



Langzeitmonitoring- Endbericht 2024

Modul 05 – Hydrologische, chemische und biologische Signale in Micro-Catchments der alpinen Zone

Mit Unterstützung von



IMPRESSUM

Langzeitmonitoring von Ökosystemprozessen

Modul 05 – Hydrologische, chemische und biologische Signale in Micro-Catchments der alpinen Zone - Endbericht 2024

Projektleitung und Koordination:

Ao. Univ-Prof. Leopold Füreder, Institut für Ökologie, Universität Innsbruck

Für den Inhalt verantwortlich:

Ao. Univ-Prof. Leopold Füreder, Institut für Ökologie, Universität Innsbruck

Georg H. Niedrist, Ph.D., Institut für Ökologie, Universität Innsbruck

Titelbild: Untersuchtes Gewässer im Untersulzbachtal UN. Foto: Georg Niedrist.

Trotz gebotener Sorgfalt können Satz- und Druckfehler nicht ausgeschlossen werden.

Zitiervorschlag: G. H. Niedrist, L. Füreder. 2025. Hydrologische, chemische und biologische Signale in Micro-Catchments der alpinen Zone – Endbericht 2024. In: Langfristige Ökosystembeobachtung im Nationalpark Hohe Tauern. Nationalpark Hohe Tauern.

Fotos/Abbildungen: Georg H. Niedrist, Vanessa Semino

Innsbruck, Mai 2025

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Methodik	1
2.1	Untersuchungsgebiete	1
2.2	Projektdesign	3
2.3	Abiotische Parameter	3
2.3.1	Wassertemperatur	4
2.4	Biotische Parameter	6
2.4.1	Makrozoobenthos	6
3	Ergebnisse	7
3.1	Abiotische Bedingungen im Verlauf der Zeit	8
3.1.1	Nitrat-Konzentration in den Gewässern	9
3.1.2	Gelöster Phosphor in den Gewässern	9
3.1.3	Aufwuchs auf Steinoberflächen	10
3.2	Biotische Gemeinschaften	11
3.2.1	Makrozoobenthos 2024	11
4	Diskussion	15
4.1	Abiotische Dynamiken: Stabilität, Trends und Grenzbereiche	15
4.2	Biotische Gemeinschaften: Divergenzen trotz gemeinsamer Trends	15
4.3	Perspektive dieses Monitorings	16
5	Fazit	17
6	Abbildungsverzeichnis	18
7	Literaturnachweise	19
8	Fotodokumentation	20

1 Einleitung

Im Rahmen des Langzeit-Monitorings im Nationalpark Hohe Tauern zur systematischen Beobachtung von Ökosystemprozessen befasst sich das Modul 05 mit der Erfassung und Analyse hydrologischer, chemischer und biologischer Signale in kleinen alpinen Fließgewässer-Einzugsgebieten, sogenannten Micro-Catchments (MC). Gerade in Zeiten beschleunigter klimatischer Veränderungen – wie dem fortschreitenden Rückgang alpiner Gletscher, der Zunahme von Trockenperioden und Starkregenereignissen – gewinnen hochauflösende Messreihen in diesen sensiblen Hochgebirgsökosystemen weiter an Bedeutung.

Kleine Fließgewässer im Alpenraum sind keine homogenen Lebensräume, sondern hochdynamische, vielfältige Biotope. Sie unterscheiden sich je nach Gefälle, Wasserquelle (z. B. Gletscher, Quellen, Niederschlag), Exposition, Schneebedeckungsdauer, Morphologie des Einzugsgebiets und geologischer Unterlage teils deutlich voneinander. Diese Standortfaktoren prägen maßgeblich die abiotischen Bedingungen sowie die Zusammensetzung und Dynamik biologischer Gemeinschaften. Trotz dieser natürlichen Heterogenität bilden die im Modul 05 untersuchten drei Fließgewässer – ausgewählt aufgrund ihrer Standortkontraste – eine erste belastbare Referenz für die Bandbreite alpiner Gewässerökosysteme. In Zusammenschau mit den anderen Modulen des Langzeitmonitorings ergibt sich so ein umfassendes Referenzsystem für alpine Ökosystemprozesse. Basierend auf der Anfangsphase des Projekts (Füreder, Niedrist & Lanzer, 2019), in der die Streubreiten zentraler Parameter erhoben wurden, wurden differenzierte Beobachtungsintervalle für hydrologische, chemische und biologische Signale etabliert. Seitdem dient Modul 05 als Referenz für die Erfassung von Ökosystemdynamiken im Hochgebirge – mit dem Ziel, anthropogene sowie klimabedingte Veränderungen frühzeitig zu erkennen und zu quantifizieren.

Im Monitoringjahr 2024 steht neben der laufenden Datenerhebung auch eine kritische Überprüfung im Fokus: Es wird analysiert, ob sich die aktuellen Messwerte innerhalb der bisher dokumentierten Streubreiten bewegen und ob diese Bandbreiten ausreichend waren, um die beobachteten Schwankungen realistisch abzubilden. Diese Validierung ist entscheidend, um die Aussagekraft des Monitorings auch unter sich wandelnden Umweltbedingungen langfristig sicherzustellen.

Angesichts zunehmender Unsicherheiten über die Resilienz alpiner Gewässerökosysteme stellen sich für das Monitoring im Jahr 2024/2025 weiterhin folgende Kernfragen:

1. Wie ist der aktuelle abiotische und biotische Zustand ausgewählter alpiner Fließgewässer?
2. Welche langfristigen Trends lassen sich hinsichtlich chemischer, physikalischer und biologischer Parameter feststellen?

2 Methodik

2.1 Untersuchungsgebiete

Das Modul 05 untersucht drei quellgespeiste Fließgewässer in unterschiedlichen Tälern des Nationalparks Hohe Tauern. Die Auswahl dieser Standorte basiert auf einer Kombination aus Standortkontrasten, räumlicher Nähe zu anderen Modulen und logistischer Erreichbarkeit (vgl. Füreder et al., 2019). Sie repräsentieren zentrale Ausprägungen alpiner Kleingewässer und dienen gemeinsam mit den anderen Modulen als Referenzsystem für alpine Ökosystemprozesse.

- **IN – Innergschlöss (Osttirol):** IN liegt im südwestlichen Abschnitt des Gschlöstals in der Venedigergruppe. Mit 46,57 ha Einzugsgebietsfläche ist es das größte der drei Systeme. Die Bachsohle variiert in ihrer Höhe zwischen 0,05 und 0,5 m und weist eine ausgeprägte Böschungsneigung auf. Eine geschlossene Beschattung fehlt aufgrund der krautigen, offenen Ufervegetation. Das Substrat wird von Makro-, Meso- und Mikrolithal dominiert. Aufgrund seiner Lage entlang eines stark frequentierten Wanderwegs ist IN regelmäßig anthropogen beeinflusst.
- **SE – Seebachtal (Kärnten):** SE befindet sich nordwestlich der Mittelstation der Ankogelbahn und ist mit einer durchschnittlichen Hangneigung von rund 50 % das steilste der drei Gewässer. Es zeigt im Sommer regelmäßig Trockenphasen, die auch 2024 wieder dokumentiert wurden. Die Sohlbreite ist sehr gering (0,05–0,13 m), die Wassertiefe liegt bei 0,01–0,35 m. Der Bachverlauf ist teils unter Geröll verborgen,

wodurch Abschnitte beschattet oder sogar unterirdisch verlaufen können. Die Ufervegetation besteht überwiegend aus krautigen Pflanzen ohne signifikante Beschattung.

- **UN – Untersulzbachtal (Salzburg):** UN liegt auf etwa 2400 m Seehöhe im Wildnisgebiet des Nationalparks. Die Gewässerbreite variiert üblicherweise zwischen 0.25 und 1.5 m, bei Hochwasser bis zu 2 m. Die Wassertiefe reicht von 0.02 bis etwa 0.3 m. Auch dieses Gewässer ist durch eine krautige, wenig beschattende Ufervegetation geprägt.

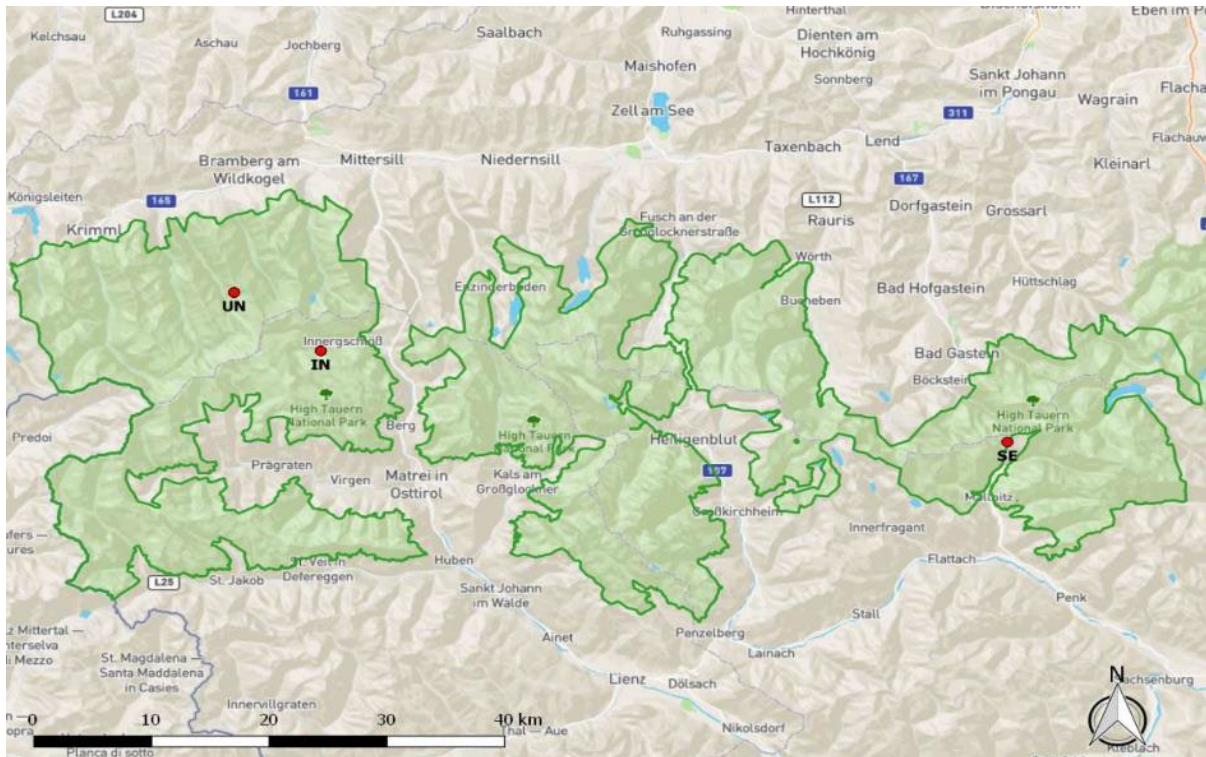


Abbildung 1. Lage der Mikro-Catchments im Nationalpark Hohe Tauern: Innerschlöss (IN), Seebachtal (SE) und Untersulzbachtal (UN) im Nationalpark Hohe Tauern (Füreder *et al.*, 2019)



Abbildung 2: Fotos aus den drei Untersuchungsgebieten im Nationalpark Hohe Tauern (Semino, V.). V.l.n.r. Innerschlöss, Seebachtal, Untersulzbachtal.

Alle drei Systeme unterscheiden sich in Bezug auf Gefälle, Sohlbreite, Höhenlage, Einzugsgebietsgröße oder Substratzusammensetzung. Diese Standortvielfalt bildet die Grundlage für vergleichende Analysen und dient der ökologischen Einordnung kleinräumiger Unterschiede in alpinen Gewässern. Detaillierte morphologische und hydrologische Charakteristika, inklusive Höhenlage, Gewässerbreite und Gefälle, sind in den bisherigen Berichten dokumentiert (vgl. Semino et al. 2023; Füreder et al. 2019).

Auch die Umgebung der beobachteten Gewässer unterscheidet sich, wobei Vegetation, Geländeneigung, darüber befindliche Gesteine etc. zu diesen Unterschieden beitragen (Abbildung 2).

2.2 Projektdesign

Das Erhebungsdesign, einschließlich der Platzierung von Temperaturdatenloggern, der Beprobungsfrequenz sowie der biologischen Erhebungen, folgt dem in Füreder et al. (2019) beschriebenen Vorgehen und ist im Methodenhandbuch zu diesem Teil des Langzeitmonitoring (Füreder et al., 2025) dokumentiert.

2.3 Abiotische Parameter

Die Erhebung physikalisch-chemischer Parameter in den drei Micro-Catchments (IN, SE, UN) erfolgt gemäß dem im Methodenhandbuch des Langzeitmonitorings festgelegten Protokoll (Füreder et al., 2025). Details zur Probenahme und Geräteverwendung sind zusätzlich in den jährlichen Berichten (z. B. Füreder & Niedrist 2020; Semino et al. 2022) dokumentiert. Zu den regelmäßig erhobenen Parametern zählen u. a. Wassertemperatur (kontinuierlich mittels Datenloggern), Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Nährstoff- und Ionenanalysen, Trübstoffkonzentration sowie der Abfluss.



Abbildung 3. Filtrertürme zur Erfassung der Gewässertrübe, der Chlorophyll-*a*-Konzentration, und des Aufwuchses.
CC BY-ND 4.0 Georg H. Niedrist



Abbildung 4: Feldarbeiten im Nationalpark Hohe Tauern beim Abkratzen des benthischen Aufwuchses. Foto: Giorgio Carollo beim Filtern von Trübstoffen und Abschaben von Steinoberflächen in UN, 07.2024, CC BY-NC 4.0 Georg H. Niedrist

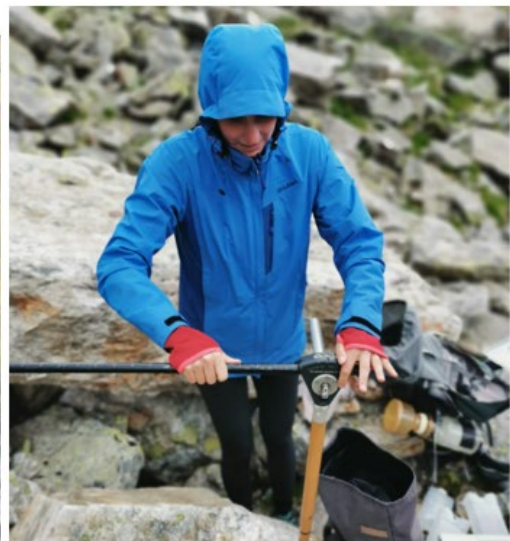


Abbildung 5: Feldarbeiten im Nationalpark Hohe Tauern beim Erheben der Fließgeschwindigkeiten mithilfe des Jensstabes zur anschließenden Abflussberechnung. CC BY 4.0 Vanessa Semino

2.3.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wird an allen drei Standorten mit stationären Datenloggern an mehreren Stellen kontinuierlich im Stundentakt aufgezeichnet. Zusätzlich erfolgten bei jeder Feldarbeit punktuelle Kontrollmessungen mit Multiparametersonden an den oberen und unteren Begrenzungen der Untersuchungsstrecken zur Validierung. Die über die vorhergehende Messperiode wurde bei jedem Besuch des Untersuchungsgewässers ausgelesen bzw. wurde der Messsensor ausgetauscht.



Abbildung 6. Temperaturlogger sind im durchlöchernten Schutzgehäuse (Rohr) verschlossen und am Stein an ausgewählten Stellen fixiert, sodass sie möglichst immer mit Wasser bedeckt sind. CC BY-NC 4.0 Georg H. Niedrist



Abbildung 7. Multiparameter-Sonde erhebt pH, Sauerstoff und elektrische Leitfähigkeit des Wassers während der Feldarbeiten. Dahinter befindet sich (hinter Steinen versteckt) der Datenlogger (Pegel und Wassertemperatur) am untersten Punkt (Standort IN). CC BY-NC 4.0 Georg H. Niedrist



2.4 Biotische Parameter

Die erhobenen biotischen Parameter umfassen die Beprobung des benthischen Aufwuchses und des Makrozoobenthos. Es wurde zusätzlich fließendes Wasser gefiltert und dadurch das Chlorophyll-a und der Gehalt an organischem Material (Seston) bestimmt. Die Erhebung erfolgt gemäß dem im Methodenhandbuch der Langzeitmonitorings festgelegten Vorgangsweise (Füreder et al., 2025).

2.4.1 Makrozoobenthos

Um die Belastung der Gemeinschaften in diesen kleinen Gewässern mit geringer Fläche der Gewässersohle zu minimieren, wird nur alle drei Jahre die makrozoobenthische Gemeinschaft der drei Gewässer beprobt. Die Beprobungsstandorte wurden dabei so gewählt, dass die relevanten Habitate der Gewässer beprobt werden. Aufgrund der ähnlichen Sohlzusammensetzung wurden 2024 die gleichen fünf Habitate der jeweiligen Gewässer beprobt. Insgesamt wurden 15 Einzelproben mit dem Surber-Sampler entnommen und jeweils die Habitate Megalithal, Makrolithal, Mesolithal, Mikrolithal und Moos beprobt. Aufgrund der Kleinstrukturiertheit der Gewässer und der benetzten Sohle wurde für die Beprobung ein Handnetz mit einer Fläche von 200 mm² verwendet. Die jeweils beprobte Gewässersohle betrug somit 400 cm². Die einzelnen Proben wurden mit 96%igem Ethanol fixiert (im Labor wurde diese Fixierung mit einer Konzentration von >75% erneuert).

Im Labor wurde der Probeninhalt händisch von den sich darin enthaltenen Organismen getrennt. Zuerst werden die Organismen in folgende Großgruppen eingeteilt: Chironomidae (Zuckmücken), Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen), Trichoptera (Köcherfliegen), Simuliidae (Kriebelmücken), andere Diptera (andere Zweiflügler), Acari (Milben), Oligochaeta (Wenigborster), Collembola (Springschwänze), Nematoda (Fadenwürmer), Nematomorpha (Saitenwürmer) und terrestrische Organismen. Das restliche Material der Probe wird im Trocknenofen 24 Stunden bei 60°C getrocknet und gewogen.

Im nächsten Schritt wurde das Probenmaterial im Muffelofen bei ca. 450°C vier Stunden lang verbrannt und durch die Gewichtsverlustmethode der organische und der anorganische Anteil (und das absolute Gewicht) in jeder Probe bestimmt und auf m² hochgerechnet.

Da organisches Material (Detritus) als Nahrungsgrundlage vieler Taxa dient, stellt die Verteilung des organischen und anorganischen Materials eine wichtige Zusatzinformation dar.

Mit Hilfe von Stereolupen, Mikroskopen und einschlägiger passender Bestimmungsliteratur werden die Tiere schlussendlich auf das genauest-mögliche taxonomische Niveau (meist Art-Niveau) bestimmt. Zur Art-Bestimmung der Chironomiden-Larven wird die Bestimmungsliteratur von Schmid (1993) und Janacek (1998) zu Hilfe genommen. Für die Bestimmung von *Ephemeroptera* werden Bauernfeind & Humpesch (2001) und Weichselbaumer (1997) herangezogen, *Plecoptera* werden mit Lubini et al. (2000) und Zwick (2003) bestimmt. Für *Trichoptera* wird der Bestimmungsschlüssel von Waringer & Graf (1997) inklusive "Ergänzungen und Berichtigungen" (Waringer & Graf, 2004) benutzt. *Blephariceridae* werden mit Frutiger & Jolidon (2000), *Simuliidae* mit Seitz (1998) bestimmt. Andere Diptera werden mit Sundermann & Lohse (2007) genauer bestimmt. Die nicht in Präparaten fixierten Tiere werden in >75%-Ethanol aufbewahrt.

Die Individuenzahlen wurden pro m² angegeben.



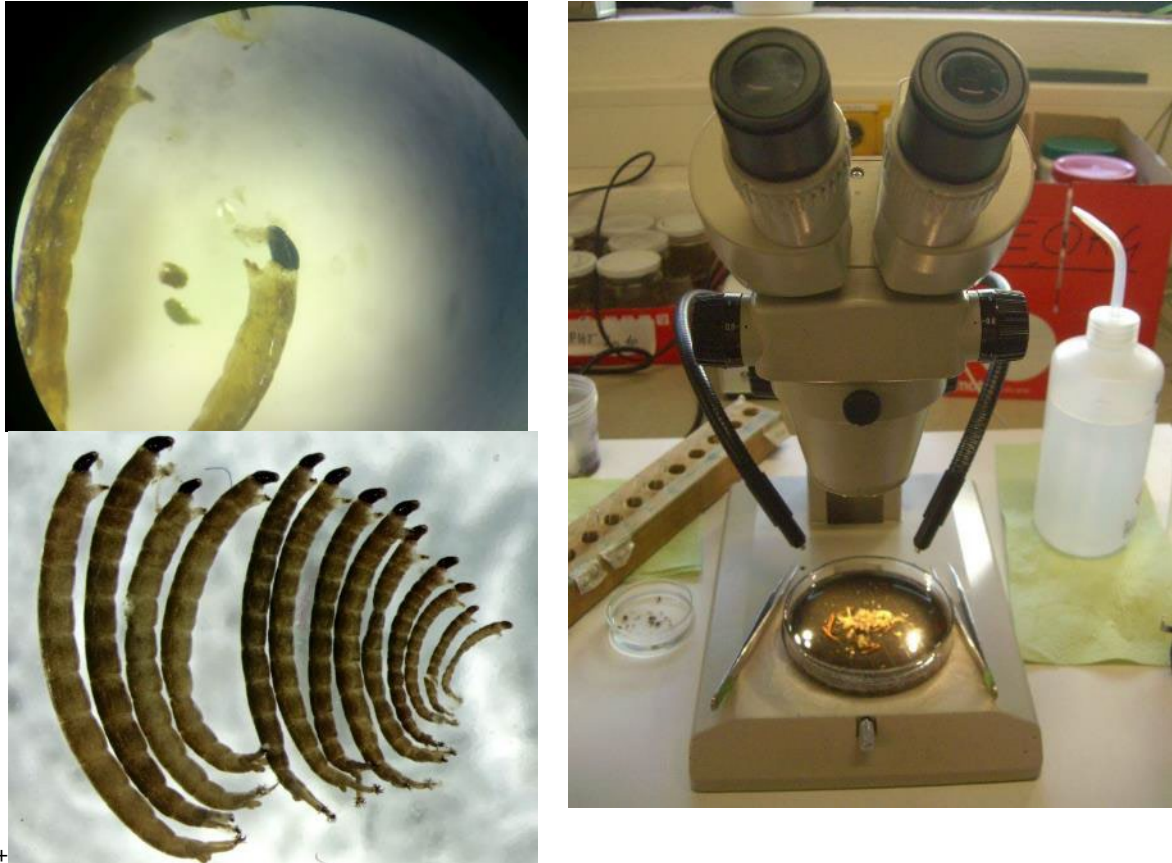


Abbildung 8: Bestimmung der tierischen Benthos-Gemeinschaft im Labor in Innsbruck. Im Bild: die Sortierung unter dem Mikroskop CC BY 4.0 Vanessa Semino und Vertreter der häufigsten Gattung *Diamesa* (Diptera: Chironomidae) CC BY-NC Georg H. Niedrist

3 Ergebnisse

Der vorliegende Ergebnisabschnitt behandelt die abiotischen und biotischen Veränderungen in den drei Untersuchungsgewässern im Zeitraum von 2018 bis 2024. Im Fokus stehen dabei jahreszeitliche, interannuelle und longitudinale Entwicklungen, die ein umfassendes Bild der ökologischen Dynamik in den alpinen Micro-Catchments ermöglichen.

Die Analyse abiotischer Parameter erlaubt Rückschlüsse auf Veränderungen der Umweltbedingungen und deren Variabilität im Tages-, Jahres- und Mehrjahresverlauf. Die longitudinale Betrachtung entlang des Gewässerverlaufs liefert zusätzliche Hinweise auf Standortgradienten und potenzielle Einflusszonen.

Der biotische Teil konzentriert sich auf die Zusammensetzung und Veränderung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft, um deren räumlich-zeitliche Dynamik besser zu erfassen und mögliche Reaktionen auf physikalisch-chemische Veränderungen der Lebensräume zu identifizieren.

3.1 Abiotische Bedingungen im Verlauf der Zeit

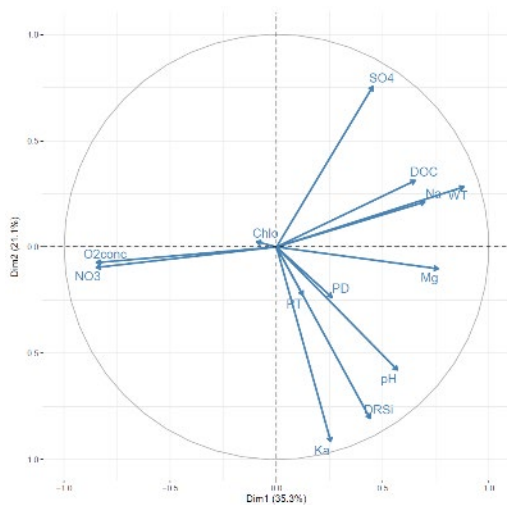


Abbildung 9. Ladungen ausgewählter abiotischer wasserchemischer Umweltgrößen auf den ersten beiden Hauptkomponenten (Dim1 und Dim2), die zusammen 56,4 % der Gesamtvarianz erklären. Die Richtungen und Längen der Vektoren geben an, in welchem Maße die jeweiligen Variablen zur Differenzierung der Proben entlang der Hauptkomponenten in Abbildung 10 beitragen.

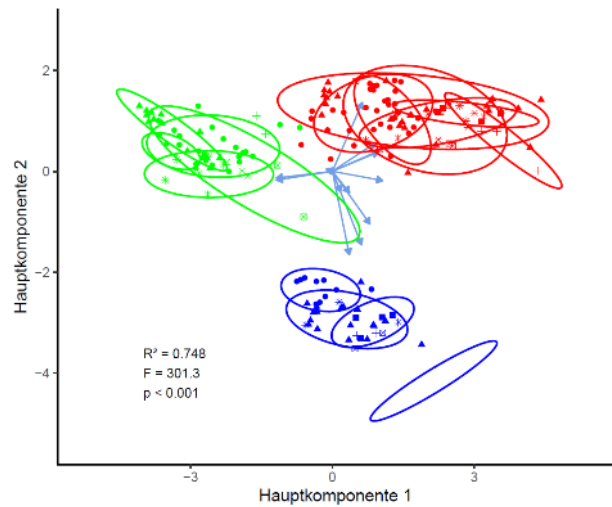


Abbildung 10. Hauptkomponentenanalyse (PCA) der erhobenen wasserchemischen Parameter in den Gewässern SE (grün), IN (rot) und UN (blau) über die Jahre (Ellipsen grenzen den 95 % Konfidenzintervallbereich aller Proben eines Jahres*Standortes ein).

Die wasserspezifischen Daten zeigen eine deutliche Trennung der Proben aus den drei Untersuchungsgebieten entlang der ersten beiden Hauptkomponenten an (Abbildung 10). Die ersten Komponenten erklären gemeinsam einen Großteil der Gesamtvarianz der bedeutendsten Umweltparameter und ermöglichen eine differenzierte Darstellung der ökologischen Unterschiede zwischen den Standorten. Das Wasser der Standorte unterscheidet sich signifikant voneinander ($F=301$, $R^2=0,75$, $p<0,001$) und bestätigt eine unterschiedliche wasserchemische und physikalische Ausgangssituation zwischen den Einzugsgebieten.

Die Proben aus IN (Innerschlöß) zeigen eine vergleichsweise geringe interne Streuung zwischen den einzelnen Beprobungen der letzten Jahre, dieser Standort ist zudem durch erhöhte Konzentration von Sulfat (SO_4^{2-}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+), sowie DOC (dissolved organic carbon) geprägt. Auch die vor-Ort gemessene Wassertemperatur weist höhere Werte als an den anderen Standorten auf. Die Positionierung und Varianz der Proben auf den Hauptkomponenten 1+2 (bei IN) weist auf ein vergleichsweise nährstoffreicheres und physikochemisch stabileres System hin, das über das gesamte Untersuchungsgebiet hinweg relativ homogen und wärmer als das in den anderen Gewässern erscheint.

Die Einzelproben aus SE (Seebachtal) weisen eine größere Streuung auf, was auf eine höhere Umweltvariabilität zwischen den Beprobungen hinweist. Das Wasser in SE ist durch vergleichsweise hohe Konzentrationen von Nitrat (NO_3^-) und gelöstem Sauerstoff (O_2) charakterisiert, zudem sind diese Proben durch geringere Wassertemperaturen geprägt. Diese Parameter spiegeln typische Merkmale eines hochgelegenen, stark durch Quellen gespeisten und zum Teil periodisch trockengefallenen Systems wider (SE).

Die Umweltbedingungen in UN (Untersulzbachtal) unterscheiden sich deutlich von jenen der beiden anderen Gewässern. Diese Trennung entlang der zweiten Komponente (Achse) ist vor allem auf höhere pH-Werte, erhöhte Konzentrationen an gelöstem Kalium (K^+), Kieselsäure (DRSi) sowie Phosphorverbindungen (PT und PD) zurückzuführen. Das deutet auf spezifische geochemische Bedingungen im hochmontanen Einzugsgebiet hin, möglicherweise beeinflusst durch geologische Substratverhältnisse oder unterschiedliche Quelltypen.

3.1.1 Nitrat-Konzentration in den Gewässern

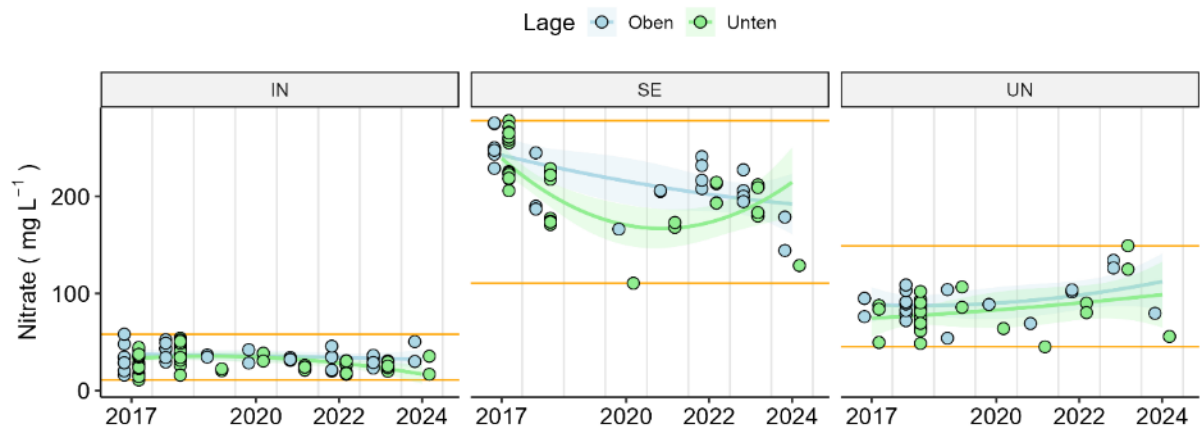


Abbildung 11. Nitrat-Konzentrationen an oberen und unteren Stellen der beobachteten Gewässer über den Verlauf von 2017 bis 2024. Die orangefarbenen Linien markieren jeweils die empirisch ermittelten Streubereiche, die sich aus der mehrjährigen Beobachtung ableiten lassen.

Im Rahmen des Projekts war es ein wesentliches Ziel, stabile und aussagekräftige Indikatoren für langfristige Umweltveränderungen zu identifizieren und deren Referenzbereiche festzulegen. Nitrat stellte sich als ein besonders sensibler und kontinuierlich messbarer Parameter heraus.

Im Gewässer **IN** bewegen sich die Nitratkonzentrationen über den gesamten Zeitraum auf konstant niedrigem Niveau (zwischen 5 und 60 mg L⁻¹) mit (im Vergleich zu den anderen beobachteten Gewässern) nur geringen Schwankungen.

Im Gewässer **SE** zeigen sich zu Beginn (2017–2018) hohe Nitratkonzentrationen, gefolgt von einem deutlichen Rückgang bis etwa 2020. Ab 2021 ist ein erneuter Anstieg der Konzentrationen erkennbar, insbesondere an der oberen Messstelle. Der mehrjährige Streubereich wurde hier auf 100 bis 250 mg L⁻¹ festgelegt.

Im Gewässer **UN** schwanken die Nitratwerte innerhalb eines mittleren Konzentrationsbereichs. Im Verlauf der Jahre 2017 bis 2024 ist eine leichte Zunahme erkennbar. Die gemessenen Werte liegen durchgehend innerhalb des Bereichs zwischen 40 und 140 mg L⁻¹.

Die durchgehenden orangefarbenen Linien markieren die jeweils empirisch abgeleiteten Konzentrationsbereiche („von-bis“) für jedes Gewässer, diese Abgrenzung lässt zukünftige Abweichungen erkennen und Interpretationen dazu zu.

3.1.2 Gelöster Phosphor in den Gewässern

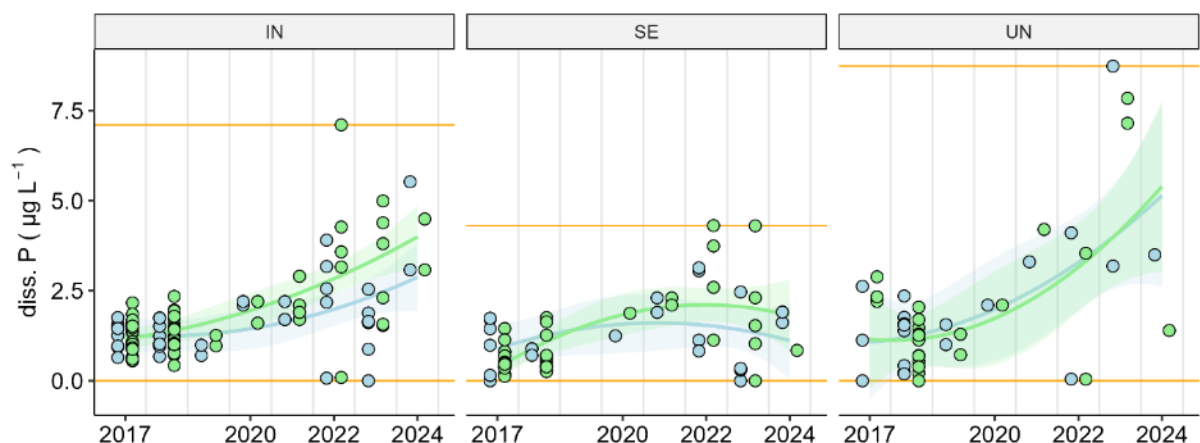


Abbildung 12. Konzentrationen von (gelöstem) Phosphor (µg L⁻¹) an oberen und unteren Stellen der beobachteten Gewässer über den Verlauf von 2017 bis 2024. Die orangefarbenen Linien markieren jeweils die empirisch ermittelten Streubereiche, die sich bislang aus der mehrjährigen Beobachtung ableiten lassen.

Im Gewässer **IN** (Innerschlöss) zeigen sich über den Beobachtungszeitraum kontinuierlich ansteigende Konzentrationen. Während die Werte zwischen 2017 und 2019 überwiegend unter $2.5 \mu\text{g L}^{-1}$ lagen, sind ab 2020 zunehmend Werte zwischen 3 und $6 \mu\text{g L}^{-1}$ dokumentiert. Der empirisch festgelegte Streubereich reicht hier von 0 bis $7.5 \mu\text{g L}^{-1}$, die beschreibenden Modelle weisen auf eine Zunahme der Konzentrationen und der Streubreite hin.

Im Gewässer **SE** (Seebachtal) liegen die Konzentrationen über weite Strecken des Beobachtungszeitraums im Bereich von 1 bis $3.5 \mu\text{g L}^{-1}$, wobei sich ebenfalls ein leichter Anstieg der Konzentration und der Streubreite seit etwa 2020 erkennen lässt. Einzelne Werte erreichen bis zu $5 \mu\text{g L}^{-1}$. Der Streubereich wurde für SE auf 0 bis $4.5 \mu\text{g L}^{-1}$ festgelegt.

Im Gewässer **UN** (Untersulzbachtal) ist ab dem Jahr 2020 ein deutlicher Anstieg der Phosphorkonzentrationen zu beobachten. Während die Werte in den Jahren 2017–2019 meist unter $2.6 \mu\text{g L}^{-1}$ lagen, treten ab 2021 vermehrt Konzentrationen zwischen 3 und $8 \mu\text{g L}^{-1}$ auf. Der definierte Streubereich reicht hier von 0 bis $8 \mu\text{g L}^{-1}$.

3.1.3 Aufwuchs auf Steinoberflächen

Im Beobachtungszeitraum 2017-2024 ist an allen Standorten eine geringe, aber konsistente Abnahme der Biofilmmassen (AFDM) zu erkennen. Dieser Trend ist relativ schwach ausgeprägt, was auf eine insgesamt stabile Entwicklung des Aufwuchses hinweist. Die Biofilmmassen bewegen sich über alle Standorte hinweg in einem ähnlichen Wertebereich, typischerweise zwischen 0.05 und 0.30 mg/cm^2 . Extreme Ausreißer nach oben (z. B. 2017 in UN oder IN) sind selten und traten in der weiteren Folge nicht mehr auf.

Es bestehen keine deutlichen Unterschiede in der mittleren Biofilmmasse (AFDM, ash-free-dry-mass) zwischen den drei untersuchten Gewässern (Abbildung 13). Das legt nahe, dass trotz unterschiedlicher Umweltbedingungen (Temperatur, Nährstoffe, Hydrologie) ein vergleichbares Niveau an Aufwuchsproduktion vorherrscht.

Leichte Unterschiede zwischen oberem (blau) und unterem (grün) Standort sind punktuell erkennbar (z. B. im Jahr 2017 in IN und UN), jedoch sind diese Differenzen nicht systematisch über die Jahre hinweg ausgeprägt. Insgesamt ähneln sich die Verläufe beider Positionen stark.

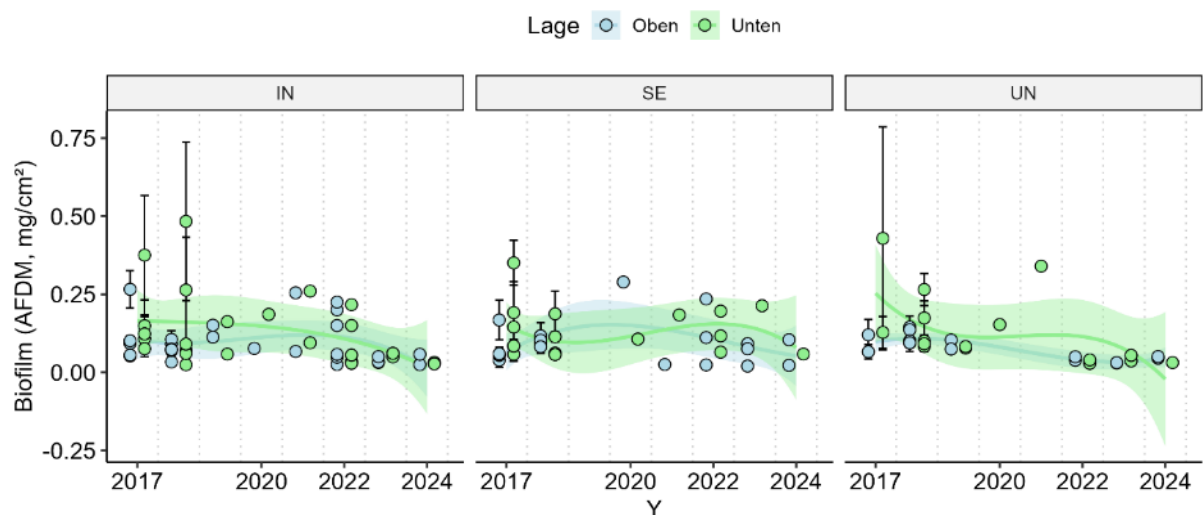


Abbildung 13. Entwicklung der Biofilmmasse (AFDM, mg/cm^2) auf Steinoberflächen in den drei untersuchten alpinen Fließgewässern IN (Innerschlöss), SE (Seebachtal) und UN (Untersulzbachtal) im Zeitraum 2017–2024. Dargestellt sind Mittelwerte und (gegebenenfalls) Streuungen als Standardfehler des Mittelwertes für jeweils obere (blau) und untere (grün) Positionen an den Gewässerstrecken. Die Daten zeigen eine geringe Abnahme der Biofilmmasse über die Jahre hinweg sowie insgesamt ähnliche absolute Werte zwischen den Standorten und Lagen.

3.2 Biotische Gemeinschaften

3.2.1 Makrozoobenthos 2024

Im Vergleich der drei Standorte im Jahr 2024 wies die Standorte IN (Innerschlöß) und UN (Untersulzbachtal) die höheren Werte sowohl in der Taxazahl als auch in der Besiedelungsdichte (Abundanz) im Vergleich zum Standort SE (Seebachtal) auf (Abbildung 14). Die mittlere Taxazahl über alle Einzelproben lag in UN bei 22 ± 3 Taxa, während die mittlere Abundanz 7987 ± 3333 Individuen m^{-2} betrug. Am Standort IN wurde eine vergleichbar hohe Artenzahl von 22 ± 4 Arten festgestellt, jedoch bei deutlich geringerer Abundanz von 4730 ± 2059 Individuen m^{-2} . Der Standort SE zeigte dagegen eine insgesamt deutlich geringere Diversität mit einer mittleren Taxazahl von 13 ± 1 und eine vergleichsweise geringe Abundanz von 1885 ± 567 Individuen m^{-2} .

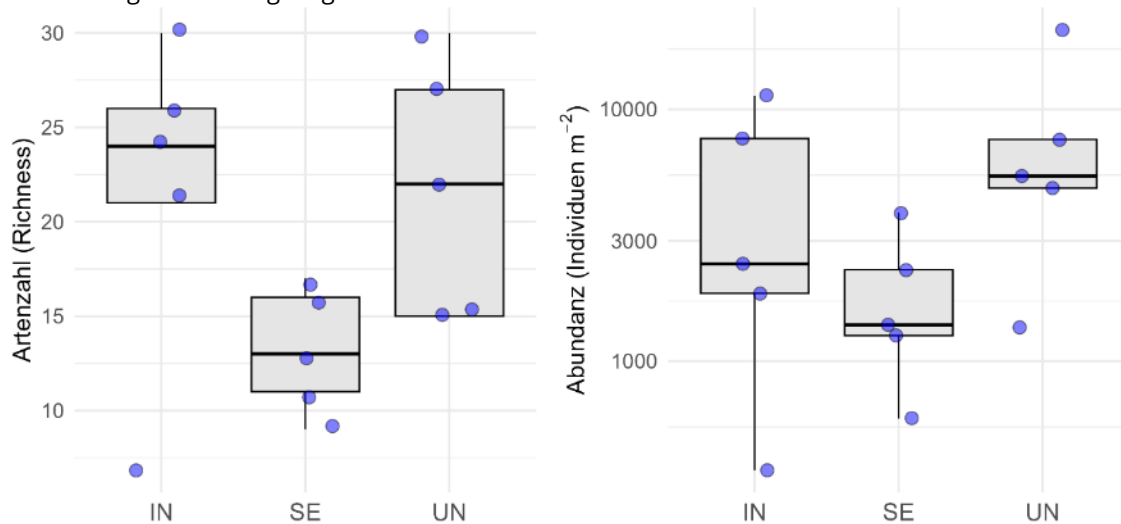


Abbildung 14. Taxazahl und Abundanz (Individuen pro m^2) an den Standorten IN, SE, und UN im Sommer 2024 (Beprobung Juli). Die Linie zeigt den Median-Wert der Einzelproben pro Standort.

Tabelle 1. Kennwerte Taxazahl und Abundanz der Invertebratenfauna der untersuchten Gewässer 2018 und 2024.

micro catchment	Jahr	Taxazahl		Abundanz (ind m^{-2})	
		mittel	se	mittel	se
IN	2018	12	± 0	2210	± 406
IN	2024	22	± 4	4730	± 2059
SE	2018	4	± 1	346	± 108
SE	2024	13	± 1	1885	± 567
UN	2018	12	± 3	4108	± 2428
UN	2024	22	± 3	7987	± 3333

In der Aufnahme der Makrozoobenthos-Gemeinschaften von 2018 wurden in allen Standorten deutlich geringere Taxazahlen und Besiedelungsdichten festgestellt (Abbildung 15, Tabelle 1). Vergleichend zeigt sich, dass UN durch eine hohe Makrozoobenthos-Abundanz bei gleichzeitig hoher Diversität geprägt war. IN stellt hinsichtlich der Diversität den Standort mit der höchsten mittleren Taxadiversität dar. SE weist insgesamt die geringste faunistische Ausstattung auf (Abbildung 15).

Im Innerschlöß (IN) stieg die mittlere Abundanz von 2210 Ind./ m^2 (± 406) im Jahr 2018 auf 4730 Ind./ m^2 (± 2059) im Jahr 2024. Im Seebachtal (SE) war der Anstieg besonders ausgeprägt: von 346 Ind./ m^2 (± 108) auf 1885 Ind./ m^2 (± 567). Im Untersulzbachtal (UN) erhöhte sich die mittlere Abundanz von 4108 Ind./ m^2 (± 2428) auf 7987 Ind./ m^2 (± 3333) und war damit standortübergreifend am höchsten.

Auch die Taxazahl nahm in allen Gewässern im Vergleichszeitraum zu. In IN wurden im Jahr 2018 im Mittel 12 Taxa gefunden (± 0), im Jahr 2024 waren es 22 (± 4). Im SE stieg die mittlere Taxazahl von 4 (± 1) auf 13 (± 1) an. UN zeigte mit einem Anstieg von 12 (± 3) auf 22 (± 3) die deutlichste Zunahme der taxonomischen Diversität. Die als

Ausreißer erkennbaren Werte der Individuendichte stammen aus Proben, in denen das Habitat *Moos* beprobt wurde (vgl. Boxplot Abbildung 15).

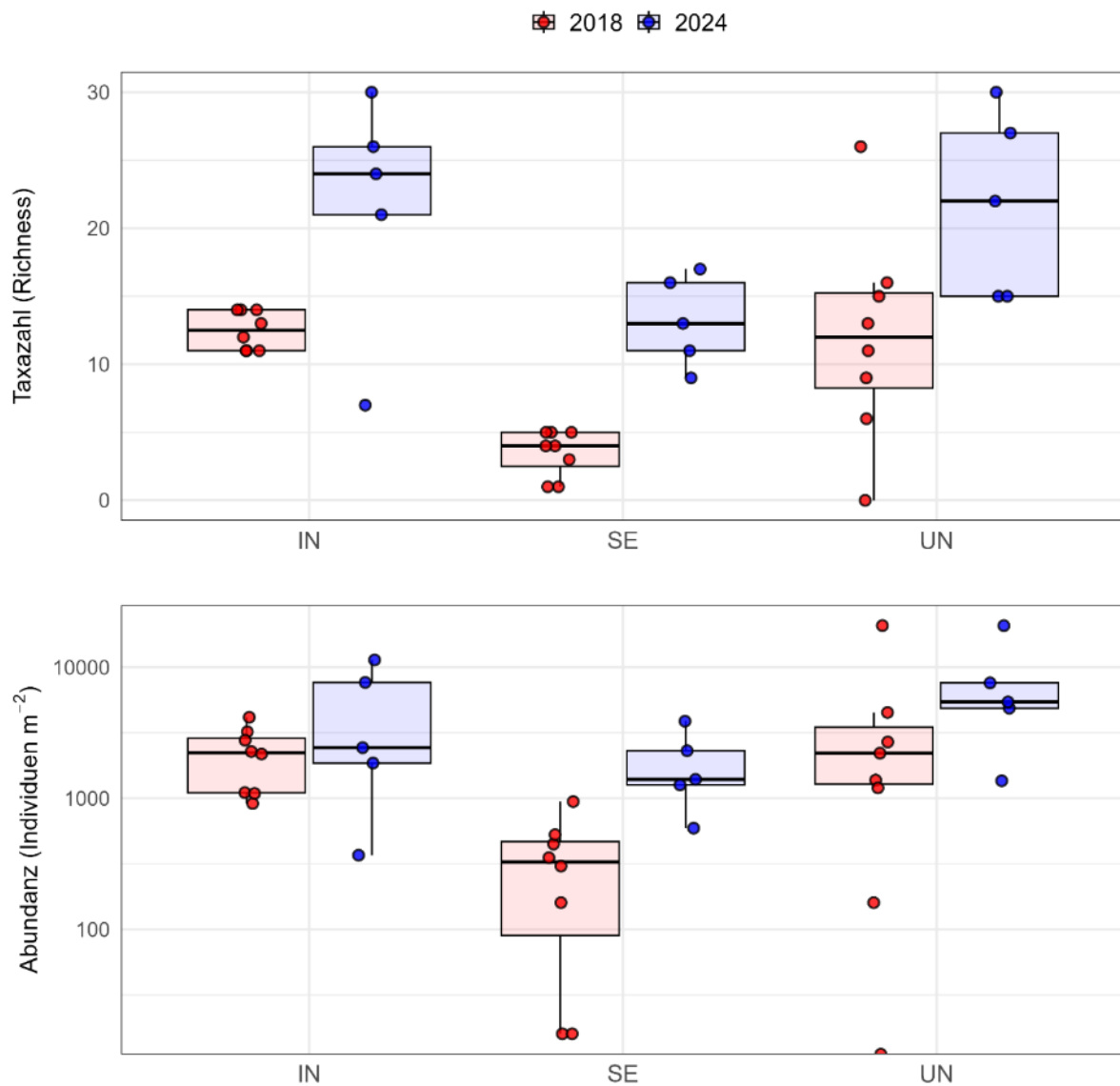


Abbildung 15: Vergleich der vorgefundenen Taxazahl (Richness) und Abundanz (Individuenzahl pro m²) zwischen den Jahren 2018 und 2024 (Probezeitpunkt: Juli).

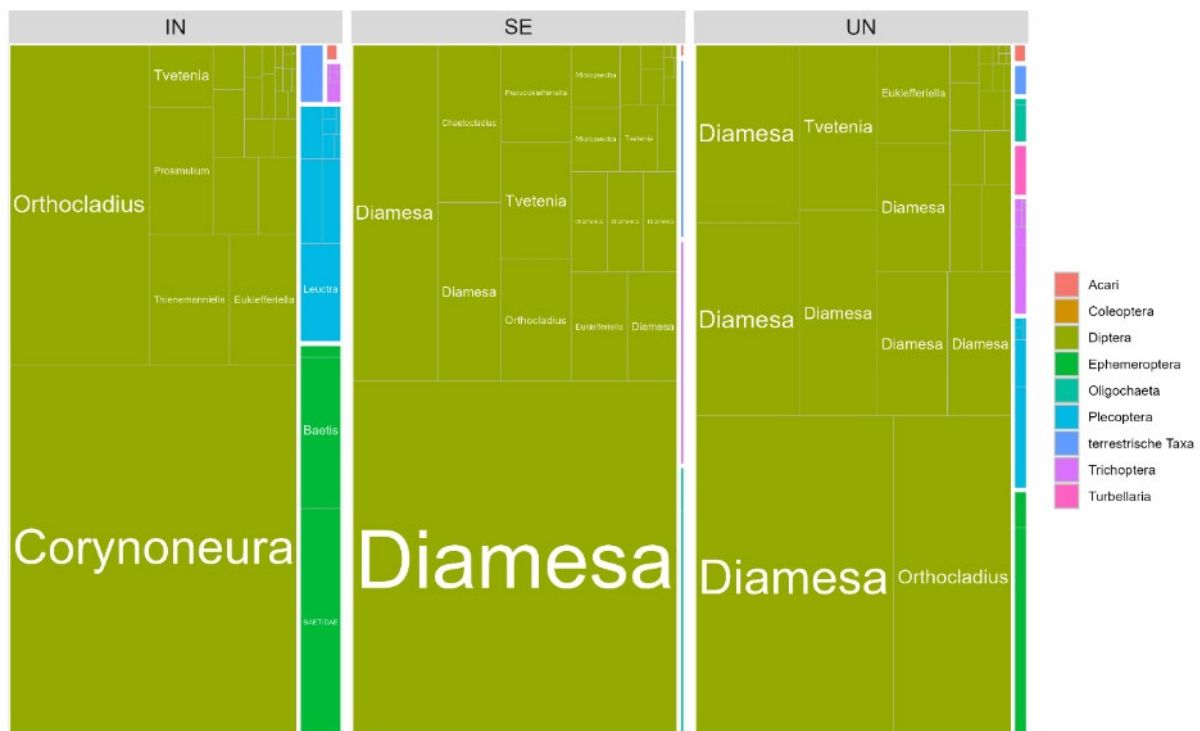


Abbildung 16. **Relative Häufigkeit der makrozoobenthischen Taxa in den drei Micro-Catchments IN, SE und UN.** Die Darstellung zeigt die taxonomische Zusammensetzung auf Art bzw. Artgruppenniveau und beschreibt diese auf Gattungsebene (deshalb tragen Zellen verschiedener Arten gleiche Gattungsnamen [Diamesa]), visualisiert als Treemap, wobei die Fläche der Rechtecke proportional zur Gesamtzahl der Individuen pro Taxon im jeweiligen Gewässer ist. Farben entsprechen höheren taxonomischen Gruppen (z. B. Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera, siehe Legende rechts). Dominante Gattungen sind im IN *Corynoneura* und *Orthocladius*, im SE *Diamesa* sowie im UN fast ausschließlich *Diamesa*, ergänzt durch *Tvetenia* und *Eukiefferiella*. Die hohe Dominanz einzelner Taxa reflektiert unterschiedliche Zusammensetzungen der benthischen Gemeinschaften in den drei Gewässern.

Die Zusammensetzung der benthischen Makroinvertebraten unterscheidet sich deutlich zwischen den drei untersuchten Micro-Catchments, wobei in allen Standorten Diptera – insbesondere Chironomidae – die dominante Gruppe darstellen. Der Anteil der Dipteren an der Gesamtgemeinschaft lag im Innergschlöss (IN) bei 86,8 %, im Seebachtal (SE) bei 98,0 % und im Untersulzbachtal (UN) bei 95,4 % (Abbildung 16).

Im **Innergschlöss (IN)** dominierten Vertreter der Gattung *Corynoneura*, gefolgt von *Orthocladius*, *Tvetenia* und *Prosimulium*. Neben den Chironomidae traten auch Vertreter anderer Insektengruppen in relevanter Häufigkeit auf, etwa *Leuctra* (Plecoptera) und *Baetis* (Ephemeroptera). Insgesamt zeigt sich in IN eine vergleichsweise hohe taxonomische Diversität mit einem breiteren Spektrum an Ordnungen.

Im **Seebachtal (SE)** war die Gemeinschaft deutlich stärker von Dipteren geprägt. Die Gattung *Diamesa* dominierte dort nahezu vollständig, ergänzt durch *Tvetenia*, *Chaetocladius* und *Orthocladius*. Vertreter anderer Ordnungen wie Ephemeroptera, Plecoptera oder Trichoptera traten im SE nur in sehr geringer Häufigkeit auf.

Auch im **Untersulzbachtal (UN)** stellte *Diamesa* die mit Abstand häufigste Gattung dar, wobei sie einen Großteil des taxonomischen Spektrums ausfüllte. Weitere regelmäßig nachgewiesene Taxa waren *Tvetenia*, *Eukiefferiella* und *Orthocladius*. Andere Ordnungen waren – ähnlich wie im SE – nur spärlich vertreten.

Vergleicht man die Anteile einzelner Ordnungen, so war der Anteil von Ephemeroptera im IN mit 7,5 % am höchsten, während dieser im UN bei 1,6 % und im SE kaum nachweisbar war. Vertreter der Trichoptera traten mit sehr geringen Anteilen auf: 0,3 % in IN, 0,7 % in SE und 0,8 % in UN. Weitere untergeordnet vertretene Gruppen waren Simuliidae, Limoniidae, Ceratopogonidae (Ceratopogoninae), Thaumaleidae sowie Acari, Oligochaeta und Coleoptera.

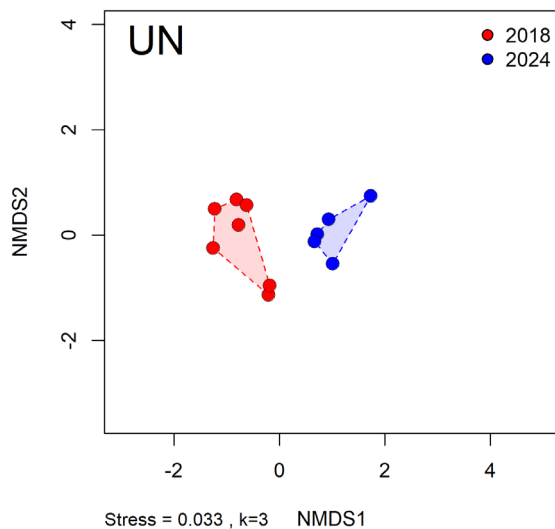
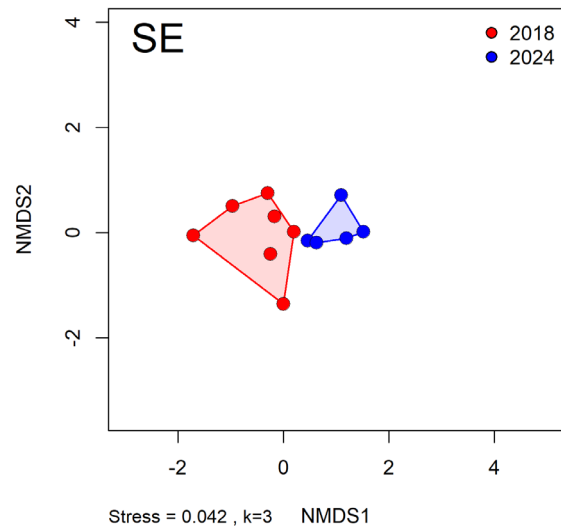
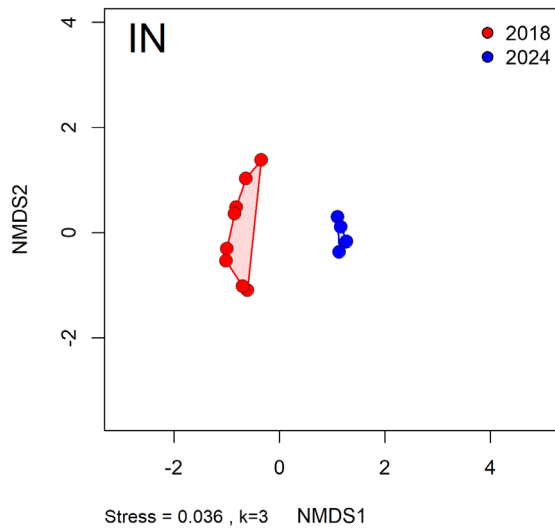


Abbildung 17. **Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der makrozoobenthischen Gemeinschaften in den Micro-Catchments IN SE und UN für die Jahre 2018, 2019 und 2024.**

Die Abbildung zeigt die Verteilung der Proben im NMDS-Raum (basierend auf Bray-Curtis-Distanzen, $k=3$, Stress = 0,107). Die Farben repräsentieren die Beprobungsjahre (rot = 2018, grün = 2019, blau = 2024). Die eingefärbte Hüllkurve (convex hull) umfasst alle Proben aus diesem Jahr. Die räumliche Distanz zwischen den Punkten spiegelt Unterschiede in der Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaften wider.

Die Zusammensetzung der makrozoobenthischen Gemeinschaften unterscheidet sich in allen drei Micro-Catchments zwischen den Jahren 2018 und 2024 in ähnlichem Ausmaß. Die Unterscheidung der Jahre hat – obwohl statistisch signifikant – im Untersulzbachtal (UN) am wenigsten Gewicht (geringste Effekt-Größe). Das Ausmaß der erklärten Varianz ist am geringsten (19% vs. 33% [IN] und 23% [SE]).



4 Diskussion

Die Ergebnisse der Langzeitbeobachtung alpiner Micro-Catchments im Nationalpark Hohe Tauern zeigen eindrucksvoll, dass selbst kleinräumige alpine Fließgewässer ein breites Spektrum abiotischer und biotischer Zustände aufweisen können. Dies bestätigt die Grundannahme des Moduls 05, dass Standortkontraste im Hochgebirge nicht nur relevante ökologische Unterschiede bedingen, sondern zugleich als wertvolle Indikatoren für Umweltveränderungen dienen können.

4.1 Abiotische Dynamiken: Stabilität, Trends und Grenzbereiche

Die physiko-chemischen Messreihen zeigen, dass sich die drei untersuchten Gewässer signifikant hinsichtlich ihrer Umweltbedingungen unterscheiden. Die Unterschiede im Ionenspektrum, in der Wassertemperatur sowie bei den Nährstoffkonzentrationen spiegeln sowohl die geologische als auch hydrologische Heterogenität der Einzugsgebiete wider. Auffällig ist insbesondere die Stabilität des Systems IN (Innergsschlöss), das über die Jahre hinweg vergleichsweise geringe Streuung bei gleichzeitig erhöhtem DOC- und Sulfatgehalt aufweist. Dies deutet auf ein nährstoffreicheres, aber relativ stabiles Milieu hin (Zobrist, 2009).

Dem gegenüber steht SE (Seebachtal), das durch eine hohe Variabilität der Umweltbedingungen und durch episodische Trockenfälle geprägt ist. Die starke Streuung der Nitratkonzentrationen und Wassertemperaturen legt nahe, dass dieses System besonders sensitiv auf klimatische und hydrologische Extremereignisse reagiert. Dies wirft Fragen hinsichtlich der Resilienz solcher Systeme auf (Halloran et al., 2023) und unterstreicht die Notwendigkeit einer differenzierten Bewertung sogenannter „Störstandorte“ im Monitoringkontext.

Der systematische Anstieg von gelöstem Phosphor in allen drei Gewässern – insbesondere deutlich im UN (Untersulzbachtal) – sollte kritisch betrachtet werden. Auch wenn die absoluten Konzentrationen weiterhin niedrig sind, könnten sie langfristig trophische Verschiebungen einleiten, etwa zugunsten schneller wachsender Algenarten oder opportunistischer Invertebraten. Mögliche Ursachen wie permafrostbedingte Freisetzung von Phosphor (O'Donnell et al., 2024) oder geochemische Reorganisationen im Einzugsgebiet sollten weiter untersucht werden.

Besondere Bedeutung kommt im Rahmen dieses Moduls dem Parameter Nitrat zu, der als integrativer Indikator für stoffliche Veränderungen in alpinen Gewässern gilt. Seine Konzentration wird maßgeblich durch atmosphärische Deposition, biologische Produktion (z. B. N-Fixierung) sowie durch mikrobielle Abbauprozesse in der hyporheischen Zone und im Einzugsgebiet gesteuert (Bourgeois et al., 2018; Campbell et al., 2002). Die langfristige Entwicklung der Nitratwerte erlaubt somit Rückschlüsse auf Veränderungen sowohl im externen Eintrag (z. B. über Luft oder Schnee) als auch in internen Prozessen des Stickstoffkreislaufs.

Für alle drei Gewässer wurden empirisch abgeleitete Konzentrationsbereiche („von-bis“-Werte) festgelegt, die als Referenzrahmen für künftige Abweichungen dienen. Diese durchgehenden, farblich gekennzeichneten Bandbreiten ermöglichen eine robuste Einordnung beobachteter Schwankungen und erleichtern die Identifikation potenziell relevanter Trends, wie z. B. stoffliche Anreicherungen oder zunehmende Störungen im Stickstoffhaushalt (Clark et al., 2021). Besonders in SE, wo nach einem Rückgang der Nitratkonzentrationen zwischen 2018 und 2020 ein erneuter Anstieg zu beobachten ist, erweisen sich diese Referenzwerte als wertvolles Instrument zur frühzeitigen Bewertung möglicher Veränderungen im Stoffhaushalt.

4.2 Biotische Gemeinschaften: Divergenzen trotz gemeinsamer Trends

Die geringe Abnahme der Biofilmmasse über die Zeit könnte auf leichte Reduktionen der Primärproduktion hindeuten, möglicherweise beeinflusst durch hydrologische oder klimatische Veränderungen (z. B. verstärkte Spülung durch Hochwasser oder veränderte Lichtverhältnisse) oder Verschiebungen (bei gleichbleibendem Zeitpunkt der Beprobung). Die generelle Stabilität der Biofilmmengen und die ähnliche Größenordnung über alle Standorte hinweg deuten aber auf eine robuste Funktion des Aufwuchses als Basiskomponente der benthischen Nahrungskette in diesen Systemen hin.

Die makrozoobenthischen Ergebnisse bestätigen die Eignung dieser Organismengruppe als integrative Bioindikatoren für alpine Gewässerzustände. Auffällig ist die generelle Zunahme von Individuendichte und Taxazahl in allen drei Gewässern über den Beobachtungszeitraum – ein zunächst positiv zu bewertender Trend,



der jedoch differenziert interpretiert werden muss. Die höheren Werte könnten sowohl auf verbesserte Habitatbedingungen durch hydrologische Variabilität als auch auf sich verändernde Konkurrenzverhältnisse oder trophische Prozesse zurückzuführen sein. Alternativ wäre auch eine messmethodisch induzierte Zunahme durch erhöhte Beprobungssensitivität oder Verschiebungen in der Habitatwahl möglich.

Der Standort SE (Seebachtal) sticht auch hier durch eine geringe Diversität und geringe Abundanzen hervor. Die Dominanz von *Diamesa* – einer Gattung mit hoher Kälte- und Störungstoleranz – in Kombination mit dem Fehlen empfindlicherer Gruppen wie Ephemeroptera oder Trichoptera legt nahe, dass dieses System bereits jetzt im Bereich physiologischer Belastungsgrenzen für viele Taxa operiert. Insbesondere das bekannte jährliche kurze Trockenfallen scheint eine besondere Selektion zu bewirken. Solche Monodominanzsysteme könnten als Frühwarnsysteme für weitere Biodiversitätsverluste in hochgelegenen, durch Trockenperioden gefährdeten Einzugsgebieten dienen und sollten entsprechend weiter berücksichtigt werden.

UN (Untersulzbachtal) zeigt hingegen trotz klarer Dominanz der Dipteren eine überraschend hohe Taxonvielfalt und Abundanz. Diese könnte auf eine hohe strukturelle Diversität und günstige mikroklimatische Bedingungen im Untersuchungszeitraum hinweisen, erfordert aber weitere Validierung, insbesondere hinsichtlich möglicher Störereignisse oder Beeinflussung durch periglaziale Prozesse.

Die sehr hohe Dominanz der Chironomiden – insbesondere der Gattungen *Diamesa*, *Tvetenia*, *Orthocladius* und *Corynoneura* – in allen drei Gewässern unterstreicht die ökophysiologische Spezialisierung dieser Gruppe auf extreme Umweltbedingungen. In SE und UN machen Chironomiden bis zu 98 % der Makroinvertebraten aus. Diese auffallende Einseitigkeit weist auf einen funktionell reduzierten, stressdominierten Lebensraum hin, in dem nur besonders tolerante Taxa dauerhaft bestehen können. In wärmeren und nährstoffreicheren Systemen (z. B. IN) ist die Zusammensetzung differenzierter, mit einem höheren Anteil anderer Ordnungen (Ephemeroptera, Plecoptera), was für eine größere funktionelle Redundanz spricht.

Die Dominanz der Chironomiden könnte allerdings auch auf tiefgreifende Verschiebungen im funktionellen Gefüge der Biozönose hinweisen – etwa im Bereich der Nahrungsnetze, Bioturbation oder Energieflüsse. Diese Einseitigkeit kann langfristig zu einer ökologischen Instabilität führen, wenn Kompensationsmechanismen durch andere Taxa fehlen. Somit sollte die Dominanzverteilung – neben der reinen Artenzahl – verstärkt als Frühwarnsignal für strukturelle Veränderungen in alpinen Fließgewässern genutzt werden.

4.3 Perspektive dieses Monitorings

Vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels wird die Bedeutung solcher alpiner Langzeit-Monitoringprogramme weiter zunehmen – insbesondere im Hinblick auf die Identifikation von Kipppunkten, Resilienzmechanismen und Anpassungskapazitäten dieser sensiblen Systeme. Die im Modul 05 gewonnenen Daten sind ein wichtiger Baustein zur Langzeitbeobachtung von Ökosystemprozessen im Hochgebirge. Sie ermöglichen nicht nur eine Standorttypisierung und Einblick in Ökosystemprozesse dieses Teils der Lebensraumvielfalt in diesen Landschaften und dem Nationalpark, sondern dienen auch als Referenzrahmen für künftige Veränderungen.





5 Fazit

Die Ergebnisse des Moduls 05 belegen eindrücklich, dass kleinräumige alpine Fließgewässer trotz vergleichbarer Höhenlage und klimatischer Einflüsse eine hohe ökologische Eigenständigkeit und Standortvielfalt aufweisen. Die deutlichen Unterschiede in den physiko-chemischen Eigenschaften, der Nährstoffdynamik und der biologischen Besiedlung zeigen, wie stark geologische, hydrologische und mikroklimatische Faktoren die Funktionalität dieser Systeme prägen.

Besonders hervorzuheben ist die Relevanz des Seebachtals (SE) als „Störstandort“, dessen hohe Variabilität und Monodominanz durch stressresistente Chironomiden-Gattungen ein sensibles Frühwarnsignal für klimabedingte Kipppunkte darstellen könnte. Im Gegensatz dazu zeigt das Innergschlöss (IN) ein stabileres ökologisches Grundmuster mit höherer tierischer Diversität, während das Untersulzbachtal (UN) durch seine Kombination aus hoher Taxavielfalt und hydrologischer/hydrochemischer Dynamik ein besonders interessantes Referenzsystem für periglazial geprägte Gewässer darstellt.

Die festgelegten Referenzbereiche für zentrale Stoffparameter (z. B. Nitrat, Phosphor) bieten ein robustes Instrumentarium zur systematischen Bewertung künftiger Veränderungen im Stoffhaushalt. Gleichzeitig unterstreicht die zunehmende Dominanz einzelner funktioneller Gruppen, insbesondere der Zuckmücken (Chironomidae), die Notwendigkeit, auch innerhalb dieser Gruppe differenzierte Veränderungen sichtbar zu machen. Da gerade diese Insekten-Familie in alpinen Systemen den Hauptanteil der benthischen Fauna stellt (Niedrist & Füreder, 2016; Robinson et al., 2016), liegt hier ein erhebliches Potenzial zur Erfassung feiner ökologischer Trends – vorausgesetzt, die taxonomische Auflösung erfolgt auf geeignetem Niveau.

Langfristig zeigt sich: Nur durch die wiederkehrende Beobachtung von zumindest priorisierten Indikatoren unter Einhaltung derselben (taxonomischen) Auflösung dieser sensiblen Systeme lassen sich relevante ökologische Trends und mögliche Kipppunkte erkennen. Das Modul 05 leistet damit einen wichtigen Beitrag zur Umweltbeobachtung im Nationalpark Hohe Tauern - nicht nur als Diagnosesystem für lokale Veränderungen, sondern auch als Teil eines überregionalen Frühwarnsystems für den ökologischen Zustand alpiner Fließgewässer im Kontext des Klimawandels.



6 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Lage der Mikro-Catchments im Nationalpark Hohe Tauern: Innerschlöss (IN), Seebachtal (SE) und Untersulzbachtal (UN) im Nationalpark Hohe Tauern (Füreder <i>et al.</i> , 2019).....	2
Abbildung 2: Fotos aus den drei Untersuchungsgebieten im Nationalpark Hohe Tauern (Semino, V.). V.l.n.r. Innerschlöß, Seebachtal, Untersulzbachtal.	2
Abbildung 3. Filtertürme zur Erfassung der Gewässertrübe, der Chlorophyll- <i>a</i> -Konzantration, und des Aufwuchses. CC BY-ND 4.0 Georg H. Niedrist.....	3
Abbildung 4: Feldarbeiten im Nationalpark Hohe Tauern beim Abkratzen des benthischen Aufwuchses. Foto: Giorgio Carollo beim Filtern von Trübstoffen und Abschaben von Steinoberflächen in UN, 07.2024, CC BY-NC 4.0 Georg H. Niedrist	4
Abbildung 5: Feldarbeiten im Nationalpark Hohe Tauern beim Erheben der Fließgeschwindigkeiten mithilfe des Jensstaves zur anschließenden Abflussberechnung. CC BY 4.0 Vanessa Semino	4
Abbildung 6. Temperaturlogger sind im durchlöcherten Schutzgehäuse (Rohr) verschlossen und am Stein an ausgewählten Stellen fixiert, sodass sie möglichst immer mit Wasser bedeckt sind. CC BY-NC 4.0 Georg H. Niedrist.....	5
Abbildung 7. Multiparameter-Sonde erhebt pH, Sauerstoff und elektrische Leitfähigkeit des Wassers während der Feldarbeiten. Dahinter befindet sich (hinter Steinen versteckt) der Datenlogger (Pegel und Wassertemperatur) am untersten Punkt (Standort IN). CC BY-NC 4.0 Georg H. Niedrist.....	5
Abbildung 8: Bestimmung der tierischen Benthos-Gemeinschaft im Labor in Innsbruck. Im Bild: die Sortierung unter dem Mikroskop CC BY 4.0 Vanessa Semino und Vertreter der häufigsten Gattung <i>Diamesa</i> (Diptera: Chironomidae) CC BY-NC Georg H. Niedrist.....	7
Abbildung 9. Ladungen ausgewählter abiotischer wasserchemischer Umweltgrößen auf den ersten beiden Hauptkomponenten (Dim1 und Dim2), die zusammen 56.4 % der Gesamtvarianz erklären. Die Richtungen und Längen der Vektoren geben an, in welchem Maße die jeweiligen Variablen zur Differenzierung der Proben entlang der Hauptkomponenten in Abbildung 10 beitragen.....	8
Abbildung 10. Hauptkomponentenanalyse (PCA) der erhobenen wasserchemischen Parameter in den Gewässern SE (grün), IN (rot) und UN (blau) über die Jahre (Ellipsen grenzen den 95 % Konfidenzintervallbereich aller Proben eines Jahres*Standortes ein).	8
Abbildung 11. Nitrat-Konzentrationen an oberen und unteren Stellen der beobachteten Gewässer über den Verlauf von 2017 bis 2024. Die orangefarbenen Linien markieren jeweils die empirisch ermittelten Streubereiche, die sich aus der mehrjährigen Beobachtung ableiten lassen.	9
Abbildung 12. Konzentrationen von (gelöstem) Phosphor ($\mu\text{g L}^{-1}$) an oberen und unteren Stellen der beobachteten Gewässer über den Verlauf von 2017 bis 2024. Die orangefarbenen Linien markieren jeweils die empirisch ermittelten Streubereiche, die sich bislang aus der mehrjährigen Beobachtung ableiten lassen.....	9
Abbildung 13. Entwicklung der Biofilmmasse (AFDM, mg/cm^2) auf Steinoberflächen in den drei untersuchten alpinen Fließgewässern IN (Innerschlöss), SE (Seebachtal) und UN (Untersulzbachtal) im Zeitraum 2017–2024. Dargestellt sind Mittelwerte und (gegebenenfalls) Streuungen als Standardfehler des Mittelwertes für jeweils obere (blau) und untere (grün) Positionen an den Gewässerstrecken. Die Daten zeigen eine geringe Abnahme der Biofilmmasse über die Jahre hinweg sowie insgesamt ähnliche absolute Werte zwischen den Standorten und Lagen.	10
Abbildung 14. Taxazahl und Abundanz (Individuen pro m^2) an den Standorten IN, SE, und UN im Sommer 2024 (Beprobung Juli). Die Linie zeigt den Median-Wert der Einzelproben pro Standort.....	11
Abbildung 15: Vergleich der vorgefundenen Taxazahl (Richness) und Abundanz (Individuenzahl pro m^2) zwischen den Jahren 2018 und 2024 (Probezeitpunkt: Juli).	12
Abbildung 16. Relative Häufigkeit der makrozoobenthischen Taxa in den drei Micro-Catchments IN, SE und UN. Die Darstellung zeigt die taxonomische Zusammensetzung auf Art bzw. Artgruppenniveau und beschreibt diese auf Gattungsebene (deshalb tragen Zellen verschiedener Arten gleiche Gattungsnamen [<i>Diamesa</i>]), visualisiert als Treemap, wobei die Fläche der Rechtecke proportional zur Gesamtzahl der Individuen pro Taxon im jeweiligen Gewässer ist. Farben entsprechen höheren taxonomischen Gruppen (z. B. Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera, siehe Legende rechts). Dominante Gattungen sind im IN <i>Corynoneura</i> und <i>Orthocladius</i> , im SE <i>Diamesa</i> sowie im UN fast	

ausschließlich <i>Diamesa</i> , ergänzt durch <i>Tvetenia</i> und <i>Eukiefferiella</i> . Die hohe Dominanz einzelner Taxa reflektiert unterschiedliche Zusammensetzungen der benthischen Gemeinschaften in den drei Gewässern.	13
Abbildung 17. Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der makrozoobenthischen Gemeinschaften in den Micro-Catchments IN SE und UN für die Jahre 2018, 2019 und 2024. Die Abbildung zeigt die Verteilung der Proben im NMDS-Raum (basierend auf Bray-Curtis-Distanzen, $k = 3$, Stress = 0,107). Die Farben repräsentieren die Beprobungsjahre (rot = 2018, grün = 2019, blau = 2024). Die eingefärbte Hüllkurve (convex hull) umfasst alle Proben aus diesem Jahr. Die räumliche Distanz zwischen den Punkten spiegelt Unterschiede in der Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaften wider.	14
Abbildung 18. Standort IN am 12.08.2024. CC BY-NC Georg H. Niedrist.	20
Abbildung 19. Standort SE am 12.07.2024. CC BY-NC Georg H. Niedrist.	20
Abbildung 20. SE im August 2024 im (nahezu) oberflächlich trockenen Zustand. CC BY-NC Georg H. Niedrist.	21
Abbildung 21. Standort UN am 14.07.2024. CC BY-NC Georg H. Niedrist.	21

7 Literaturnachweise

- Bourgeois, I., Savarino, J., Caillon, N., Angot, H., Barbero, A., Delbart, F., Voisin, D., & Clément, J.-C. (2018). Tracing the Fate of Atmospheric Nitrate in a Subalpine Watershed Using $\Delta 17\text{O}$. *Environmental Science & Technology*, 52(10), 5561–5570. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02395>
- Campbell, D. H., Kendall, C., Chang, C. C. Y., Silva, S. R., & Tonnessen, K. A. (2002). Pathways for nitrate release from an alpine watershed: Determination using $\delta 15\text{N}$ and $\delta 18\text{O}$. *Water Resources Research*, 38(5), 10-1-10–19. <https://doi.org/10.1029/2001WR000294>
- Clark, S. C., Barnes, R. T., Oleksy, I. A., Baron, J. S., & Hastings, M. G. (2021). Persistent Nitrate in Alpine Waters with Changing Atmospheric Deposition and Warming Trends. *Environmental Science & Technology*, 55(21), 14946–14956. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02515>
- Füreder, L., Niedrist, G. H., & Lanzer, M. (2019). Hydrologische, chemische und biologische Signale in Micro-Catchments der alpinen Zone—Endbericht. In *Langfristige Ökosystembeobachtung im Nationalpark Hohe Tauern* (S. 53). Nationalparkrat Hohe Tauern.
- Füreder, Lanzer, M., & Niedrist, G. H. (2025). *Hydrologische, chemische und biologische Signale in Mikro-Catchments der alpinen Zone—Methodenhandbuch*. (S. 26) [Methodenhandbuch]. Nationalpark Hohe Tauern.
- Halloran, L. J. S., Millwater, J., Hunkeler, D., & Arnoux, M. (2023). Climate change impacts on groundwater discharge-dependent streamflow in an alpine headwater catchment. *Science of The Total Environment*, 902, 166009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166009>
- Niedrist, G. H., & Füreder, L. (2016). Towards a definition of environmental niches in alpine streams by employing chironomid species preferences. *Hydrobiologia*, 781(1), 143–160. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2836-1>
- O'Donnell, J. A., Carey, M. P., Koch, J. C., Baughman, C., Hill, K., Zimmerman, C. E., Sullivan, P. F., Dial, R., Lyons, T., Cooper, D. J., & Poulin, B. A. (2024). Metal mobilization from thawing permafrost to aquatic ecosystems is driving rusting of Arctic streams. *Communications Earth & Environment*, 5(1), 268. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01446-z>
- Robinson, C. T., Thompson, C., Lods-Crozet, B., & Alther, R. (2016). *Chironomidae diversity in high elevation streams in the Swiss Alps*. https://www.schweizerbart.de/papers/fal/detail/188/86623/Chironomidae_diversity_in_high_elevation_streams_in_the_Swiss_Alps
- Zobrist, J. (2009). *Water Chemistry of Swiss Alpine Rivers*. https://doi.org/10.1007/978-3-540-88275-6_5

8 Fotodokumentation



Abbildung 18. Standort IN am 12.08.2024. CC BY-NC Georg H. Niedrist



Abbildung 19. Standort SE am 12.07.2024. CC BY-NC Georg H. Niedrist



Abbildung 20. SE im August 2024 im (nahezu) oberflächlich trockenen Zustand. CC BY-NC Georg H. Niedrist



Abbildung 21. Standort UN am 14.07.2024. CC BY-NC Georg H. Niedrist



Institut für Ökologie



Herausgeber:
Nationalparkrat Hohe Tauern
Kirchplatz 2, 9971 Matri

Tel.: +43 (0) 4875 / 5112 | E-Mail: nationalparkrat@hohetauern.at

www.hohetauern.at