

Projektleiter und Konzeption: Ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Leopold Füreder

Projektleiter-Stellvertreter: Georg H. Niedrist Ph.D., MSc.

Projektmitarbeiter: Stefan Schütz MSc.

River Ecology and Conservation Institut für Ökologie, Universität Innsbruck Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck

### MitarbeiterInnen partim:

Saskia Amann BSc., Claudia Breitschopf BSc., Andreas Erne BSc. Daria Golub BSc., Tobias Grossgasteiger BSc., Brigitte Hechenblaickner BSc., Bernhard Kofler BSc., Manuel Lanzer BSc.

# Endbericht

Innsbruck, 31. März 2018

FÜR NACHHALTIGKEIT

**UND TOURISMUS** 



BUNDESMINISTERIUM

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND UND EUROPÄISCHER UNION





# Inhalt

Hir	ntergrund, Ausgangslage und Gegenstand	4
Má	aterial und Methoden	5
	Untersuchungsgebiete	5
	Datenerhebung	10
	Datenanalyse	13
	Biotische Proben	13
	Abiotische Charakterisierung der Lebensräume	13
	Umwelthärtegradient	13
	Diversitäts in dizes	13
Er٤	gebnisse und Diskussion	15
	1) Biotische Analyse der Gewässerlebensräume	15
	Individuendichte des Makrozoobenthos	17
	Großgruppen des Makrozoobenthos	18
	Dominante Tiergruppen	19
	Diversität und Taxazahl des Makrozoobenthos	20
	Chlorophyll-a Konzentration des Aufwuchses	21
	2) Abiotische Kenngrößen der Gewässer (2015 – 2017)	22
	Wassertemperatur	22
	Abfluss	24
	Transportierte Feststoffe	25
	Stickstoff	28
	Phosphor	30
	Gelöster organischer Kohlenstoff	32
	Leitfähigkeit	33
	3) Die Gewässer des Nationalparks Hohe Tauern als Anzeiger von Veränderungen	35
	Entwicklung der Wassertemperaturen von 2010 – 2017	35
	Veränderungen pro Einzugsgebiet	42
	4) Erwartete Entwicklungen der Gewässer aufgrund sich verändernder Umweltbedingungen	47
	Gradient der Umwelthärte	47
	Wassertrübe und das vom Gewässer transportierte Material	49
	Nährstoffe	51
	Primärproduzenten als Nahrungsgrundlage der Insektenlarven	54

	Qualität der Nahrung für Invertebraten	. 55
	Diversität des Makrozoobenthos	. 57
	Gewässertypische Ausprägungen der Umweltbedingungen und Lebensgemeinschaften	. 57
5)	Makrozoobenthos als geeigneter Indikator für Umweltveränderungen	. 59
	Individuendichte aller Makroinvertebraten:	. 59
	Relativer Anteil der Diamesinae an der Makrozoobenthos-Gemeinschaft	. 60
	Relativer Anteil der Diamesinae an der Chironomiden-Gemeinschaft	. 62
6)	Kritische Beurteilung der Methodik	. 63
Bede	utung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen	. 64
1)	Managementbedarf in den Tälern des Gewässermonitorings	. 64
2)	Relevanz des Gewässermonitorings im Nationalpark Hohe Tauern	. 64
3)	Besondere Argumente, Bedeutung und öffentliche Wirksamkeit	. 71
4)	Entwurf eines weiteren Monitoringplanes	. 73
Litera	aturverzeichnis	. 76

# Hintergrund, Ausgangslage und Gegenstand

Nach Durchführung der Arbeiten zum Gewässermonitoring im Nationalpark Hohe Tauern, im Zeitraum Sommer 2015 bis März 2018, liegt hiermit der Endbericht vor. Dieser orientiert sich an der Ausschreibung zum Gewässermonitoring, insbesondere an der Ausschreibungsunterlage Teil III – Leistungsbeschreibung und der Angebotserklärung des Projektleiters.

Innovatives Element des Gewässermonitorings Nationalpark Hohe Tauern ist die Messung, Auswertung und Interpretation der kausalen Zusammenhänge zwischen Hydrologie/Glaziologie – Geomorphologie – Ökologie/Biodiversität. Mit dieser integrierenden Vorgangsweise besitzt das Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern Pilotwirkung, weil in dieser Art und Weise noch kein Monitoring eingerichtet wurde. In der Pilotphase des Projektes von 2009 bis 2012 wurde die Methodik ausgearbeitet (Füreder et al. 2013), die für die weitere operative Umsetzung in einer Testphase (2012 – 2014) hinsichtlich mehrerer abiotischer und biotischer Komponenten auf ihre Aussagekraft überprüft (Füreder et al. 2015) und in der nun abgeschlossenen Umsetzungsphase weitergeführt wurde. Die in diesem Endbericht dargestellten Ergebnisse zeigen, dass wesentliche Anforderungen eines Langzeitmonitorings erfüllt sind.

Die Abgrenzung der Untersuchungsgebiete und die Grundlagen für die im Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern durchgeführten Arbeiten sind im 2009 – 2012 erstellten Konzept für ein länderübergreifendes Gewässermonitoring im Nationalpark Hohe Tauern dargestellt (Füreder et al. 2013). Die Arbeiten wurden diesem Konzept entsprechend durchgeführt.

Die bearbeiteten Themen enthalten insbesondere die hydromorphologischen Kenngrößen und Analysen (Ökomorphologie, physikalische und chemische Parameter der Flusslandschaften), sowie die biotische Charakterisierung anhand des Makrozoobenthos (wasserlebende Insekten und andere Invertebraten). Wegen ihrer hervorragenden indikativen Eignung und ihrer Konstanz in den Gewässerbodenproben wurden vor allem Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera und Diptera für die dargestellten Analysen herangezogen.

Dieser Endbericht enthält eine für die Fragestellung und Aussagekraft eines Langzeitmonitorings relevante Darstellung der wesentlichen Ergebnisse. Das sind einerseits die Entwicklungen der Umweltbedingungen in den verschiedenen Bachtypen und Einzugsgebieten, und andererseits die Identifikation von geeigneten Indikatoren für Umweltveränderungen. Die dahinter liegenden Daten werden im geeigneten Format dem Auftraggeber vollständig zur Verfügung gestellt.

Der Nationalpark hat zur Projektabwicklung eine Steuerungsgruppe eingerichtet. Dieser wurde in den Räumlichkeiten des Auftraggebers regelmäßig (zumindest einmal jährlich und nach Abgabe der Zwischenberichte) eine fachkundige Präsentation der durchgeführten Arbeiten, des Auswertungsstandes und der weiteren Arbeiten vorgestellt. Auch bei anderen Treffen (gemeinsame Begehungen, Exkursionen und Workshops, u.Ä.) war eine gute und informative Kommunikation zwischen Auftraggeber und –nehmer gegeben.

Die Datenformate wurden mit dem Auftragnehmer für die langfristige Datenverwaltung abgestimmt und werden mit Vorliegen dieses Endberichtes den Erfordernissen angepasst. Derzeit liegen die bearbeiteten Daten in einer für die Auswertung relevanten und nachvollziehbaren Form vor. Für die Langzeitbeobachtung ist eine langfristige Sicherung der Rohdaten (damit gemeint sind Urspungsdaten) relevant. Daneben werden auch alle projektbezogenen Publikationen zusammengestellt und übermittelt.

# Material und Methoden

### Untersuchungsgebiete

Das Projektgebiet umfasst vier repräsentative Einzugsgebiete im Nationalpark Hohe Tauern, verteilt auf die Verwaltungsgebiete (Kärnten, Salzburg, Tirol) mit Nord-Süd- und Ost-West-Ausrichtung: das Seebachtal (See), das Krimmler Achental (Kri), das Anlauftal (Anl), und das Innergschlöß (Gsch, Vil, Schl) (Abb. 1).

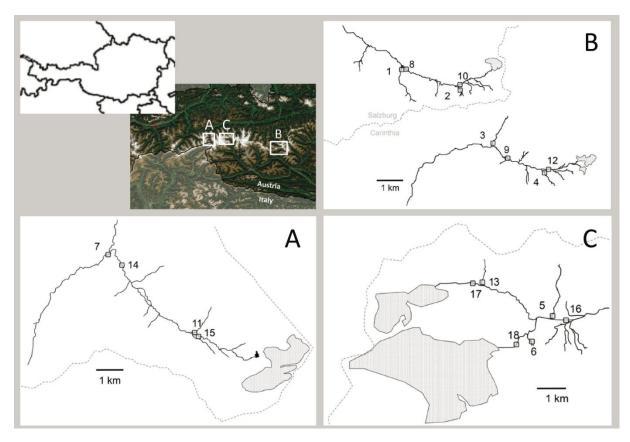


Abbildung 1. Untersuchte Gewässer im Nationalpark Hohe Tauern Im Projekt Gewässermonitoring in den Verwaltungsgebieten Salzburg, Kärnten, und Tirol: das Krimmler Achental (A), das Anlauftal (B oben), das Seebachtal (B unten), und das Gschlößtal (C), (Niedrist et al. 2018).

In jedem (Teil)Einzugsgebiet wurden Monitope oberhalb und unterhalb der natürlichen Waldgrenze, mit jeweils einem Gletscherbach und einem nicht-gletscherbeeinflussten Seitenbach beobachtet. Im Gschlößtal wurden insgesamt neun Gewässer beobachtet, da sich das hintere Tal in zwei parallele Gletscherbäche aufteilt (Abb. 1 C und Tab. 1).

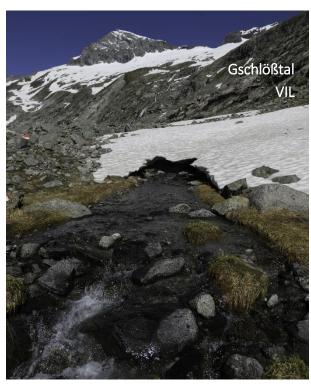
Tabelle 1. Untersuchungsstellen des Gewässermonitoring in den Tälern (Tal) der Länder Salzburg, Tirol, und Kärnten mitsamt in Abbildungen verwendete Kennzeichnungen und Nummerierungen (Kennzeichnung in nachfolgenden Abbildungen).

Tal	Untersuchungsstelle	Seehöhe (m ü.d.M)	Kennzeichnung	Nummer	% Gletscher
Anlauftal	Seitenbach unten	1368	Anl SU	1	0.0
Anlauftal	Seitenbach oben	1775	Anl SO	2	0.0
Anlauftal	Gletscherbach unten	1360	Anl GU	8	3.8
Anlauftal	Gletscherbach oben	1773	Anl GO	10	10.7
Gschlößtal	Seitenbach unten	1711	Gsch SU	5	0.0
Gschlößtal	Seitenbach oben	2132	Schl SO	6	0.0
Gschlößtal	Seitenbach oben	2217	Vil SO	13	15.4
Gschlößtal	Gletscherbach unten	1697	Gsch GU	16	42.6
Gschlößtal	Gletscherbach oben	2212	Vil GO	17	48.4
Gschlößtal	Gletscherbach oben	2112	Schl GO	18	78.3
Krimmler Achental	Seitenbach unten	1663	Kri SU	7	2.4
Krimmler Achental	Seitenbach oben	1797	Kri SO	11	12.8
Krimmler Achental	Gletscherbach unten	1669	Kri GU	14	19.9
Krimmler Achental	Gletscherbach oben	1795	Kri GO	15	38.4
Seebachtal	Seitenbach unten	1400	See SU	3	0.0
Seebachtal	Seitenbach oben	1840	See SO	4	0.0
Seebachtal	Gletscherbach unten	1451	See GU	9	5.5
Seebachtal	Gletscherbach oben	1845	See GO	12	14.5

Abbildung 2. Bilder der untersuchten Gewässer: Gletscherbäche und Seitenbäche oberhalb und unterhalb der Waldgrenze in den 4 Tälern Seebachtal (Kärnten), Gschlößtal (Tirol), Anlauftal und Krimmler Achental (beide Salzburg) (Fotos: Stefan Schütz, Georg Niedrist).



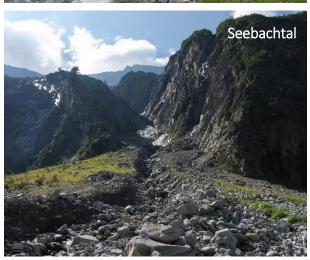
# Seitenbäche oben



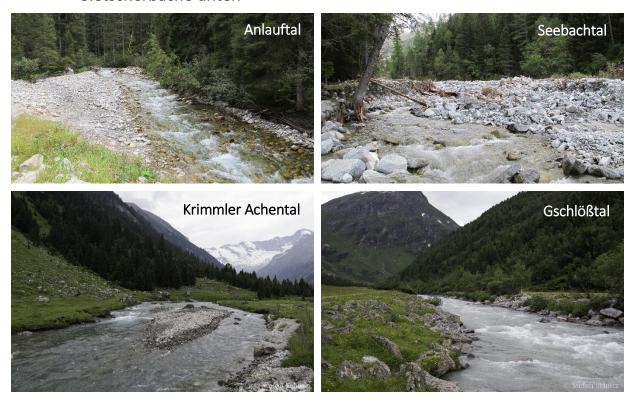








# Gletscherbäche unten





### Datenerhebung

Die Feldetappen für das Gewässermonitoring fanden im Zeitraum von 2015 bis 2017, jeweils am Anfang und gegen Ende der schneefreien Periode (das sind in den Untersuchungsgebieten Anfang Juli und Anfang September), statt. Für den Projektzeitraum wurden zu Beginn des Projektes die benthischen Lebensgemeinschaften (Makrozoobenthos) beprobt, an allen anderen Terminen wurden die Umweltbedingungen aufgenommen (Tab. 3). Bei jedem Termin (Tab. 2) erfolgte eine Charakterisierung der 18 Fließgewässerabschnitte. Zur Analyse von Umweltveränderungen in den jeweiligen Einzugsgebieten wurden Erhebungsdaten von früheren Zeiträumen (2010-2014) miteinbezogen (Tab. 3).

Tabelle 2. Beprobungstermine und Art der Datenerhebung

Jahr	Datum von - bis	Aufnahme
2011	13.06. – 18.06.	Umweltbedingungen + benthische Fauna
2011	27.06. – 01.07.	omwentbedingen i bentinsene i adna
2012	05.07. – 12.07.	Umweltbedingungen
2013	02.07. – 10.07.	Umweltbedingungen
2014	08.07. – 14.07.	Umweltbedingungen + benthische Fauna
2015	28. 06. – 06. 07.	Umweltbedingungen + benthische Fauna
2015	05. – 07. 08.	Austausch Temperatur- und Wasserdruck- Logger
2015	04. – 11. 09.	Umweltbedingungen
2016	02. – 09. 07.	Umweltbedingungen
2016	02. – 09. 09.	Umweltbedingungen
2017	03. – 09.07.	Umweltbedingungen
2017	01. – 07. 09.	Umweltbedingungen

Zur exakten physikalisch-chemischen Analyse wurde Wasser aus der freien Welle entnommen. Zur Quantifizierung des Trübstoff- und Chlorophyllgehalts, sowie des organischen Materials in der freien Welle, wurde Wasser mittels GF/C-Filter gefiltert (max. 1000 ml in Bächen mit Gletschereinfluss und regelmäßig 2000 ml in nicht-vergletscherten Einzugsgebieten). Zusätzlich zur Analyse des Wassers wurden der organische und anorganische Anteil, sowie der Chlorophyllgehalt des Aufwuchses im Flussbett erhoben. Dazu wurden jeweils drei flache, permanent überströmte Steine dem Gewässerboden entnommen, deren Aufwuchs abgebürstet, jeweils in ca. 100 ml Wasser gelöst und anschließend filtriert. Das jeweils filtrierte Wasservolumen und die Steinflächen wurden aufgenommen, um die erhobenen Anteile auf eine Fläche (cm²) beziehen zu können. An jedem Standort erfolgte die Messung von physikalisch-chemischen Parametern wie pH-Wert, Leitfähigkeit (in μS/cm), Sauerstoffkonzentration (mg/l) und –sättigung (%), sowie Wassertemperatur (°C) während der Beprobung ("WTW Multi 3430" mit "pH-Elektrode SenTix 950", "TetraCon 925" und "Fdo 925" Messsonden). Zusätzlich zu allen erhobenen Parametern erfolgte eine durchgehende Aufzeichnung der Wassertemperatur an allen Standorten mit vor Ort installierten Loggern (Intervall 30 Minuten, Firma Onset; Tidbit v2 Temp-Logger).

Die vom Gewässer entnommenen Wasserproben, die erhaltenen Filter, sowie die vor Ort erhaltenen Daten wurden im Wasserlabor der Universität Innsbruck analysiert und zur weiteren Auswertung (z.B. Korrelation mit biotischen Parametern) gespeichert. Zur exakten Bestimmung des Ionengehalts, sowie der Leitfähigkeit und des pH-Wertes wurden Ionen-Chromatografien (Dionex ICS-1100), Leitfähigkeitsmessungen unter standardisierten Bedingungen, sowie eine pH-Titration durchgeführt.

Der Abfluss während der Probetermine wurde mittels Erhebung von Wassertiefen- und Strömungstransekten errechnet. Dabei wurde die mittlere Strömungsgeschwindigkeit entlang von Querschnitten des Gewässers mittels Flügelmessgerät und/oder mittels Tauchstab nach Jens erhoben. Diese dienten später der integralen Berechnung des Abflusses in Kubikmeter pro Sekunde (m³/s).

Im Wasserlabor der Universität Innsbruck erfolgten die nachfolgenden Analysen. Die Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehalts auf den Filtern erfolgte mittels Photometer (Hitachi, Spectrophotometer) nach einer Extraktion der Pigmente aus den Pflanzenzellen mittels Aceton (Jeffrey & Humphrey 1975). Anschließend wurde der Gehalt pro Fläche Substrat errechnet (µg/cm²). Für die Quantifizierung des Trübstoffgehalts in der freien Welle, sowie des Aufwuchses wurden die Filter getrocknet (60 °C für 24 Stunden) und anschließend gewogen. Zur Unterscheidung der organischen und anorganischen Anteile wurden die trockenen Filter verascht (400 °C für insgesamt 4 Stunden). Der Glühverlust entspricht dem organischen Anteil des filtrierten Materials, das übrige Gewicht (minus dem Leergewicht des Filters) ist dem anorganischen Material zuzuschreiben. Der Anteil von organischem und anorganischem Material auf dem Filter wurde auf eine Fläche des Substrats (mg/cm²) hochgerechnet.

Der Gehalt an Anionen und Kationen (Cl, SO<sub>4</sub>, Na, K, Mg, Ca) wurde mittels Ionenchromatographie (Dionex ICS-1100) durchgeführt. Ammonium-Stickstoff (NH4-N) wurde durch die Indophenolblau-Methode nach Wagner (1969) quantifiziert, das gelöste und reaktive Silizium durch die Molybdat-Methode (Smith and Milne 1981). Der Phosphorgehalt wurde mit der Molybdat-Methode festgestellt (Vogler 1966), hier wurde einerseits der Gesamtphosphor, aber auch der gelöste Anteil quantifiziert. Der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) wurde mit dem Total Organic Carbon Analyzer (Shimadzu TOC), der Gehalt an Gesamt- bzw. gelöstem Stickstoff mit der Total Nitrogen Measuring Unit festgelegt.

Die Abschätzung der Zusammensetzung des Aufwuchses wurde mittels BenthoTorch (bbe Moldaenke, Deutschland) durchgeführt. Diese Sonde (Abb. 2) ist in der Lage Grünalgen, Cyanobakterien und Diatomeen aufgrund der verschiedenen Fluoreszenz zu unterscheiden. Die verschiedenen Algenpigmente werden selektiv durch verschiedene LEDs angeregt, die Emissionen dienen zur Berechnung der jeweiligen Pigmentzusammensetzung. Mittels automatischen Mischmodellen wird die Zusammensetzung der Algengruppen und Bakterien errechnet.





Abbildung 3. BenthoTorch zur Fluoreszenzmessung von benthischem Aufwuchs in Echtzeit (links). Detailansicht des Messfensters (rechts) (Bild: www.bbe-moldaenke.de)

Im Juli 2015 wurden benthische Proben entnommen. Dabei wurden die am Gewässerboden lebenden Organismen und das vorhandene organische Material (CPOM) mit einer dafür üblichen, standardisierten Methode besammelt, in 75 % Ethanol fixiert und im Labor analysiert. Die Methode orientiert sich an den Beprobungen in der Pilotphase: An jedem Standort wurden mittels "Surber Sampler" (1  $\mu$ m Maschenweite, Beprobungsfläche  $\sim$ 625cm²) 6 Proben entnommen, wobei aufgrund

der Voruntersuchungen (Füreder et al. 2013) die ertragreichsten Substrate Mesolithal (Probenanzahl 2), Makrolithal (Probenanzahl 2) und Megalithal (Probenanzahl 2) besammelt wurden.

#### Datenanalyse

#### Biotische Proben

Die Aufarbeitung der sogenannten biotischen Proben (Makrozoobenthos) wurden zuerst in verschiedene Größenklassen aufgeteilt (> 1000 μm, > 500 μm, > 100 μm). Anschließend wurden die Organismen nach folgenden Organismengruppen sortiert und gezählt: Chironomidae (Zuckmücken), Baetidae und Heptageniidae (beide Ephemeroptera), Plecoptera (Steinfliegen), Trichoptera (Köcherfliegen), Simuliidae (Kriebelmücken), Blephariceridae (Lidmücken), andere Diptera, Acari (Milben), Oligochaeta (Wenigborster), Turbellaria (Strudelwürmer), Tardigrada (Bärtierchen), Copepoda (Ruderfußkrebse), Ostracoda (Muschelkrebse), Cladocera (Wasserflöhe), Collembola (Springschwänze), Coleoptera (Käfer), terrestrische Taxa, Nematoda (Fadenwürmer), Nematomorpha (Saitenwürmer), und Heteroptera (Wanzen). Die taxonomische Bestimmung erfolgte auf Art- bzw. Artgruppenniveau, soweit es das Entwicklungsstadium der Organismen zuließ.

### Abiotische Charakterisierung der Lebensräume

Einzelwerte zu Feststoff- und Chlorophyll-*a*-Konzentrationen, sowie des organischen und anorganischen Anteils des Aufwuchses wurden gemittelt (jeweils 3 Werte). Die Sedimentfracht, der gesamte Sedimentaustrag pro Untersuchungsgebiet, wurde berechnet (Abfluss [I/s] \* Feststoffgehalt (g/l)) und in Gramm pro Liter (g/l) ausgedrückt.

Aus allen chemischen Parametern wurde aufgrund Literaturrecherche und identifizierten Unterschieden zwischen den Flusstypen bzw. aufgrund der Qualität des Zusammenhangs (Güte von Modell) mit dem Faktor Umwelthärte geeignete Faktoren ausgewählt.

Die aufgezeichneten Wassertemperaturen (alle 30 Minuten, d. h. 48 Messungen pro 24 h) wurden pro Tag gemittelt (Tagesmittelwert). Zur thermischen Unterscheidung der Gewässer wurden die Tagesmittelwerte während der Sommermonate von 2010 bis 2017 verwendet (Juli – August). Im zeitlichen Verlauf (von 2010 bis 2017) wurden Tagesmitteltemperaturen während der Sommermonate verglichen.

## Umwelthärtegradient

Der Grad der Vergletscherung der Einzugsgebiete entspricht dem Anteil vergletscherter Fläche im Einzugsgebiet und wird in Prozent (%) ausgedrückt. Die Reihung der Gewässerabschnitte nach Grad der Umwelthärte wurde anhand deren Reihung mittels Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. Diese ordnet die Untersuchungsstellen basierend auf Unterschieden im I) Grad der Vergletscherung, in der II) maximalen Sommerwassertemperatur und in III) der Menge an transportierten Feststoffen.

Dieser Gradient wurde herangezogen um die Effekte aufgrund milder-werdender Lebensbedingungen darzustellen. Zur Beschreibung von Zusammenhängen wurden einfache lineare Modelle herangezogen. Als allgemeines Signifikanzniveau wurde die Wahrscheinlichkeit von 5 % (p = 0.05) angewandt. Berechnungen wurden in der freien Statistiksoftware R (R Core Team 2015) durchgeführt.

#### Diversitätsindizes

Für den Diversitätsvergleich der drei beprobten Korngrößen (Meso-, Makro- und Megalithal) gingen die biotischen Daten jeder Einzelprobe auf Artniveau in die Berechnung der Species Number

(Artenzahl) ein. Um auf signifikante Unterschiede zwischen den Korngrößen schließen zu können wurden Mann-Whitney-U Tests berechnet.

Um die Auswirkungen unterschiedlicher Bestimmungsniveaus der Chironomidae (Art-, Genus-, Unterfamilien- und Familienniveau) auf die errechnete Diversität (Species Number) zeigen zu können gingen erneut alle Einzelproben in die Berechnung ein. Mann-Whitney-U Tests verglichen die Diversitäten einzelner Bestimmungslevels.

Die Veränderungen der Diversität entlang des oben beschriebenen Umwelthärtegradienten zwischen den Jahren 2011 und 2015 sowie die Diversitätsentwicklung der einzelnen Probenstellen zwischen den Jahren 2011, 2014 und 2015 wurden mit vier Indizes (Species Number, Q Statistic und Shannon Diversität/Evenness) dargestellt. Die Berechnung der Maßzahlen basierte auf den Juli Proben der Korngröße Mesolithal mit Chironomidae auf Artniveau und Bildung von Mittelwerten von den Parallelen. Ein einfaches lineares Regressionsmodell stellt Zusammenhänge zwischen den Faktoren dar.

Statistische Auswertungen bezüglich Diversität erfolgten in IBM SPSS Statistics 23 und waren ab einem p-Wert von 0.05 signifikant.

# **Ergebnisse und Diskussion**

### 1) Biotische Analyse der Gewässerlebensräume

Die Invertebratengemeinschaft (das Makrozoobenthos – MZB) wurde in jedem Gewässer beprobt. Dazu wurden im Juli 2015 Proben aus 6 Habitaten (2x Mesolithal, 2x Makrolithal, 2x Megalithal) mittels EuroKicknetz (Surber sampler) entnommen. Diese dienten zur Charakterisierung der Lebensgemeinschaften am Gewässerboden der 18 Untersuchungsabschnitte im Innergschlöß, Seebachtal, Anlauftal, sowie Krimmler Achental. Diese Proben enthalten die gesamten Partikel, die durch das Abbürsten des Gewässerbodens aufgewühlt und in das Probenetz eingeschwemmt werden. Die Sortierarbeiten des tierischen und restlichen Materials im Labor der Universität Innsbruck ermöglichte die Zuordnung der einzelnen Individuen zu Großgruppen (Larven von Zuckmücken – Chironomidae, Eintagsfliegen – Baetidae und Heptageniidae, Kriebelmücken – Simuliidae, Steinfliegen – Plecoptera, Wenigborster – Oligochaeta, Lidmücken – Blephariceridae, Milben – Acari, Köcherfliegen – Trichoptera, Fadenwürmer – Nematoda, Muschelkrebse – Ostracoda, Strudelwürmer – Turbellaria, Springschwänze – Collembola, Ruderfußkrebse – Copepoda, Saitenwürmer – Nematomorpha, Käfer - Coleoptera).

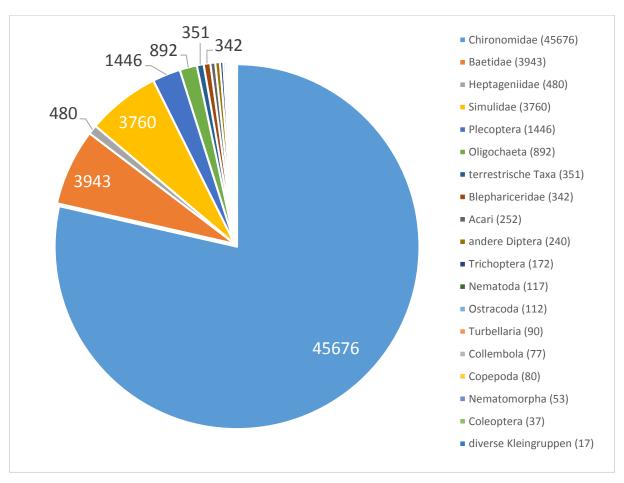


Abbildung 4. Anzahl der Individuen in allen 18 Gewässerabschnitten, die im Juli 2015 im Nationalpark Hohe Tauern beprobt und anschließend in die angeführten Großgruppen sortiert und bestimmt wurden (insgesamt 108 Benthosproben).

In allen Gewässerabschnitten zusammen wurden 58.164 Individuen aussortiert und den verschiedenen Großgruppen zugewiesen. Die Individuendichte variierte dabei von 3 bis 7.085 Individuen pro Probe (Fläche 30x30 cm). Die Gruppe der Chironomidae (Zuckmücken) war die individuenreichste Gruppe aller Invertebraten mit über 45.000 bestimmten Organismen (Abb. 3). Weiter wichtige Gruppen des MZB in Gewässern des Nationalparks Hohe Tauern sind Baetidae (Eintagsfliegen, 3943 Individuen) und Simuliidae (Kriebelmücken, 3760 Individuen), siehe Tab. 4.

Tabelle 3. Absolute Individuenzahlen und relativer Anteil an der gesamten beprobten Fauna der biotischen Großgruppen des Makrozoobenthos.

Großgruppe	absolute Individuenzahl	relativer Anteil (%)
Chironomidae	45676	78.6
Baetidae	3943	6.8
Heptageniidae	480	0.8
Simulidae	3760	6.5
Plecoptera	1446	2.5
Oligochaeta	892	1.5
terrestrische Taxa	351	0.6
Blephariceridae	342	0.6
Acari	252	0.4
andere Diptera	240	0.4
Trichoptera	172	0.3
Nematoda	117	0.2
Ostracoda	112	0.2
Turbellaria	90	0.2
Collembola	77	0.1
Copepoda	80	0.1
Nematomorpha	53	0.1
Coleoptera	37	0.1
diverse Kleingruppen	17	0.0

#### Individuendichte des Makrozoobenthos

Die höchsten Individuendichten wurden in Gewässern ohne Gletschereinfluss nachgewiesen. Im Anlauftal wurden im Mittel sogar knapp 2300 Individuen beprobt. In diesem Gewässer kommen folglich durchschnittlich  $36744 \pm 18009$  Individuen/m² vor. Im Gegensatz dazu wurden in Gletscherbächen mittlere Dichten von bis zu  $8739 \pm 3293$  Individuen pro m² erfasst (Seebach unterhalb der Waldgrenze) (Abb. 4).

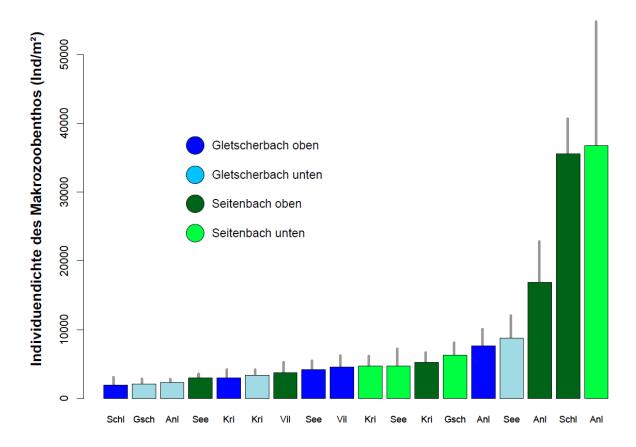


Abbildung 5. Mittlere Individuendichte (in Individuen pro m²) des Makrozoobenthos am Gewässerboden an den 18 Untersuchungsabschnitten im Juli 2015, n=6, Abweichungen grenzen den Standardfehler des Mittelwertes ein. Der Farbcode (dunkel- und hellblau sowie dunkel- und hellgrün) kennzeichnet die unterschiedlichen Typen von Fließgewässern (Füreder et al. 2013). Täler bzw. Seitentäler: Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

#### Großgruppen des Makrozoobenthos

Insgesamt wurden 23 Großgruppen des Makrozoobenthos in allen Untersuchungsstellen unterschieden (siehe Beschriftung von Abb. 5). In gletschergespeisten Fließgewässern bestand die Gemeinschaft des Makrozoobenthos aus erkennbar weniger Gruppen als in Gewässern ohne Gletschereinfluss (Abb. 5). Während in Gewässern mit Gletschereinfluss im Schnitt 7 ± 2 Gruppen nachgewiesen wurden, konnten in den übrigen Gewässertypen 10 ± 2 Gruppen identifiziert werden.

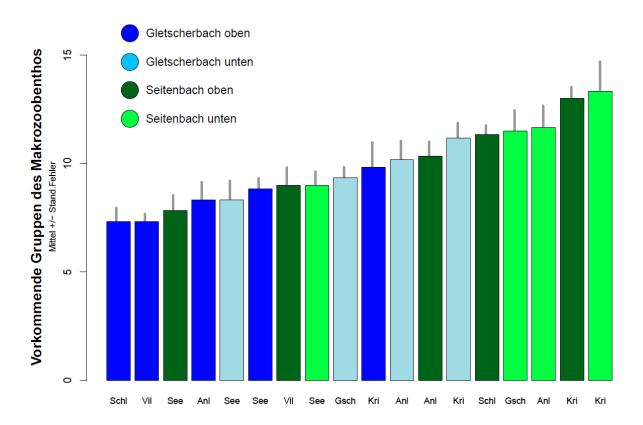


Abbildung 6. Mittlere Taxazahl des Makrozoobenthos am Gewässerboden an den 18 Untersuchungsabschnitten im Juli 2015, n=6, Abweichungen grenzen den Standardfehler des Mittelwertes ein. Der Farbcode (dunkel- und hellblau sowie dunkel- und hellgrün) kennzeichnet die unterschiedlichen Typen von Fließgewässern (Füreder et al. 2013), siehe Legende. Folgende Gruppen wurden unterschieden: Chironomidae, Baetidae, Heptageniidae, Plecoptera, Trichoptera, Simuliidae, Blephariceridae, andere Diptera, Acari, Oligochaeta, Turbellaria, Tardigrada, Copepoda, Ostracoda, Cladocera, Collembola, Coleoptera, terrestrische Taxa, Nematoda, Nematomorpha, Heteroptera, und andere diverse Taxa. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

### Dominante Tiergruppen

Die am häufigsten bestimmte Gruppe war die Familie der Zuckmücken (Chironomidae), welche üblicherweise alpine Fließgewässer bezüglich Individuendichte und Artenreichtum dominiert (Niedrist 2014, Niedrist and Füreder 2016, Füreder et al. 2017, Niedrist et al. 2017). Weitere häufig anzutreffende Gruppen waren Baetidae (Familie der Eintagsfliegen), sowie Simuliidae (Kriebelmücken), während die bekannten Steinfliegen und Köcherfliegen nur einen geringen Anteil der Gesamtfauna ausmachten (Abb. 6).

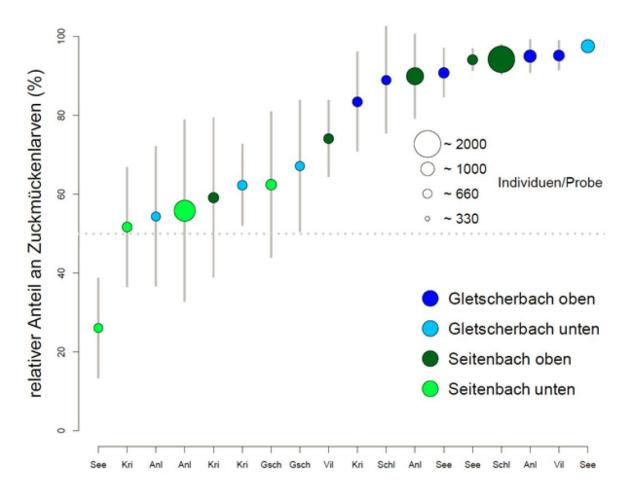
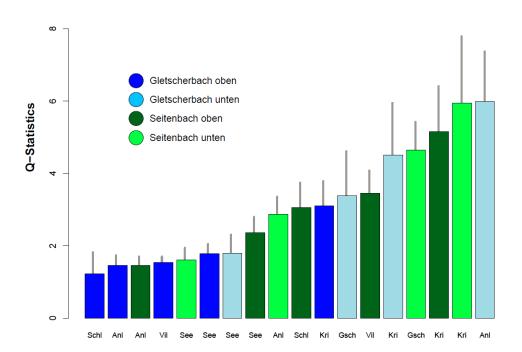


Abbildung 7. Aneinanderreihung der Gewässerabschnitte anhand der mittleren relativen Individuendichte (in % von der Gesamtindividuenzahl), n=6) im Vergleich zu allen beprobten Organismen. Die grauen Balken sind die Standardabweichungen der mittleren relativen Anteile. An 17 von 18 Standorten dominieren Chironomiden und stellen im Mittel mehr als 50 % aller aquatischen tierischen Organismen in den Gewässern. Der Farbcode (dunkel- und hellblau sowie dunkel- und hellgrün) kennzeichnet die unterschiedlichen Typen von Fließgewässern (Füreder et al. 2013), die Größe der Kreise der Mittelwerte deutet auf die absolute Individuendichte hin, siehe eigene Legende. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Generell dominieren Zuckmücken verschiedene alpine Fließgewässertypen (gletscher- als auch grundwassergespeiste) und sind auch die artenreichste Familie innerhalb des Makrozoobenthos (Füreder et al. 2001). Hierbei kommt es zur Ausprägung von unterschiedlichen Gemeinschaftsstrukturen in verschiedenen Bachtypen in Abhängigkeit von den vorherrschenden Umweltbedingungen (Niedrist and Füreder 2013, 2016). Aufgrund deren Dominanz kann diese Insektenfamilie (Zuckmücken) als ein vielversprechender Indikator für Umweltveränderungen herangezogen werden (Niedrist et al. 2017).

Vor allem in gletschergespeisten Gewässern und Bächen ohne Gletschereinfluss oberhalb der Waldgrenze bestehen die Gemeinschaften zu einem überwiegenden Teil aus Chironomidae (>70 %, Abb. 6). Der geringste Anteil wurde im Monitop "Seitenbach unterhalb der Waldgrenze" im Seebachtal nachgewiesen ( $26 \pm 12 \%$ ).

#### <u>Diversität und Taxazahl des Makrozoobenthos</u>



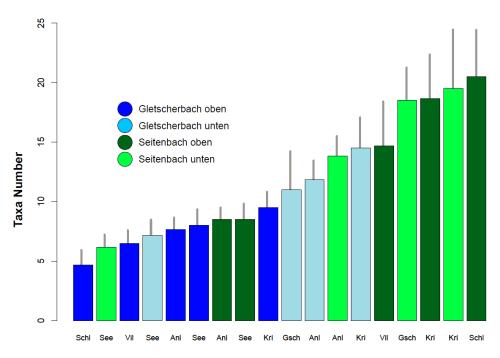


Abbildung 8. Mittlere Diversität (Q-Statistics) und Taxazahl des Makrozoobenthos an den 18 Untersuchungsabschnitten im Juli 2015, n=6. Abweichungen grenzen den Standardfehler des Mittelwertes ein. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Die Diversität (Q-Statistics) des Makrozoobenthos ist besonders in hochgelegenen Gletscherbächen niedrig. Im Mittel werden nur 10 verschiedene Taxa in Gletscherbächen oberhalb der Waldgrenze nachgewiesen, während es in Fließgewässern ohne Gletschereinfluss doppelt so viel sein können (Abb. 7).

#### Chlorophyll-a Konzentration des Aufwuchses

Die Konzentration von Chlorophyll-a wird oft als Annäherungsgröße für die Biomasse von Algen in Fließgewässern herangezogen. Die mittlere Chlorophyll-a – Konzentration des Aufwuchses an der Oberfläche des Substrates im Gewässerboden (2015 – 2017) war in Gletscherbächen oberhalb der Waldgrenze geringer, als in den anderen Gewässertypen (Abb. 8). Jedoch ist dieser Unterschied nicht statistisch signifikant und zeigt somit keine Unterschiede der Algenbiomasse in den verschiedenen Gewässertypen an. Die Konzentration im alpinen Spätsommer (September) liegt im Mittel jedoch um  $5.4~\mu g/cm^2$  höher als jene im Frühsommer (Juli), dieser Unterschied ist signifikant (p<0.05). Im Laufe der Vegetationsperiode, aber auch in Abhängigkeit vom Schmelzverhalten der Gletscher (höherer Abfluss und Trübe im Frühsommer) konnte sich somit ein ausgeprägter Aufwuchs entwickeln.

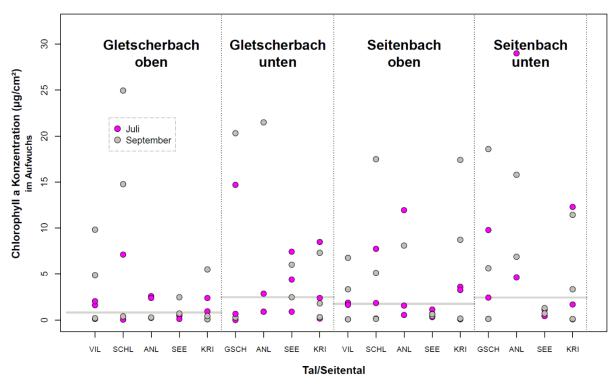


Abbildung 9. Konzentration von Chlorophyll a im Aufwuchs auf der Oberfläche des Gewässerbodens (μg/cm²) an den untersuchten Gewässerstrecken im Zeitraum von 2015 – 2017 im Juli (grau) und September (lila). Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

#### 2) Abiotische Kenngrößen der Gewässer (2015 – 2017)

#### Wassertemperatur

Die Aufzeichnung von Wassertemperaturen mittels dauerhaft installierten Messgeräten gestaltet sich in solch dynamischen Gewässern generell schwierig. Durch die starke Wasserführung im Sommer werden Aufzeichnungsgeräte verschüttet, weggerissen, oder auch beschädigt (Tab. 4).

Tabelle 4. Durchgängigkeit und Lücken der Temperaturaufzeichnungen an den 18 Untersuchungsabschnitten. Grüne Abschnitte kennzeichnen erfolgreiche Aufzeichnungen, während weiße Stellen Lücken darstellen. Die Anzahl und Dauer der Datenlücken nehmen mit Projektfortschritt ab. Bei Projektende wurden die Daten ausgelesen (X).

J	ahre		20	10			20	)11			20	12			20	13			20	14			20	15			20	16			201	.7			20	18		•
Qua	rtale	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	_
	GO			Е				Α	٧			EV				EV				EVE	٧			EVE				EVE				X						
Anl	SO			Е				Α	٧			EV				Е			Α	Α			Α	Α				Α				Х						
AIII	GU			Ε				Α	٧			EV				EVE	٧			EVE	٧			EA	٧			EVE				X			V	-	Ve	rlust
	SU			Ε				Α				Α	٧		E	VEV	1			EVE			Α	Α				Α				X						
	GO			EV			EV	EV				EV							Α	Α			Α	Α	٧			EA				Х			E	-	Ein	nbau
See	SO			EV			EV	EV				EV				EV				EA	٧			EA	٧			EVE				X						
see	GU			Е			Α	Α				Α	٧			EV				EA	٧			EA	٧			EA				X			Α	-	Au	stausch
	SU			EV			EV	EV				EV				EV				EA	٧			EA	٧			EA				X						
	GO			EV			EV	EV				EV				Е				AA				AA				Α				Х			X	-	Pro	ojektende
Kri	SO			EV			EV	EV				EV				Е				AA				AA				VE			П	Х	$\neg$					
KH	GU			ΕV			EV	Е				Α	٧			Е				AA				AA				Α			П	Х						
	SU			ΕV			EV	EV				EV				Ε				AA				AA				Α				Х						
Vil	GO			Е				Α	٧			ΕV				Е				AA	٧			EΑ				Α				Х	П					
VII	SO			Ε				Α				Α	٧			Е				AA				AA				Α				Х						
Schl	GO			Ε				Α	٧			EV				EV				EAA	٧			EA	VE			Α			T	Х						
SCHI	SO			Е				Α	٧			EV				Е				AA				AA				Α				Х						
Gsch	GU			Е				Α	٧			EV				Е				AA				AA	٧			Е				X						
GSCN	SU			Ε				Α	٧			ΕV				ΕV			EV	Ε				AA				Α				Х						

Die Anordnung der Gewässerabschnitte anhand der mittleren Tagesmitteltemperaturen im Sommer 2015 zeigt, dass die Wassertemperaturen in gleichen Gewässertypen (mit oder ohne Gletschereinfluss, sowie oberhalb und unterhalb der Waldgrenze) deutlich verschiedene Mittelwerte, aber auch unterschiedliche Schwankungsbreiten haben (vgl. Breite der Boxen selber Farben in Abb. 9). Gletscherbäche weisen deutlich niedrigere Wassertemperaturen als Gewässer ohne Gletschereinfluss (vgl. blau und grüne Untersuchungsgebiete, Abb. 9). Nur einzelne Gewässer weisen kältere bzw. wärmere Temperaturen auf als andere desselben Gewässertyps (siehe Gletscherbach und Seitenbach oben im Anlauftal).

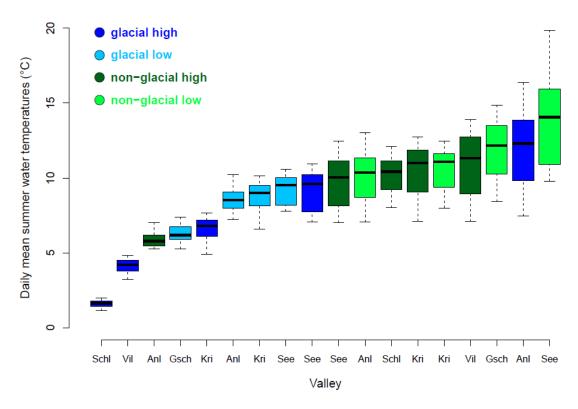


Abbildung 10. Mittlere Wassertemperatur der Gewässerabschnitte während der schneefreien Periode 2015 (Juli – Mitte September). Die Rangordnung (v.l.n.r.) basiert auf ansteigenden Medianwerten der Tagesmitteltemperaturen. Abkürzungen: glacial = Gletscherbach, non-glacial = Seitenbach, high = überhalb der Waldgrenze, low = unterhalb der Waldgrenze, Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

### **Abfluss**

Der Abfluss kann vor allem in Gletscherbächen sowohl täglich als auch saisonal erheblich schwanken.

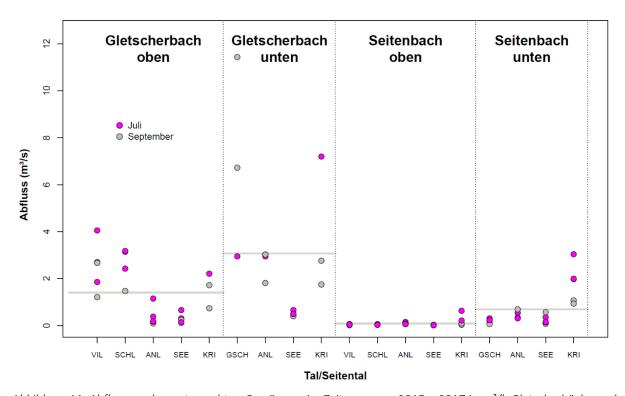


Abbildung 11. <u>Abfluss</u> an den untersuchten Gewässern im Zeitraum von 2015 – 2017 in  $m^3$ /l. Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

In den Untersuchungsgewässern mit Gletscher als Wasserquelle wurde der höchste Abfluss gemessen (Abb. 10). Dabei war der mittlere Abfluss im Zeitraum von 2015-2017 in Gletscherbächen unterhalb der Waldgrenze höher (3.07  $\pm$  0.81 m³/s) als oberhalb der Waldgrenze (1.4  $\pm$  0.26 m³/s). Mit der Ausnahme vom Windbach (KRI nGU) mit einem mittleren Abfluss von 1.8  $\pm$  0.38 m³/s wiesen alle übrigen nicht-gletscherbeeinflussten Gewässer unterhalb der Waldgrenze Abflüsse von weniger als 0.7 m³/s auf.

### <u>Transportierte Feststoffe</u>

#### Konzentration anorganischer Feststoffe

Die Aktivität der Gletscher, sowie auch die Zusammensetzung des Gewässerbodens, das Abflussverhalten des Gewässers, als auch die Neigung des Bachlaufs sind entscheidende Faktoren für den Trübstoffgehalt der Fließgewässer.

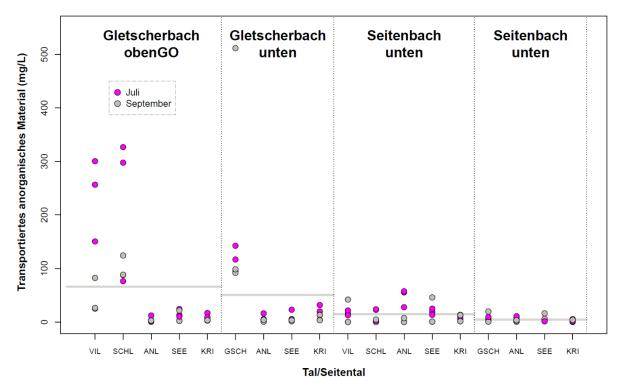


Abbildung 12. Konzentration von anorganischen Feststoffen in mg/L, welche vom Gewässer an den Probeterminen transportiert wurden. Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

In den Untersuchungsstellen des Nationalparks Hohe Tauern wurden die höchsten Konzentrationen von Feststoffen im Wasser in Gletscherbächen nachgewiesen (im Mittel 65.8 ± 18.3 mg/L). Das oft trübe Wasser transportierte hier bis zu 511 mg Sediment pro Liter Wasser (Gsch GU). Im Vergleich zu anderen Gletscherbächen wurden die höchsten Werte in Einzugsgebieten mit hohem Vergletscherungsgrad gemessen, namentlich im Viltragenbach, im Schlatenbach, sowie im Gschlößbach (Abb. 11). Hier sind die Konzentrationen im Juli (während der Schmelzperiode) jeweils höher als jene im September (nach der Schmelzperiode). Die niedrigste Konzentration von anorganischen Feststoffen wurde in Seitenbächen unterhalb der Waldgrenze nachgewiesen mit 4.7 ± 1.1 mg/L.

Der Gehalt an organischem Material ist in Gewässern ohne Gletschereinfluss höher als in nichtvergletscherten Einzugsgebieten. Jedoch ist der Unterschied marginal (Abb. 12) und kann somit nicht als Anzeiger der Produktivität herangezogen werden.

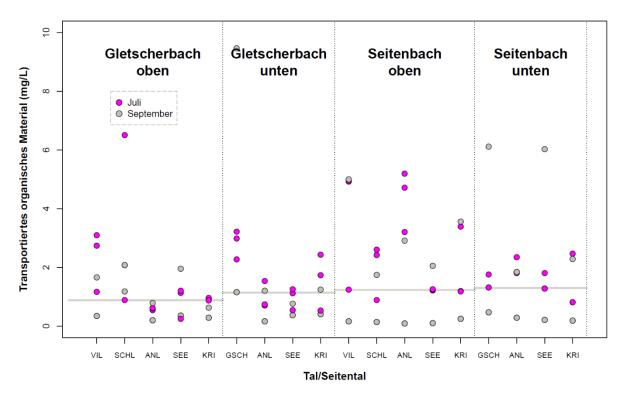


Abbildung 13. Konzentration von organischen Feststoffen in mg/L, welche vom Gewässer an den Probeterminen transportiert wurden. Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

#### Organischer Anteil des transportierten Materials in der freien Welle

Im Gegensatz zur Konzentration von organischem Material im Wasser kann unter Berücksichtigung des organischen Anteils des transportierten Materials sowohl auf die Produktivität, als auch auf die Härte des Gewässers (= hohe Sedimentfracht) rückgeschlossen werden. Die Gewässertypen unterschieden sich in ihrem organischen Anteil des transportierten Materials, wobei der niedrigste Anteil in Gletscherbächen oberhalb der Waldgrenze (5.5  $\pm$  2.1 %) und der höchste Anteil in nichtgletschergespeisten Bächen unterhalb der Waldgrenze (36.6  $\pm$  3.5 %) nachgewiesen wurde (Abb. 13). Der Gehalt an organischem Material in der freien Welle ist in nicht-gletschergespeisten Bächen signifikant höher als in Gletscherbächen (p<0.05).

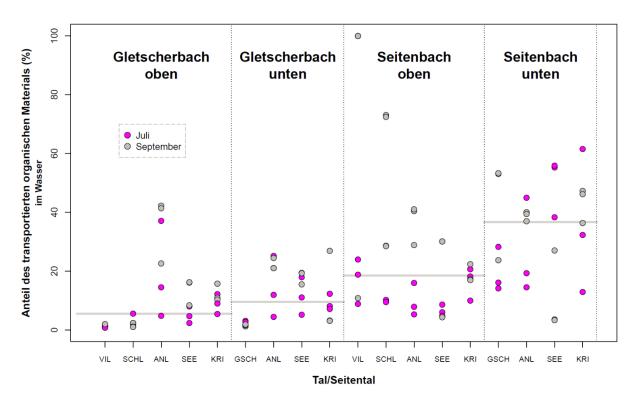


Abbildung 14. Anteil an organischem transportiertem Material (in % vom gesamten Material). Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

#### Stickstoff

Stickstoff kann über die Atmosphäre, aus den das Fließgewässer umgebenden Ökosystemen, sowie aus dem Eis des Gletschers in das Gewässer gelangen. Aufgrund der variablen Abflüsse und der Einträge sind die Werte stark vom Entnahmezeitpunkt abhängig.

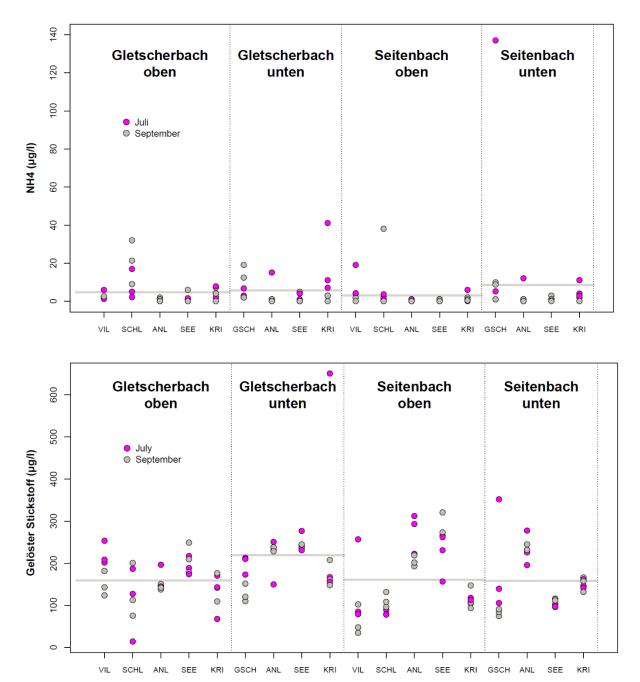


Abbildung 15. Konzentration von Ammonium (oben) und gelöstem Stickstoff (unten) in den untersuchten Gewässern im Zeitraum von 2015 – 2017 in  $\mu g/l$ . Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Tal/Seitental

In Seitenbächen oberhalb der Waldgrenze wurden die niedrigsten Konzentrationen von Ammonium nachgewiesen (3.1  $\pm$  1.4  $\mu$ g/l), während Seitenbäche unterhalb der Waldgrenze mit 8.6  $\pm$  5.6  $\mu$ g/l die höchsten Konzentrationen aufwiesen (Abb. 14).

Der mittlere Nitratgehalt (bzw. der in Form von Nitrat verfügbare Stickstoff) in den Untersuchungsgewässern liegt zwischen  $128 \pm 17 \,\mu\text{g/l}$  in Seitenbächen unterhalb der Waldgrenze und  $186 \pm 13 \,\mu\text{g/l}$  in Gletscherbächen unterhalb der Waldgrenze (Tab. 6). Über die 3 Jahre schwankten die gemessenen Konzentrationen zwischen 0.1 und  $328 \,\mu\text{g/l}$ .

Tabelle 5. Mittelwerte und Abweichungen (Standardfehler) der Stickstoff-Parameter Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, und gelöster Stickstoff der Gewässertypen Gletscherbach (G) und Seitenbach (S) oberhalb (O) und unterhalb (U) der Waldgrenze im Zeitraum von 2015 – 2017.

	Nitra	t-Stickstoff	Ammoniı	um-Stickstoff	Gelöste	er Stickstoff
Gewässertyp	NO3	-N in μg/l	NH4-	N in μg/l	N	-diss
	Mittel	Std. Fehler	Mittel	Std. Fehler	Mittel	Std.Fehler
GO	149.9	8.5	4.8	1.3	159.2	9.5
SO	142.0	18.2	3.1	1.4	160.8	15.5
GU	186.0	12.5	5.8	1.9	219.8	20.9
SU	128.3	16.7	8.6	5.6	158.3	14.4

#### **Phosphor**

Phosphor zählt neben Stickstoff zu den wichtigsten Nährstoffen in Gewässern und ganz besonders in Fließgewässern, die Verfügbarkeit von Gesamtphosphor und auch gelöstem Phosphor wird üblicherweise zur Überprüfung der Nährstoffbelastung von Gewässern herangezogen. In alpinen Einzugsgebieten gelten auch die Gletscher als Quellen von Phosphor für die Gewässer. Der darin gespeicherte Phosphor wird im Zuge der Gletscherschmelze an die Gewässer abgegeben.

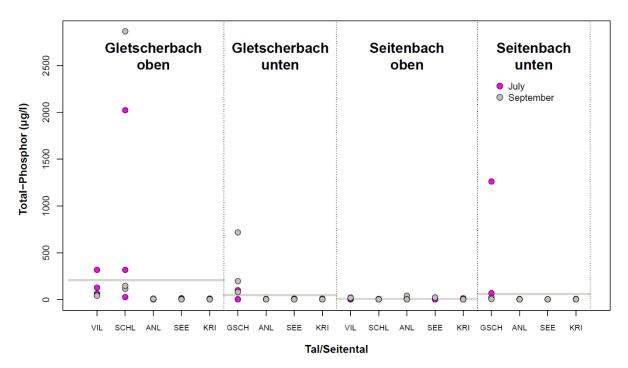


Abbildung 16. <u>Gesamtphosphor</u> in den untersuchten Gewässern im Zeitraum von 2015 – 2017 in  $\mu g/l$ . Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Die mittlere Konzentration von Gesamtphosphor betrug im Gletscherbach oberhalb der Waldgrenze (208  $\pm$  114  $\mu$ g/l) mehr als drei Mal so viel als in allen anderen Gewässertypen mit 49  $\pm$  30  $\mu$ g/l im Gletscherbach unten, 60  $\pm$  52  $\mu$ g/l im Seitenbach unten und 8  $\pm$  2  $\mu$ g/l im Seitenbach oben. Auffallend hohe Werte wurden in den stark vergletscherten Einzugsgebieten im Innergschlöß gemessen (Abb. 15) – aufgrund der hohen Abschmelzrate kann in diese Gewässer besonders viel Phosphor eingetragen werden. Die mittlere Konzentration aller Gewässer lag bei 84.12  $\mu$ g/l.

Während der Gesamtphosphor die Summe aller Phosphorfraktionen darstellt, gilt der gelöste Phosphor als besonders leicht pflanzenverfügbar.

*Gelöster Phosphor* ist nur eine kleine Fraktion des Gesamtphosphors, dementsprechend gering sind auch die festgestellten Konzentrationen in den verschiedenen Gewässern (Abb. 16).

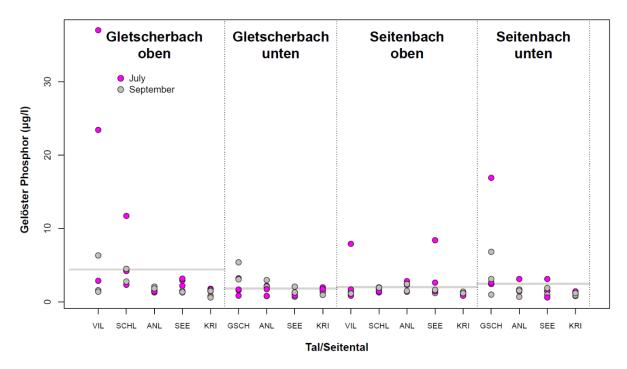


Abbildung 17. <u>Gelöster Phosphor</u> in den untersuchten Gewässern im Zeitraum von 2015 – 2017 in  $\mu$ g/l. Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Die mittlere Konzentration des gelösten Phosphors an allen Untersuchungsstellen betrug 2.74 µg/l. Jedoch zeigten sich ähnliche Muster wie für den Gesamtphosphor: im Gletscherbach oben wurde mit  $4.4 \pm 1.38$  µg/l eine mehr als doppelt so hohe Konzentration als in den anderen Gewässerabschnitten nachgewiesen. Wiederum wiesen die Bäche mit dem höchsten Grad der Vergletscherung im Einzugsgebiet die höchsten Konzentrationen im Wasser auf.

#### Gelöster organischer Kohlenstoff

Der gelöste Kohlenstoff ist ein Anzeiger für die Produktivität des Systems. Zudem werden mit Zunahme der Vegetation entlang der Gewässer der Eintrag von organischem Material und damit auch die Konzentration von gelöstem organischen Material höher.

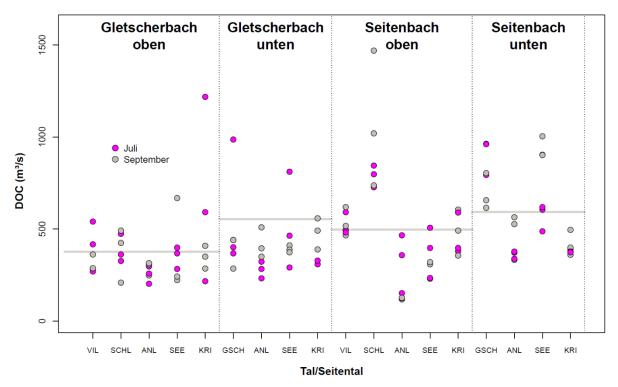


Abbildung 18. <u>Gelöster Kohlenstoff (DOC)</u>in den untersuchten Gewässern im Zeitraum von 2015 – 2017 in  $\mu$ g/l. Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Die höchste mittlere Konzentration wurde in den Seitenbächen unterhalb der Waldgrenze nachgewiesen (592.0  $\pm$  46.7  $\mu$ g/l). Die geringste Konzentration wiesen Gletscherbäche oberhalb der Waldgrenze auf (377.1  $\pm$  35.8  $\mu$ g/l, Abb. 17).

### Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit der Gewässer wird als Summenparameter zur Interpretation der Ionenkonzentration herangezogen. Die Leitfähigkeit ist von der Geologie des Einzugsgebietes, aber auch von der Wasserbeschaffenheit (z.B. Gletscher- oder Quellwasser) abhängig. Große Schwankungen sind deshalb meist auf Verschiebungen der Wasserqualität zurückzuführen.

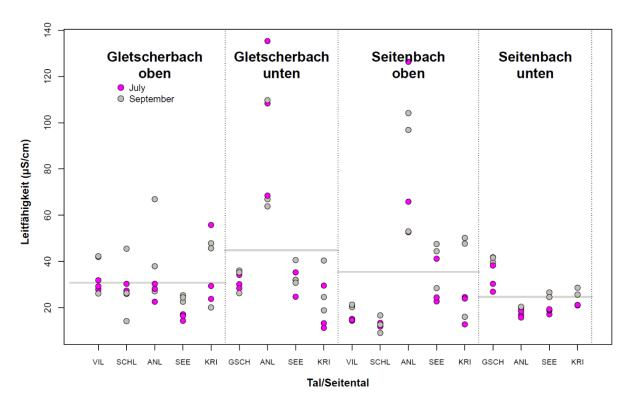


Abbildung 19. Elektrische Leitfähigkeit in den untersuchten Gewässern im Zeitraum von 2015 – 2017 in  $\mu$ S/cm. Gletscherbäche und nicht-gletschergespeiste Seitenbäche oberhalb (oben) und unterhalb (unten) der Waldgrenze. Mittlere Werte pro Bachtyp sind als graue Linie dargestellt, n=6. Schl = Schlaten, Vil = Viltragen, Anl = Anlauftal, Gsch = Gschlöss, Kri = Krimmler Achental, See = Seebachtal.

Neben der Geologie des Einzugsgebietes, welche im Nationalpark Hohe Tauern geographisch höchst variabel sein kann, bestimmt auch die Abflussmenge die Leitfähigkeit des Wassers. Dieser Parameter fasst die Gesamtheit aller Ionen zusammen (siehe Tab. 7). Die mittlere Leitfähigkeit variiert nur gering zwischen den Bachtypen (Abb. 18). Generell lagen die Werte zwischen 9 und 135  $\mu$ S/cm mit einer mittleren Leitfähigkeit von 33.9  $\mu$ S/cm.

Tabelle 6. Mittelwerte und Abweichungen (Standardfehler) der wasserchemischen Parameter Leitfähigkeit (Conductivity), pH, Natrium, Kalium (Potassium), Magnesium, Kalzium (Calcium), und Silizium (DRSi) der Gewässerabschnitte über den Zeitraum von 2015 – 2017

Stream site		Conductivity (μS/cm)		рН	Natriu	ım (mg/l)	Potass	ium (mg/l)	•	nesium mg/l)	Calciu	um (mg/l)	DRSi (µg/I)		
	Mittel	Std.Fehler	Mittel	Std.Fehler	Mittel	Std.Fehler	Mittel	Std.Fehler	Mittel	Std.Fehler	Mittel	Std.Fehler	Mittel	Std.Fehler	
AnlGO	35.45	6.62	7.37	0.06	0.28	0.03	0.62	0.09	0.39	0.06	5.25	0.71	615.57	52.07	
AnlGU	92.13	12.16	7.46	0.08	0.48	0.07	1.03	0.09	1.04	0.15	8.08	1.11	1064.04	160.34	
AnISO	83.10	12.44	7.51	0.02	0.42	0.02	2.19	0.22	2.13	0.20	15.32	1.38	1036.42	41.03	
AnISU	18.57	0.76	7.30	0.07	0.41	0.02	0.60	0.41	0.57	0.46	6.18	2.93	983.80	52.15	
GschGU	31.73	1.63	7.27	0.08	0.31	0.06	0.98	0.18	0.30	0.05	4.38	0.34	430.24	113.40	
GschSU	36.42	2.57	6.95	0.33	0.36	0.06	1.29	0.09	0.39	0.03	5.01	0.35	570.08	80.10	
KriGO	37.10	5.95	7.22	0.04	0.24	0.03	1.07	0.13	0.75	0.16	5.52	0.78	448.26	61.47	
KriGU	22.98	4.46	7.24	0.04	0.39	0.09	1.11	0.14	0.69	0.11	5.13	0.65	565.27	84.68	
KriSO	29.22	6.50	7.08	0.03	0.26	0.02	0.77	0.06	0.13	0.02	2.14	0.18	535.55	72.95	
KriSU	23.08	1.33	7.29	0.03	0.40	0.04	0.78	0.04	0.18	0.01	3.68	0.23	843.52	64.99	
SchIGO	28.27	4.12	7.78	0.32	0.27	0.05	0.87	0.07	0.48	0.07	5.10	0.41	182.27	6.56	
SchISO	12.62	1.01	6.69	0.03	0.35	0.03	0.30	0.01	0.13	0.01	1.89	0.11	602.95	44.05	
SeeGO	20.07	1.90	7.16	0.05	0.41	0.05	0.37	0.06	0.15	0.02	3.27	0.30	657.34	56.97	
SeeGU	32.58	2.14	7.24	0.04	0.59	0.05	0.52	0.04	0.17	0.01	4.23	0.24	1031.89	54.10	
SeeSO	34.77	4.43	7.45	0.05	0.51	0.04	0.23	0.01	0.17	0.01	7.19	0.47	853.24	46.19	
SeeSU	20.93	1.53	7.21	0.04	0.40	0.04	0.36	0.02	0.18	0.02	3.40	0.25	778.81	60.08	
VilGO	33.23	2.92	7.36	0.07	0.28	0.04	1.30	0.13	0.24	0.03	5.26	0.70	276.63	28.90	
VilSO	17.72	1.36	7.15	0.03	0.22	0.02	0.80	0.05	0.13	0.01	2.76	0.21	239.94	21.64	

#### 3) Die Gewässer des Nationalparks Hohe Tauern als Anzeiger von Veränderungen

#### Entwicklung der Wassertemperaturen von 2010 – 2017

Tabelle 7. Mittlere Wassertemperaturen im Sommer (Juli – August) über den Zeitraum von 2010 bis 2017 im NP Hohe Tauern (Anl = Anlauftal, Vil = Viltragen, Schl = Schlaten, Gsch = Gschlöß, See = Seebachtal, Kri = Krimmler Achental) an den Untersuchungsabschnitten Gletscherbach (G) und Seitenbach (S) oberhalb (O) und unterhalb (U) der Waldgrenze. Während der Standardfehler eine Vergleichbarkeit der Mittelwerte und deren Schwankungsbreite zulässt, dient die Standardabweichung als Anzeiger der Temperaturvariabilität an diesem Standort.

Tal	Bachtyp	Mittlere Temperatur		Standardfehler	Standardabweichung
Anl	GO	8.6	±	0.1	1.8
Anl	GU	8.0	±	0.1	1.0
Anl	SO	5.3	±	0.1	1.2
Anl	SU	9.1	±	0.1	1.8
Vil	GO	3.8	±	0.0	0.9
Vil	SO	9.4	±	0.1	2.6
Schl	GO	1.3	±	0.0	0.4
Schl	SO	8.6	±	0.1	1.7
Gsch	GU	6.0	±	0.0	0.6
Gsch	SU	10.2	±	0.1	2.1
See	GO	7.2	±	0.2	1.8
See	SO	7.3	±	0.2	1.8
See	GU	8.6	±	0.1	2.0
See	SU	10.5	±	0.2	2.0
Kri	GO	6.0	±	0.1	1.0
Kri	SO	8.6	±	0.1	2.0
Kri	GU	7.6	±	0.1	1.2
Kri	SU	8.5	±	0.1	1.7

Die Wassertemperatur zeigte an allen Standorten ähnliche Trends der jährlichen Schwankungen zwischen wärmeren Bereichen im Sommer und kalten Wassertemperaturen in den Wintermonaten. Während die winterlichen Wassertemperaturen von verschiedenen Bachtypen ähnlich sind (die meisten Gewässer frieren im Winter und/oder weisen Temperaturen nahe/unter dem Gefrierpunkt auf), können vor allem in den Sommermonaten Unterschiede festgestellt werden. Die Aufzeichnung der Wassertemperaturen während der Sommermonate ist folglich von großer Bedeutung für eine zukünftige Analyse der Temperaturentwicklung.

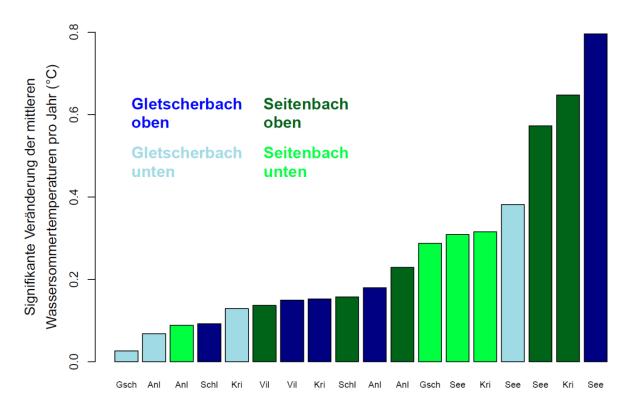


Abbildung 20. Signifikante Veränderung der mittleren Wassersommertemperaturen (Juli – August) der 18 Gewässerabschnitte im Zeitfenster von 7 Jahren (2010 – 2017). Als jährliche Steigung der signifikanten (p<0.05) linearen Einzelmodelle (siehe Abb. 20, 21, 22 und 23) entsprechen sie dem mittleren jährlichen Anstieg der Wassertemperatur über die gesamte Studienperiode. Die Untersuchungsstellen sind gemäß Ausmaß Temperaturanstieg angeordnet.

Während der Sommermonate von 2010 – 2017 wurden an allen Standorten steigende Wassertemperaturen (Tagesmittelwerte) beobachtet (Abb. 19). Der größte mittlere Anstieg pro Jahr wurde im Gletscherbach im Seebachtal oberhalb der Waldgrenze nachgewiesen (+0.8 °C pro Jahr). In abflussreichen Abschnitten, wie den Gletscherbächen im Innergschlöß, war der Anstieg der Temperatur pro Jahr geringer (Anstieg < 0.2 °C). Zwischen verschiedenen Gewässertypen (mit und ohne Gletschereinfluss, oberhalb und unterhalb der Waldgrenze) konnten keine Unterschiede bezüglich der Erwärmung des Wassers im Sommer beobachtet werden (Tab. 5). Unabhängig des Gewässer Sommer-Wassertemperaturen Ursprungs der stiegen also die 18 Untersuchungsgewässer.

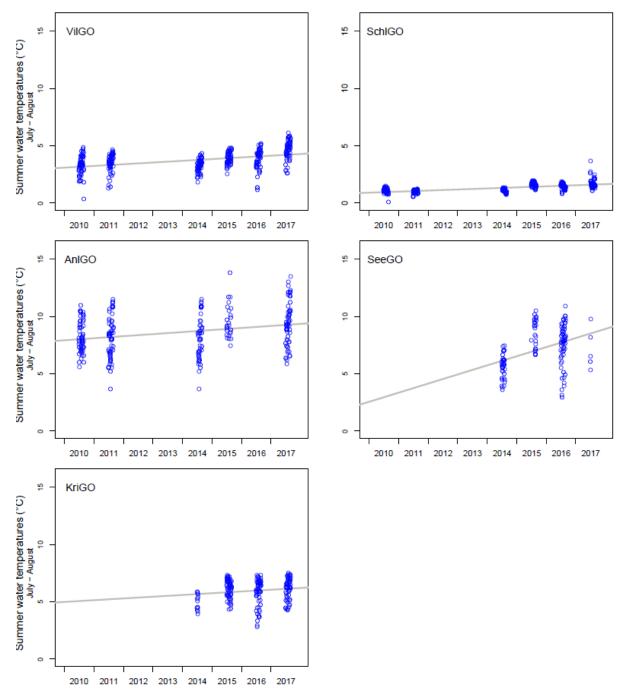


Abbildung 21. Entwicklung der Wassertemperaturen im Sommer (Juli – August) in den Gletscherbach-Monitopen oberhalb der Waldgrenze des Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern über den Zeitraum von 2010 bis 2017. Einzelwerte (Kreise) entsprechen Tagesmittelwerten der Wassertemperatur, lineare Modelle beschreiben die signifikante Beziehung zwischen Zeit (in Tagen) und Wassertemperatur (p<0.05). Lücken in den Datenreihen sind durch den Verlust von Messgeräten in den dynamischen Flusssystemen entstanden, siehe Tab. 4).

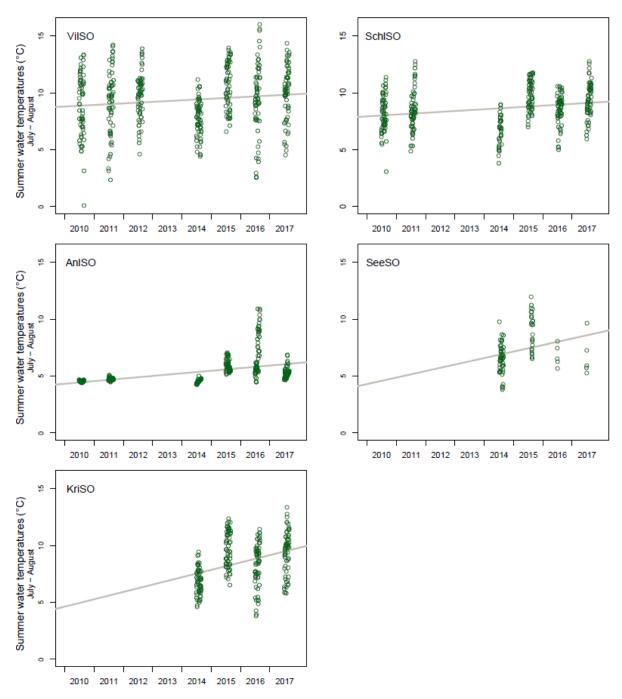


Abbildung 22. Entwicklung der Wassertemperaturen im Sommer (Juli – August) in den Seitenbach-Monitopen oberhalb der Waldgrenze des Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern über den Zeitraum von 2010 bis 2017. Einzelwerte (Kreise) entsprechen Tagesmittelwerten der Wassertemperatur, lineare Modelle beschreiben die signifikante Beziehung zwischen Zeit (in Tagen) und Wassertemperatur (p<0.05). Lücken in den Datenreihen sind durch den Verlust von Messgeräten in den dynamischen Flusssystemen entstanden, siehe Tab. 4).

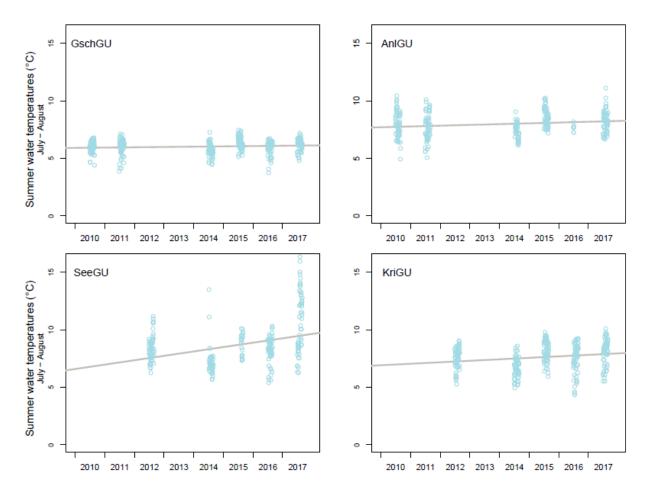


Abbildung 23. Entwicklung der Wassertemperaturen im Sommer (Juli – August) in den Gletscherbach-Monitopen unterhalb der Waldgrenze des Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern über den Zeitraum von 2010 bis 2017. Einzelwerte (Kreise) entsprechen Tagesmittelwerten der Wassertemperatur, lineare Modelle beschreiben die signifikante Beziehung zwischen Zeit (in Tagen) und Wassertemperatur (p<0.05). Lücken in den Datenreihen sind durch den Verlust von Messgeräten in den dynamischen Flusssystemen entstanden, siehe Tab. 4).

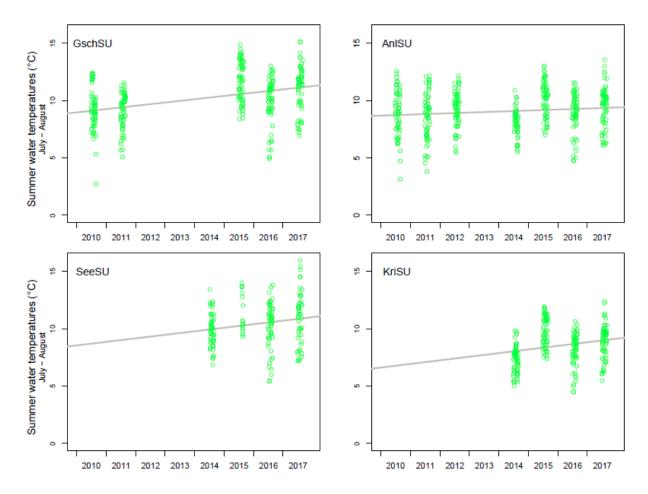


Abbildung 24. Entwicklung der Wassertemperaturen im Sommer (Juli – August) in den Seitenbach-Monitopen unterhalb der Waldgrenze des Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern über den Zeitraum von 2010 bis 2017. Einzelwerte (Kreise) entsprechen Tagesmittelwerten der Wassertemperatur, lineare Modelle beschreiben die signifikante Beziehung zwischen Zeit (in Tagen) und Wassertemperatur (p<0.05). Lücken in den Datenreihen sind durch den Verlust von Messgeräten in den dynamischen Flusssystemen entstanden, siehe Tab. 4).

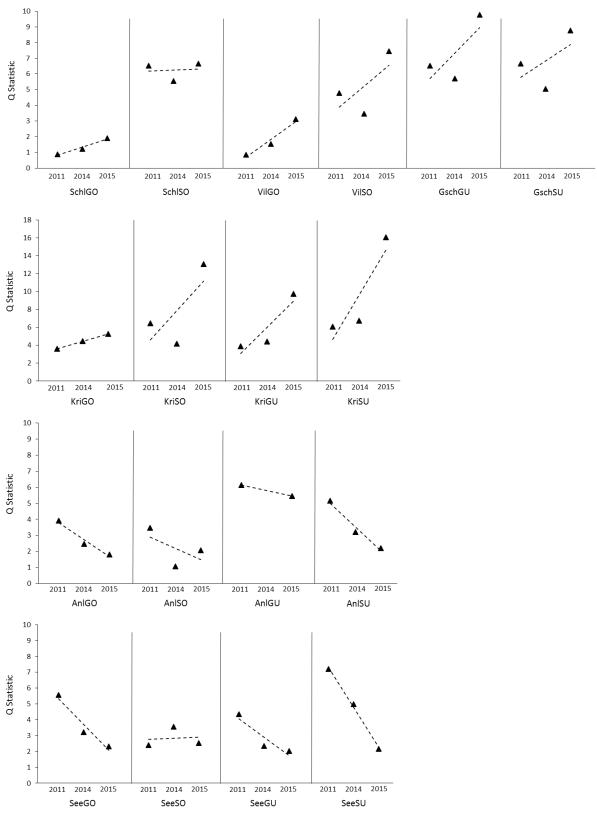


Abbildung 25. Entwicklung der Diversität (Q-Statistics) in den Untersuchungsabschnitten von der biotischen Beprobung 2011 bis zur Aufnahme des aktuellen Projektes 2015.

Generell gilt, dass sich durch den Klimawandel zuerst die atmosphärischen Bedingungen und in Folge die Landschaftsbedeckung verändert (z.B. Erhöhung der Lufttemperatur, Gletscherrückgang). Aufgrund dieses Wandels kommt es zu Veränderungen der abiotischen Bedingungen in den Gewässersystemen (z.B. Verschiebung der Wasserzusammensetzung, Anstieg der Temperatur durch wärmere Atmosphäre, Zunahme und anschließender Rückgang der Gewässertrübe), der sich anschließend auf die Lebewelt auswirkt. Diese verzögerten Auswirkungen von unterschiedlichen Systemen (Atmosphäre, terrestrische Ökosysteme, aquatische Ökosysteme) sind bekannt (Walther et al. 2002). Im Projekt Gewässermonitoring konnte bisher eine Erhöhung der Wassertemperatur nachgewiesen werden. Für eine Beurteilung biotischer Verschiebungen ist die Zeitperiode noch zu kurz (aber siehe nachfolgendes Kapitel 4). Eine Weiterführung bzw. wiederkehrende Analyse der biotischen Variablen – und auch der hier festgestellten und vielversprechenden Indikatoren (siehe Kapitel 5) - an den gleichen Stellen (am besten in den Jahren 2019 oder 2020) wäre hier entscheidend.

#### Veränderungen pro Einzugsgebiet

Generelles zu biotischen Veränderungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten

Neben den oben behandelten Kenngrößen wurden über die Jahre Veränderungen in der Diversität der benthischen Lebensgemeinschaften beobachtet (siehe Abb. 29). Hier zeigten sich gegensätzliche Trends in unterschiedlichen Großeinzugsgebieten. Während die Diversität an den untersuchten Gewässern im Innergschlöß und im Krimmler Achental im Zeitverlauf von 2011 bis 2015 anstieg, wurde ein Rückgang der Diversität im Anlauftal, sowie im Seebachtal nachgewiesen (Abb. 29).

Aufgrund der kurzen Datenreihen kann jedoch nicht rückgeschlossen werden, ob es sich hierbei um natürliche mehrjährige Schwankungen, oder konstante Entwicklungen handelt. Eine Weiterführung bzw. wiederkehrende Analyse der Diversität (am besten in den Jahren 2019 oder 2020) wäre hier hilfreich.

#### Anlauftal, Salzburg

In den Gewässern ohne Gletschereinfluss ist eine höhere Dichte an Individuen am Gewässerboden anzufinden, als in vergletscherten Einzugsgebieten. In allen Habitaten jedoch stieg die Individuendichte im Mittel an.

In hochgelegenen Gewässerabschnitten besteht die Gemeinschaft des Makrozoobenthos hauptsächlich aus Chironomiden, während diese in den tiefer gelegenen Abschnitten nur mehr 50% der Gemeinschaften ausmachen.

Die Anzahl der anzutreffenden Großgruppen ist in den nicht-vergletscherten Einzugsgebieten am höchsten (Abb. 20). Zwischen den biotischen Beprobungen 2011 und 2015 steigerte sich diese Anzahl in allen Gewässertypen. Dies könnte ein Effekt des klimatischen Wandels sein.

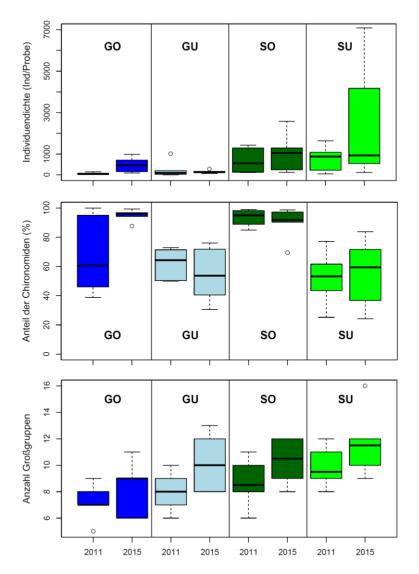


Abbildung 26. Vergleich der biotischen Kenngrößen Individuendichte, relative Anteil der Chironomiden an der Invertebratengemeinschaft und Anzahl der angetroffenen Großgruppen des Makrozoobenthos in den Einzugsgebieten des Anlauftals. Gletscherbach (G) und Seitenbäche (S) oberhalb (O) und unterhalb (U) der Waldgrenze.

### Krimmler Achental, Salzburg

In den Gewässern des Krimmler Achentals in nicht-vergletscherten Einzugsgebieten ist, verglichen mit Bächen vergletscherter Einzugsgebiete, eine höhere Dichte an Individuen, als auch höhere Anzahl an Großgruppen am Gewässerboden anzufinden. Zwischen 2011 und 2015 stiegen diese beiden Kenngrößen in allen Untersuchungsgewässern an.

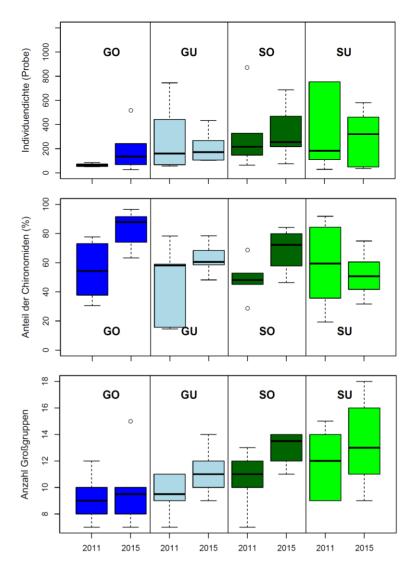


Abbildung 27. Vergleich der biotischen Kenngrößen Individuendichte, relative Anteil der Chironomiden an der Invertebratengemeinschaft und Anzahl der angetroffenen Großgruppen des Makrozoobenthos in den Einzugsgebieten des Krimmler Achentals. Gletscherbach (G) und Seitenbäche (S) oberhalb (O) und unterhalb (U) der Waldgrenze.

Im Krimmler Achental wurde aufgrund eines Hochwasserereignisses während der Projektlaufzeit das Ufer des Gletscherbaches teilweise begradigt, verändert, aber auch direkt an die landwirtschaftlichen Flächen angebunden. Diese strukturelle Veränderung fand nicht nur an den Untersuchungsstellen, sondern entlang des ganzen Hochtales statt. Solche morphologische Verschlechterungen (Begradigung, Strukturverlust) führen zu einem Habitatverlust (v.a. strömungsarme Stellen), welcher zu einem Verlust von Arten führen wird.

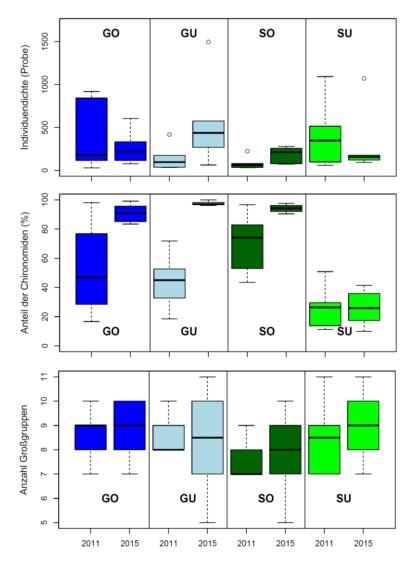


Abbildung 28 Vergleich der biotischen Kenngrößen Individuendichte, relative Anteil der Chironomiden an der Invertebratengemeinschaft und Anzahl der angetroffenen Großgruppen des Makrozoobenthos in den Einzugsgebieten des Seebachtals. Gletscherbach (G) und Seitenbäche (S) oberhalb (O) und unterhalb (U) der Waldgrenze.

Zwischen 2011 und 2015 bleiben die meisten Kenngrößen pro Einzugsgebiet ähnlich, es steigt lediglich der relative Anteil von Chironomiden an der gesamten Makrozoobenthosgemeinschaft. Dies kann durch die hohe Dynamik und die hohe Frequenz von Hochwasserereignissen während dieser Jahre erklärt werden. Chironomiden sind an dynamische Lebensräume angepasst, bevorzugen harte Lebensbedingungen (Niedrist and Füreder 2016) und sind an diese Gegebenheiten angepasst (Schütz and Füreder 2018, Niedrist and Füreder 2018).

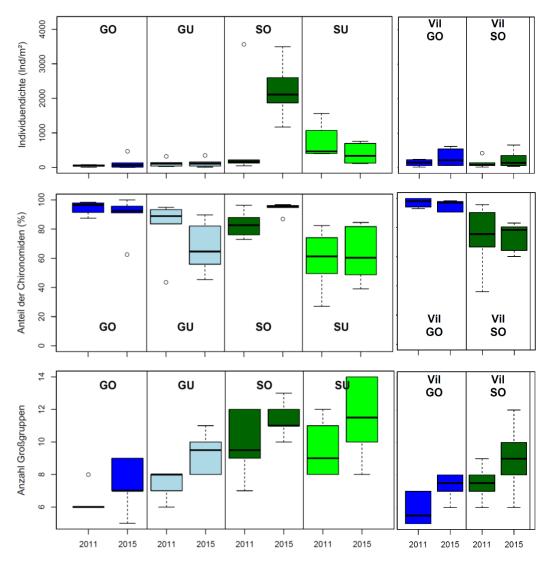


Abbildung 29. Vergleich der biotischen Kenngrößen Individuendichte, relative Anteil der Chironomiden an der Invertebratengemeinschaft und Anzahl der angetroffenen Großgruppen des Makrozoobenthos in den Einzugsgebieten des Innergschlöß. Gletscherbach (G) und Seitenbäche (S) oberhalb (O) und unterhalb (U) der Waldgrenze. Anordnung der Einzugsgebiete: Schl GO, Gsch GU, Schl SO, Gsch SU, Vil GO, Vil SO.

In allen Gewässerabschnitten wurde zwischen 2011 und 2015 ein Anstieg der anzutreffenden Großgruppen nachgewiesen. Die Erwärmung von alpinen Fließgewässern äußert sich positiv auf die Kolonisierung von mehreren Arten, welche nicht an widrige Bedingungen (etwa kalte Wassertemperaturen) angepasst sind.

Der relative Anteil an Chironomiden ist besonders im Innergschlöß besonders hoch (in hochgelegenen Gletscherbächen >90%). Aufgrund des hohen Trübstoffgehalts in diesen Bächen können nur wenige andere Arten dort überleben (Niedrist and Füreder 2016).

### 4) Erwartete Entwicklungen der Gewässer aufgrund sich verändernder Umweltbedingungen

Für die Aussagekraft des Langzeitmonitorings wurden als erster Schritt abiotische und biotische Parameter definiert, gemessen und aufgezeichnet, die den Zustand und die möglichen Veränderungen aufzeigen können. Für die Eignung der Gewässersysteme als Indikatoren für Veränderungen wurden alle Stellen nach einer sog. Umwelthärte angeordnet. Diese Anordnung nach Umwelthärte (Zeit-für-Raum-Substitution) simuliert einen erheblichen Wandel von vom Klimawandel betroffene Umweltbedingungen (ausgewählte Umweltfaktoren stellen in Summe die Umwelthärte eines Habitats dar) und lässt somit Aussagen zu Entwicklungen folgender Parameter zu:

- Gewässertrübe und Sedimenttransport
- Nährstoffe
- Quantität der Primärproduzenten
- Qualität der Primärproduzenten
- Diversität der Makroinvertebraten

#### Gradient der Umwelthärte

Die Anordnung der Gewässerabschnitte aufgrund der Unterschiede in deren maximaler Sommerwassertemperatur, Sedimentfracht und Grad der Vergletscherung im Einzugsgebiet führte zu einer vorwiegenden Verteilung der Untersuchungsgebiete entlang der Komponente I (PC1). Diese Komponente (horizontal) erklärt den Großteil (71 %) der Unterschiede zwischen den Probestellen und kann somit als Gradient der Umwelthärte bezeichnet werden (Abb. 24). Von links nach rechts trennt dieser Gradient trübe und kalte Gletscherbäche von wärmeren, klaren Seitenbächen in allen Einzugsgebieten.

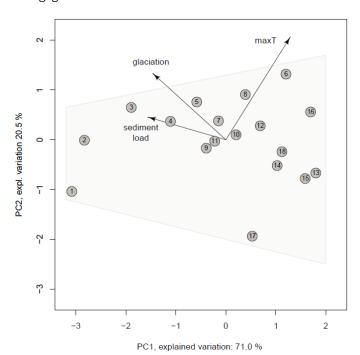


Abbildung 30. Gradient der Umwelthärte. Nicht-zentrierte Hauptkomponentenanalyse Gewässerabschnitte (Nummerierung entsprechend Tab. 2) und der Umweltbedingungen maximale Wassertemperatur (maxT),Sedimentfracht (sediment load) und der Vergletscherung des Anteil Einzugsgebietes (glaciation).

Hauptkomponente I und II (PC1 und PC2) beschreiben gemeinsam 91.5 % der Unterschiede, wobei Komponente I 71 % davon erklärt.

Die Werte der Komponente I (PC1) dienten als multifaktorielles Maß der Unterschiede der Untersuchungsstellen und wurden deshalb als "Gradient der Umwelthärte" herangezogen. Anschließend an die PCA wurden die Werte der Komponente I mit -1 multipliziert, der Gradient reicht

somit von ca. -2 (geringe Umwelthärte) bis ca. 3 (hoher Grad an Umwelthärte). Die folgenden Analysen bezüglich Umwelthärte richten sich alle nach dieser Anordnung.

Grundsätzlich spiegelt die Anordnung von Gewässerabschnitten nach Umwelthärte (d.h. gemäß Unterschieden in Wassertemperatur, Sedimentfracht und Vergletscherung des Einzugsgebietes, Abb. 25) die Anordnung nach Wassertemperatur wieder. Die Temperatur der Gewässer steigt generell mit sinkendem Grad der Umwelthärte an (Abb. 26, Achtung: sinkende Werte des Parameters Umwelthärte entsprechen milder-werdenden Bedingungen, diese Gewässer zeigen höhere Wassertemperaturen). Auffallend sind die Positionen der Untersuchungsgewässer Gletscherbach und Seitenbach im Anlauftal oberhalb der Waldgrenze im Gradienten der Umwelthärte, da deren Wassertemperaturen kälter (Seitenbach) oder wärmer (Gletscherbach) sind, als jene der nebenstehenden Gewässer.

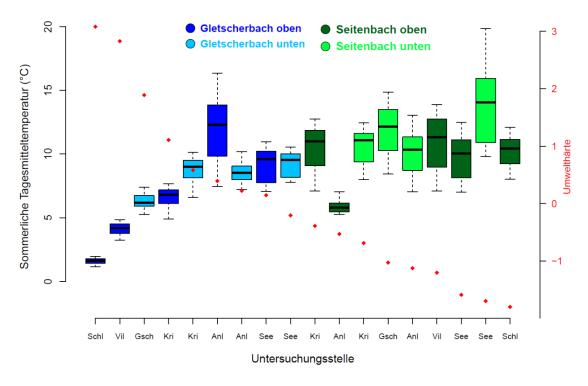


Abbildung 31. Tagesmitteltemperatur (linke y-Achse) und Grad der Umwelthärte (rechte y-Achse) der Gewässerabschnitte während der schneefreien Periode 2015 (Juni – September). Die Rangordnung (v.l.n.r.) basiert auf dem Grad der Umwelthärte, wobei höhere Werte härteren Umweltbedingungen entsprechen (für die Definition der Umwelthärte siehe Abb. 25).

Der Abfluss, die Neigung und die Substratzusammensetzung von Gewässern beeinflussen den Gehalt an abiotischem Material, das vom Gewässerboden aufgewirbelt und abtransportiert wird. In Fließgewässern im Alpenraum bestimmt zusätzlich die Präsenz von vergletscherten Flächen im Einzugsgebiet den Gehalt und somit den Transport von anorganischem Material. Hohe Konzentrationen von anorganischem Material führen zur typischen milchig-grau-Färbung von Gletscherbächen während der Schmelzperiode im Hochsommer.

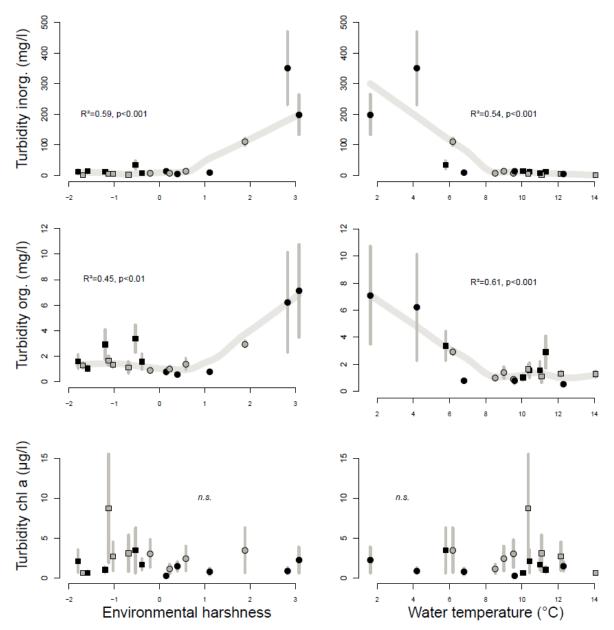


Abbildung 32. Konzentrationen von anorganischen (oben) und organischen (Mitte) Trübstoffen, sowie dem Chlorophyll a-Gehalt (unten) in der fließenden Welle, aufgetragen entlang des Gradienten der Umwelthärte (Environmental harshness, links) und der Wassertemperatur (rechts). Die Symbole kennzeichnen die unterschiedlichen Gewässertypen Gletscherbach (Kreis) und Seitenbach (Quadrat), die Färbung steht für die Lage der Gewässer, oberhalb (schwarz) und unterhalb (grau) der Waldgrenze. Dargestellt sind die mittleren Werte der Aufnahmen von 2011-2017, sowie der Standardfehler dieser Mittelwerte.

Die Trübe in den Gewässerabschnitten im Nationalpark Hohe Tauern nimmt mit abnehmender Umwelthärte und steigender Wassertemperatur ab (Abb. 27). Besonders die Konzentrationen anorganischer und organischer Trübstoffe stehen in signifikanter Wechselwirkung zu Umwelthärte und Wassertemperatur (p<0.001). Die höheren Konzentrationen in Gewässern mit höherer Umwelthärte hängen mit dem Ausmaß und der Dynamik des Abflusses, als auch mit der Beschaffenheit der Gewässersohle zusammen (Substratzusammensetzung, sowie Neigung). Durch die Gletscherschmelze, als auch durch den hohen Abfluss werden hohe Mengen an Feststoffen abtransportiert. Die höchsten Konzentrationen an anorganischen sowie organischen Feststoffen im Wasser wurden im Viltragenbach (Gletscherbach oben) nachgewiesen. Dieses Gewässer transportiert Feststoffe mit einer Konzentration von 1.6 ± 0.7 mg/L für organische sowie 190.3 ± 71.9 mg/L für anorganische Partikel. Während anorganische Trübstoffe hauptsächlich durch die Aktivität des Gletschers in das Gewässer gelangen, werden organische Partikel aufgrund des mechanischen Abriebs durch starken Abfluss – und verstärkt durch die im Wasser transportierten anorganischen Feststoffe – vom Gewässerrand, sowie vom Gewässerboden abgerissen. Die Konzentration des Chlorophyll-a scheint in harten Lebensräumen höher zu sein, jedoch wurde kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen (p>0.05).

Trübe Gewässer mit meist hohem Abfluss – wie sie in vergletscherten Einzugsgebieten anzutreffen sind - stellen für die pflanzlichen, als auch für die tierischen Gewässerorganismen einen hohen Stressfaktor dar, weshalb nur ausgewählte Arten dauerhaft in Gletscherbächen überleben können. Aufgrund der zunehmenden Dynamik der Gletscherschmelze in naher Zukunft und des anschließenden Rückgangs ist eine dauerhafte Untersuchung dieser Parameter von Nutzen, um einen Rückgang der Abflussdynamik über Jahre hinweg zu detektieren.

### Nährstoffe

Die Nährstoffe in Fließgewässern sind essentiell für das Wachstum von Primärproduzenten. Dazu gehören vorwiegend gelöste Nährstoffe wie u.a. Nitrat, Ammonium und Phosphat. Diverse Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen können sich bei erhöhter Verfügbarkeit in aquatischen Ökosystemen anreichern und zu nachteiligen Folgen für die Ökologie dieser Lebensräume führen. Diese Nährstoffe werden sowohl durch das Niederschlagsgeschehen, als auch durch den Rückgang von Gletschern in Gewässer eingetragen.

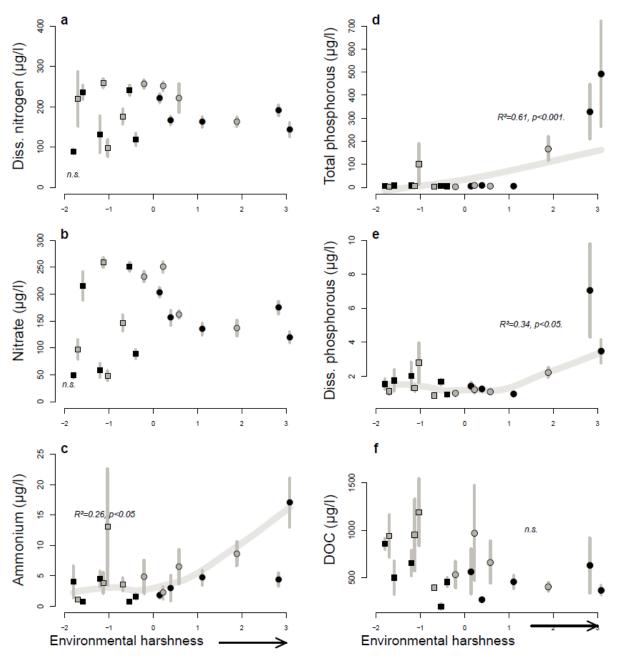


Abbildung 33. Ausgewählte wasserchemische Parameter a) gelöster Stickstoff, b) Nitrat, c) Ammonium, d) Gesamtphosphor, e) gelöster Phosphor, und f) gelöster organischer Kohlenstoff, alle in µg/l, in den Wasserproben der 18 Gewässerabschnitte. Die Symbole kennzeichnen die unterschiedlichen Gewässertypen Gletscherbach (Kreis) und Seitenbach (Quadrat), die Färbung steht für die Lage der Gewässer, oberhalb (schwarz) und unterhalb (grau) der Waldgrenze. Dargestellt sind die mittleren Werte der Aufnahmen von Juli und September von 2009-2017, sowie der Standardfehler dieser Mittelwerte. Bei signifikante Wechselwirkungen der wasserchemischen Parameter mit dem Grad der Umwelthärte sind Güte des linearen Modells, sowie dessen Wahrscheinlichkeit angegeben.

Aufgrund der Vielfältigkeit an Nährstoffen wurde in diesem Projekt eine Vielzahl von Inhalten analysiert, um eine möglichst umfassende Erhebung zu erwartender Veränderungen zu garantieren: gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), gelöster Stickstoff, Nitrat, Ammonium, Sulfat, Chlorid, Natrium, Kalium, Magnesium, Kalzium, gelöster und gesamter Phosphor, und reaktives Silizium.

Die Konzentration von Gesamtphosphor und auch gelöstem Phosphor nimmt mit abnehmender Umwelthärte ab (Abb. 28, d und e). Zudem nimmt die Konzentration von Ammonium ab (p<005) (Abb. 28, c).

Bei den übrigen wasserchemischen Parametern gibt es keine signifikanten Zusammenhänge mit der Umwelthärte oder mit der Wassertemperatur (d. h. Unterschiede in der Umwelthärte bzw. der Wassertemperatur wirken sich nicht auf die übrigen erhobenen wasserchemischen Parameter aus).

Auffallend sind v.a. die mittleren Werte von Kalium, Magnesium und Kalzium im Seitenbach des Anlauftals oberhalb der Waldgrenze (AnlSO in Tab. 9). Diese hohen Konzentrationen sorgen insgesamt für eine erhöhte Leitfähigkeit des Gewässers. Derartig hohe Werte könnten auch in einem Zusammenhang mit Permafrost oder Blockgletscher stehen.

Bei Vergleichen der Ionenkonzentrationen von Tab. 9 zwischen den untersuchten Gewässern wurde kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Konzentrationen und der Umwelthärte bzw. der Wassertemperatur erkannt. Es sind also vor allem die Parameter gelöster und totaler Phosphor, als auch Ammonium und gelöster organischer Kohlenstoff, deren Konzentrationen signifikant mit unterschiedlichen abiotischen Bedingungen in den Gewässern (Umwelthärte, Wassertemperatur) zusammenhängen.

Tabelle 8. Mittelwerte und Abweichungen (Standardfehler) der sonstigen wasserchemischen Parameter Leitfähigkeit (Conductivity), pH, Natrium, Kalium (Potassium), Magnesium, Kalzium (Calcium), und Silizium (DRSi) der Gewässerabschnitte von Juli und September über den Zeitraum von 2009 – 2017 und lineare Wechselwirkungen mit den vorherrschenden Bedingungen, definiert als Umwelthärte (Env. Harshness) und Wassertemperature (Water temperature). Die Überprüfung von Zusammenhängen erfolgte mittels F-tests. Mean = Mittelwert, se = Standardfehler.

Stream site	Conductivity (μS/cm)	рН	Natrium (mg/l)	Potassium (mg/I)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	DRSi (μg/l)	Env. harshness	Water temperature
	mean se	mean se	mean se	mean se	mean se	mean se	mean se		
AnlGO	32.89 4.07	7.38 0.09	0.28 0.03	0.65 0.07	0.39 0.04	5.74 0.49	610.67 38.68	n.s.	n.s.
AnlGU	68.96 9.23	7.49 0.06	0.48 0.03	0.97 0.10	0.96 0.12	7.77 0.72	1079.16 86.84	n.s.	n.s.
AnISO	94.42 10.74	7.55 0.02	0.42 0.02	2.24 0.19	2.18 0.19	15.58 1.17	1034.96 46.93	n.s.	n.s.
AnISU	17.43 1.22	7.23 0.08	0.42 0.02	0.49 0.19	0.44 0.21	5.26 1.30	964.27 46.90	n.s.	n.s.
GschGU	30.76 2.65	7.36 0.05	0.28 0.03	1.20 0.14	0.36 0.03	5.45 0.43	395.89 52.82	n.s.	n.s.
GschSU	29.72 2.86	7.12 0.14	0.31 0.03	1.20 0.07	0.35 0.03	4.61 0.26	629.46 51.44	n.s.	n.s.
KriGO	40.85 5.46	7.34 0.05	0.25 0.02	1.24 0.11	0.94 0.15	6.66 0.79	445.83 43.94	n.s.	n.s.
KriGU	27.82 3.44	7.21 0.07	0.33 0.04	1.23 0.09	0.77 0.09	5.74 0.57	572.69 51.74	n.s.	n.s.
KriSO	20.84 3.71	7.16 0.04	0.26 0.01	0.81 0.05	0.14 0.01	2.43 0.18	521.23 38.14	n.s.	n.s.
KriSU	21.84 1.53	7.25 0.06	0.41 0.03	0.78 0.03	0.19 0.01	3.91 0.16	883.80 51.56	n.s.	n.s.
SchIGO	31.53 4.77	7.65 0.14	0.22 0.03	1.13 0.13	0.60 0.07	6.07 0.60	212.19 22.76	n.s.	n.s.
SchISO	12.38 0.83	6.83 0.04	0.31 0.02	0.30 0.01	0.14 0.00	1.98 0.07	614.91 34.46	n.s.	n.s.
SeeGO	18.07 1.47	7.22 0.04	0.39 0.03	0.47 0.15	0.29 0.15	4.31 0.89	674.00 60.66	n.s.	n.s.
SeeGU	26.55 2.61	7.30 0.03	0.54 0.03	0.52 0.04	0.19 0.02	4.48 0.24	1006.41 29.20	n.s.	n.s.
SeeSO	30.94 3.80	7.46 0.04	0.46 0.04	0.31 0.07	0.19 0.02	6.56 0.56	848.20 33.73	n.s.	n.s.
SeeSU	22.48 2.35	7.27 0.03	0.40 0.02	0.47 0.11	0.21 0.03	4.27 0.50	789.70 46.93	n.s.	n.s.
VilGO	44.15 10.52	7.57 0.08	0.28 0.02	1.53 0.09	0.31 0.05	5.99 0.44	304.41 23.09	n.s.	n.s.
VilSO	15.50 1.16	7.23 0.04	0.19 0.02	0.85 0.04	0.12 0.01	3.01 0.19	244.62 12.58	n.s.	n.s.

### Primärproduzenten als Nahrungsgrundlage der Insektenlarven

Primärproduzenten stellen – gemeinsam mit Bakterien - den Hauptteil der Nahrung von der am Gewässerboden weidenden Makrofauna aber auch von weidenden Fische dar (Niedrist and Füreder 2017). Der Bewuchs auf Oberflächen am Gewässerboden setzt sich hauptsächlich aus Grünalgen (Chlorophyceae), Kieselalgen/Diatomeen, Cyanobakterien, und – vorwiegend in Gebirgsbächen – Goldalgen (Chrysophyceae) zusammen. Hinzu kommen noch die Mikro- und Meiofauna, welche in dieser Matrix vorkommt.

Dieser sogenannte Aufwuchs stellt die Gesamtheit an Flora, Bakterien, sowie Mikro- und Meiofauna am Gewässerboden dar. Aufgrund der Komplexität dieser Nahrungsquelle für verschiedene aquatische Organismen wurden ökologische Kenngrößen zur Quantifizierung des Aufwuchses verwendet. Analysiert wurden der flächenbezogene organische Anteil (mg/cm²) und die Konzentration von Chlorophyll a ( $\mu$ g/cm²). Als Maß der Qualität dieser Nahrung wurde auch die Konzentration an anorganischem Anteil (mg/cm²) analysiert.

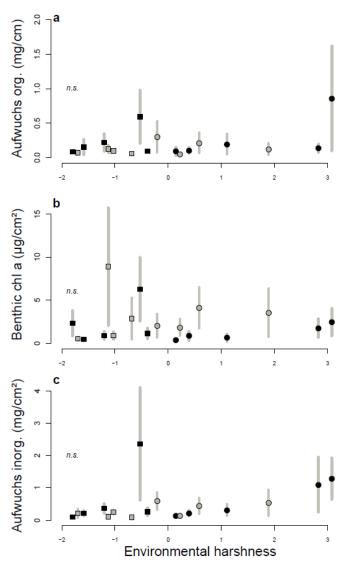


Abbildung 34. Charakteristik des Aufwuchses am Gewässerboden: Konzentration von (a) organischem Material (mg/cm²), (b) Chlorophyll a (μg/cm²) und (c) anorganischem Material (mg/cm²) auf Steinflächen. Die Symbole kennzeichnen die unterschiedlichen Gewässertypen Gletscherbach (Kreis) und Seitenbach (Quadrat), die Färbung steht für die Lage der Gewässer, oberhalb (schwarz) und unterhalb (grau) der Waldgrenze. Dargestellt sind die mittleren Werte der Aufnahmen von 2011-2017, sowie der Standardfehler dieser Mittelwerte.

Der mittlere Gehalt an organischem und anorganischem Material des Aufwuchses, sowie dessen mittlere Konzentration von Chlorophyll a - beides Kenngrößen für die pflanzliche Nahrungsverfügbarkeit, hängen nicht signifikant mit dem Grad der Umwelthärte an den Untersuchungsstellen zusammen (p>0.05, Abb. 29).

#### Qualität der Nahrung für Invertebraten

Der Gehalt an sogenannten essentiellen Fettsäuren in der Nahrung ist entscheidend für das Wachstum von Konsumenten, auch für aquatische Invertebraten (Guo et al. 2016). Es ist bekannt, dass verschiedene Algen- und Bakteriengruppen, welche den Aufwuchs in Fließgewässern dominieren, einen unterschiedlichen Gehalt von solchen langkettigen und ungesättigten Fettsäuren haben (Taipale et al. 2013, Twining et al. 2016). Zudem weiß man, dass unzählige Arten die Steinoberfläche am Gewässerboden alpiner und sub-alpiner Fließgewässer besiedeln und deren Zusammensetzung vom Bachtyp abhängen kann (Rott et al. 2006a, 2006b, Cantonati et al. 2012). Die biochemische Qualität der Nahrung von weidenden benthischen Invertebraten kann also je nach vorherrschenden Umweltbedingungen variieren. Deshalb ist zu erwarten, dass sich die jeweilige Qualität im Zuge der mit dem Gletscherrückgang und Klimaveränderung einhergehenden Umweltveränderungen verändert. Durch mögliche Interaktionseffekte von verschiedenen Umweltfaktoren (Temperatur, Gewässertrübe, Nährstoffverfügbarkeit) ist nicht vorhersehbar, ob sich die Nahrungsqualität verbessert oder verschlechtert. Die biochemische Nahrungsqualität hat einen nachgewiesen Effekt auf das Wachstum und die Reproduktion von Zooplankton (Kilham et al. 1997, Burns et al. 2011, Pajk et al. 2012), benthischen Flohkrebsen (Kainz et al. 2010), sowie benthischen Invertebraten in tiefer gelegenen Fließgewässern (Larson et al. 2013). Jedenfalls wirkt sich der Gehalt an nährreichen langkettigen Fettsäuren in den Primärproduzenten nicht nur auf deren Konsumenten aus, sondern hat Auswirkungen auf das gesamte darauf aufbauende Nahrungsnetz eines Systems (Twining et al. 2016).

In diesem Projekt wurden die verschiedenen Gruppen des Aufwuchses (Cyanobakterien, Grünalgen, Kieselalgen, sowie Goldalgen) mittels eines Schnellanalyseverfahrens direkt im Gewässer erhoben. Das Messgerät BenthoTorch (bbe Moldaenke, Deutschland) diente zur Quantifizierung des jeweiligen Anteils an der Gesamtkonzentration an Chlorophyll a. Dazu wurden während der Etappe Juli 2015 11-16 Steinoberflächen (Durchmesser > 20 cm) in jedem Gewässerabschnitt analysiert. Anschließend wurden relative Anteile der Hauptgruppen berechnet.

Der relative Anteil der analysierten Gruppen des Aufwuchses variierte signifikant entlang des Gradienten von Umwelthärte (Abb. 30). Werte für die Gruppe der Diatomeen und Chrysophyceae (Abb. 30 B) waren am höchsten in Gewässern mit "harten" Bedingungen und gingen zurück mit abnehmender Umwelthärte (linearer Zusammenhang: F=8.6, p<0.01). Die Gruppe der Cyanobakterien (Abb. 30 A) zeigten einen gegensätzlichen Verlauf mit niedrigen Werten in harten Gewässerabschnitten, aber einen höheren Anteil in Gewässern mit günstigeren Umweltbedingungen und ohne jeglichen Gletschereinfluss (linearer Zusammenhang: F=5.4, p<0.05). Der Anteil der Gruppe der Grünalgen (Abb. 30 C) zeigt hingegen keinen Zusammenhang mit dem Grad der Umwelthärte. Zusammenfassend dominierten Diatomeen und Goldalgen in Abschnitten mit hoher Umwelthärte, während der Aufwuchs in Gewässern mit günstigeren Bedingungen von Cyanobakterien dominiert wurde.

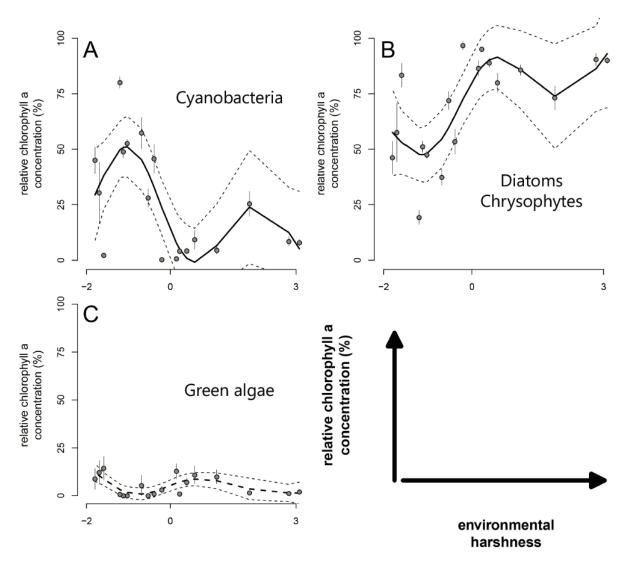


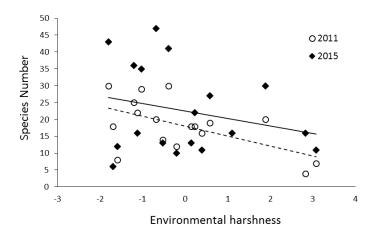
Abbildung 35. Zusammenhang zwischen der Umwelthärte (environmental harshness) und dem relativen Anteil von Primärproduzenten (Cyanobakteria = Cyanobakterien, Diatoms + Chrysophytes = Diatomeen und Goldalgen, Green algae = Grünalgen) am Aufwuchs am Gewässerboden (erfasst als Anteil an der Konzentration vom Gesamt-Chlorophyll a). Dicke Linien kennzeichnen die beste Schätzung mittels eines verallgemeinerten additiven Modells (GAM), die signifikante (durchgehende Linie) und nicht signifikante Zusammenhänge (gestrichelte Linie) mit dem Parameter Umwelthärte anzeigen. Dünne gestrichelte Linien entsprechen dem oberen und unteren Standardfehler der mittleren Schätzung. Abweichungen entlang der y-Achse zeigen die Standardfehler der Mittelwerte pro Standort (n>10), (Niedrist et al. 2018).

In Anbetracht der unterschiedlichen Fettsäurekonzentrationen können Diatomeen und Goldalgen als qualitativ gute bis sehr gute Nahrung angesehen werden, während Cyanobakterien als geringwertige Nahrung für Weidegänger angesehen wird, da sie nahezu keine der langkettigen und essentiellen Fettsäuren enthalten (Galloway and Winder 2015). Basierend auf diesen Vorinformationen kann aufgrund dieser Ergebnisse für alpine und sub-alpine Fließgewässer mit Gletschereinfluss erwartet werden, dass die Nahrungsqualität im Zuge der erwarteten Umweltveränderungen (Abnahme der Umwelthärte z. B. nach Rückgang der Gletscher) abnehmen wird (Niedrist and Füreder 2018).

# Diversität des Makrozoobenthos

Die Taxazahl und die Diversität (hier Q-Statistics) variieren zwischen den Gewässerabschnitten und sind vom Grad der Umwelthärte abhängig (Abb. 31). Mit abnehmender Umwelthärte steigt die Taxazahl, aber auch die Diversität. Dieser Zusammenhang ist 2015 nicht mehr nachweisbar.

Die Taxazahl, aber auch die Diversität haben über die Jahre generell zugenommen, die Regressionsgeraden von 2015 liegen über denen von 2011. Außerdem ist die Steigung der Geraden im Jahr 2015 geringer als zu 2011, was für eine höhere Artenzahl an extremen Standorten spricht. Gerade in gletschergeprägten Fließgewässern haben sich die Artenvielfalt und die Taxazahl erhöht.



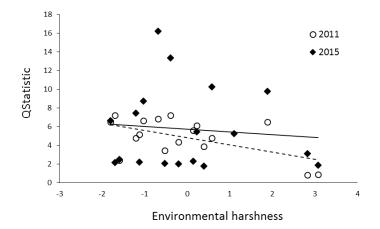


Abbildung 36. Zusammenhang zwischen der Umwelthärte (environmental harshness, höhere Werte entsprechen härteren Bedingungen) und der Artenzahl (oben) und der Diversität (unten) der aquatischen Fauna von Makro-invertebraten. Die Linien stellen den besten Schätzer von einfachen linearen Modellen dar. In beiden Fällen sind die Zusammenhänge von 2015 (durchgehende Linien) nicht signifikant.

#### Gewässertypische Ausprägungen der Umweltbedingungen und Lebensgemeinschaften

Die vorherrschenden Umweltbedingungen in alpinen Fließgewässern unterscheiden sich generell je nach Typ des Gewässers (z.B. mit oder ohne Gletschereinfluss, oberhalb oder unterhalb der Waldgrenze, Ward (1994)). Die jeweiligen Bedingungen (v.a. Wassertemperatur, Vergletscherungsgrad und die Gewässertrübe) sind entscheidend für die auch aus anderen Regionen bekannte Ausprägung gewässertypischer Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos (Füreder et al. 2001, Lods-Crozet et al. 2001a, Niedrist and Füreder 2016).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass sich die Bedingungen der beobachteten Fließgewässertypen im Gewässermonitoring entsprechend unterscheiden. Die größten Unterschiede wurden in deren Wassertemperatur, als auch deren transportierter Menge von Feststoffen festgestellt. Die Beschaffenheit der Lebewelt in den Gewässern entspricht größtenteils diesen

Unterschieden in den abiotischen Bedingungen, mit Ausnahme von Habitaten im Seebachtal. Hier wurden – bezogen auf den Gewässertyp – untypische Ausprägungen festgestellt. Die untersuchten nicht-gletscherbeeinflussten Seitenbäche (ober- und unterhalb der Waldgrenze) weisen im Vergleich zu Gewässern des gleichen Typs eine besonders geringe Biodiversität, Taxazahl, als auch Anzahl der anzutreffenden Großgruppen auf. Durch die in den letzten Jahren festgestellte hohe Dynamik der Gewässer (auch der Seitenbäche) im Seebachtal (durch Lawinen, Hochwasser und Hangrutschungen) werden diese Lebensräume - im Vergleich zu den anderen Seitenbach-Monitopen – besonders häufig gestört. Für den gegebenen Zusammenhang von Störungsfrequenz und der Ausprägung von Lebensgemeinschaften im Seebachtal spricht der Nachweis eines "untypisch" hohen Anteils von Zuckmücken im sogenannten Makrozoobenthos (v.a. See SO). Populationen dieser Insektenfamilie gelten als besonders widerstandsfähig gegenüber mechanischen Störungen, sie können diese durch besonders hohe Individuenzahlen und schnelles Wachstum bewältigen (Schütz and Füreder 2018).

Diese gewässer-untypischen Ausprägungen von Lebensgemeinschaften an einzelnen Gewässern zeigen, dass das ausgewählte Set von Untersuchungsstellen (insgesamt 18 Gewässer, 4 verschiedene Bachtypen, jeweils 4-5 Parallele) einerseits eine Beobachtung der Strukturen und Funktionen von hochgelegenen Fließgewässerökosystemen erlaubt, und andererseits natürliche Variabilität als solche erkennen und berücksichtigen kann. Dank dem hohen Grad der Natürlichkeit der untersuchten Gewässersysteme dienen die definierten Gemeinschaftsstrukturen und die in diesem Bericht präsentierten physikalischen Bedingungen der Gewässer als Referenz für Fließgewässer im Gebirge auf nationaler sowie internationaler Ebene.

## 5) Makrozoobenthos als geeigneter Indikator für Umweltveränderungen

Zur Überprüfung des ökologischen Status von Fließgewässern wird in Österreich üblicherweise auch die Gemeinschaftsstruktur der Invertebraten herangezogen (Qualitätselement Makrozoobenthos; Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer). Auch im Hochgebirge können die Organismen als Anzeiger für bestimmte Umweltbedingungen oder Störungen, als sogenannte Indikatororganismen, herangezogen werden (Khamis et al. 2014). Dazu müssen einerseits die autökologischen Vorlieben der einzelnen Organismen bekannt sein. Das Vorkommen dieser Arten wird folglich über lange Zeit beobachtet, um aufgrund von Verschiebungen auf komplexe Umweltveränderungen schließen zu können. Andererseits können Indices verwendet werden, welche aus der gesamten Gemeinschaft gebildet werden (Individuendichte am Gewässerboden, Vielfalt der vorkommenden Arten, etc.).

Um innerhalb der Gewässerlebensräume zu erwartende Veränderungen durch mehrere externe Umweltveränderungen aufzeigen zu können, wurde der Raum-für-Zeit-Vergleich verwendet. Dabei wurden folgende Indices identifiziert:

- Individuendichte aller Makroinvertebraten
- Relativer Anteil der Diamesinae (Unterfamilie der Diptera-Familie Chironomidae) an den Makroinvertebraten
- Relativer Anteil der Diamesinae an der Chironomiden-Gemeinschaft

#### Individuendichte aller Makroinvertebraten:

Die Individuendichten (Individuen pro Probe) variieren zwischen den Gewässerabschnitten und sind vom Grad der Umwelthärte, aber auch nur von der mittleren Wassertemperatur im Sommer abhängig (Abb. 32).

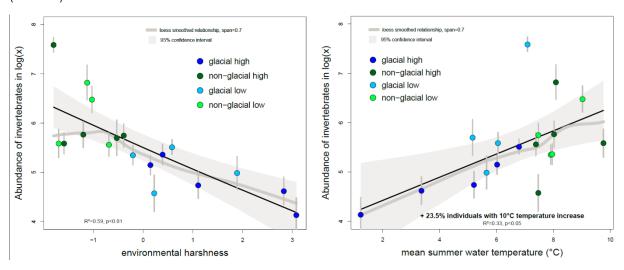


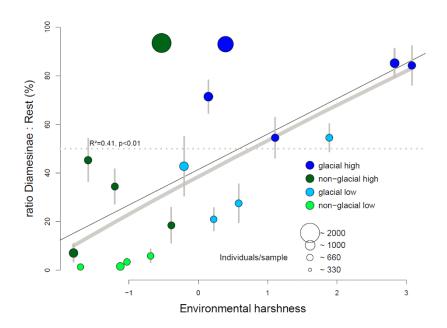
Abbildung 37. Individuendichte des Makrozoobenthos (pro Probe) in Abhängigkeit der Umwelthärte (links) und der mittleren Sommer- Wassertemperatur (rechts). Die Daten der Individuendichte sind auf logarithmierter Achse dargestellt, die gleitende Durchschnittslinie (grau) deutet den Trend der Daten an, ein lineares Modell beschreibt die Beziehung der beiden Variablen (schwarze Linie). Dargestellt sind die mittleren Individuendichten pro Standort mit jeweiligem Standardfehler (n=6).

In Gewässern mit höheren Wassertemperaturen waren die Häufigkeiten höher als in kalten Gewässern. Im Mittel steigt die Anzahl der angetroffenen Individuen pro Probe um 23.5 % bei einem Anstieg der Wassertemperatur um 10 °C (p<0.05, R²=0.33). Aufgrund des Einflusses der Umwelthärte als Gesamteinflussfaktor (Wassertemperatur, Vergletscherungsgrad und Sedimentfracht) auf das Makrozoobenthos ist die Indikatorgüte der Individuendichte (MZB) deutlich höher gegenüber Veränderungen der Umwelthärte (vergleiche das Bestimmtheitsmaß R² in Abb. 32 links und rechts). Zusätzlich wird deutlich, dass die Individuendichte als geeigneter Indikator zur Anzeige vom ganzheitlichen Wandel der Fließgewässer in vergletscherten Einzugsgebieten herangezogen werden kann.

#### Relativer Anteil der Diamesinae an der Makrozoobenthos-Gemeinschaft

Die Familie der Chironomidae/Zuckmücken (Diptera) gehört zur individuenhäufigsten Familie der Invertebratengemeinschaft, auch in den Hohen Tauern (Füreder et al. 2001, Niedrist and Füreder 2013). Die wichtigsten Unterfamilien der Chironomidae in alpinen Fließgewässern sind die Diamesinae und Orthocladiinae (Füreder et al. 2001, Lods-Crozet et al. 2001b, Niedrist and Füreder 2016). Während die Orthocladiinae ein breites Vorkommen in verschiedenen Typen von Fließgewässern aufweisen, dominieren Diamesinae die Gewässer in harten und gletschergespeisten Bächen (Füreder 2007, Niedrist and Füreder 2016). Deren Auftreten im Verhältnis zu allen anderen Invertebraten könnte deshalb als Anzeiger von harten Lebensbedingungen sein, wobei eine Abnahme der relativen Individuendichte eine Verschiebung zu milderen Bedingungen anzeigen könnte (Niedrist et al. 2017).

In Gewässerabschnitten mit höherer Umwelthärte und gleichzeitig niedrigerer Wassertemperatur ist der relative Anteil der Diamesinae – im Vergleich zu allen anderen Invertebraten – hoch. In stark vergletscherten Einzugsgebieten mit stets niedrigen Wassertemperaturen besteht die Makrozoobenthos-Gemeinschaft aus über 80 % aus Vertretern der Unterfamilie Diamesinae (Abb. 33). Bei steigender Wassertemperatur um 1 °C kann somit mit einer Abnahme dieses Verhältnisses um 11 % gerechnet werden. Im Vergleich zur Wassertemperatur erklärt die Variable Umwelthärte ("Environmental harshness") einen größeren Anteil der Unterschiede des Verhältnisses Diamesinae zu den restlichen Invertebraten (Vergleich des R², der Güte von linearen Modellen, in Abb. 33).



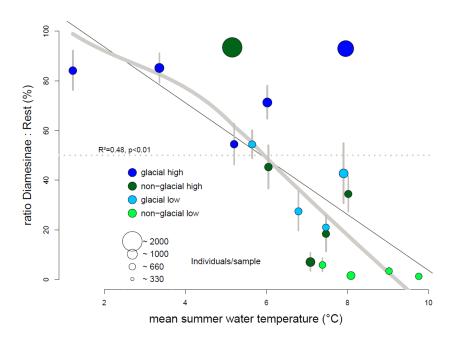


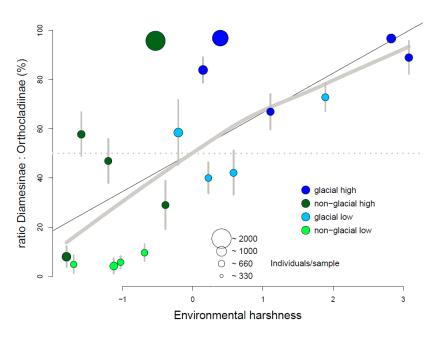
Abbildung 38. Relative Abundanz (%) von Diamesinae im Verhältnis zu allen anderen Invertebraten in Abhängigkeit der Umwelthärte (oben) und der Wassertemperatur (unten). Der gleitende Durchschnitt (graue Linie) kennzeichnet den Trend der Daten, ein lineares Modell (schwarze Linie)

beschreibt den Zusammenhang (R² und p). Dargestellt sind die mittleren Verhältnisse von Diamesinae zu den restlichen Invertebraten (n=6). Die Größe der Datenpunkte kennzeichnet die Individuendichte/Probe. Die höchsten

Dichten wurden im Anlauftal (GO und SO) nachgewiesen.

#### Relativer Anteil der Diamesinae an der Chironomiden-Gemeinschaft

Innerhalb der Familie Chironomidae gelten die Diamesinae als Überlebenskünstler, besonders in widrigen Habitaten wie Gletscherbächen. Die Art *Diamesa steinboecki* ist beispielsweise als *gletscherbezogen* bekannt und kommt vor allem in oberen Abschnitten von Gletscherbächen vor (Lods-Crozet et al. 2001b). Ein Rückgang des Gletschereinflusses bedingt Veränderungen der Lebensbedingungen in den Gewässern. Dieser Wandel hat auf lange Sicht Auswirkungen auf die Ausprägung der Gewässerfauna. Deshalb sind die Diamesinae eine vielversprechende Gruppe um diesen Wandel am Deutlichsten anzuzeigen und zu beobachten, wie bereits in anderen einzelnen Einzugsgebieten angedeutet wurde (Niedrist et al. 2017).



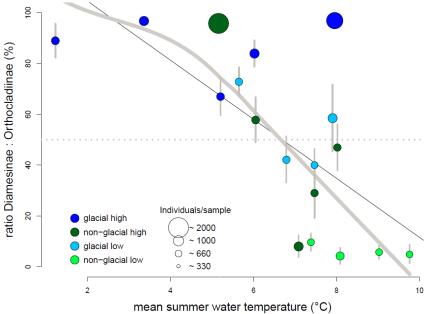


Abbildung 39. Relative Abundanz (%) von Diamesinae im Verhältnis zu Orthocladiinae in Abhängigkeit der Umwelthärte (oben) und der Wassertemperatur (unten).

Der gleitende Durchschnitt (graue Linie) kennzeichnet den Trend der Daten an, ein lineares Modell (schwarze Linie) beschreibt den Zusammenhang (R² und p). Dargestellt sind die mittleren Verhältnisse von Diamesinae zu den restlichen Invertebraten (n=6).

Ein Vergleich der Bestimmtheitsmaße der Zusammenhänge zeigt, dass der Anteil von Diamesinae an der Chironomidengemeinschaft ein besserer Indikator für Umweltveränderungen in alpinen Fließgewässern ist (Abb. 34, siehe auch Niedrist et al. (2017)). Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Veränderung von Umweltbedingungen (steigende Wassertemperatur, sinkende Gewässertrübe) auf die Individuendichte der Diamesinae auswirkt. Milder werdende Bedingungen führen mittelfristig zu einer Verringerung der Individuendichte dieser Spezialisten (Abb. 34). Aufgrund der Angepasstheit dieser Diamesinae an niedrige Temperaturen und trübe Gewässer und der oft engen Nischenbreite (Niedrist and Füreder 2016) ist diese Gruppe des Makrozoobenthos ein guter Indikator für den abnehmenden Gletschereinfluss in alpinen Fließgewässern. Dieser bereits vermutete Zusammenhang (Niedrist et al. 2017) konnte in diesem Projekt - und damit in einem geographisch-großem Raum - verifiziert und bestätigt werden. Langfristig kann mit einem Verschwinden von Arten der Diamesinae (*Diamesa steinboecki* und *D. latitarsis*) in den derzeitigen vergletscherten Einzugsgebieten gerechnet werden.

### 6) Kritische Beurteilung der Methodik

In diesem Projekt wurde eine Vielzahl an Methoden angewandt. Diese entsprechen generell der Methodik von wissenschaftlichen Projekten in Fließgewässern. Bei Erhebungen im Hochgebirge und in dynamischen Systemen (z.B. in Gletscherbächen mit hohen Abflussschwankungen) muss jedoch meist mit Ausfällen oder Beschädigungen von Material und installierten Messinstrumenten gerechnet werden. An jeder Untersuchungsstelle wurden geeignete Positionen zur Montage der Aufzeichnungsinstrumente identifiziert. Dennoch hielten diese extremen Hochwasserbedingungen oft nicht stand (Flussumlagerungen, Unterspülungen, hohe Sedimentfracht- und Ablagerungen). Dennoch wurden im Laufe der Projektlaufzeit Strategien entwickelt, um Ausfälle von Daten möglichst zu verhindern. So wurden beispielsweise Messinstrumente an mehreren Standorten pro Untersuchungsstelle installiert. Dies zeigte sich auch in der ansteigenden Kontinuität bzw. der Reduktion von Lücken in den Datenreihen (Tab. 4). Für zukünftige Arbeiten sollten die Auslesezeitpunkte vor bzw. nach der Hochwasserphase bestmöglich eingehalten werden, um Daten (vor der Schnee- und Eisschmelze) zu sichern aber auch um eventuellen Beschädigungen und fehlerhaften Aufzeichnungen entgegenzuwirken.

Datenlücken (z.B. Wassertemperatur) erschweren die Interpretation von bestimmten Mustern (zwischenjährliche Varianz, Extremereignisse, usw.). Bei wiederkehrenden Aufzeichnungen können Lücken aber geschlossen werden, um Aussagen über langfristige Trends machen zu können (Lineare Interpolation).

Die Erhebungen des Makrozoobenthos wurden im üblicherweise im Juli durchgeführt. Dies ist insofern sinnvoll, da die Tiere in der Hochwasserphase (~Ende Juli bis Ende August) schutzsuchend tiefer wandern bzw. abgetrieben werden (Drift). Dadurch kann es zu Verfälschungen der Gemeinschaftsmuster kommen. Diese Vorgangsweise (Beprobung vor Mitte Juli) sollte möglichst beibehalten werden.

# Bedeutung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

### 1) Managementbedarf in den Tälern des Gewässermonitoring

Die Fließgewässer im Nationalpark Hohe Tauern erfahren grundsätzlich wenig anthropogenen Einfluss, da die menschliche Einflussnahme auf die Natur innerhalb des Schutzgebietes minimal sein soll. Im Projekt Gewässermonitoring im Nationalpark Hohe Tauern konnten deshalb naturnahe ökologische Zustände von Gewässern in Bergregionen Europas definiert werden. Um diesen naturnahen bis natürlichen Zustand zu erhalten schlagen wir folgende Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen vor:

- Reduktion der Eingriffe in die natürliche Morphologie (Ausbildung des Bachlaufes mitsamt der Uferstruktur und –Vegetation: Solche Verarmungen der Bachbettstruktur (so geschehen im Krimmler Achental nach dem Hochwasserereignis 2015) können zur Verarmung der Gemeinschaftsstrukturen im Gewässer beitragen.
- Reduktion der Einträge von organischem Material in das Gewässer: Gewässer im Gebirge sind i.d.R. nährstoffarm und die Lebensformen in diesen Gewässern sind an diese Bedingungen angepasst. Einträge von Nährstoffen in jeglicher Form (Mist, Dünger, Erdmaterial, Abwässer, Ausscheidungen von Weidevieh, etc.) können den Bedarf an Nährstoffen übertreffen. Dies kann in der Folge zur Verdrängung von Arten führen, die an geringe Nährstoffkonzentrationen angepasst sind, und das Aufkommen von nährstoffliebenden Arten fördern (als Vergleich aus der terrestrischen Ökologie dient die Magerwiese und die Fettwiese).

#### 2) Relevanz des Gewässermonitorings im Nationalpark Hohe Tauern

Die Europäischen Alpen werden oft als "Wassertürme Europas" bezeichnet (z. B. Schwaiger 2007, Füreder 2012), da sie entscheidende Wasserquellen für darunterliegende Gebiete und große Flüsse in Europa sind. Die Kryosphäre in diesen Gebirgsräumen (Eis, Schnee, und Permafrost) spielt eine zentrale Rolle in diesen Ökosystemen, indem sie den Niederschlag speichert und dadurch eine Versorgung in tiefer gelegenen Gebieten garantiert (Radić and Hock 2014). Saisonale und langzeitliche Umweltveränderungen regulieren die Bereitstellung von Wasser, Nährstoffen, aber auch von Sediment für flussabwärts liegende Regionen, von denen Landwirtschaft, Energieerzeugung, aber auch die Industrie abhängig sind. Drastische Veränderungen der Umweltbedingungen können sozusagen zu einer Verschiebung dieser Speicher- und Abflussprozesse führen, welche sich auf die Quantität aber auch auf die Qualität der Abflüsse im Alpenraum und deshalb in weiten Teilen Europas auswirken kann (Beniston 2010).

Der globale Trend des Gletscherrückgangs seit dem Ende der Kleinen Eiszeit (Vaughan et al. 2013), sowie die Zunahme der Sommertemperaturen in den Alpen (Auer et al. 2007) führen zu erheblichen Veränderungen in Gewässerlandschaften und in den Gewässern selbst. Im Vergleich zur durchschnittlichen Erwärmung der Lufttemperaturen in der Nordhemisphäre stiegen die Temperaturen im Alpenraum etwa doppelt so schnell an (Rebetez and Reinhard 2008), während für den Rest des 21. Jahrhunderts sogar noch ein beschleunigter Anstieg prognostiziert wird (Gobiet et al. 2014). Direkte und gut ersichtliche Auswirkungen solcher Umweltveränderungen im Gebirgsraum sind beispielsweise die aufgezeichneten Längenänderungen als auch die negativen Massenbilanzen der

Gletscherflächen in den Alpen mit jährlichen Steigerungen der Rückgänge (Fischer et al. 2014, 2016, Fischer 2016, 2017). Weitere Auswirkungen sind die Verkürzung der Schneebedeckungsdauer sowie ein genereller Rückgang des Verhältnisses Schnee zu Eis im Niederschlag (Huss et al. 2017).

Fließgewässer im Gebirge sind einerseits Ökosysteme, welche durch ihre dynamische und dadurch diverse Charakteristik unzählige spezialisierte Tier- und Pflanzenarten beherbergen, aber auch das Bild der Gebirgslandschaft prägen. Andererseits kommt ihnen große Bedeutung zu aufgrund der Verbindung von hochgelegenen Systemen (z. B. alpine Graslandschaften, Eis- und Schneemassen) mit natürlichen und aber auch menschlich-geprägten und –genutzten Lebensräumen (Füreder et al. 2002). Insgesamt integrieren Fließgewässer die Prozesse, welche im Einzugsgebiet stattfinden und sind deshalb geeignete Anzeiger von großflächigen Umweltveränderungen (Gordon et al. 2004, Füreder and Schöner 2013).

Es ist bekannt, dass verschiedene Prozesse, aber auch Tier- und Pflanzengruppen von den abiotischen Umweltveränderungen beeinflusst werden können. Während derzeit aber vor allem Veränderungen einzelner Komponenten in verschiedenen Gebirgsregionen abgeschätzt werden, sind keine ganzheitlichen Analysen und Beobachtungen von abiotischen (Sediment, Abfluss, Wassertemperatur) und biotischen (Nährstoffe, Pflanzen- und Tierarten) Kenngrößen über einen längeren Zeitraum in hochgelegenen Fließgewässern bekannt.

Global gesehen beziehen mehr als 50 % der Fließgewässer ihr Wasser aus Schnee und Eis (Barnett et al. 2005). Bedingt durch den Klimawandel ist im letzten Jahrhundert weltweit die Schnee- und Eisbedeckung stark zurückgegangen (Vaughan et al. 2013). Es wird angenommen, dass dieser Rückgang für die nächsten 50-100 Jahre andauert. Prognosen bis zum Jahre 2100 lassen vermuten, dass der Gletscherrückgang anhält, und das Wettergeschehen durch stärkere/längere Trockenperioden und Niederschlag als Regen anstelle von Schnee geprägt ist (Beniston 2003)). Es ist zu erwarten, dass sich in Gebirgslagen Hydrologie und Geomorphologie stark verändern, was in eine deutliche Veränderung der Menge und Zusammensetzung des Schmelzwassers und damit der Gewässerökologie zur Folge haben. Angesichts der großteils engen Anpassung der Gewässerzönosen an die in Gebirgslagen typischen extremen Umweltbedingungen (Füreder 2007, Niedrist and Füreder 2016) ist zu erwarten, dass sich durch diese drastischen Veränderungen die Artenzusammensetzung verschiebt und besonders angepasste Arten (Vertreter der Unterfamilie der Zuckmücken: Diamesinae) verschwinden werden. Da die Gewässerzönosen als Nahrungsgrundlage für höhere Organismen (wie Fische, Amphibien und Vögel) fungieren (Niedrist and Füreder 2017), sind die möglichen Folgewirkungen nicht nur auf die Fließgewässerökosysteme beschränkt. Zudem ist in den Nahbereichen der Gewässer und ihren Einzugsgebieten mit einer Änderung der Lebensbedingungen (Klima, Wettergeschehen, Temperatur, Vegetation, Störungsfrequenz, usw.) zu rechnen, die sich auf die Existenz der höheren Organismen auswirken werden. Die prognostizierte Veränderung der Faunenzusammensetzung zusammen mit der Aufzeichnung/Messung von Umweltfaktoren (Hydrologie, Habitatvielfalt, Wasserchemie, Temperatur, Menge und räumliche Verteilung der organischen Substanz) bieten aber auch die Möglichkeit, ein Beobachtungssystem im Gebirgsraum einzurichten. Für dieses Beobachtungssystem können die gut und eng angepassten Lebewesen als Indikatoren (Zeigerorganismen) definiert und verwendet werden. Als fachlicher Hintergrund dient eine Reihe von Überblicksarbeiten (Hodkinson and Jackson 2005, Jackson and Füreder 2006).

Der Nationalpark Hohe Tauern ist wegen der Vielfalt der Gewässerökosysteme und auch der Vielfalt ihrer typischen Ausprägungen (Füreder 2007) und der geringen/fehlenden anthropogenen Beeinträchtigung bestens für eine Langzeitbeobachtung der Auswirkung von Klimaveränderungen geeignet. Mehr als die Hälfte der Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 1 km² des Nationalparks sind gletscherbeeinflusst. Es war die Intention der Auftragnehmer, durch die ausgewogene Verteilung von Messflächen in den Fließgewässern alpiner Einzugsgebiete Veränderungen klimatischer aber auch anthropogen bedingter Natur aufzuzeigen. Entscheidende Veränderungen wurden in der Wassertemperatur nachgewiesen. Über den Zeitraum von 2010 bis 2017 wurde eine steigende Wassertemperatur für alle Untersuchungsgewässer – unabhängig vom Gewässertyp – beobachtet. Aufgrund des dynamischen Charakters dieser Ökosysteme werden Aufzeichnungsgeräte im Bachbett eingegraben, beschädigt, aber auch abgerissen und weggespült. Um solche Unregelmäßigkeiten möglichst zu vermeiden, wurden im aktuellen Projekt (2015 – 2017) mehrere Aufzeichnungsgeräte parallel installiert. Trotz der Lücken in den Daten stimmt der Trend der Erwärmung der Gewässer in den Sommermonaten mit der globalen Entwicklung von Wassertemperaturen in Fließgewässern überein (van Vliet et al. 2011).

Mit den im Zuge des Pilotprojektes erarbeiteten, umfassenden Vorbereitungen für ein langfristiges Gewässermonitoring und den aus mehreren mehrjährigen und grundlegenden wissenschaftlichen Arbeiten zu den Gewässern des Nationalparks, liegen bislang einzigartige, zahlreiche international herzeigbare Ergebnisse vor. Die bislang sehr gute Zusammenarbeit auf allen Ebenen des Nationalparks inklusive einer Einbindung mehrerer Mitarbeiter in die Monitoringsaktivitäten trug ebenfalls zur erfolgreichen Durchführung der Aktivitäten bei. Um die Relevanz und Bedeutung der Ergebnisse zu unterstreichen, seien hier aus wissenschaftlicher Sicht sehr gewichtige Argumente für die Fortführung des Gewässermonitorings angeführt:

- Aufgrund der umfassenden Literatur- und Datensichtung, mehrjährigen Messungen und Beprobungen über und an den Gebirgsgewässern liegt nun eine der besten Datensammlungen über die Biodiversität von Hochgebirgsgewässern vor.
- Wegen dem interdisziplinären Ansatz unserer Projekte ist es gut möglich, Zusammenhänge zwischen abiotischen, hydrogeomorphologischen und physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen mit der Struktur und Funktion von Gewässerökosystemen und ihren Lebensgemeinschaften aufzuspüren und grundlegende Kausalfaktoren und Wechselwirkungen zu definieren.
- Diese oft mühsam, in unbezahlbaren meist unbezahlten Arbeitsstunden (z. B. durch Masterund PhD-Arbeiten, individuelle Forschungsinteressen) erarbeiteten Grundlagen sind essentieller Bestandteil und Motor für zukünftige Modellierungen der Veränderung von Gebirgsökosystemen. Ohne diese auch in anderen Forschungsprojekten erbrachten Ergebnisse, wäre eine Interpretation der Auswirkung von Veränderungen nicht möglich.
- Die Infrastruktur des Nationalparks Hohe Tauern ist bestens für ein derartiges, langfristiges Unternehmen aufgestellt. Neben den verfügbaren Datengrundlagen (aus eigenen Forschungsprojekten) und den existierenden Einrichtungen aus einer Vielzahl von Projekten und Aktivitäten, gibt es eine Vielzahl engagierter Mitarbeiter, die in einer derartigen Langzeitforschung eine tragende Rolle spielen könnten. Damit ist eine längerfristige Identifizierung seitens des Nationalparks Hohe Tauern und seiner Mitarbeiterinnen gesichert.
- Wegen der Aktualität der Fragen, Umstände und Auswirkungen des Klimawandels, nicht nur in den Naturwissenschaften sondern auch in den sozio-ökonomischen Bereichen, ist die

geplante wissenschaftsbasierte Beobachtung der Gewässersysteme äußerst attraktiv. Auch aus diesem Grund wird das geplante Monitoring international große Beachtung finden.

• Im Forschungsschwerpunkt des Auftragnehmers aber auch in der internationalen Forschungslandschaft wird den Gletscherbächen großes wissenschaftliches Interesse gewidmet, besonders weil hier gut angepasste Organismengemeinschaften den extremen Bedingung mit meist unerforschten Überlebensstrategien trotzen, und weil diese Systeme wegen dem klimatischen Wandel (besonders rasanter Gletscherrückgang) rasche Veränderungen zeigen. Diese Rahmenbedingungen gestalten und eröffnen Neuland, das hervorragend für moderne Forschungsfragen geeignet ist. Damit werden die Monitoringflächen für Forschungsvorhaben äußerst attraktiv, was sich an der Einwerbung von zusätzlichen Projekten, am Interesse von Master- und PhD-Studierenden und an der internationalen Publikationstätigkeit zeigen wird.

Bereits während der Pilotphase wurden PhD- und Masterarbeiten begonnen. Als Beispiele sei eine Auswahl hier gelistet:

- Alexandra Mätzler (PhD) "Feeding Ecology of Benthic Macroinvertebrates in Alpine River Ecosystems";
- Gerald Andre (PhD) "Harpellales (Zygomycota) in alpinen Fließgewässern: Vorkommen, Diversität und ihre Interaktion mit ausgewählten Zuckmücken-Larven (Diamesa, Chironomideae)";
- Georg Niedrist (M) "Chironomids in alpine streams (NP Hohe Tauern)";
- Sabrina Schönenberger (M) "Trichoptera in alpine streams (NP Hohe Tauern)";
- Ursula Windner (M) "Analysis of biological and ecological traits of macroinvertebrate assamblages in alpine streams (NP Hohe Tauern)";
- Stefanie Aumayr (Bakk) "Biodiversität in ausgewählten Hochgebirgsbächen im Nationalpark Hohe Tauern"; ".
- Georg Niedrist (PhD) "Feeding Ecology of alpine chironomids. Basic principles, underlying mechanisms and future prospects under climate change conditions.
- Stefan Schütz (PhD) "LifeCORE Insect Life-histories in COld River Ecosystems".

Diese Arbeiten belegen die Bedeutung des Monitorings als Nukleus für daran geknüpfte Forschungsfragen. Da werden dann wichtige Aspekte wie Taxonomie, Biologie und Anpassung von Hochgebirgsorganismen gründlich erforscht, die aus finanziellen, zeitlichen und thematischen Gründen nicht Thema des Monitorings sein können, aber wichtige Grundlagen für die Indikatorfunktion leisten!

 Weitere Merkmale der wissenschaftlichen Relevanz unseres Vorhabens sind die Vorstellungen der Ergebnisse und damit ihre internationale wissenschaftliche Evaluierung bei nationalen und internationalen Forschungskongressen und Medien. Diese nicht direkt mit dem Projekt zusammenhängenden Tätigkeiten ermöglichen die Sichtbarkeit des Nationalparks Hohe Tauern im internationalen Wissenschaftgeschehen.

#### Zum Beispiel:

- Füreder L. (2012) Alpine River Ecosystems as Indicators of Climate Change at 'global change research in mountain regions'. MRI Key Contact Workshop preceding the EGU General Assembly.
- Andre, G.; Füreder, L.; Pöder, R. (2011): Impact of Harpellales (Kickxellomycotina, Zygomycota) on Chironomidae larvae (Diptera, Insecta) in alpine streams. 13th European Meeting "Biological Control in IPM Systems" at Innsbruck (Austria).
- Füreder, L. (2012): Freshwater Ecology: Melting Biodiversity. In: Nature Climate Change 2, S. 318 319 –
- Mätzler, Alexandra; Füreder, Leopold (2013): Who is eating what? Functional feeding-group composition in Alpine rivers.In: 5th Symposium Conference Volume for Research in Protected Areas. Conference Volume 5. Mittersill, 10 to 12 June 2013. Salzburg: Salzburger Nationalparkfonds, S. 505 508. –

- Niedrist, Georg; Füreder, Leopold (2013): Spatial and temporal variation of chironomid assemblages in glaciated catchments (NP Hohe Tauern). In: 5th Symposium Conference Volume for Research in Protected Areas. Conference Volume 5. Mittersill, 10 to 12 June 2013. Salzburg: Salzburger Nationalparkfonds, S. 537 540.
- Schütz, S.; Füreder, L. (2013): Adequate indicators for environmental change in alpine river systems (Hohe Tauern NP, Austria). In: 5th Symposium Conference Volume for Research in Protected Areas. Conference Volume 5. Mittersill, 10 to 12 June 2013. Salzburg: Salzburger Nationalparkfonds, S. 709 - 712.
- Füreder, L.: Reihe "Vom Leben der Natur" Thema "Forschung in der Gletscherzone". In: ORF Radio Ö1 vom 08.08.2011. Füreder, L.: Arctic and alpine streams as indicators of a changing world. The Fourth Annual Zoological Congres of "Grigore Antipa", Bukarest, 22.11.2012.
- Niedrist, Georg; Füreder, Leopold: Defining tools for long-term monitoring of freshwater ecosystems: The omnipotent Chironomidae (Diptera). NOBIS Young Researchers Day, Wien, 29.11.2013.
- Mätzler, Alexandra; Füreder, Leopold: Functional Feeding Groups in Alpine Streams. 32. SIL Congress 2013, Budapest, 08.08.2013.
- Füreder, L: Framework for long-term ecological research in Alpine river systems. 5th Symposium for Research in Protected Areas, Mittersill, 10.06.2013.
- Mätzler, Alexandra; Füreder, Leopold: Who is eating what? Functional feeding-group composition in Alpine rivers. 5th Symposium for Research in Protected Areas, Mittersill, 10.06.2013.
- Füreder, L.: Alpine stream ecosystems: Indicators of a changing world. International School on Mountain Ecology and Global Change, Innsbruck, 25.09.2012.
- Füreder, L.: High alpine river ecosystems indicators for climate change. Univerzita Karlova v Praze/Charles University Prague/Karls-Universität Prag, Prag, 23.04.2013.
- Mätzler, Alexandra; Füreder, Leopold: Feeding Ecology of Benthic Macroinvertebrates in Alpine River-Ecosystems: Functional Feeding-Group Composition in Alpine High-Mountain Streams. Fresh Blood for Freshwater: SIL Austria Meeting, Lunz am See, 28.02.2013.
- Niedrist, Georg; Füreder, Leopold: Spatial and temporal variations of chironomid assemblages in glaciated catchments: Chironomid species response to environmental factors. Fresh Blood for Freshwater: SIL Austria Meeting, Lunz am See, 28.02.2013.
- Niedrist, Georg; Füreder, Leopold: Chironomid species response to environmental factors in alpine rivers. Fresh Blood for Freshwater: SIL Austria Meeting, Lunz am See, 27.02.2013.
- Füreder Leopold, Brittain John. Monitoring Biodiversity and Ecosystem functioning in High Arctic Streams. Freshwater Science Meeting, Portland, Oregon, 18.-22. Mai 2014.
- Niedrist Georg, Füreder Leopold: Chironomidae (Diptera) are an essential tool for monitoring environmental status and change in alpine headwaters. Freshwater Science Meeting, Portland, Oregon, 18.-22. Mai 2014.
- Füreder, Leopold: Insekten und Hochgebirgsbäche als Messfühler für den Klimawandel.Rotary Club Innsbruck-Alpin, Innsbruck, 20.01.2014.
- Füreder, L.: Fließgewässer und ihre Lebensgemeinschaften als Messfühler des Klimas. Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft Osttirol, Lienz, 05.11.2014.
- Füreder, L.: Fundamental and Applied Research freshwater ecology as a combining issue. Univerzita Palackého v Olomouci / Palacký University, Olomouc / Palacký-Universität Olmütz, Olomouc / Olmütz, 24.04.2014.
- Füreder, Leopold: Alpine River Ecosystems as Indicators of Climate Change (zwei Vorträge). Burapha University, Thailand 09.11.2015.
- Füreder, Leopold: Alpine River Ecosystems as Indicators of Climate Change. Chulalongkorn University Bangkok, Thailand, 16.11.2015.
- Füreder, L.: Monitoring ecosystem structure, function and change in alpine rivers. Universität Salzburg, Salzburg, 24.06.2016.
- Niedrist, Georg H. & Füreder, Leopold: Instrumente zur Langzeitbeobachtung von alpinen Fließgewässern die herausragende Rolle der Chironomiden. Österreichischer Klimatag, Innsbruck, 03.04.2014.

- Niedrist, Georg H. & Füreder, Leopold: Chironomidae are an essential tool for monitoring environmental status and change in glacially affected streams. FBFW Fresh Blood for Fresh Water Young Aquatic Science Meeting, Mondsee, 15.04.2015.
- Niedrist, Georg H., Cantonati, Marco & Füreder, Leopold: The effect of environmental harshness on feeding preferences of alpine chironomid species: the identification of ingested benthic algae. InBAT International Workshop on Benthic Algae Taxonomy, Trento, 19.06.2015.
- Krainer, K. Co-AutorInnen: Füreder, L.; Kaufmann, R.: River ecosystems in high altitudes: discharges, conductivity, traits of aquatic life forms. Summer School on Alpine Field Ecology 2016, Obergurgl, 25.08.2016.
- Niedrist, Georg H. & Füreder, Leopold: Chironomiden (Diptera) ein essentielles Werkzeug zur Beobachtung des ökologischen Zustandes und Wandels alpiner Fließgewässer / Chironomidae (Diptera) an essential tool for Monitoring environmental status and change in alpine headwaters. 8. Tagung Zoologische und botanische Forschung in Südtirol, Bozen, 04.09.2014.
- Füreder, Leopold: Species traits composition and variability indicate environmental conditions and change in alpine running waters. Society for Freshwater Sciences Annual Meeting 2015, Milwaukee, Wisconsin, 19.05.2015.
- Füreder, L.; Lassacher, F.; Schütz, S.; Niedrist, G.H.; Mätzler, A.: Alpine river ecosystems as indicators of climate change. Perth III: Mountains of Our Future Earth, Perth, 07.10.2015.
- Niedrist, Georg H. & Füreder, Leopold: Zuckmückenlarven in alpinen Fließgewässern und die Bedeutung einer genauen Betrachtung der Gemeinschaften bei gewässerökologischen Studien. Kolloquium der Österreichische Entomologische Gesellschaft (ÖEG) 2016, Lienz, 19.03.2016.
- Füreder, L. Co-AutorInnen: Niedrist, G.; Schütz, S.: Prognosis, diagnosis and testing of hydroecological indicators in a long-term monitoring of alpine rivers. Annual Meeting of the Society for Freshwater Science (sfs 2016), Sacramento, CA, 23.05.2016.
- Niedrist, Georg H.; Cantonati, Marco; Füreder, Leopold: Securing food in harsh environments needs toughness and adaptation: feeding habits of chironomids in alpine streams. SIL Kongress 2016, Turin, 02.08.2016.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold: Widerstandsfähigkeit und Anpassung ermöglichen die erfolgreiche Nahrungsaufnahme in rauen Lebensräumen: Trophische Strategien der Chironomiden in alpinen Fließgewässern. 9. Tagung Zoologische und botanische Forschung in Südtirol, Bozen, 08.09.2016. –
- Niedrist, Georg H.; Cantonati, Marco; Füreder, Leopold: Robust taxonomies are essential for disentangling food and feeding type relationships in alpine streams. DGL & SIL Austria Tagung 2016, Wien, 28.09.2016.
- Füreder, Leopold: Neuer Lebensraum am Gletschertor. In: zukunft forschung Magazin für Wissenschaft und Forschung der Universität Innsbruck vom 01.02.2015.
- Füreder, Leopold (2014): Gletscherbäche eine Wiege der Überlebenskünstler. In: Wöss, Emmy: Süßwasserwelten. Limnologische Forschung in Österreich. Linz: Oberösterreichisches Landesmuseum (= Denisia, 0033), ISBN 978-3-85474-302-6, S. 217 231.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold (2014): Chironomiden (Insecta: Diptera) als geeignete Beobachtungsorganismen zur Langzeitbeobachtung von alpinen Fließgewässern. In: Tagungsband 15. Österreichischer Klimatag. 2.–4. April 2014, Innsbruck. Innsbruck: Institut für Interdisziplinäre Gebirgsforschung (IGF), ISBN 978-3-9503778-0-4, S. 126.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold (2015): The effect of environmental harshness on structure and function of chironomid communities in alpine streams. In: Abstracts SIL Austria Meeting 2015: Limnological research in and around the European Alps a common effort for a common future. October 14-16, 2015. Eigenverlag, S. 26.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold (2015): Chironomidae are an essential tool for monitoring environmental status and change in glacially affected streams. In: Fresh Blood for Fresh Water FBFW Meeting 2015, Book of Abstracts. Innsbruck: Leopold-Franzens-Universität Innsbruck, S. 19.
- Niedrist, Georg H.; Cantonati, Marco; Füreder, Leopold (2016): Securing food in harsh environments needs toughness and adaptation: feeding habits of chironomids in alpine streams.
  In: 33rd SIL Congress, Book of Abstracts. July 31, 2016 August 5, 2016, Torino, Italy. International Society of Limnology, S. 73.

- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold (2016): Zuckmückenlarven in alpinen Fließgewässern und die Bedeutung einer genauen Betrachtung der Gemeinschaften bei gewässerökologischen Studien. In: Entomologica Austriaca 23, S. 116 117.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold (2016): Towards a definition of environmental niches in alpine streams by employing chironomid species preferences. In: Hydrobiologia 781/1, S. 143 160.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leo (2017): Trophic ecology of alpine stream invertebrates: current status and future research needs. In: Freshwater Science 36/3, S. 466 478.
- Milner, Alexander M.; Kieran, Khamis; Battin, Tom J.; Brittain, John E.; Barrand, Nicholas E.; Füreder, Leopold; Cauvy-Fraunie, Sophie; Gislason, Gisli Mar; Jacobsen, Dean; Hannah, David M.; Hodson, Andrew J.; Hood, Eran; Lencioni, Valeria; Olafsson, Jon S.; Robinson, Christopher T.; Tranter, Martyn; Brown, Lee E. (2017): Glacier shrinkage driving global changes in downstream systems. In: Proceedings of the National Academy of Sciences 114, No. 37.
- Niedrist, Georg H.; Füreder, Leopold (2018): When the going gets tough, the tough get going: the enigma of survival strategies in harsh glacial stream environments. In: Freshwater Biology. DOI: 10.1111/fwb.13131.
- Niedrist, Georg H.; Cantonati, Marco; Füreder, Leopold (2018) Environmental harshness mediates the quality of periphyton and chironomid body mass in alpine streams. In: Freshwater Science.

Derzeit arbeiten die Auftragnehmer an der Gestaltung eines internationalen, weltweiten Netzwerks eines Gletscherbachmonitorings, vergleichbar einem GLORIA. Partner sind da Fachkollegen der Universitäten Oslo (Natural History Museum), Birmingham (School of Geography, Earth and Environmental Sciences), Kopenhagen (Freshwater Biological Laboratory), Leeds (School of Geography), Reykjavik (Faculty of Life and Environmental Sciences), u.a. Mit den bereits skizzierten Rahmenbedingungen und bei Fortführung des Monitorings werden wir bei dieser Initiative ein gewichtiges Wort mitreden können.

Diese Rahmenbedingungen, die durch regional-strategische, naturschutzrelevante, kulturhistorische und wissenschaftliche Säulen getragen werden, sind optimal für ein Beobachtungssystem im Nationalpark. Die durch methodisches Know-how und wissenschaftliches Grundlagenwissen aber auch durch internationale Relevanz gekennzeichnete Langzeitbeobachtung lässt sich sehr gut in das Forschungskonzept des Nationalparks integrieren. Die integrative Schnittstelle mit der aktiven Forschung (durch internationale Zusammenarbeit innerhalb des Netzwerks, gesondert finanzierte Forschungsprojekte, PhD- und Masterarbeiten) ermöglicht eine weit über die eigentliche Finanzierung hinausreichende Gestaltung des Monitorings. Das Monitoring hat notwendigerweise Selbstzweck und Eigenständigkeit, ist aber durch die enge Vernetzung mit der aktiven Forschungslandschaft und Ausbildung ein Promotor der Gebirgsforschung.

Die wesentlichen Elemente der Bedeutung für die Forschung und den Nationalpark sind daher:

- (1) Langzeitmonitoring als Nukleus für Hochgebirgsforschung: Selbstverständlich ist die regelmäßige Erfassung und Speicherung von ökologischen Daten eine Attraktion für weitere wissenschaftliche Fragestellungen. Im Zuge des Monitoringprojektes werden bspw. Dissertationen, Masterstudien und Bakkalaureatsarbeiten an weiterführenden Themen in diesen Einzugsgebieten durchgeführt. Zu den wertvollen Basisdaten gesellen sich sinnvolle Ergänzung und Erweiterung aus anderen Projekten. Das GM\_NPHT erwies sich schon in der Einführungsphase als Nukleus für weiterführende Forschung und hat damit eine besondere Vorzeige- und Außenwirkung.
- (2) Internationaler Kontext der Dauerbeobachtung: Das Gewässer-Monitoring ist in einem internationalen Kontext und langfristig angelegt. Die Forschergruppe der Universität Innsbruck führt derzeit mehrere Untersuchungen im Gebirgsraum und in der Arktis (Spitzbergen) und unterhält zahlreiche Kooperationen zu Arbeitsgruppen mit ähnlicher Fragestellung (University of Oslo, University

of Leeds, University of Birmingham) in arktisch-alpinen Regionen. Aktuelle und zukünftige wissenschaftliche Ergebnisse werden regelmäßig auf internationalen Symposien präsentiert, wodurch Innovation, Aktualität, wissenschaftliche Qualität, Interdisziplinarität und sinnvolle Synergien der Untersuchungen gewährleistet sind. Internationale Begutachtungen von Projekten, Publikationen und der Wissenschaftsleistung bedeuten ein gutes Maß an internationaler Qualitätssicherung. Da sich die Forschungsziele des Projektleiters L. Füreder sehr am Themenschwerpunkt Klimawandel und Langzeitbeobachtung orientieren ist auch die Langfristigkeit der Maßnahmen garantiert.

(3) Bedeutung des Gewässermonitorings für die Schutzgebietsforschung und die Alpen: Als besonderes Mandat hat die Alpenkonvention auf der Tagung in Evian u.a. "Assessment on the appropriate and adequate coverage of monitoring systems especially in the higher Alpine regions" als Priorität formuliert. Abgesehen von der wissenschaftlichen, sozio-ökonomischen und naturschutzrelevanten Bedeutung wird daher dem Gewässermonitoring auch auf internationaler und nationaler Ebene große Aufmerksamkeit zuteil.

### 3) Besondere Argumente, Bedeutung und öffentliche Wirksamkeit

Gesellschaftspolitische Relevanz: Obwohl es besonders auf gesellschaftspolitischer Ebene noch immer angeregte Diskussion über die Existenz und Ursache des Klimawandels gibt, bestätigen alle Messergebnisse und langzeitlichen Beobachtungsreihen eindeutig die oft drastischen klimatischen Veränderungen. Weltweit, von den Polen bis zu den Hochgebirgen in geringeren Breiten wird ein genereller Rückgang der Gletscher beobachtet, der besonders in den letzten Jahrzehnten deutlich ausfiel und als Ergebnis der Klimaerwärmung gedeutet wird. Bis zum Jahre 2100 wird auch für die europäischen Alpen ein fortgesetzter Rückzug der Gletscher mit intensiven und länger anhaltenden Trockenperioden und einer Änderung des Niederschlags von Schnee zu Regen vorhergesagt. Als Konsequenz werden sich Hydrologie und Geomorphologie im Gebirgsraum drastisch ändern, was zu einer deutlichen Änderung der Schmelzwassermengen, der Wasserqualität und der Fließgewässerökologie in den Gebirgsbächen führen wird.

Alpine Fließgewässerökosysteme als Sensoren für den Klimawandel: Die Ökosysteme der Hochgebirge gelten als Extremökosysteme, beurteilt man sie nach der Ausprägung und Wirkung der klimatischen, meteorologischen und physikalischen Faktoren. Die Lebewelt solcher Regionen findet man durch unterschiedlichste Strategien und Strukturen an diese spezielle Situation angepasst. Der Klimawandel in den Alpen wird sich deutlich auf die Hydrologie und Ökologie der Gewässerökosysteme auswirken. Dabei sind besonders eine Veränderung der Verbreitung, Besiedlungsdichten und Ökologie der Gewässertiere in den trophischen Niveaus, deutliche Veränderungen in ihrem Lebensraum (physikalisch-chemischen Faktoren) einschließlich der stattfindenden Prozesse zu erwarten. Die Wechselwirkungen zwischen Klimavariaben (wie Temperatur und Niederschlag) und Gletschern und abfließenden Gewässersystemen sind äußerst komplex, oft ist es schwer direkte Zusammenhänge abzuleiten. Die Gründe dafür liegen in den a) unzureichend untersuchten strukturellen und funktionellen Gegebenheiten in Hochgebirgsgewässern samt den Zusammenhängen mit Klima- und anderen Umweltvariablen sowie b) im Fehlen von einerseits Langzeituntersuchungsstellen andererseits von integrierten hydro-ökologischen Studien.

Winzige Gewässertiere als Indikatoren der Umweltbedingungen: Vorliegende Untersuchungen haben gezeigt, dass die Gebirgsbachfauna in höchstem Maße an die unwirtlichen Umweltbedingen angepasst ist. Beim prognostizierten Rückgang der Schmelzwassermengen ist in weiterer Folge zu erwarten, dass sich diese Lebensgemeinschaften in ihrer Zusammensetzung stark verändern, und besondere Spezialisten (v.a. Vertreter der Zuckmücken-Unterfamilie Diamesinae) aus den Einzugsgebieten verschwinden werden. Da diese Folgewirkungen konstant aber langsam geschehen, kann für die einzelnen Einzugsgebiete nur Schätzungen unter Betrachtung aller Einzugsgebiete gemacht werden. In diesem Zusammenhang ist die Fortführung der umfassenden Untersuchungen auch von gesellschaftspolitischer Relevanz.

Repräsentativer und interdisziplinärer Ansatz: Im Gewässermonitoring werden diese Wissensdefizite durch multidisziplinäre Untersuchungen beseitigt, die folgende Bereiche umfassen: (a) alpine Fließgewässerhydrologie, (b) Gletschervorfeld-Geomorphologie samt den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Gewässer und (c) die Lebensgemeinschaften der wasserlebenden Makroinvertebraten. Mit einer (d) Anwendung und Weiterentwicklung eines Arteigenschafts-Indikatorensystems und (e) dem Test und der Entwicklung innovativer Modelle werden die hydroökologische Dynamik und Veränderung anhand spezifischer Klimawandelszenarien aufgezeigt.

Im Nationalpark Hohe Tauern wurden die Kombination von umfassenden Felduntersuchungen und der quantitativen Modellierung mehrerer alpiner Glaziologie-Hydrologie-Ökologie-Komplexe zum ersten Mal durchgeführt und fortgesetzt. Dabei kamen Experten mit gut dokumentierten Forschungsnachweisen in den unterschiedlichen Disziplinen der Glaziologie und Hydrologie sowie der Gewässerökologie zum Einsatz, was auch den innovativen Ansatz des Projektvorhabens begründet. Repräsentanz: Die Untersuchungen werden in mehreren vergletscherten Einzugsgebieten des Nationalparks Hohe Tauern durchgeführt, wo bereits gute Basisdaten in den betroffenen Einzugsgebieten zur weiteren Bearbeitung und Modellierung vorliegen.

## 4) Entwurf eines weiteren Monitoringplanes

Seit mehr als 10 Jahren beschäftigen sich der Auftragnehmer Füreder und seine Arbeitsgruppe Fließgewässer und Naturschutz der Universität Innsbruck mit adäquaten und aussagekräftigen Methoden zur wissenschaftlichen Dokumentation und Indikation von Umweltveränderungen. Das Gewässermonitoring im Nationalpark Hohe Tauern bildet/e dabei die langfristige Basis im Komplex "Fragestellung - Anwendung – Bedeutung". Das darin konzipierte Mess-Analyse-System, nämlich das innovative Element der Messung, Auswertung und Interpretation der kausalen Zusammenhänge zwischen Hydrologie/Glaziologie – Geomorphologie – Ökologie/Biodiversität hat sich optimal bewehrt und sollte auf diese Weise weitergeführt werden. Mit dieser integrierenden Vorgangsweise besitzt das Gewässermonitoring im Nationalpark Hohe Tauern Pilotwirkung, weil in dieser Art und Weise noch kein Monitoring eingerichtet wurde. In der Pilotphase des Projektes von 2009 bis 2012 wurde die Grundeinrichtung in den vier Einzugsgebieten installiert, darauf die verfügbaren und thematischüblichen Methoden auf ihre Eignung und Aussagekraft für ein Langzeitmonitoring getestet, sowie in umfangreichen taxonomischen und biozönotischen Analysen die abiotischen und biotischen Grundelemente umfassend dargestellt. Damit ist die ökosystemare Ausgangslage abiotisch und biotisch klar definiert, jedoch nur bei Fortführung und weiteren operativen Umsetzung sind die maßgeblichen Anforderungen eines Langzeitmonitorings erfüllt. Auf der Grundlage der Projektergebnisse und der verschiedenen Anforderungen einer langfristigen Beobachtung, aber auch aus Gründen der Kosteneffizienz erscheint es weiterhin notwendig und sinnvoll, das Langzeitmonitoring in zwei Arbeitsprozessen fortzuführen.

#### 1. Abiotische Dauerbeobachtung als Grundeinrichtung

Diese Grundeinrichtung soll wie bisher aus einer stetigen Beobachtung und hochfrequenten Messung der abiotischen/hydrologischen Kenngrößen bestehen. Die wesentlichen Module sind dabei

- Hydrologie und Geomorphologie
- Wasserchemie, Trübstoffanalytik
- Auswertung und Analyse/Interpretation der Messungen hinsichtlich möglicher Veränderungen.

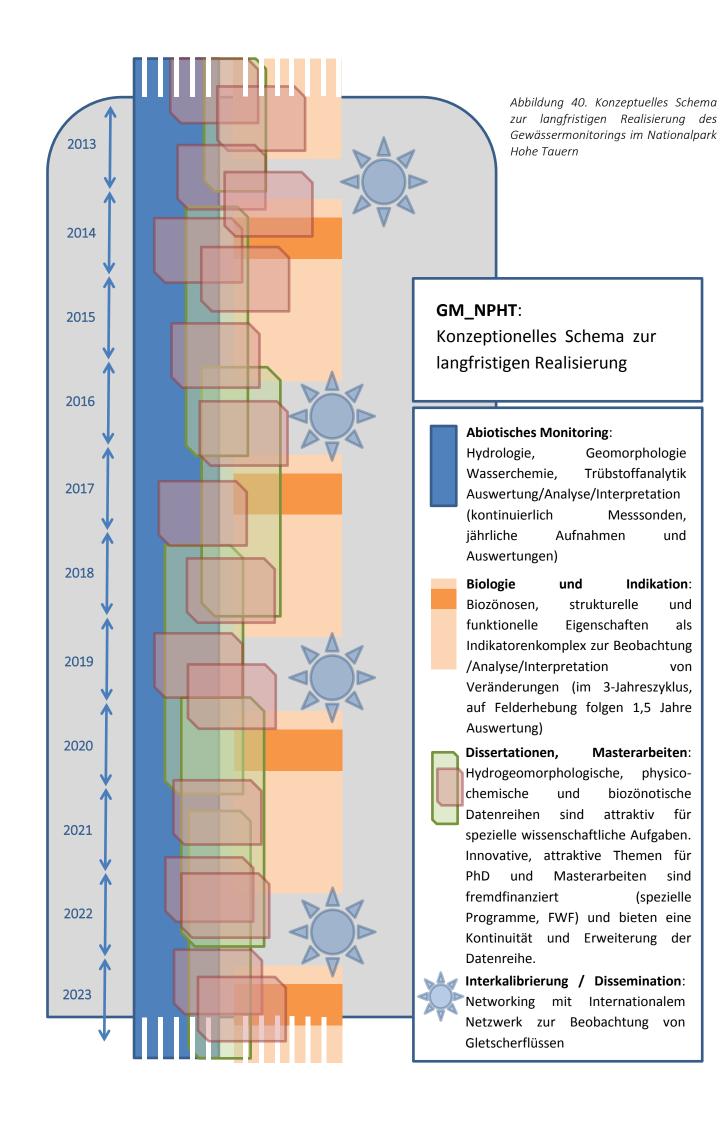
Die abiotischen Umweltbedingungen stehen in direktem Zusammenhang mit Veränderungen in der Atmosphäre (steigende Lufttemperaturen, Entwicklung der Niederschlagsereignisse, usw.) bzw. der Wasserquellen (z.B. Rückgang der Gletscher, Verschiebung der Wasserquellen der Gewässer, Auftauen von Permafrost). Deshalb sind Veränderungen der Gewässer vor allem in den physikalischen und chemischen Bedingungen ersichtlich. Die biotischen Komponenten der Fließgewässer reagieren erst anschließend auf Veränderungen der Lebensbedingungen.

## 2. Biologie und Indikation

Als wesentliches Werkzeug der Langzeitbeobachtung wurde die Indikatorfunktion der wasserlebenden Insekten und anderer wirbelloser Tiere festgestellt und erfolgreich angewendet (Niedrist and Füreder 2016). Auch aus anderen Untersuchungen aus dem Alpenraum war ein umfangreiches Detailwissen verfügbar, was die Analyse der räumlichen und zeitlichen Muster in Struktur und Funktion und deren Veränderung ermöglichte (Füreder 2007, Niedrist and Füreder 2016, Niedrist et al. 2017). Nun liegen zum ersten Mal auch mehrjährige, praktische Erfahrungen aus dem Gebiet des Nationalparks Hohe Tauern vor. In den vergangen Jahren wurde gezeigt, dass zusammen mit der hydrologischen, geomorphologischen und choriotopspezifischen Charakterisierung und den biologischen

Informationen Aussagen über Biodiversität hochgelegener Flussgebiete, räumliche und zeitliche Muster von Struktur (Artenzusammensetzung, Diversität, Besiedlungsdichten) und Funktion (Zusammensetzung von Ernährungstypen, Qualität der Nahrungsgrundlagen in diesen Lebensräumen und deren Veränderung) getroffen werden können. Zudem wurde Spezialwissen zu möglichen Strategien des Überlebens in diesen Extremlebensräumen generiert (Niedrist and Füreder 2018). Der Wandel in den einzelnen Einzugsgebieten ist in der kurzen Projektlaufzeit (<10 Jahre) noch nicht von der natürlichen Variabilität der Ökosysteme abgrenzbar, jedoch mittels Vergleich aller im Gewässermonitoring beobachteten Lebensräume identifizierbar und prognostizierbar. All diese hydromorphologischen, abiotischen und biotischen Kenngrößen und Parameter sind wichtige Daten(komplexe) für die Beobachtung, Analyse und Interpretation von Veränderungen der Gewässersysteme im Gebirge (Referenzlebensräume und – Zönosen).

Bisher wurden die Untersuchungen in einem mehr oder weniger 3 jährigem Rhythmus durchgeführt. Um die Daten (und insbesondere deren Schwankungen) mit zukünftigen Erhebungen vergleichen zu können, schlagen wir ein zukünftiges Beobachtungsintervall von 3 Jahren vor: Die Untersuchungen zur Biologie (Makrozoobenthos, Aufwuchs, Gehalt an organischem Material) sollen weiterhin alle 3 Jahre durchgeführt werden. Die Methoden orientieren sich an den hier im Endbericht dargestellten Ergebnissen – die Arbeitspakete sollten daher in dieser Form weitergeführt werden, die notwendigen Arbeiten werden wiederholt oder durch neue, relevante Themen erweitert/ergänzt (z.B. die Diagnose - und damit die Prognose - der biochemischen Nahrungsqualität in den sich verändernden hochgelegenen Fließgewässern mittels Fettsäureanalysen aufgrund aktuellen Erkenntnissen, Niedrist et al. 2018).



# Literaturverzeichnis

- Auer, I., R. Böhm, A. Jurkovic, W. Lipa, A. Orlik, R. Potzmann, W. Schöner, M. Ungersböck, C. Matulla, K. Briffa, P. Jones, D. Efthymiadis, M. Brunetti, T. Nanni, M. Maugeri, L. Mercalli, O. Mestre, J.-M. Moisselin, M. Begert, G. Müller-Westermeier, V. Kveton, O. Bochnicek, P. Stastny, M. Lapin, S. Szalai, T. Szentimrey, T. Cegnar, M. Dolinar, M. Gajic-Capka, K. Zaninovic, Z. Majstorovic, and E. Nieplova. 2007. HISTALP—historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. International Journal of Climatology 27:17–46.
- Barnett, T. P., J. C. Adam, and D. P. Lettenmaier. 2005. Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. Nature 438:303–309.
- Beniston, M. 2003. Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. Pages 5–31. Springer, Dordrecht.
- Beniston, M. 2010. Impacts of climatic change on water and associated economic activities in the Swiss Alps. Journal of Hydrology 412–413:291–296.
- Burns, C. W., M. T. Brett, and M. Schallenberg. 2011. A comparison of the trophic transfer of fatty acids in freshwater plankton by cladocerans and calanoid copepods. Freshwater Biology 56:889–903.
- Cantonati, M., E. Rott, D. Spitale, N. Angeli, and J. Komárek. 2012. Are benthic algae related to spring types? Freshwater Science 31:481–498.
- Fischer, A. 2016. Gletscherbericht 2014/2015. Bergauf 71:6–13.
- Fischer, A. 2017. Gletscherbericht 2015/2016. Bergauf 72:18–25.
- Fischer, A., G. Patzelt, and H. Kinzl. 2016. Length changes of Austrian glaciers 1969-2015. Insitut für Interdisziplinäre Gebirgsforschung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Innsbruck.
- Fischer, A., M. Stocker-Waldhuber, B. Seiser, B. Hynek, and H. Slupetzky. 2014. Glaciological monitoring in Hohe Tauern National Park. eco.mont 6:49–56.
- Füreder, L. 2007. Life at the Edge: Habitat Condition and Bottom Fauna of Alpine Running Waters. International Review of Hydrobiology 92:491–513.
- Füreder, L. 2012. Freshwater ecology: Melting biodiversity. Nature Climate Change 2:318–319.
- Füreder, L., G. Andre, A. Mätzler, S. Aumayr, G. H. Niedrist, S. Schönenberger, and U. Windner. 2013. Gewässermonitoring Nationalpark Hohe Tauern. Endbericht. Unveröffentlicht.
- Füreder, L., G. H. Niedrist, and S. Schütz. 2017. Monitoring Alpine rivers: recent progress and future challenges. Page 6th Symposium for Research in Protected Areas.
- Füreder, L., and W. Schöner. 2013. Framework for long-term ecological research in alpine river systems. Pages 197–204 *in* K. Bauch (editor). 5th Symposium for Research in Protected Areas. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill, Austria.
- Füreder, L., C. Schütz, M. Wallinger, and R. Burger. 2001. Physico-chemistry and aquatic insects of a glacier-fed and a spring-fed alpine stream. Freshwater Biology 46:1673–1690.
- Füreder, L., C. Vacha, K. Amprosi, S. Bühler, C. M. E. Hansen, and C. Moritz. 2002. Reference Conditions of Alpine Streams: Physical Habitat and Ecology. Water, Air and Soil Pollution: Focus 2:275–294.
- Galloway, A. W. E., and M. Winder. 2015. Partitioning the Relative Importance of Phylogeny and Environmental Conditions on Phytoplankton Fatty Acids. PLOS ONE 10:e0130053.

- Gobiet, A., S. Kotlarski, M. Beniston, G. Heinrich, J. Rajczak, and M. Stoffel. 2014. 21st century climate change in the European Alps—A review. Science of The Total Environment 493:1138–1151.
- Gordon, N. D., T. A. McMahon, B. L. Finlayson, C. J. Gippel, and R. J. Nathan. 2004. Stream hydrology: an introduction for ecologists. Wiley.
- Guo, F., M. J. Kainz, F. Sheldon, and S. E. Bunn. 2016. The importance of high-quality algal food sources in stream food webs current status and future perspectives. Freshwater Biology 61:815–831.
- Hodkinson, I. D., and J. K. Jackson. 2005. Terrestrial and Aquatic Invertebrates as Bioindicators for Environmental Monitoring, with Particular Reference to Mountain Ecosystems. Environmental Management 35:649–666.
- Huss, M., B. Bookhagen, C. Huggel, D. Jacobsen, R. S. Bradley, J. J. Clague, M. Vuille, W. Buytaert, D. R. Cayan, G. Greenwood, B. G. Mark, A. M. Milner, R. Weingartner, and M. Winder. 2017. Toward mountains without permanent snow and ice. Earth's Future 5:418–435.
- Jackson, J. K., and L. Füreder. 2006. Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance. Freshwater Biology 51:591–603.
- Kainz, M. J., O. E. Johannsson, and M. T. Arts. 2010. Diet effects on lipid composition, somatic growth potential, and survival of the benthic amphipod Diporeia spp. Journal of Great Lakes Research 36:351–356.
- Khamis, K., D. M. Hannah, L. E. Brown, R. Tiberti, and A. M. Milner. 2014. The use of invertebrates as indicators of environmental change in alpine rivers and lakes. Science of The Total Environment 493:1242–1254.
- Kilham, S., D. Kreeger, C. Goulden, and S. Lynn. 1997. Effects of algal food quality on fecundity and population growth rates of *Daphnia*. Freshwater Biology 38:639–647.
- Larson, J. H., W. B. Richardson, B. C. Knights, L. A. Bartsch, M. R. Bartsch, J. C. Nelson, J. A. Veldboom, and J. M. Vallazza. 2013. Fatty Acid Composition at the Base of Aquatic Food Webs Is Influenced by Habitat Type and Watershed Land Use. PLoS ONE 8:e70666.
- Lods-Crozet, B., E. Castella, D. Cambin, C. Ilg, S. Knispel, and H. Mayor-Simeant. 2001a. Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. Freshwater Biology 46:1641–1661.
- Lods-Crozet, B., V. Lencioni, J. S. Olafsson, D. L. Snook, G. Velle, J. E. Brittain, E. Castella, and B. Rossaro. 2001b. Chironomid (Diptera: Chironomidae) communities in six European glacier-fed streams. Freshwater Biology 46:1791–1809.
- Niedrist, G. H. 2014. Räumliche und zeitliche Verteilung der Chironomidenzönosen in Hochgebirgsbächen des Nationalpark Hohe Tauern. University of Innsbruck.
- Niedrist, G. H., R. Alber, A. Scotti, H. Rauch, S. Vorhauser, T. Kiebacher, and R. Bottarin. 2017. Aquatic invertebrates along the progression of glacial and non-glacial streams in Matsch Valley (South Tyrol, Italy). Gredleriana 17:129–140.
- Niedrist, G. H., M. Cantonati, and L. Füreder. 2018. Environmental harshness mediates the quality of periphyton and chironomid body mass in alpine streams. Freshwater Science:n/n.
- Niedrist, G. H., and L. Füreder. 2013. Spatial and temporal variations in chironomid assemblages in glaciated catchments of the Hohe Tauern NP. Pages 537–540 *in* K. Bauch (editor). 5th Symposium for Research in Protected Areas. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill.
- Niedrist, G. H., and L. Füreder. 2016. Towards a definition of environmental niches in alpine streams by employing chironomid species preferences. Hydrobiologia 781:143–160.
- Niedrist, G. H., and L. Füreder. 2017. Trophic ecology of alpine stream invertebrates: current status and future research needs. Freshwater Science 36:466–478.

- Niedrist, G. H., and L. Füreder. 2018. When the going gets tough, the tough get going: The enigma of survival strategies in harsh glacial stream environments. Freshwater Biology.
- Pajk, F., E. von Elert, and P. Fink. 2012. Interaction of changes in food quality and temperature reveals maternal effects on fitness parameters of a keystone aquatic herbivore. Limnology and Oceanography 57:281–292.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Radić, V., and R. Hock. 2014. Glaciers in the Earth's Hydrological Cycle: Assessments of Glacier Mass and Runoff Changes on Global and Regional Scales. Surveys in Geophysics 35:813–837.
- Rebetez, M., and M. Reinhard. 2008. Monthly air temperature trends in Switzerland 1901–2000 and 1975–2004. Theoretical and Applied Climatology 91:27–34.
- Rott, E., M. Cantonati, L. Füreder, and P. Pfister. 2006a. Benthic algae in high altitude streams of the Alps A neglected component of the aquatic biota. Hydrobiologia 562:195–216.
- Rott, E., L. Füreder, C. Schütz, B. Sonntag, and A. Wille. 2006b. A conceptual model for niche differentiation of biota within an extreme stream microhabitat. Verh Internat Verein Limnol 29:1–3.
- Schütz, S., and L. Füreder. 2018. Unexpected patterns of chironomid larval size in an extreme environment: a highly glaciated, alpine stream. Hydrobiologia online fir:1–15.
- Schwaiger, K. 2007. Alps the water towers of Europe. Alpine space-man and environment 3:2007–2010.
- Smith, J. D., and P. J. Milne. 1981. Spectrophotometric determination of silicate in natural waters by formation of  $\alpha$ -molybdosilicic acid and reduction with a tin(IV)-ascorbic acid-oxalic acid mixture. Analytica Chimica Acta 123:263–270.
- Taipale, S., U. Strandberg, E. Peltomaa, A. W. E. A. Galloway, A. Ojala, and M. M. T. Brett. 2013. Fatty acid composition as biomarkers of freshwater microalgae: Analysis of 37 strains of microalgae in 22 genera and in seven classes. Aquatic Microbial Ecology 71:165–178.
- Twining, C. W., J. T. Brenna, N. G. Hairston, and A. S. Flecker. 2016. Highly unsaturated fatty acids in nature: What we know and what we need to learn. Oikos 125:749–760.
- Vaughan, D., J. Comiso, I. Allison, J. Carrasco, G. Kaser, R. Kwok, P. Mote, T. Murray, F. Paul, J. Ren, E. Rignot, O. Solomina, K. Steffen, and T. Zhang. 2013. Observations: cryosphere. Pages 317–382 IPCC, Climate Change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- van Vliet, M. T. H., F. Ludwig, J. J. G. Zwolsman, G. P. Weedon, and P. Kabat. 2011. Global river temperatures and sensitivity to atmospheric warming and changes in river flow. Water Resources Research 47.
- Vogler, P. 1966. Zur Analytik der Phosphorverbindungen in Gewässern. Limnologica 4:437–444.
- Wagner, R. 1969. Neue Aspekte der Stickstoffanalytik in der Wasserchemie. Vom Wasser 36:263–318.
- Walther, G.-R., E. Post<sup>2</sup>, P. Convey<sup>3</sup>, A. Menzel, C. Parmesank, T. J. C. Beebee, J.-M. Fromentin#, O. Hoegh-Guldberg, and F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416.
- Ward, J. V. 1994. Ecology of alpine streams. Freshwater Biology 32:277–294.