

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

Entwicklung eines Schwallbewertungsindexes auf Basis aquatischer Makroinvertebraten

Bachelorarbeit

von

Wirth Sarah

Bachelorstudiengang 2019

Abgabedatum: 11.12.2022

Studienrichtung: Umweltingenieurswesen

Fachkorrektor 1:

Dr. Tonolla, Diego

ZHAW Life Sciences und Facility Management, Schloss, 8820 Wädenswil

Fachkorrektorin 2:

Gufler, Christa

ZHAW Life Sciences und Facility Management, Grüentalstrasse 14, 8820 Wädenswil

Zitiervorschlag

Wirth, S. (2022). Entwicklung eines Schwallbewertungsindex auf Basis aquatischer Makroinvertebraten. Bachelorarbeit. ZHAW, Wädenswil. S. 41.

Adresse Institut

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Departement Life Sciences und Facility Management, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen UNR, Grüental, 8820 Wädenswil, Schweiz.

Schlagworte

Makroinvertebraten, Makrozoobenthos, Schwall-Sunk, Makroinvertebraten- Traits, Landquart, Moesa, Ticino, Kanonische Korrespondenzanalyse

Zusammenfassung

Die Wasserkraft macht in der Schweiz einen beträchtlichen Anteil der Stromproduktion aus. Die durch die Wasserkraft erzeugten negativen ökologischen Auswirkungen sollen gemäss dem revidierten Gewässerschutzgesetz reduziert werden. Zur Planung der Massnahmen zur Sanierung der Wasserkraft, müssen die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung prognostiziert werden, jedoch ist die Prognostizierung der Diversität, Biomasse und der Drift von Makroinvertebraten mit Unsicherheiten verbunden. Im Rahmen dieser Bachelorarbeit wurde die Veränderung der Makroinvertebraten- Zönose entlang von drei schwallbeeinflussten Fliessgewässern (Landquart, Moesa und Ticino) dokumentiert und dabei wurde versucht ein Set von Variablen zu finden, welches die Veränderung erklärt. An 16 Untersuchungsstellen wurden die Makroinvertebraten- Zönosen beprobt und abiotische Parameter aufgenommen. Zur Untersuchung der Unterschiede der Abundanzen der Taxa bzw. Traits zwischen Schwall- und Restwasserstrecken bzw. den Fliessgewässern wurden Kruskal-Wallis-Tests durchgeführt. Weiter wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse durchgeführt, um Unterschiede in der Zusammensetzung der Makroinvertebraten- Zönose und deren Korrelation mit Umweltvariablen zu untersuchen. Bei der Betrachtung der dominanten Taxa und Traits auf der taxonomischen Stufe der Familie führte die Einteilung in Traits zu besser nutzbaren Resultate als die Betrachtung der dominanten Familien. Insbesondere bei den Oberflächentaxa war ein deutlicher Rückgang innerhalb der Schwallstrecke ersichtlich. 71.5% der Variation in der Zusammensetzung der Makroinvertebraten konnte mit den Variablen Algenbewuchsdichte, Fliessgeschwindigkeit, Schwallamplitude, Schwall-Sunk Verhältnis, Trübung und Wassertemperatur erklärt werden. Die Makroinvertebraten- Zönose unterschied sich ebenfalls zwischen den Schwallstrecken und den Restwasserstrecken im gleichen Fliessgewässer sowie zwischen den Fliessgewässern.

Abstract

Hydropower accounts for a considerable share of electricity production in Switzerland. The negative ecological impacts generated by hydropower should be reduced according to the revised water protection law. To plan the measures for reducing the negative impacts of hydropower, they need to be predicted, but the prediction of diversity, biomass and drift of macroinvertebrates is associated with uncertainties. In this bachelor thesis, the change of the macroinvertebrate community along three hydropeaking rivers (Landquart, Moesa and Ticino) was documented in an attempt to find a set of variables explaining the change. The macroinvertebrate community was sampled at sixteen study sites and abiotic parameters were recorded as well. Kruskal-Wallis tests were conducted to examine differences in the abundance of taxa or traits between the rivers as well as between the hydropeaking and residual flow reaches. Further, a canonical correspondence analysis was conducted to examine differences in macroinvertebrate community composition and their correlation with environmental variables. When considering dominant taxa and traits at the taxonomic rank of families, the categorization into traits generated more usable results than considering dominant families. Specifically, a significant decrease in surface taxa was apparent within the hydropeaking reaches. 71.5% of the variation in macroinvertebrate composition could be explained by the variables algal cover density, flow velocity, Q_{\min} - Q_{\max} flow amplitude, Q_{\max}/Q_{\min} ratio, turbidity, and water temperature. Likewise, the macroinvertebrate community differed between the hydropeaking reaches and the residual reaches in the same river, as well as between rivers.

Danksagung

Für die Unterstützung meiner Zertifikatarbeit im Rahmen der Bachelorarbeit «Entwicklung eines Schwallbewertungsindex auf Basis aquatischer Makroinvertebraten» möchte ich mich bei den folgenden Personen herzlich bedanken:

- Diego Tonolla für die Betreuung der Arbeit über die gesamte Dauer, die Einführung in die Feldarbeiten und das Feedback zur Arbeit.
- Christa Gufler für die Betreuung in der Bestimmungsarbeit, die Beratung bei Fachfragen sowie das Feedback zur Arbeit.
- Olivier Kastenhofer für die Einführung in die Bestimmungsarbeit, die Betreuung in dieser und die Betreuung bei der Datenanalyse sowie den statistischen Analysen.
- Denise Looser für den gegenseitigen Austausch während der Bestimmungsarbeit im Labor.
- Drei anonymen Korrektoren für die Durchsicht der finalen Arbeit.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Abstract.....	1
Danksagung.....	1
Inhaltsverzeichnis	1
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	4
2.1 Untersuchungsgebiet	4
2.2 Feldaufnahmen	8
2.3 Laborarbeit	10
2.4 Datenanalyse und Datenaufbereitung	11
2.5 Statistische Analyse	12
3 Resultate.....	14
3.1 Charakterisierung Untersuchungsstellen	14
3.2 Taxa	18
3.3 Traits	22
3.4 Kanonische Korrespondenzanalyse	25
4 Diskussion.....	26
4.1 Methoden und Daten	26
4.2 Charakterisierung Untersuchungsstellen	27
4.3 Taxa	27
4.4 Traits	30
4.5 Kanonische Korrespondenzanalyse	30
4.6 Fazit	31
4.7 Ausblick	32
5 Literaturverzeichnis.....	34
Abbildungsverzeichnis	40
Tabellenverzeichnis	41

1 Einleitung

Die Wasserkraft macht in der Schweiz einen Anteil von 57.5% der Stromerzeugung aus, wobei gemäss der mittleren Produktionserwartung etwa die Hälfte des mit Wasserkraft erzeugten Stroms auf Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke zurückgeht (BFE, 2022). Dadurch trägt die Wasserkraft entscheidend zur Stromversorgungssicherheit bei. Im Zuge der Energiestrategie 2050 wird die Bedeutung der Wasserkraft bei der Stromproduktion und dem Erhalt der Netzstabilität weiter zunehmen (BFE, 2019). Die Wasserkraftnutzung kann aufgrund der Veränderung des Abflussregime (Baumann & Klaus, 2003), des Sedimentregimes/Geschiebehaushaltes (Anselmetti et al., 2007) und der Einschränkung der Fischgängigkeit (Trussart et al., 2002) negative Auswirkungen auf Fließgewässer haben. Schwallbetrieb als eine Betriebsweise der Wasserkraftnutzung führt zu kurzfristigen künstlichen Abfluss- und Pegeländerungen und beeinflusst somit das Abflussregime stark (Baumann & Klaus, 2003; Moog, 1993). Im Rahmen der Sanierung der Wasserkraft sollen die negativen Auswirkungen des Schwall-Sunk- Betriebes, neben der Wiederherstellung der Fischgängigkeit und der Reaktivierung des Geschiebehaushalts, behoben werden (GSchG, SR 814.20). Das 2011 revidierte Gewässerschutzgesetz verlangt, dass die negativen Auswirkungen von Wasserkraftanlagen bei Neuanlagen verhindert, respektive bei bestehenden Anlagen beseitigt werden. Aus den Sanierungsplänen der Kantone ab dem Jahr 2015 geht hervor, dass von insgesamt 675 Wasserkraftanlagen, 102 Anlagen sanierungspflichtig sind und bei 17 Anlagen die Sanierungspflicht noch nicht abschliessend eruiert werden konnte (Wasser Agenda 21, 2022a). Zurzeit befinden sich 28 Wasserkraftanlagen in der Projektierungsphase, vier in der Realisierungsphase und bei vier Wasserkraftanlagen findet eine Wirkungskontrolle der umgesetzten Sanierungsmassnahmen statt (Wasser Agenda 21, 2022b). Im Rahmen der Schwall-Sunk Sanierung sollen negative Auswirkungen wie das Trockenfallen von Laichplätzen (Saltveit et al., 2001), das Stranden (Perry & Perry, 1986; Schmutz et al., 2015) und Verdriften von Fischen und Makroinvertebraten (z.B. Bruno et al., 2013; Young et al., 2011) behoben werden. Die Drift der Makroinvertebraten wird dabei primär von den sohlennahen hydraulischen Kräften, wie der Fließgeschwindigkeit beeinflusst, jedoch nimmt die Bedeutung der Pegelanstiegsrate zu, wenn gewisse Abflussgrenzen überschritten werden (Schülting et al., 2022). Zusätzlich können durch den Schwallbetrieb Feinsedimente mobilisiert werden (Meile et al., 2015), wodurch im Zuge des Sedimenttransports sowie durch Sedimentvibrationen ein Abdriften stattfinden kann (Gibbins et al., 2007). Ausserdem kann durch den Schwallabfluss eine abrupte und hohe Temperaturänderung im Gewässer, das sogenannte Thermopeaking stattfinden (Zolezzi et al., 2011). Thermopeaking kann zu einer aktiven Verhaltensdrift bei Makroinvertebraten führen (Bruno et al., 2013; Carolli et al., 2012).

Eine weitere mögliche Folge des Schwall-Sunk Betriebs ist das Stranden von Makroinvertebraten (Perry & Perry, 1986; Tanno et al., 2021; Tonolla et al., 2022). Die Strandung wird vermutlich durch eine Kombination von hydraulischen und hydrologischen Faktoren und deren Wechselwirkungen sowie möglicherweise auch durch Verhaltensänderungen beeinflusst (Tonolla et al., 2022). Schwall-Sunk Betrieb kann des Weiteren die innere Kolmation begünstigen (Baumann et al., 2012), wodurch der Lebens- und Rückzugsraum für Makroinvertebraten im Interstitial verringert wird (z.B. Bo et al., 2007). Drift und Strandung stellen kurzzeitliche Phänomene des Schwall-Sunk Betriebes dar. Für eine ausführliche ökologische Bewertung müssen aber auch langfristige Auswirkungen des Schwall-Sunk Betriebs auf die Makroinvertebraten- Zönose betrachtet werden.

Zur Planung von Massnahmen im Zuge der Sanierung der Wasserkraft müssen die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung prognostiziert werden. Dazu wurde in der Schweiz ein Indikatoren-Set vorgeschlagen, welches die wichtigsten Ökosystemkomponenten und hydrologischen Eigenschaften einer Schwallstrecke abdeckt (Tonolla et al., 2017). Die Prognostizierung der Diversität, Biomasse sowie der Drift von Makroinvertebraten ist noch mit vielen Unsicherheiten verbunden (Bruder et al., 2012) und es existiert noch keine entsprechende Wertefunktion. Im Alpenraum wurden diverse Untersuchungen zu den Abundanzen, dem Verdriften und dem Stranden von Makroinvertebraten in Bezug auf Schwall-Sunk sowie Versuche mit Makroinvertebraten in künstlichen Fließrinnen durchgeführt (Bruno et al., 2009, 2013; Carolli et al., 2012; Moog, 1993; Schmutz et al., 2013; Schülting et al., 2018, 2022; Tonolla et al., 2022). Zusätzlich sind Informationen zu Traits (d.h. morphologischen oder Verhaltensanpassungen) von vielen europäischen Taxa verfügbar (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Zum Beispiel neigen Interstitialtaxa (im Sediment des Flussbetts) sowie lotische Taxa (schnell fließende Bereiche) zu einer tiefen Driftreaktion, während Oberflächentaxa (auf der Oberfläche des Sediments) und lentische Taxa (langsam fließende Bereiche) zu einer hohen Driftreaktion neigen (Schülting et al., 2022). Es bestehen zwar Untersuchungen, welche die lang- und kurzfristigen Folgen der Schwall-Sunk Betriebs dokumentieren (Kjærstad et al., 2018; Schmutz et al., 2013; Tonolla et al., 2022). Es fehlt jedoch eine Felduntersuchung, welche die Veränderung der Makroinvertebraten- Zönose entlang von mehreren schwallbeeinflussten Fließgewässern dokumentiert und dabei versucht ein Set von Variablen zu finden, welches die Veränderung erklärt, um eine Basis für die Entwicklung eines Schwallbewertungsindex zu bieten.

Ziel der Bachelorarbeit ist es die langfristigen Schwall-Sunk Effekte auf die Zusammensetzung der Makroinvertebraten zu untersuchen. Im Rahmen der Bachelorarbeit werden folgende Hypothesen untersucht:

H1 – Einfluss des Schwallbetriebes auf die Makroinvertebraten- Zönose

Die Makroinvertebraten- Zönose unterscheidet sich aufgrund unterschiedlicher Abflussregime zwischen Schwall- und Restwasserstrecken im selben Fließgewässer. Wobei in den Schwallstrecken im Vergleich zu den Restwasserstrecken lotische Taxa und Interstitialtaxa dominieren, während lentische Taxa und Oberflächentaxa abnehmen und in geringerer Anzahl vorkommen.

H2 – Einfluss von relevanten Umweltvariablen auf die Makroinvertebraten- Zönose

Die Unterschiede in der Makroinvertebraten- Zönose können durch ausgewählte Umweltvariablen, welche hydraulische Belastungen oder Habitateigenschaften repräsentieren (z.B. Schwallamplitude, Algenbewuchsdichte), erklärt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dieser Bachelorarbeit wurden verschiedene Abschnitte der Schwall-Sunk beeinflussten Fließgewässer Landquart, Moesa und Ticino untersucht (Abbildung 1). Dabei wurden insgesamt 16 Untersuchungsstellen beprobt. 14 Untersuchungsstellen lagen dabei in Schwallstrecken und zwei Untersuchungsstellen in Restwasserstrecken (Landquart und Moesa) (Abbildung 1, Tabelle 1)

Tabelle

1

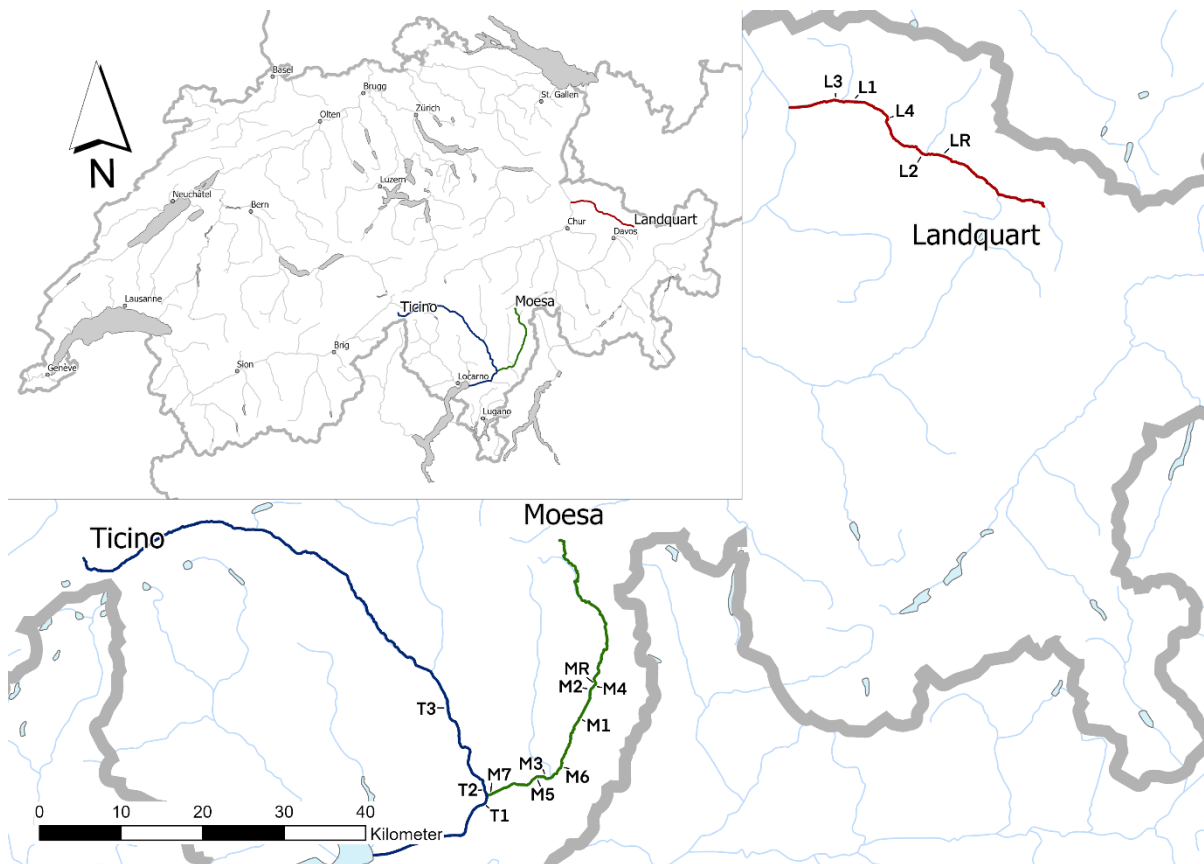


Abbildung 1: Übersichtskarte mit der Lage der untersuchten Fließgewässer, Landquart (rot), Moesa (grün) und Ticino (blau) sowie den untersuchten Untersuchungsstellen (Landquart: L1-L4 und LR, Fließrichtung von Ost nach West; Moesa: M1-M7 und MR, Fließrichtung von Norden nach Süden; Ticino: T1-T3, Fließrichtung von Norden nach Süden). Hintergrundkarte: ©Swisstopo, 2022.

Die Landquart entsteht beim Zusammenfluss vom Vereina- und Verstanclabach im Prättigau und mündet bei Landquart in den Alpenrhein. Die Moesa entspringt beim San-Bernardino-Pass, fließt durch das Misox und mündet im Tessin bei Arbedo-Castione in den Ticino. Der Ticino entsteht beim Nufenenpass im Bedrettal und mündet bei Tenero in den Lago Maggiore. Die Untersuchungsstellen der untersuchten Fließgewässer waren durch Unterschiede in der Meereshöhe gekennzeichnet (230 - 823 M. ü. M.; Tabelle 1).

Die Untersuchungsstellen der Landquart sind mit einer Meereshöhe zwischen 576 und 823 M. ü. M. die höchstgelegenen Messstellen der Untersuchung. Die Untersuchungsstellen der Moesa (237 - 473 M. ü. M.) und des Ticino (230 - 264 M. ü. M.) lagen tiefer. Die untersuchten Fliessgewässer Landquart, Moesa und Ticino gehören je nach Untersuchungsstelle der Flussordnungszahl 5 bis 6 an und besitzen ein Gefälle von 0.1 bis 2.1%. Der mittlere jährliche Abfluss ist für die Untersuchungsstellen L1, L2, L4 und LR verfügbar und befindet sich zwischen 10.70 und 19.08 m³/s (ANU, 2014a; BAFU, 2022). Ebenfalls unterscheiden sich die Untersuchungsstellen im Abflussregimetyp, welcher teilweise nival, glazial und pluvial beeinflusst ist (nivo glaciare, nival alpin, nival méridional, nivo-pluvial) (BAFU, 2000). Der ökomorphologische Zustand der Untersuchungsstellen befindet sich im Bereich von wenig beeinträchtigt, bis zu naturfremd / künstlich, wobei sich die naturfremden / künstlichen Stellen in der Moesa befinden (Tabelle 1). Die Fliessgewässer werden ebenfalls von mehreren Kraftwerksanlagen beeinflusst, welche Schwall-Sunk mit unterschiedlichen Abflüssen verursachen (Q_{\min} : 0.32 – 6.63 m³/s; Q_{\max} : 1.61 – 37.03 m³/s; Tabelle 2). Dabei liegen die Q_{\min} bei der Landquart (Q_{\min} : 0.32 – 2.40 m³/s) und der Moesa (Q_{\min} : 0.37– 3.18 m³/s) in einem ähnlichen Bereich, und liegen beim Ticino (Q_{\min} : 0.79 – 6.63 m³/s) teilweise höher. Ebenfalls liegen die Q_{\max} - Werte in der Landquart (Q_{\max} :1.61 – 9.24) tiefer als in der Moesa (Q_{\max} :14.37 – 36.74) und diese ebenfalls tiefer als im Ticino (Q_{\max} :37.03 – 84.01). Die als relevant eingestuften Kraftwerksanlagen, mit einer Leistung ≥ 300 kW, erzeugen Schwall-Sunk Verhältnisse zwischen 3.9 (Kraftwerk Küblis, Landquart) und 46.9 (Kraftwerk Biaschina, Ticino) (ANU, 2014a, 2014b; UDCA, 2014). Die Schwall-Sunk Verhältnisse liegen in der Landquart (3.85 – 5.03) tiefer als in der Moesa (11.55 – 40.09), und im Ticino (12.68 – 46.88) in einem ähnlichen Bereich wie der Moesa. Dabei wird die Landquart von zwei relevanten Kraftwerksanlagen und die Moesa sowie der Ticino von je vier relevanten Kraftwerksanlagen beeinflusst. Die Landquart und die Moesa verfügen im Gegensatz zum Ticino über Restwasserstrecken, welche ebenfalls Teil der Untersuchung sind (LR, MR; Tabelle 2).

Tabelle 1: Übersicht der Untersuchungsstellen mit Informationen zu Gewässername, Bezeichnung Untersuchungsstelle, Probenahmedatum, Gemeindezugehörigkeit, Koordinaten, Meereshöhe, Flussordnung (nach Strahler), Gefälle, mittlerer natürlicher jährlicher Abfluss, Abflussregimetyyp und ökomorphologischer Zustand. Grau: Untersuchungsstellen, bei welchen die Bestimmung der Makroinvertebraten nur anhand des Feldscreenings erfolgt ist. NA: Keine Angabe. LR/MR: Restwasserstrecken. Datenbezug Flussordnungszahl, Gefälle, Mittlerer jährlicher Abfluss, Abflussregimetyyp und ökomorphologischer Zustand ((BAFU), 2000, 2013a, 2013b, 2014)

Gewässer	Bez. Untersuchungsstelle	Gemeinde-zugehörigkeit	Datum Probenahme	Koordinaten (CH1903+ LV95)	Höhe [M. ü. M.]	Flussordnung	Gefälle [%]	Mittlerer jährlicher Abfluss [%] [m³/s]	Abflussregimetyyp	Ökomorphologischer Zustand
Landquart	LR	Klosters	11.04.2022	2779207 / 1198267	823	5	2.1	10.7	nivo glaciare	stark beeinträchtigt
	L2	Luzein	11.04.2022	2777221 / 1198383	795	5	1.5	13.3	nivo glaciare	wenig beeinträchtigt
	L4	Schier	13.04.2022	2772654 / 1202747	677	5	2.1	16.3	nivo glaciare	wenig beeinträchtigt
	L1	Grüsch	10.04.2022	2768999 / 1204793	613	6	1.2	19.08	nival alpin	stark beeinträchtigt
	L3	Seewis im Prättigau	12.04.2022	2765964 / 1205044	576	6	0.9	NA	NA	wenig beeinträchtigt
Moesa	MR	Soazza	04.03.2022	2736787 / 1133763	473	5	1.9	NA	nival méridional	stark beeinträchtigt
	M4	Soazza	04.03.2022	2736778 / 1133422	464	5	2	NA	nival méridional	naturfremd / künstlich
	M2	Lostallo	03.03.2022	2736234 / 1132683	444	5	1.7	NA	nival méridional	wenig beeinträchtigt
	M1	Lostallo	02.03.2022	2734875 / 1129401	404	5	0.8	NA	nival méridional	wenig beeinträchtigt
	M6	Grono	05.03.2022	2732570 / 1123252	314	5	0.4	NA	nivo-pluvial méridional	naturfremd / künstlich
	M3	Roveredo GR	03.03.2022	2730476 / 1122149	288	5	1	NA	nivo-pluvial méridional	stark beeinträchtigt
	M5	Roveredo GR	04.03.2022	2729430 / 1122034	277	5	0.8	NA	nivo-pluvial méridional	naturfremd / künstlich
	M7	Arbedo-Castione	05.03.2022	2724185 / 1120082	237	5	0.4	NA	nivo-pluvial méridional	stark beeinträchtigt
Ticino	T3	Riviera	06.03.2022	2718765 / 1130500	264	6	0.3	NA	NA	stark beeinträchtigt
	T2	Bellinzona	06.03.2022	2723247 / 1120473	233	6	0.1	NA	NA	wenig beeinträchtigt
	T1	Bellinzona	05.03.2022	2723268 / 1118913	230	5	0.6	NA	NA	stark beeinträchtigt

Tabelle 2: Relevante Kraftwerkenlagen mit Informationen zur Wasta Nr., der Lage der Wasserrückgabe (Blick in Fließrichtung), Sunkabfluss (Q_{\min}), Schwallabfluss (Q_{\max}), Q_{\max}/Q_{\min} Verhältnis und Restwassermenge. Datenbezug Minimal- und Maximalabfluss Biaschina und Biasca (Tonolla, 2022), Weitere Minimal- und Maximalabflüsse von Kraftwerken in der Landquart, der Moesa, und dem Ticino (ANU, 2014a, 2014b; UDCA, 2014), Pegelrückgang (AquaPlus, 2014a, 2014b; Hocevar et al., 2014) und Restwassermenge (ANU, 2014a; Hocevar et al., 2014).

Gewässer	Kraftwerk	Wasta Nr.	Wasser-rückgabe	Q_{\min} [m ³ /s]	Q_{\max} [m ³ /s]	Q_{\max}/Q_{\min} Verhältnis	Pegelrückgang [cm/min]	Restwassermenge [l/s]
Landquart	Küblis	104400	rechts	2.40	9.24	3.85	0.0- 1.2	450
Landquart	Taschinas	104450	rechts	0.32	1.61	5.03	0.0- 0.4	min. 180
Moesa	Soazza	601600	rechts	0.37	14.37	38.84	0.6- 5.9	min. 373
Moesa	Lostallo	601700	links	0.47	18.84	40.09	0.6- 3.0	min. 435
Moesa	Grono	601900	links	2.12	27.56	13.00	1.7- 5.7	min. 943
Moesa	Sassello	602000	rechts	3.18	36.74	11.55	1.7- 2.6	min. 3177
Ticino	Ritom	600400	links	NA	NA	22.80	NA	NA
Ticino	Stalvedro	600500	links	NA	NA	22.80	NA	NA
Ticino	Biaschina	601000	rechts	0.79	37.03	46.88	NA	NA
Ticino	Biasca	601300	links	6.63	84.1	12.68	NA	NA

2.2 Feldaufnahmen

Die Feldaufnahmen umfassten die Charakterisierung der Untersuchungsstellen anhand der Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten sowie der Erfassung diverser abiotischer Parameter. Die Feldaufnahmen fanden im Zeitraum März bis April 2022 statt (Tabelle 1).

Probenahme Makroinvertebraten

Die Makroinvertebraten- Zönose wurde pro Untersuchungsstelle an insgesamt 12 Probenahmepunkten mittels Kicknetz-Methode (BAFU, 2019) beprobt und jeweils als Einzelproben ausgewertet. Dabei wurden entlang einer Kiesbank vier Transekte (T1 bis T4) gelegt. Pro Transekt wurden drei Probenahmepunkte (1 bis 3) erhoben (Abbildung 2). Die Transekte wurden in der Reihenfolge T1 zu T4 beprobt. Die Lage der Transekte wurde nach folgendem Schema entlang der Kiesbank angeordnet. Der Transekt T1 lag am unteren Ende der Kiesbank und entsprach dem Habitattyp Rinne («run/glide»). Der Transekt T2 wurde in den Übergangsbereich zwischen T1 und T3 kurz nach der Gefälländerung gelegt. Der Transekt T3 lag innerhalb der Gefälländerung des Gewässers im Habitattyp Schnelle («riffle»). Der Transekt T4 wurde im Übergang beim Kiesbankkopf kurz vor der Gefälländerung aufgenommen und entsprach dem Habitattyp Rinne («run/glide»). Je nach vorherrschenden Gegebenheiten können die oben definierten Habitattypen abweichend sein. Die Verteilung der Probenahmepunkte 1 bis 3 erfolgte am Transekt entlang eines hydraulischen Gradienten vom langsam fließenden Uferbereich hin zur schneller fließenden Gewässermitte. Der Probenahmepunkt 1 wurde ufernah im ständig benetzten Bereich positioniert. Der Probenahmepunkt 3 war am weitesten vom Ufer entfernt und entsprach der tiefsten noch wadbaren respektive der am schnellsten fließenden Stelle. Der Probenahmepunkt 2 wurde zwischen die Probenahmepunkte 1 und 3 gelegt (Abbildung 2).



Abbildung 2: Exemplarische Darstellung einer Untersuchungsstelle mit vier Transekten (T1 bis T4) sowie den pro Transekt erhobenen drei Probenahmepunkte (1: Ufernah, 2: Mitte, 3: tiefste / schnellste Stelle). Fliessrichtung von rechts nach links. Hintergrundkarte: ©Swisstopo, 2019.

Für alle in Tabelle 1 aufgeführten Untersuchungsstellen wurde ein Feldscreening durchgeführt. Proben von 50 % der Untersuchungsstellen sowie schwer quantifizierbare Proben mit z.B. hohem Anteil an organischem Material wurden zusätzlich im Labor bestimmt (Anhang A – Tabelle 4).

Für die Bestimmung der Proben mittels Feldscreening wurde von jeder Probe die Abundanz der verschiedenen Taxa-Gruppen im Feld bis zur tiefst möglichen taxonomischen Stufe bestimmt (Anhang B – Tabelle 5). Dabei wurden die Einzelproben nach erfolgter Probenahme in eine mit Wasser gefüllte Laborschale inklusive eingezeichnetem Teilproben-Raster überführt. In einem ersten Schritt wurden die Proben von grösseren anorganischen (z.B. Kies, Steine) und organischen Bestandteilen (z.B. Blätter, kleinere Äste) befreit. Danach wurden Taxa mit hoher Abundanz mit einem Teilproben-Raster abgeschätzt und ihre Häufigkeit hochgerechnet. Zum Beispiel wurde für Taxon X ein Viertel der Laborschale gezählt und dieses mal vier multipliziert. Zur Weiterbearbeitung der Proben im Labor wurden diese in 300 ml respektive 500 ml Probenahmeflaschen mit rund 80 % nicht denaturiertem Ethanol überführt und fixiert. Die Beschriftung der Proben erfolgte mittels vorgefertigter Etiketten, welche in der Probenahmeflasche deponiert wurden.

Abiotische Parameter

Zusätzlich zur Probenahme der Makroinvertebraten wurden an den 12 Probenahmepunkten diverse abiotische Parameter erhoben. Um die exakten Standorte der Probenahmepunkte im Fließgewässer festzuhalten, wurde das RTK-GPS (Trimble R10 GNSS) verwendet. Weiter wurde bei jedem Probenahmepunkt die Fließgeschwindigkeit erfasst. Die Messung der Fließgeschwindigkeit erfolgte während 30 Sekunden (Durchschnitt) in 40 % der Wassertiefe (über der Gewässersohle) mit einem Fließgeschwindigkeitsmessgerät (Messflügel, Flowatch, JDC Electronic SA, Genauigkeit $\pm 2\%$) in cm/s gemessen). Zusätzlich wurde die Wassertiefe in cm und die Distanz zur Wasseranschlagslinie in m bei jedem Probenahmepunkt erfasst. Weiter wurde an jedem Probenahmepunkt der Grad der Kolmation, der dominierende Substrattyp, die Algenbewuchsdichte, sowie die Deckungsgrade der Moose und des groben partikulären organischen Materials (CPOM) abgeschätzt. Für die Kolmation wurden die Kategorien nach IBCH ((BAFU, 2019): keine, leicht/mittel, stark)) verwendet. Die Kategorien nach IBCH (BAFU, 2019) wurden ebenfalls für den dominierenden Substrattyp eingesetzt, wobei nur mineralische Substrate berücksichtigt wurden. Für die Algenbewuchsdichte, den Deckungsgrad der Moose und das CPOM wurden die entsprechenden Methoden nach Thomas und Schanz (1976) verwendet. Bei der Algenbewuchsdichte und CPOM wurde immer mindestens die Kategorie 1 verwendet, da davon ausgegangen wird, dass immer Algen und CPOM vorhanden sind.

Die Erhebung der physikalisch-chemischen Parameter erfolgte unterhalb des Transektes T1 zu drei verschiedenen Zeitpunkten (vor Beginn der Probenahme sowie nach der Probenahme der Transekte T2 und T4). Mittels Multisonde HQ40d (Hach) wurden die Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$), die Wassertemperatur ($^{\circ}\text{C}$), der Sauerstoffgehalt (mg/l) und der pH-Wert erfasst. Die Messung der Trübung (NTU) erfolgte mit dem tragbaren Trübungsmessgerät 2100Q (Hach). Neben den im Feld erhobenen abiotischen Parametern wurden der Pegel (M.ü.M.) und der Abfluss (m^3/s) von der nächsten hydrologischen Messstelle zur Uhrzeit der Probenahme bezogen.

2.3 Laborarbeit

Die im Labor weiter zu verarbeitenden Makroinvertebraten-Proben wurden in einem ersten Schritt von den verbleibenden Resten an anorganischem und organischem Material getrennt. Die anschließende Bestimmung der Makroinvertebraten auf Familienniveau (i.d.R.) erfolgte mit einer Stereolupe (60fach, Leica M80) und dem Bestimmungsschlüssel von Tachet et al. (2010). Bei den meisten Taxa entspricht die Bestimmungstiefe derer des Laborprotokolls IBCH (BAFU, 2019). Bei gewissen Taxa wurden die Individuen hingegen auf eine höhere oder tiefere taxonomische Stufe bestimmt (Anhang C – Tabelle 6). Die auf Stufe Familie bestimmten Proben der Ordnungen Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) werden/wurden durch die Firma Aquabug bis auf Arten-Niveau bestimmt, sind aber nicht Teil dieser Bachelorarbeit.

2.4 Datenanalyse und Datenaufbereitung

Weitere Parameter wurden digital ermittelt oder berechnet und für die statistischen Auswertungen vorbereitet. Für jede Untersuchungsstelle wurde der Abstand zum nächstgelegenen Kraftwerksauslass (km), die Meereshöhe (M. ü. M.), das Gefälle (%) sowie der Sunk- und Schwallabfluss (Q_{\min} , Q_{\max}) ermittelt.

Der Abstand der Untersuchungsstellen zum nächstgelegenen Kraftwerksauslass wurde durch die Zerschneidung eines Linienlayers basierend auf SWISSTLM3D gemessen (Geodaten Swisstopo, 2022). Die Meereshöhe jeder Untersuchungsstelle wurde zwischen den Transekten T2 und T3 mit dem Kartenviewer von Swisstopo ermittelt. Der Sunk- und Schwallabfluss für die Untersuchungsstellen L1 bis L4 (ANU, 2014a) sowie M1 bis M7 (ANU, 2014b) wurden aus den kantonalen Planungen entnommen. Für die Untersuchungsstellen T1 bis T3 wurden die Werte aus einer privaten Kommunikation verwendet (D. Tonolla, persönliche Kommunikation, 3. Oktober 2022). Für die Untersuchungsstellen der Restwasserstrecken (LR und MR) wurden die Abflusswerte der Messstationen Pardenn_20 und Soazza_2021 (ANU, 2022) verwendet, um das 5% Perzentil als Wert für Q_{\min} und das 95% Perzentil als Wert für das Q_{\max} zu ermitteln. Die Daten dafür, stammen aus dem Zeitraum vom 01.01.2022, 00:00 bis zum 30.04.2022, 23:59 und besitzen eine zehnmünütige Auflösung. Die Schwallamplitude und das Schwall-Sunk Verhältnis wurden von jeder Untersuchungsstelle basierend auf den Q_{\min} und Q_{\max} -Werten ermittelt. Die Prozentangaben zum Gefälle wurden aus den Zusatzinformationen der Typisierung der Schweizer Fliessgewässer entnommen (BAFU, 2013).

Für die statistischen Auswertungen mittels kanonischer Korrespondenzanalyse wurden die Daten der Probenahmepunkte für jede Untersuchungsstelle entsprechend deren Probenahmepunktnummern zusammengefügt («BezUntersuchungsstelle_BezTransekt-BezProbenahmepunkt» z.B. M1T1-1, M1T2-1, M1T3-1, M1T4-1). Dadurch wurden die Einzelproben entsprechend des hydraulischen Gradienten zusammengefügt. Für die Fliessgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substrat, Algenbewuchsdichte, CPOM, Distanz zur letzten Wasserrückgabe, Trübung, Wassertemperatur, Meereshöhe, Schwallamplitude ($Q_{\max} - Q_{\min}$) und Schwallverhältnis (Q_{\max}/Q_{\min}) wurden Mittelwerte entsprechend der obigen Beschreibung gebildet. Ebenfalls wurden nach diesem System Mittelwerte für die Individuenzahlen der Taxa, welche mehr als 1 % der im Labor bestimmten Gesamtindividuenzahl ausmachen, gebildet. Die Froude Zahl wurde für jede zusammengefügte Probe aus dem Mittelwert der Messungen der Fliessgeschwindigkeit sowie der Wassertiefe mit der Formel $FR = \frac{v}{\sqrt{gh}}$ ermittelt.

2.5 Statistische Analyse

Kruskal-Wallis- Tests

Zur Untersuchung von Unterschieden der Abundanzen der Taxa sowie den Traits zwischen Schwallstrecken und Restwasserstrecken bzw. den drei Fließgewässern wurden Kruskal-Wallis-Tests durchgeführt. Die Daten der Makroinvertebraten wurden in der Auflösung des einzelnen Probenahmepunkts verwendet. Dabei wurden nur die Taxa betrachtet, welche mehr als 1% der im Labor bestimmten Gesamtzahl an Individuen ausmachten. Für die Daten der Traits wurden die zuvor genannten Taxa- Daten mit der von Tonolla et al. (2022) verwendeten Einteilung in Traits, je in die Kategorien Oberflächentaxa, Interstitialtaxa, keine Einteilung zur Habitatpräferenz sowie lotische Taxa, lentische Taxa und fließgeschwindigkeitsindifferente Taxa eingeteilt. Da bei den Tests zu den Unterschieden zwischen den Fließgewässern mehr als zwei Gruppen verglichen wurden, wurden Pairwise- Wilcoxon- Rank- Sum- Tests als Post-hoc- Tests durchgeführt, um die Unterschiede zwischen den einzelnen Fließgewässern zu dokumentieren. Zur Ermittlung des angepassten p-Werts der Pairwise Wilcoxon Rank Sum Tests wurde die Holm Korrektur (Holm, 1979) verwendet.

Kanonische Korrespondenzanalyse

Eine kanonische Korrespondenzanalyse (KKA) wurde verwendet, um die Unterschiede in der Zusammensetzung des Makroinvertebraten und deren Korrelation mit einer Auswahl von Umweltvariablen, welche als relevant erachtet wurden, zu untersuchen. Das Skript zur KKA in Tonolla et al. (2022) wurde für diese Arbeit in leicht veränderter Form verwendet. Für die Analyse wurden die Fließgeschwindigkeit (numerisch), die Wassertiefe (numerisch), die Froude- Zahl (numerisch), das Substrat (ordinal), die Algenbewuchsdichte (ordinal), das CPOM (ordinal), die Distanz zur letzten Wasserrückgabe (numerisch), die Trübung (numerisch), die Wassertemperatur (numerisch), die Meereshöhe (numerisch), die Schwallamplitude (numerisch) und das Schwallverhältnis (numerisch) als unabhängige Variablen verwendet. Die Individuenzahl der Taxa, welche mehr als 1% der im Labor bestimmten Gesamtindividuenzahl ausmachten, wurde als abhängige Variablen verwendet. Nicht miteinbezogen wurden Puppen und adulte Individuen. Sowohl die unabhängigen als auch die abhängigen Variablen wurden logarithmisch transformiert ($x + 1$). Die unabhängigen Variablen wurden auf deren Varianzinflationsfaktor (VIF) überprüft und Variablen mit einem VIF von über fünf wurden vor der KKA- Modellierung ausgeschlossen. Vorab wurden bereits die Froude- Zahl und die Distanz zur letzten Wasserrückgabe aufgrund von starken Korrelationen mit anderen Variablen ausgeschlossen (Froude- Zahl und Fließgeschwindigkeit, $r = 0.956$, $p < 0.001$; Distanz zu letzter Wasserrückgabe und Wassertemperatur, $r = -0.730$, $p < 0.001$).

Bei der Korrelation zwischen Froude- Zahl und Fliessgeschwindigkeit wurde die Froude- Zahl ausgeschlossen, da diese aus der Fliessgeschwindigkeit berechnet wurde. Bei der Korrelation zwischen der Distanz zur Wasserrückgabe und der Wassertemperatur wurde die Distanz zur Wasserrückgabe ausgeschlossen, da in dieser bei den Untersuchungsstellen LR und MR hohe Werte (1000 km) eingesetzt wurden, um die Daten zu vervollständigen und einen Einfluss durch die Wasserrückgabe nachzuahmen, wodurch diese Daten leicht verfälscht gewesen wären. Mithilfe einer auf dem Akaike- Informationskriterium basierenden stufenweisen Modellselektion (vorwärts und rückwärts permutiert) wurde eine finale Selektion der auf den Varianzinflationsfaktor (VIF) überprüften Variablen getroffen. Dabei wurden Variablen, welche in beiden Selektionen ausgewählt wurden für das finale KKA- Modell verwendet. Zur Überprüfung der Signifikanz der Achsen, Terme (significant terms) und der totalen Signifikanz des Modells wurden PERMANOVAs verwendet. Weiter wurde ein «factor-fitting» durchgeführt, um statistische Unterschiede zwischen den Individuenzahlen der Taxa und dem Fliessgewässer beziehungsweise den Untersuchungsstellen zu beurteilen. Die KKA Analyse wurde mithilfe der Software R Version 1.4.1106 mit dem Paket «vegan» (Oksanen et al., 2022) durchgeführt.

3 Resultate

3.1 Charakterisierung Untersuchungsstellen

Die untersuchten Fließgewässer Landquart, Moesa und Ticino unterschieden sich sowohl in den Abflussmengen während den Abflussspitzen (Abbildung 3), als auch in deren Medianabflüssen. Die Abflussmedianwerte der Periode vom 01.01.2018 bis zum 31.05.2022 lagen bei der Landquart bei 15.48 m³/s, bei der Moesa bei 13.06 m³/s und beim Ticino bei 46.51 m³/s. Während sich die Abflussmediane der Landquart und der Moesa ähnelten, unterschieden sich die Abflussspitzen der Gewässer. Die Abflussspitzen der Landquart lagen mit 139.56 m³/s (12.06.2019) etwas tiefer als diejenigen für ein zweijähriges Hochwasser (BAFU, 2014a). Bei der Moesa lagen die Abflussspitzen mit 347.04 m³/s (03.10.2020) höher, und entsprachen einem dreijährigen Hochwasser (BAFU, 2014a). Zeitlich stimmten die Abflussspitzen der Moesa mit denjenigen des Ticinos überein. Die Abflussspitzen des Ticinos lagen mit bis zu 891.32 m³/s (03.10.2020), im Bereich eines zweijährigen Hochwassers (BAFU, 2014a). Der tiefste gemessene Abfluss lag in der Moesa mit 2.18 m³/s in einem ähnlichen Bereich wie derjenige der Landquart mit 4.57 m³/s und ebenfalls tiefer als derjenige des Ticinos 10.48 m³/s. Die Fließgewässer besaßen jeweils tiefe Abflussmengen in Winter (siehe Beschriftung Jan; Januar), zunehmende Abflüsse im Frühling (siehe Beschriftung Mai; Mai) und eine Abnahme der Abflüsse im Sommer (siehe Beschriftung Jul; Juli).

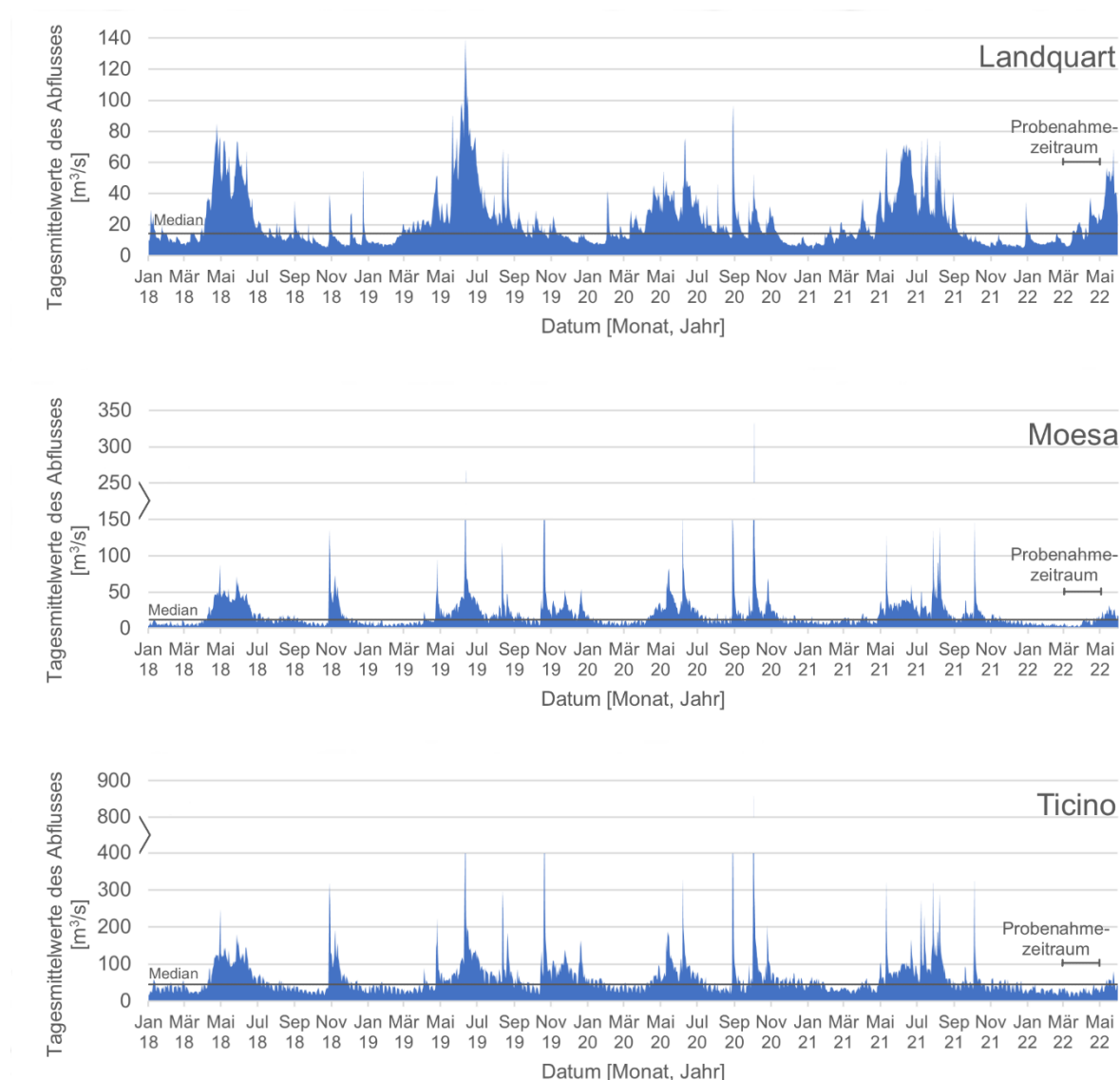


Abbildung 3: Tagesmittelwerte des Abflusses [m³/s] der Landquart, Station 2150 (oben), der Moesa, Station 2420 (Mitte) und des Ticino, Station 2020 (unten) in der Periode vom 01.01.2018 bis zum 31.05.2022. Der Probenahmezeitraum der Felddatenerhebungen ist am rechten Rand dargestellt. Der Median verläuft als Linie (quer) über das jeweilige Abflussprofil.

Die Untersuchungsstellen der Landquart, der Moesa und des Ticino unterschieden sich in den Distanzen zur letzten Wasserrückgabe mit Werten von 100 m zu 15 km (Tabelle 3). Die Q_{\max} -Werte der Untersuchungsstellen der Moesa (0.87 – 36.74 m³/s) lagen mit einer Ausnahme höher als diejenigen der Untersuchungsstellen in der Landquart (1.61 – 9.24 m³/s), insgesamt aber tiefer als die Q_{\max} -Werte der Untersuchungsstellen des Ticinos (84.10 – 119.34 m³/s). An den Untersuchungsstellen der Landquart und der Moesa befanden sich die Q_{\min} -Werte in ähnlichen Bereichen mit Werten von 0.32 bis 2.40 m³/s beziehungsweise 0.37 bis 3.18 m³/s. Beim Ticino lagen die Q_{\min} -Werte zwischen 6.63 und 13.87 m³/s. Bei den Untersuchungsstellen der Landquart (Lx) fanden sich unabhängig davon, ob es sich um Schwall- oder Restwasserstrecken handelte, Abflussamplituden von 1.29 bis 6.84 m³/s.

Bei der Moesa hingegen lagen alle Abflussamplituden mit Ausnahme derjenigen aus der Untersuchungsstelle in der Restwasserstrecke ($0.20 \text{ m}^3/\text{s}$) in einem Bereich von 14 bis $34 \text{ m}^3/\text{s}$. In den Untersuchungsstellen des Ticinos befanden sich die Abflussamplituden in einem Bereich von 77.47 bis $105.47 \text{ m}^3/\text{s}$ und lagen somit höher als diejenigen der Untersuchungsstellen der Landquart und der Moesa. Die Q_{\min} - Q_{\max} - Verhältnisse der Untersuchungsstellen der Landquart lagen in einem Bereich von 3.14 bis 5.03. Bei der Moesa lagen die Q_{\min} - Q_{\max} - Verhältnisse mit Ausnahme der Untersuchungsstelle aus der Restwasserstrecke (0.20) in einem höheren Bereich von 11 bis 41. Die Untersuchungsstellen des Ticinos besaßen ähnliche Q_{\min} - Q_{\max} - Verhältnisse wie die Moesa, welche in einem Bereich von 8.60 bis 12.68 lagen.

Die Leitfähigkeit an den Untersuchungsstellen der Landquart befand sich während den Feldaufnahmen in einem Bereich von rund 250 bis $350 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabelle 3). Bei der Moesa lag die Leitfähigkeit bei den höchstgelegenen drei Stellen MR, M4, und M2 mit rund $600 \mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich höher als bei den anderen Untersuchungsstellen mit rund 200 bis $350 \mu\text{S}/\text{cm}$. Noch tiefer lag die Leitfähigkeit an der tiefsten Stelle der Moesa M7 mit rund $130 \mu\text{S}/\text{cm}$. Beim Ticino nahm die Leitfähigkeit Werte von 300 bis $400 \mu\text{S}/\text{cm}$ ein. Der Sauerstoffgehalt der Landquart, der Moesa und des Ticino war bei allen Stellen sehr ähnlich und lag zwischen 9.37 und 11.53 mg/l. Die Untersuchungsstellen der Landquart L1, L3 und L4 besaßen mit 40 bis 140 FNU deutlich erhöhte Trübungswerte im Vergleich zu allen anderen Untersuchungsstellen (0.56 bis 3.50 FNU). Die Trübungswerte der Moesa und des Ticino befanden sich mit 0.6 bis 1.5 FNU respektive 0.6 bis 1.7 FNU in einem ähnlichen Bereich. Die Wassertemperatur in der Landquart (4.9 bis $9.2 \text{ }^\circ\text{C}$) unterschied sich um bis zu $4.3 \text{ }^\circ\text{C}$ zwischen den Untersuchungsstellen (Tabelle 3). In der Moesa (4.9 bis $8.8 \text{ }^\circ\text{C}$) und dem Ticino (5.3 bis $8.3 \text{ }^\circ\text{C}$) unterschieden sich die Wassertemperaturen ebenfalls um mehrere Grad $^\circ\text{C}$ zwischen den Untersuchungsstellen, ohne dabei in einen Trend in Fließrichtung zu besitzen. Die pH- Werte der Landquart befanden sich im Bereich zwischen 8.37 und 8.67, bei der Moesa im Bereich zwischen 7.44 und 8.05, und dem Ticino zwischen 7.80 und 8.86 (Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht der abiotischen Parameter während den Feldaufnahmen: Distanz zu letzter Wasserrückgabe, Q_{max} (m^3/s), Q_{min} (m^3/s), Abflussamplitude, Schwall-Sunk Verhältnis (bzw. $Q_{max}-Q_{min}$ Amplitude und Q_{max}/Q_{min} für die Untersuchungsstellen in den Restwasserstrecken), Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung, Wassertemperatur, und pH-Wert. Grau: Untersuchungsstellen, bei welchen die Bestimmung der Makroinvertebraten nur anhand des Feldscreenings erfolgt ist. LR/MR: Restwasserstrecken.

Gewässer	Unter-suchungsstelle	Distanz zu letzter Wasserrückgabe [km]	Q_{max} [m^3/s]	Q_{min} [m^3/s]	Abflussamplitude [m^3/s]	Schwall-Sunk Verhältnis	Leitfähigkeit [$\mu S/cm$]	Sauerstoffgehalt [mg/l]	Trübung [FNU]	Wassertemperatur [$^{\circ}C$]	pH-Wert
Landquart	LR	-	5.56	1.77	3.79	3.14	344	11.41	3.50	4.9	8.46
	L2	1.2	9.24	2.40	6.84	3.85	245	11.29	2.57	6.1	8.38
	L4	8.7	9.24	2.40	6.84	3.85	252	10.81	127.50	9.2	8.37
	L1	13.3	9.24	2.40	6.84	3.85	288	9.37	134.00	7.4	8.67
	L3	0.9	1.61	0.32	1.29	5.03	300	10.74	39.73	8.6	8.42
Moesa	MR	-	0.87	0.67	0.20	1.30	605	11.33	0.86	5.1	7.96
	M4	0.1	14.37	0.37	14.00	38.84	580	10.52	0.67	8.6	8.05
	M2	1.0	14.37	0.37	14.00	38.84	591	11.53	0.6	4.9	7.65
	M1	2.6	18.84	0.47	18.37	40.09	350	10.54	0.59	8.4	7.78
	M6	9.6	18.84	0.47	18.37	40.09	234	11.46	0.64	6.0	7.92
	M3	1.9	27.56	2.12	25.44	25.44	229	10.56	1.55	8.8	7.44
	M5	0.1	36.74	3.18	33.56	11.55	219	10.72	0.56	8.7	7.93
	M7	6.0	36.74	3.18	33.56	11.55	127	11.31	0.81	8.2	7.99
Ticino	T3	1.1	84.10	6.63	77.47	12.68	408	10.94	1.30	8.3	8.86
	T2	13.4	84.10	6.63	77.47	12.68	370	11.39	0.63	5.8	7.80
	T1	15.2	119.34	13.87	105.47	8.60	311	11.37	1.68	7.1	8.08

3.2 Taxa

Insgesamt wurden in den neun Untersuchungsstellen der drei Fließgewässer 66368 Makroinvertebraten bestimmt. Von diesen gehören 62415 Individuen den Taxa an, welche mehr als 1% der gesamten im Labor bestimmten Individuen ausmachten (Oligochaeta, Baetidae, Heptageniidae, Leuctridae, Limnephilidae, Chironomidae, Limoniidae / Pediciidae). Durchschnittlich besaßen die Untersuchungsstellen der Moesa am meisten Individuen pro Untersuchungsstelle mit 10801 Individuen pro Untersuchungsstelle, gefolgt von der Landquart mit 5613 Individuen pro Untersuchungsstelle und dem Ticino mit 3162.5 Individuen pro Untersuchungsstelle. Das Total an Individuen pro Untersuchungsstelle der Taxa, welche mehr als 1% der bestimmten Individuen ausmachten, nahm sowohl in der Landquart als auch in der Moesa von der Untersuchungsstelle in der Restwasserstrecke zur ersten Untersuchungsstelle in der Schwallstrecke zu und danach ab (Landquart: LR: 6446; L2: 8610; L1: 992; MR: 13070; M1: 13574; M5: 8307; M7: 5854). Beim Ticino blieb das Total an Individuen bei beiden Untersuchungsstellen ähnlich (T2: 2681; T1: 2881).

Bei der Landquart nahm der relative Anteil der Limnephilidae entlang der Fließrichtung ab (LR: 70 %; L2: 29 %; L1: 10 %). Auch die Anzahl Individuen reduzierte sich deutlich (LR: n = 4477; L2: n = 2494; L1: n = 97) (Abbildung 4). Der relative Anteil der Baetidae und Heptageniidae nahm hingegen zu (Baetidae: LR: 4 %; L2: 10 %; L1: 28 %; Heptageniidae: LR: 7 %; L2: 8 %; L1: 35 %) (Abbildung 4). Weiter fand entlang der Fließrichtung eine Zu- und danach eine Abnahme des relativen Anteils der Leuctridae und der Chironomidae statt (Leuctridae: LR: 14 %; L2: 36 %; L1: 23 %; Chironomidae: LR: 5 %; L2: 16 %; L1: 3 %). Der relative Anteil der Oligochaeta und der Limoniidae / Pediciidae war bei allen Untersuchungsstellen tief (< 2%).

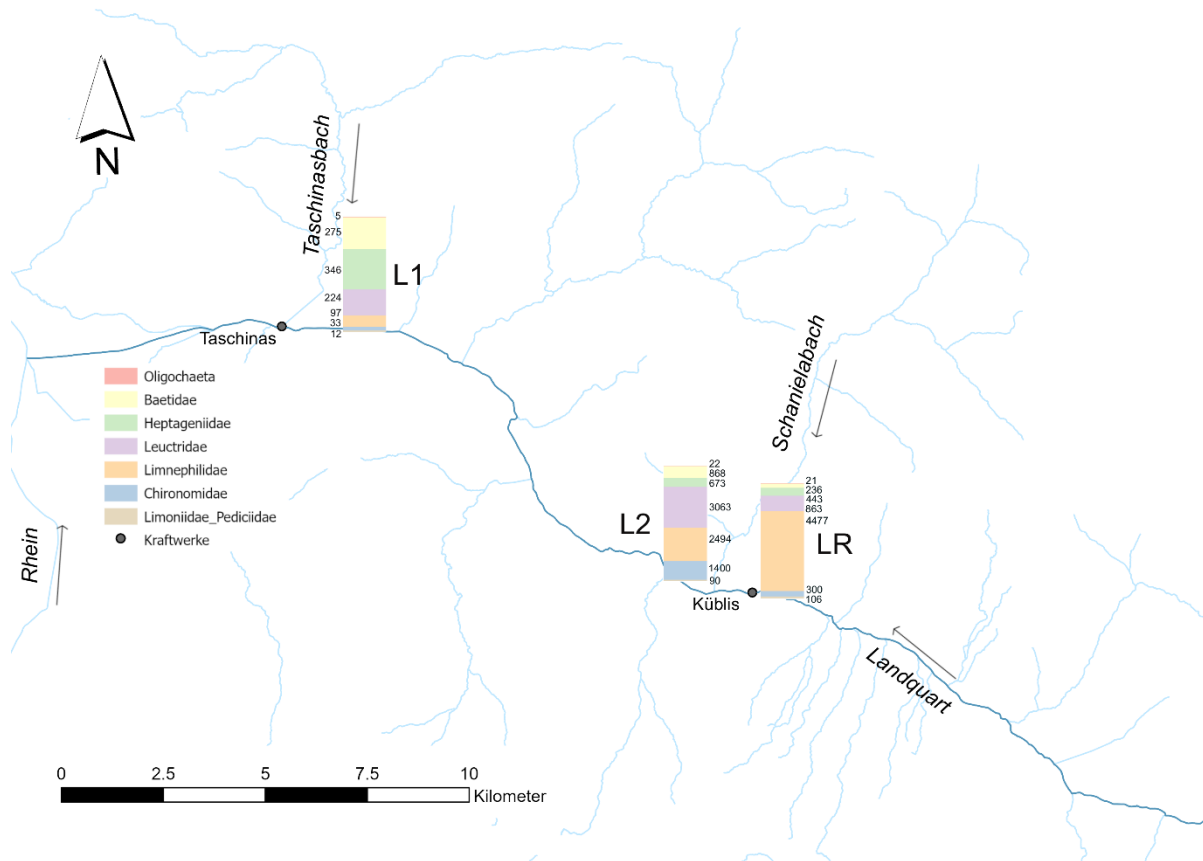


Abbildung 4: Zusammensetzung der Makroinvertebraten basierend auf den Abundanz der häufigsten Taxa (> 1%) an den Untersuchungsstellen L1, L2 und LR (Restwasserstrecke) der Landquart inklusive relevanter Zuflüsse und Standorte der Kraftwerke (graue Punkte). Bestimmungsstufe Familie und Ordnung bzw. Unterklasse. Die Fließrichtung wird mit Pfeilen angegeben. Landquart (dunkelblaue Linie) andere Fließgewässer (hellblaue Linien). Hintergrundkarte: © Swisstopo, 2016.

In der Moesa nahm der Anteil der Oligochaeta bei der Stelle M1 zu und bei den im Fließverlauf folgenden Stellen ab (MR: 3 %; M1: 25 %; M5: 5 %; M7: 8 %). Auffällig ist dabei die hohe Anzahl an Individuen der Oligochaeta ($n = 3427$) an der Untersuchungsstelle M1 (Abbildung 5). Bei den Baetidae verringerte sich der relative Anteil bei der Stelle M1 und nahm danach bei den Stellen M5 und M7 stark zu (MR: 42 %; M1: 11 %; M5: 32 %; M7: 67 %). Die Anzahl Individuen der Baetidae befand sich in den Untersuchungsstellen der Moesa im Vergleich zu den Untersuchungsstellen des Ticino in einem ähnlichen Bereich (jeweils $n > 1400$), aber deutlich höher als in der Landquart (jeweils $n < 900$). Der relative Anteil der Heptageniidae erhöhte sich von MR zu M1 blieb bei M5 auf einem ähnlichen Niveau und verringerte sich bei der Stelle M7 (MR: 24 %; M1: 43 %; M5: 45 %; M7: 10 %). Die Individuenzahl der Heptageniidae lag hingegen an den Untersuchungsstellen MR, M1 und M5 deutlich höher (jeweils $n > 3000$) als an den sechs anderen betrachteten Untersuchungsstellen (jeweils $n < 600$). Bei den Leuctridae nahm der relative Anteil von MR zu M1 zu und danach bis und mit M7 wieder ab (MR: 9 %; M1: 14 %; M5: 8 %; M7: 2 %).

Der relative Anteil der Limnephilidae blieb innerhalb der Fließstrecke der Moesa in einem ähnlichen Bereich (MR: 2 %; M1: 0 %; M5: 4 %; M7: 1 %). Bei den Chironomidae hingegen nahm der relative Anteil nach MR ab und stieg bei M7 leicht an, blieb aber tiefer als bei MR (MR: 18 %; M1: 5 %; M5: 6 %; M7: 11 %). Beim Ticino erhöhte sich der relative Anteil an Oligochaeta (T2: 0 %; T1: 6 %) und Baetidae (T2: 76 %; T1: 80 %) nach dem Zusammenfluss mit der Moesa. Der relative Anteil der Heptageniidae (T2: 5 %; T1 5 %), Leuctridae (T2: 5 %; T1: 5 %) und Chironomidae (T2: 2 %; T1: 2 %) blieb ähnlich. Bei den Limnephilidae sank hingegen der relative Anteil (T2: 10 %; T1: 1 %). Die Limoniidae/Pediciidae waren bei allen Untersuchungsstellen der Moesa und des Ticino mit nur geringen relativen Anteilen (< 3%) vertreten.

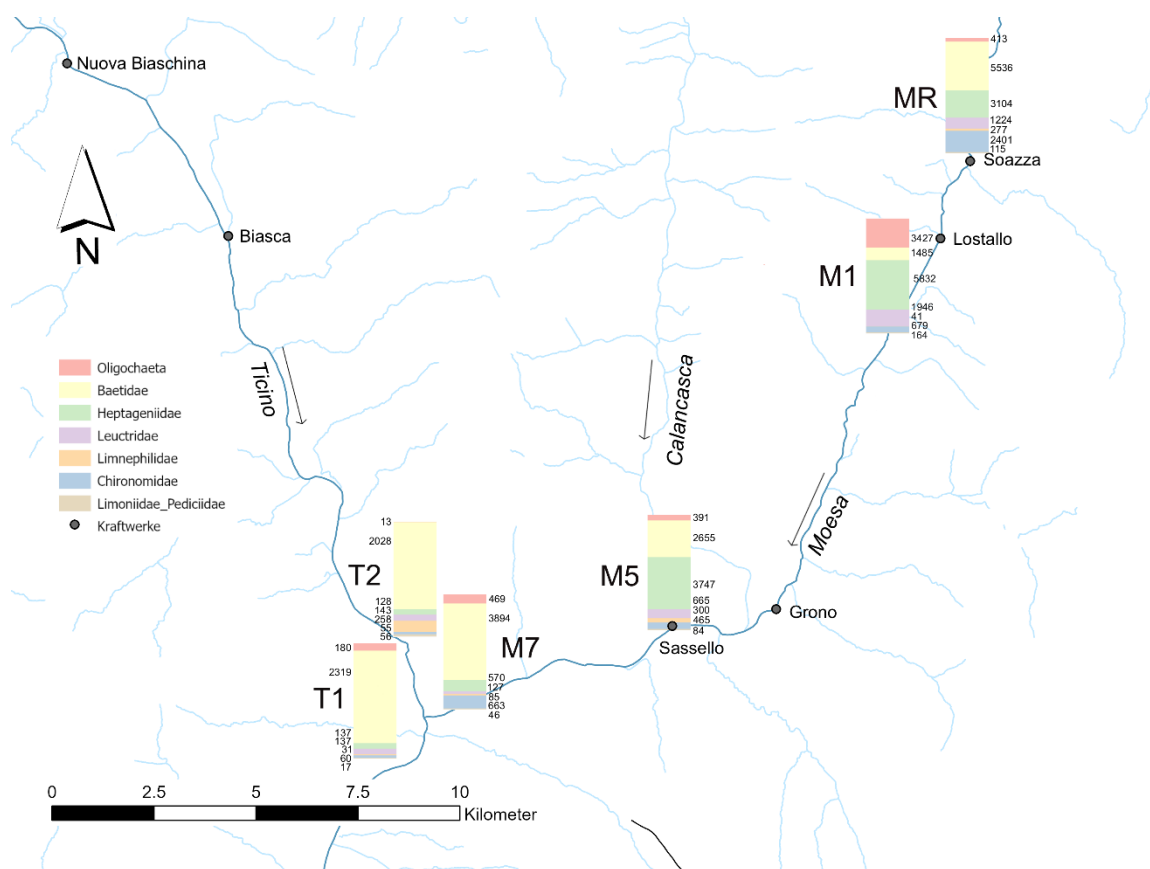


Abbildung 5: Zusammensetzung der Makroinvertebraten basierend auf den Abundanz der häufigsten Taxa (> 1%) an den Untersuchungsstellen M1, M5, M7, MR (Restwasserstrecke) der Moesa sowie T1 und T2 des Ticinos inklusive relevanter Zuflüsse (Calancasca) und Standorte der Kraftwerke (graue Punkte). Bestimmungsstufe Familie und Ordnung bzw. Unterklasse. Die Fließrichtung wird mit Pfeilen angegeben. Ticino und Moesa (dunkelblaue Linien) andere Fließgewässer (hellblaue Linien). Hintergrundkarte: © Swisstopo, 2016.

Die auf den einzelnen Probenahmen basierenden Kruskal-Wallis-Tests ergaben einen sehr signifikanten Unterschied zwischen den Schwallstrecken und den Restwasserstrecken in Bezug auf die Abundanz der Leuctridae ($p = 0.009$) mit vergleichsweise höheren Individuenzahlen in den Restwasserstrecken (Anhang E – Abbildung 8).

Signifikante Unterschiede zwischen Schwallstrecke und Restwasserstrecke waren bei den Limnephilidae, den Chironomidae und den Limoniidae / Pediciidae vorhanden ($p = 0.012$; $p = 0.038$; $p = 0.020$), wobei diese Taxa in höheren Abundanzen an den Probenahmepunkten der Untersuchungsstellen in den Restwasserstrecken vorkamen. Keine signifikanten Unterschiede zwischen den Schwallstrecken und den Restwasserstrecken waren Bezug auf die Abundanzen der Oligochaeta, der Baetidae und der Heptageniidae ($p = 0.484$; $p = 0.877$; $p = 0.102$) zu finden.

Die Kruskal-Wallis-Tests zu den Unterschieden zwischen den Fließgewässern zeigten, dass zwischen den Fließgewässern hochsignifikante Unterschiede in Bezug auf die Abundanzen aller untersuchten Taxa vorhanden waren (Oligochaeta, Baetidae, Heptageniidae, Leuctridae, Limnephilidae, Chironomidae, Limoniidae / Pediciidae; jeweils $p < 0.001$). Die Pairwise Wilcoxon Tests ergaben hochsignifikante Unterschiede zwischen allen Fließgewässern in Bezug auf die Abundanzen der Oligochaeta und der Heptageniidae (jeweils $p < 0.001$). Bei den Abundanzen der Baetidae und Limnephilidae waren die Unterschiede jeweils zwischen der Landquart und der Moesa sowie der Landquart und dem Ticino hochsignifikant (jeweils $p < 0.001$). Die Unterschiede zwischen der Moesa und dem Ticino waren bei den Abundanzen der Baetidae und Limnephilidae jedoch nicht signifikant ($p = 0.160$; $p = 0.850$). Die Abundanzen der Leuctridae unterschieden sich hochsignifikant zwischen dem Ticino und der Landquart sowie zwischen dem Ticino und der Moesa (jeweils $p < 0.001$). Kein signifikanter Unterschied bei den Abundanzen der Leuctridae war hingegen zwischen den Proben der Landquart und dem Ticino vorhanden ($p = 0.890$). Bei den Abundanzen der Chironomidae unterschieden sich Landquart und Ticino signifikant ($p = 0.038$), Landquart und Moesa sehr signifikant ($p = 0.001$) und Moesa und Ticino hochsignifikant ($p < 0.001$). Die Unterschiede der Abundanzen der Limoniidae / Pediciidae waren zwischen der Landquart und der Moesa sowie zwischen der Landquart und dem Ticino nicht signifikant ($p = 0.062$; $p = 0.101$). Der Unterschied der Abundanzen der Limoniidae / Pediciidae zwischen der Moesa und dem Ticino war jedoch hochsignifikant ($p < 0.001$).

3.3 Traits

Bei Betrachtung der Oberflächentaxa (Baetidae, Heptageniidae, Limnephilidae) schien sowohl bei der Landquart als auch bei der Moesa vergleichsweise eine Abnahme entlang der Fliessrichtung erkennbar zu sein, während sich die Anzahl Individuen beim Ticino kaum veränderte (Abbildung 6). Die nach Untersuchungsstelle aufsummierten Proben zeigten für die Landquart und die Moesa eine klare Abnahme der Anzahl Individuen aus Oberflächentaxa entlang der Fliessrichtung (LR: 5156; L2: 4035; L1: 718; MR: 8917; M1: 7358; M5: 6702; M7: 4549) sowie ähnlich bleibende Werte für den Ticino (T2: 2414; T1: 2487). Sowohl bei der Betrachtung der Abbildung als auch den nach Untersuchungsstelle aufsummierten Proben war eine Zunahme der Anzahl Individuen der Interstitialtaxa (Oligochaeta, Leuctridae, Limoniidae / Pediciidae) von der Untersuchungsstelle in der Restwasserstelle zu der ersten Untersuchungsstelle in der Schwallstrecke bei der Landquart und der Moesa sichtbar (LR: 990; L2: 3175; MR: 1752; M1: 5537). Darauf folgte bei beiden Gewässern eine Abnahme der Anzahl Individuen aus Interstitialtaxa, welche ebenfalls bei Betrachtung der Abbildung und der aufsummierten Proben ersichtlich ist (L2: 3175; L1: 241; M1: 5537; M5: 1140; M7: 642). Beim Ticino blieb die Anzahl Individuen aus Interstitialtaxa in einem ähnlichen Bereich (T2: 212; T1: 334). Die Individuen mit keiner Einteilung bestanden aus den Chironomidae und die lentischen Taxa aus den Limnephilidae, da jeweils nur diese Taxa zu den Gruppen gehörten. Die Resultate zu den Chironomidae und Limnephilidae wurden bereits in vorherigen Abschnitten aufgeführt. Die Anzahl Individuen aus lotischen Taxa (Baetidae, Heptageniidae) nahm in der Landquart von der Stelle LR zu L2 zu und danach wieder ab (Mediane: LR: 54; L2: 96; L1: 35; aufsummierte Individuen: LR: 679; L2: 1541; L1: 621). In der Moesa hingegen nahm die Anzahl lotischer Individuen entlang der Fliessrichtung ab (Mediane: MR: 747; M1: 436; M5: 456; M7: 297; aufsummierte Individuen: MR: 8640; M1: 7317; M5: 6402; M7: 4464). Im Ticino blieb hingegen die Anzahl lotischer Individuen in einem ähnlichen Bereich (Mediane: T2: 114; T1: 205; aufsummierte Individuen: T2: 2156; T1: 2456). Die Anzahl Individuen welche als indifferent gegenüber lentischen oder lotischen Verhältnissen eingeordnet wurden (Chironomidae, Leuctridae, Oligochaeta, Limoniidae / Pediciidae), nahm sowohl bei der Landquart als auch der Moesa von der Untersuchungsstelle in der Restwasserstrecke zur ersten Untersuchungsstelle in der Schwallstrecke zu (aufsummierte Individuen: LR: 1290; L2: 4575; MR: 4135; M1: 6216). Danach folgte bei beiden Gewässern eine Abnahme der Anzahl Individuen (aufsummierte Individuen: L2: 4575; L1: 274; M1: 6216; M5: 1605; M7: 1305), während sich die Anzahl Individuen im Ticino nur wenig veränderte (aufsummierte Individuen: T2: 267; T1: 394).

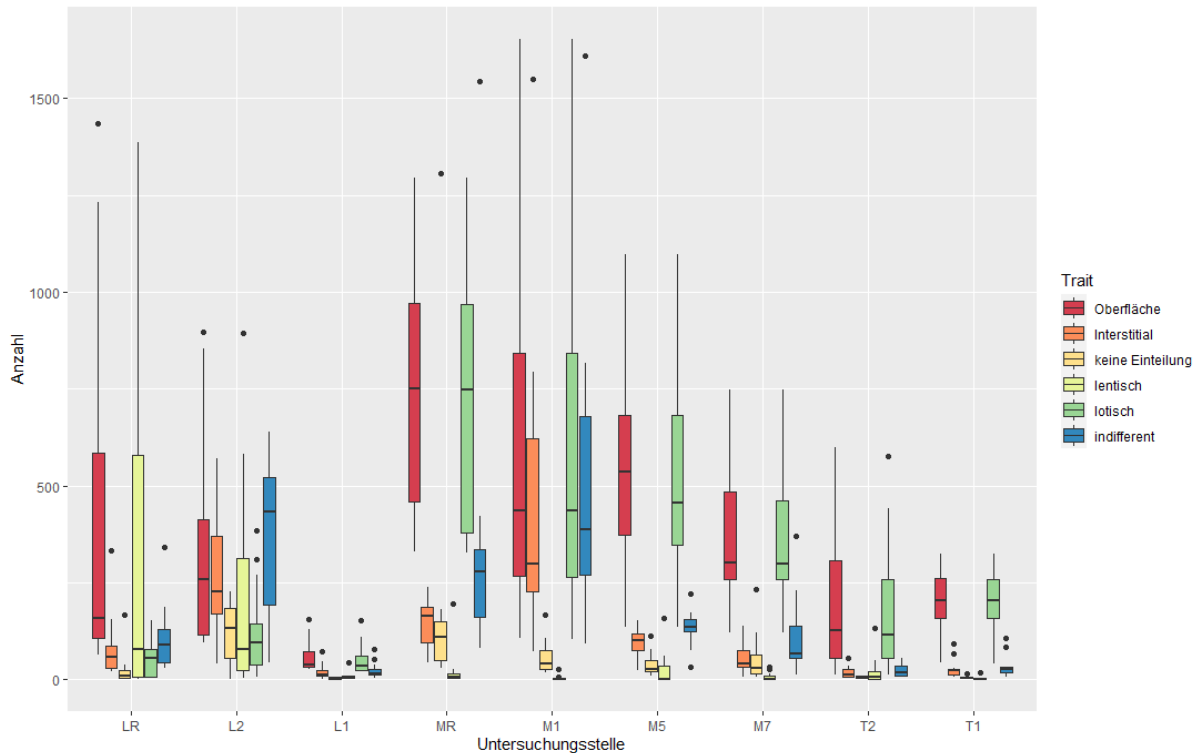


Abbildung 6: Zusammensetzung der Makroinvertebraten mit einer relativen Abundanz >1% über alle im Labor bestimmten Proben nach deren Einteilung in verschiedene Kategorien gemäss Tonolla et al., 2022 und der totalen Anzahl Individuen, als Box-Plot. Y- Achse: Anzahl Individuen, X- Achse: Einteilung der Taxa in verschiedene Kategorien. Die Taxa wurden je nach deren Lebensraumpräferenz (Oberfläche des Gewässergrundes; Interstitial; keine Einteilung), und deren Fließgeschwindigkeitspräferenz (lentisch, lotisch, indifferent) eingeteilt und in der Auflösung der einzelnen Probenahmepunkte betrachtet. Die Reihenfolge der Untersuchungsstellen pro Fließgewässer entspricht der Reihenfolge der Stellen in Fließrichtung. Der Median wird mit dem schwarzen Querstrich innerhalb der Box dargestellt. Das untere und obere Ende der Box stellen das erste bzw. 3. Quartil und die Whisker stellen die Daten, welche sich innerhalb des 1.5- fachen Interquartilsabstands, ausgehend von der Box, befinden, dar. Die schwarzen Punkte stellen Ausreisser dar, welche sich ausserhalb des 1.5- fachen Interquartilsabstand befinden.

Die auf den einzelnen Probenahmepunkten basierenden Kruskal- Wallis- Tests zu den Traits und den Unterschieden zwischen Schwall- und Restwasserstrecken ergaben signifikante Unterschiede bezüglich der Oberflächentaxa ($p = 0.013$), den Taxa, welche keine Einteilung für die Habitatpräferenz besaßen ((Chironomidae) $p = 0.038$), den lentischen Taxa ((Limnephilidae) $p = 0.012$) und den Taxa, welche indifferent gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit sind ($p = 0.038$). Die Oberflächentaxa und die Taxa, welche indifferent gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit sind waren vergleichsweise in den Restwasserstrecken in höheren Abundanzen vorhanden (Anhang E – Abbildung 8). Keine signifikanten Unterschiede zwischen den Restwasser- und den Schwallstrecken waren in Bezug auf die Interstitialtaxa ($p = 0.080$) und die lotischen Taxa ($p = 0.773$) vorhanden.

Die Kruskal-Wallis-Tests, welche die Unterschiede zwischen den Fließgewässern bezogen auf verschiedene Traits untersuchten, ergaben bei allen Traits hochsignifikante Unterschiede zwischen den Fließgewässern (jeweils $p < 0.001$).

Die Pairwise Wilcoxon Tests ergaben bei den Oberflächentaxa hochsignifikante Unterschiede zwischen Landquart und Moesa sowie Moesa und Ticino (jeweils $p < 0.001$) aber keine signifikanten Unterschiede zwischen Landquart und Ticino ($p = 0.470$). Betreffend den Interstitialtaxa waren die Unterschiede zwischen der Landquart und dem Ticino sowie der Moesa und dem Ticino hochsignifikant (jeweils $p < 0.001$) und zwischen der Landquart und der Moesa signifikant ($p = 0.035$). Bei den Taxa, welche keine Einteilung betreffend der Habitatpräferenz besaßen, waren die Unterschiede zwischen der Moesa und dem Ticino hochsignifikant ($p < 0.001$), zwischen der Landquart und der Moesa sehr signifikant ($p = 0.001$), und zwischen der Landquart und dem Ticino signifikant ($p = 0.038$). Zwischen den Restwasser- und den Schwallstrecken waren die Unterschiede bezüglich der Abundanzen der lentischen Taxa zwischen der Landquart und der Moesa sowie zwischen der Landquart und dem Ticino hochsignifikant (jeweils $p < 0.001$) und zwischen der Moesa und dem Ticino nicht signifikant ($p = 0.852$). Bezüglich der lotischen Taxa waren die Unterschiede zwischen allen Fließgewässern hochsignifikant (jeweils $p < 0.001$). Bei den Abundanzen der fließgeschwindigkeitsindifferenten Individuen waren die Unterschiede zwischen der Landquart und dem Ticino sowie zwischen der Moesa und dem Ticino hochsignifikant (jeweils $p < 0.001$) und der Unterschied zwischen Landquart und der Moesa signifikant ($p = 0.014$).

3.4 Kanonische Korrespondenzanalyse

Die Kanonische Korrespondenzanalyse (KKA) zeigte auf, dass sich die Zusammensetzung der Makroinvertebraten sehr signifikant zwischen den untersuchten Fließgewässern ($r^2 = 0.64$, $p = 0.001$) sowie auch zwischen den Untersuchungsstellen ($r^2 = 0.85$, $p = 0.001$) unterschied (Abbildung 7). 71.5% der Variation der Zusammensetzung des Makroinvertebraten konnte mit den gewählten unabhängigen Variablen erklärt werden. Die unabhängigen Variablen, welche die Zusammensetzung der Makroinvertebraten am stärksten beeinflussten, waren die Trübung (FNU; $F = 13.1$, $p = 0.001$), die Algenbewuchsdichte (Algenb.; $F = 11.3$, $p = 0.001$), die Schwallamplitude ($Q_{max} - Q_{min}$; $F = 7.7$, $p = 0.003$), die Wassertemperatur (T; $F = 6.8$, $p = 0.004$), das Schwall-Sunk Verhältnis (Q_{max} / Q_{min} ; $F = 6.6$, $p = 0.006$) und die Fließgeschwindigkeit (v ; $F = 4.6$, $p = 0.018$). Diese erklärten je 13.2, 11.0, 13.5, 10.6, 12.5 und 10.9 % der Variation.

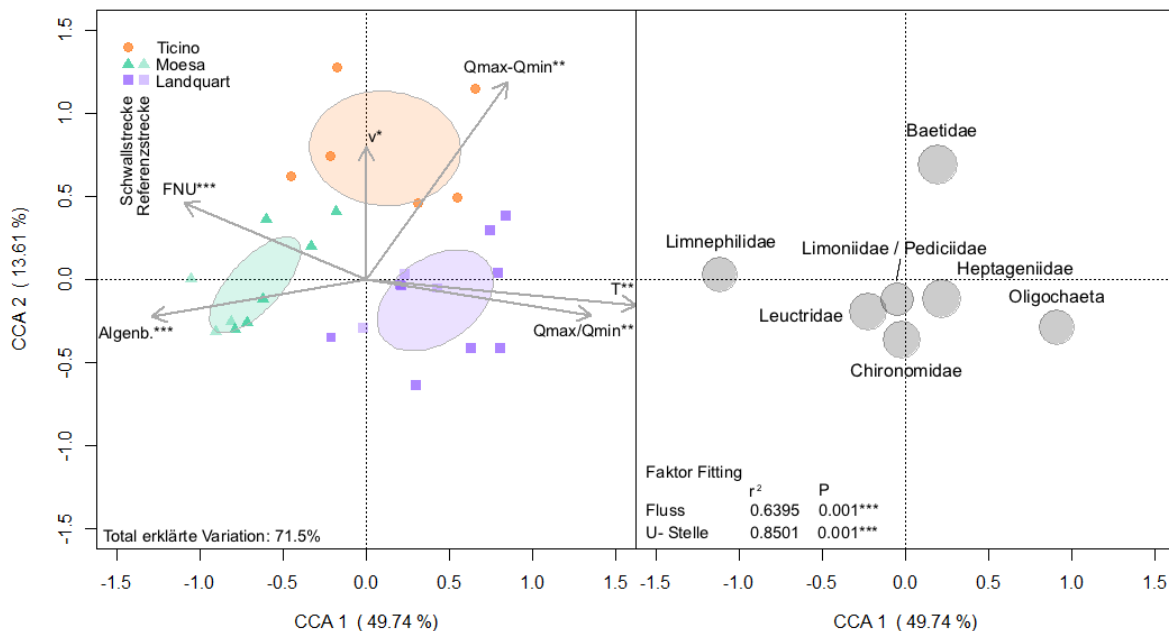


Abbildung 7: Biplot der Kanonischen Korrespondenzanalyse (KKA) basierend auf den Abundanzen der häufigsten Taxa (> 1% aus allen Untersuchungsstellen mit im Labor bestimmten Proben). Linker Plot: Die Konfidenzellipsen (95% Konfidenzintervall) zeigen die Unterschiede der Fließgewässer und sind auf den KKA-Plot angepasst. Das Faktor-Fitting zeigt die statistischen Unterschiede der Taxa- Abundanzen zwischen den Fließgewässern (Fluss) sowie den Untersuchungsstellen (U-Stelle). Die signifikanten Umweltvariablen (FNU, Trübung; Algenb. Algenbewuchsdichte; $Q_{max} - Q_{min}$, Abflussamplitude; T, Wassertemperatur; Q_{max} / Q_{min} , Schwall-Sunk Verhältnis; v , Fließgeschwindigkeit) sind als graue Pfeile dargestellt. Rechter Plot: Verteilung der Artenwerte der häufigsten Taxa (je grösser der Kreis, desto höher die Abundanz). Signifikanzniveau: *0.05, **0.01, ***0.001.

4 Diskussion

Diese Arbeit schliesst sich mehreren Studien an, in welchen von einer veränderten Makroinvertebraten- Zönose in Schwallgewässern berichtet wurde (Baumann & Klaus, 2003; Céréghino et al., 2002; Elgueta et al., 2021; Meile et al., 2015; Moog, 1993). Ebenfalls zeigte sie, dass die Einteilung in Traits gemäss Tonolla et al. (2022) geeignet ist, um die Schwallbeeinträchtigung mithilfe der Abnahme von sensiblen Traits (Oberflächentaxa, lentische Taxa) darzustellen. Die Abundanzen der Oberflächentaxa und der lentischen Taxa unterschieden sich dabei signifikant zwischen den Schwall- und Restwasserstrecken. Die Abundanzen von als «resistent» bezeichneten Traits wie der Lebensraumpräferenz des Interstitials oder der Präferenz für lotische Verhältnisse unterschieden sich nicht signifikant zwischen der Schwall- und der Restwasserstrecke, obwohl teilweise eine Abnahme über der Fliessverlauf bei den lotischen Taxa erkennbar war. Besonders sensibel bezüglich Schwall-Sunk war das Taxon Limnephilidae, welches in der Landquart nach der ersten Wasserrückgabe aus Wasserkraftwerken deutlich abnahm. Abschliessend zeigt diese Arbeit auf, dass die Makroinvertebraten- Zönose durch Schwall- Sunk beeinflusst wird, jedoch weitere Variablen, welche gewässerspezifisch sein können, auch einen grossen Einfluss besitzen.

4.1 Methoden und Daten

Gewisse Untersuchungsstellen konnten nur schwer beprobt werden, weshalb für die Untersuchungsstellen L1, L2, LR, M4, M5, MR und T3 womöglich weniger Individuen dokumentiert wurden als bei den anderen. Im Fall der Untersuchungsstellen der Landquart und des Ticinos sollte die potenziell unterschiedliche Qualität der Proben kein Problem darstellen, da die Stelle T3 in dieser Arbeit aufgrund des Fehlens von im Labor erhobenen Daten nicht betrachtet wird. Weiter waren alle für die Landquart beprobten Untersuchungsstellen, welche in dieser Arbeit betrachtet wurden, schwer zu beproben. Deshalb sollte die Vergleichbarkeit innerhalb der Daten der Landquart nicht stark eingeschränkt sein. Zwar stellen die felderhobenen Parameter nur eine Momentaufnahme dar, aber gewisse der dokumentierten Phänomene, wie zum Beispiel die höheren Trübungswerte an der Landquart aufgrund des Schmelzwassers, sind längerfristig vorhanden. Ebenfalls ist unklar, inwiefern die Angaben zu Schwall-Sunk bei den Untersuchungsstellen miteinander vergleichbar sind und die Gebiete akkurat repräsentieren, da die Werte von verschiedenen Quellen stammen und womöglich mit verschiedenen Methoden berechnet wurden. Jedoch boten die Messstationen des Bundes keine langfristigen Daten an, welche die notwendige räumliche Auflösung besaßen, und die verwendeten Daten sind aktuell.

4.2 Charakterisierung Untersuchungsstellen

Die deutlich höhere Leitfähigkeit an den obersten drei Stellen der Moesa (MR, M4, M2) könnte durch kalkhaltige Bündnerschiefer- Decken im Oberlauf der Moesa vor der ersten Untersuchungsstelle (Geodaten Swisstopo, 2005) oder durch einen Grundwasseraufstoss entstehen. In der Landquart stammten die erhöhten Trübungswerte vermutlich vom Schmelzwasser (siehe Bemerkungen in abiotischen Rohdaten), was auch zum Kontext des von Schnee und Gletschern geprägten Abflussregimes für dieses Gebiet passt. Der an der Stelle M3 erhöhte Trübungswert hingegen stammte von weissen Partikeln, welche sich an dieser Stelle im Wasser befanden (siehe Bemerkungen in abiotischen Rohdaten). Mit Ausnahme der zuvor beschriebenen Gegebenheiten waren entlang der Fliessgewässer keine klaren Zu- oder Abnahmen der Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung und Wassertemperatur zu erkennen. Im Fall des Ticinos entstanden durch das Zusammenfliessen mit der Moesa, zwischen T2 und T1 ebenfalls keine grösseren Veränderungen bei den abiotischen Parametern.

4.3 Taxa

Die Erhöhung der totalen Anzahl Individuen an der jeweils ersten Schwall-Sunk Untersuchungsstelle der Landquart und Moesa entspricht nicht den tieferen Individuenzahlen in Schwallstrecken, welche in anderen Studien aufgezeigt wurden (Baumann & Klaus, 2003; Elgueta et al., 2021; Schmutz et al., 2013). Jedoch reiht sich diese Zunahme mit den Resultaten von Tonolla et al. (2022) ein, in welchen kurz nach der Wasserrückgabe die Individuen-Dichten höher, tiefer oder ähnlich wie in den Restwasserstrecken waren (Tonolla et al., 2022). Dieser Effekt könnte auch durch eine Drift der Individuen aus der Restwasserstrecke, wie er von Hocevar et al. (2014) beschrieben wurde, entstehen. Der Standort L2 unterschied sich sowohl in dieser Arbeit als auch gemäss AquaPlus (2014a) von den anderen Untersuchungsstellen. Beim MSK Modul Makrozoobenthos schloss diese Stelle als einzige der untersuchten Stellen mit der Bewertung «gut» ab, während die anderen Stellen die Bewertung «mässig» erhielten (AquaPlus, 2014a). Die in dieser Arbeit dokumentierte erhöhte Individuenzahl bei L2 könnte durch die Mündung des Schanielabachs entstanden sein. Im weiteren Fliessverlauf der Strecke könnten danach die Individuen bei ungeeigneten Schwall-Sunk Verhältnissen eliminiert worden sein (Source- Sink Dynamik). Die Untersuchungsstelle L1, welche in dieser Arbeit aufgrund der niedrigen Individuenzahl von 992 Individuen auffiel, besass in einer anderen Untersuchung eine tiefe Biomasse, welche die Bewertung «schlecht» erhielt (AquaPlus, 2014a). Dementsprechend scheinen gewisse ungenügende Verhältnisse an der Landquart noch nicht behoben worden zu sein.

Im Fall der Moesa reiht sich die Abnahme der Individuenzahl in der Schwallstrecke mit den Resultaten von Hocevar et al. (2014) ein, in welchen von einer starken Abnahme der Makroinvertebraten- Biomasse und dem Problem der fehlenden seitlichen Vernetzung der Moesa berichtet wurde. Die Abnahmen verschiedener Taxa und Traits entlang der Moesa, welche mit Schwall assoziiert werden, sprechen ebenfalls für ein Gewässer, welches stark vom Schwall beeinflusst wird.

Die Abundanzen der Oligochaeta zeigten keinen signifikanten Unterschied zwischen Restwasser- und Schwallstrecke, jedoch gelangten sie vermutlich durch die Mündung der Moesa in den Ticino (Abbildung 5). Das dieses als tolerant gegenüber täglichen Abflussschwankungen beschriebene Taxon (Troelstrup & Hergenrader, 1990) hauptsächlich in den Schwallstrecken der Moesa mit höheren Abundanzen vorkommt, passt zu den starken Schwall-Sunk Verhältnissen und Schwallamplituden der Moesa. Ebenfalls wurden die Oligochaeta als dominant innerhalb der Makroinvertebraten- Zönose direkt nach der Wasserrückgabe beschrieben (Hudson & Nichols, 1986). Jedoch sind sie im Ticino in tieferen Abundanzen vorhanden, obwohl die Schwallamplituden von (Hudson & Nichols, 1986) ähnlich sind. Die Anzahl Individuen der Baetidae besass ebenfalls keinen signifikanten Unterschied bezüglich Schwall-Sunk, obwohl die Baetidae als resistent gegenüber langfristigen Schwall-Sunk Effekten beschrieben wurden (Tonolla et al., 2022). Die starke Dominanz der Baetidae im Ticino und an der Stelle M7, welche sich am Ende einer Strecke mit vielen Kraftwerken befanden, deckt sich mit den Resultaten anderer Studien in welchen Baetidae dominant in Schwallstrecken vorhanden waren (Bruno et al., 2010; Moog, 1993; Timusk et al., 2016). Die sowohl als gegenüber Schwall-Sunk resistent (Tonolla et al., 2022) und auch als schwallsensibel beschriebenen (Armitage et al., 1987; Malmqvist & Englund, 1996) Heptageniidae zeigten auch keinen signifikanten Unterschied zwischen den Restwasser- und Schwallstrecken. Sie waren jedoch anteilmässig an den Stellen L1, M1 und M5 mit einem relativen Anteil von $>1/3$ dominant vertreten, aber nicht in allen Schwall- Untersuchungsstellen. Wiederum waren die Heptageniidae mit einem Anteil von ca. $1/4$ auch dominant an der Stelle MR vertreten, was dafürspricht, dass die Präsenz der Heptageniidae stark durch weitere Faktoren beeinflusst wird. Bei den Chironomidae war ein signifikanter Unterschied in Bezug auf Schwall-Sunk ersichtlich. Diesen zu interpretieren ist jedoch auf der taxonomischen Stufe Familie schwierig, da diese Familie viele spezialisierte Taxa beinhaltet (Schülting et al., 2022). Weiter gilt dieses Taxon als häufig und stark verdriftend (Carolli et al., 2012; Schülting et al., 2018) aber auch als tolerant gegenüber täglichen Abflussschwankungen (Troelstrup & Hergenrader, 1990).

Die Abundanzen der Leuctridae unterschieden sich sehr signifikant zwischen den Restwasser- und Schwallstrecken. Dass Leuctridae vermehrt in Schwallstrecken auftreten, wurde ebenfalls in anderen Studien dokumentiert (Moog, 1993; Tonolla et al., 2022). Die danach folgende Abnahme über den Verlauf der Schwallstrecke jedoch nicht. Es könnte jedoch sein, dass diese als wenig verdriftend beschriebene Familie (Schmutz et al., 2013; Schülting et al., 2022) langfristig vom Schwall-Sunk Betrieb beeinträchtigt wurde und durch fehlende Vernetzung keine Zuwanderung erfolgte, um den Verlust auszugleichen. Die Limnephilidae zeigten ebenfalls signifikante Unterschiede der Abundanzen der zwischen Restwasser- und Schwallstrecken. Die tieferen Abundanzen von Limnephilidae in Schwallstrecken decken sich dabei mit einer anderen Studie, in welcher niedrigere Dichten in Schwallstrecken verglichen zu Restwasserstrecken dokumentiert wurden (Tonolla et al., 2022). Bei den Limnephilidae handelt es sich um köchertragende Köcherfliegen, welche Zeit benötigen, um Schutz vor dem Schwall zu suchen (Schülting et al., 2018), zum Verdriften neigen (Aksamit et al., 2021) und innerhalb der Familie artspezifisch Fliessgeschwindigkeitspräferenzen besitzen (De Brouwer et al., 2017). Die Resultate legen nahe (siehe Abbildung 4, Abbildung 5), dass die Limnephilidae in den untersuchten Schwallstrecken verdriftet wurden. Die einzige Zunahme der Limnephilidae innerhalb der Moesa bei M5 könnte auf die Mündung der Calancasca zurückgehen. Jedoch galt die Vernetzung der Calancasca aufgrund eines zu tiefen Mindestabflusses als mangelhaft (Hocevar et al., 2014), wodurch dieser Effekt vermutlich limitiert ist. Gemäss dem Feldscreening handelte es sich bei den Limnephilidae grösstenteils um Individuen der Gattung *Allogamus* (siehe Rohdaten). Jedoch bleibt es bis zu den Auswertungen der Firma Aquabug unklar, ob es sich bei ihnen um Individuen der Art *Allogamus auricollis* handelt, welche signifikant mit lentischen Habitaten assoziiert ist (Schülting et al., 2022), eine klare Präferenz für Strömungsgeschwindigkeiten $< 50\text{cm/s}$ besitzt und als Indikatororganismus verwendet wird (Schmutz et al., 2013). Basierend auf den Resultaten dieser Arbeit würde diese Verwendung aber funktionieren, angenommen es handelt sich um *Allogamus auricollis*. Ebenfalls müsste jeweils überprüft werden, ob die hohe Anzahl Individuen repräsentativ für die Restwasserstrecke ist, oder ob es sich um ein lokales Massenaufreten handelt (siehe Hocevar et al., 2014). Die Anzahl Individuen der Limoniidae/Pediciidae unterschied sich ebenfalls signifikant zwischen der Restwasserstrecke und der Schwallstrecke.

4.4 Traits

Die sowohl bei Landquart und Moesa dokumentierte Abnahme der Oberflächentaxa innerhalb der Schwallstrecke sowie der signifikante Unterschied der Anzahl Individuen zwischen Restwasser- und Schwallstrecke passt zur Literatur, gemäss welcher Oberflächentaxa als sensibel und vulnerabel gegenüber Schwall-Sunk beschrieben wurden (Schülting et al., 2022). Die Zunahme der Interstitial- Individuen zwischen Restwasserstrecke und Schwallstrecke war nicht überraschend, da die mit dem Interstitial assoziierten Arten zu einer tiefen Driftreaktion neigen (Schmutz et al., 2013; Schülting et al., 2022). Die bei der Landquart dokumentierte Abnahme der lentischen Individuen sowie der signifikante Unterschied zwischen Restwasser- und Schwallstrecke (nur Limnephilidae) und die niedrigen Anzahlen in der Moesa schliessen sich der Literatur an, in welcher lentische Taxa als sensibel bezüglich Schwall-Sunk beschrieben werden (Leitner et al., 2017; Schülting et al., 2022; Tonolla et al., 2022). Die Zunahme der lotischen Taxa in der Landquart zwischen den Stellen LR und L2 könnte auf die Mündung des Schanielabachs zurückgehen. Bei der Moesa hingegen nahm die Anzahl lotischer Taxa entlang der Fliessverlaufs konstant ab, was kompatibel mit den doppelt so hohen Abundanzen in Restwasserstrecken wie in Schwallstrecken von Tonolla et al. (2022) ist. Ebenfalls spricht die konstante Abnahme dafür, dass bei starkem Schwall-Sunk auch angepasste Individuen beeinträchtigt werden. Die bei der Landquart und der Moesa dokumentierte Zunahme der fliessgeschwindigkeitsindifferenten Individuen (hier nur Chironomidae) zwischen Restwasserstelle und erster Schwallstelle bestätigt die Resultate von Moog (1993), bei welchem euryöke Spezies in Schwallstrecken zunahm, wobei die darauffolgende Abnahme ein anderes Bild zeigt.

4.5 Kanonische Korrespondenzanalyse

In diesem KKA- Modell wurde die Zusammensetzung der Makroinvertebraten zu 26% von den direkt Schwall-Sunk bezogenen Variablen (Schwallamplitude 13.5%; Schwall-Sunk Verhältnis 12.5%) erklärt. Das war zwar mehr als ein Drittel der 71.5%, welche vom KKA- Modell erklärt wurden, zeigt aber auch die Komplexität des Systems Fliessgewässer auf. Jedoch werden auch andere Variablen wie zum Beispiel der Algenbewuchs von Schwall-Sunk beeinflusst (Meile et al., 2015), wodurch der gesamte Einfluss von Schwall-Sunk nicht direkt ersichtlich ist. Die sich sowohl stark zwischen den Fliessgewässern sowie auch den Untersuchungsstellen unterscheidende Zusammensetzung der Makroinvertebraten erschwerte es basierend auf der Zusammensetzung der Makroinvertebraten Aussagen über die Beeinträchtigung durch Schwall-Sunk zu machen.

4.6 Fazit

Die Makroinvertebraten- Zönose unterschied sich zwischen den Schwallstrecken und den Restwasserstrecken im gleichen Fließgewässer. Jedoch existieren innerhalb der Schwallstrecken Unterschiede, und die Zönosen unterschieden sich auch stark zwischen den Gewässern. Ebenfalls setzt die Anzahl verwendeten Proben Limitationen bei der Deutung der Makroinvertebraten- Zönose. Dadurch war bei den nach Untersuchungsstandort summierten Proben deutlich eine Abnahme der Oberflächentaxa ersichtlich, während dies bei der Betrachtung der einzelnen Probenahmepunkten weniger deutlich, aber trotzdem signifikant erschien. Auf der Stufe Familie scheint die Einteilung in Traits gemäss Tonolla et al. (2022) besser nutzbare Resultate zu ergeben als die Betrachtung der dominanten Familien. Die Abnahme von Individuen aus Taxa mit sensiblen Traits zeigte die Schwall-Sunk Beeinträchtigung besser auf als eine Zunahme von Individuen aus Taxa mit resistenten Traits. Dabei zeigte insbesondere die Anzahl Individuen aus Oberflächentaxa die Schwallbeeinträchtigung eines Gewässers über einen Gradienten auf. Die Oberflächentaxa nahmen über den Fließverlauf der Schwallstrecken ab, was auf eine gewisse Schwallsensitivität und womöglich eine Elimination der Gruppe innerhalb der Schwallstrecke hindeutet. Die lentischen Taxa nahmen ebenfalls über den Fließverlauf ab, falls in der Restwasserstrecke höhere Individuenzahlen vorhanden waren. Sonst blieben sie in deren Anzahl in der Schwallstrecke niedrig. Die lotischen Taxa und die Interstitialtaxa nahmen in den Schwallstrecken nicht deutlich zu. 71.5% der Unterschiede innerhalb der Makroinvertebraten- Zönose konnten in dieser Arbeit durch ausgewählte Umweltvariablen erklärt werden. Jedoch basiert diese Arbeit nur auf den Daten von drei Fließgewässern, weshalb die Aussagekraft eingeschränkt ist.

4.7 Ausblick

In dieser Arbeit wurden Daten aus drei Fließgewässern verwendet, was eine niedrige Anzahl Fließgewässer ist, um daraus abschliessende Schlüsse zu ziehen. Zudem wurden nur die Untersuchungsstellen verwendet, für welche die Makroinvertebraten im Labor bestimmt wurden. Diese Entscheidung wurde getroffen, damit die verwendeten Daten einheitlich erhoben wurden und somit eine höhere Vergleichbarkeit gegeben ist. Dadurch ist jedoch die Anzahl Untersuchungsstellen ($n = 9$) niedrig, wodurch vermutlich auch die Unterschiede der Abundanzen von Taxa und Traits zwischen den Fließgewässern oder den Restwasser- und Schwallstrecken in mehreren Fällen nur knapp signifikant ausfielen. Mit der Erhebung und Bestimmung weiterer Proben aus weiteren Gewässern, sollten die hier beschriebenen Limitationen jedoch reduziert werden. Jedoch würde vermutlich auch der Anteil der Unterschiede innerhalb der Makroinvertebraten- Zönose, welcher durch die in der KKA verwendeten Variablen erklärt werden kann, dadurch verringert werden.

Für die Anwendung eines potenziellen Schwallbewertungsindex wird vermutlich bei jedem Gewässer eine Referenzstelle notwendig sein, um die teilweise grossen Unterschiede in der Makroinvertebraten- Zönose zwischen den Fließgewässern miteinzubeziehen. Alternativ könnte versucht werden die Schwall- und Referenzgewässer in verschiedenen Regionen zu typisieren, um die Vielfalt der Gewässer inklusive teilweise kleinräumiger Unterschiede einzubeziehen. Dadurch könnte die Makroinvertebraten- Zönose eines Gewässers womöglich basierend auf wenigen Untersuchungsstellen innerhalb der Schwallstrecke typisiert werden. Für die Bildung des Index, wäre ein Vergleich zwischen Soll- und Ist-Werten der Schwallstrecken geeignet, bei welchem die Veränderung der Anzahl Individuen von Taxa oder Traits entlang der Schwallstrecke betrachtet wird und Klassen erstellt werden. Jedoch müsste ein Index auch auf gewässerspezifische Unterschiede, wie das Fehlen eines Indikator-taxons oder -traits, anpassbar sein. Als weiterer Faktor für die Bildung eines Index können ausgewählte schwallsensitive Taxa hinzugezogen werden, wobei noch ermittelt werden muss, auf welcher taxonomischen Ebene diese betrachtet werden müssten, um zuverlässige Indikatoren zu sein. Gewisse häufig vorkommende Taxa wie *Allogamus auricollis* scheinen vielversprechend zu sein (siehe Schmutz et al., 2013). Jedoch kommen viele Taxa, welche das Potenzial besitzen als Indikatoren zu fungieren, in den Proben dieser Arbeit und vermutlich auch an anderen Gewässern nur in kleiner Zahl und selten vor, was deren Verwendung als Indikator erschwert. Vermutlich könnten die Familien oder einzelne Taxa der Nemouridae (Schülting et al., 2022; Tonolla et al., 2022), der Hydropsychidae (Céréghino et al., 2002), der Lepidostomatidae und Leptoceridae (Schülting et al., 2018) als Indikatoren verwendet werden. Dabei müsste jedoch eine Mindestanzahl an Individuen bei der Referenzstelle festgesetzt werden, welche benötigt wird, damit ein Vergleich zur Schwallstelle möglich ist.

Ebenfalls könnte das Verhältnis der gesamten Anzahl Individuen (siehe Schmutz et al., 2013) oder der Biomasse der Makroinvertebraten (siehe Moog, 1993) zwischen Referenzstelle und Schwallstelle als Faktor verwendet werden.

Die Ergebnisse von weiteren Untersuchungsstellen, welche im Zug dieses Projekts untersucht wurden, stehen teilweise zum Zeitpunkt der Abgabe dieser Arbeit zur Verfügung und können mithelfen ein besseres KKA- Modell zu erlangen, Informationen zur Schwallsensibilität gewisser Taxa und Traits zu vertiefen und Resultate dieser Arbeit zu stärken oder entkräftigen.

5 Literaturverzeichnis

Aksamit, C. K., Carolli, M., Vanzo, D., Weber, C., & Schmid, M. (2021). Macroinvertebrate Recovery to Varying Hydropeaking Frequency: A Small Hydropower Plant Experiment. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.602374>

Amt für Natur und Umwelt Graubünden. (2014a). Strategische Planung Sanierung Schwall und Sunk: Defizitanalyse, Massnahmenplanung Kanton Graubünden. Koordinationsgebiet: Alpenrhein und Zuflüsse (S. 200). Amt für Natur und Umwelt Graubünden.

Amt für Natur und Umwelt Graubünden. (2014b). Strategische Planung Sanierung Schwall und Sunk: Defizitanalyse, Massnahmenplanung Kanton Graubünden. Koordinationsgebiet: Misox (S. 52). Amt für Natur und Umwelt Graubünden.

Amt für Natur und Umwelt Graubünden. (o. J.). Hydrodaten. Abgerufen 3. Oktober 2022, von <https://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/ekud/anu/aktuelles/umweltbeobachtung/hydrodaten/Seiten/Hydrodaten.aspx#/>

Anselmetti, F. S., Bühler, R., Finger, D., Girardclos, S., Lancini, A., Rellstab, C., & Sturm, M. (2007). Effects of Alpine hydropower dams on particle transport and lacustrine sedimentation. *Aquatic Sciences*, 69(2), 179–198. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-0875-4>

AquaPlus. (2014a). Sanierung Schwall-Sunk Landquart – Kraftwerk Küblis. Schlussbericht (Nr. 1249-B-01; S. 45). Amt für Natur und Umwelt Graubünden.

AquaPlus. (2014b). Schwall-Sunk Sanierung Taschinasbach—Kraftwerk Taschinas. Schlussbericht (Nr. 1249-B-02). Amt für Natur und Umwelt Graubünden.

Armitage, P. D., Gunn, R. J. M., Furse, M. T., Wright, J. F., & Moss, D. (1987). The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation. *Hydrobiologia*, 144(1), 25–32. <https://doi.org/10.1007/BF00008048>

Baumann, P., Kirchhofer, A., & Schälchli, U. (2012). Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. 128.

Baumann, P., & Klaus, I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes—Ergebnisse einer Literaturstudie. *Vollzug Umwelt*, 75, 112.

Bo, T., Fenoglio, S., Malacarne, G., Pessino, M., & Sgariboldi, F. (2007). Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica*, 37(2), 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.01.002>

Bruder, A., Vollenweider, S., Schweizer, S., Tonolla, D., & Meile, T. (2012). Schwall und Sunk: Planung und Bewertung von Sanierungsmassnahmen. *Wasser Energie Luft*, 104, 265–272.

- Bruno, M. C., Maiolini, B., Carolli, M., & Silveri, L. (2009). Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 45(3), Art. 3. <https://doi.org/10.1051/limn/2009018>
- Bruno, M. C., Maiolini, B., Carolli, M., & Silveri, L. (2010). Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica*, 40(4), 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.012>
- Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M., & Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology*, 6(4), 511–522. <https://doi.org/10.1002/eco.1275>
- Bundesamt für Energie (BFE). (2019). Wasserkraftpotenzial der Schweiz. <https://pubdb.bfe.admin.ch/de/publication/download/9815>.
- Bundesamt für Energie (BFE). (2022). Stand der Wasserkraftnutzung in der Schweiz am 31. Dezember 2021. <https://pubdb.bfe.admin.ch/de/publication/download/10474>
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2000). Mittlere Abflüsse (m³/s) und Abflussregimetyp für das Gewässernetz der Schweiz [Karte].
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2013a). Typisierung der Schweizer Fließgewässer [Karte].
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2013b). Ökomorphologie Stufe F - Abschnitte [Karte].
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2014a). HQStat Hochwasserstatistik [Karte].
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2014b). Flussordnungszahl nach Strahler [Karte].
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hrsg.). (2019). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Makrozoobenthos. *Umwelt- Vollzug*, 1026, 59.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (3. Oktober 2022). Datenservice Hydrologie für Fließgewässer und Seen. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wasser/wasser--daten--indikatoren-und-karten/wasser--messwerte-und-statistik/messwerte-zum-thema-wasser-beziehen/datenservice-hydrologie-fuer-fluessgewaesser-und-seen.html>
- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991, SR 814.20, Stand 1. Januar 2022
- Carolli, M., Bruno, M. C., Siviglia, A., & Maiolini, B. (2012). Responses of Benthic Invertebrates to Abrupt Changes of Temperature in Flume Simulations. *River Research and Applications*, 28(6), 678–691. <https://doi.org/10.1002/rra.1520>
- Céréghino, R., Cugny, P., & Lavandier, P. (2002). Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. *International*

Review of Hydrobiology, 87(1), 47–60. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200201\)87:1<47::AID-IROH47>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200201)87:1<47::AID-IROH47>3.0.CO;2-9)

de Brouwer, J. H. F., Besse-Lototskaya, A. A., Braak, C. J. F. T., Kraak, M. H. S., & Verdonschot, P. F. M. (2017). Flow velocity tolerance of lowland stream caddisfly larvae (Trichoptera). *Aquatic Sciences*, 79(3). <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0507-y>

Elgueta, A., Górski, K., Thoms, M., Fierro, P., Toledo, B., Manosalva, A., & Habit, E. (2021). Interplay of geomorphology and hydrology drives macroinvertebrate assemblage responses to hydropeaking. *Science of the Total Environment*, 768, 144262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144262>

Geodaten Swisstopo. (o. J.). Swiss Geoportal. geo.admin.ch. Abgerufen am 23. November 2022, von <https://map.geo.admin.ch>

Geodaten Swisstopo. (2005). Tektonische Karte der Schweiz 1:500000 [Karte].

Geodaten Swisstopo. (2016). Blatteinteilung Landeskarte 1:1 Million Swiss Map Vector [Karte].

Geodaten Swisstopo. (2019). SWISSIMAGE 10 cm [Karte].

Geodaten Swisstopo. (2022). SwissTLM3D [Karte].

Gibbins, C., Vericat, D., Batalla, R. J., & Gomez, C. (2007). Shaking and Moving: Low Rates of Sediment Transport Trigger Mass Drift of Stream Invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64, 1–5. <https://doi.org/10.1139/f06-181>

Hocevar, S., Diacon, J., Bühlmann, I., Gasser, M., Escher, M., Lubini, V., & Ballmer, M. (2014). Sanierung Schwall/Sunk: Abklärung der wesentlichen Beeinträchtigung durch Schwall/Sunk an Moesa, Vorderrhein und Hinterrhein (S. 132).

Holm, S. (1979). A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, 6(2), 65–70.

Hudson, P. L., & Nichols, S. J. (1986). Benthic Community of the Savannah River Below a Peaking Hydropower Station. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 102(3), 107–121.

Kjærstad, G., Arnekleiv, J. V., Speed, J. D. M., & Herland, A. K. (2018). Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. *River Research and Applications*, 34(3), 218–231. <https://doi.org/10.1002/rra.3241>

Leitner, P., Hauer, C., & Graf, W. (2017). Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of The Total Environment*, 575, 112–118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.011>

- Malmqvist, B., & Englund, G. (1996). Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids. *Hydrobiologia*, 341(2), 145–158. <https://doi.org/10.1007/BF00018118>
- Meile, T., Fette, M., & Baumann, P. (2015). Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projektes (S. 48). eawag, LCH, WSL, Limnex.
- Moog, O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1–2), 5–14. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450080105>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., Hara, R., Solymos, P., STEVENS, H., Szöcs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Durand, S., & Weedon, J. (2022). Vegan community ecology package (2.6-2).
- Perry, S. A., & Perry, W. B. (1986). Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia*, 134(2), 171–182. <https://doi.org/10.1007/BF00006739>
- Saltveit, S. j., Halleraker, J. h., Arnekleiv, J. v., & Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4–5), 609–622. <https://doi.org/10.1002/rrr.652>
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2015). www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*, 53, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Schmutz, S., Bakken, T. H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G., & Zeiringer, B. (2015). Response of Fish Communities to Hydrological and Morphological Alterations in Hydropeaking Rivers of Austria. *River Research and Applications*, 31(8), 919–930. <https://doi.org/10.1002/rra.2795>
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., Höller, N., Jungwirth, M., Leitner, P., Moog, O., Melcher, A., Müllner, K., Ochsenhofer, G., Salcher, G., Steidl, C., Unfer, G., & Zeiringer, B. (2013). Schwallproblematik an Österreichischen Fließgewässern (S. 176). BMFLUW.
- Schülting, L., Dossi, F., Wolfram, G., & Tonolla, D. (2022). Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications*. <https://doi.org/10.1002/rra.3963>

- Schülting, L., Feld, C. K., Zeiringer, B., Huđek, H., & Graf, W. (2018). Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: An experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities. *Ecohydrology*, 12(1), e2032. <https://doi.org/10.1002/eco.2032>
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce: Systématique, biologie, écologie, édition revue et augmentée*. CNRS Editions.
- Tanno, D., Wächter, K., & Gerber, R. (2021). Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. *Wasser Energie Luft*, 2, 29–36.
- Thomas, E. A., & Schanz, F. (1976). Beziehungen zwischen Wasserchemismus und Primärproduktion in Fliessgewässern, ein limnologisches Problem. *Vierteljahresschriften der Naturforschenden Gesellschaft Zürich*, 121(4), 309–317.
- Timusk, E. R., Smokorowski, K. E., & Jones, N. E. (2016). An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(4), 555–570. <https://doi.org/10.1080/02705060.2016.1193064>
- Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S., & Essyad, K. (2017). Schwall-Sunk – Massnahmen: Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. *Umwelt- Vollzug*, 1701, 133. <https://doi.org/10.21256/zhaw-3715>
- Tonolla, D., Dossi, F., Kastenhofer, O., Doering, M., Hauer, C., Graf, W., & Schülting, L. (2022). Effects of hydropeaking on drift, stranding and community composition of macroinvertebrates: A field experimental approach in three regulated Swiss rivers. *River Research and Applications*. <https://doi.org/10.1002/rra.4019>
- Troelstrup, N. H., & Hergenrader, G. L. (1990). Effect of hydropower peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. *Hydrobiologia*, 199(3), 217–228. <https://doi.org/10.1007/BF00006354>
- Trussart, S., Messier, D., Roquet, V., & Aki, S. (2002). Hydropower projects: A review of most effective mitigation measures. *Energy Policy*, 30(14), 1251–1259. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(02\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(02)00087-3)
- Ufficio dei corsi d'acqua. (2014). *Pianificazioni LPAC: Risanamento dei deflussi discontinui*. Repubblica e Cantone Ticino, Dipartimento del Territorio.
- Wasser Agenda 21. (2022a). *Kantonale Strategische Planungen. Plattform Renaturierung*. Abgerufen am 10. August 2022, von <https://plattform-renaturierung.ch>. Abschluss der Datenerhebung Ende 2014

Wasser Agenda 21. (2022b). Massnahmen Renaturierung. Plattform Renaturierung. Abgerufen am 10.August 2022, von <https://plattform-renaturierung.ch> Abschluss der Datenerhebung Ende 2014

Young, P. S., Cech, J. J., & Thompson, L. C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: A brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(4), 713–731. <https://doi.org/10.1007/s11160-011-9211-0>

Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., & Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: Event characterization and time scales. *Ecohydrology*, 4(4), 564–576. <https://doi.org/10.1002/eco.132>

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersichtskarte mit der Lage der untersuchten Fliessgewässer, Landquart (rot), Moesa (grün) und Ticino (blau) sowie der untersuchten Untersuchungsstellen (Landquart: L1-L4 und LR, Fliessrichtung von Ost nach West; Moesa: M1-M7 und MR, Fliessrichtung von Norden nach Süden; Ticino: T1-T3, Fliessrichtung von Norden nach Süden)	4
Abbildung 2: Exemplarische Darstellung einer Untersuchungsstelle mit vier Transekten (T1 bis T4) sowie den pro Transekt erhobenen drei Probenahmepunkte (1: Ufernah, 2: Mitte, 3: tiefste / schnellste Stelle)	9
Abbildung 3: Tagesmittelwerte des Abflusses [m ³ /s] der Landquart, Station 2150 (oben), der Moesa, Station 2420 (Mitte) und des Ticino, Station 2020 (unten) in der Periode vom 01.01.2018 bis zum 31.05.2022	15
Abbildung 4: Zusammensetzung der Makroinvertebraten basierend auf den Abundanzen der häufigsten Taxa (> 1 %) an den Untersuchungsstellen L1, L2 und LR (Restwasserstrecke) der Landquart inklusive relevanter Zuflüsse und Standorte der Kraftwerke (graue Punkte). Bestimmungsstufe Familie und Ordnung bzw. Unterklasse	19
Abbildung 5: Zusammensetzung der Makroinvertebraten basierend auf den Abundanzen der häufigsten Taxa (> 1 %) an den Untersuchungsstellen M1, M5, M7, MR (Restwasserstrecke) der Moesa sowie T1 und T2 des Ticinos inklusive relevanter Zuflüsse (Calancasca) und Standorte der Kraftwerke (graue Punkte)	20
Abbildung 6: Zusammensetzung der Makroinvertebraten mit einer relativen Abundanz >1% über alle im Labor bestimmten Proben nach deren Einteilung in verschiedene Kategorien gemäss Tonolla et al., 2022 und der totalen Anzahl Individuen, als Box- Plot	23
Abbildung 7: Biplot der Kanonischen Korrespondenzanalyse (KKA) basierend auf den Abundanzen der häufigsten Taxa (> 1% aus allen Untersuchungsstellen mit im Labor bestimmten Proben).	25
Abbildung 8: Boxplots zu den Unterschieden betreffend den Taxa bzw. Traits zwischen den Restwasser- und Schwallstrecken bzw. den Fliessgewässern.....	A-45

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der Untersuchungsstellen mit Informationen zu Gewässername, Bezeichnung, Untersuchungsstelle, Probenahmedatum, Gemeindezugehörigkeit, Koordinaten, Meereshöhe, Flussordnung (nach Strahler), Gefälle, mittlerer natürlicher jährlicher Abfluss, Abflussregimetyp und ökomorphologischer Zustand.....	6
Tabelle 2: Relevante Kraftwerkanlagen mit Informationen zur Wasta Nr., der Lage der Wasserrückgabe (Blick in Fliessrichtung), Sunkabfluss (Q_{min}), Schwallabfluss (Q_{max}), Q_{max}/Q_{min} Verhältnis und Restwassermenge	7
Tabelle 3: Übersicht der abiotischen Parameter während den Feldaufnahmen: Distanz zu letzter Wasserrückgabe, Q_{max} (m^3/s), Q_{min} (m^3/s), Abflussamplitude, Schwall-Sunk Verhältnis (bzw. $Q_{max}-Q_{min}$ Amplitude und Q_{max}/Q_{min} für die Untersuchungsstellen in den Restwasserstrecken), Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung, Wassertemperatur, und pH-Wert	17
Tabelle 4: Bestimmungseinteilung der Untersuchungsstellen	43
Tabelle 5: Bestimmungstiefe des Feldscreenings	43
Tabelle 6: Abweichungen vom IBCH- Protokoll (BAFU, 2019) bei der Bestimmung im Labor	44