

(Flächentyp 1) und der Grasnarbe bzw der lockeren Buschvegetation zu erkennen (Abb. 59, 60), die beide dem Flächentyp 3 zugeordnet werden können. Daneben finden sich nur sehr kleine Bereiche mit Pioniervegetation.



Abb. 60: Verschiedene, weniger als 10 Jahre alte Bewuchsflächen auf einer alternierenden Kiesbank bei Balzers. Alle bewachsenen Bereiche können dem Flächentyp 3 zugeordnet werden. Links: Grasflächen mit zerstreuter Buschvegetation; im Hintergrund bis 4 m hohe Weiden. Mitte: mehrjährige Tamariske. rechts: 1-3-jährige Weiden- und Tamariskenschösslinge. Foto: Rheos 2015 ©

### Besiedlung

Die übrige Tier- und Pflanzenbesiedlung wurde nur oberflächlich dokumentiert (vgl. Tab. 20, 21 im Anhang D).

## 7.9 Kiesbank bei Bangs-Rüti



Abb. 61: Kiesbank (Bildmitte) zwischen Bangs und Rüti, im Bereich der Mündung des Werdenberger Binnenkanals; Koordinaten: Y: 759193 X: 238542; 426 müM. Foto: Rheos 2015 ©.

### Morphologie und Dimensionen

Die Kiesbank erstreckt sich vor der Mündung des Werdenberger Binnenkanals auf der orografisch linken Rheinseite bei Büchel, einem Ortsteil von Rüti (Abb. 61). Sie liegt zudem rund 500 m nördlich der Rheinbrücke und der Benthosprobestelle von Bangs. Zum Zeitpunkt der Untersuchung war die Kiesbank spitz

zulaufend und schmal, rund 500 m lang und an der breitesten Stelle 70 m breit. Außerhalb von Schwallabflüssen betrug die über Wasser liegende Fläche ca. 13000 m<sup>2</sup>.

### Morphodynamik

Die relative Lage und Dimension der untersuchten Kiesbank haben sich im mittels Lufaufnahmen reproduzierbaren Zeitraum von 1930 bis heute mehrfach grundlegend geändert (Abb. 62). Bis etwa Mitte der 1950er-Jahre war sie Teil der rheinabwärts «wandernden» alternierenden Kiesbänke. Zusammen mit einer massiven Absenkung der Rheinsohle - vor allem durch Kiesentnahme, auch an dieser Stelle (siehe Abb. 61 , Bild 1970) - blieb ein kleiner Teil oberhalb der Flussmündung stabil. 40 Jahre später, wohl als Folge der langsamen Wiederanhebung der Sohle, trat seit ca. 2013 wieder eine starke Morphodynamik und mit ihr auch wieder eine langsame Wanderbewegung der Kiesbänke rheinabwärts ein. Zwischen der letzten Kampagne 2009 und 2015 haben sich deshalb Form und Charakter der Kiesbank grundsätzlich verändert. Ein großer Teil der Kiesbank gerät nun schon bei leicht erhöhten Abflüssen, z.T. auch schon bei Schwall, unter Wasser. Die erst Anfang 2015 unterhalb der Flussmündung entstandene große Kies- und Sandfläche hat sich zwischenzeitlich (Stand Jan. 2016) bereits wieder weiterverlagert.

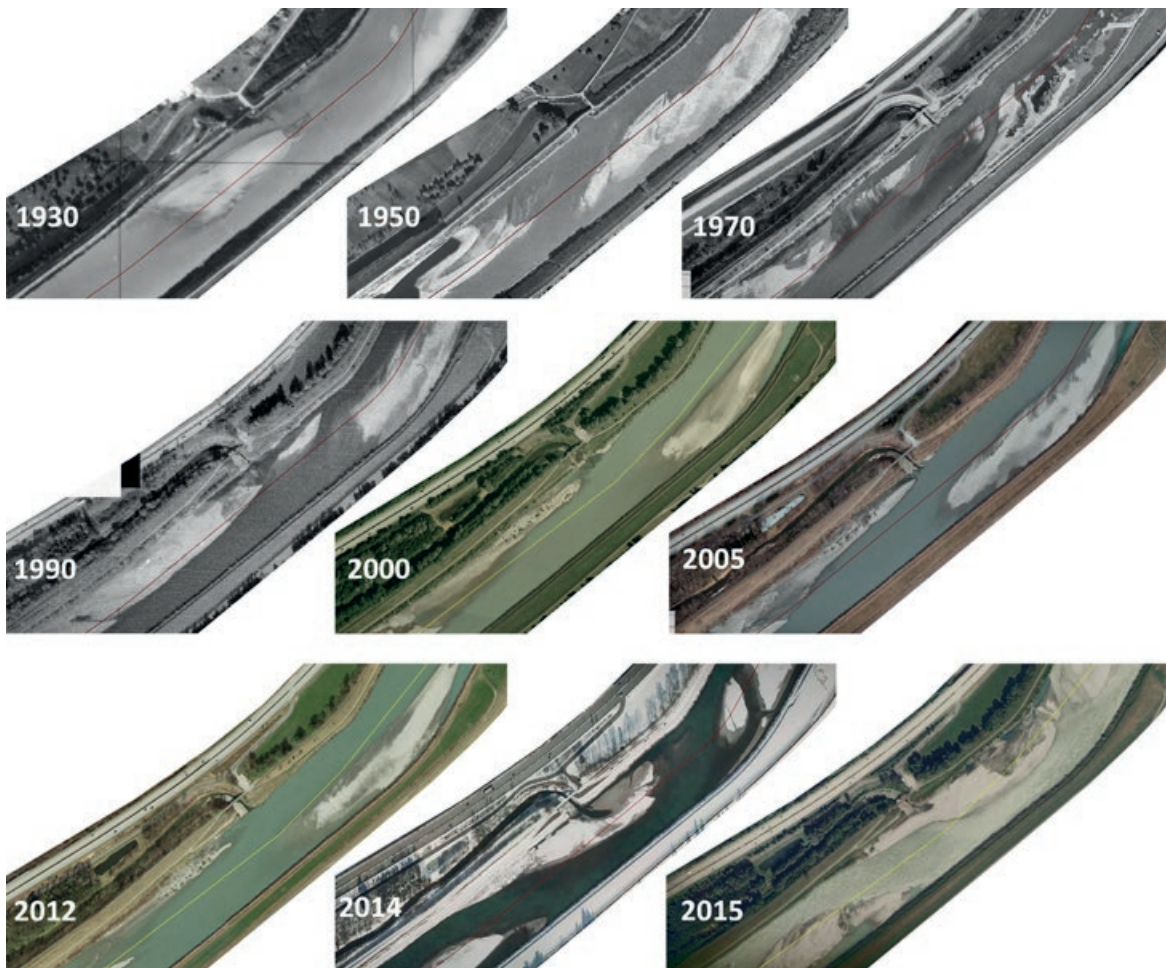


Abb. 62: An der Kiesbank im Bereich der Mündung des Werdenberger Binnenkanals („Schluuch“) konnte zwischen 1930 und heute eine sehr starke Morphodynamik rekonstruiert werden. Quellen: VOGIS ©, GoogleEarth ©.

### Typologie und Bewuchs

Wegen der derzeit wieder starken Morphodynamik und der daraus resultierenden geringen Höhe, durch den Zufluss des Binnenkanals und bei höheren Abflüssen und starkem Schwall liegt der Hauptteil der Kiesbank unter Wasser und fällt danach immer wieder trocken. Dementsprechend sind über 95% der



Fläche dem Typ 1 zuzuordnen (Abb. 62). Die restlichen, bis ca. 0,75 m höher liegenden ca. 600 m<sup>2</sup> sind dagegen ökologisch höchst interessant, da sie kleine Bereiche Pionier- und etwas mehr Buschvegetation enthalten, die bis zu 3 m Höhe aufragt. Diese bewachsene Fläche besteht seit etwa 1995 und war schon einmal deutlich größer. Noch 2009 reichte sie von ihrem jetzigen oberen Ende bis zur Binnenkanalmündung. Dieser kleine Bereich ist die derzeit noch unterste mit mehrjähriger Vegetation bewachsene Fläche im Alpenrhein (in einem revitalisierten Bereich der Rheinvorstreckung entwickeln sich derzeit neue Bewuchsflächen).

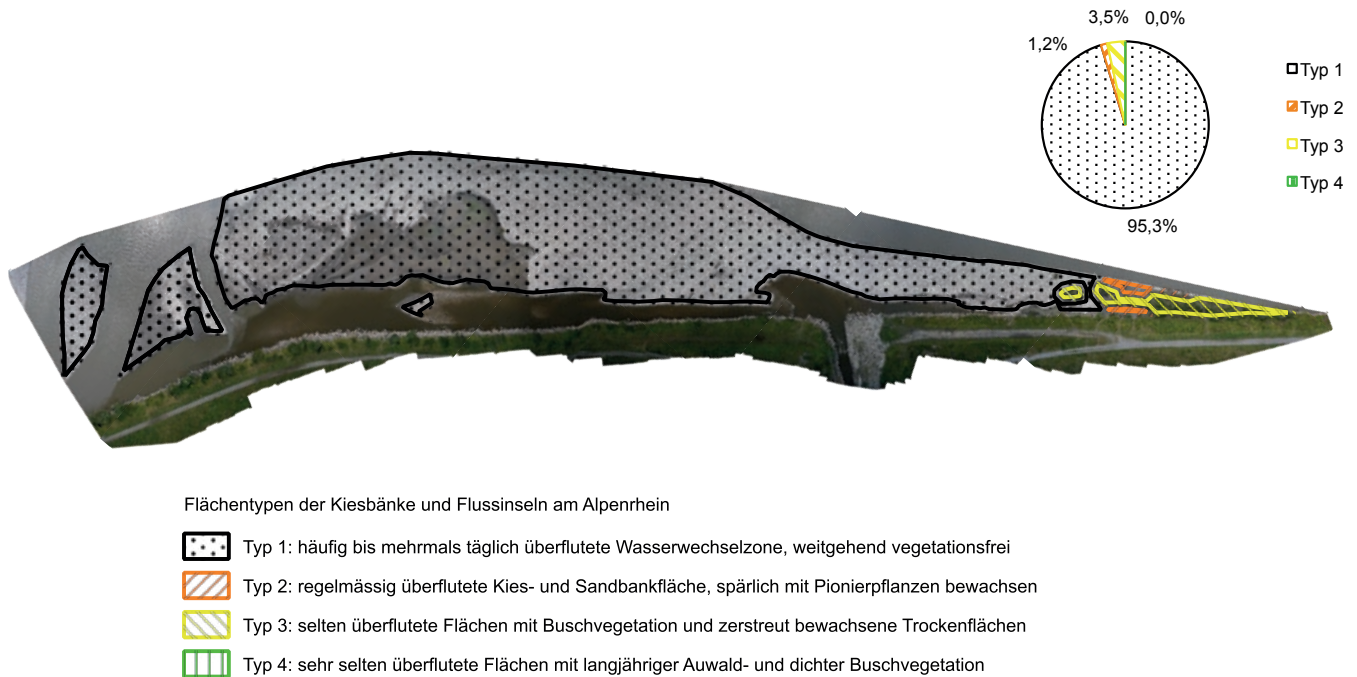


Abb. 63: Verteilung der 4 unterschiedenen Flächentypen auf der Kiesbank Bangs-Rüti. Rechts oben: Bilanzierung der relativen Anteile der Flächentypen auf die Gesamtstruktur.

## Besiedlung

Entsprechen ihrer geringen Größe ist das Spektrum an Pflanzen auf den erhöhten Kiesbankflächen beschränkt. Dennoch findet sich hier zugleich der nördlichste Nachweis der Deutschen Tamariske (vereinzelte Schösslinge) und der südlichste Nachweis des Zwergrohrkolbens. Die Fauna ist wegen des hohen Anteils an vegetationsfreien Flächen relativ arm an verschiedenen Taxa (Abb. 64), die auch nicht bestimmten Habitaten zuzuordnen war.

### Halbquantitative Erhebung der Kiesbankfauna im Transekt

Die halbquantitativen Probenahme wurde an einem Querschnitt ohne Pflanzenbewuchs, also ausschließlich auf Flächentyp 1 durchgeführt. Wie auch schon auf den anderen Kiesbänken war hier die Besiedlungsdichte relativ gering und bestand hauptsächlich aus Saldiden (Wanzen), Laufkäfern und Kurzflügelkäfern, alles sehr schnelle und bewegliche Arthropoden (Abb. 65). Für andere, auf den anderen Kiesbänken auch auf diesem Flächentyp häufigen Arten, wie Spinnen der Gattung *Pardosa* oder verschiedene Ameisenarten, war die Kiesbank wohl nicht als ständiges Habitat geeignet. Durch die starken Sandanteil fehlten

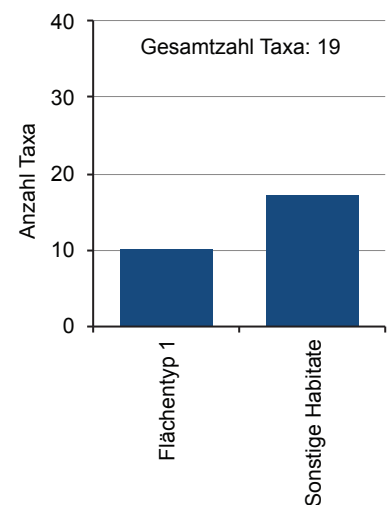


Abb. 64: Verteilung der Tierarten und -gruppen, die in den untersuchten Habitaten der Kiesinsel Bangs-Rüti gefundenen wurden.

entsprechende Lückenräume. Auf höher gelegenen Flächen wurden sie dann wieder in großer Zahl gesichtet.

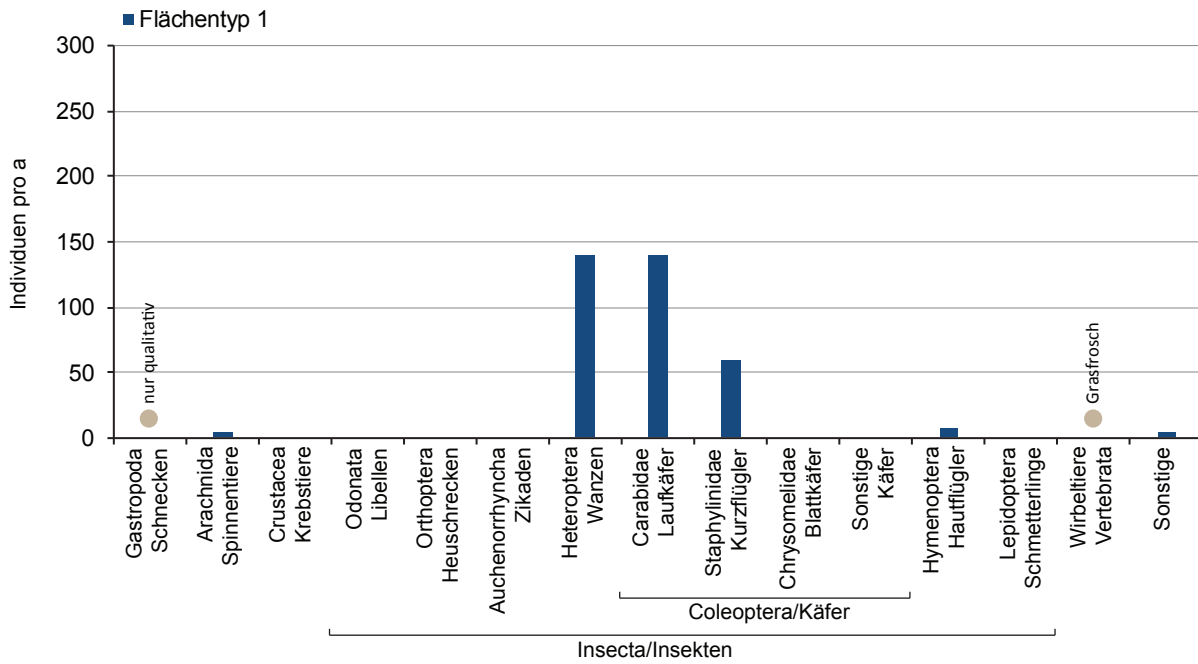


Abb. 65: Individuendichten von Vertretern der Kiesbankfauna entlang von Transekten über unterschiedliche Flächentypen auf der Kiesbank Bangs-Rüti. Zusätzlich sind Beobachtungen während der qualitativen Begehungen eingetragen.



## 8. Literatur

- [1] AJF Graubünden: Jahresberichte Fischaufstieg Kraftwerk Reichenau. <http://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/bvfd/ajf/fischerei/dokumentation/Seiten/Jahresberichte.aspx>, abgerufen 30.11.2016.
- [2] AMANN, E., KINDLE, T. (1992): Zu den im Alpenrhein laichenden Bodenseefelchen. Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 19, S. 251-252. Vaduz.
- [3] Arbeitskreis Ökologie: Bewertung kleiner Gewässer, spezieller Gewässertypen und Typausprägung; Arbeitspapier Stand Mai 2015
- [4] ARGE LIMNOLOGIE (2008): Limnologische Untersuchung an ausgewählten Fließgewässern in Liechtenstein im Februar 2008. Studie im Auftrag des Amtes für Umweltschutz, Fürstentum Liechtenstein. 31 S.
- [5] BAFU (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern, Version vom 24. November 2006.
- [6] BECKER, A.; REY, P. (2008): Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2006/2007. Untersuchungen zum Jungfischbestand im Bereich repräsentativer Flussabschnitte. Bericht zuhandes des BAFU, Bern.
- [7] BINDERHEIM, E., GÖGGEL, W. (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt. Umwelt-Vollzug Nr. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern. 43 S.
- [8] Brauckmann 1997
- [9] BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT Sektion VII (Hrsg.) (2006). HAUNSCHMID, R., WOLFRAM, G., SPINDLER, T., HONSIG-ERLENBURG, W., WIMMER R., JAGSCH A., KAINZ E., HEHENWARTNER K., WAGNER B., KONECNY R., RIEDMÜLLER R., IBEL G., SASANO B. & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien.
- [10] BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT Sektion VII (Hrsg.) (2010). GASSNER, H., ACHLEITNER, D., BRUSCHEK, G., MAYRHOFFER, K., FREY, I. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 – Fische. BAW- Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling 18, A- 5310 Mondsee. ISBN: 978-3-85174-063-9.
- [11] BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT Sektion VII (Hrsg.) (2010). HAUNSCHMID, R., SCHOTZKO, N., PETZ-GLECHNER, R., HONSIG-ERLENBURG, W., SCHMUTZ, S., SPINDLER, T., UNFER, G., WOLFRAM, G., BAMMER, V., HUNDRITSCH, L., PRINZ, H., SASANO, B.: Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische. ISBN: 978-3-85174-059-2.
- [12] BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2006): Arbeitsanweisung Fließgewässer- A2-01a. Qualitätselement Makrozoobenthos; Arbeitsanweisung des BMLFUW/Abt. VII/1.
- [13] EBERSTALLER, J., G. HAIDVOGL & M. JUNGWIRTH (1997): Gewässer- und fischökologisches Konzept Alpenrhein, Grundlagen zur Revitalisierung mit Schwerpunkt Fischökologie.- Herausgeber: Internationale Regierungskommission. Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, ISBN 3-9500562-1-3.
- [14] EBERSTALLER J., EBERSTALLER-FLEICHANDERL D., WIESNER D., UNFER G., PETER A., SCHAGER E., BOHL E. (2005): Fischökologische Bestandsaufnahme Alpenrhein 2005. Bericht im Auftrag der Fischereifachstellen am Alpenrhein.
- [15] EBERSTALLER, J. (EZB) (2008): Fischökologisches Monitoring gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie in Vorarlberg, September 2007. Studie im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung (Bregenz) und des Lebensministeriums Wien. 61 S.

- [16] EBERSTALLER et al. , EAWAG, BOKU, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007): Fischökologische Bestandsaufnahme Alpenrhein 2005, Studie im Auftrag der Fischereifachstellen am Alpenrhein. 99 S.
- [17] EBERSTALLER, J., KÖCK, J., HAUNTSCHMID, R., JAGSCH, A., RATSCHAN, C., ZAUNER, G. (2010): Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer; Biologische Definition des guten ökologischen Potentials
- [18] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 („EU – Wasserrahmenrichtlinie“) zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik [Amtsblatt L 327 vom 22.12.2000].
- [19] FISCHEREIFACHSTELLEN AM ALPENRHEIN (2015): Jahresbericht 2015 über die Fischerei im Alpenrhein. zb: [www.vorarlberg.at/pdf/fischereistatistikalpenr6.pdf](http://www.vorarlberg.at/pdf/fischereistatistikalpenr6.pdf), abgerufen 30.11.2016.
- [20] GÖGGEL W. (2004): „Definition der Referenz bei der Beurteilung von Fließgewässern im Rahmen des Model-Stufen-Konzeptes“. 17 S.
- [21] GRAF, W. , HUTTER, G. (2002): *Brachyptera trifasciata*, eine gefährdete Steinfliegenart im Rhein bei Bangs. - Rheticus, 24 (1&2): 45-47, Dornbirn.
- [22] INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (IGKB) [2004]: Der Bodensee. Zustand-Fakten-Perspektiven. - Bearbeitung. : U. MÜRLE, J. ORTLEPP, J. REY, P.; Bregenz, 177 S.
- [23] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN (IRKA) Hrsg. (2002): Trübung und Schwall Alpenrhein – Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische – Teilbericht Fischökologie, Interreg II Synthesbericht. – Bearbeitung: EBERSTALLER, J., PINKA, P.; 47 S.
- [24] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN Hrsg. (2005): „Entwicklungskonzept Alpenrhein“. – Bearbeitung: MICHOR K., BERG-MEISTER U., BLANK T., BÖHI W., KALT L., KINDLE T., PETRASCHKE A. UND STALZER W.; 438 S.
- [25] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN (IRKA) Hrsg. (2007): Monitoring Alpenrhein, Teilbereich Gewässerökologie. Konzept zur Koordination und Durchführung. – Bearbeitung: EBERSTALLER, EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, REY, BECKER; Wien und Konstanz, 65 S.
- [26] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN (IRKA) (2010): Alpenrhein- Arbeitsgruppe Projekt D6: Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Tagung Naturnaher Wasserbau und Gewässerökologie - Aktuelle Herausforderungen. Erste Ergebnisse. [www.vorarlberg.gv.at/pdf/oekologischeauswirkungdes.pdf](http://www.vorarlberg.gv.at/pdf/oekologischeauswirkungdes.pdf).
- [27] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN (2012): Alpenrhein- Arbeitsgruppe Projekt D6: Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile - Arbeitspaket 1 bis 5. – Bearbeitung: SCHÄLCHLI, U., WYRSCH, F., SCHUMACHER, A., EBERSTALLER, J., FRANGEZ, C., SCHNEIDER, M., KOPECKI, I., BAUMANN, P., WÄCHTER, K., JECKLIN, C., ZARN, B., NIEDERBICHLER, I., MAYR, P.; Wien, Zürich, Domat-Ems und Stuttgart.
- [28] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN Hrsg. (2011): Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie: Monitoring Alpenrhein – Projekt C17, Basismonitoring Ökologie 2009 bis 2011. Benthosbesiedlung, Sonderuntersuchungen Jungfischhabitate, Besiedlung der Kiesbänke. – Bearbeitung: REY, P., WERNER, S., MÜRLE, U., BECKER, A., ORTLEPP, J. & HÜRLIMANN, J. 150 S., St. Gallen.
- [29] INTERNATIONALE REGIERUNGSKOMMISSION ALPENRHEIN Hrsg. (2014): Fischökologisches Monitoring Alpenrhein 2013. Bericht im Auftrag der IRKA-Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. – Bearbeitung: EBERSTALLER, J., FRANGEZ; CH., DITULLIO, F, REY, P. & WERNER, S.
- [30] JÄGGI, M. (1983): Alternierende Kiesbänke. Untersuchungen über ihr Auftreten, den Zusammenhang mit der Bildung von Sohlenformen im allgemeinen, sowie ihre Auswirkungen auf Ufererosion und Fließwiderstand. (1983).

- [31] KUNZ, Y., 2006: Terrestrische Indikatoren zur Fliessgewässerbewertung: Habitatdiversität, Arthropoden und Uferlängen an Flüssen unterschiedlicher hydrologischer und morphologischer Beeinträchtigung. Diplomarbeit, EAWAG, Dübendorf; 76 S. und Anhang.
- [32] LIMNEX (2001): Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fliessgewässern- Grundlagenstudie zu den Teilaspekten- Charakterisierung von Art und Ausmass des Schwallbetriebes- Beschreibung von Massnahmen zur Verminderung der Schwallauswirkungen. Studie zuhanden des BUWAL. Zürich, 28 S. + Anhang.
- [33] LIMNEX (2004): Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fliessgewässer: Grundlagen zur Beurteilung. Bericht zuhanden WWF Schweiz. 35 S.
- [34] LUBINI, V., KNISPEL, S., SARTORI, M., VICENTINI, H., WAGNER, A. 2012: Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1212: 111 S.
- [35] Österreichisches Wasserrechtsgesetz (WRG) (Stand vom 1. April 2013). [http://www.jusline.at/Wasserrechtsgesetz\\_\(WRG\).html](http://www.jusline.at/Wasserrechtsgesetz_(WRG).html)
- [36] ORTLEPP J. (2011): Biologische Untersuchung der Limmat bei Turgi und Wettingen AG. Fachbericht Makrozoobenthos Untersuchungen vom 17. / 18. März 2010. –i.A. des Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, Kanton Aargau, Bericht Hydra AG St. Gallen.
- [37] ORTLEPP J., MÜRLE U. (2012): Biologische Untersuchung der Mittelland-Reuss, Kleinen Emme und Unteren Lorze. Fachbericht Makrozoobenthos (Untersuchungen vom März 2011). – Bericht i.A. der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Zug, Zürich und Luzern, Hydra AG St. Gallen, Februar 2012.
- [38] OFENBÖCK et al. (2010): Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A2- Makrozoobenthos.
- [39] PACCAUD, G., ROULIER, CH. (2013): Auftrag vom Bundesamt für Umwelt, Abteilung Gefahrenprävention. Anwendung der Methodik „Gewässerraum für grosse Fliessgewässer“ auf den Alpenrhein. Abschätzung des aktuellen Zustands und von zwei Kombinationsvarianten.
- [40] PFISTER & PIPP. (2010): Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A3- Phyto-benthos.
- [41] POTTGIESSER, M., SOMMERHÄUSER, M (2008): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands. Umweltbundesamt, Berlin. <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/gewaessertypen/typ4.pdf>
- [42] PRO LUCTRA (2010): Fischotter zurück in der Schweiz? [www.prolutra.ch/news/plnews\\_2010-05-05d.php](http://www.prolutra.ch/news/plnews_2010-05-05d.php), abgerufen am 30.11.2016.
- [43] REY, P. (2004): Ökologische Aspekte der Gewässerentwicklung: Alpenrheinzuflüsse und Bäche im Rheintal. Handbuch der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). 147 S. Vaduz.
- [44] REY P., ORTLEPP J., WERNER S, MÜRLE U., BECKER A., HESSELSCHWERD H. (2014): Koordinierte biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein 2011 – 2013. Abschlussbericht des Monitoringprogramms der Jahre 2011, 2012 und 2013 zuhanden der Gewässerschutz- und Fischereifachstellen der Kantone Aargau, Bern und Solothurn. St. Gallen, 121 S. + Datenanhang.
- [45] REY, P., MÜRLE, U., ORTLEPP, J., WERNER, S., HESSELSCHWERDT, J., UNGER, B. (2015): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hoahrhein 2011/2012; Makroinvertebraten – Bericht i.A. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- [46] REY, P., BOLLER, L., OESCH, T. und BEITL, M. (2016): Rechtliche und fachliche Grundlagen für einen ökologisch funktionsfähigen Alpenrhein. Arbeitspapier im Auftrag der IRR, Projekt RHESI.
- [47] REY, P. & Boller, L. (2016): RHESI: Fachplanung Gewässer- und Fischökologie- Variantenuntersuchung. Technischer Bericht im Auftrag der IRR.
- [48] REY, P., HESSELSCHWERDT, J., & WERNER, S: (2016): Koordinierte Biologischen Untersuchungen an Hoahrhein Und Aare 2001 bis 2013. Zusammenfassender Bericht. Bundesamt für Umwelt, Bern.

- [49] SCHÄLCHLI, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Mitteilungen, Zürich,
- [50] SCHÄLCHLI, U., ABEGG, J., HUNZIGER, K. (2002): Innere Kolmation, Methoden zur Erkennung und Bewertung. Zürich, pp. 1-19. (Projekt 01/11)
- [51] SCHÄLCHLI, UELI (2016): RHESI-Variantenuntersuchung. Fachbericht Hydraulik und Geschiebe Berichtskapitel Morphologie. Technischer Bericht im Auftrag der IRR.
- [52] SCHAGER, E.; PETER, A. (2004): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Fische Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44: 63 S.
- [53] SCHMUTZ, S., KAUFMANN, M., VOGEL, B., JUNGWIRTH, M. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele für die Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. Wasserwirtschaftskataster, BMLF, 210 S.
- [54] SCHÖLL F., HAYBACH A. (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index. Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. – Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz, Mitteilung 23
- [55] SCHWEIZER EIDGENOSSENSCHAFT (2010): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG). vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. August 2010, Revision am 1.1.2011) + Gewässerschutzverordnung GSchV vom 28.10.1998 (Revision am 1.1.2011).
- [56] SONDERMANN, M., GIES, M., HERING, D., SCHRÖDER, M., WINKING, C., FELD, C.K. (2013) „Wie können wir die Wiederbesiedlung von Renaturierungen prognostizieren?“ Ein Modellierungsansatz für die Ausbreitung aquatischer Wirbelloser. Fachtagung: Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. Paderborn, 10.06.2013.
- [57] STUCKI P. (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 61 S. . [www.modul-stufenkonzept.ch/download/MZB/MZB\\_Stufe%20F-D.pdf](http://www.modul-stufenkonzept.ch/download/MZB/MZB_Stufe%20F-D.pdf)
- [58] WERNER S., HESSELSCHWERDT, J., REY P., BECKER A., ORTLEPP J, (2014): Seeforelle- Arterhaltung in den Bodenseezuflüssen; Interreg IV-Projektbericht. 204 S.
- [59] WOLFRAM, G. & E. MIKSCHI (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In ZULKA, K.P.: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. - Grüne Reihe (Hrsg. Lebensministerium) Band 14/2 (Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere), Böhlau Verlag, Wien: 61-198.

### Bestimmungsliteratur und Berechnung Indizes Makrozoobenthos

- [60] AUBERT, J., 1959: Plecoptera.- Insecta Helvetica, Fauna 1, Lausanne.
- [61] BAUERNFEIND, E. & HUMPESCH, U.H., 2001: Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. – Verlag des Naturhistorischen Museums Wien.
- [62] BELLMANN, H., 1987: Libellen: beobachten – bestimmen. Neumann- Neudamm, Melsungen, Berlin, Basel, Wien.
- [63] BRINKHURST, R.O., 1971: A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta. – Freshwater Biological Association Scientific Publication, Nr. 22, 2. revidierte Aufl., 55 S. KOENZEN, U. & DÖBBELT-GRÜNE, S. (2013): Hydromorphologische Beschreibung des guten und sehr guten Zustandes an Fließgewässern. NUA-Seminarbericht Band 11.
- [64] EGGERS, T. & MARTENS, A., 2001: Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands.- Lauterbornia, 42. Dinkelscherben.
- [65] EGGERS, T. & MARTENS, A., 2004: Ergänzungen und Korrekturen zum „Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands“.- Lauterbornia, 50: 1-13. Dinkelscherben.
- [66] EISELER, B., 2005 : Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes.- Lauterbornia, 53. Dinkelscherben.
- [67] GERKEN, B. & STERNBERG, K., 1999: Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta Odonata). Höxter, Jena.

- [68] GLOER, P. & MEIER-BROOK, C., 2003: Süßwassermollusken.- DJN, Hamburg 13. Aufl.
- [69] HAUSSER, J., 2005: Bestimmungsschlüssel der Gastropoden der Schweiz. – Fauna Helvetica 10. Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF), Schweizerische Entomologische Gesellschaft (SEG) (Hrsg.).
- [70] HEBAUER (1986) zit. nach MOOG, O., WIMMER, R. 1990: Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wien.
- [71] JACCARD, P. (1901): Etude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et du Jura. Bull. Soc. Vaud Sc. Nat. 37: 547-579.
- [72] KILLEEN, I., ALDRIDGE, D. & OLIVER, G., 2004: Freshwater Bivalves of Britain and Ireland. FSC/ National Museum of Wales.
- [73] KLAUSNITZER, B., 1996: Käfer im und am Wasser.- Neue Brehm-Bücherei 567, Magdeburg. 2. Aufl.
- [74] KLAUSNITZER, B. (ed.), 1991: Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 1. Band Adephaga.- Goecke & Evers, Krefeld.
- [75] KLAUSNITZER, B. (ed.), 1994: Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 2. Band Myxophaga, Polyphaga 1. Teil.- Goecke & Evers, Krefeld.
- [76] LECHTHALER, W. & STOCKINGER, W., 2005: Trichoptera – Key to Larvae from central Europe. – DVD Edition, Vienna
- [77] MOOG O. (ed.), (2003): Fauna Aquatica Austriaca. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2. Aufl., Neubearbeitung 2003; <http://www.wassernet.at/filemanager/download/6625/>.
- [78] NESEMANN, H., 1997: Egel und Krebssegel Österreichs. – Sonderheft der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil.
- [79] NEU, P.J. & TOBIAS, W., 2004: Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). – Lauterbornia, 51. Dinkelscherben.
- [80] NEUBERT, E. & NESEMANN, H., 1999: Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea. – Süßwasserfauna von Mitteleuropa (begr. von A. Brauer), Schwoerbel, J. & Zwick, P. (Hrsg.), Bd. 6/2. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin.
- [81] NILSSON, A. (Hrsg.), 1997: Aquatic Insects of North Europe- Volume 2: Odonata – Diptera. Apollo Books, Stenstrup.
- [82] REYNOLDSON, T.B. & YOUNG, J.O., 2000: A key to the freshwater Triclads of Britain and Ireland. – Fresh-water Biological Association, Sci. Publ. 58, Ambleside
- [83] RIVOCCHI, L., 1984: Ditteri (Diptera).- Consiglio nazionale delle ricerche (ed.): Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane 28.
- [84] RUDOLPH, K., 2004: Flohkrebse (Amphipoda). <http://www.flohkrebse.de>.
- [85] SAETHER, O.A., ASHE, P. & MURRAY, D.A., 2000. A.6. Family Chironomidae. – In: Papp, P. & Darvas, B. (Hrsg.): Contributions to a manual of Palaearctic Diptera. Appendix. Science Herald, Budapest: 113-334.
- [86] SARTORI, M. & LANDOLT, P., 1999: Atlas de distribution des Ephémères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). – Fauna Helvetica 3. Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF), Schweizerische Entomologische Gesellschaft (SEG) (Hrsg.).
- [87] SCHAEFLEIN, H., 1971: 4. Familie: Dytiscidae, echte Schwimmkäfer.- in FREUDE, HARDE, LOHSE (eds.): Die Käfer Mitteleuropas, Bd.3: 16-89, Krefeld.
- [88] SCHMID, P.E., 1993: A key to the larval Chironomidae and their instars from Austrian Danube region streams and rivers. Part I. Diamesinae, Prodiamesinae and Orthoclaudiinae.- Wasser und Abwasser, Suppl. 3/93, Wien.
- [89] SCHÖLL, F. (2008): „Das Makrozoobenthos des Rheins 2006/2007“, Bericht im Auftrag der IKSR (vgl. Teil II-D)
- [90] STEFAN, A.W., 1979: 42. Familie: Dryopidae, Elminthinae.- in Freude, Harde, Lohse (eds.): Die Käfer Mitteleuropas, 6. Bd., Goecke & Evers, Krefeld, 1979: 274-294



- [91] STUDEMANN, D., LANDOLT, P. SARTORI, M., HEFTI, D. & TOMKA, I., 1992: Ephemeroptera. – Insecta Helvetica, Fauna 9. Schweizerische Entomologische Gesellschaft (Hrsg.), Genève.
- [92] SUNDERMANN, A. & LOHSE, S., 2004: Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. Forschungsinstitut Senckenberg.
- [93] TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSEGLIO-POLATERA, P., 2000: Invertébrés d'eau douce – systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris.
- [94] TIMM, T. & VELDHUIJZEN VAN ZANTEN, H.H., 2002: Freshwater Oligochaeta of NW Europe.- ETI. CD-ROM.
- [95] TURNER, H., KUIPER, J., THEW, N., BERNASCONI, R., RÜETSCHI, J., WÜTHRICH, M. & GOSTELI, M., 1998: Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. – Fauna Helvetica 2. Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF), Schweizerische Entomologische Gesellschaft (SEG) (Hrsg.).
- [96] WALLACE, I.D., WALLACE, B. & PHILIPSON, G.N., 1990: A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland.- Freshwater Biological Association, Sci. Publ. 51, Ambleside.
- [97] WARINGER, J. & GRAF, W., 1997: Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. Facultas-Universitätsverlag, Wien.
- [98] WARINGER, J. & GRAF, W., 2000: Ergänzungen und Berichtigungen zum „Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. Facultas-Universitätsverlag, Wien.
- [99] ZWICK, P., 2004: Key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. – Limnologica 34: 315-348.

### Bestimmungsliteratur zur Kiesbankfauna und -flora

- [100] AESCHIMANN, D., LAUBER, K., MOSER, D. M. & THEURILLAT, J.-P. (2004): Ein Atlas sämtlicher 4500 Gefäßpflanzen der Alpen. Band 1 bis 3. Haupt-Verlag, Bern.
- [101] BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken: beobachten – bestimmen. Neumann- Neudamm Verlag (JNN-Naturführer), 216 S.
- [102] BELLMANN, H. (1984): Spinnen: beobachten – bestimmen. Neumann- Neudamm Verlag (JNN-Naturführer), 160 S.
- [103] DJN (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung) (2006): Laufkäfer. Bestimmungsschlüssel für alle Gattungen, 4.Aufl.
- [104] HARDE K. W. & F. SEVERA (1981): Der Kosmos-Käferführer. Die mitteleuropäischen Käfer. Kosmos Naturführer, 333 S.
- [105] LAUBER, K. & G. WAGNER (1996): Flora Helvetica. Verlag Paul Haupt., 1613 S.
- [106] Leptopodomorpha Bestimmung: <http://www2.pms-lj.si/heteroptera/leptopodomorpha.htm>
- [107] NETOLITZKY, F.: Bestimmungstabelle der Bembidion-Arten des paläarktischen Gebietes. [www.biologiezentrum.at](http://www.biologiezentrum.at)
- [108] SCHMID, H., R. LUDER, B. NAEF-DAENZER, R. GRAF u. N. ZBINDEN (1998): Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993-1996. Schweiz. Vogelwarte, Sempach.
- [109] WACHMANN, E. (1989): Wanzen: beobachten – kennenlernen. Neumann- Neudamm Verlag (JNN-Naturführer), 274 S.

### Bestimmungsliteratur Aufwuchs

- [110] BACKHAUS D. (2006): Litorale Aufwuchsalgen im Hoch- und Oberrhein.- Carolina 64: 5-68, Karlsruhe.
- [111] Hofmann, G., Werum, M. & Langebertalot, H. (2011): Diatomeen im Süßwasserbenthos von Mitteleuropa. Bestimmungsfloren Kieselalgen für die ökologische Praxis. Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. A.R.G. Gantner Verlag K.G. S. 908.

- [112] KRAMMER, K. & LANGEBERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae. 1. Teil Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollehnauer D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 S.

### Gesetzesgrundlagen

- [113] Bundesgesetz vom 24. Januar 1991 über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG): [http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814\\_20.html](http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_20.html). Hierzu: Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV): [http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814\\_201.html](http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_201.html).
- [114] Bundesgesetz über den Wasserbau (BWG) vom 21. Juni 1991 (Stand am 1. Januar 2011). Schweizer Eidgenossenschaft.
- [115] Bundesgesetz vom 21. Juni 1991 über die Fischerei (BGF)(Fischereigesetz): [http://www.admin.ch/ch/d/sr/c923\\_0.html](http://www.admin.ch/ch/d/sr/c923_0.html) . Hierzu: Verordnung vom 24. November 1993 zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF): [http://www.admin.ch/ch/d/sr/c923\\_01.html](http://www.admin.ch/ch/d/sr/c923_01.html) EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 („EU – Wasserrahmenrichtlinie“) zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik [Amtsblatt L 327 vom 22.12.2000].
- [116] Österreichisches Wasserrechtsgesetz (WRG) (Stand vom 1. April 2013). [http://www.jusline.at/Wasserrechtsgesetz\\_\(WRG\).html](http://www.jusline.at/Wasserrechtsgesetz_(WRG).html).



