



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento TERRITORIO E SISTEMI AGRO-FORESTALI
Dipartimento AGRONOMIA ANIMALI ALIMENTI RISORSE
NATURALI E AMBIENTE

Corso di Laurea Magistrale in Scienze Forestali e Ambientali
Tesi di laurea

**L'effetto del cambiamento climatico sulla comunità macrobentonica
del torrente glaciale Conca (TN)**

**The effect of climate change on the macrobenthic community of the
glacial stream Conca (TN)**

Relatore:

Andrea Battisti

Dipartimento DAFNAE

Correlatore:

Valeria Lencioni

MUSE - Museo delle Scienze di Trento

Laureando:

Nicole Casagrande

Matricola n. 2024231

ANNO ACCADEMICO 2021-2022

Indice

1 Introduzione	1
1.1. I torrenti alpini e i cambiamenti climatici	1
1.1.2 Tipologie dei torrenti alpini	2
1.1.3 Torrenti glaciali (KRYAL)	4
1.1.4 Torrenti misti (RHITHRAL)	5
1.1.5 Torrenti sorgivi (KRENAL)	6
1.2. I macroinvertebrati bentonici	9
1.3. I Ditteri Chironomidi	15
1.3.1. Morfologia e fenologia	15
1.3.2. Zoogeografia	17
1.3.3. Ecologia	17
1.3.4. Biomonitoraggio	18
2: Scopo della tesi	19
3: Area di studio	20
3.1. La Val Conca e il Ghiacciaio Carè Alto	22
3.2. Stazioni di campionamento	25
4: Materiali E Metodi	31
4.1. Attività di campo	31
4.1.1. Misura di parametri ambientali	32
4.1.1.1. Parametri idro-geomorfologici	32
4.1.1.1.1. Analisi granulometrica	32
4.1.1.1.2. Indice Pfankuch	34
4.1.1.1.3. Velocità di corrente	34
4.1.1.1.4. Portata	35
4.1.1.1.5. Solidi sospesi	36
4.1.1.2. Parametri chimico-fisici	36
4.1.1.2.1. Temperatura	36
4.1.1.2.2. Analisi fisiche e chimiche	37
4.1.1.2.3. Produzione primaria	37
4.1.2. Campionamento dei macroinvertebrati	40
4.2. Attività di laboratorio	44
4.2.1. Misura dei solidi sospesi	44
4.2.2. Misura della sostanza organica particolata di fondo: Benthic Particulate Organic Matter (BPOM) & Fine Particulate Organic Matter (FPOM)	45
4.2.3. Smistamento e determinazione dei macroinvertebrati	48
4.2.4. Analisi statistica dei dati	51
5: Risultati e Discussione	52
5.1. Caratteristiche ambientali	52
5.1.1. Parametri idro-geomorfologici	52

5.1.1.1.	Granulometria	52
5.1.1.2.	Indice di Pfankuch	54
5.1.1.3.	Profondità e velocità di flusso	55
5.1.1.4.	Solidi sospesi	56
5.1.1.5.	Portata	57
5.1.2.	Parametri chimico-fisici	58
5.1.2.1.	Temperatura dell'acqua	58
5.1.2.2.	Temperatura dell'aria	62
5.1.2.3.	Analisi chimiche	69
5.1.2.4.	Materia organica particolata di fondo (BPOM e FPOM)	71
5.2.	Dati biologici.....	73
6.	Conclusioni	87
A.	Allegati	89

Riassunto

I torrenti alpini hanno caratteristiche che variano a seconda della loro origine (kryal, krenal, rhithral); il diverso tipo di alimentazione del corso d'acqua determina differenze nel regime idrogeologico, nelle qualità fisiche dell'acqua e quindi nelle comunità vegetali ed animali che in essi vivono. Le specie animali tipiche dei vari habitat, attraverso adattamenti morfologici, fisiologici e comportamentali hanno acquisito buone capacità di colonizzazione, resilienza e mobilità. I Ditteri Chironomidi rappresentano la componente maggiore come numero di specie e biomassa delle comunità zoobentoniche in grado di colonizzare questi habitat. Vengono infatti considerati come indicatori biologici, capaci di segnalare anche minime variazioni delle condizioni ambientali in cui si trovano, in quanto molto sensibili ai cambiamenti climatici.

La conoscenza della distribuzione di questi organismi, la valutazione e la variazione dei fattori che regolano la composizione delle varie comunità è importante per monitorare nel tempo l'integrità ecologica dei torrenti d'alta quota, considerando i cambiamenti climatici in atto.

In questo lavoro è stata indagata la comunità di macroinvertebrati del torrente glaciale Conca, in relazione a diversi parametri ambientali rilevati durante l'attività di campo svolta a luglio 2022, fra cui temperatura, conducibilità, pH, portata, stabilità dell'alveo e produzione primaria). È stato poi eseguito un confronto con i dati raccolti in anni precedenti, per analizzare variazioni nella struttura delle comunità nel tempo.

Dal confronto è emerso chiaramente che la comunità di macroinvertebrati è profondamente cambiata nel corso degli ultimi ventisei anni, rispetto a quella descritta in lavori precedenti. Infatti, il continuo ritiro del Ghiacciaio Conca sta causando da un lato l'avanzamento della comunità macrobentonica verso quote sempre più maggiori e dall'altro la colonizzazione di taxa prima ostacolati da condizioni ambientali estreme.

Le specie altamente specializzate che colonizzano i torrenti glaciali, quali i Ditteri Chironomidi, sono a rischio di estinzione a causa della progressiva scomparsa di habitat idonei alla loro sopravvivenza.

Capitolo 1

Introduzione

1.1. I Torrenti alpini e i cambiamenti climatici

Circa il 97% dell'acqua del pianeta è salata; l'altro 3% è rappresentato da acqua dolce, la maggior parte (2%) è immagazzinata nei ghiacciai. Le restanti acque dolci sono rappresentate da acque sotterranee (0,6%), laghi (0,02%), vapore atmosferico (0,001%) e fiumi (0,000095%) (Allan 1995). Le sorgenti sono gli ecosistemi acquatici più sensibili, il punto focale dei paesaggi montani, che sostengono comunità vegetali e animali uniche e determinano la qualità e la quantità dei fiumi di pianura (Lowe e Likens 2005). Nell'ultimo decennio, la comunità scientifica ha dimostrato una crescente attenzione agli ecosistemi lotici delle sorgenti, aumentando le conoscenze per una migliore conservazione della loro funzionalità. L'integrità degli ecosistemi d'acqua dolce sta diventando una richiesta prioritaria (Leopold et al. 1964, Brittain e Milner, 2001), anche considerando che il tasso di declino della biodiversità è cinque volte più veloce negli ecosistemi d'acqua dolce che in quelli terrestri e marini (Ricciardi & Rasmussen, 1999).

Ci sono prove crescenti che la qualità dell'acqua, la biodiversità e la salute ecologica dei sistemi di acqua dolce dipendono da funzioni fornite dai corsi d'acqua primari (Kiffney et al. 2000; Peterson et al. 2001; McGlynn e Seibert 2002, Lowe e Likens 2005).

I primi studi sulla fauna delle sorgenti alpine furono condotti da Steinböck (1934) e Thienemann (1936), Kownacka e Kownacki (1975). Negli anni '90 sono stati effettuati ulteriori studi nel Alpi centro-occidentali (Piemonte-Italia e Canton Berna, Svizzera) (e.g., Boggero et al. 1996; Boggero e Nobili 1998; Fjellheim et al. 2000; Lods-Crozet et al. 2001; Burgher 2002; Burgherr e Ward 2001) e nelle Alpi centro-orientali (Trentino-Alto Adige, Italia e Austria) (ad esempio, Kownacki e Kownacka 1994; Füreder et al. 2001; Maiolini e Lencioni 2001). Nonostante la sua importanza, il bioma alpino rimane ad oggi uno degli ecosistemi meno studiati al mondo (Bowman e Seastedt 2002): studi completi sugli schemi di distribuzione longitudinale delle comunità bentoniche alpine sono pochi (es. Steffan 1971; Kownacka e Kownacki 1972; Kownacki 1991), e tipicamente di durata o intensità limitata.

I bacini alpini contengono molteplici fonti d'acqua, quindi sono stati considerati sistemi molto complessi. Regime idrologico, qualità dell'acqua e geomorfologia del canale sono i parametri più importanti che limitano la distribuzione e l'abbondanza delle specie fluviali e variano a seconda della tipologia dei corsi d'acqua (Poff e Ward 1989; Karr 1991, Cortes 1992; Death and Winterbourn 1995).

1.1.2 Tipologie dei torrenti alpini:

I torrenti glaciali vengono considerati in maniera distinta rispetto agli altri sistemi lotici (Steffan, 1971); in generale sono caratterizzati da:

- basse temperature tutto l'anno ($T_{max} 4^{\circ}C$) (Füreder 1999, Ward 1994, Smith et al. 2001);
- grandi fluttuazioni di flusso in estate con picchi nel tardo pomeriggio a causa della fusione del ghiaccio (Chiesa 1987; Röthlisberger e Lang 1987; Hannah et al. 2000a);
- acqua altamente torbida a causa della concentrazione di sedimenti sospesi;
- bassa stabilità del canale vicino al ghiacciaio, con frequenti disturbi “channel-shifting” (Milner e Petts 1994), ma con crescente stabilità a valle (Milner e Petts 1994, Burgherr e Ward 2001).

L'espressione "torrenti alpini" si riferisce alle acque correnti, che scorrono tra la linea degli alberi (definita dall'isoterma dei $10^{\circ}C$ di temperatura media estiva che divide le foreste d'alta quota dalle praterie alpine) e la neve perenne (dove troviamo i ghiacciai e le zone nelle quali la neve non si fonde mai completamente durante i mesi caldi), una fascia altitudinale denominata “Alpine Life Zone” (Füreder, 1999; Brittain et al., 2000). Queste due linee altitudinali racchiudono fra di esse un ambiente eterogeneo, costituito da accumuli di neve temporanei, rocce nude e suoli aridi ricoperti da vegetazione erbaceo-arbustiva (Brittain et al., 2000). Questi ecosistemi d'alta quota (sia terrestri che acquatici) sono caratterizzati da condizioni estreme fra cui temperature molto basse, venti forti, copertura nevosa prolungata, scarse precipitazioni e quindi aridità e una radiazione solare molto forte durante la stagione estiva. Queste condizioni determinano una stagione di crescita molto corta, con nutrienti ed energia limitati, che rendono estremamente difficoltosi la sopravvivenza, lo sviluppo e la riproduzione per gli organismi che vi abitano (Füreder, 1999). Bisogna sottolineare che gli organismi acquatici affrontano condizioni meno drastiche rispetto a quelli terrestri, poiché l'acqua agisce come una barriera termica e la copertura nevosa o di ghiaccio funge da isolamento (Füreder, 1999).

I flussi sono generalmente molto freddi e di carattere turbolento: di conseguenza, sono caratterizzati da un'elevata concentrazione di ossigeno disciolto e da substrati costituiti essenzialmente da rocce, ciottoli e ghiaia. A causa dei tempi di scioglimento della neve e del ghiacciaio, questi flussi possono cambiare il loro regime di flusso e i relativi parametri fisico-chimici: per esempio, un torrente alimentato direttamente dall'ablazione di un ghiacciaio, ha caratteristiche molto diverse nel periodo estivo rispetto a quello invernale. Nella stagione calda, la fusione dei ghiacciai raggiunge un picco che si riflette in una portata elevata, in un'alta torbidità, con una considerevole quantità di solidi in

sospensione e una forte instabilità dell'alveo. Nelle altre stagioni, l'apporto d'acqua dal ghiacciaio è minore e l'andamento idrologico del corso d'acqua sarà legato maggiormente ad altre fonti, come la fusione delle nevi o le precipitazioni dirette. Questi cambiamenti radicali delle caratteristiche dei corsi d'acqua alpini in base alla stagionalità, condizionano le comunità di organismi che vivono all'interno dell'ecosistema fluviale (Brittain et al., 2000).

In passato, i torrenti alpini sono stati raggruppati in tre biotipi generali: kryal, rhithral e krenal (vedi tabella 1.1), definite sulla base della fonte primaria che alimenta il corso d'acqua; vi sono torrenti alimentati prevalentemente dall'ablazione dei ghiacciai (kryal), da fonti miste, come precipitazioni e fusione della neve (rhithral) e corsi d'acqua alimentati da sorgenti sotterranee (krenal) (Milner e Petts 1994; Ward 1994; Malard et al. 1999; Ward et al. 1999; Füreder et al. 2001). Il diverso tipo di alimentazione del corso d'acqua determina sensibili differenze nel regime idrogeologico, nelle qualità fisiche dell'acqua e quindi nelle comunità vegetali ed animali che in essi vivono. Le specie animali tipiche dei vari habitat, attraverso adattamenti morfologici, fisiologici e comportamentali hanno acquisito buone capacità di colonizzazione, resilienza e mobilità nonostante gli stress ambientali.

Nonostante presentino caratteristiche comuni, come un'elevata pendenza, un'alta velocità del flusso e un'elevata concentrazione di ossigeno disciolto (Ward, 1994; Brown et al., 2003), questi corsi d'acqua si differenziano molto per altri aspetti. Infatti, ognuna di queste fonti di alimentazione genera diverse caratteristiche tipiche per quanto riguarda la stagionalità idrologica e l'andamento della qualità chimica e biologica delle acque (Brittain et al., 2000).

Le caratteristiche fisiche e chimiche di queste tipologie di flusso cambiano a valle della loro origine, e i driver più importanti sono l'acqua temperatura, la stabilità del substrato, il regime di flusso e il trasporto solido. In particolare, gli intervalli di temperatura hanno ruolo prioritario nella definizione delle distribuzioni faunistiche (Steffan 1971; Ward 1994). Le distribuzioni delle specie sono influenzate dall'elevazione e dalla tipologia dei flussi (Ward, 1994; Sartori e Landolt, 1999) e sono legati alle caratteristiche fisico-chimiche.

Molti studi hanno concluso che gli assemblaggi macroinvertebrati nei flussi sono strettamente correlati a caratteristiche dell'habitat su scala locale quali corrente, substrato e temperatura (Minshall 1984; Allan 1995; Richards et al. 1997; Downes et al. 1998; Minshall e Robinson 1998; Voelz e McArthur 2000; Burgherr e Ward 2000; Melo e Froehlich 2001; Sponseller et al. 2001).

Nei flussi glaciali, la temperatura dell'acqua svolge un ruolo primario nella strutturazione delle comunità bentoniche (Milner and Petts 1994, Milner et al. 2001): a livello dei singoli organismi, controlla i tassi di crescita, i tempi dei cicli di vita, e tassi di produzione primaria e secondaria (Hynes, 1970; Allan, 1995).

Nei flussi alpini, le fonti d'acqua hanno un'influenza primaria sulla temperatura dell'acqua, anche se fattori climatici (ingresso di radiazione solare) possono giocare un ruolo importante: ecco perché, classificare i flussi in base alla sola temperatura può risultare problematico, in quanto la temperatura dell'acqua corrente può essere influenzata da fattori diversi dalla fonte. Anche dove la temperatura dell'acqua è adatta, stabilità del canale e del letto può ancora inibire la colonizzazione da parte di alcuni taxa (Milner e Petts 1994). Per questo motivo, la stabilità deve essere considerata insieme alla temperatura dell'acqua quando si valuta la composizione comunitaria dei fiumi glaciali (Milner e Petts 1994; Milner et al. 2001). La stabilità del canale è legata alla pendenza del canale, alla composizione del substrato e alla potenza del flusso (Resh et al., 1988).

1.1.3 Torrenti glaciali (KRYAL)

I torrenti glaciali sono caratterizzati da acque molto fredde (Brown et al., 2003), che vanno generalmente dai quasi 0°C in prossimità del ghiacciaio fino a un massimo di 4°C (Ward, 1994; Milner & Petts, 1994; Füreder, 1999), anche se ci sono in realtà variazioni giornaliere e stagionali più ampie, dovute principalmente alla radiazione solare (Brown et al., 2003). La portata dei torrenti glaciali raggiunge il picco in estate, quando la fusione è massima (Hannah et al., 1999); in questa stagione esiste anche una variazione giornaliera del flusso, con picchi massimi nel tardo pomeriggio, come conseguenza della radiazione solare accentuata delle ore centrali del giorno (Brown et al., 2003). L'aumento della portata associato ai mesi estivi corrisponde anche ad un'elevata torbidità delle acque (con una concentrazione di sedimento fine che può anche superare i 500 mg/L) e ad una forte instabilità dell'alveo, con frequenti spostamenti del corso d'acqua (Milner & Petts, 1994; Brown et al., 2003). Un'altra caratteristica dei torrenti glaciali è di avere una bassa conducibilità, solitamente minore di 10 $\mu\text{S cm}^{-1}$, dovuta all'esigua quantità di nutrienti disciolti in acqua (Milner & Petts, 1994). I sistemi glaciali vengono convenzionalmente suddivisi in due tipologie, kryal (a sua volta distinto in eukryal, metakryal e hypokryal) e glacio-rhithral (Steffan, 1971; Füreder, 1999):

I. EUKRYAL: è considerato un habitat acquatico temporaneo che si trova al di sopra o internamente al ghiacciaio, con temperature costantemente basse e limitate variazioni giornaliere o stagionali; le fonti primarie di cibo sono particelle alloctone trasportate dal vento, alghe e batteri/funghi ad esse associate, mentre i consumatori primari sono protozoi, rotiferi, tardigradi e collemboli. Occasionalmente possono essere presenti anche insetti nelle crepe del ghiaccio, quali chironomidi allo stadio di larve e adulti (genere *Diamesa*) e raramente plecoteri (perlidi e capnidi) - (Füreder, 1999).

II. METAKRYAL: è la parte collocata immediatamente al di sotto della fronte glaciale, alimentata in gran parte dalla fusione del ghiacciaio, ma con possibili contributi minori anche da altre fonti (pioggia, neve, acque sotterranee); la temperatura dell'acqua è compresa fra gli 0° e i 2°C. Le principali fonti di cibo sono anche in questo caso particelle trasportate dal vento ed una limitata produzione primaria, data solamente da biofilm algali di diatomee, cianofite e crisofite (*Hydrurus foetidus*), che migliorano la disponibilità di cibo per gli organismi zoobentici. Questo ambiente è dominato quasi esclusivamente da specie del genere *Diamesa* (*Diptera*, *Chironomidae*) e raramente da altri chironomidi o insetti appartenenti ad altri ordini (*Plecoptera*, *Ephemeroptera*) - (Milner & Petts, 1994; Füreder, 1999; Brown et al., 2003).

III. HYPOKRYAL: si trova nella parte sottostante al metakryal e riceve acqua direttamente da esso, con contributi maggiori anche da fonti non glaciali; le variazioni giornaliere e stagionali sono leggermente maggiori, ma con temperature che solitamente non superano mai i 4°C. Nonostante questo lieve aumento di temperatura, le condizioni rimangono comunque estreme per la colonizzazione da parte di flora e fauna; solitamente i ditteri della sottofamiglia diamesini sono ancora dominanti, ma si possono trovare anche ortocladini e ditteri simulidi (Milner & Petts, 1994; Füreder, 1999; Brown et al., 2003).

IV. GLACIO-RHITHRAL: si trova al di sotto della vera e propria zona criale e rappresenta un ambiente che può estendersi per una distanza considerevole e che riceve acqua sia dall'ablazione dei ghiacci che dalla fusione delle nevi. In questa tipologia di corso d'acqua il substrato si presenta ancora instabile, con un alto carico di sedimento in sospensione e temperature basse. Questi ambienti sono spesso molto diversificati, con più canali distribuiti in maniera diversa e che creano condizioni ambientali differenti; si creano quindi vari microhabitat che possono ospitare taxa diversi (Füreder, 1999).

1.1.4 Torrenti misti (RHITHRAL)

I flussi rhithral si trovano di solito sotto la linea nevosa permanente con temperature massime comprese tra 5 e 10°C (Ward 1994, Poff e Ward 1989). Nell'emisfero settentrionale, i torrenti alimentati da fonti miste (neve, acqua, sorgenti) mostrano un picco massimo di portata in primavera; anche se ad alta quota il picco può essere ritardato fino a luglio, poiché maggiore è l'altitudine a cui si trova il corso d'acqua e più posticipato nel tempo sarà questo massimo scarico d'acqua (Milner & Petts, 1994). Inoltre la copertura nevosa e la velocità di fusione sono dei fattori estremamente variabili

a piccola scala (Marsh, 1999) e quindi il contributo di neve sciolta nei diversi tratti dei corsi d'acqua può variare di conseguenza (Brown et al., 2003). Normalmente i flussi sono molto chiari e trasportano poco sedimento. Tuttavia essi possono avere un'elevata torbidità durante i periodi di massima fusione della neve, a causa della maggior portata, che può rimovimentare il sedimento fine depositato nell'alveo (Milner & Petts, 1994; Brown et al., 2003). Questa tipologia di torrenti ospita solitamente vari ordini di insetti (plecotteri, efemerotteri, tricotteri e ditteri), più altri macroinvertebrati, quali acari, oligocheti e nematodi (Ward, 1994).

1.1.5 Torrenti sorgivi (KRENAL)

I torrenti di tipo krenal presentano generalmente temperature molto costanti (solitamente variano massimo di 1-2°C nel corso di ogni ciclo annuale), le quali sono legate alla temperatura media annuale dell'aria (Ward, 1994; Füreder, 1999). A differenza dei torrenti di tipo kryal o rhithral, i torrenti sorgivi non presentano fluttuazioni significative nella portata giornaliera e annuale (Ward, 1994). Tuttavia, in ambienti carsici, la portata di questi corsi d'acqua risponde velocemente alle forti precipitazioni, a causa del breve tempo di residenza dell'acqua nelle falde acquifere (Ford, 1993). Questo implica che non si possano classificare tutti i torrenti alpini di questo tipo come corsi d'acqua con regime di portata prevedibile (Brown et al., 2003). I torrenti Krenal sono i corsi d'acqua alimentati da sorgenti e acque sotterranee, sono caratterizzati da condizioni fisiche e chimiche stabili, da acque limpide, temperature dell'acqua costanti anche in inverno, assenza di ghiaccio e hanno un regime di flusso costante durante tutto l'anno che determina un letto del fiume molto stabile; ciò consente la crescita di muschi, diatomee, *Hydrurus foetidus* (*Chrysophytae*) e di una comunità macrobentonica molto diversificata, con una dominanza spesso di chironomidi, ma con la presenza di numerosi altri taxa (efemerotteri, plecotteri, tricotteri, acari, ostracodi, copepodi) - (Füreder, 1999).

Questo tipo di torrenti inoltre è caratterizzato da una quantità maggiore di ioni in soluzione e da una maggiore conducibilità rispetto alle tipologie kryal e rhithral (Milner & Petts, 1994; Ward, 1994; Ward et al., 1999); solitamente nei torrenti sorgivi sono tipiche anche concentrazioni relativamente elevate di silice (Ward et al., 1999).

	kryal	krenal	rhithral
Origine	glaciale	sorgentizia	mista (falda, nevai, piogge)
Portata	ampie fluttuazioni	costante	fluttuazioni limitate
Temperatura	vicina a 0°C ($\leq$ 4°C)	costante	con variazioni su base annuale
Trasporto solido	elevato/variabile	basso/costante	basso/variazioni limitate
Stabilità del sub- strato	bassa	alta	buona
Comunità zoobentonica	poche specie molto specializzate (dominanza di chironomidi diamesini)	comunità diversificata (dominanza di ditteri, presenza di efemerotteri, plecotteri, tricotteri)	comunità diversificata e ben strutturata (co-dominanza di ditteri, efemerotteri, plecotteri, tricotteri)

Tabella 1: Schema riassuntivo riportante le principali caratteristiche delle tre tipologie di torrenti d'alta quota (kryal, krenal e rhithral - ripreso e modificato da Lencioni et al., 2001).

La consapevolezza del valore ambientale delle acque d'alta quota quale ultima risorsa di acqua incontaminata per il futuro è cresciuta negli ultimi anni tra la comunità scientifica, i responsabili della programmazione territoriale e gli amministratori (Haigh et al., 1998). Torrenti e fiumi sono ecosistemi aperti, di cui è elemento caratterizzante la connessione longitudinale (Vannote et al., 1980): input energetici alloctoni ed autoctoni, materiale organico particellato fine (FPOM) e grossolano (CPOM), nutrienti e soluti vengono continuamente trasportati dalla forza della corrente, modellando dal punto di vista ecologico i diversi segmenti fluviali (Allan, 1997).

La conoscenza puntuale della distribuzione di questi organismi e la valutazione di quali sono i fattori che regolano la composizione delle varie comunità è importante per studi su fenomeni di tossicità, di biomonitoraggio e di impatto antropico sull'integrità ecologica dei corsi d'acqua. Il monitoraggio della qualità biologica dei sistemi lotici tramite l'analisi delle comunità a macroinvertebrati è uno strumento ampiamente utilizzato nel nostro paese, dove viene impiegato l'Indice Biotico Esteso (I.B.E. - Ghetti, 1997, I.R.S.A., 2003). I corpi idrici delle medie e basse quote vengono regolarmente monitorati con tempi e modalità previste dal D.L. 152/99, mentre sono ancora pochi gli studi relativi ai torrenti d'alta quota (Maiolini e Lencioni, 2001).

Ad esempio, ad alta quota, l'alta frequenza di eventi climatici estremi e la perdita di forme del suolo legate al ghiaccio (ad esempio, ghiacciai e ghiacciai rocciosi) sono dannosi per gli insetti adattati al freddo, altamente specializzati per sopravvivere costantemente a basse temperature, elevata umidità, neve profonda e copertura di ghiaccio. La maggior parte dei ghiacciai ne sta riducendo fortemente la superficie, alcuni stanno scomparendo, altri si stanno spostando in ghiacciai ricoperti di detriti e il permafrost si sta sciogliendo. Gli effetti del cambiamento climatico sulla composizione della comunità di insetti terrestri e acquatici ad alta quota e sul funzionamento dell'ecosistema sono parzialmente sconosciuti e ancora sotto esame (Gobbi & Lencioni, 2020).

Il cambiamento climatico è uno dei fattori ambientali più importanti e probabilmente di maggiore impatto in atto, ma anche futuri. Comprendere gli effetti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi acquatici e la loro funzione è quindi di grande importanza: la temperatura sta aumentando a livello globale, le dinamiche delle precipitazioni (magnitudine e frequenza) stanno cambiando, il che influenza i regimi di deflusso con conseguenze complesse e interagenti, inclusa l'intermittenza del flusso. Questi cambiamenti climatici sono particolarmente importanti in quanto definiranno nuove condizioni ambientali e successivamente influenzeranno lo stato e i processi degli ecosistemi d'acqua dolce (Woodward et al. 2010b).

Cambiamenti climatici e ritiro dei ghiacciai rappresentano le principali minacce per la fauna invertebrata alpina, gli ambienti d'alta quota sono particolarmente fragili ai mutamenti climatici; questo comporta un crescente rischio di minaccia delle biocenosi che in essi vivono. Le specie possono reagire a questa tendenza estinguendosi, adattandosi oppure migrando verso ambienti più idonei. Per i corsi d'acqua, il ritiro dei ghiacciai alpini e dei nevai, insieme a regimi di precipitazione alterati, stanno guidando i cambiamenti nell'idrologia, nella distribuzione delle specie, nelle risorse basali e minacciando l'esistenza stessa di alcuni habitat e biota. I torrenti alpini ospitano specie sostanziali e diversità genetica a causa della significativa insularità dell'habitat e dell'eterogeneità ambientale (Hotelling et al., 2017).

1.2. I Macroinvertebrati bentonici

I macroinvertebrati bentonici sono un insieme di organismi che effettua solo piccoli spostamenti per alimentarsi o compiere il proprio ciclo vitale e vivono almeno una parte della loro vita sui substrati disponibili del corso d'acqua adottando una varietà di accorgimenti per resistere alla corrente e colonizzano tutti i microhabitat del fondo e delle rive di sorgenti, torrenti, fiumi, pozze e laghi strisciando sui sassi, infossandosi nel fango, insinuandosi tra i granelli di ghiaia o nuotando tra la vegetazione sommersa. Il termine macroinvertebrati in particolare si riferisce ad organismi di dimensioni maggiori di 1 mm, quindi visibili ad occhio nudo. All'interno di queste comunità troviamo individui appartenenti a vari gruppi faunistici: principalmente insetti (ditteri, efemerotteri, plecoteri, tricoteri, coleotteri), crostacei, molluschi, annelidi, platelminti, nematomorfi.

Dal punto di vista trofico i macroinvertebrati occupano tutti i livelli dei consumatori: alcuni si nutrono di alghe bentoniche (raschiatori), altri di frammenti di animali o vegetali morti che raccolgono sul substrato (raccoglitori, detritivori, tagliuzzatori) o che filtrano dall'acqua (filtratori), ed altri ancora di invertebrati, avannotti o girini di anfibi (predatori); inoltre i macroinvertebrati sono la base dell'alimentazione per molti pesci¹. La loro distribuzione è influenzata principalmente dalla natura del substrato, dalla velocità della corrente, dalla profondità, dalla termica, dal chimismo dell'acqua e dalla quantità di cibo disponibile. In ambiente lotico numerosi adattamenti morfologici, fisiologici e comportamentali permettono a questi organismi di resistere alla forza della corrente. Possono infatti presentare appiattimento del corpo e forma affusolata, ventose, cuscinetti adesivi, uncini, unghie rinforzate, zavorre e secrezioni filamentose e appiccicose. A livello comportamentale hanno abitudini criptiche e attuano migrazioni controcorrente e voli di risalita del corso d'acqua per l'ovideposizione; la deriva a valle viene sfruttata come meccanismo di colonizzazione (Ghetti, 1986).

Gli ecosistemi d'alta quota sono caratterizzati da un'elevata sensibilità a diversi tipi di alterazioni naturali e indotte dalle attività umane che sempre più vengono a interessarli quali turismo, deviazioni a scopo idroelettrico, pascolo ecc. (Chapin et al., 1994; Brittain et al., 2000). Inoltre gli organismi che li popolano sono ottime "sentinelle" di tali alterazioni, a breve e a lungo termine (McGregor et al., 1995). Il diverso contributo di acque provenienti da scioglimento glaciale, nevai, sorgenti e precipitazioni, genera sensibili differenze nel regime idrologico e nelle qualità fisiche delle acque, influenzando la distribuzione della comunità zoobentonica, che varia fortemente spostandosi dalla sorgente verso valle (Brittain e Milner, 2001). È noto che all'aumentare della quota e all'aumentare della "glacialità" di un corso d'acqua si osserva una progressiva riduzione di biodiversità (Maiolini e

¹ <http://www.arpa.vda.it/it/acqua/acque-superficiali/acque-correnti/1361-1361-macroinvertebrati-e-indice-storici-mi-descrizione-della-comunita-e-del-metodo>

Lencioni, 2001), riduzione fortemente dipendente dall'origine delle acque stesse. I macroinvertebrati bentonici sono ubiquitari, poco mobili e relativamente facili da campionare e identificare, il che riduce lo sforzo di ricerca associato al loro studio ². Hanno una durata di vita sufficientemente lunga per riflettere gli effetti dell'inquinamento, sono ben conosciuti dal punto di vista autoecologico, possono essere facilmente allevati in laboratorio e questo fa dei macroinvertebrati bentonici ottimi indicatori di qualità dell'acqua e più in generale di cambiamenti ambientali (Sansoni, 2001). Queste caratteristiche riconoscono i macroinvertebrati come ottimi indicatori di qualità ambientale, infatti sono stati presi in considerazione dalla Direttiva sulle Acque Europea (WFD, Direttiva 2000/60/CE) quali elementi biologici da utilizzare per valutare lo stato ecologico degli ambienti lacustri. Tuttavia, il loro uso in programmi di monitoraggio è ad oggi limitato a causa della scarsa conoscenza delle loro risposte specifiche ai diversi stress, in particolare nei laghi (Lencioni et al. 2007a).

Gli ecosistemi fluviali presentano una struttura e un funzionamento variabili fra torrente e torrente, ma anche all'interno di uno stesso corso d'acqua; infatti esiste un'ampia varietà di fattori idrologici e geomorfologici che vanno ad influenzare le comunità zoobentoniche di un corso d'acqua (Brittain et al., 2000). I torrenti d'alta quota sono ambienti che mettono a dura prova la vita degli organismi che vi abitano e che impediscono ad altri di stabilirsi; le acque fredde, il vento, l'elevata pendenza con la conseguente alta velocità del flusso, l'instabilità del substrato sono solo alcuni dei fattori limitanti in questi ecosistemi (Ward, 1994). Un altro problema è la scarsità di detrito vegetale all'interno del torrente. Questa risorsa è alla base della catena alimentare nei torrenti e fiumi di quote minori ed è costituita principalmente da materiale alloctono che viene immesso nell'ecosistema acquatico dalla vegetazione circostante (Tank et al., 2010); nei torrenti montani questo apporto è minimo, poiché la tipica vegetazione riparia è assente (Füreder, 1999). Nell'ambiente di prateria alpina infatti, sono presenti solamente arbusti di piccola taglia, piante erbacee, muschi e licheni (Füreder, 1999); alle quote più alte anche questa vegetazione scompare, lasciando spazio alla roccia nuda e a depositi di massi e ciottoli. Gli unici organismi vegetali che riescono ad instaurarsi nelle fredde acque d'alta quota sono principalmente alghe e in alcuni casi briofite. In particolare si possono trovare dei biofilm di diatomee che si formano sui ciottoli presenti nel torrente (Milner & Petts, 1994) e una determinata specie di crisofita, *Hydrurus foetidus* (Villars), che è spesso l'alga dominante in ambienti glaciali (Ward, 1994). Queste alghe rappresentano delle fonti essenziali di cibo per gli invertebrati, visto l'apporto praticamente inesistente di materiale vegetale alloctono (Milner & Petts, 1994). Nelle zone più prossime al ghiacciaio spesso non c'è nessuna forma di vita vegetale e quindi i pochi macroinvertebrati in grado colonizzare questi ambienti, basano la loro sopravvivenza su pollini, semi, spore, frammenti di piante e insetti morti trasportati dal vento (Ward, 1994).

² Vedi nota 1

La classificazione dei torrenti alpini a seconda della loro fonte d'acqua principale, proposta da Ward (1994), che ci permette di distinguere le tipologie di corsi d'acqua rinvenibili in alta quota, non ci consente però di evidenziare quali siano i meccanismi idrologici fondamentali che legano la provenienza dell'acqua alle comunità di organismi che abitano i torrenti. Questi concetti sono spiegati accuratamente da Milner & Petts (1994), Füreder (1999) e ripresi da Maiolini, Lencioni (2000).

Proprio Milner & Petts (1994) infatti, hanno proposto un modello (Figura 1) che è in grado di prevedere il gradiente delle comunità zoobentoniche nei torrenti glaciali, in base a due variabili principali: temperatura dell'acqua e stabilità dell'alveo. In particolare questo modello lega il gradiente di distribuzione dello zoobenthos a questi due fattori, in funzione della distanza dal fronte glaciale e del tempo trascorso dalla deglaciazione.

La ridotta temperatura dell'acqua è un fattore determinante che impedisce a numerosi taxa di colonizzare i corsi d'acqua glaciali. Tuttavia, anche se il range di temperatura risulta adatto, l'instabilità dell'alveo è un fattore che può impedire o ritardare la colonizzazione da parte di alcuni taxa e permettere ad altri organismi tolleranti al freddo di rimanere dominanti all'interno della comunità (Milner & Petts, 1994; Brittain & Milner, 2001). Infatti vicino al ghiacciaio, l'elevato carico di sedimenti e l'estrema variabilità del flusso durante il periodo di massima ablazione, originano un sistema molto instabile, caratterizzato da frequenti spostamenti dell'alveo. Scendendo di quota, si ha un ambiente più stabile, poiché la variabilità del flusso si riduce e il disturbo è quindi minore (Milner & Petts, 1994). In ogni caso bisogna sottolineare che i gradienti di distribuzione dei macroinvertebrati sono spesso discontinui, a causa di altri fattori che possono rivestire localmente una grande importanza; ad esempio la presenza di laghi può fungere da regolatore termico e idrologico, oppure la morfologia della valle fluviale (pendenza, larghezza, affioramenti rocciosi) può influenzare i regimi di portata, la temperatura dell'acqua, i soluti disciolti e la torbidità (Milner & Petts, 1994; Brittain et al., 2000). Anche la presenza di vegetazione riparia può avere un ruolo nella stabilizzazione del substrato, mentre l'immissione di affluenti nel torrente principale può andare a modificare alcune caratteristiche dell'acqua, come la temperatura o la concentrazione di solidi in sospensione (Milner & Petts, 1994).

Secondo Milner & Petts (1994), gli organismi più adattati a sopravvivere nella zona del metakryal (adiacente alla fronte del ghiacciaio) sono i ditteri chironomidi appartenenti al genere *Diamesa*. Essi sono dominanti nelle zone in cui la temperatura dell'acqua rimane sempre inferiore ai 2°C e spesso sono gli unici organismi presenti. Il genere *Diamesa* è molto diversificato, con oltre settanta specie conosciute per la regione olartica (Pinder, 1983). Tutte queste specie sono molto tolleranti al freddo e presentano numerosi adattamenti che permettono loro di sopravvivere nei torrenti glaciali (Milner & Petts, 1994); molte di queste specie infatti sono in grado di completare il loro ciclo vitale anche a

temperature estremamente basse e le larve presentano una serie di adattamenti per ancorarsi al substrato e resistere al freddo (Milner & Petts, 1994). Nella zona del metakryal, secondo Milner & Petts (1994), indipendentemente dall'instabilità del substrato in alveo, è la temperatura il fattore limitante che impedisce ad altri taxa di colonizzare il corso d'acqua. Infatti secondo gli autori, le specie di *Diamesa* potrebbero essere eliminate dalla competizione in un canale con alveo stabile; tuttavia, in condizioni di instabilità, esse risultano dominanti per la quasi assenza di competizione da parte di altri taxa.

Nella zona dell'hypokryal, dove la temperatura aumenta leggermente (compresa fra i 2°C e i 4°C) e l'alveo è un po' più stabile, cominciano ad essere presenti altri chironomidi, appartenenti sia alla sottofamiglia diamesini che alla sottofamiglia ortoclaadiini, e alcune specie di ditteri simuliidi (Milner & Petts, 1994).

Quando i valori di temperatura salgono sopra i 4°C cominciano a comparire anche altri ordini di insetti. Dapprima efemerotteri (betidi e nemuridi) e plecoteri (cloroperlidi) e poi, quando il substrato diventa più stabile, anche tricoteri e altri taxa di efemerotteri, plecoteri e ditteri; i chironomidi rimangono solitamente abbondanti nella comunità, ma prevalgono altri taxa (Milner & Petts, 1994).

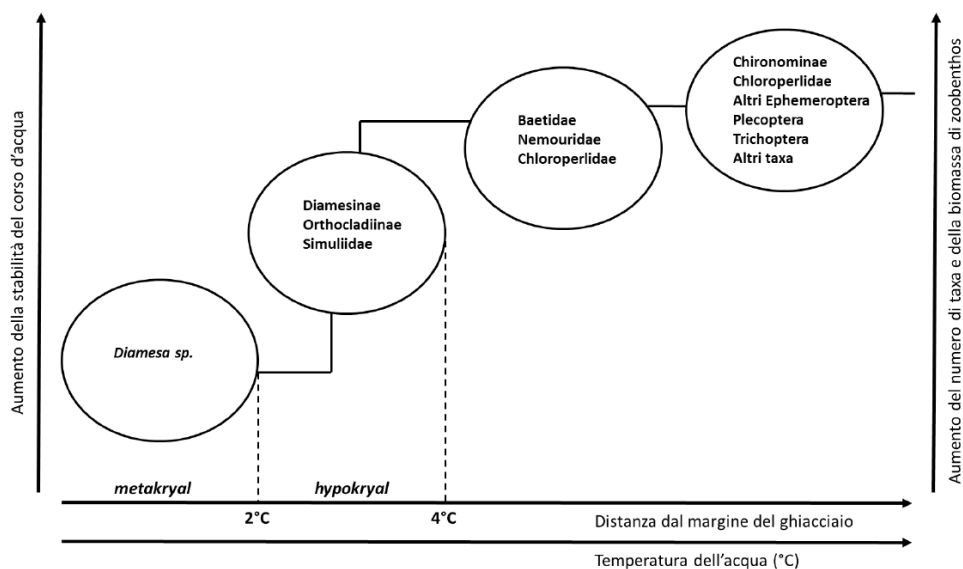


Figura 1.1: Modello del gradiente di distribuzione dei macroinvertebrati bentonici proposto da Milner & Petts (1994) - (grafico rielaborato da Daniele Debiasi). Da osservare come il numero di taxa sia positivamente correlato con l'innalzamento della temperatura e la stabilizzazione del substrato, che coincidono con un aumento della distanza dal ghiacciaio.

I torrenti d'alta quota riducono al minimo il loro flusso durante il periodo invernale e in alcuni casi possono ghiacciare completamente fino all'interno del substrato (Ward, 1994; Kownacka & Kownacki, 1972; Kownacki, 1985); questo accade specialmente quando le rigide temperature invernali si combinano con l'assenza di copertura nevosa, fattori che mettono a dura prova gli organismi che vivono nel torrente. Infatti i torrenti glaciali nelle parti più in quota mancano di un fattore di ricolonizzazione molto importante, ossia il drift (Kownacki, 1985); questo fenomeno permette agli organismi di insediarsi nelle zone a quote più basse, lasciandosi semplicemente trascinare a valle dalla corrente. È evidente come questo non sia possibile nel caso in cui ci si trovi già nel punto di quota maggiore del torrente. Gli organismi che abitano questi torrenti "temporanei" devono quindi sopravvivere alla disidratazione e al congelamento e riuscire a ricolonizzare il torrente al momento del disgelo, deponendo uova o risalendo dalle zone sottostanti una volta che il flusso d'acqua viene ripristinato - (Ward, 1994). Per affrontare queste condizioni estreme, gli organismi di questi ambienti così inospitali hanno evoluto un insieme di strategie morfologiche, comportamentali, ecologiche, fisiologiche e biochimiche (Lencioni, 2004).

I principali adattamenti di tipo morfologico sono i seguenti (Lencioni, 2004):

- **Melanismo:** comune negli organismi terrestri e acquatici di alta quota, con lo scopo di favorire l'assorbimento del calore, proteggendo allo stesso tempo dalla radiazione UV-B.
- **Riduzione delle dimensioni corporee:** presenta numerosi vantaggi, fra cui minori esigenze alimentari, crescita e completamento del ciclo vitale più rapidi, maggiori possibilità di trovare microhabitat riparati per superare l'inverno.
- **Aumento della pubescenza corporea:** per conservare il calore prodotto tramite la contrazione muscolare (tipico in organismi volatori "terrestri").
- **Brachitterismo e atterismo:** condizioni di riduzione o assenza completa delle ali, che può presentarsi in organismi di alta quota, in risposta a temperature troppo basse per consentire il volo o in presenza di forti venti che potrebbero trasportare via gli individui. Questa condizione limita gli spostamenti, ma consente agli individui di risparmiare l'energia che verrebbe normalmente destinata al processo di formazione delle ali.

Queste caratteristiche morfologiche implicano un cambio forzato delle strategie di accoppiamento (a terra e non più in volo) e di alimentazione.

Ci sono poi adattamenti comportamentali (Lencioni, 2004), fra cui:

- **Termoregolazione al sole:** utilizzo della radiazione solare per scaldarsi.

- **Partenogenesi, poliploidia e ovoviviparità:** strategie legate alla difficoltà di trovare un partner con cui accoppiarsi, che permettono alle specie di riprodursi anche in assenza di altri individui.
- **Selezione dell'habitat:** gli organismi possono spostarsi in zone non soggette all'essiccamento o alla glaciazione durante il periodo invernale (es. zona iporreica).
- **Costruzione di bozzoli sericei:** alcune specie di insetti costruiscono attorno a sé un bozzolo utilizzando la propria saliva e sospendono la crescita, lo sviluppo e l'alimentazione fino al disgelo, rimanendo protetti dal ghiaccio.

Esistono anche adattamenti di tipo ecologico, legati per lo più al ciclovitale, che consentono agli organismi di rispondere al meglio alla variabilità e all'imprevedibilità delle condizioni ambientali (Lencioni, 2004):

- **Allungamento del ciclo vitale e diapausa:** alcuni organismi di alta quota sono in grado di bloccare temporaneamente il loro sviluppo, riducendo di molto il metabolismo per affrontare i periodi più avversi (diapausa). In questo modo il loro ciclo vitale non si completa in un anno, ma richiede più anni a seconda delle condizioni ambientali.
- **Univoltinismo o bivoltinismo:** diverse specie artiche/alpine riducono il numero di generazioni/anno, a causa della ridotta durata della stagione favorevole in alta quota.

Infine ci sono anche adattamenti di tipo fisiologico-biochimico, che permettono ad alcuni insetti ben adattati di superare senza danni periodi prolungati di esposizione al freddo ("cold hardiness") - (Lencioni, 2004):

- **Ibernazione:** è un processo che implica il congelamento dei fluidi extracellulari e raramente dei tessuti. Alcuni insetti sono in grado di secernere alcune sostanze (crioprotettori e anticongelanti) che svolgono molteplici funzioni; alcuni esempi sono: abbassare il punto di congelamento, proteggere le strutture delle macromolecole dai danni da congelamento, ridurre la formazione di cristalli di ghiaccio e fungere da fonte di riserva di amminoacidi, carbonio e acqua utilizzabili in primavera dall'insetto.
- **Sottoraffreddamento ("supercooling"):** si tratta del mantenimento dei fluidi corporei in uno stato "non ghiacciato", a temperature molto più basse del punto di congelamento naturale (fino a -20/-40 °C). Le larve delle specie che adottano questa strategia, sintetizzano prima dell'inverno una gran quantità di crioprotettori e anticongelanti e li accumulano in grandi concentrazioni nell'emolinfa, abbassando così di molto il punto di congelamento.

1.3. I Ditteri Chironomidi

I Ditteri sono Insetti cosmopoliti colonizzatori, nei diversi stadi del ciclo vitale, di quasi tutti gli ambienti.

Gli adulti sono dotati di un solo paio di ali anteriori membranose, mentre le posteriori sono trasformate in bilancieri per la stabilizzazione del volo. Le larve sono vermiformi di forma variata, prive di zampe articolate ma con organi di locomozione o adesione come pseudopodi, cuscinetti ambulacrali, uncini, setole e dischi; possono essere eucefale, emicefale o acefale. Le modalità di alimentazione sono varie: si possono trovare da raschiatori di patine algali e batteriche, a filtratori di plancton e particelle organiche, tagliuzzatori e raccoglitori-inghiottitori e succhiatori.³

Tra le diverse famiglie dei Ditteri, i *Chironomidae* sono il gruppo dominante all'interno delle comunità di invertebrati bentonici nei fiumi alpini, specialmente ad altitudini e latitudini più elevate (Lods-Crozet et al., 2001).

1.3.1. Morfologia e fenologia:

I Chironomidi sono Insetti appartenenti all'ordine dei Ditteri e al sottordine dei Nematoceri, caratterizzati da antenne lunghe e filiformi, corpo esile ed allungato, zampe lunghe, ali strette e allungate.

Sono insetti olometaboli, cioè subiscono metamorfosi completa, passando da una fase larvale ad una adulta attraverso un periodo in cui l'animale non si nutre (fase pupale).

Le larve sono eucefale, vermiformi, apneustiche: il loro corpo è costituito da una capsula cefalica chitinoso ben sviluppata, un torace e un addome composti rispettivamente da tre e da dieci segmenti. Sul primo segmento toracico e sull'ultimo addominale vi sono in posizione ventrale una coppia di pseudopodi muniti di unghie, che usano per aggrapparsi al substrato. ogni segmento inoltre può portare setole isolate o disposte a ciuffi. Hanno lunghezza variabile da 2 a 30 mm e la loro colorazione varia dal grigio al giallo bruno, al violetto, all'arancione, al rosso e al verde. Sull'ultimo segmento addominale sono di solito presenti da 2 a 6 protuberanze dette tubuli anali mentre a livello del penultimo segmento si trovano generalmente due ciuffi di setole per lo più inserite su tubercoli.

Le pupe hanno dimensioni e colore simili a quelli delle larve ad hanno la parte anteriore del corpo ingrossata per la presenza degli astucci di antenne, zampe ed ali dell'adulto. Sono spesso provviste di

³Atlante per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane".12., CHIRONOMIDI, 1 (Uberto Ferrarese e Bruno Rossaro, 1981)

una coppia di organi respiratori toracici (corni) che possono essere semplici o variamente ramificati, e di una coppia di lobi anali sull'ultimo segmento, talvolta provvisti di setole natatorie. Le pupe possono nuotare liberamente o, nelle specie tubicole, possono rimanere parzialmente incluse nel tubo larvale stesso.

Gli adulti sono lunghi da poco meno di 1 a circa 14 mm ed hanno antenne molto lunghe, piumose nei maschi e moniliformi nelle femmine e presentano un apparato boccale di tipo succhiante. Gli adulti hanno vita breve, di poche settimane, e formano sciami riproduttivi soprattutto in primavera e in autunno. Le femmine depongono le uova o sulla superficie dell'acqua o in prossimità delle rive in ammassi gelatinosi.⁴

Il numero di generazioni all'anno (voltinismo) è variabile da 1/7 (che significa una generazione che richiede 7 anni per essere completa) (Butler, 1982) a 5-7 (Tokeshi 1986, 1995) generazioni all'anno. In genere, cicli vitali molto lunghi sono comuni in specie che vivono in ambienti polari dove la "finestra biologica" è ridotta a poche settimane all'anno (Lencioni, 2004).



Figura 1.2: Nell'immagine a sinistra è rappresentato il ciclo vitale del genere Diamesa: larva (in basso a sinistra), pupa (in basso a destra) e adulto (in alto a sinistra il maschio e a destra la femmina) - (foto di V. Lencioni); nell'immagine a destra è rappresentata la fase di accoppiamento tra due adulti - (foto di Daniele Caserini)

⁴ Vedi nota 3

1.3.2. Zoogeografia:

Le prime testimonianze della presenza dei Chironomidi sulla Terra sono rappresentate da inclusioni in ambre baltiche e zanzibariane risalenti a vari periodi del Mesozoico (245-65 MA) e del Cenozoico (65 MA- attuale). Secondo Brundin (1966), le prime forme abitavano il tratto superiore di piccoli torrenti freddi montani, da cui si sarebbero poi diffuse in altri habitat per radiazione adattativa secondaria a partire dal Giurassico (208-146 MA). Gli ambienti lentici sarebbero stati colonizzati ad alte latitudini da forme stenoterme fredde (*Diamesinae* e *Orthoclaadiinae*) e solo secondariamente si sarebbero sviluppate forme derivate, adattate alla zona profonda di laghi a latitudini più basse (*Chironominae*) (Brundin 1974). Attualmente i Chironomidi sono gli unici Nematoceri a distribuzione cosmopolita, presenti in tutte le regioni zoogeografiche.

Negli anni novanta si sono intensificati gli studi sugli ecosistemi acquatici d'alta quota, in particolare in relazione ai cambiamenti climatici in atto che stanno comportando l'estinzione dei ghiacciai (Füreder 1999; Castella et al. 2001; Maiolini et al. 2006b; Lencioni et al. 2007d.)

La regione alpina, ad esempio, rappresenta un ambiente unico ancora poco conosciuto, caratterizzato da condizioni climatiche avverse e da catene montuose invalicabili; nonostante ciò gradienti zoogeografici e fenomeni di endemismo non sono attualmente noti per i Chironomidi di questa regione (Rossaro et al. 2006).

1.3.3. Ecologia:

I dati distribuzionali e studi specifici hanno permesso di capire quali sono i principali fattori ambientali che determinano le tassocenosi a Chironomidi (per esempio la temperatura, la stabilità e la granulometria del substrato) (Rossaro 1991a, 1991b; Lencioni & Rossaro 2005), ma le informazioni sulle preferenze ecologiche delle singole specie sono ancora scarse (Lindegaard 1995a). Per questa ragione i Chironomidi, nonostante si prestino per l'elevato numero di specie a valenza ecologica diversificata e per la loro ubiquità negli ambienti dulciacquicoli, sono stati considerati per lo più a livello di genere o famiglia e non di specie negli indici biotici (Rosenberg 1992; Le Foche et al. 2005; Marziali et al. 2006b; Rossaro et al. 2006b); per esempio, nell'unico indice che la legge italiana (D.Lgs. 152/99) prevede per il monitoraggio delle acque correnti l'Indice Biotico Esteso (IBE), sono considerati a livello di famiglia (Ghetti 1986, 1997, 2001).

Nei torrenti montani i Chironomidi sono certamente i Ditteri più abbondanti, sia in termini di numero di individui che di specie. Alle quote più elevate e negli ambienti più estremi, quali i primi tratti dei torrenti glaciali, sono in genere gli unici invertebrati presenti. È nota una chiara successione

longitudinale (monte-valle) a livello di sottofamiglia e, in certi casi, di genere o specie. Nei tratti più a monte, dove le acque sono fresche e ben ossigenate, abbondano *Diamesinae* e *Orthocladiinae*, a cui appartengono diverse specie reofile e stenoterme fredde, ovvero adattate a vivere nelle acque turbolente, torbide e costantemente fredde dei torrenti glaciali. In particolare, le larve di *Diamesa spp.* Mostrano gli adattamenti più svariati alla corrente veloce e al substrato instabile, tra cui:

- lo sviluppo di lunghi e robusti unghioni per aggrapparsi al fondo;
- l'allungamento degli pseudopodi posteriori per aumentare la base di appoggio al substrato e quindi la stabilità della larva;
- la costruzione di astucci di sabbia "cementati" con la saliva per proteggersi dalla corrente.

(Lencioni, 2002).

Queste specie dipendono per il nutrimento essenzialmente da materiale organico trasportato dal vento (spore, pollini, frammenti vegetali, insetti morti) che rimane intrappolato nei ghiacci e viene rilasciato nelle acque dei torrenti con il disgelo.

Per quanto riguarda la distribuzione altitudinale dei Chironomidi nei torrenti, le zone torrentizie più a monte, dove la temperatura dell'acqua in estate non supera i 3-4 °C, sono caratterizzate dall'assoluto dominio della sottofamiglia delle *Diamesinae* con il genere *Diamesa* (Maiolini & Lencioni 2001). Questo è particolarmente vero nei torrenti glaciali.

1.3.4. Biomonitoraggio:

Tra i macroinvertebrati i Chironomidi sono considerati ottimi bioindicatori delle acque interne in quanto (Rossaro et al. 2006a):

- sono ubiquitari, a distribuzione cosmopolita e presenti (allo stadio larvale/pupale) in tutti gli ambienti dulciacquicoli, anche in quelli molto inquinati;
- comprendono molte specie ad ampia (euriece) e ristretta (stenoecie) valenza ecologica;
- occupano tutti i ruoli trofici dei consumatori: raschiatori, raccoglitori, detritivori, tagliuzzatori, filtratori, predatori;
- hanno cicli vitali relativamente lunghi;
- alcune specie (ad esempio *Chironomus riparius*) sono facilmente allevabili in laboratorio.

Tutto ciò fa dei Chironomidi dei buoni indicatori biologici, capaci di segnalare anche minime variazioni delle condizioni ambientali in cui si trovano (Lencioni 1997). Tuttavia, le difficoltà

tassonomiche e la carenza di informazioni sulle caratteristiche ecologiche delle singole specie hanno finora ostacolato il loro uso nei sistemi di monitoraggio biologico.

I Chironomidi vengono anche considerati ottimi bioindicatori di condizioni climatiche del passato. Le capsule cefaliche delle larve di Chironomidi sub-fossili presenti nei sedimenti lacustri vengono infatti studiate per ricostruzioni paleoecologiche e paleoclimatiche (Walker 1993).

In particolare i Chironomidi rappresentano indicatori molto sensibili ai cambiamenti climatici, in quanto sembra che la composizione della comunità sia strettamente correlata con la temperatura media estiva dell'aria in superficie (Walker et al. 1991). La temperatura è uno dei principali fattori, insieme all'ossigeno, che influenza i cicli vitali, la distribuzione e la sopravvivenza dei Chironomidi (Rossaro 1991b).

Capitolo 2

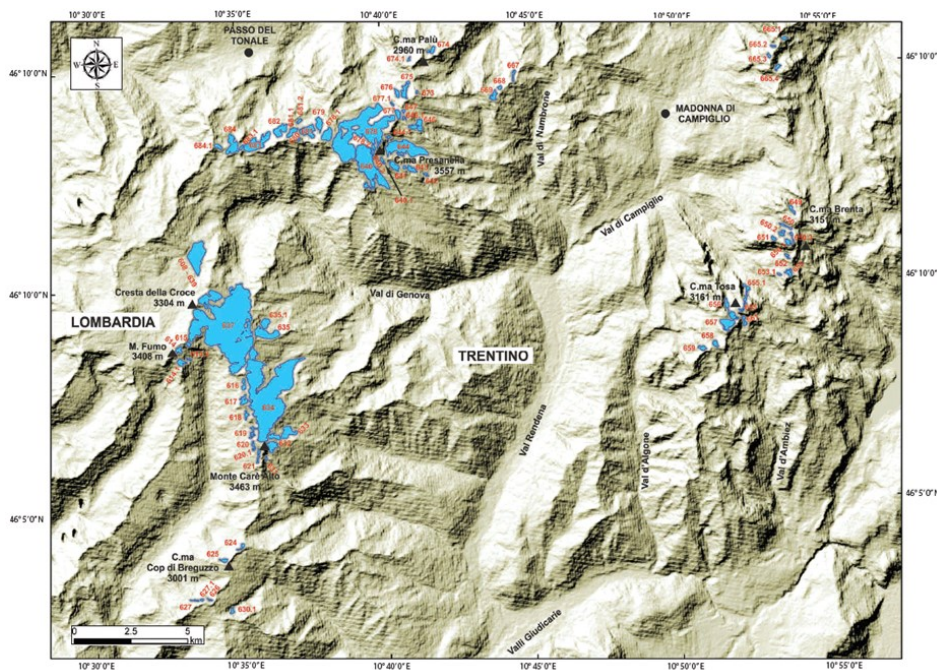
Scopo della tesi

Questo lavoro si inserisce in uno studio a lungo termine sull'ecologia dei torrenti alpini svolto dal MUSE - Museo delle Scienze di Trento. Le specie altamente specialiste che colonizzano i torrenti glaciali sono a rischio di estinzione a causa del ritiro dei ghiacciai. Nell'ambito della tesi è stata studiata la comunità di macroinvertebrati del torrente glaciale Conca, alimentato dal Ghiacciaio del Carè Alto, in relazione a diversi parametri ambientali (es. temperatura, conducibilità, pH, portata, stabilità dell'alveo, produzione primaria). In questo lavoro di tesi sono state analizzate tre stazioni su dieci campionate durante l'attività di campo, sono state scelte quelle collocate a quote maggiori, in quanto più sensibili all'effetto del cambiamento climatico. Inoltre è stato eseguito un confronto con dati raccolti in anni precedenti, per valutare eventuali cambiamenti nella struttura delle comunità nel tempo.

Capitolo 3

Area di studio

In Provincia di Trento sono presenti 115 ghiacciai che ricoprono una superficie totale di 30,96 km² (circa l'8% dell'area glacializzata in Italia - Smiraglia & Diolaiuti, 2015). Questi ghiacciai sono ubicati in 5 gruppi montuosi: l'Ortles- Cevedale, l'Adamello-Presanella, il Gruppo di Brenta, la Marmolada e le Pale di San Martino. La superficie maggiore si trova sull'Adamello-Presanella (19,05 km², dati da 58 corpi glaciali, con una superficie media di 0,33 km²). Molto minore è invece la superficie glacializzata nei corpi dolomitici (Marmolada, Pale di San Martino e Brenta), con soli 2,69 km², dati da 33 corpi glaciali. Nel gruppo Ortles-Cevedale si trovano i restanti 24 ghiacciai, per una superficie totale di 9,22 km² (Smiraglia & Diolaiuti, 2015).



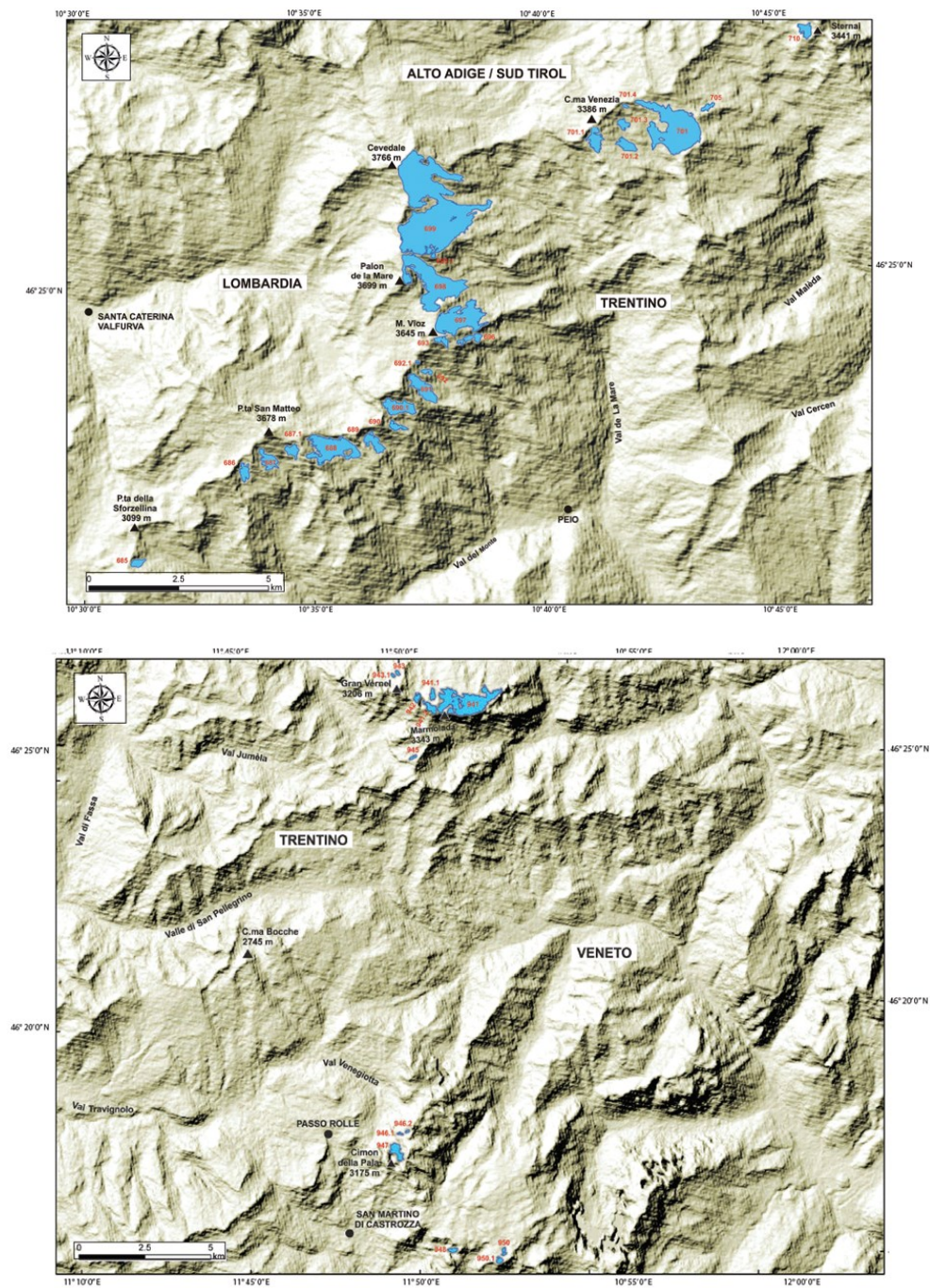


Figura 3.1: Distribuzione dei ghiacciai nel territorio della Provincia Autonoma di Trento; nella prima immagine (a) si possono osservare i ghiacciai del gruppo Ortles-Cevedale, nella seconda (b) quelli dell'Adamello-Presanella e Dolomiti di Brenta e nella terza (c) la Marmolada e le Pale di San Martino (Smiraglia & Diolaiuti, 2015).

3.1. La Val Conca e il Ghiacciaio Carè Alto

L'area di studio si trova in Provincia Autonoma di Trento (Trentino-Alto Adige, Italia).

La Val Conca (46°N, 10°E) si trova nella parte orientale delle Alpi, all'interno del Parco Naturale Adamello-Brenta e si estende tra 3462 m s.l.m. (Monte Care Alto) e 1300 m s.l.m. comprendendo il torrente glaciale Conca.

Il ghiacciaio Carè Alto è un piccolo ghiacciaio all'interno del Gruppo dell'Adamello-Presanella che si trova sul versante orientale del Monte Carè Alto (esposizione sud-est,) alla testata della Val Conca, tributaria di destra della Val Borzago. È alimentato dalle precipitazioni nevose dirette e, soprattutto nella parte alta, dalle valanghe che si staccano dalla parete orientale del Carè Alto. Questo massiccio è costituito dall'affioramento di un plutone che si è formato 35-40 milioni di anni fa, in seguito alla solidificazione di magmi acidi (Bombarda, 1995; Lencioni, 2000). Esso presenta un'ampia varietà di litologie (tonalite, granodiorite, granito, quarzodiorite), ma nella zona del ghiacciaio di Conca è dominante la tonalite (Lencioni, 2000).

A valle si nota una grande morena semicircolare che attesta la posizione raggiunta dal ghiacciaio durante la Piccola Età Glaciale (1550-1850). Il Catasto dei Ghiacciai Italiani, relativo al 1962, attribuisce a questo ghiacciaio una superficie di circa 27 ettari, ridottasi a circa 18 ettari all'inizio degli anni '90. Dal 1989 al 2000 il ghiacciaio ha ritirato la sua fronte di circa 27 m.



Figura 3.2: Ghiacciaio di Conca (foto da drone, luglio 2022). (Fotografie del ghiacciaio gentilmente concesse da Cristian Ferrari).

Di seguito è riportata una mappa (Figura 3.3) elaborata tramite il software ArcGIS, nella quale si può osservare il ritiro del Ghiacciaio di Conca, grazie a dati di superficie relativi a diversi anni, che vanno dalla fine della Piccola Età Glaciale (PEG - 1850) fino al 2022 (dati forniti dal Museo delle Scienze di Trento - MUSE). Inoltre nella Tabella 3.1 sono riportati i dati numerici relativi alla superficie dei ghiacciai nei vari anni, assieme alle percentuali di superficie persa e rimanente.

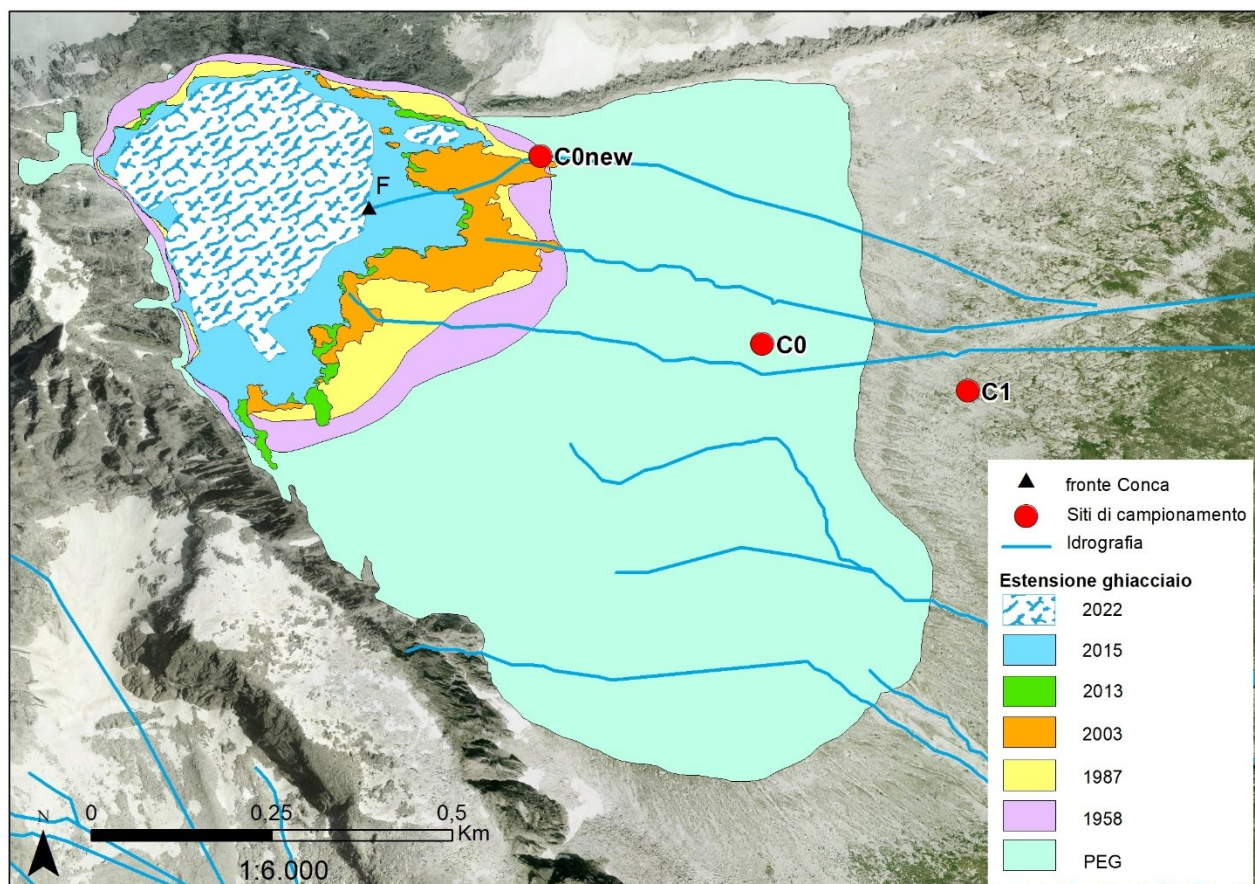


Figura 3.3: Evoluzione del Ghiacciaio di Conca a partire dalla fine della Piccola Età Glaciale (1850) fino all'anno 2022:

	2022	2015	2011	2003	1981-84	1958	PEG
ESTENSIONE (Km2)	0.09	0.14	0.14	0.17	0.27	0.27	0.78
% SUP. RIMANENTE	11.19%	17.95%	17.95%	21.79%	34.62%	34.62%	100%
% CUMULATIVA SUP. PERSA (Km2)	-88.81%	-82.05%	-82.05%	-78.21%	-65.38%	-65.38%	100%

Tabella 3.1: Estensione del Ghiacciaio di Conca, percentuale di superficie rimanente e percentuale di superficie persa dalla fine della Piccola Età Glaciale (1850) al 2022 (dati in parte ripresi da Smiraglia & Diolaiuti -2015 ed in parte forniti dal Museo delle Scienze di Trento – MUSE).

3.2. Stazioni di campionamento

Durante l'attività di campo avvenuta a luglio 2022 sono state campionate in totale 10 stazioni, posizionate lungo il corso del Rio Conca che scorre lungo il versante sud-orientale del Monte Carè Alto, 3 delle quali sono state prese in considerazione in questo lavoro (Figura 3.4)

La stazione C1 (Figura 3.8) si trova a 2690 m s.l.m., a una distanza di poco più di 700 metri dalla fronte glaciale (misurazione effettuata tramite il software ArcGIS – anno 2022) mentre la stazione C0 (Figura 3.7) si trova a 2833 m s.l.m., a una distanza di oltre 400 metri dalla fronte glaciale (misurazione effettuata tramite il software ArcGIS – anno 2022). Queste due stazioni sono caratterizzate da un flusso d'acqua ridotto, con uno scorrimento superficiale di pochi cm che avviene in prevalenza al di sopra di rocce montonate, testimonianze passate dell'attività del ghiacciaio. La scarsa profondità unita all'esposizione a sud/sud-est e all'assenza di vegetazione riparia, quindi di ombreggiamento, determinano temperature molto elevate.

Durante il campionamento è stata scoperta una nuova stazione, la stazione chiamata C0new (Figura 3.6), collocata a 3014 m s.l.m., a una distanza di 250 metri dalla fronte glaciale (misurazione effettuata tramite il software ArcGIS – anno 2022).

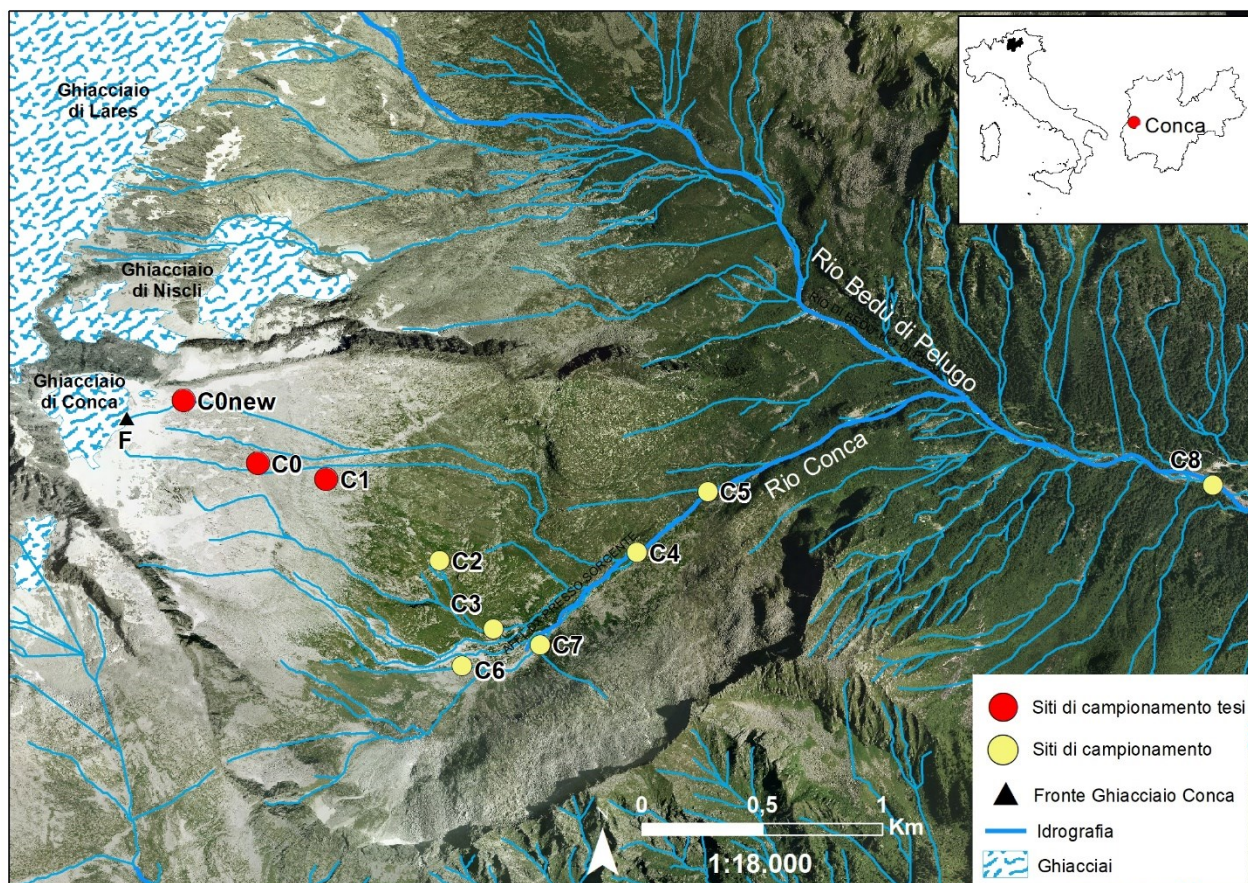


Figura 3.4: Collocazione geografica delle stazioni di campionamento (mappa elaborata dal Muse di Trento con l'ausilio del software ArcGIS).

Nella mappa (Figura 3.4) emerge il punto F, ovvero la Fronte del Ghiacciaio di Conca, collocata a 3100 m s.l.m., non considerata una vera e propria stazione di campionamento. Tuttavia, durante la fase di campo, è stata effettuata una raccolta a mano (“Hand Sampling”) (Figura 3.5) e successivamente, in laboratorio, sono state identificate n. 61 larve di ditteri chironomidi del genere *Diamesa* e una femmina adulta di chironomide. Inoltre è stata effettuata la misura di parametri ambientali quali temperatura, pH e conducibilità con conduttivimetro.



Figura 3.5: “Hand sampling” Fronte glaciale, 21/7/2022 (Fotografia gentilmente concessa da Valeria Lencioni-2022)



Figura 3.6: 1 e 2 . Stazione C0new , campionata in data 21/7/2022 (Foto scattate dall'autore durante la fase di campo); 3 e 4: Fase di campionamento C0new (Foto gentilmente concesse da Cristian Ferrari)

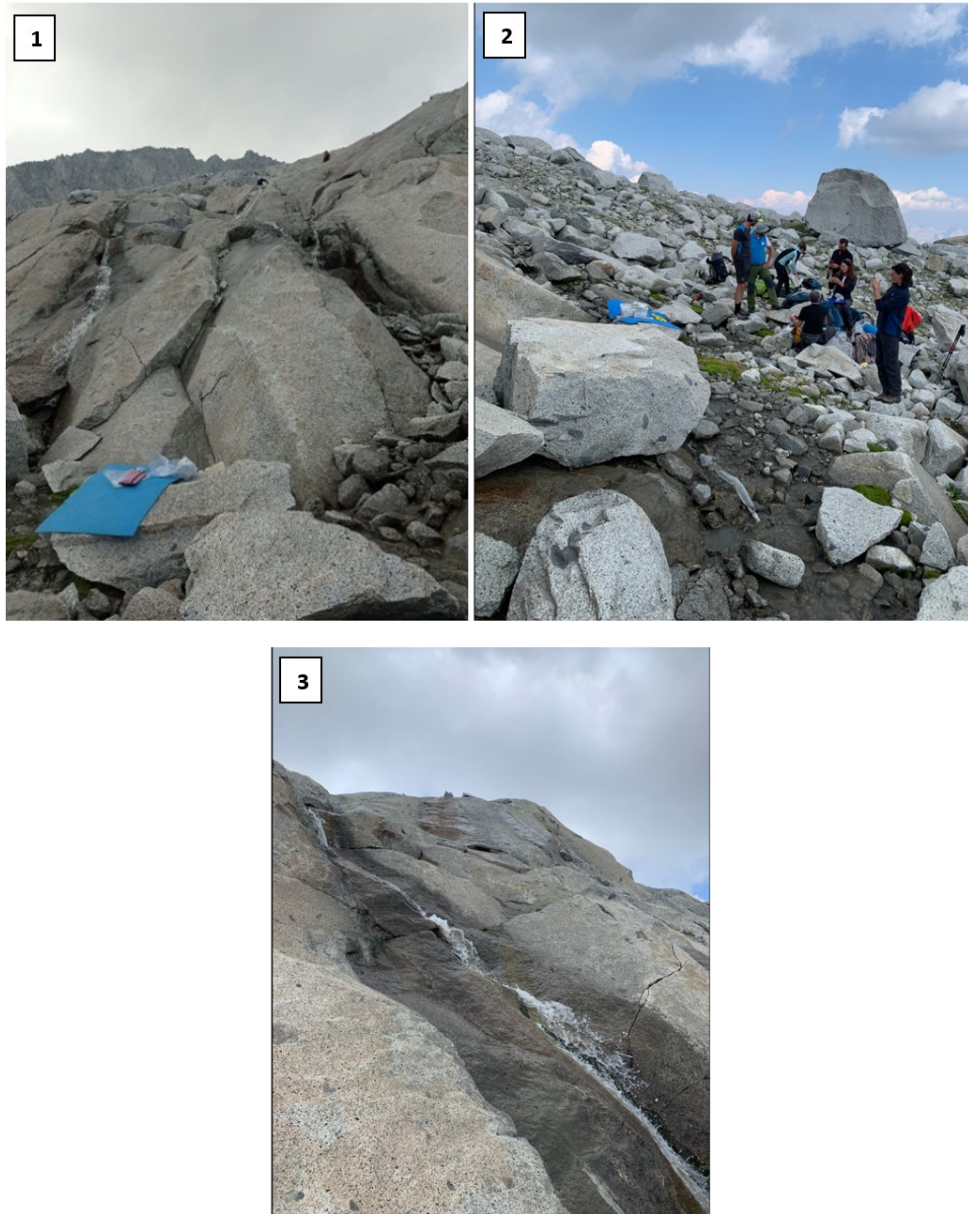


Figura 3.7: 1: Stazione C0, campionata in data 21/7/2022; 2: Fase di campionamento C0; 3: si può notare il ridotto flusso d'acqua che scorre fra le rocce montonate. (Foto scattate dall'autore durante la fase di campo).



Figura 3.8: Stazione C1, campionata in data 21/7/2022 (Foto scattate dall'autore durante la fase di campo).

(

Caratteristiche	C0	C1	C0new
GRUPPO MONTUOSO	Adamello-Presanella	Adamello-Presanella	Adamello-Presanella
GHIACCIAIO	Conca	Conca	Conca
TIPOLOGIA	Montano (Circo)	Montano (Circo)	Montano (Circo)
AREA DEL GHIACCIAIO 2022 (KM2)	0.09	0.09	0.09
QUOTA FRONTE 2022 (M S.L.M.)	3100	3100	3100
QUOTA (M S.L.M.)	2833	2690	3014
DISTANZA DALLA FRONTE 2022 (M)	438.8	710	250
TIPOLOGIA FLUVIALE	hypokryal/glacio-rhithral	hypokryal/glacio-rhithral	metakryal

Tabella 3.2: Caratteristiche dei siti di campionamento relativi al Rio Conca (dati elaborati tramite il software ArcGIS).

Capitolo 4

Materiali e metodi

4.1. Attività di campo

Per poter studiare la struttura della comunità macrobentonica di una stazione, è necessario programmare i campionamenti. È indispensabile procedere al campionamento in regime di magra e di morbida evitando le seguenti situazioni:

- durante o subito dopo eventi di piena (si consiglia di attendere almeno due settimane per consentire la completa ricolonizzazione dei substrati);
- durante o subito dopo periodi di secca estrema (si consiglia di attendere almeno quattro settimane);
- impedimenti a causa di fattori ambientali nella stima dell'estensione relativa degli habitat (ad esempio in caso di elevata torbidità).⁵

L'attività di campo è stata svolta dal 19 al 22 luglio 2022; i campionamenti hanno interessato 10 stazioni in totale, selezionate seguendo un gradiente altitudinale, ovvero partendo dalle stazioni a quote più basse in località Pian della Sega (1260 m) fino a raggiungere la fronte del ghiacciaio (circa 3100 m s.l.m.). Per questo lavoro di tesi sono state selezionate tre stazioni di campionamento: stazione C1, C0 e C0new.

⁵ http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/metodi-biologici-acque/fiumi_macroinvertebrati.pdf



Figura 4.1: carico su teleferica del materiale necessario per l'attività di campo in data 19.07.2022 (Fotografie scattate dall'autore).

4.1.1. Misura di parametri ambientali

4.1.1.1. Parametri idro-geomorfologici

4.1.1.1.1. Analisi granulometrica

Dopo aver selezionato le stazioni lungo l'asta fluviale, in ciascuna stazione è stato indagato il substrato dell'alveo, tramite una stima visiva della composizione granulometrica del sedimento in ogni replica, utilizzando le classi riportate in tabella 4.1 ⁶. Successivamente per ogni stazione è stata fatta una media della ripartizione percentuale del sedimento nelle varie classi, per ottenere una caratterizzazione generale di ogni sito, in quanto il sito campionato deve essere rappresentativo di un tratto più ampio del torrente in esame. In ciascuna stazione sono stati scelti 10 quadrati (=replicati) in base alla distribuzione dei microhabitat, in modo che fossero proporzionalmente rappresentativi di tutti i microhabitat presenti nei 15 m di stazione selezionata. I microhabitat identificati all'interno del tratto fluviale devono essere distribuiti in modo omogeneo, tra centro dell'alveo e rive, habitat lentici e lotici.

⁶ Vedi nota 5

Microhabitat	Codice	Descrizione
Limo/Argilla (<6 µm)	ARG	Substrati limosi, anche con importante componente organica, e/o substrati argillosi composti da materiale di granulometria molto fine, che rende le particelle che lo compongono adesive, compattando il sedimento che arriva talvolta a formare una superficie solida.
Sabbia (6 µm - 2 mm)	SAB	Sabbia fine e grossolana
Ghiaia (0,2 - 2 cm)	GHI	Ghiaia e sabbia grossolana (con predominanza di ghiaia)
Microlithal* (2-6 cm)	MIC	Pietre piccole
Mesolithal* (6-20 cm)	MES	Pietre di medie dimensioni
Macrolithal* (20-40 cm)	MAC	Pietre grossolane, della dimensione massima di un pallone da rugby
Megalithal* (> 40 cm)	MGL	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi dei quali viene campionata solo la superficie
Artificiale	ART	Cemento e tutti i substrati immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	IGR	Sottile strato d'acqua su substrato solido, generalmente ricoperto di muschi

Tabella 4.1. Classificazione granulometrica utilizzata per descrivere il sedimento in alveo (tabella ripresa e modificata dal “Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d’acqua guadabili” – ISPRA).

4.1.1.1.2. Indice di Pfankuch

Per ogni stazione è stato calcolato anche l'indice di Pfankuch (Pfankuch, 1975), un indice soggettivo e di tipo visuale, che viene utilizzato per calcolare la stabilità dell'alveo. Tale indice prevede di assegnare un punteggio parziale a sei variabili relative all'alveo (vedi tabella 4.2), le quali presentano un valore che aumenta al diminuire della stabilità. Sulla base del punteggio totale viene attribuita l'appartenenza ad una delle seguenti categorie di stabilità: stabilità scarsa= 45-60; stabilità discreta= 30-45; stabilità buona= 15-30; stabilità eccellente= <15.

Variabili	eccellente	buona	discreta	scarsa
Angolarità delle rocce	1	2	3	4
Luminosità del substrato	1	2	3	4
Compattezza del substrato	2	4	6	8
% di materiale stabile	4	8	12	16
Erosione e deposizione	6	12	18	24
Vegetazione acquatica	1	2	3	4
Punteggio totale	15	30	45	60

Tabella 4.2. Variabili e punteggi per il calcolo dell'indice di Pfankuch (ripresa e modificata da Pfankuch, 1975).

4.1.1.1.3. Velocità di corrente e profondità

Con l'utilizzo di un correntometro (OTT Hydrometrie Z30), sono state misurate la profondità dell'acqua nel punto di campionamento e la velocità di corrente massima (misurata a 2/3 della colonna d'acqua) per ogni replicato, in accordo con Maiolini & Lencioni (2001) e Lencioni & Rossaro (2005). Il correntometro è uno strumento costituito da un'asta metrata di metallo (che permette di misurare l'altezza dell'acqua) e di una piccola elica collegata ad un contagiri: in questo modo immergendo l'elica del correntometro in acqua per un tempo noto (1 minuto) si può registrare il numero di giri dell'elica per unità di tempo; dal valore di velocità espresso in giri/minuto, si può ottenere una stima della velocità di corrente (in m/s) utilizzando la seguente formula di conversione (Lencioni, 2000):

$$V(m/s) = [0,2546 * v(\text{giri/min})] + 0,004$$

4.1.1.1.4. Portata

La portata è stata misurata seguendo il metodo di Hongve (1987) in quanto nei torrenti montani risulta molto complicato l'utilizzo degli strumenti tradizionali per la misurazione della portata, principalmente a causa dell'irregolarità delle sezioni e delle macroscabrezze presenti in alveo. Anche la profondità ridotta dell'acqua è un fattore che fa propendere per la scelta di questo metodo (D'Agostino, 2004).

Questa procedura si basa sul principio per cui il sale, disciogliersi in acqua, provoca delle variazioni di conducibilità, rilevabili tramite un conduttivimetro. Questo metodo è stato sperimentato per la prima volta nel 1863 e, grazie al progredire delle tecniche e degli strumenti utilizzati, si è arrivati attualmente ad avere una grande precisione utilizzando quantità ridotte di sale. Le misurazioni effettuate tramite il metodo della diluizione salina permettono infatti di ottenere una misura rapida e affidabile, in particolare nei corsi d'acqua periferici, nei quali altri metodi non sarebbero facilmente applicabili (D'Agostino, 2004). Il metodo prevede il rilascio istantaneo in acqua di una determinata quantità di sale, stimata in base alla portata del torrente (0,2-1 kg in torrenti con portata inferiore al m³/sec – Lencioni, 2000), in un punto in cui la corrente risulta molto turbolenta. Dal momento del rilascio del sale in acqua, un operatore, posizionato 30-50 metri a valle del punto di immissione, annota il valore della conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$) rilevato dal conduttivimetro a intervalli di 5 secondi, fino a che la conducibilità non ritorna al valore misurato al tempo zero (D'Agostino, 2004).

La portata viene calcolata con la seguente formula (Lencioni, 2000):

$$Q(L/s) = m \cdot 106 \cdot (0.214 - 0.0003 \cdot (condt0)) \cdot \\ (0.50 + 0.02 \cdot T^{\circ}\text{C})/ts \cdot \text{SUMdiff.cond}(\mu\text{S}/m)$$

Dove m = peso del sale (kg); $condt0$ = conducibilità iniziale ($\mu\text{S}/m$); $T^{\circ}\text{C}$ = temperatura acqua; ts = intervallo di tempo; $\text{SUM diff.cond} (\mu\text{S}/m)$ = somma delle differenze di conducibilità in ogni intervallo (5s).

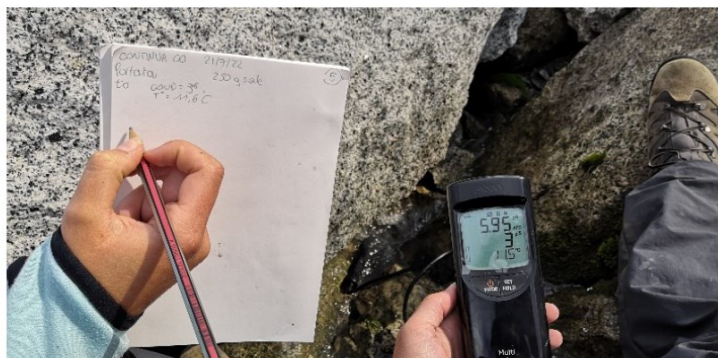


Figura 4.2: misura e annotazione della conducibilità tramite conduttivimetro (Fotografie gentilmente concesse da Giacomo Imbalzano e Serena Oss Papot - 2022).

4.1.1.1.5. Solidi sospesi

Per valutare la quantità di solidi in sospensione nelle acque dei torrenti (torbidità), sono stati raccolti dei campioni d'acqua dalle varie stazioni (250, 500 o 1000 ml in ogni sito); la quantità d'acqua da raccogliere in ogni stazione è stata valutata in base ad una stima visiva della torbidità dell'acqua. Infatti in caso di elevata torbidità (alta concentrazione di solidi in sospensione) è stata sufficiente una quantità minore d'acqua (250 ml), mentre in caso di acque più limpide è stato necessario un volume d'acqua maggiore (500 ml o 1L).

4.1.1.2. Parametri chimico-fisici

Nel corso dei prelievi, in ogni stazione sono stati registrati la data, l'ora e i seguenti parametri chimico-fisici, misurati mediante sonda multiparametrica.

4.1.1.2.1. Temperatura

Durante i campionamenti è stata effettuata una misurazione puntiforme della temperatura dell'acqua (°C) in ogni stazione, per mezzo di una sonda multiparametrica da campo (modello HI 9829, Hanna Instruments). Inoltre negli anni precedenti, sono stati posizionati dei datalogger digitali per registrare la temperatura dell'aria e dell'acqua in continuo, ad intervalli regolari di un'ora.

4.1.1.2.2. Analisi fisiche e chimiche

Per registrare i parametri chimico-fisici dell'acqua è stata usata una sonda multiparametrica da campo (modello HI 9829, Hanna Instruments) in grado di misurare temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH e conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$). In ogni stazione inoltre sono stati raccolti dei campioni d'acqua (1 L per ogni sito di campionamento) che sono stati successivamente analizzati presso il Settore Laboratorio dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA-TN), per la misurazione di: pH, conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$), alcalinità, durezza ($^{\circ}\text{F}$), alcalinità totale (mg l^{-1}), azoto ammoniacale (mg l^{-1}), fluoruri (mg l^{-1}), cloruri, azoto nitrico (mg l^{-1}), nitrati, solfati (mg l^{-1}), ortofosfato (mg l^{-1}), fosforo totale (mg l^{-1}), azoto totale (mg l^{-1}), silice (mg l^{-1}), sodio (mg l^{-1}), potassio (mg l^{-1}), calcio (mg l^{-1}) e magnesio (mg l^{-1}).



Figura 4.2: Misurazione dei parametri dell'acqua tramite sonda multiparametrica (modello HI 9829, Hanna Instruments)

4.1.1.2.3. Produzione primaria

Un altro parametro che è stato indagato è la produzione primaria, misurata tramite la concentrazione di clorofilla a. Il procedimento in campo, in accordo con Lencioni et al. (2007), prevede la raccolta del periphyton presente nel corso d'acqua, ossia della patina algale che ricopre parte delle pietre in alveo. La raccolta di questo materiale è stata effettuata tramite sfregamento di un'area nota (grazie ad un piccolo quadrato di dimensioni 3x3 cm ritagliato nella plastica) su 3 sassi raccolti casualmente dal torrente, utilizzando un banale spazzolino da denti. Sono stati sfregati tre quadrati su ognuno dei tre sassi, per un totale di 9 repliche [(3cm x 3 cm) x 3 repliche x 3 sassi = 81 cm² di superficie]. Lo spazzolino è stato immerso in una piccola quantità d'acqua distillata dopo ogni sfregamento, in modo da concentrare tutto il biofilm algale presente negli 81 cm² di superficie in poca acqua. Questo accorgimento risulta molto utile per velocizzare la seconda fase di questo procedimento; lo step

successivo infatti è la filtrazione del campione raccolto in modo da far depositare il materiale fotosintetico su di un apposito filtro (Whatman GF/C, porosità nominale $1,2\ \mu\text{m}$, non condizionati). Il processo viene fatto manualmente con un apparato di filtraggio composto da: una beuta da vuoto, un portafiltro, un imbuto da filtrazione dove viene versato il campione, delle pinze a molla per saldare l'imbuto alla base, delle pinzette e una pompa aspirante manuale, usata per velocizzare il filtraggio (IRSA-CNR, A. P. A. T., 2003 - Clorofille-9020). Infatti creando il vuoto all'interno della beuta, l'acqua viene attirata in essa dal contenitore attraverso il filtro che intrappola il biofilm algale. Un fattore fondamentale che va tenuto in considerazione durante tutto il processo, è la necessità di svolgere queste attività al buio, in quanto la luce del sole contribuisce a degradare velocemente i pigmenti fotosintetici, il che andrebbe ad alterare i successivi risultati delle analisi. Per ovviare a ciò, ogni filtro è stato inserito in un barattolo nero (barattolo dei vecchi rullini fotografici), conservato al fresco e all'ombra durante il campionamento e successivamente messo in freezer in laboratorio a -20°C .

Lo stesso procedimento è stato seguito per la raccolta di biofilm per l'analisi della biomassa, utilizzando gli stessi 3 sassi usati per l'analisi della clorofilla a (o sassi vicini e simili), per un totale di 9 repliche $[(3\text{cm} \times 3\text{ cm}) \times 3\text{ repliche} \times 3\text{ sassi} = 81\text{ cm}^2\text{ di superficie}]$. Anche in questo caso lo spazzolino è stato immerso in acqua distillata con successivo filtraggio in ombra con filtri (Whatman GF/C, porosità nominale $1,2\ \mu\text{m}$) preconditionati (1 ora in stufa a 110°C) e pesati. Dopo la filtrazione al buio e al fresco, ogni filtro è stato messo in freezer in laboratorio a -20°C .



Figura 4.4: raccolta del biofilm per l'analisi della produzione primaria (3,4,5) e filtrazione del campione raccolto (1, 2) (Fotografie scattate dall'autore, da Giacomo Imbalzano e da Serena Oss Papot - 2022).

4.1.2. Campionamento dei macroinvertebrati

Fino agli anni '70 in America e addirittura fino alla fine del secolo scorso in Europa, i programmi di monitoraggio degli ambienti acquatici si sono basati esclusivamente sugli elementi chimici e fisici. Ma mentre questi ultimi sono solamente in grado di fornire un'istantanea dell'ambiente nel momento in cui viene raccolto il campione, il monitoraggio biologico fornisce informazioni sia sulla condizione presente sia sul passato, dando una misura integrata sia nello spazio sia nel tempo della salute dell'ecosistema.

Tra tutti gli organismi che sono stati presi in considerazione per l'applicazione nel monitoraggio biologico, i macroinvertebrati bentonici sono quelli più spesso utilizzati. Questo utilizzo preferenziale è legato ai numerosi vantaggi che questi rappresentanti del biota dulciacquicolo offrono come indicatori biologici. Tra questi:

- ubiquitarietà, che ne permette l'utilizzo in tutti i tipi di corpi idrici e habitat;
- gran numero di specie, con relativo ampio spettro di risposte alle perturbazioni;
- sedentarietà, che permette l'analisi spaziale degli effetti dei disturbi;
- cicli vitali relativamente lunghi, che permettono un'analisi temporale degli effetti dei disturbi;
- tecniche di campionamento semplici e poco costose;
- buona conoscenza della tassonomia dei gruppi e disponibilità di chiavi dicotomiche;
- pluralità di tecniche d'analisi delle comunità.

Esistono comunque delle difficoltà e degli svantaggi che devono essere presi in considerazione per avere un quadro completo della validità dei macroinvertebrati come indicatori. Ad esempio:

- richiesta di un gran numero di campioni per l'analisi quantitativa, con costi anche elevati;
- possibile presenza di più fattori, oltre alla qualità ambientale, che influenzano la distribuzione e l'abbondanza delle specie;
- variabilità stagionale;
- propensione alla deriva (*drift*) di certi taxa che complica l'analisi;
- difficile identificazione tassonomica di alcuni gruppi;
- mancanza di sensibilità a certe perturbazioni, come i patogeni umani.⁷

Le tecniche di raccolta dei macroinvertebrati bentonici variano a seconda dell'ambiente che si vuole indagare e dello stadio vitale di interesse. Una piccola parte dei macroinvertebrati in acque correnti

⁷http://www.laminazione.lura.it/PDF/Monitoraggio/Macroinvertebrati%20bentonici_small.pdf

viene trasportata a valle dalla corrente finchè non trova un substrato cui ancorarsi (drift); questo processo costituisce tra l'altro uno dei principali meccanismi di colonizzazione e dispersione per gli invertebrati acquatici (Townsend 1989; Kownacki 1994). Ad un drift passivo dovuto alle normali attività di vita degli animali o ad eventi catastrofici, quali una piena improvvisa o un brusco cambiamento della qualità dell'acqua, si associa un drift di tipo attivo, grazie al quale gli invertebrati sfuggono ai predatori e a situazioni ambientali avverse evitando zone ad elevata pressione competitiva (Brittain & Eikeland 1988). Fattori determinanti per il drift sono la portata e il fotoperiodo: infatti il numero di organismi trascinati a valle aumenta notevolmente nei periodi caratterizzati da elevata velocità di corrente e portata. Il fotoperiodo determina invece diversi tipi di comportamento da parte degli invertebrati: Plecotteri, Efemerotteri e Tricotteri tendono ad effettuare gli spostamenti volontari nelle ore crepuscolari o notturne, in modo da essere meno visibili ai predatori; Chironomidi e Simulidi, più piccoli, tendono invece a prediligere le ore centrali del giorno (Lencioni et al. 2001; Maiolini et al. 2006a).

In ambienti di alta quota, la modalità di campionamento dei macroinvertebrati si discosta in parte dalla procedura standard applicata ai corsi d'acqua di bassa quota e descritta nel "Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili", fornito dall'ISPRA e adottato come riferimento in tutto il territorio nazionale ⁸. Questa differenziazione è necessaria, a causa della non applicabilità degli indici (IBE = Indice Biotico Esteso e STAR_ICM = Standardisation of River Classification Intercalibration Multimetric Index) alla comunità di macroinvertebrati dei corsi d'acqua d'alta quota (Lencioni et al., 2001). Nei torrenti glaciali, soprattutto nei tratti più vicini al ghiacciaio, il numero di taxa è molto ridotto (in genere sono presenti solamente Ditteri chironomidi), ma questa scarsa biodiversità non è dovuta alla degradazione dell'ecosistema fluviale, bensì alle condizioni naturali estreme presenti in questo tipo di ambienti, che limitano fortemente la colonizzazione da parte di molti organismi. Per questa ragione nel seguente lavoro è stato seguito un metodo già sperimentato (Lencioni, 2000) e rivelatosi applicabile in contesti d'alta quota.

Il campionamento deve essere iniziato dal punto più a valle dell'area oggetto d'indagine proseguendo verso monte, in modo da non disturbare gli habitat prima del campionamento.

⁸<http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/metodi-biologici-acque/fiumi-macroinvertebrati.pdf>

La comunità di macroinvertebrati è stata campionata mediante l'utilizzo di un retino immanicato tipo Surber costituito da un telaio quadrato in ferro con lato di 33x33 cm collegato ad un'asta in alluminio lunga circa 50 cm (estendibile a 1 m) e una rete in nylon con maglie di 100 μm (misura che consente il prelievo di organismi anche molto piccoli senza dare problemi di intasamento), fissata alla base al telaio e al vertice ad una bottiglia di polietilene in cui si raccoglie il campione, indagando una superficie pari a 0,1 m² in ogni replica (circa 2 minuti/replica). In ogni stazione (corrispondente a un tratto di torrente di circa 15 m) è stato raccolto un campione costituito da 10 repliche di zoobenthos, tranne nella stazione C1 nella quale sono state raccolte solo 5 repliche, a causa dell'esiguo flusso d'acqua presente, corrispondenti rispettivamente a 1 e 0,5 m² di superficie campionata. Questa modalità consente di indagare microhabitat differenti ed ottenere un campione più rappresentativo dell'intera comunità. Il numero di individui raccolti è stato poi rapportato al m² per poter confrontare i diversi campioni.

La modalità di campionamento prevede di posizionare il retino disponendo l'imboccatura controcorrente, con il lato inferiore del telaio ben aderente al fondale e di smuovere il sedimento davanti al retino, su una superficie corrispondente a quella dell'imboccatura, per circa due minuti. Con le mani e con i piedi si sollevano le pietre e si smuove il sedimento immediatamente a monte, in modo che gli organismi distaccati vengano trasportati dalla corrente direttamente nella rete.

In ogni stazione è stato raccolto anche un campione di drift con tre retini (cono di rete con maglia da 100 μm fissata alla base ad un telaio metallico circolare di diametro 15 cm), posizionati lungo un transetto con una corda tenuta sulla superficie dell'acqua a monte della stazione. Questo retino viene posto al centro dell'alveo, nel punto di massima velocità della corrente, con l'imboccatura rivolta controcorrente e semisommersa, in modo da catturare il materiale trasportato e viene lasciato in posizione per un determinato lasso di tempo (generalmente 30 minuti o un'ora); così facendo si raccolgono gli organismi provenienti da monte che si lasciano trasportare dalla corrente (fenomeno di drifting).

I campioni sono stati filtrati sul campo per rimuovere i detriti più grossolani e l'eccesso di acqua con filtri di maglia uguale a quella del retino (100 μm) e trasferiti in barattoli di polietilene a doppia chiusura (con controtappo), adeguatamente etichettati, contenenti alcool etilico al 75% per la conservazione. I campioni sono poi stati trasferiti in laboratorio, dove sono stati smistati allo stereomicroscopio.



Figura 4.5: posizionamento (1) e rimozione retini da drift (2,3) dall'alveo (Fotografie gentilmente concesse da Serena Oss Papot – 2022).



Figura 4.6: campionamento macroinvertebrati tramite retino immanicato (4) e filtrazione del campione (5, 6) (Fotografie scattate dall'autore, da Giacomo Imbalzano e da Serena Oss Papot – 2022).

4.2 Attività di laboratorio

4.2.1 Misura dei solidi sospesi

Con il termine solidi sospesi si intendono tutte quelle sostanze in sospensione, presenti nel campione di acqua da esaminare, che vengono trattenute da un filtro a membrana, di determinata porosità, quando il campione stesso viene sottoposto a filtrazione. Il filtro da usare, per ottenere una separazione della totalità di solidi sospesi, deve avere pori di diametro medio pari a $0,45 \mu\text{m}$.

I campioni d'acqua raccolti in campo (250-1000 ml a seconda della torbidità stimata visivamente) per la misura della torbidità, sono stati filtrati con una pompa a vuoto (N86 KN.18 6L/min, Laboport) su filtri circolari (porosità $0,45 \mu\text{m}$). Questo processo permette di rimuovere l'acqua dal campione e di far depositare le particelle solide sul filtro.

Prima della filtrazione ogni filtro è stato messo in stufa (UML400 Memmert) per un'ora a 105°C , lasciato per mezz'ora nell'essiccatore e pesato singolarmente per ottenere la tara di riferimento in mg (DW0). Il filtro è stato collocato nell'apparecchio di filtrazione prelevando un'opportuna aliquota del campione da analizzare, avendo cura di lavare il dispositivo di prelievo (cilindro graduato o altro) con il liquido filtrato. Ultimata la filtrazione, il filtro e il suo contenuto sono stati trasferiti in stufa (UML400 Memmert), sempre a 105°C per un'ora. Dopo un passaggio di mezz'ora in essiccatore, i filtri sono stati pesati nuovamente con una bilancia di precisione (Ohaus Corporation E11140). In questo modo si è ottenuto il peso lordo in mg (DW1), costituito dal filtro più i solidi depositati. Il peso netto dei solidi sospesi totali (DW netto SST) è stato quindi calcolato tramite la seguente formula (IRSA-CNR, A. P. A. T., 2003):

$$DW_{\text{netto}} = (DW1 - DW0) * 1000/vol$$

Dove DW netto sta appunto per il peso netto totale dei solidi sospesi, DW1 e DW0 sono rispettivamente il peso lordo e la tara e vol corrisponde al volume d'acqua filtrato per ogni campione. In questo modo è possibile ottenere una stima della quantità di solidi sospesi contenuti in ogni litro d'acqua (mg/L).

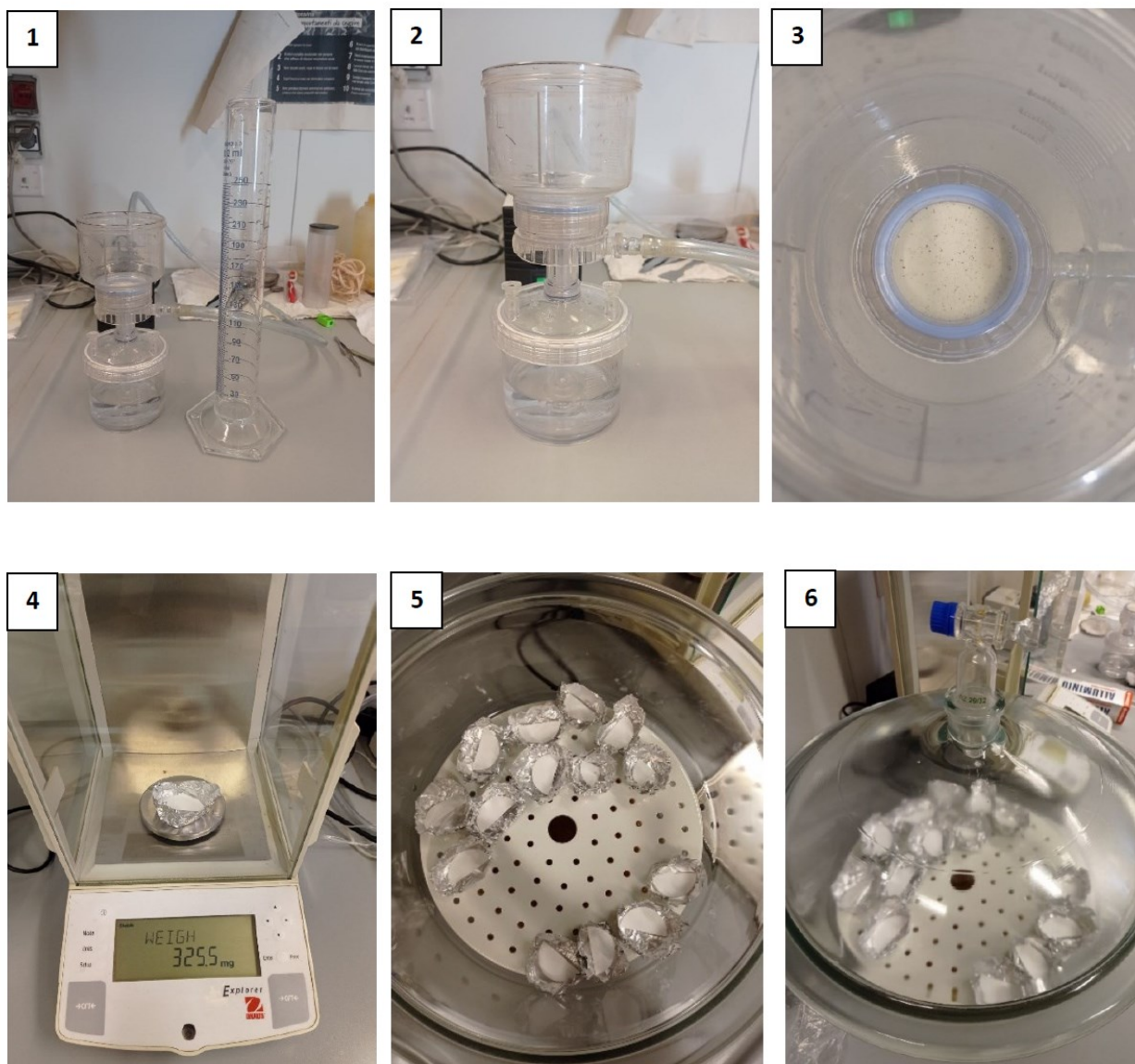


Figura 4.7: 1-2-3. Filtrazione del campione di acqua attraverso l'utilizzo di un cilindro graduato, 4. Pesatura dei filtri, 5-6: Filtri posti in essiccatore dopo la stufa (Fotografie scattate dall'autore durante la fase di laboratorio – 2022).

4.2.2 Misura della sostanza organica particolata di fondo: Benthic Particulate Organic Matter (BPOM) & Fine Particulate Organic Matter (FPOM)

Da ogni campione di macroinvertebrati raccolto, è stata estratta anche la sostanza organica grossolana con dimensioni $> 1 \text{ mm}$ (BPOM = Benthic Particulate Organic Matter) e la sostanza organica di dimensioni comprese tra 1 mm e $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ (FPOM = Fine Particulate Organic Matter). Si tratta di frammenti vegetali vari, alghe e muschi raccolti dall'alveo fluviale assieme al campione di macroinvertebrati. La sostanza organica presente nei campioni di macroinvertebrati (BPOM =

Benthic Particulate Organic Matter), è stata separata dagli organismi e dal substrato inorganico allo stereomicroscopio.

Al termine dello smistamento, è stato versato il contenuto del boccetto di campione da cui sono stati precedentemente tolti gli organismi su un setaccio di maglia 1 mm posto sulla torretta dell'apparato di filtrazione: ciò che rimane sul setaccio è la BPOM mentre la FPOM si deposita sul filtro con pori di $0,45\ \mu\text{m}$.

BPOM e FPOM sono stati trasferiti in piccoli contenitori di carta stagnola, pesati in precedenza con una bilancia di precisione (Ohaus Corporation E11140) per ottenere la tara (DW0).

Il processo di elaborazione di questi campioni è stato svolto in accordo con Galas (1993): innanzitutto i contenitori sono stati messi in una stufa (UML400 Memmert) a 60°C per un'ora, per eliminare ogni residuo di alcool al loro interno. Sono stati poi trasferiti in essiccatore per mezz'ora prima di essere pesati con una bilancia di precisione (Ohaus Corporation E11140) per determinarne il peso secco (DW1). A questo punto ogni stagnola, ben chiusa, è stata inserita in un crogiolo di ceramica numerato (di cui è noto il peso), prima di passare alla fase di combustione nella muffola (A024, Matest) per un'ora a 500°C . I crogioli rimossi dalla muffola, sono stati poi posizionati in essiccatore fino a raffreddamento e successivamente, i contenitori in stagnola sono stati pesati per determinare il peso delle ceneri in essi contenuti (ADM = Ash Dry Mass); anche in questo caso le ceneri rappresentano la materia inorganica che era presente nel campione e il loro peso va quindi tolto dal peso secco (DW1) per ottenere il peso secco netto (AFDW = Ash-Free Dry Weight).





Figura 4.8: 1. Pesatura della stagnola, 2. Filtrazione del campione dal quale sono stati tolti gli organismi, 3. FPOM, 4. BPOM, 5-6. Contenitori pronti per il processo in stufa, 7. Stagnola ben chiusa messa nei crogioli, 8-9. Fase di combustione nella muffola, 10. Crogioli messi nell'essiccatore per il raffreddamento (Fotografie scattate dall'autore durante la fase di laboratorio – 2022).

4.2.3. Smistamento e determinazione dei macroinvertebrati

Questa fase prevede l'utilizzo di: microscopio ottico, microscopio stereoscopico, pinzette, piastre Petri, vetrini, guide di identificazione e iconografie adatte all'habitat considerato.

I campioni di macroinvertebrati raccolti sul campo sono stati smistati e determinati allo stereomicroscopio (MZ 7.5, Leica Microsystems, Germany – ingrandimento 50X). Per la determinazione degli Oligochaeta è stato necessario l'allestimento di vetrini temporanei e l'utilizzo di un microscopio ottico (Nikon Eclipse E600 - ingrandimento 1000x).

Il campione di drift raccolto nella stazione C0new è stato sub-campionato (1/2 del totale) a causa dell'ingente quantità di organismi presenti (Harpacticoida). Questa procedura è comunemente adottata laddove il processo di smistamento per intero richiederebbe troppo tempo e, dopo aver distribuito uniformemente il campione nella Petri, è possibile stimare la quantità totale di organismi con una semplice proporzione.

Per i macroinvertebrati sono stati raggiunti i seguenti livelli di determinazione:

- genere (*Plecoptera* ed *Ephemeroptera*)
- famiglia (*Trichoptera*, *Diptera*, *Oligochaeta*, *Coleoptera*)
- ordine (*Tricladida*)
- sottoclasse (*Acari*)
- phylum (*Nematoda*)

Per raggiungere questo livello di determinazione sono stati utilizzati i seguenti manuali/chavi di identificazione:

- Sansoni G. (1988): “Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani”, Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.
- Campaioli S., Ghetti P. F., Minelli A., Ruffo S., (1994): Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane”, Provincia Autonoma di Trento, (volume 1)
- Campaioli S., Ghetti P. F., Minelli A., Ruffo S., (1999): Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane”, Provincia Autonoma di Trento, (volume 2)
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P., 2010 – Invertébrés d'eau douce - Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris, 608 pp.

Oltre al gruppo di appartenenza i macroinvertebrati raccolti sono stati differenziati anche in base al loro stadio vitale; in particolare sono stati divisi secondo queste categorie: larve ed esuvie larvali (L, Le), pupe ed esuvie pupali (P, Pe) e adulti (A). Gli individui raccolti tramite retino immanicato sono

stati rapportati al m², per poter eseguire dei confronti nella fase di analisi; quelli raccolti con il retino da drift invece, sono stati espressi come individui/m³, in accordo con Marziali et al. (2009), grazie alla seguente formula:

$$N_{ind}/m^3 = (n \cdot 100)/(v \cdot At)$$

Dove n = numero di individui presenti nel campione, v = velocità di corrente (m/s) misurata durante il campionamento davanti alla bocca dei retini, A = area all'imboccatura del retino da drift e t = tempo di permanenza in acqua del retino.

Una volta separati dal detrito, gli organismi sono stati riposti in provette di vetro contenenti alcool etilico al 75%. Tutte le provette, opportunamente etichettate (nome degli organismi, data di campionamento, replica, nome della stazione), sono state sigillate con un tampone di cotone idrofilo e riposte insieme in un flacone ermetico a sua volta riempito con alcool al 75%. In questo modo, avendo naturalmente cura che il liquido non evapori, gli organismi si possono conservare anche per un lungo periodo (Lencioni et. al., 2007). Si è considerata la somma di quanto raccolto dai tre retini. Tutti gli animali raccolti, suddivisi in provette, sono conservati nella Collezione Entomologica del MUSE (cINV017) in alcool etilico al 75% o su vetrino.

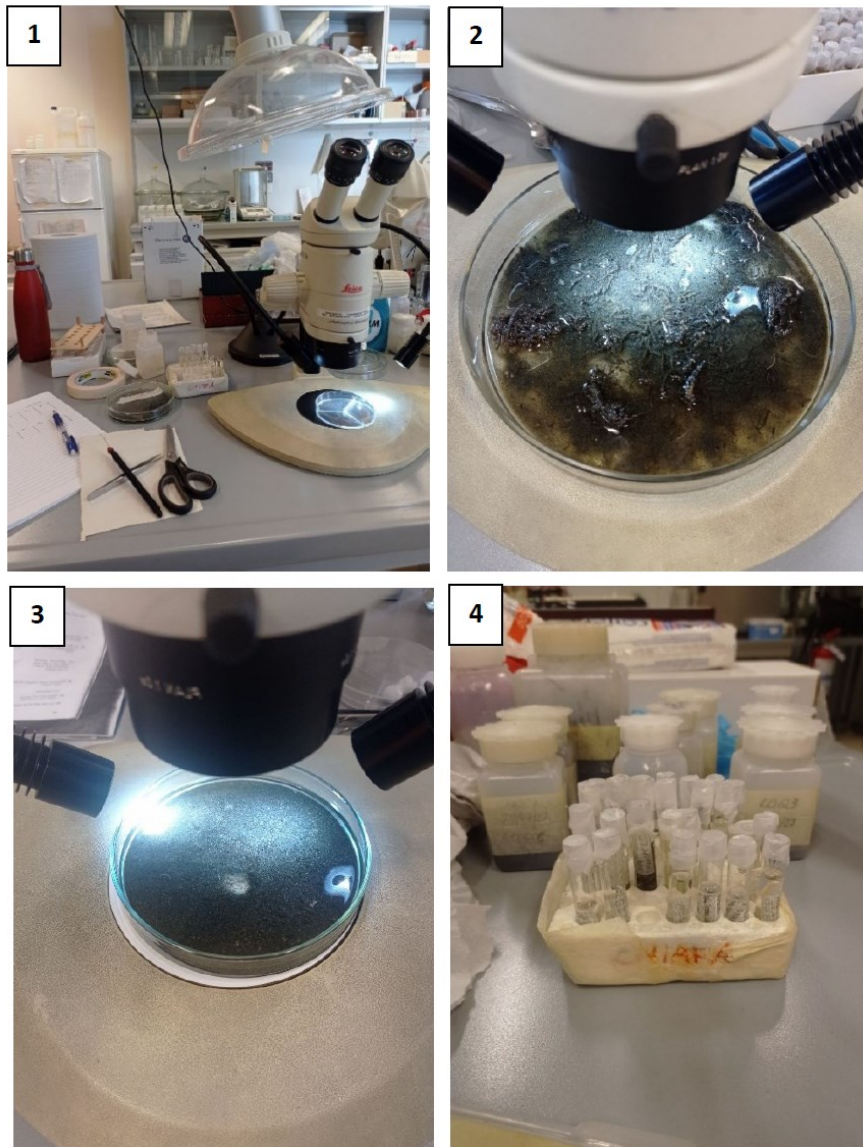


Figura 4.9: Alcune fasi dell'attività di laboratorio. 1. Postazione di lavoro, 2 e 3. Processo di smistamento, 4. Conservazione degli esemplari in provetta (Fotografie scattate dall'autore – 2022).

4.2.4. Analisi statistica dei dati

L'abbondanza degli organismi è stata espressa come individui/m² per poter confrontare le comunità campionate nelle varie stazioni. Per i campioni di drift, le abbondanze sono state espresse come individui/m³ in accordo con Marziali et al. (2009). In ogni stazione sono stati valutati gli andamenti spazio-temporali delle variabili ambientali e delle abbondanze dei taxa di macroinvertebrati. I dati sono stati elaborati tramite il software Excel per l'analisi statistica; sono stati calcolati degli indici di diversità per i campioni biologici raccolti, in particolare: indice di dominanza di Simpson e indice di diversità di Shannon-Wiener. Sia per i dati biologici che per quelli ambientali, sono state calcolate eventuali differenze o somiglianze significative fra le varie stazioni nelle diverse date di campionamento, utilizzando lo U-test di Mann-Whitney; inoltre sono state calcolate eventuali correlazioni fra variabili ambientali e biologiche tramite il Test lineare di Pearson.

Capitolo 5

Risultati e discussione

5.1. Caratteristiche ambientali

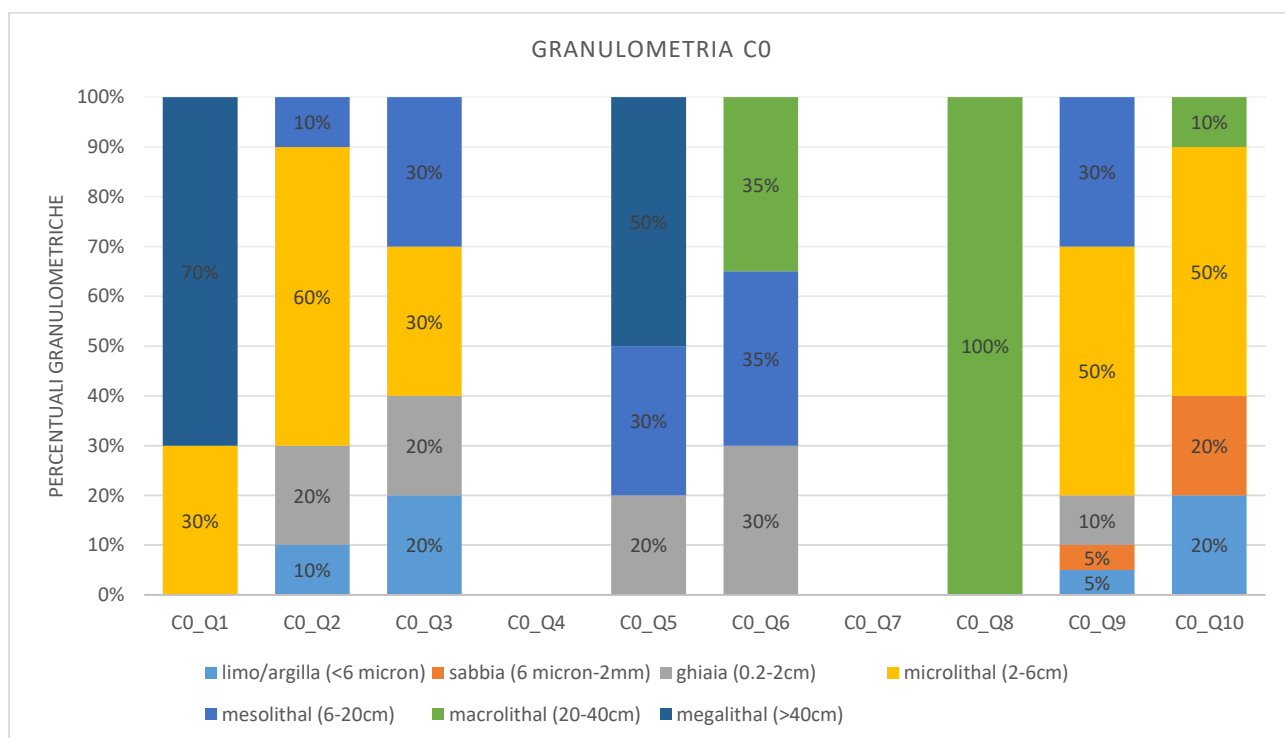
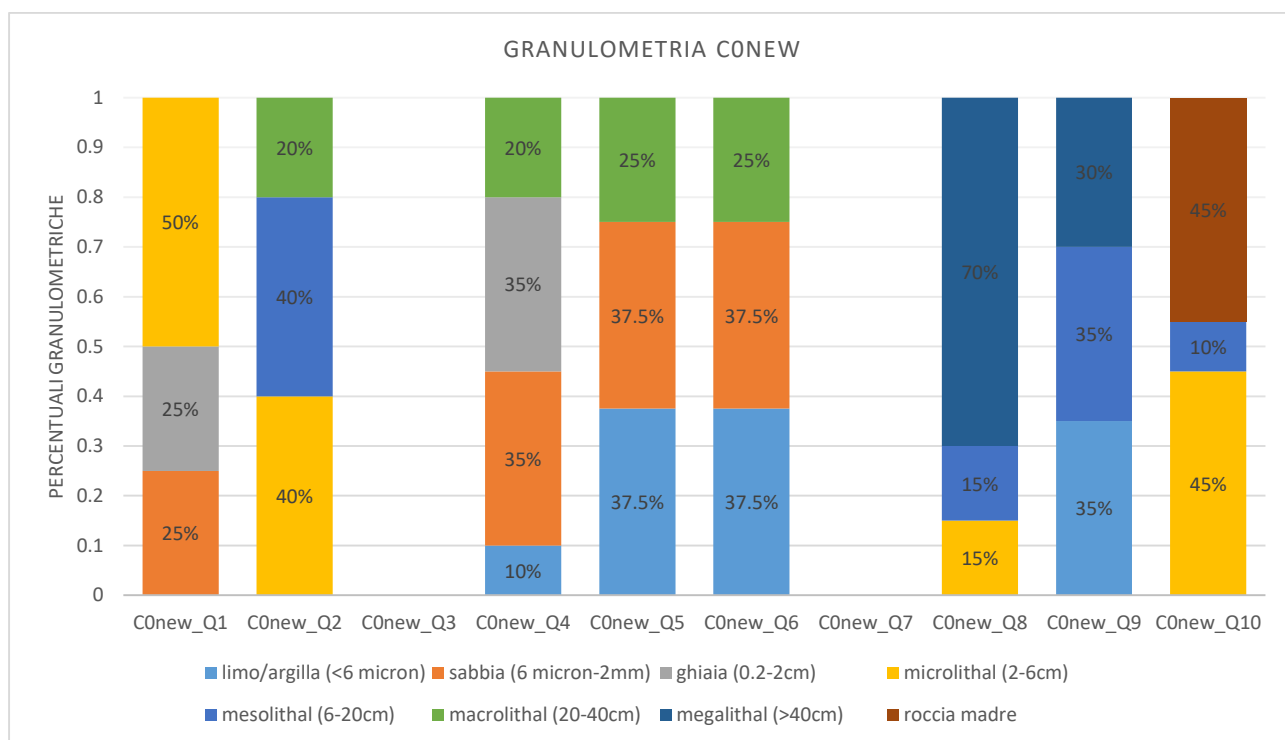
5.1.1 Parametri idro-geomorfologici

5.1.1.1 Granulometria

La stazione C0new presenta una ripartizione percentuale delle varie classi granulometriche abbastanza omogenea, dai sedimenti più fini (limo) ai substrati più grossolani (megalithal, macrolithal, mesolithal, microlithal). Non è stata definita la granulometria per il quadrato “C0newQ3” in quanto caratterizzato da un flusso “Unbroken standing waves (UW) e per il quadrato “C0newQ7” caratterizzato da un substrato liscio.

Nella stazione C0 prevalgono i substrati più grossolani (megalithal, macrolithal, mesolithal, microlithal) per via delle rocce montonate su cui scorre il torrente. Non è stata definita la ripartizione granulometrica per il quadrato “C0Q4” e “C0Q7” in quanto caratterizzati da un substrato liscio, con la presenza, rispettivamente, di abbondante e poco muschio.

Nella stazione C1, invece, prevalgono i sedimenti più fini (limo, sabbia, ghiaia) in quanto caratterizzata da un flusso più lento.



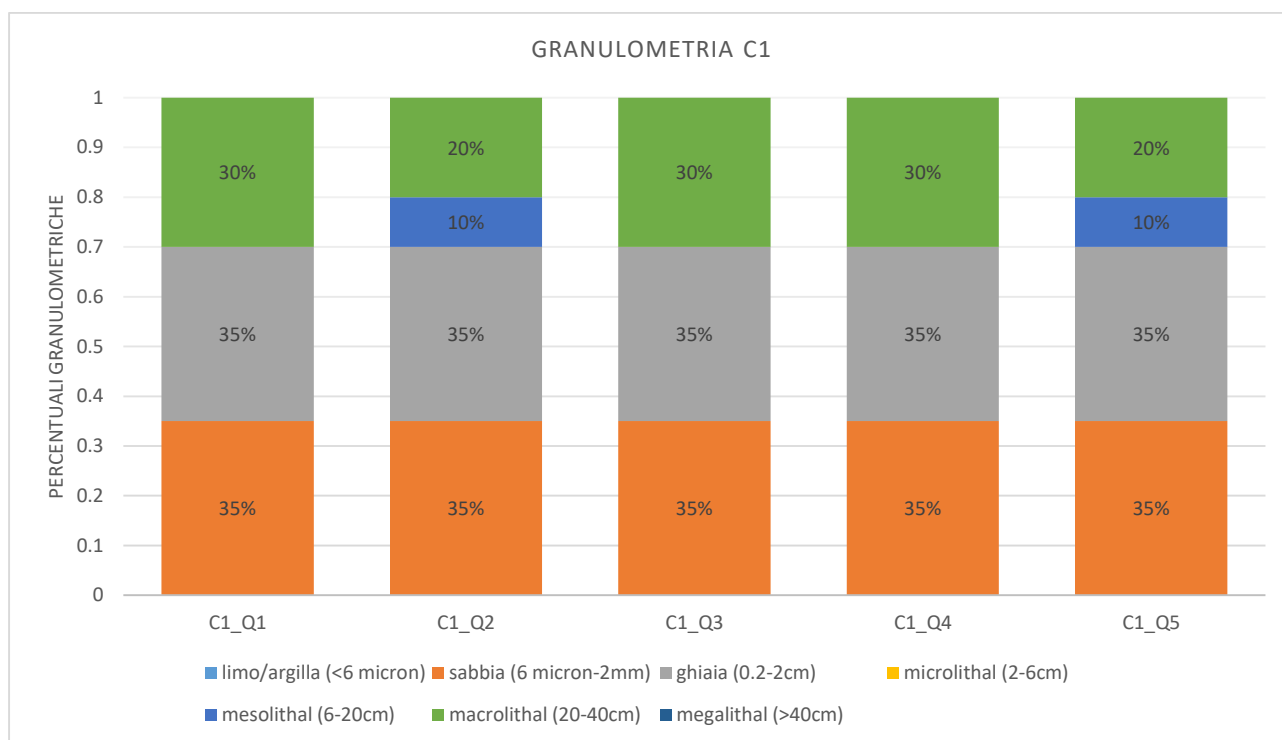


Figura 5.1: Ripartizione percentuale del substrato campionato in ogni stazione nelle varie classi granulometriche (dati 2022).

5.1.1.2 Indice di Pfankuch

Nel grafico 5.2 sono riportati i valori dell'indice di Pfankuch calcolati per le varie stazioni. Si può notare come la stabilità dell'alveo secondo l'indice sia buona nelle stazioni C0 e C0new ed eccellente nella stazione C1.

In accordo con Milner & Petts (1994), ci si aspetta che le stazioni di tipo criale presentino un'elevata instabilità dell'alveo, la quale vada progressivamente riducendosi man mano che ci si allontana dal ghiacciaio. Questo trend si può osservare nelle tre stazioni del Rio Conca, con valori dell'indice che calano da monte a valle (mantenendosi comunque elevati).

Nel grafico sottostante sono riportati anche i valori dell'indice di Pfankuch definiti in anni precedenti, relativi alle stazioni C0 (1996, 1997, 2013, 2018) e C1 (1996) per un confronto.

La stazione C0 ha mantenuto nel tempo un buon grado di stabilità, nonostante sia una stazione di tipo criale, infatti già in altri lavori (Lencioni, 2000; Maiolini & Lencioni, 2001) era stata evidenziata una buona stabilità dell'alveo nel Rio Conca. Anche la stazione C1 ha mantenuto nel tempo un'eccellente stabilità.

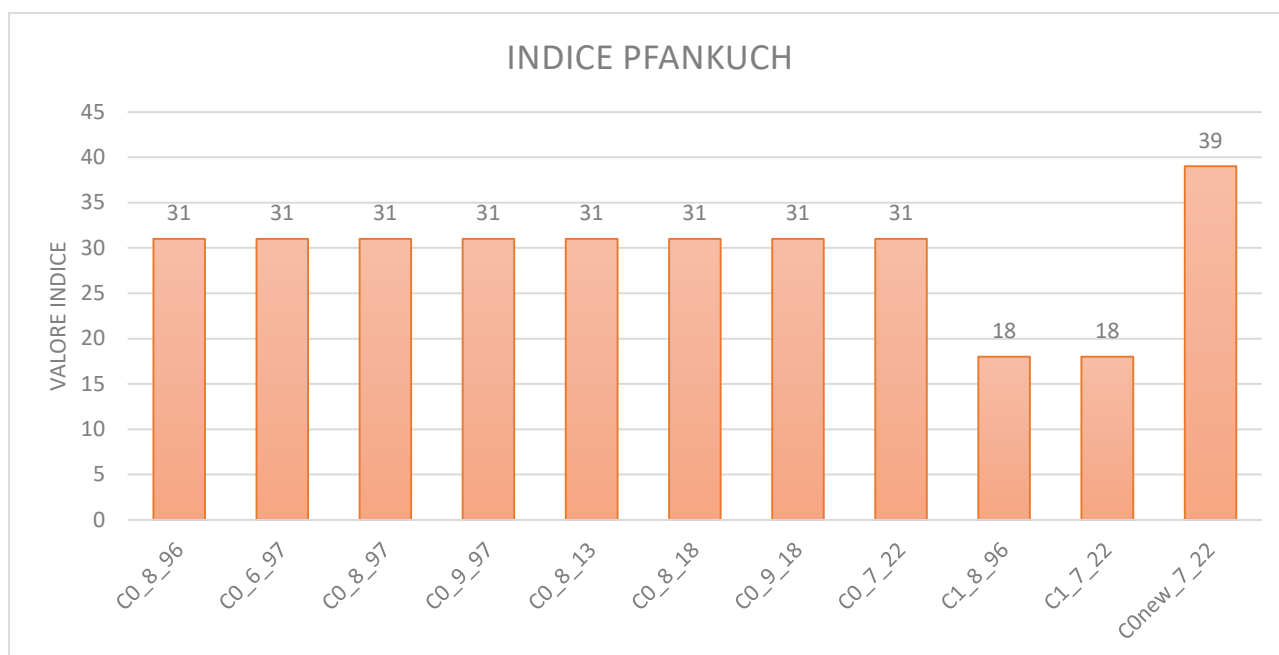


Figura 5.2: Valori dell'Indice di Pfankuch calcolati nelle stazioni di campionamento (dati 2022, 2018, 2013, 1996 e 1997).

5.1.1.3 Profondità e velocità di flusso

Per quanto riguarda la profondità, si può notare dal grafico sottostante (5.3) come questo parametro sia variato nel tempo; in particolare la profondità media dell'acqua nella stazione C0 si è più che dimezzata dal 1997 ad oggi.

La stazione C0 è quella in cui è stata rilevata una profondità minore, seguita dalla stazione C1, mentre nella stazione C0new è stato misurato il valore di profondità maggiore.

La velocità di corrente nella stazione C0 presenta un andamento non lineare, raggiungendo nel tempo valori più bassi.

Nel 2022 il valore più elevato di velocità di flusso è stato rilevato nella stazione C0, seguita da C0new e da C1, quest'ultima caratterizzata da una velocità minore.

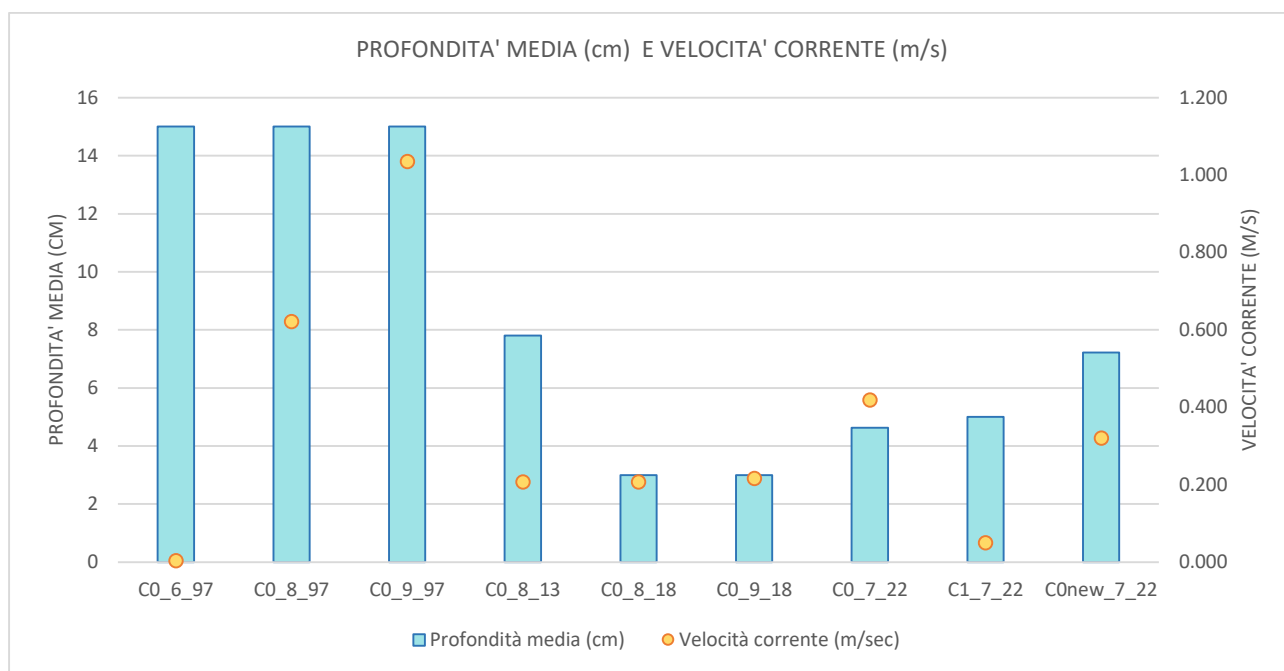


Figura 5.3: Dati relativi alla profondità media dell'acqua e alla velocità media del flusso-(dati 1997, 2013, 2018 e 2022).

5.1.1.4 Solidi sospesi

Nel grafico sottostante (5.4) si può notare come la torbidità nelle stazioni campionate sia elevata, evidenziando un aumento notevole dal 1996 ad oggi.

Generalmente, nei torrenti alimentati dall'ablazione dei ghiacciai (kryal), si riscontra una grande quantità di solidi in sospensione, con picchi molto alti nel periodo di massima fusione (Milner & Petts, 1994; Brown et al., 2003);

Questi dati quindi, ci suggeriscono che nelle stazioni C0new, C0 e C1 ci sia un forte contributo di acque provenienti dall'ablazione glaciale, considerando il periodo di campionamento caratterizzato da elevate temperature (luglio 2022)

In lavori precedenti il Rio Conca è risultato atipico per il basso contenuto di solidi sospesi (Lencioni, 2000). Da sottolineare, inoltre, in accordo con Ward (1994), che i torrenti glaciali possono essere limpidi (quindi con pochi solidi in sospensione) se alimentati da ghiacciai non più attivi.

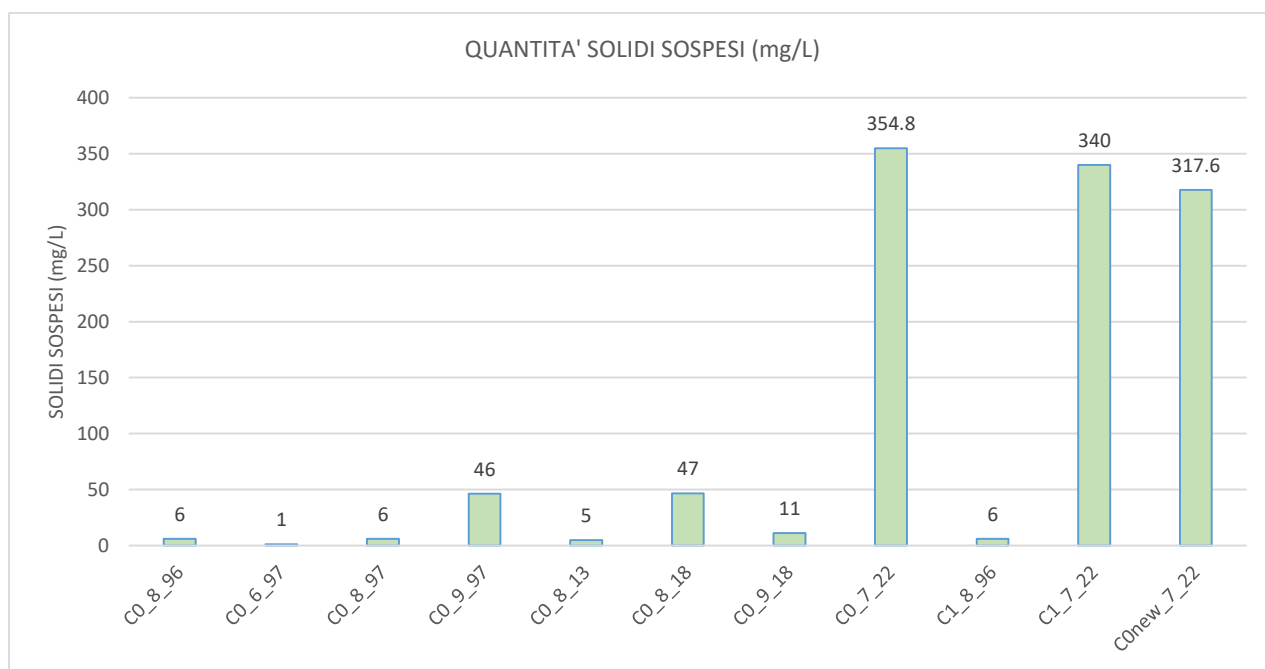


Figura 5.4: Quantità di solidi sospesi (mg/L) rilevate in ogni sito di campionamento (misurazioni puntiformi) - (dati 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022).

5.1.1.5 Portata

La portata più elevata è quella rilevata in C1, anche se il valore è diminuito rispetto al 1996. Anche nella stazione C0 il valore è diminuito, considerando le portate calcolate negli anni precedenti; in particolare il valore del 2022 è più che dimezzato rispetto al 1996. Nella stazione C0new è stata rilevata la portata minore. In generale le stazioni del Rio Conca sono caratterizzate da portate ridotte.

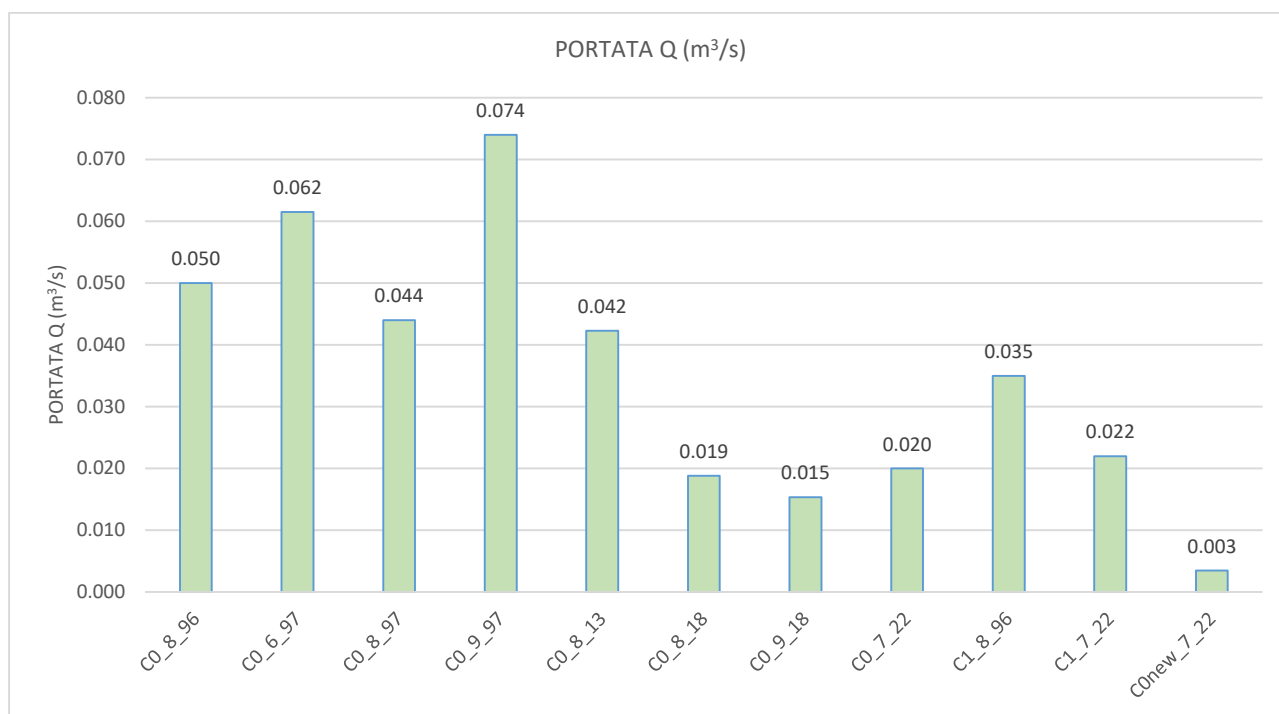


Figura 5.5: Portate calcolate nei siti di campionamento; per C0, dal 1996 al 2018, i dati sono stati forniti dal Muse di Trento, mentre per le altre stazioni i valori di portata sono stati calcolati in accordo con Hongve (1987) - (dati 2022).

5.1.2 Parametri chimico-fisici

5.1.2.1 Temperatura dell'acqua

In tabella (5.1) sono riportati i valori di T°C puntiformi raccolti durante la stagione di campo 2022 (compresa la Fronte glaciale), più quelli risalenti ai campionamenti del 1996, 1997, 2013 e 2018.

Stazione e data	T° puntiforme
C0_8_96	2.0
C0_6_97	-0.1
C0_8_97	1.0
C0_9_97	2.0
C0_8_13	3.2
C0_8_18	5.4
C0_9_18	3.3
C1_8_96	3.72
C0_7_22	12.52
C1_7_22	9.62
C0new_7_22	0.72
F_7_22	0.6

Tabella 5.1: Valori puntiformi di temperatura registrati durante le attività di campo in ogni stazione (dati 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022).

Osservando i valori di temperatura puntiformi, solamente la stazione C0new può essere definita come puramente criale, ossia con temperature massime minori o uguali a 4°C (Ward, 1994). Le stazioni C0 e C1 presentano invece temperature nettamente superiori al limite del kryal (4°C -Ward, 1994).

Nel grafico (5.6) invece, sono riportate per ogni stazione la temperatura media e la media delle temperature massime relative alle tre settimane antecedenti al campionamento.

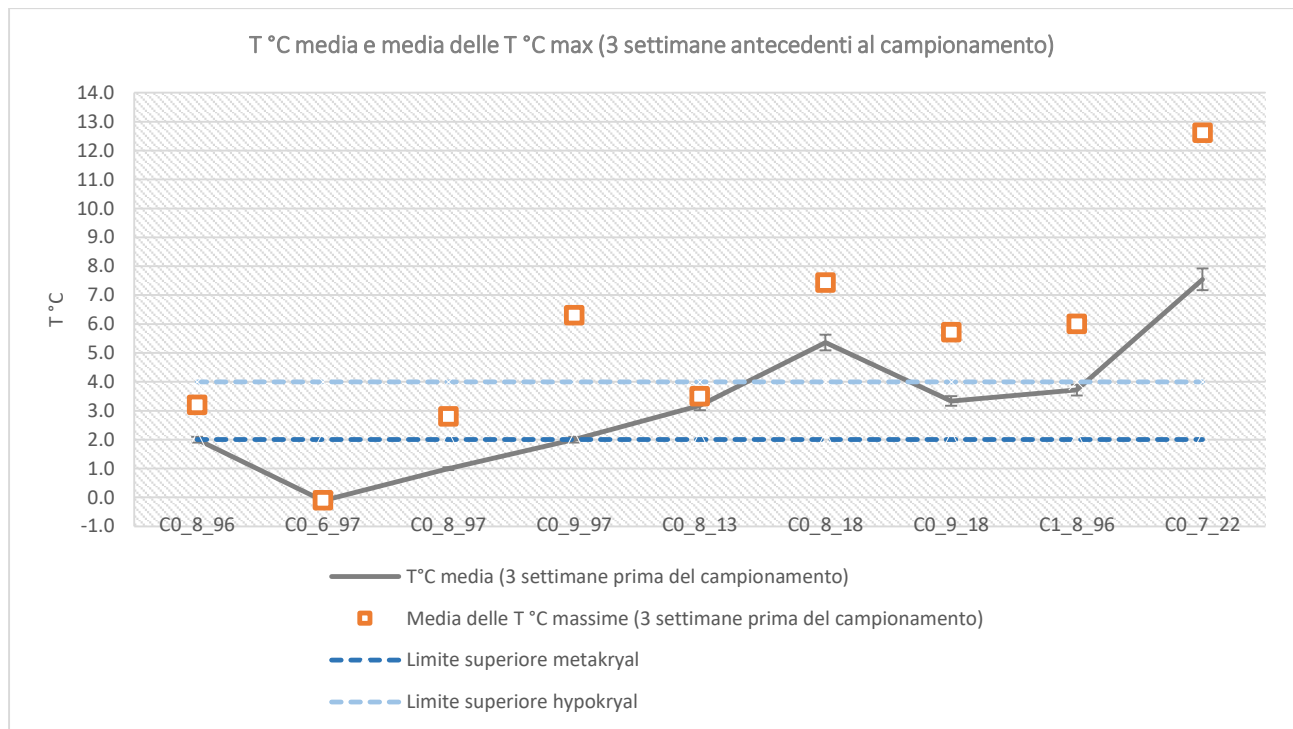


Figura 5.6: Temperatura medie e media delle temperature massime nelle tre settimane antecedenti al campionamento nelle varie stazioni (dati 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022); le linee tratteggiate rappresentano rispettivamente il limite superiore di temperatura delle tipologie metakryal (blu) e hypokryal (azzurro).

Osservando il grafico, si nota come solamente la stazione C0 campionata nel 1996, nel 1997 e nel 2013 ha natura criale. Nel 2018 la stessa stazione si trova sopra il limite termico superiore del kryal, sia ad agosto che a settembre, perdendo le caratteristiche che la rendevano di tipo criale. Tuttavia, bisogna tenere in conto che classificare un torrente solamente in base alla temperatura dell'acqua può risultare ingannevole e quindi assieme alla temperatura bisogna considerare anche l'origine dell'acqua che lo alimenta (Brown et al., 2003).

Inoltre, il Rio Conca si è dimostrato atipico per diversi aspetti, fra cui anche la temperatura dell'acqua, già in studi effettuati in precedenza (Lencioni, 2000; Maiolini & Lencioni, 2001); dagli anni novanta infatti, in tutte le stazioni del Rio Conca sono state registrate temperature puntiformi più elevate del limite termico superiore del kryal. In particolare nella stazione C0 è stata misurata una temperatura

massima puntiforme dell'acqua attorno ai 6°C a fine anni novanta (Lencioni, 2000), mentre durante la stagione estiva 2022 si è registrata una temperatura doppia (12,6°C).

Le temperature rilevate in campo sono però delle misurazioni puntiformi, non in grado di dare un'idea sull'andamento annuale della temperatura media dei corsi d'acqua. Per poter osservare le variazioni stagionali della T°C dell'acqua sono stati elaborati i dati raccolti dal datalogger, posizionato nella stazione di campionamento C0. Di seguito è riportato il grafico (figura 5.7) con l'andamento della temperatura dell'acqua rilevato presso la stazione di campionamento C0, nel periodo settembre 2014 - luglio 2022.

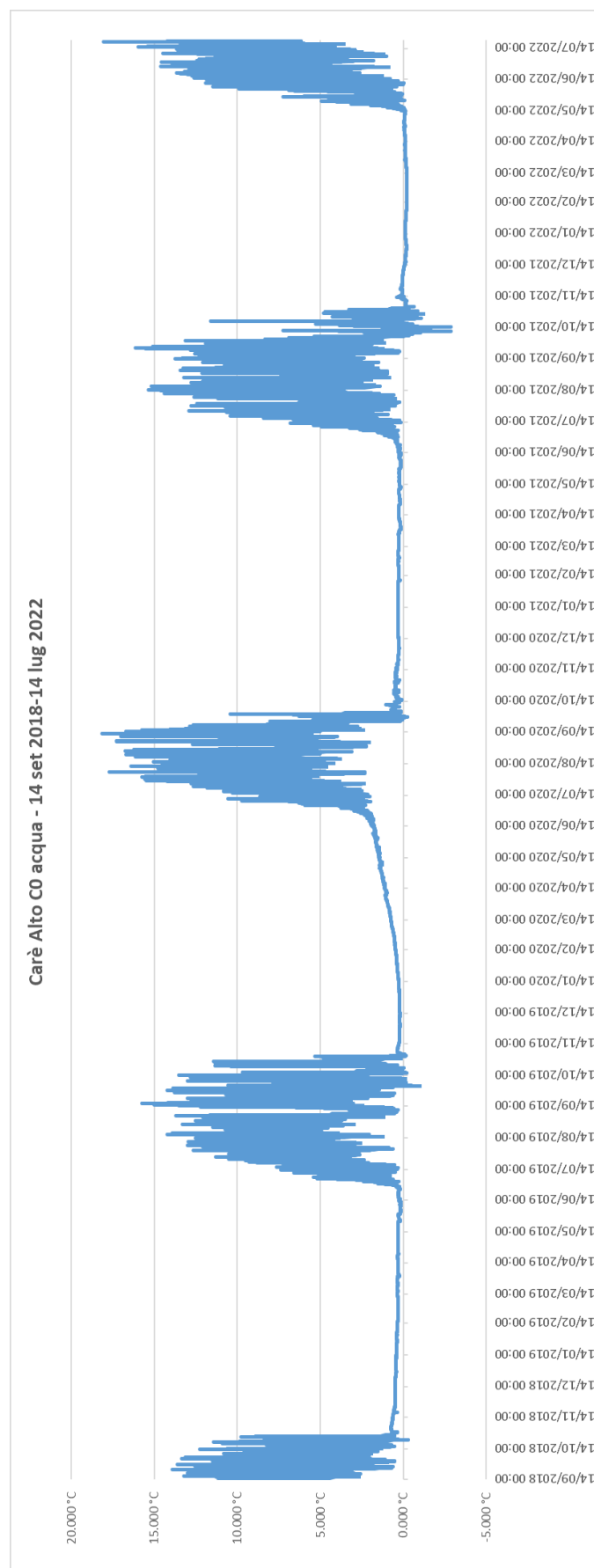
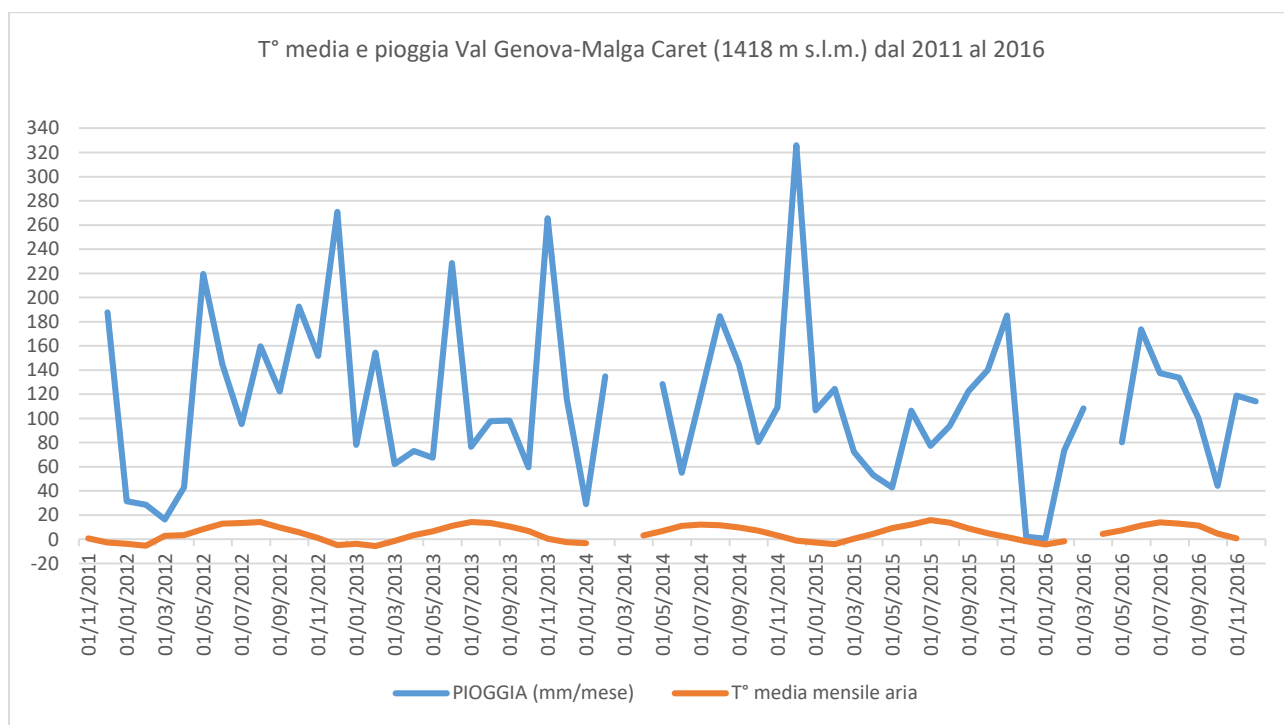


Figura 5.7: Elaborazione grafica dell'andamento della temperatura dell'acqua con misurazioni ad intervallo orario nella stazione C0, nel periodo compreso tra il 14/09/2018 e il 14/07/2022.

5.1.2.2 Temperatura dell'aria

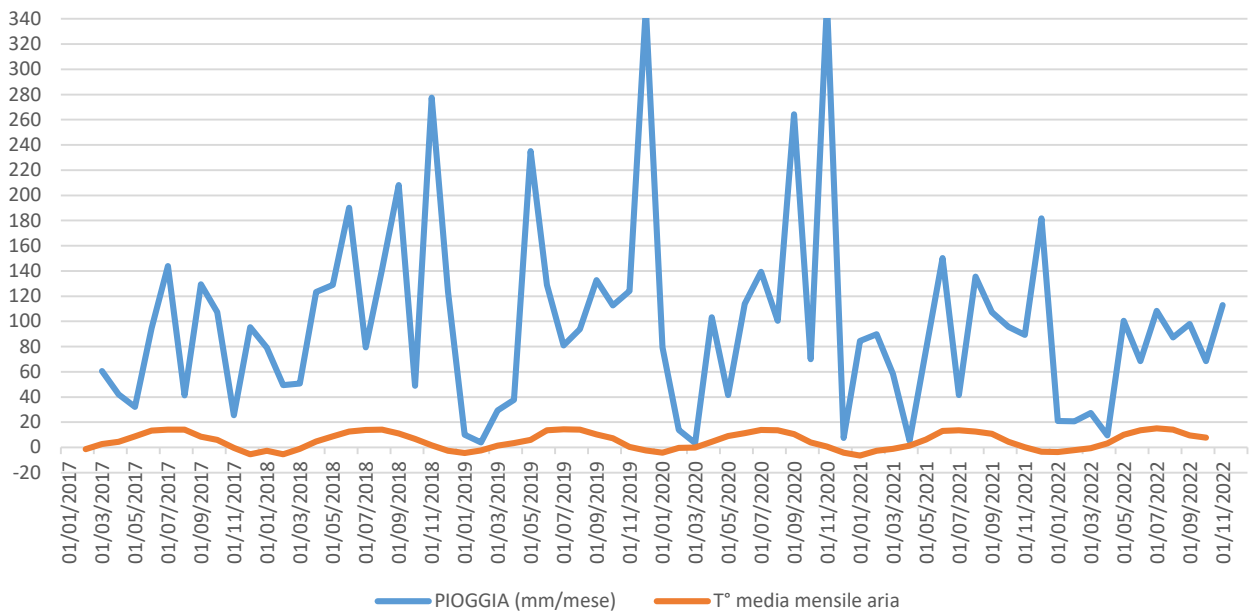
Per avere un'idea dell'andamento stagionale delle temperature dell'aria nell'area di studio, sono stati elaborati i dati di T°C media e di precipitazioni di due stazioni meteo appartenenti a Meteo Trentino⁹, poste in zone limitrofe alle stazioni e con andamenti delle due variabili paragonabili a quelli attesi nell'area di studio: Val Genova-Malga Caret (1418 m s.l.m.) dal 2011 al 2022 e Val Daone -Malga Bissina (1785 m s.l.m.) dal 2002 al 2022. In questo modo è stato possibile indagare un periodo abbastanza lungo, coprendo con i dati un range di circa 20 anni.

Gli andamenti sono riportati nei grafici sottostanti (5.8) ed evidenziano un trend molto simile, sia per quanto riguarda la T°C media mensile dell'aria che per le precipitazioni (mm/mese), ad eccezione della pioggia rilevata a Malga Bissina (1785 m s.l.m.) dal 2008 al 2012 che mostra valori minori rispetto alla media.

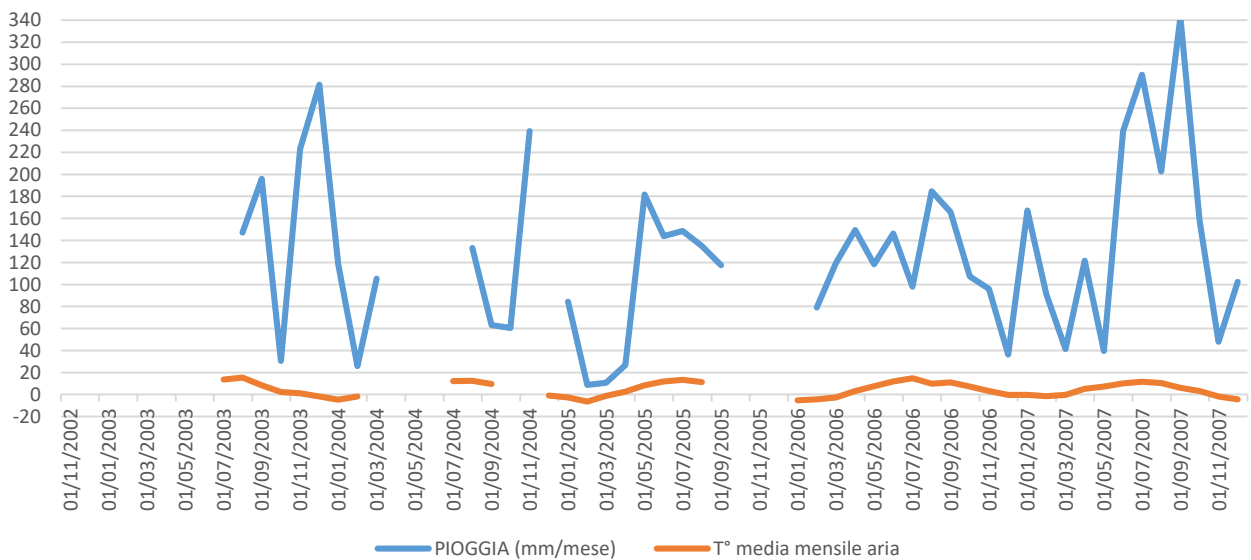


⁹<https://www.meteotrentino.it/#!/content?menuItemDesktop=141>

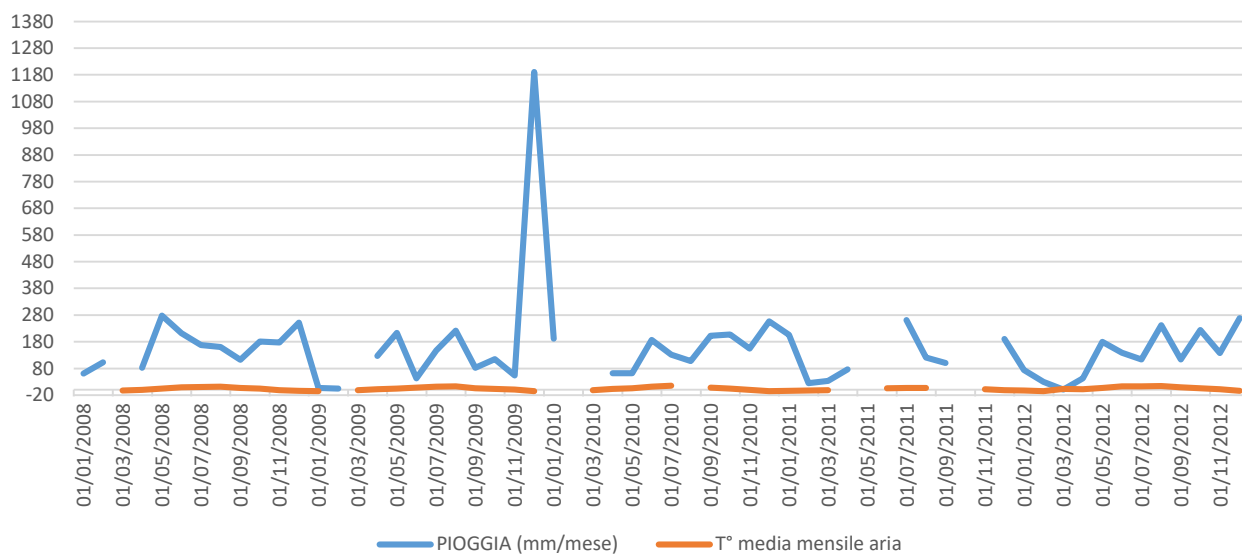
T° media e pioggia Val Genova-Malga Caret (1418 m s.l.m.) dal 2017 al 2022



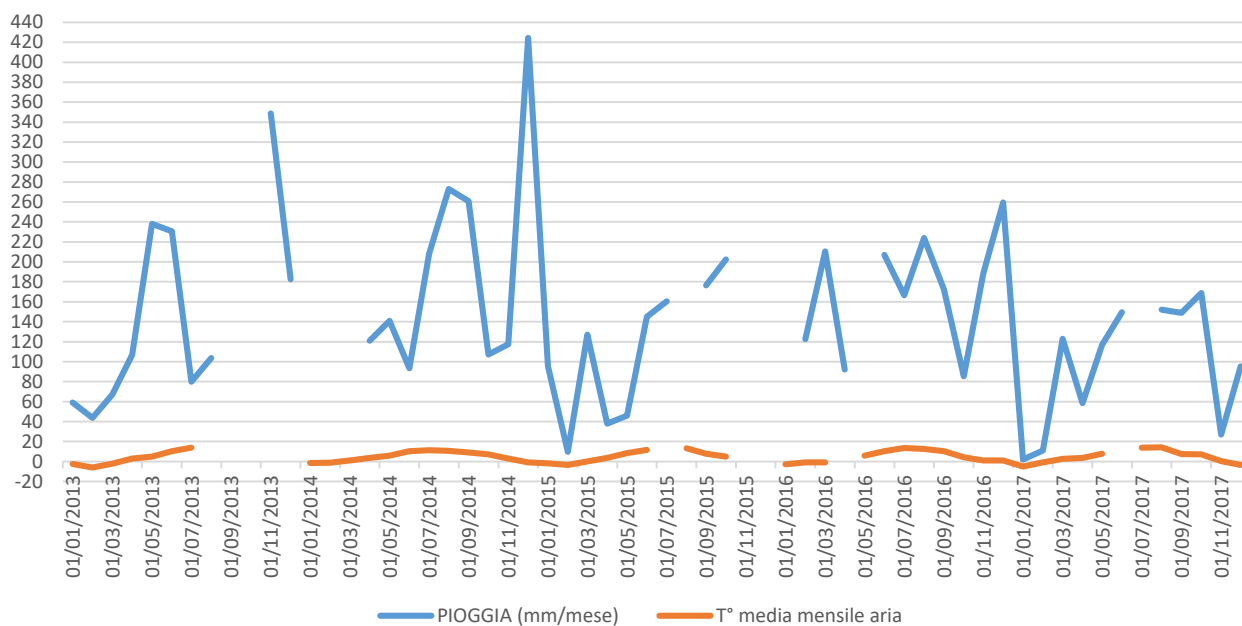
T° media e pioggia Daone (Malga Bissina) (1785 m s.l.m.) dal 2002 al 2007



T° media e pioggia Daone (Malga Bissina) (1785 m s.l.m.)
dal 2008 al 2012



T° media e pioggia Daone (Malga Bissina) (1785 m s.l.m.)
dal 2013 al 2017



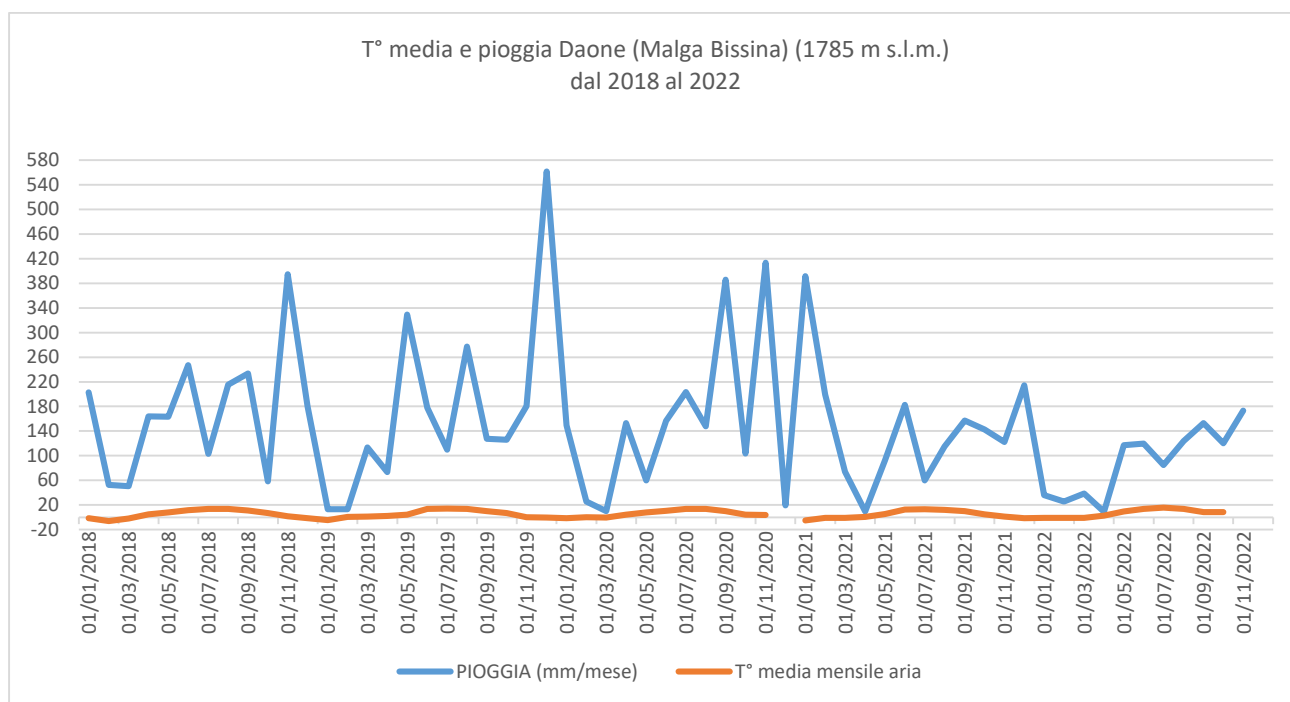


Figura 5.8: Nei grafici soprastanti è riportato l'andamento delle precipitazioni (mm/mese) e della temperatura media mensile dell'aria ($T^{\circ}C$) dal 2002 al 2022; i dati sono stati raccolti dalle stazioni meteorologiche appartenenti a Meteo Trentino più adeguate in termini di distanza dal luogo del campionamento e quota (<https://www.meteotrentino.it/#!/content?menuItemDesktop=141>).

Sono stati in seguito elaborati l'andamento della temperatura media mensile dell'aria e delle precipitazioni mensili nell'arco degli ultimi 20 anni (2002-2022), nella stazione Val Daone -Malga Bissina (1785 m s.l.m.).

Dal grafico relativo alla $T^{\circ}C$ media mensile dell'aria (Grafico 5.9) si evince che l'inverno del 2022 è stato il meno rigido e che l'estate dello stesso anno sia stata la più calda degli ultimi vent'anni, seguita dall'anno 2003. Anche l'inverno del 2013 non mostra temperature rigide. L'estate più fresca risulta essere quella del 2011, mentre l'anno 2018 è nella media.

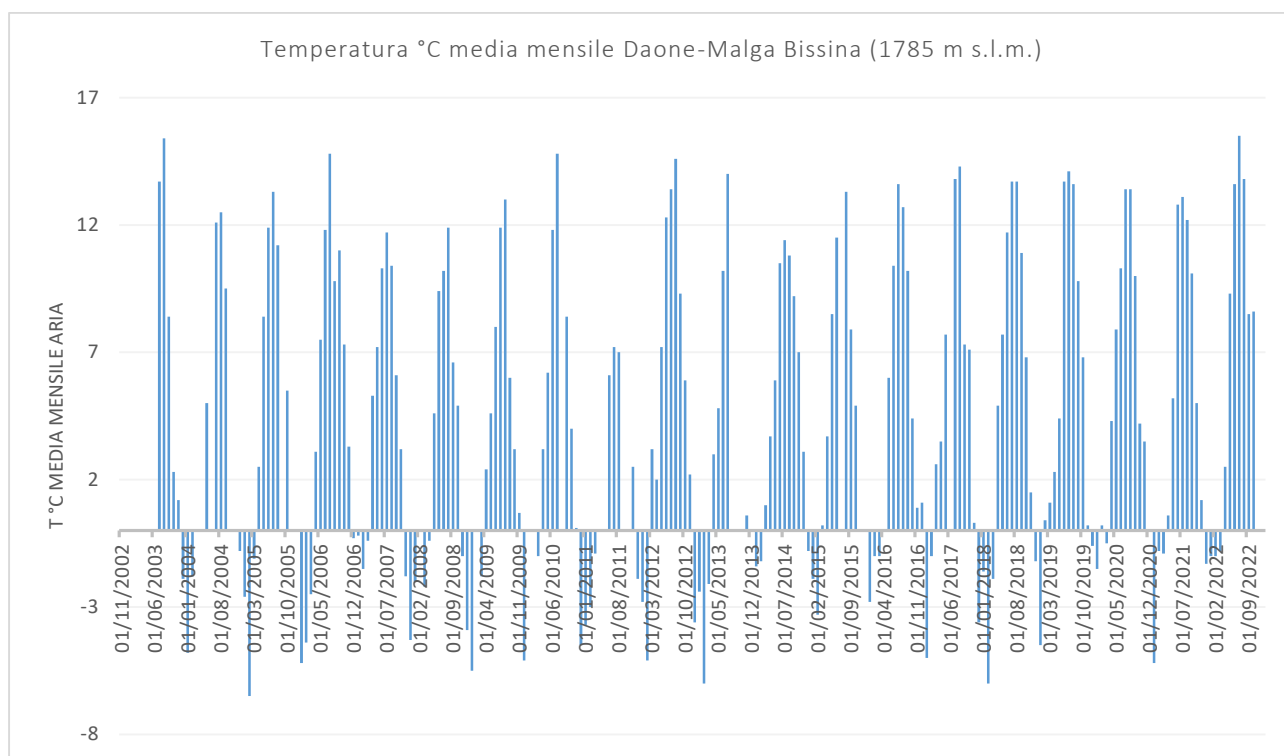


Figura 5.9: Andamento della T°C media mensile dell'aria registrato dalla stazione meteorologica “Daone-Malga Bissina” appartenente a Meteo Trentino (<https://www.meteotrentino.it/#!/content?menuItemDesktop=141>), per il periodo 2002-2022.

Il grafico relativo alle precipitazioni (Grafico 5.10) ci permette di valutare il grado di piovosità di ogni anno, evidenziando periodi secchi o particolarmente piovosi. In particolare le annate del 2009, del 2015, del 2018, del 2019 e del 2020 risultano essere molto piovose, con picchi localizzati molto alti (ben evidente il picco di inizio novembre 2009 e di inizio ottobre 2019). L'anno 2003 è il più secco fra quelli analizzati, a causa della drammatica siccità che colpì tutta l'Europa.

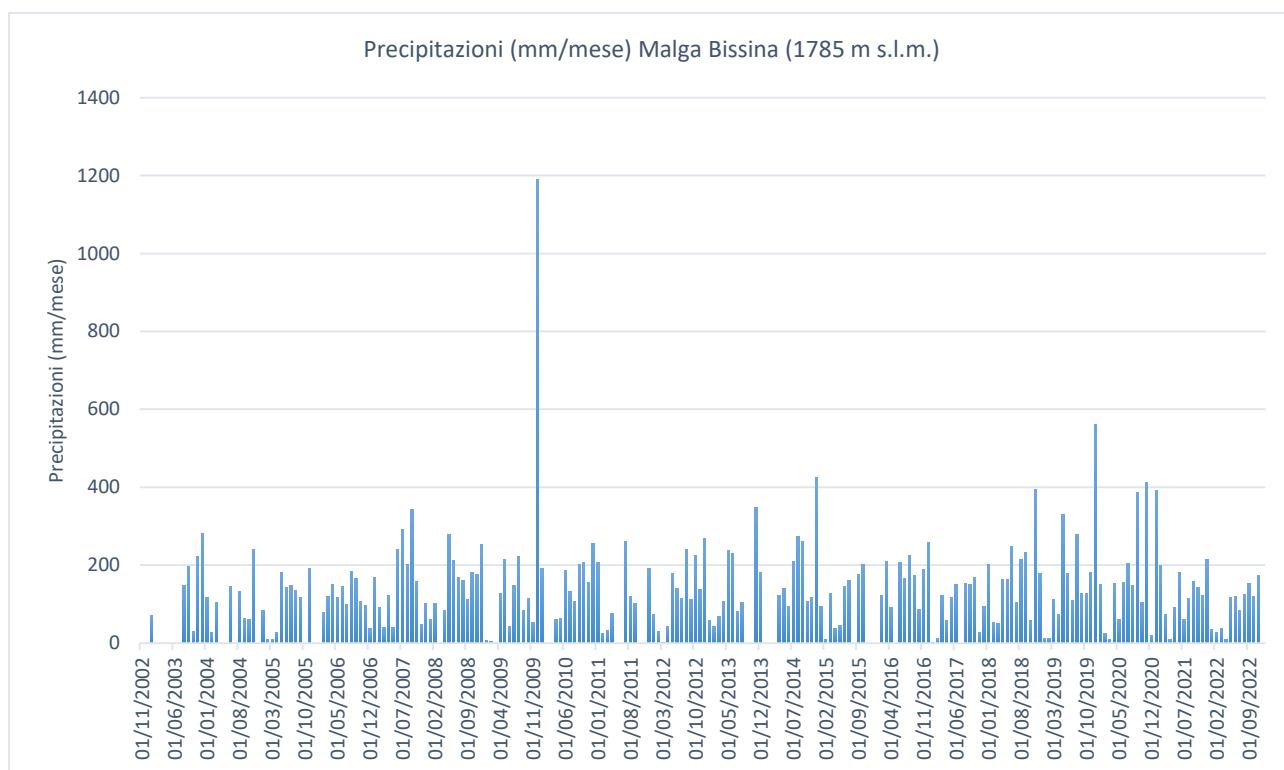


Figura 5.10: Andamento delle precipitazioni (mm/mese) registrato dalla stazione meteorologica “Daone-Malga Bissina” appartenente a Meteo Trentino (<https://www.meteotrentino.it/#!/content?menuItemDesktop=141>), per il periodo 2002-2022.

Per poter osservare le variazioni stagionali della T°C dell’aria sono stati elaborati i dati raccolti dal datalogger, posizionato nella stazione di campionamento C0. Di seguito è riportato il grafico (figura 5.11) con l’andamento della temperatura dell’aria rilevato presso la stazione di campionamento C0, nel periodo settembre 2014 - luglio 2022.

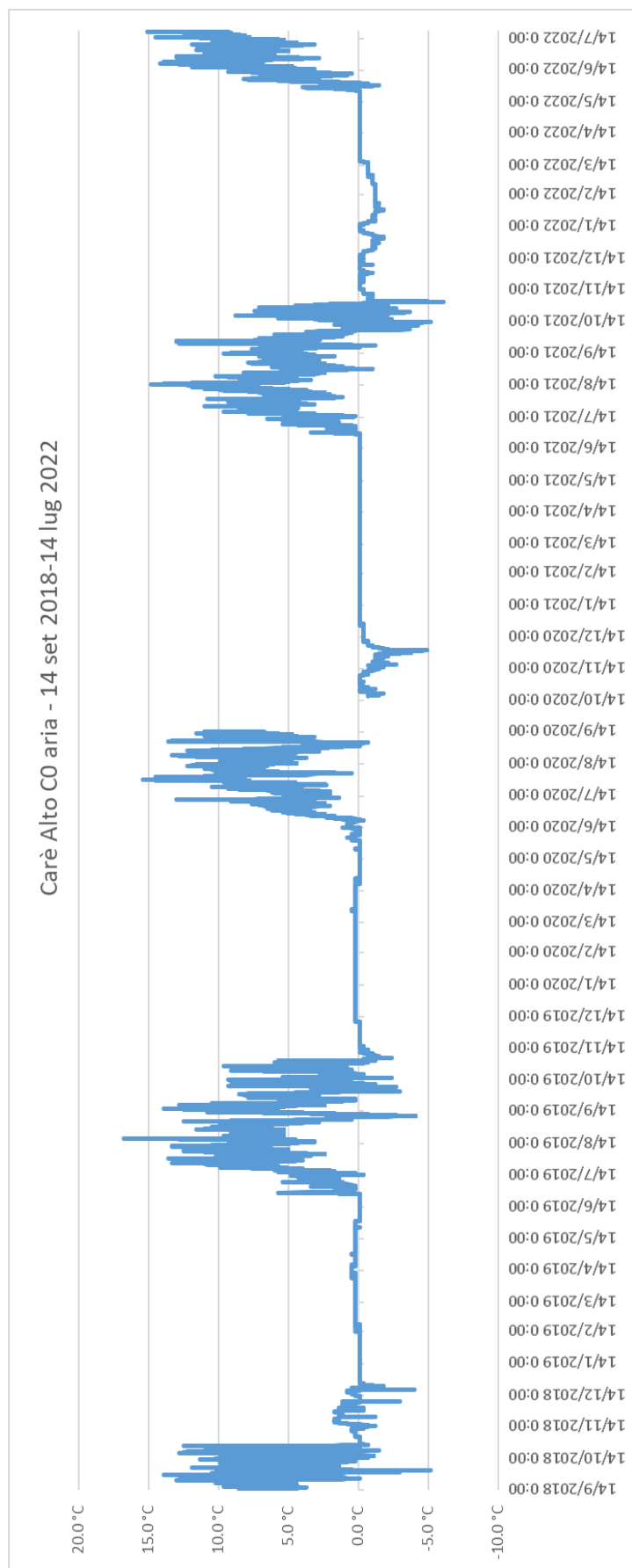


Figura 5.11: Elaborazione grafica dell'andamento della temperatura dell'aria con misurazioni ad intervallo orario nella stazione C0, nel periodo compreso tra il 14/09/2018 e il 14/07/2022.

5.1.2.3 Analisi chimiche

I valori del pH rilevati nelle stazioni di campionamento, sono riportati nel grafico sottostante (5.12). Sono stati rilevati valori bassi di pH nelle tre stazioni campionate, in linea con i valori misurati nei campionamenti precedenti (1996,1997,2013 e 2018).

Questi valori sono influenzati dalla litologia presente nel gruppo montuoso. Infatti, in Adamello, dominano le rocce magmatiche intrusive (tonalite, granodiorite, granito, quarzodiorite - Lencioni, 2000); i bassi valori di pH possono essere spiegati dalla natura silicea del substrato e allo stesso tempo dall'acidità relativamente alta delle piogge (Lencioni, 2000; Maiolini & Lencioni, 2000).

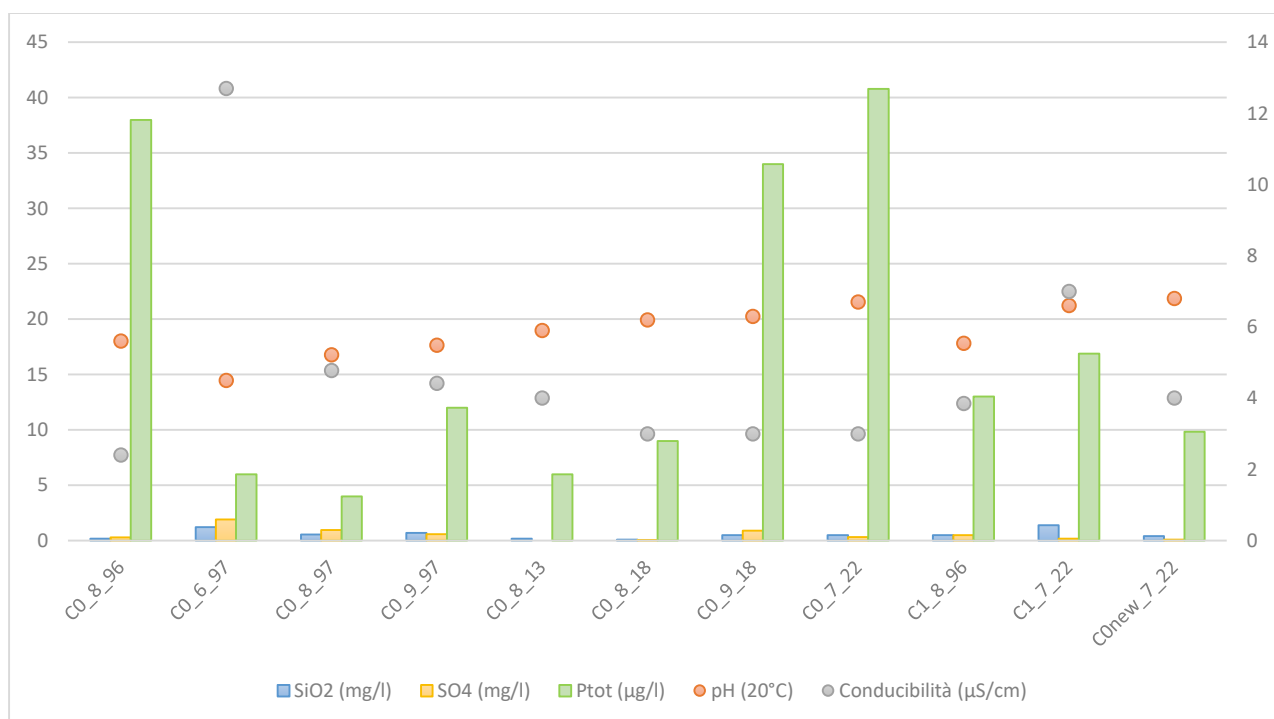


Figura 5.12: Valori di pH, conducibilità, SO4, Ptot e SiO2 nelle stazioni prese in esame - anni 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022 (analisi svolte presso il Settore Laboratorio dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento - APPA).

I valori di conducibilità sono piuttosto contenuti, in linea con Milner & Petts (1994), che suggeriscono valori di conducibilità generalmente minori di 50 µS/cm nei torrenti glaciali; bassi valori di conducibilità nel Rio Conca (<10 µS/cm) sono già stati osservati in altri lavori (Maiolini & Lencioni, 2000; Maiolini & Lencioni, 2001) e attribuiti alla natura silicea delle rocce del Gruppo Montuoso dell'Adamello.

Un altro parametro importante da indagare è il contenuto in silice delle acque, poiché permette di quantificare il contributo di acque sorgentizie nel torrente; in particolare nei torrenti di tipo krenal (alimentati principalmente da acque sotterranee) sono presenti elevate concentrazioni di silice, al contrario dei torrenti di tipo kryal o rhithral (Brown et al., 2003). I risultati ottenuti in questo lavoro

e il confronto con gli anni precedenti confermano la natura criale delle stazioni campionate, con concentrazioni di silice non rilevanti (vedi tabella 5.13 e grafico 5.12).

Nel grafico 5.12 si possono osservare anche le concentrazioni di fosforo totali (P_{tot}) che sono solitamente più elevate nei torrenti con maggior contributo di acque glaciali, come effetto dell'azione erosiva del ghiacciaio sulla roccia sottostante (Boscaini et al., 2004). Si osservano valori molto elevati di fosforo (P_{tot}) nella stazione C0, nella quale erano stati misurati valori molto bassi nei campionamenti precedenti. I valori più bassi di P_{tot} si riscontrano nella stazione C0new.

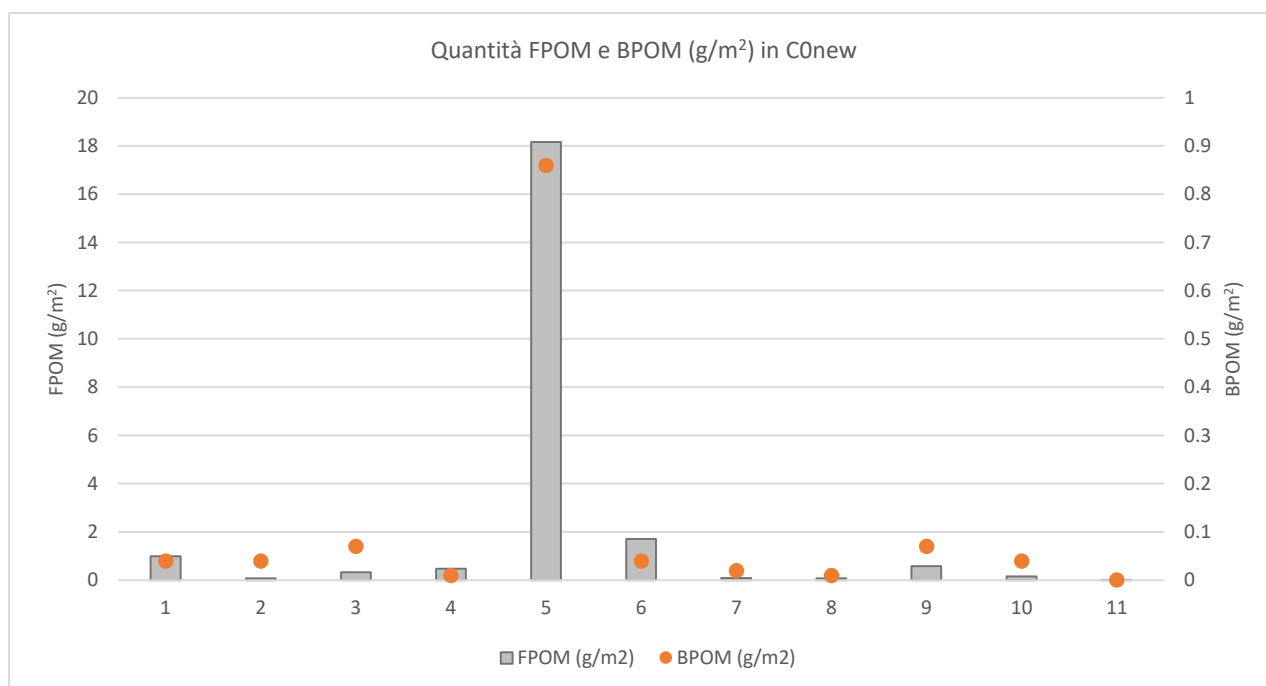
	C0new_7_22	C0_7_22	C1_7_22
ph (20°C)	6.8	6.7	6.6
Conducibilità (µS/cm)	4	3	7
Alcalinità Ca(HCO₃)₂ (mg/l)	4	4	5
Alcalinità-CaCO₃ (mg/l)	2.4	2.7	3.2
N-NH₃ (µg/l)			
FLUORURI (F-) (mg/l)	< 0.1	< 0.1	< 0.1
FLUORURI (F-) DATO STRUMENTALE (mg/l)	0	0	0
CLORURI (Cl-) (mg/l)	< 0.1	< 0.1	< 0.1
CLORURI (Cl-) DATO STRUMENTALE (mg/l)	0.04	0.03	0.68
AZOTO NITRICO (N) (mg/l)	0.1	< 0.02	0.04
N-NO₃ ((µg/l)			
NITRATI (NO₃-) DATO STRUMENTALE (mg/l)	0.438	0	0.178
Nitrati (NO₃)			
SOLFATI (SO₄--) (mg/l)	< 0.1	0.3	0.2
SOLFATI (SO₄--) DATO STRUMENTALE (mg/l)	0.098	0.316	0.165
ORTOFOSFATO (P) (µg/l)	< 5	< 5	5
PO₄ DATO GREZZO (µg/l)	10.65	12.65	16.19
FOSFORO TOTALE (P) (mg/l)	< 0.01	0.04	0.02
PTOT DATO GREZZO (µg/l)	9.82	40.79	16.89
AZOTO TOTALE (N) (mg/l)	< 0.5	< 0.5	< 0.5
SILICE (SiO₂ PER CALCOLO) (mg/l)	0.4	0.5	1.4
DUREZZA TOTALE (CALCOLO) (°F)	< 1.0	< 1.0	< 1.0
ALCALINITA` TOTALE (HCO₃-) (mg/l)	3	3	4
AZOTO AMMONIACALE (N) (mg/l)	< 0.04	< 0.04	< 0.04
NH₄ ISO (mg/l)	0.02	0.01	0.01
SODIO (Na) (mg/l)	0.08	0.07	0.64
POTASSIO (K) (mg/l)	0.17	0.21	0.31
CALCIO (Ca) (mg/l)	0.39	0.31	0.49
MAGNESIO (Mg) (mg/l)	0.03	0.03	0.04

Figura 5.13: Dati relativi alle analisi delle acque nei siti di campionamento (anno 2022), svolte presso il Settore Laboratorio dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA).

5.1.2.4 Materia organica particolata di fondo (BPOM e FPOM)

Come si può apprezzare nei grafici sottostanti (5.14), i livelli di FPOM e BPOM sono relativamente bassi nella stazione C0new, ad eccezione del quadrato Q5 caratterizzato dalla presenza di un microstrato algale. In accordo con Milner & Petts (1994), i torrenti glaciali sono caratterizzati dalla quasi completa assenza di materiale vegetale alloctono, con la presenza di biofilm algali e di *Hydrurus foetidus* (Villar), un'alga che colonizza spesso i corsi d'acqua glaciali nelle zone più in quota. Le stazioni C0 e C1, posizionate a quote più basse, evidenziano un aumento di materiale vegetale in alveo: in particolare la stazione C1 mostra i livelli di FPOM e di BPOM più alti rilevati in questo lavoro, compatibili con la quota relativamente più bassa rispetto alle altre stazioni (2690 m s.l.m.). I valori di C0 invece sono mediamente alti per una stazione considerata come criale, in questo lavoro e in lavori precedenti (Lencioni, 2000), e che si trova ad una quota di 2833 m s.l.m.

Dal grafico 5.15 si può osservare come la quantità di BPOM nelle stazioni C0 e C1 sia aumentata nel corso del tempo, raggiungendo il picco nel 2022.



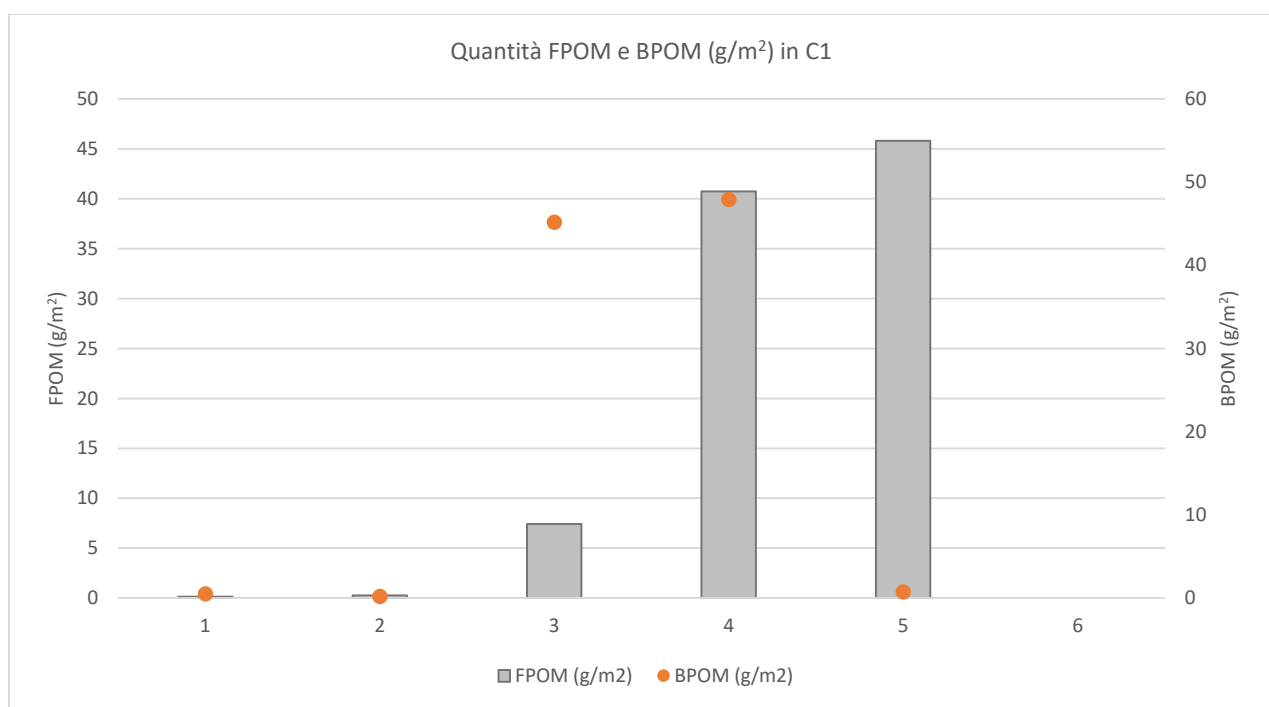
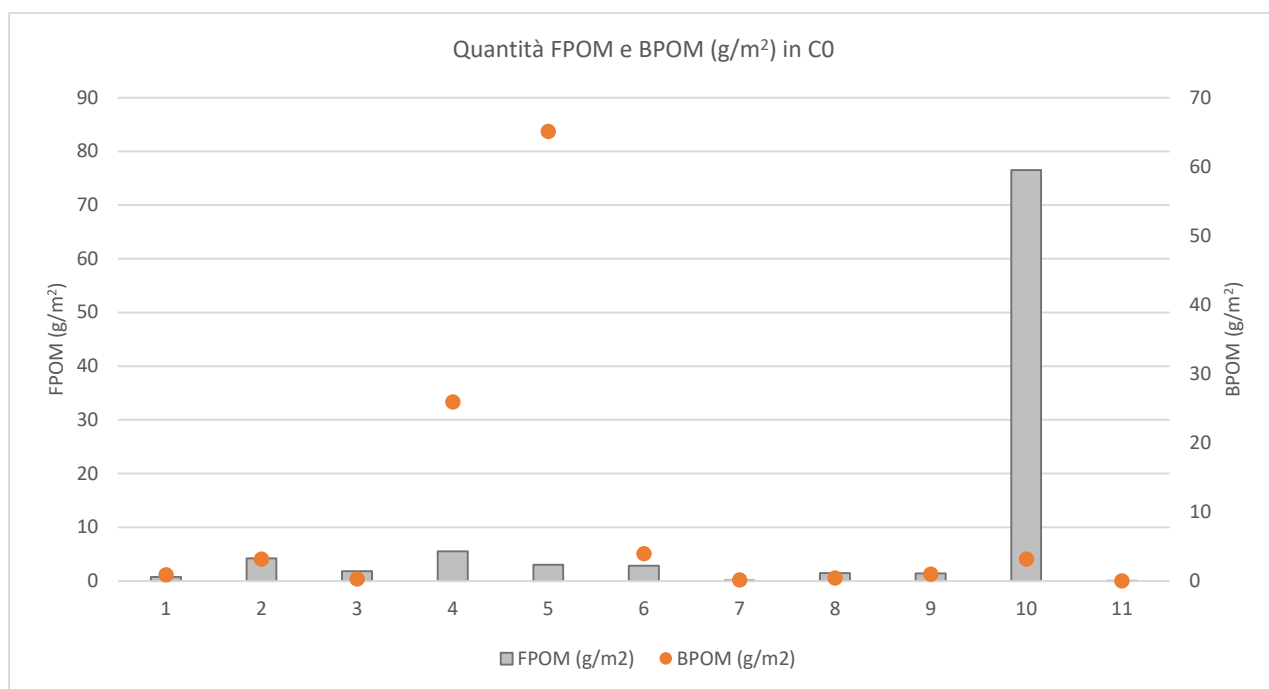


Figura 5.14: Quantità di materia organica particolata di fondo (FPOM e BPOM) estratta da ogni campione (mg AFDM₁/m²), stazioni C0new, C0 e C1 – anno 2022.

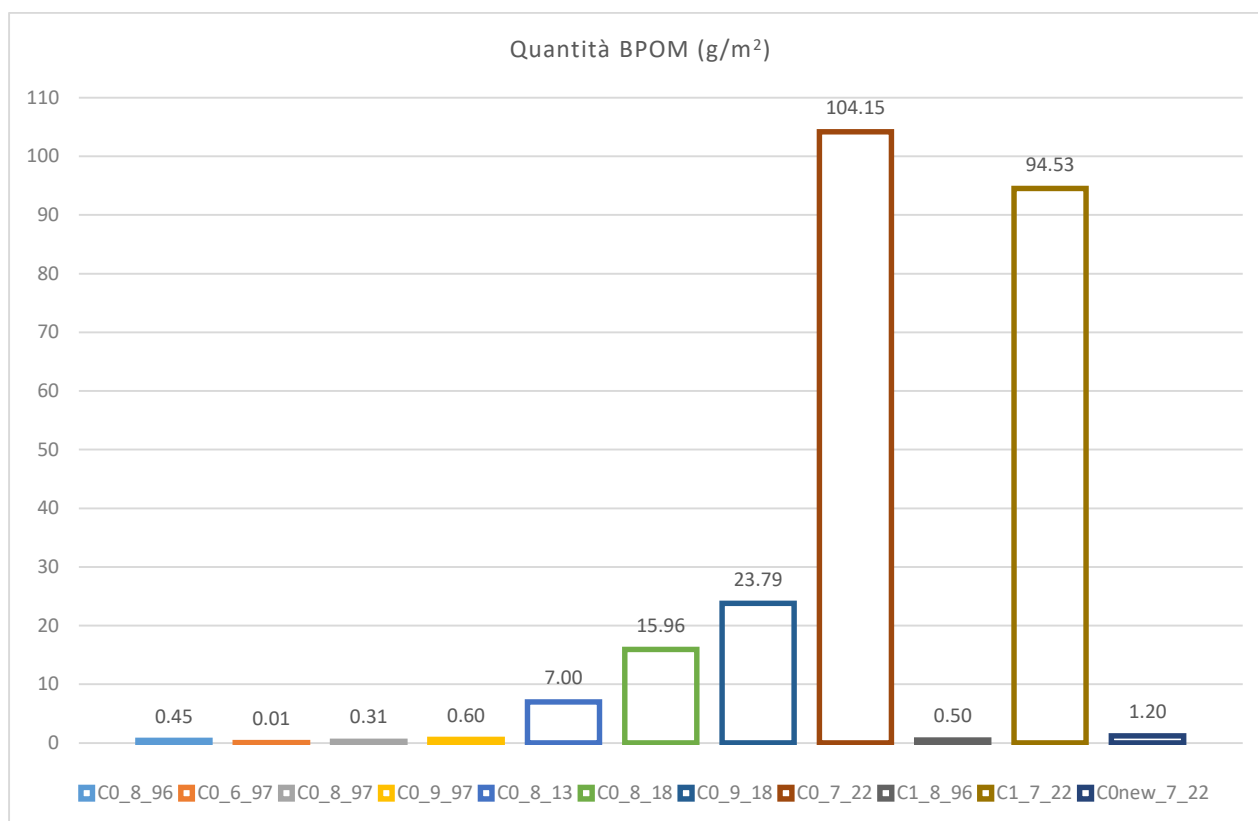


Figura 5.15: Confronto quantità di materia organica particolata di fondo (BPOM) estratta da ogni campione ($\text{mg AFDM}_1/\text{m}^2$), stazioni C0, C0new e C1 - anni 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022.

5.2 Dati biologici

Durante la fase di campo sono stati raccolti in totale 6761 individui, di cui 6177 acquatici, 1187 esuvie di organismi e 26 astucci di tricottero.

In questo lavoro sono stati considerati 11808 individui appartenenti a campioni raccolti negli anni 1996, 1997, 2013 e 2018 nelle stazioni C0 e C1, i quali sono stati utilizzati per confrontare le comunità di questi siti a distanza, rispettivamente, di 26, 25, 9 e 4 anni,

Nelle analisi seguenti sono stati presi in considerazione esclusivamente gli individui acquatici, che sono stati raccolti tramite retino immanicato (4182 individui) e tramite retino da drift (1995 individui). I Ditteri chironomidi rappresentano il 61,28% degli individui acquatici totali raccolti nel 2022; seguono i crostacei arpacticoidi (20%), organismi appartenenti alla meiofauna, i nematodi (10%), i ditteri simulidi (6%) e altri taxa con abbondanze <1% (tricotteri, oligocheti, coleotteri, tricladi, nematomorfi e altri ditteri acquatici).

La maggior parte degli individui raccolti nei campionamenti del 2022 appartiene alla stazione C0 (3648 individui), seguita dalla stazione C0new (2218 individui) e infine dalla stazione C1 (434 individui). Per quanto riguarda la stazione C1, è necessario tenere in considerazione che, a differenza

delle altre due stazioni, sono state raccolte solo 5 repliche, a causa dell'esiguo flusso d'acqua presente, indagando una superficie pari a 0,5 m².

Nella fase di analisi il numero di individui raccolti in ogni stazione è stato rapportato al m² per poter effettuare dei confronti. Nel grafico 5.16 è riportata la suddivisione degli individui raccolti nelle varie stazioni di campionamento (2022).

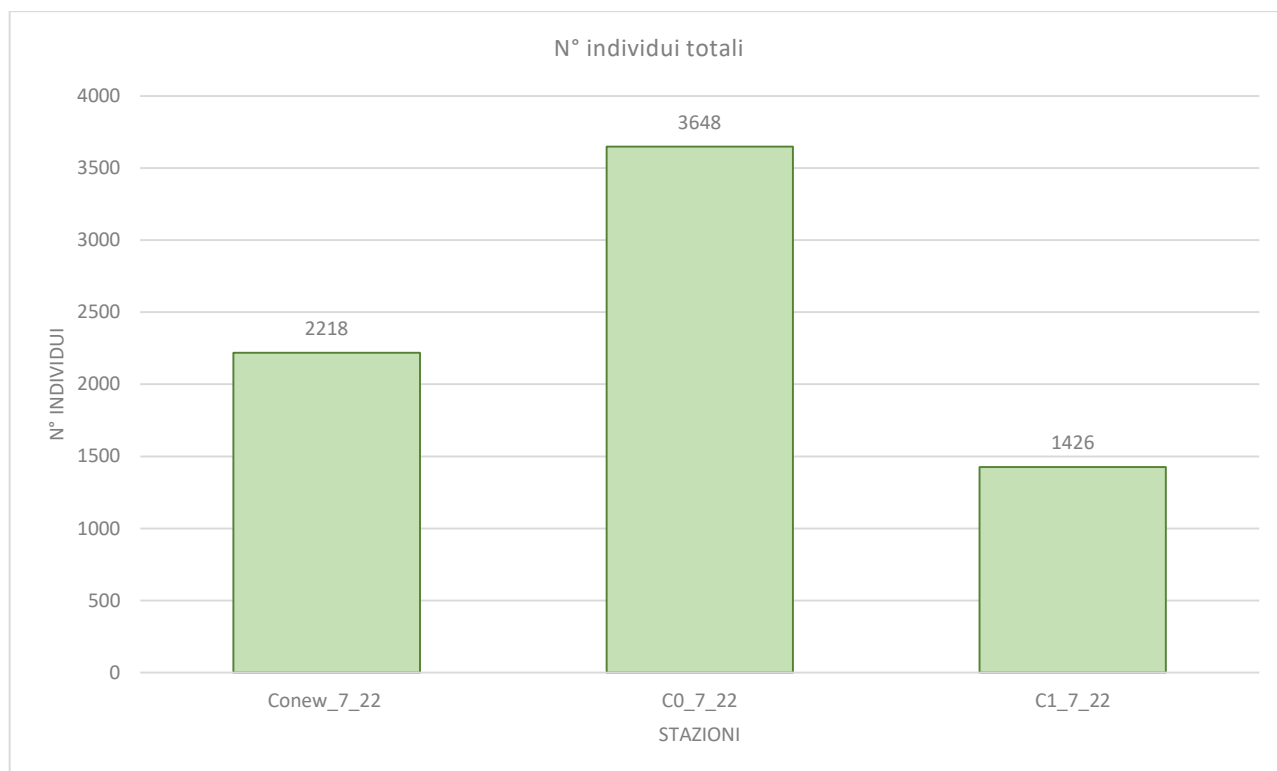


Figura 5.16: Numero di individui totali raccolti in ognuna delle stazioni monitorate durante la fase di campo 2022 (nel caso della stazione C1, il numero di individui riportati nel grafico corrisponde al valore rapportato al m²).

Utilizzando le abbondanze (individui/m²) relative dei vari taxa, sono stati calcolati degli indici di diversità in ogni stazione, per ogni anno di campionamento; nel grafico 5.17 sono riportati: il numero di taxa, il valore dell'indice di dominanza di Simpson e il valore dell'indice di diversità di Shannon. L'indice di dominanza di Simpson indica se è presente un taxon che domina la comunità (in questo caso si tratta sempre dei ditteri chironomidi) e restituisce valori più alti, quanto maggiore è il grado di dominanza (valori vanno da 0 a 1). I valori di questo indice sono molto alti (>0,7) nella stazione C0 fino al 1997 e nella stazione C1 nel 1996. Dal 2013 in poi la dominanza dei chironomidi è molto meno accentuata: in particolare, se si confrontano i valori di C0 nel 2013, 2018 e 2022 (0,0746, 0,5028 e 0,4648) con quelli derivati dall'elaborazione dei dati di un lavoro precedente (MAIOLINI, LENCIONI, 2000; dominanza chironomidi in C0 = 1), si evidenzia un cambiamento notevole della

comunità. Valori di dominanza così bassi inoltre, non sono tipici di stazioni criali, le quali presentano solitamente comunità dominate dai chironomidi (Milner & Petts, 1994; Ward, 1994; Füreder, 1999; Brown et al., 2003). Anche confrontando la stazione C1 del 1996 con quella del 2022 si nota un brusco calo di dominanza dei chironomidi (da 0,8858 a 0,1477). La stazione C0new presenta un valore basso, in quanto non è dominata da un unico taxa.

L'indice di Shannon-Wiener è in grado di fornire indicazioni riguardo la distribuzione degli individui trovati all'interno dei vari taxa; se il valore tende a zero, significa che c'è una scarsa distribuzione fra i vari taxa, mentre al contrario se il valore è alto, la ripartizione degli individui sarà buona. I valori più alti sono quelli riferiti a C0 dall'anno 2013 in poi, a C1 e a C0new, a dimostrazione che non è presente un taxon dominante, ma che la comunità di macroinvertebrati è ben distribuita. I casi in cui l'indice di Shannon-Wiener è uguale o molto vicino a zero, sono quelli in cui è presente un solo taxon, il quale ha di conseguenza una dominanza assoluta, condizione che ha caratterizzato le stazioni C0 e C1 in passato (anni 1996 e 1997).

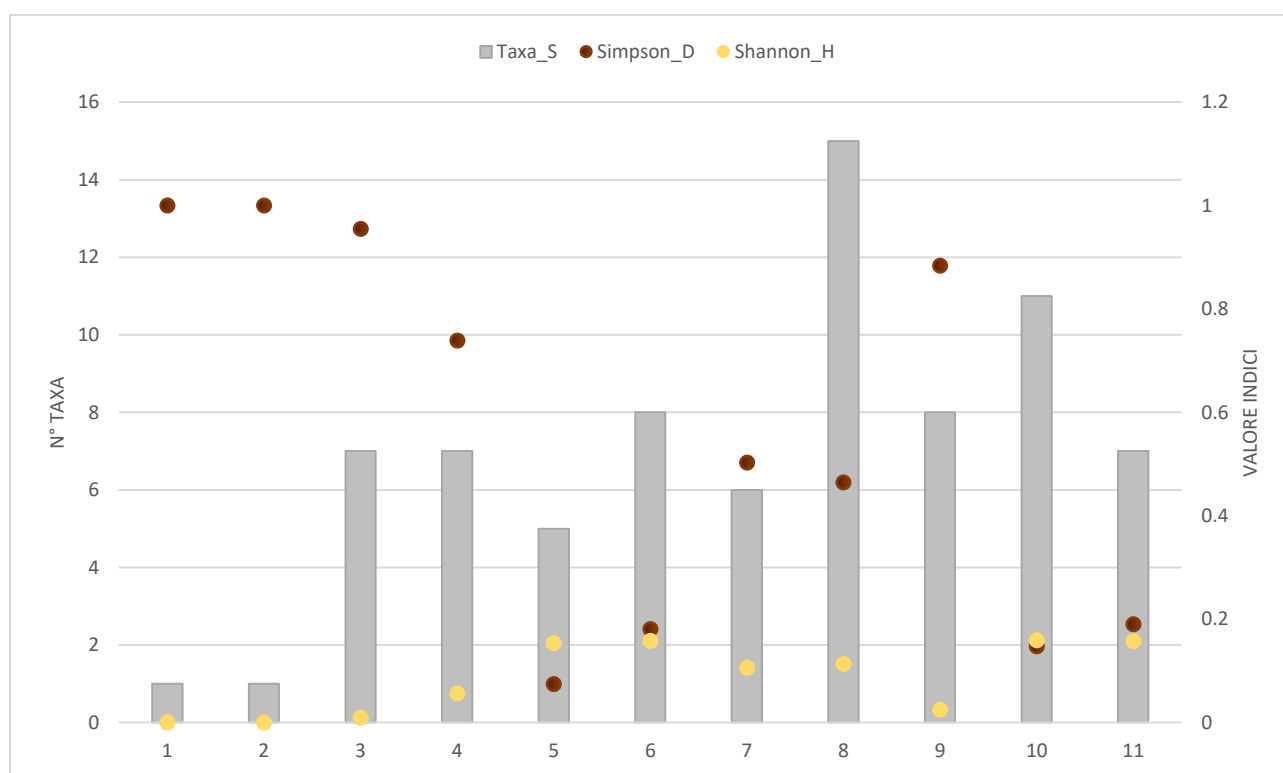


Figura 5.17: Confronto fra numero di taxa, indice di dominanza di Simpson e indice di diversità di Shannon-Wiener nelle stazioni di campionamento (dati 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022).

Nella stazione C0new sono stati raccolti rispettivamente 2218 individui. Si è riscontrata una forte dominanza di ditteri chironomidi (97,97%), con la presenza di nematodi (0,85%) e altri taxa poco rappresentati (<1%), fra i quali crostacei arpacticoidi, ditteri simulidi, tricotteri, nematomorfi e acari. Nel grafico 5.18, sono riportate le abbondanze per metro quadro dei taxa rinvenuti nella stazione C0new.

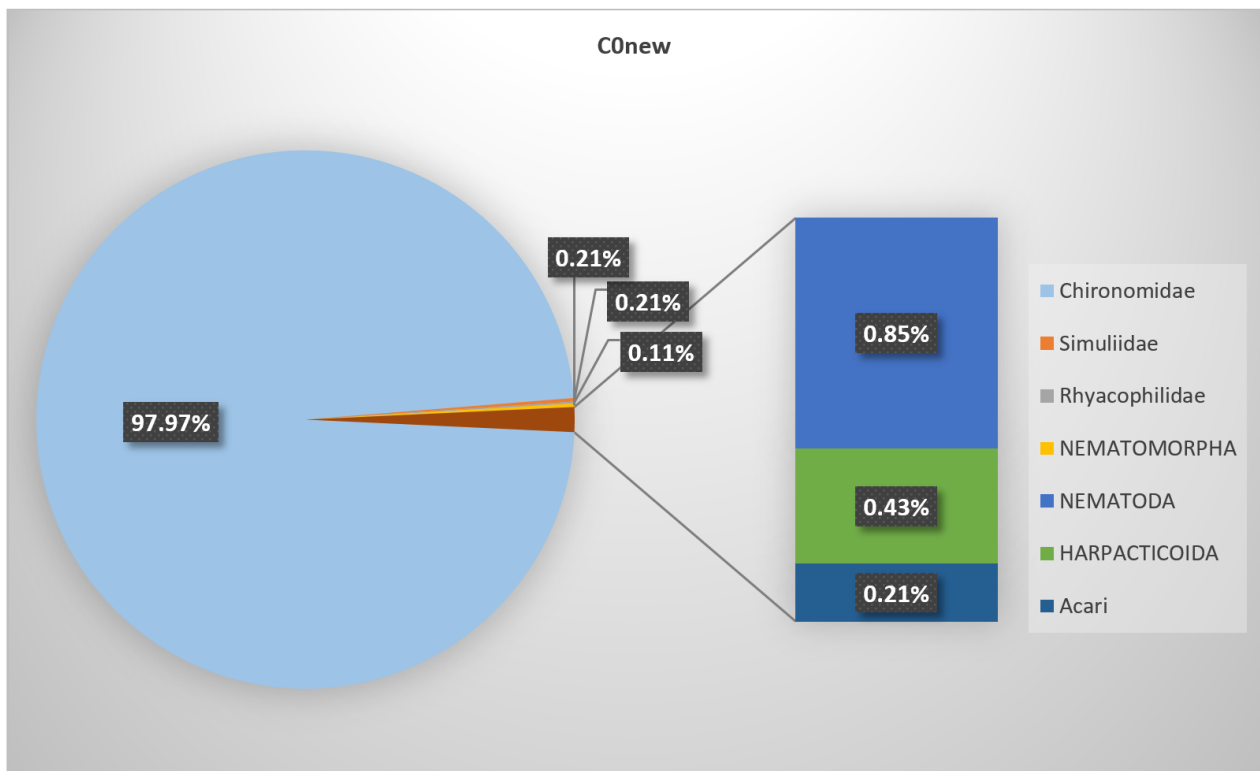


Figura 5.18: Numero di individui/m² dei vari taxa presenti nella stazione C0new (dati 2022).

Il grafico 5.19, riguardante gli individui/m³ calcolati per i campioni di drift, non presenta taxa diversi rispetto a quelli rilevati nel campionamento con retino immanicato. Tuttavia, il taxon presente e dominante è quello dei crostacei arpacticoidi (6016 individui/m³); questi organismi appartenenti alla meiofauna, sono tipicamente iporreici e vivono solitamente negli interstizi del sedimento fluviale.

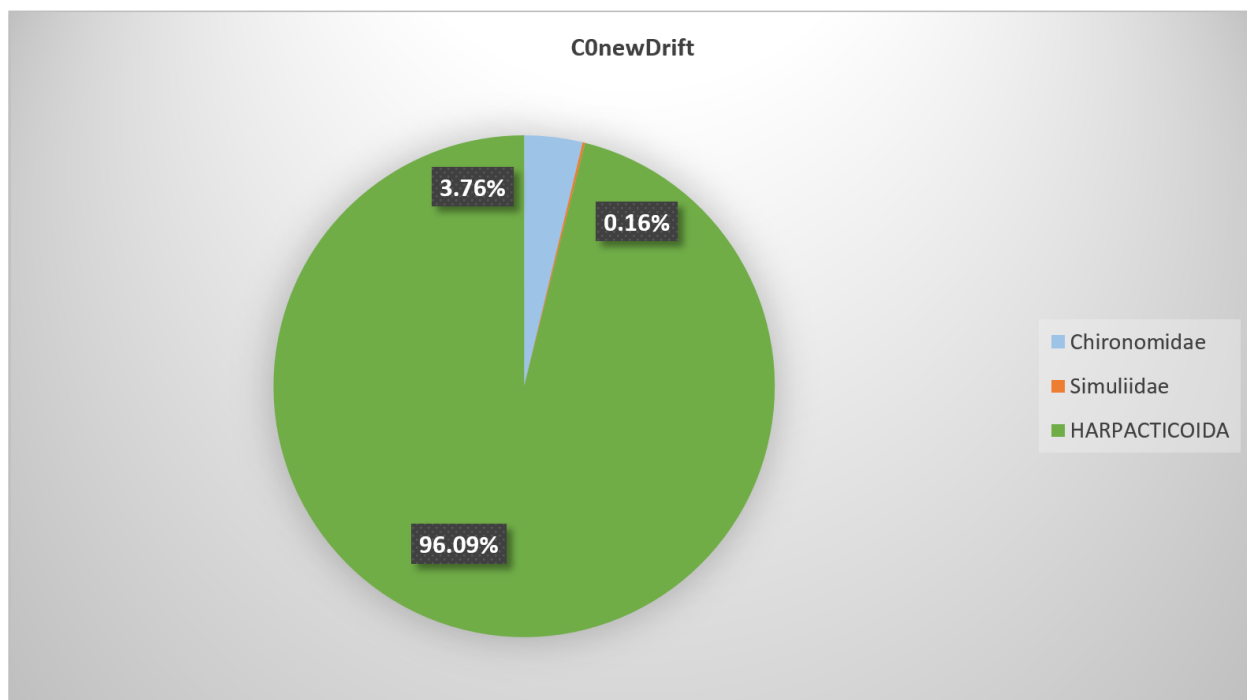


Figura 5.19: Numero di individui/ m^3 dei vari taxa nei campioni di drift (dati 2022) ritrovati nella stazione C0new.

La stazione C0new risulta essere dominata dai ditteri chironomidi del genere *Diamesa*, specie dominante le stazioni metacriali. Questo genere comprende una specie molto sensibile alle variazioni climatiche, *Diamesa steinboeckii*, dichiarata in passato estinta sul Carè Alto. Tuttavia, le larve di chironomidi prelevate presso la Fronte glaciale e successivamente identificate in laboratorio, testimoniano la presenza di una popolazione residua di *Diamesa steinboeckii* fortemente legata ai pochi ettari di Ghiacciaio rimasto. (V. Lencioni, comunicazione personale).

Nella stazione C0 sono stati raccolti rispettivamente 3648 individui. Si è riscontrata una forte dominanza di ditteri chironomidi (64,54%), con la presenza di nematodi (18,46%), ditteri simulidi (11,46%) e altri taxa poco rappresentati (<1%), fra i quali crostacei arpacticoidi, altri ditteri, tricoteri, nematomorfi e oligocheti. Nel grafico 5.20, sono riportate le abbondanze per metro quadro dei taxa rinvenuti nella stazione C0.

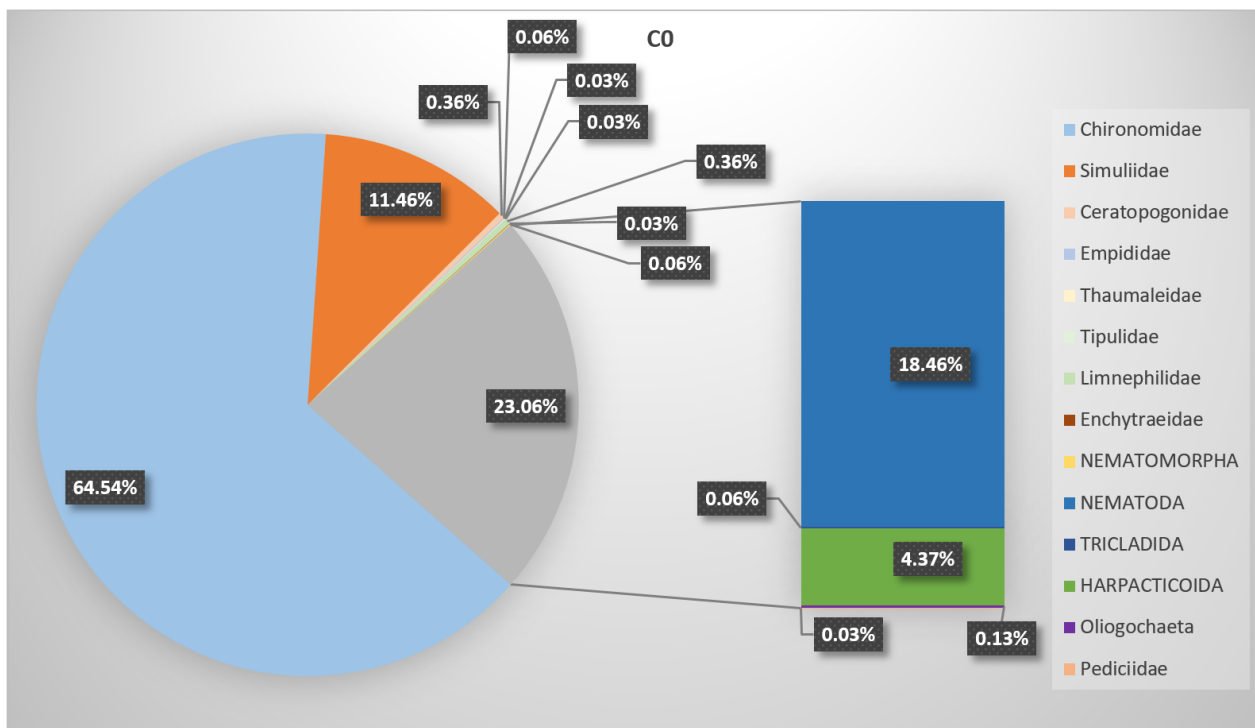


Figura 5.20: Numero di individui/m² dei vari taxa presenti nella stazione C0 (dati 2022).

Il grafico 5.21, riguardante gli individui/m³ calcolati per i campioni di drift, non presenta taxa diversi rispetto a quelli rilevati nel campionamento con retino immanicato. Anche in questo caso il taxon presente e dominante è quello dei ditteri chironomidi (1854 individui/m³).

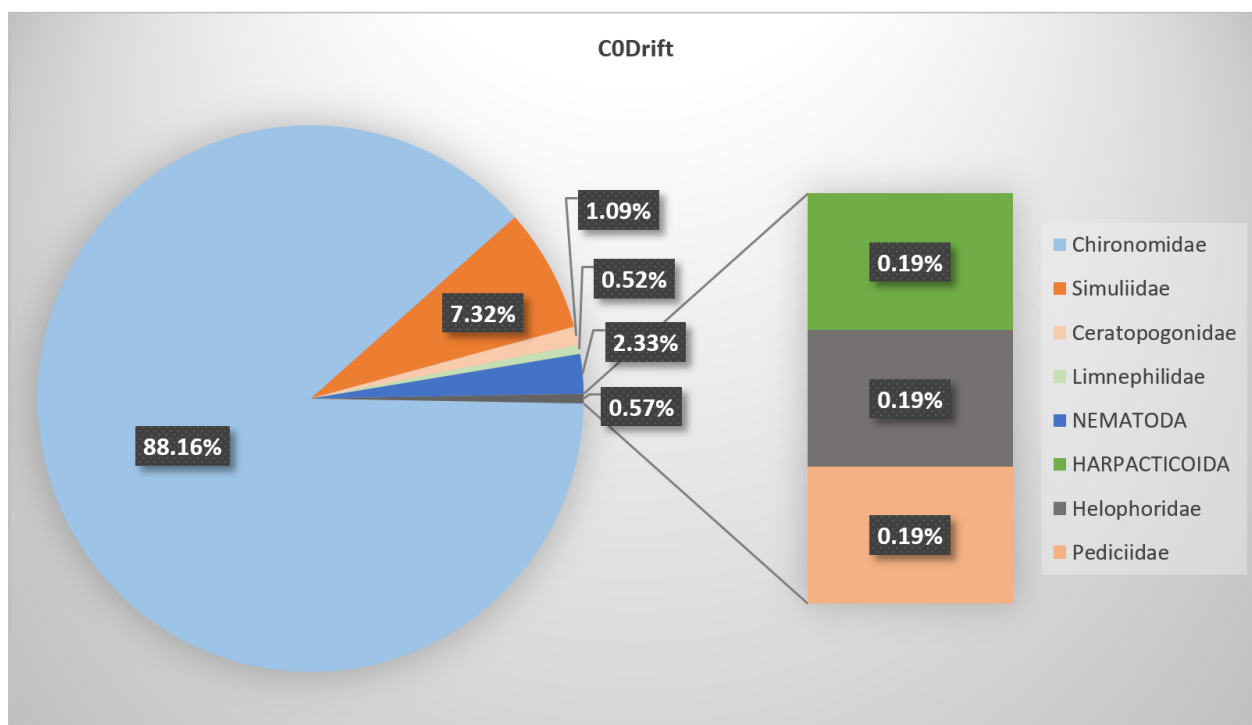


Figura 5.21: Numero di individui/m³ dei vari taxa nei campioni di drift (dati 2022) ritrovati nella stazione C0.

Le analisi svolte dimostrano come C0 sia l'unica stazione ad avere una comunità di macroinvertebrati fortemente diversificata e significativamente diversa dalle altre.

Nella stazione C1 sono stati raccolti rispettivamente 1426 individui. Il taxa dominante è quello dei ditteri chironomidi (77,78%), seguito da nematodi (6,09%), crostacei arpacticoidi (5,73%), ditteri simulidi (2,87%) e altri taxa poco rappresentati (<2%), fra i quali tricoteri, tricladidi e oligocheti. Nel grafico 5.22, sono riportate le abbondanze per metro quadro dei taxa rinvenuti nella stazione C1.

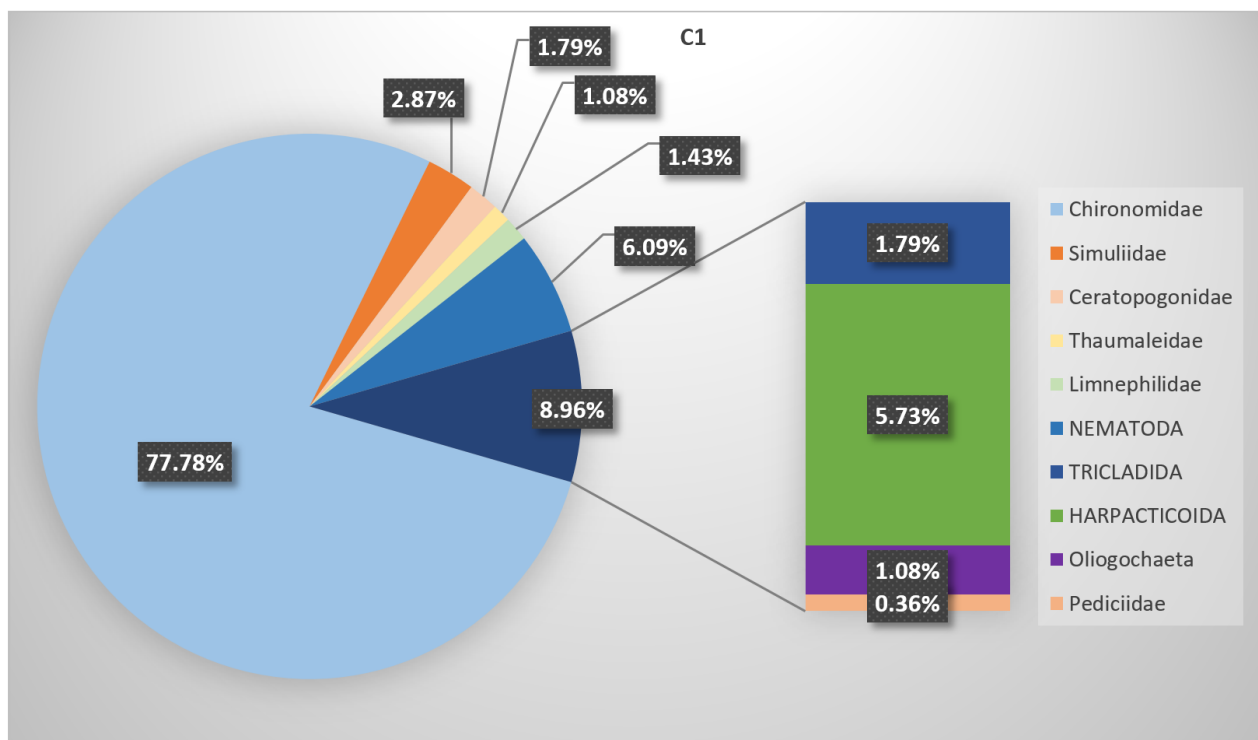


Figura 5.22: Numero di individui/m² dei vari taxa presenti nella stazione C1 (dati 2022).

Il grafico 5.23, riguardante gli individui/m³ calcolati per i campioni di drift, non presenta taxa diversi rispetto a quelli rilevati nel campionamento con retino immanicato. Il taxon presente e dominante è quello dei ditteri chironomidi (3586 individui/m³), seguito da crostacei arpacticoidi (503 individui/m³) e nematodi (440 individui/m³).

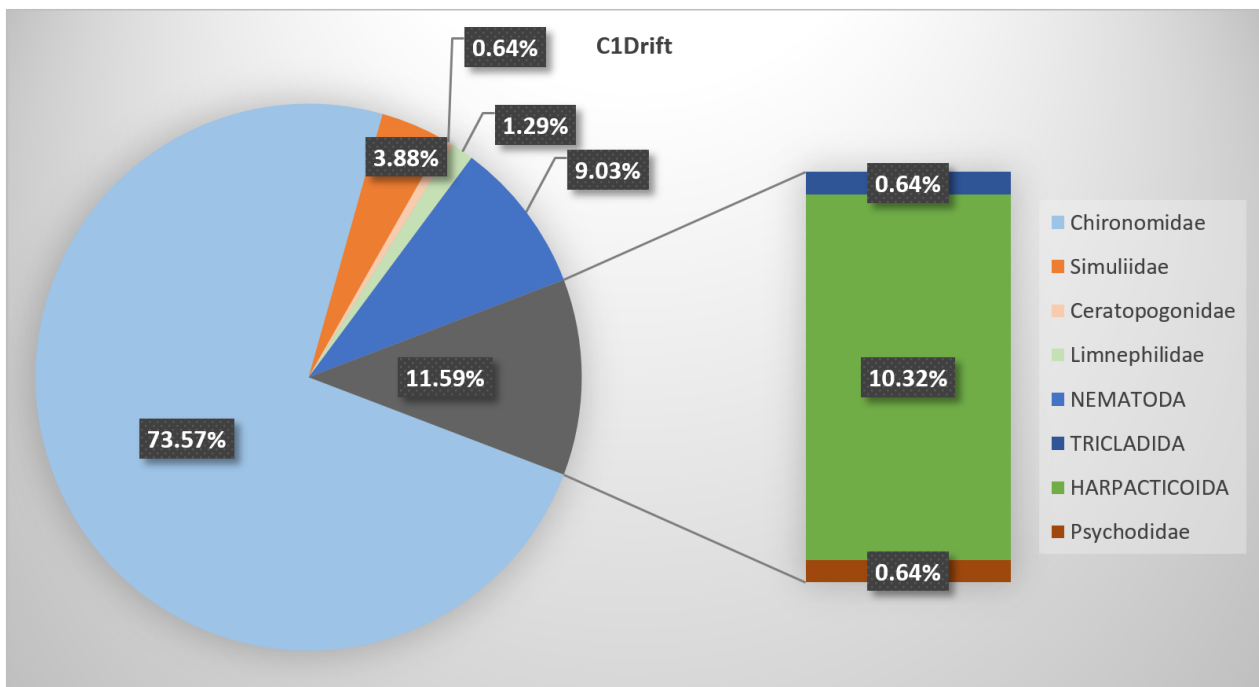


Figura 5.23: Numero di individui/m³ dei vari taxa nei campioni di drift (dati 2022) ritrovati nella stazione C1.

Successivamente è stato fatto un confronto con la comunità di macroinvertebrati presente nella stazione C0 nel 1996, ricavando i dati da Maiolini & Lencioni (2000), nel 1997, nel 2013 e nel 2018 e nella stazione C1 nel 1996. - (vedi tabella 5.2).

Taxa	C0_8_96-97	C0_8_13	C0_8_18	C0_9_18	C0_7_22	C1_8_96	C1_7_22	C0new_7_22
Chironomidae	958	477	605	953	1993	2613	434	919
Altri Diptera		27	40	119	370	136	34	2
Ephemeroptera			16					
Plecoptera			8					
Trichoptera				4	11	10	8	1
Oligochaeta		63	16	4	5	17	6	0
Nematoda		1077	530		570		34	8
Harpacticoida		103	209	265	135		32	4
Altro					4		10	4

Tabella 5.2: Dati relativi agli individui/m² divisi per taxa, presenti nella stazione C0 (anni 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022), nella stazione C1 (anni 1996 e 2022) e nella stazione C0new (2022).

Come si può osservare dai grafici sottostanti (Figura 5.24 e Figura 5.25), il numero di individui/m² divisi per taxa è aumentato dal 1996 al 2022, favorendo la presenza di una comunità macrobentonica più diversificata ed eterogenea.

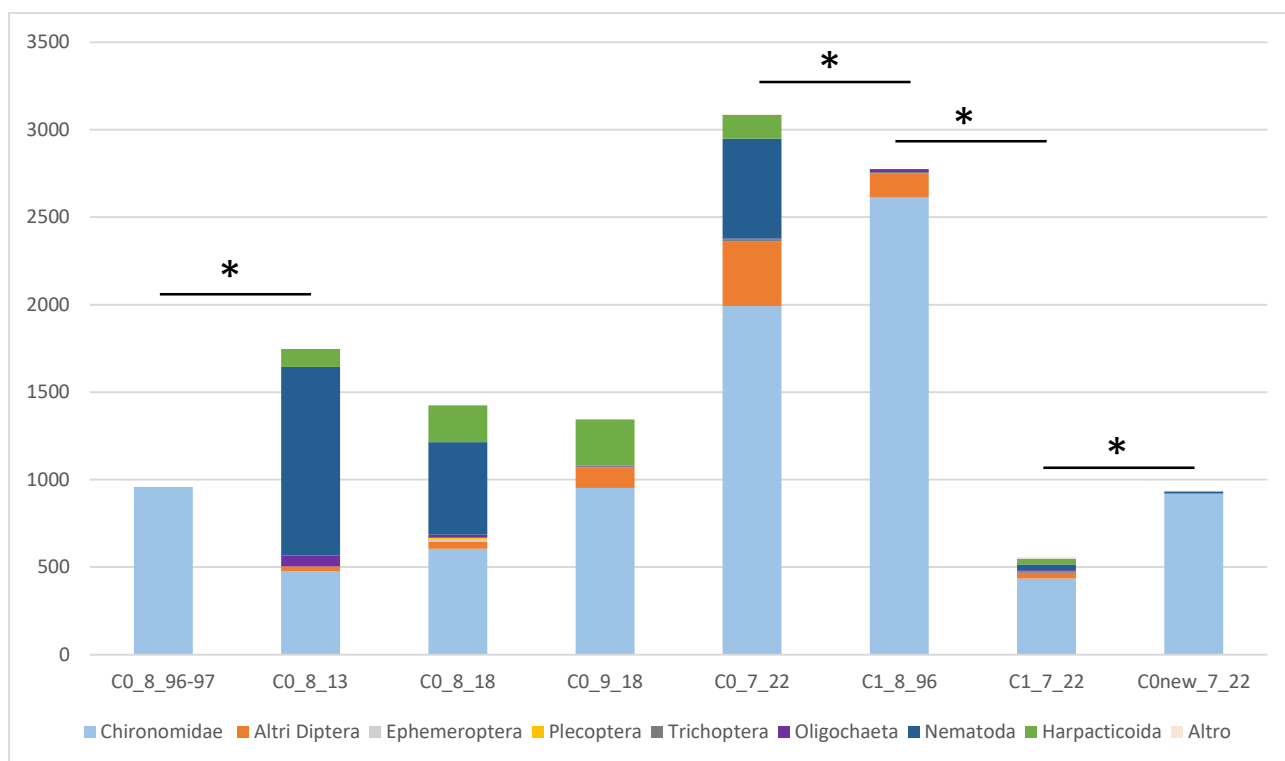


Figura 5.24: Grafico relativo agli individui/m² divisi per taxa, presenti nella stazione C0 (anni 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022), nella stazione C1 (anni 1996 e 2022) e nella stazione C0new (2022).

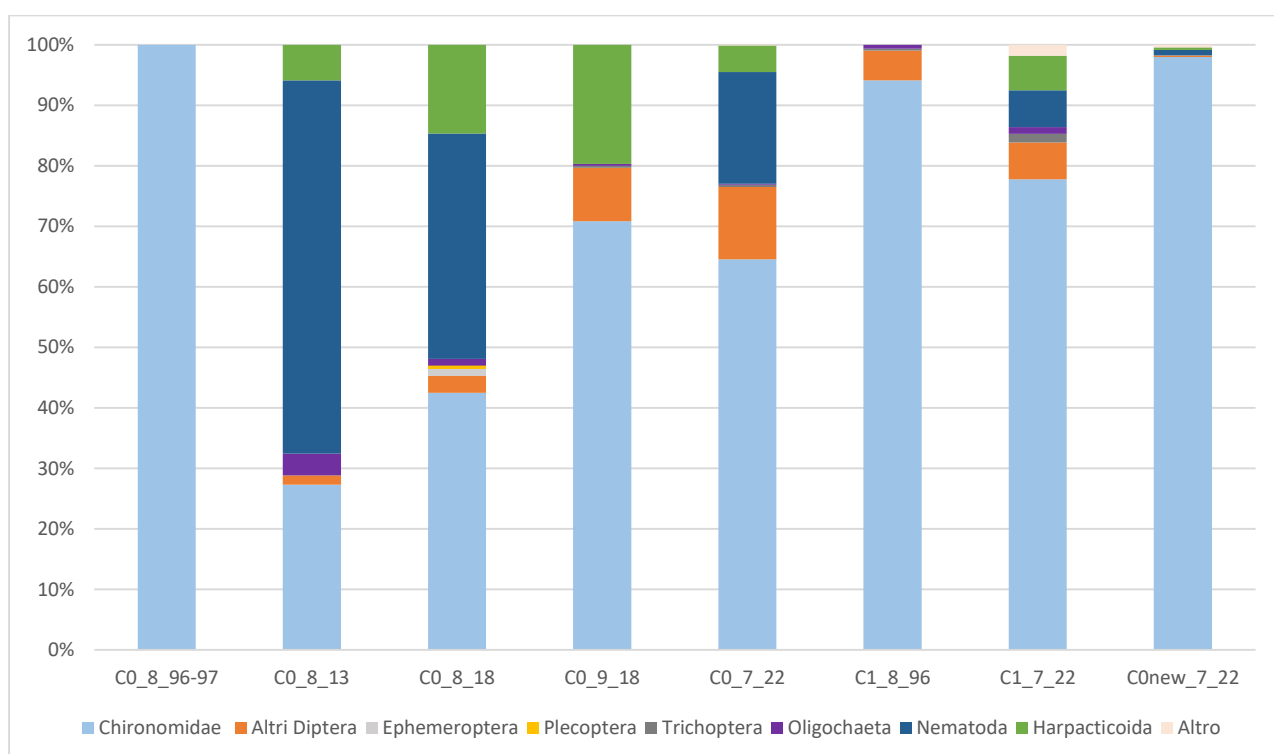


Figura 5.25: Grafico relativo agli individui/m² in percentuale divisi per taxa, presenti nella stazione C0 (anni 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022), nella stazione C1 (anni 1996 e 2022) e nella stazione C0new (2022).

Grazie all'utilizzo del test U di Mann-Whitney, utilizzato per confrontare le differenze tra due campioni, è stato possibile indagare l'esistenza di variazioni significative (contrassegnate nei grafici 5.24 e 5.25 con una barra e un asterisco), confrontando le comunità di macroinvertebrati nel tempo. Confrontando le comunità presenti a distanza di 26 anni (Tabella 5.3) sono emerse delle variazioni significative fra C0_8_1996/1997 e C0_7_22 (Mann-Whitney, $p = 1.348594E-66$). Questo risultato conferma che la comunità di macroinvertebrati nella stazione C0 è totalmente cambiata nel giro di 26 anni; infatti, in un lavoro precedente (Maiolini & Lencioni, 2000), era stata rilevata in C0 una comunità composta esclusivamente da ditteri chironomidi nel 1996.

Taxa	C0_8_96-97	C0_7_22	C0_8_96-97 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	958	1993	13	14	R1	19
Altri Diptera	0	370	1	11	R2	71
Trichoptera	0	11	1	9	N1	1
Oligochaeta	0	5	1	8	N2	7
Nematoda	0	570	1	12	U1	-11
Harpacticoida	0	135	1	10	U2	-36
Altro	0	4	1	7	U	-36
					z	-17.2392
					p	1.35E-66

Tabella 5.3: Confronto comunità macrobentonica tra C0_8_96-97 e C0_7_22 (dati 1996 e 2022).

Sono emerse variazioni significative anche mettendo a confronto le comunità presenti a distanza di 9 anni (Tabella 5.4), in particolare fra C0_8_2013 e C0_7_22 (Mann-Whitney, $p = 0.018533$). Già nel 2013 la comunità macrobentonica della stazione C0 del Rio Conca era cambiata notevolmente, presentando un'ampia varietà di taxa.

Taxa	C0_8_13	C0_7_22	C0_8_13 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	477	1993	11	14	R1	47
Altri Diptera	27	370	6	10	R2	57
Trichoptera	0	11	1	5	N1	5
Oligochaeta	63	5	7	4	N2	7
Nematoda	1077	570	13	12	U1	3
Harpacticoida	103	135	8	9	U2	6
Altro	0	4	1	3	U	3
					z	-2.35479
					p	0.018533

Tabella 5.4: Confronto comunità macrobentonica tra C0_8_13 e C0_7_22 (dati 2013 e 2022).

Infine, per la stazione C0, è stato confrontato il campionamento del 2022 con quello di agosto e settembre del 2018. In questo caso non sono emerse variazioni significative (Mann-Whitney, $p = 0.177931725$) a distanza di 4 anni (Tabella 5.5); la comunità di macroinvertebrati sembra non aver subito cambiamenti significativi dal 2018 ad oggi.

Taxa	C0_8-9_18	C0_7_22	C0_8-9_18 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	779	1993	17	18	R1	86
Altri Diptera	80	370	11	14	R2	81
Ephemeroptera	16	0	10	1	N1	8
Plecoptera	8	0	7	1	N2	9
Trichoptera	4	11	4	9	U1	22
Oligochaeta	10	5	8	6	U2	36
Nematoda	530	570	15	16	U	22
Harpacticoida	237	135	13	12	z	-1.34715
Altro	0	4	1	4	p	0.177932

Tabella 5.5: Confronto comunità macrobentonica tra C0_8-9_18 e C0_7_22 (dati 2018 e 2022).

Lo stesso confronto è stato fatto per la stazione C1: a distanza di 26 anni (Tabella 5.6) il quale ha mostrato una grande differenza fra le comunità delle stazioni C1_8_1996 e C1_7_22 (Mann-Whitney, $p = 9.56881E-07$). Questo risultato testimonia il passaggio da una comunità dominata da ditteri chironomidi e composta solo da altri pochi individui (tricotteri e altri ditteri) a una comunità maggiormente diversificata, pur sempre dominata dai ditteri chironomidi.

Taxa	C1_8_96	C1_7_22	C1_8_96 (ranks)	C1_7_22 (ranks)		
Chironomidae	2613	434	14	13	R1	37
Altri Diptera	136	34	12	10	R2	60
Trichoptera	10	8	7	6	N1	3
Oligochaeta	0	6	1	5	N2	7
Nematoda	0	34	1	10	U1	-10
Harpacticoida	0	32	1	9	U2	-11
Altro	0	10	1	7	U	-11
					z	-4.9003
					p	9.57E-07

Tabella 5.6: Confronto comunità macrobentonica tra C1_8_96 e C1_7_22 (dati 2018 e 2022).

Utilizzando il test U di Mann-Whitney, emergono differenze significative anche confrontando le tre stazioni campionate nel 2022; in particolare tra C0_7_22 e C1_7_22 (Mann-Whitney, $p = 1,0421E-05$) (Tabella 5.7); tra C0_7_22 e C0new_7_22 (Mann-Whitney, $p = 0,0101280$) (Tabella 5.8) e tra C1_7_22 e C0new_7_22 (Mann-Whitney, $p = 0,0101280$) (Tabella 5.9).

Taxa	C0_7_22	C1_7_22	C0_7_22 (ranks)	C1_7_22 (ranks)		
Chironomidae	1993	434	18	16	R1	87
Altri Diptera	370	34	15	12	R2	77
Ephemeroptera	0	0	1	1	N1	7
Plecoptera	0	0	1	1	N2	7
Trichoptera	11	8	10	8	U1	-10
Oligochaeta	5	6	6	7	U2	0
Nematoda	570	34	17	12	U	-10
Harpacticoida	135	32	14	11	z	-4.40825
Altro	4	10	5	9	p	1.04E-05

Tabella 5.7: Confronto comunità macrobentonica tra C0_7_22 e C1_7_22 (dati 2022).

Si può notare come la comunità macrobentonica nella stazione C0 sia composta da più individui e più taxa rispetto alla comunità presente nella stazione C1.

Taxa	C0_7_22	C0new_7_22	C0_7_22 (ranks)	C0new_7_22 (ranks)		
Chironomidae	1993	919	14	13	R1	67
Altri Diptera	370	2	11	3	R2	35
Trichoptera	11	1	9	2	N1	7
Oligochaeta	5	0	7	1	N2	6
Nematoda	570	8	12	8	U1	3
Harpacticoida	135	4	10	4	U2	28
Altro	4	4	4	4	U	3
					z	-2.57143
					p	0.010128

Tabella 5.8: Confronto comunità macrobentonica tra C0_7_22 e C0new_7_22 (dati 2022).

Confrontando la stazione C0_7_22 con la stazione C0new_7_22 si osservano notevoli differenze; la prima presenta un numero di individui e di taxa elevato mentre la seconda è dominata da ditteri chironomidi e presenta altri pochi taxa. Questo risultato può essere spiegato in parte dalla diversa quota cui sono collocate le due stazioni di campionamento: C0_7_22 a 2826 m s.l.m e C0new_7_22 a 3014 m s.l.m.

Taxa	C1_7_22	C0new_7_22	C1_7_22 (ranks)	C0new_7_22 (ranks)		
Chironomidae	434	919	13	14	R1	67
Altri Diptera	34	2	11	3	R2	35
Trichoptera	8	1	7	2	N1	7
Oligochaeta	6	0	6	1	N2	6
Nematoda	34	8	11	7	U1	3
Harpacticoida	32	4	10	4	U2	28
Altro	10	4	9	4	U	3
					z	-2.57143
					p	0.010128

Tabella 5.9: Confronto comunità macrobentonica tra C1_7_22 e C0new_7_22 (dati 2022).

Infine, dal confronto tra la stazione C1_7_22 e C0new_7_22 si conferma quanto emerso in precedenza, ovvero che la stazione C0new_7_22, posta a quota maggiore rispetto alla stazione C1_7_22, presenta un numero ridotto di taxa.

Infine, è stato eseguito il test lineare di Pearson per indagare correlazioni significative esistenti tra le principali variabili ambientali considerate in questo lavoro.

Da questa analisi emerge una correlazione tra il numero di individui (N°individui) e: la temperatura media dell'aria ($p=0.00401$), la temperatura media ($p=0.01151$) e massima relativa alle tre settimane precedenti ($p=0.00069$) e la media delle temperature massime nelle tre settimane precedenti al campionamento (media T°max) ($p=0.00135$). Il numero di chironomidi (N° chironomidi/m²) è correlato con la temperatura media dell'aria ($p=0.001032$), con la temperatura massima relativa alle tre settimane precedenti ($p=0.092155$), con la media delle temperature massime nelle tre settimane precedenti al campionamento (media T°max) ($p=0.072796$) e con la velocità della corrente ($p=0.000756$). Il numero di taxa (N°taxa) risulta essere correlato con il pH ($p=0.023584$), con la quantità di solidi sospesi ($p=0.014015$), con la quantità di BPOM ($p=0.004414$), con la temperatura media dell'aria ($p=0.030044$), la temperatura media ($p=0.001595$) e massima ($p=6.03E-05$) relativa alle tre settimane precedenti e con la media delle temperature massime nelle tre settimane precedenti al campionamento (media T°max) ($p=9.46E-05$).

Queste variabili sono a loro volta correlate in maniera significativa con molte altre variabili ambientali fra quelle esaminate (Tabella 5.10).

N° chironomi di (m2)	QUOTA (m s.l.m)	INDICE PFANKUCH	T°aria media	T media 3 settiman e prima del campion amento	T min	T max	media T max	Pioggia (tot mm mese prima)	BPOM Q (m3/s)	SOLIDI SOSPESI v corrente	pH	conduci bilità	SO4	SiO2	Prot	alcalinità	N°individ ui	N°taxa
N° chironomidi (m2)																		
QUOTA (m s.l.m)		3.4E-06	0.001895							0.000756							0.00365	
INDICE PFANKUCH																		
T°aria	3.4E-06			0.02685			0.04419			0.015505							0.00401	0.030044
T media 3 settimane prima del campioname nto																		
T min			0.02684	0.01502	0.0285	2.9E-06	3E-05		0.0027	0.00622	0.0001					0.02771	0.01151	0.001595
T max				0.01502							0.013					0.00253		
media T max				6.9E-07			4.2E-08		0.0008	0.00073	0.0011						0.0007	6.03E-05
Pioggia (tot mm mese prima)				7.2E-06		4.2E-08			0.0019	0.00158	0.001						0.00135	9.46E-05
BPOM Q (m3/s)													5E-07		0.041			
SOLIDI SOSPESI v corrente						0.00081	0.00189			0.00622	0.0498					2.3E-09		0.004414
pH			0.028683						0.0062		0.0078							0.014015
conducibilità					0.013	0.00115	0.00098		0.0498	0.00776						0.0031		0.023584
SO4								4.59E-07				0.0083	0.0083	0.004				
SiO2												0.0037						
Prot								0.04072										
alcalinità					0.0025						0.0307							
N°individui			0.045458	0.01151		0.0007	0.00135	0.036244										0.00227
N°taxa			0.030044	0.00159		6E-05	9.5E-05		0.0044	0.01401	0.0236						0.00227	

Tabella 5.10: Correlazioni significative (Test lineare di Pearson, $p < 0,05$) riscontrate fra le principali variabili rilevate nelle varie stazioni nell'anno (anni 1996, 1997, 2013, 2018 e 2022).

Capitolo 6

Conclusioni

La stazione C0new presenta una comunità di macroinvertebrati e parametri ambientali in linea con l'atteso. Infatti, essendo una stazione di tipo metacriale, è dominata quasi esclusivamente da specie del genere *Diamesa* (*Chironomidae*) e raramente da altri chironomidi o insetti appartenenti ad altri ordini (*Plecoptera*, *Ephemeroptera*) - (Milner & Petts, 1994; Füreder, 1999; Brown et al., 2003).

Il genere *Diamesa*, in particolare *Diamesa steinboeckii*, è stato rinvenuto presso la Fronte glaciale, a 3100 m s.l.m., testimonianza che questa specie non si è estinta sul Carè Alto, come invece dichiarato in passato (V. Lencioni, com. pers.).

Confrontando le stazioni C0 e C1 a distanza di 26 anni è evidente come la comunità di macroinvertebrati risulti profondamente cambiata. Anche numerose variabili ambientali si sono modificate nel tempo, in particolare: temperatura dell'acqua, solidi in sospensione, produzione primaria e nutrienti (Ptot). Le temperature massime dell'acqua rilevate nell'estate 2022 nelle due stazioni hanno superato di molto il limite termico superiore che delimita la tipologia fluviale "kryal" (Ward, 1994). I parametri ambientali rilevati e il confronto della comunità di macroinvertebrati attuale con quella di 26 anni fa, evidenziano il passaggio da una comunità e habitat di hypokryal a una tipologia di hypokryal/glacio-rhithral. Questo a causa della riduzione del livello di glacialità del Rio Conca, causato dal continuo progressivo ritiro del Ghiacciaio di Conca. Infatti, nel 1996-1997, C0 era stata definita una stazione metakryal e C1 hypokryal. Le due stazioni, in passato dominate quasi esclusivamente da Ditteri chironomidi (Maiolini & Lencioni, 2000), presentano dal 2013 una comunità macrobentonica abbondante e diversificata. Nel tempo si sono creati quindi vari microhabitat capaci di ospitare taxa diversi come osservato in altri sistemi glaciali nelle Alpi (es. da Füreder, 1999).

Il continuo ritiro del Ghiacciaio del Carè Alto sta causando la scomparsa progressiva degli habitat idonei per le specie maggiormente legate all'ambiente glaciale, favorendo la colonizzazione di taxa che prima erano ostacolati dalle condizioni ambientali troppo estreme. La comunità macrobentonica, infatti, sta salendo lungo il gradiente altitudinale, presentando un aumento della diversità di specie a quote sempre più elevate.

Le specie più specializzate che vivono negli ambienti più estremi, presso le fronti glaciali (in particolare alcune specie di ditteri chironomidi del genere *Diamesa*), saranno costrette a seguire il ritiro dei ghiacciai finché essi esisteranno, per essere poi destinate all'estinzione quando i ghiacciai scompariranno.

La situazione analizzata nel Rio Conca può fungere da esempio di quella che sarà l'evoluzione delle comunità di macroinvertebrati dei torrenti glaciali e dell'habitat "torrente glaciale" nel prossimo futuro a livello globale.

Appendice A

Allegati

Taxa	C0_8_96	C0_7_22	C0_8_96 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	450	1993	12	14	R1	18
Altri Diptera	0	370	1	11	R2	72
Trichoptera	0	11	1	9	N1	1
Oligochaeta	0	5	1	8	N2	7
Nematoda	0	570	1	13	U1	-10
Harpacticoida	0	135	1	10	U2	-37
Altro	0	4	1	7	U	-37
					z	-17.6756
					p	6.46E-70

Tabella A.1: Confronto comunità macrobentonica tra C0_8_96 e C0_7_22 (dati 1996 e 2022)

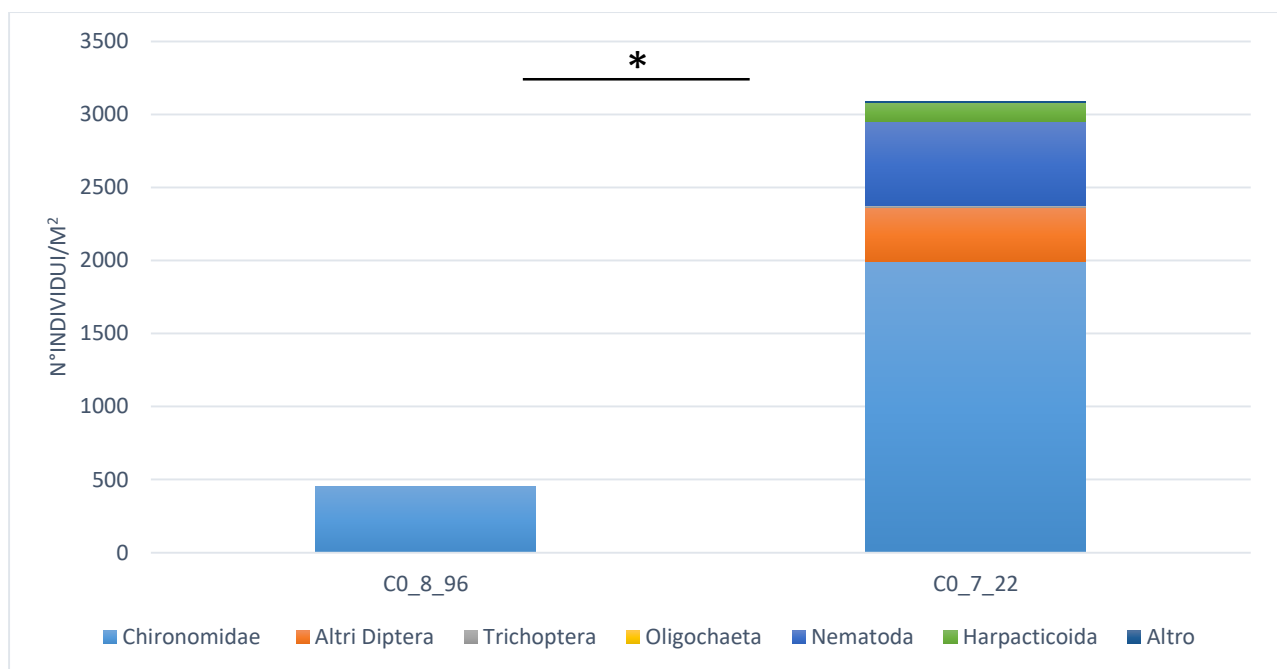


Figura A.1: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_8_96 e C0_7_22 (dati 1996 e 2022)

Taxa	C0_6_97	C0_7_22	C0_6_97 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	230	1993	11	14	R1	17
Altri Diptera	0	370	1	12	R2	73
Trichoptera	0	11	1	9	N1	1
Oligochaeta	0	5	1	8	N2	7
Nematoda	0	570	1	13	U1	-9
Harpacticoida	0	135	1	10	U2	-38
Altro	0	4	1	7	U	-38
					z	-18.1121
					p	2.56E-73

Tabella A.2: Confronto comunità macrobentonica tra C0_6_97 e C0_7_22 (dati 1997 e 2022)

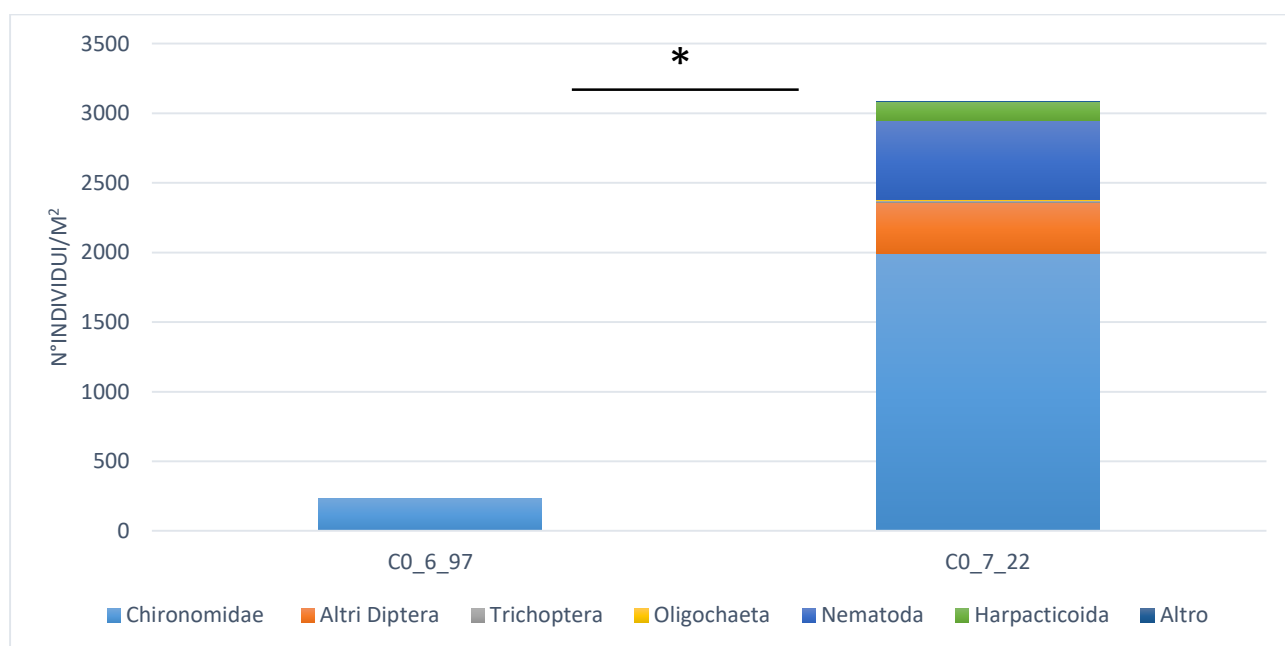


Figura A.2: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_6_97 e C0_7_22 (dati 1997 e 2022)

Taxa	C0_8_97	C0_7_22	C0_8_97 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	1466	1993	13	14	R1	38
Altri Diptera	20	370	9	11	R2	65
Trichoptera	2	11	3	8	N1	5
Oligochaeta	4	5	4	6	N2	7
Nematoda	8	570	7	12	U1	12
Harpacticoida	0	135	1	10	U2	-2
Altro	0	4	1	4	U	-2
					z	-3.16679
					p	0.001541

Tabella A.3: Confronto comunità macrobentonica tra C0_8_97 e C0_7_22 (dati 1997 e 2022)

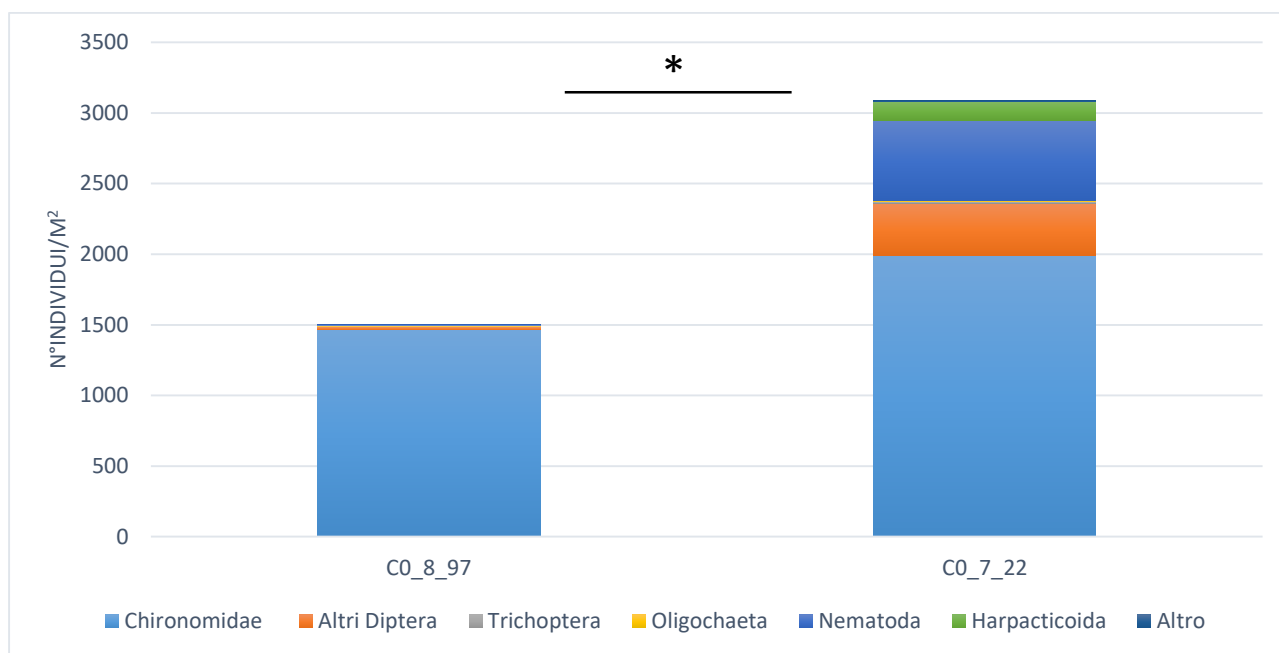


Figura A.4: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_8_97 e C0_7_22 (dati 1997 e 2022)

Taxa	C0_9_97	C0_7_22	C0_8_97 (ranks)	C0_7_22 (ranks)		
Chironomidae	2006	1993	14	13	R1	44
Altri Diptera	48	370	8	11	R2	60
Trichoptera	0	11	1	6	N1	5
Oligochaeta	2	5	3	5	N2	7
Nematoda	266	570	10	12	U1	6
Harpacticoida	12	135	7	9	U2	3
Altro	0	4	1	4	U	3
					z	-2.35479
					p	0.018533

Tabella A.5: Confronto comunità macrobentonica tra C0_9_97 e C0_7_22 (dati 1997 e 2022)

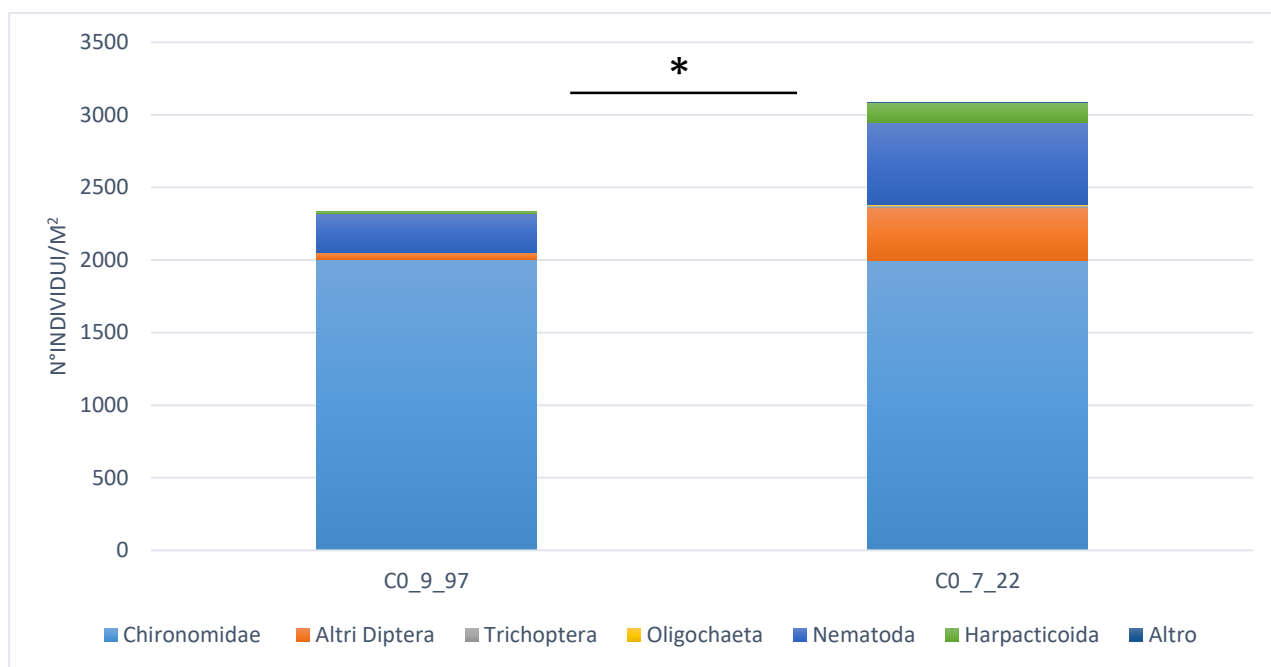


Figura A.6: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_8_97 e C0_7_22 (dati 1997 e 2022)

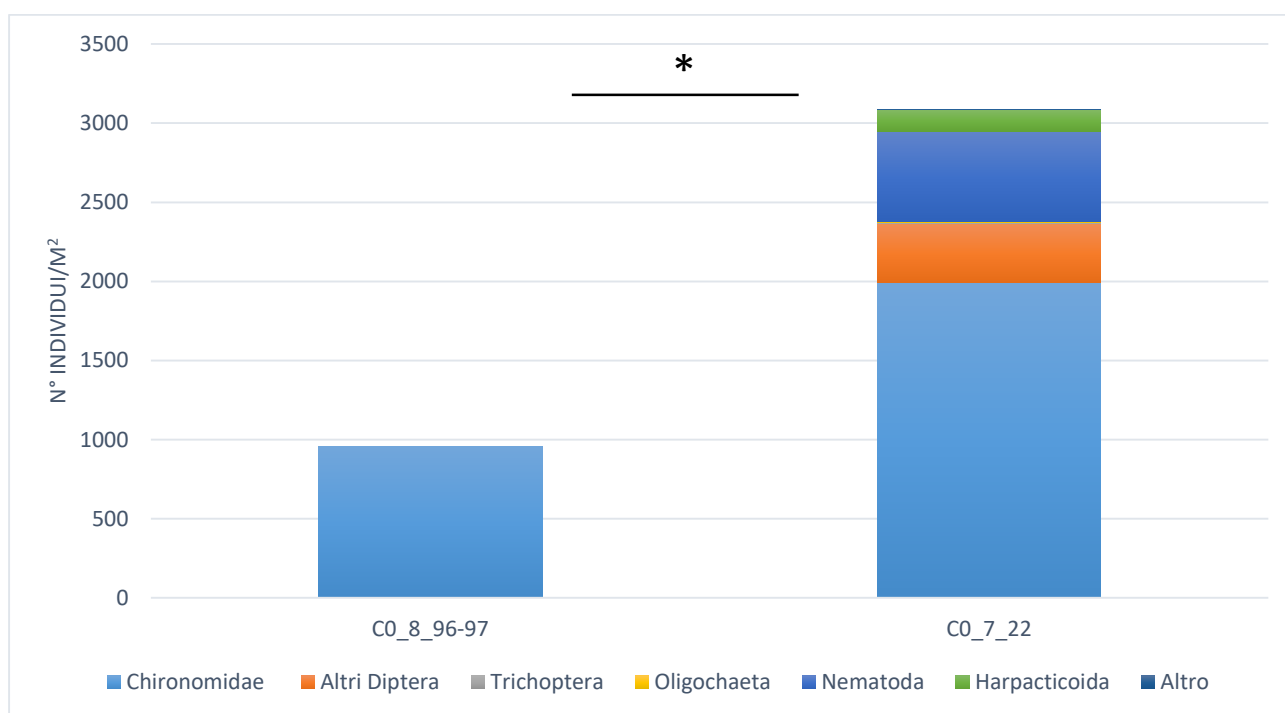


Figura A.7: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_8_96-97 e C0_7_22 (dati media mese di agosto 1996- 1997 e 2022)

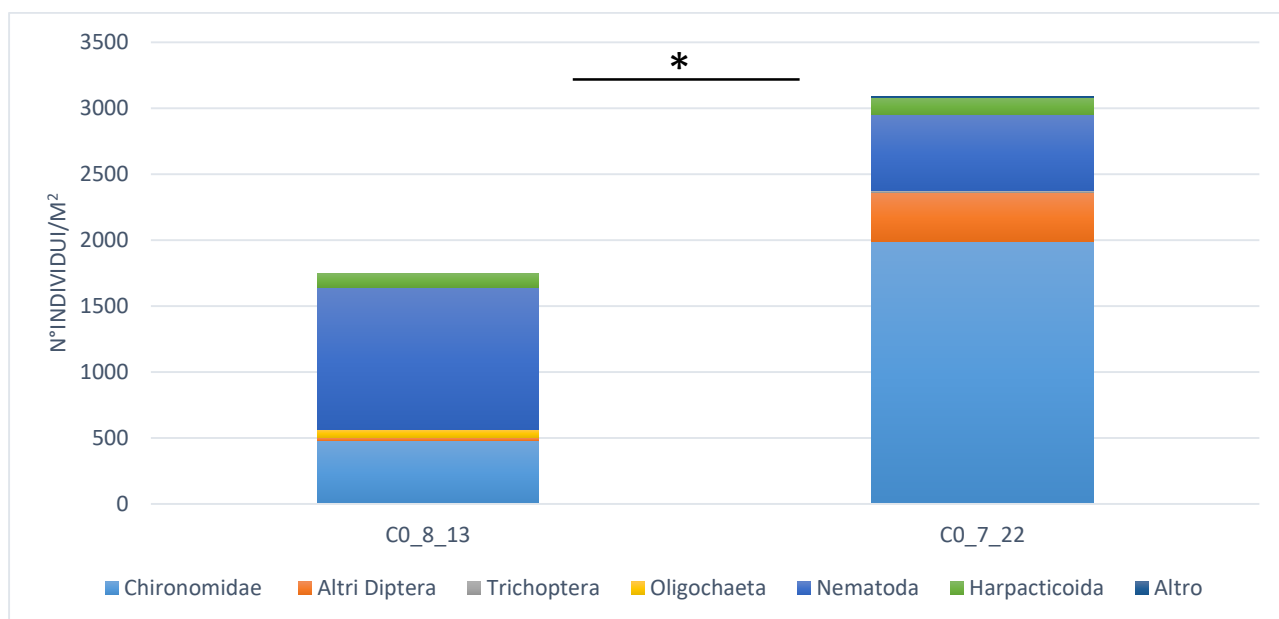


Figura A.8: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_8_13 e C0_7_22 (dati 2013 e 2022)

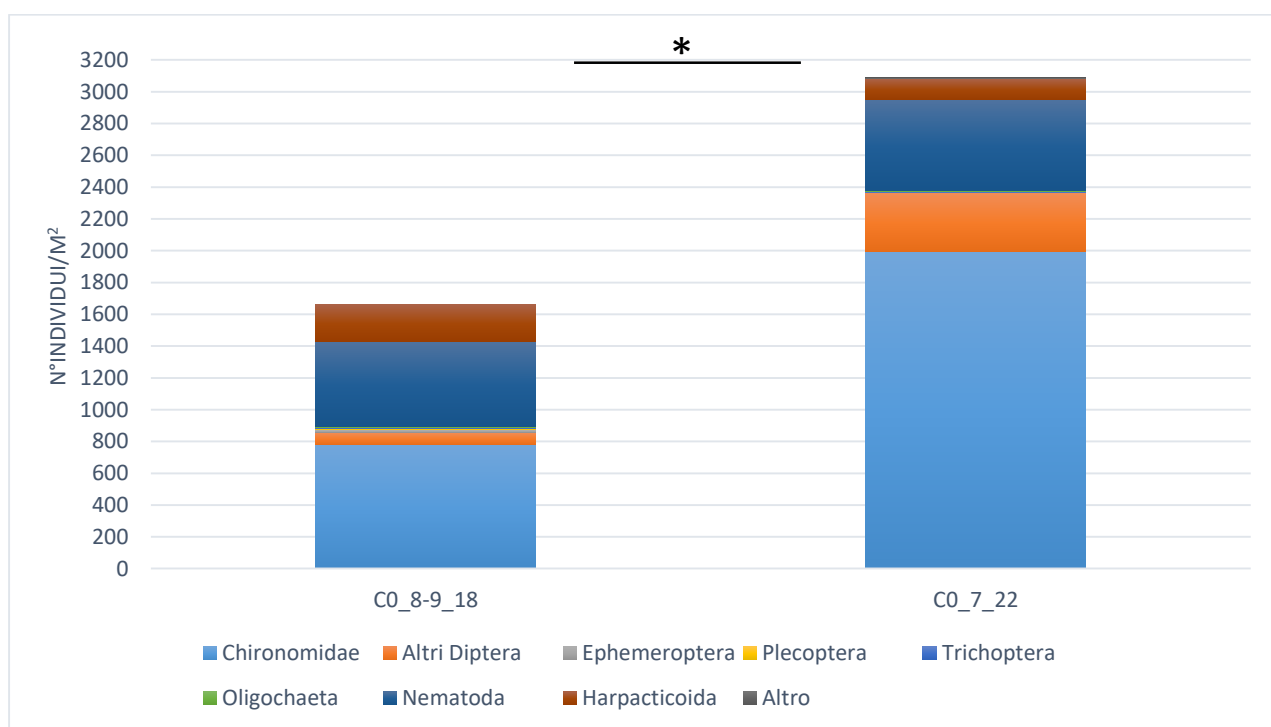


Figura A.9: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C0_8-9_18 e C0_7_22 (dati 2018 e 2022)

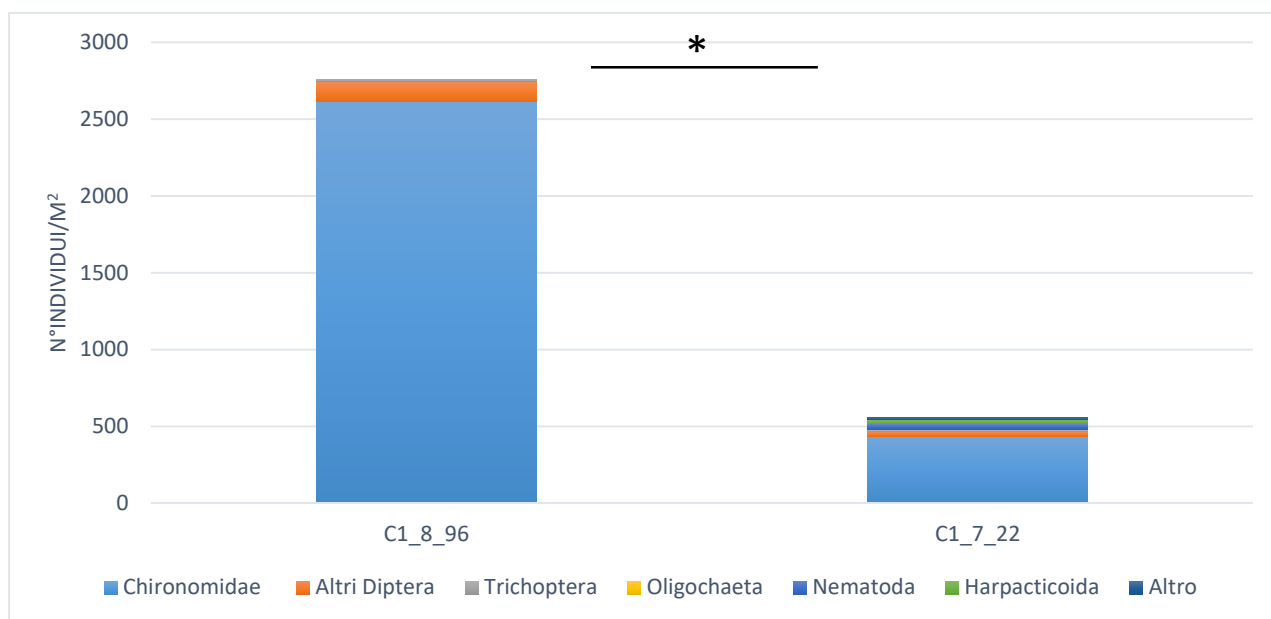


Figura A.10: Grafico confronto comunità macrobentonica tra C1_8_96 e C1_7_22 (dati 1996 e 2022)

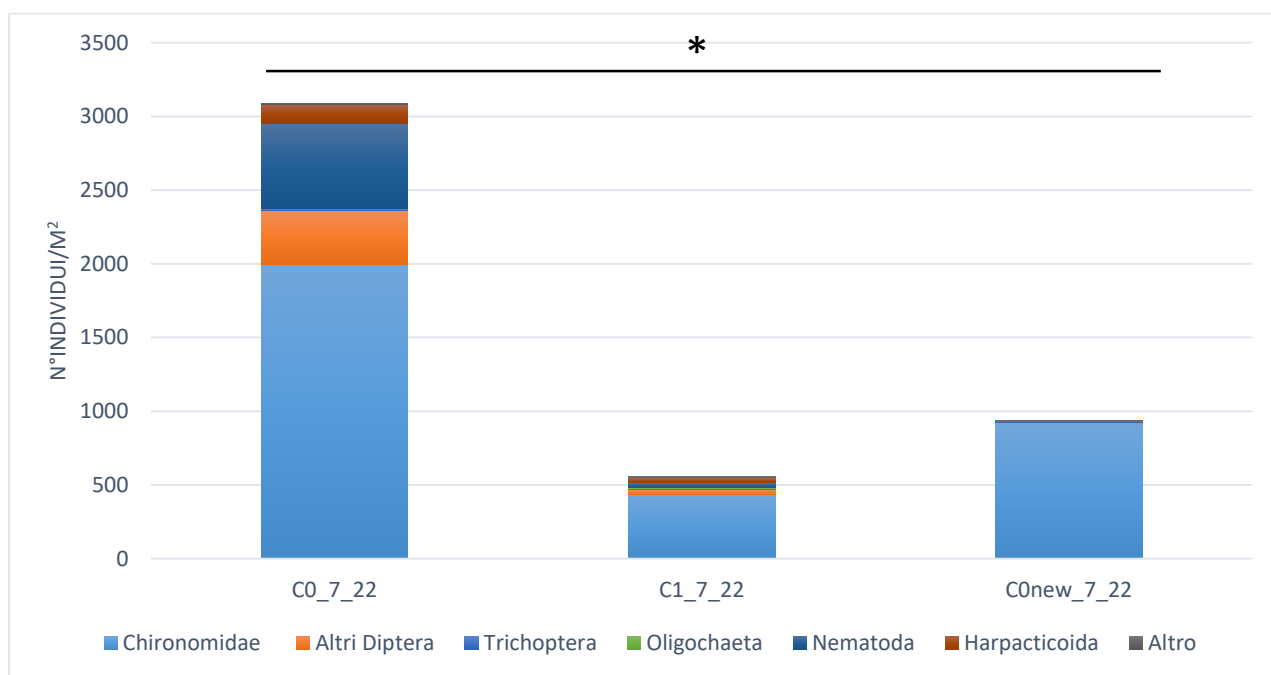


Figura A.11: Grafico confronto comunità macrobentonica di C0_7_22, C0new_7_22 e C1_7_22 (dati 2022)

Taxa	C0_7_22	C1_7_22	C0_7_22 (ranks)	C1_7_22 (ranks)		
Chironomidae	1993	434	18	16	R1	87
Altri Diptera	370	34	15	12	R2	77
Ephemeroptera	0	0	1	1	N1	7
Plecoptera	0	0	1	1	N2	7
Trichoptera	11	8	10	8	U1	-10
Oligochaeta	5	6	6	7	U2	0
Nematoda	570	34	17	12	U	-10
Harpacticoida	135	32	14	11	z	-4.40825
Altro	4	10	5	9	p	1.04E-05

Tabella A.6: Confronto comunità macrobentonica tra C0_7_22 e C1_7_22 (dati 2022)

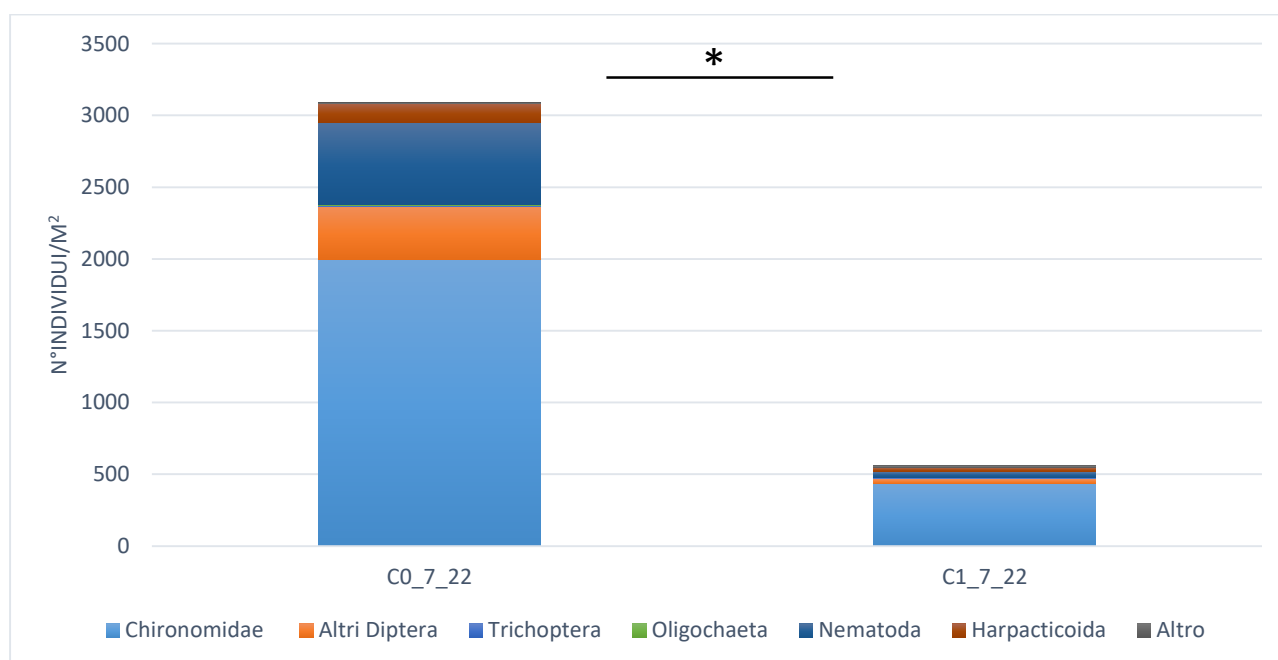


Figura A.12: Grafico confronto comunità macrobentonica di C0_7_22 e C1_7_22 (dati 2022)

Taxa	C0_7_22	C0new_7_22	C0_7_22 (ranks)	C0new_7_22 (ranks)		
Chironomidae	1993	919	14	13	R1	67
Altri Diptera	370	2	11	3	R2	35
Trichoptera	11	1	9	2	N1	7
Oligochaeta	5	0	7	1	N2	6
Nematoda	570	8	12	8	U1	3
Harpacticoida	135	4	10	4	U2	28
Altro	4	4	4	4	U	3
					z	-2.57143
					p	0.010128

Tabella A.7: Confronto comunità macrobentonica tra C0_7_22 e C0new_7_22 (dati 2022)

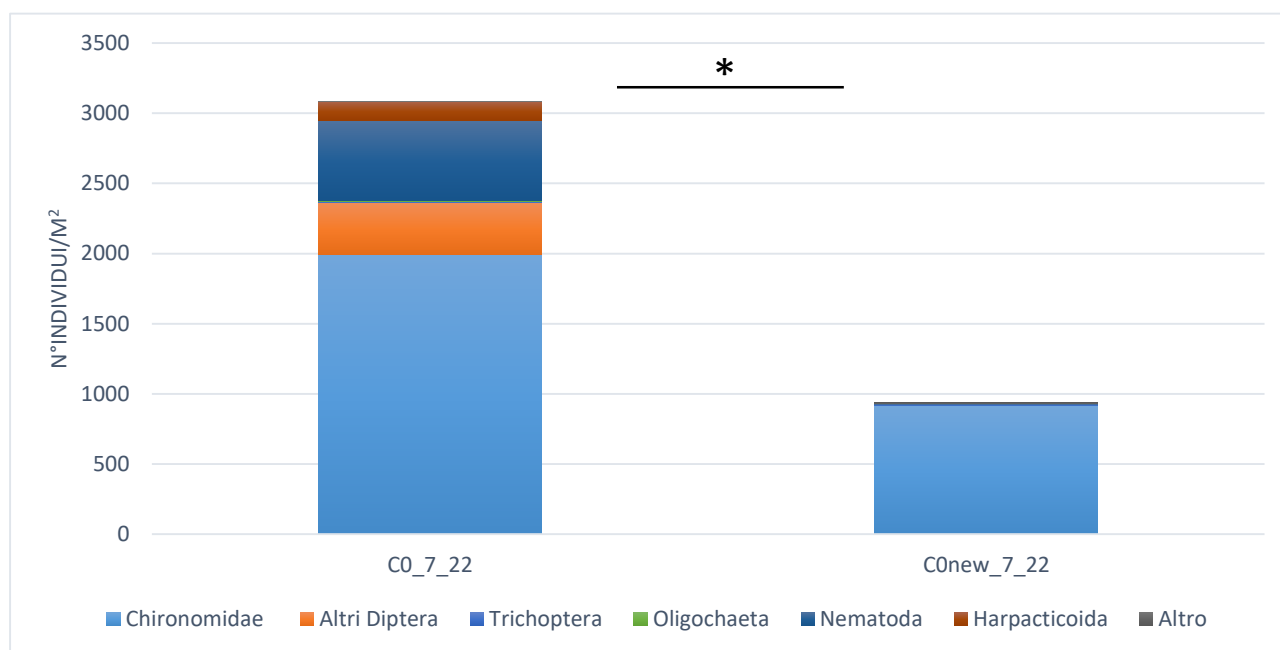


Figura A.13: Grafico confronto comunità macrobentonica di C0_7_22 e C0new_7_22 (dati 2022)

Taxa	C1_7_22	C0new_7_22	C1_7_22 (ranks)	C0new_7_22 (ranks)		
Chironomidae	434	919	13	14	R1	67
Altri Diptera	34	2	11	3	R2	35
Trichoptera	8	1	7	2	N1	7
Oligochaeta	6	0	6	1	N2	6
Nematoda	34	8	11	7	U1	3
Harpacticoida	32	4	10	4	U2	28
Altro	10	4	9	4	U	3
					z	-2.57143
					p	0.010128

Tabella A.8: Confronto comunità macrobentonica tra C1_7_22 e C0new_7_22 (dati 2022)

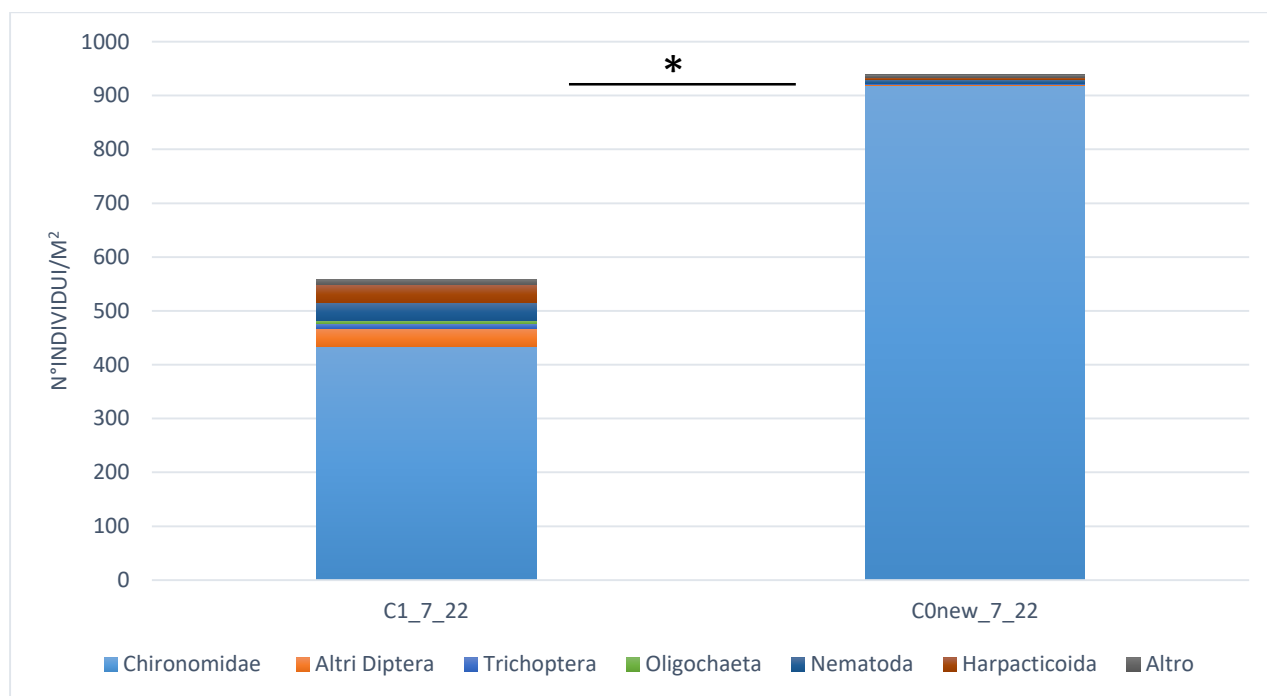


Figura A.14: Grafico confronto comunità macrobentonica di C1_7_22 e C0new_7_22 (dati 2022)

Bibliografia

Allan, J. D. 1995 Stream ecology. Structure and function of running waters. Chapman and Hall, New York. 388 pp., 5, 169-170.

Boggero, A., Nocentini A.M., Nobili M. and M. Gianatti, 1996. Ricerche sulla fauna macrobentonica litorale in laghi d'alta quota nel bacino imbrifero del Lago Maggiore. Proceedings of the VII Congress of the Società Italiana di Ecologia (S.It.E.), Napoli, Italy, September 11–14, (1996). S.It.E. Atti, 17: 83–86.

Bowman W.D., Seastedt T.R., Inouye D. (2002): Structure and Function of an Alpine Ecosystem: Niwot Ridge, Colorado. Oxford: Oxford University Press. Arctic Antarctic and Alpine Research. 352 pp., 94.

Brittain, J. E., Adalsteinsson, H., Castella, E., Gíslason, G. M., Lencioni, V., Lods-Crozet, B., ... & Saltveit, S. J. (2000). Towards a conceptual understanding of arctic and alpine streams. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 27, 740-743.

Brittain, J. E., & Milner, A. M. (2001). Ecology of glacier-fed rivers: current status and concepts. Freshwater Biology, 46, 1571-1578.

Brown, L. E., Hannah, D. M., & Milner, A. M. (2003). Alpine stream habitat classification: an alternative approach incorporating the role of dynamic water source contributions. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 35, 313-322.

Brundin, L. (1966). Transantarctic relationships and their significance, as evidenced by chironomid midges with a monograph of the subfamilies Podonominae and Aphroteniinae and the austral Heptagytiae. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 11, 1–472.

Burgher, P. (2002) "Biodiversity of zoobenthos in Alpine streams: the Val Roseg" EAWAG News 54, 22-23.

Burgher,P., Ward,J. V. 2001 "Zoobenthos of kryal and lake outlet biotopes in a glacial floodplain" Verhandlugen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27, 1587-1590.

Butler, M.G. 1982. Production dynamics of some arctic Chironomus larvae. Limnol. Oceanogr., 27, 728-736.

Campaioli S., Ghetti P. F., Minelli A., Ruffo S., (1994): Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane”, Provincia Autonoma di Trento, (volume 1).

Campaioli S., Ghetti P. F., Minelli A., Ruffo S., (1999): Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane”, Provincia Autonoma di Trento, (volume 2).

Cortes R.M.V., 1992 - Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river system and the influence of abiotic factors in the spatial structure of those communities. Arch. Hydrobiology, 126, 85-103.

D’Agostino, V. (2004, September). Sull’affidabilità delle misure di portata nei torrenti montani con il metodo della diluizione salina. In Proceedings of the 29th Italian Congress of Hydraulics and Hydraulic Structures, Trento, Italy, September (pp. 7-10).

Death R. G. & Winterbourn M. J., 1995 - Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. Ecology, 76, 1446-1460.

Downes. B. J; P. S. Lake; E.S.G. Schreiber and A. Glaister. 1998 Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. Ecological Monography 68, 237-257.

Fjellheim A., Boggero A., Halvorsen G. A, Nocentini A. M., Rieradevall M., Raddum G. G., Schnell A. 2000 Distribution of benthic invertebrates in relation to environmental factors. A study of European remote alpine lake ecosystems Verhandlugen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27, 484-488.

Ford DC (1993) Karst in the cold environments. In: French HM, Slaymaker O (eds) Canada’s cold environments. McGill-Queen’s University Press, Quebec, pp 199–222.

Füreder, L. (1999). High alpine streams: cold habitats for insect larvae. In *Cold-Adapted Organisms: Ecology, Physiology, Enzymology and Molecular Biology* (ed. R. Margesin and F. Schinner), pp. 181-196. Springer, Berlin, Heidelberg.

Galas, J. (1993). Particulate organic matter in the high mountain stream Sucha Woda [the High Tatra Mts, Poland]. *Acta Hydrobiologica*, 3, 203- 212.

Gobbi M. e Lencioni V. 2020. Glacial Biodiversity: Lessons from Ground-dwelling and Aquatic Insects. *ResearchGate* 2020: 143-165.

Hannah, D. M., Gurnell, A. M., & McGregor, G. R. (1999). A methodology for investigation of the seasonal evolution in proglacial hydrograph form. *Hydrological Processes*, 13, 2603-2621.

Hongve, D. (1987). A revised procedure for discharge measurement by means of the salt dilution method. *Hydrological processes*, 1, 267-270.

Hotaling S., Finn D., Giersch J., Weisrock D., Jacobsen D. (2017): Climate change and alpine stream biology: progress, challenges, and opportunities for the future. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, pp. 000–000, 92.

Hynes, H. B. N. 2000. Introduction, pp. 1-10 In: B. P. Stark and B. J. Armitage (Eds.). *The Stoneflies (Plecoptera) of Eastern North America. Volume I. Pteronarcyidae, Peltoperlidae, and Taeniopterygidae*. Ohio Biological Survey Bulletin New Series 14: vi + 100 p.

IRSA-CNR, A. P. A. T. (2003). *Metodi analitici per le acque. Manuali e Linee guida*. 29/2003.

Karr J.R. (1991): *Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management*. *Ecological Applications*, 1, 66-84.

Kiffney, P. M., Richardson, J. S., Feller, M. C., 2000. Fluvial and epilithic organic matter dynamics in headwater streams of Southwestern British Columbia, Canada. *Archiv Fur Hydrobiologie* 149, 109–129.

Kownacka, M., & Kownacki, A. (1972). Vertical distribution of zoocenoses in the streams of the Tatra, Caucasus and Balkans Mts. With 6 figures in the text. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 18, 742-750.

Kownacka M., Kownacki A. 1975 Gletscherbach- Zuckmücken der Ötztaler Alpen in Tyrol (Diptera: Chironomidae: Diamesinae) Entomologica Germanica 2, 35-43.

Kownacki, A. (1985). Effect of droughts on the invertebrate communities of high mountain streams: With 5 figures in the text. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 22, 2069- 2072.

Kownacki A., Kownacka M. 1994 Diurnal periodicity in the drift of high mountain stream invertebrates (South Tyrol, Italy) Journal of Freshwater Ecology 25, 1768-1772.

LENCIONI, V. (1997-2000).Chironomid (Diptera: Chironomidae) assemblages in three Alpine glacial systems.Natural sciences Course,Dipartimento di Limnologia,Università di Innsbruck, Austria.Roland Psenner,Leopold Fuereder, Bruno Maiolini,202.

Lencioni V., Maiolini B. & Margoni S. (2001). Il limite altitudinale di applicazione degli Indici IBE (Indice Biotico Esteso) e IFF (Indice di Funzionalità Fluviale) in due sistemi fluviali Alpini (Amola e Cornisello, Trentino). Lencioni V. & B. Maiolini (a cura di), Atti XV Convegno Gadio “Ecologia dell’ambiente montano”. Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol, 78, 81-90.

Lencioni, V. (2004). Survival strategies of freshwater insects in cold environments. Journal of Limnology, 63, 45-55.

Lencioni V., Rossaro B. & Maiolini B. (2007). Alpine chironomid distribution: a mere question of altitude. Contributions to the Systematics and Ecology of Aquatic Diptera-A Tribute to Ole A. Sæther, The Caddis Press, Ohio USA, 165-180.

Lindegaard C., 1995. Chironomidae of European coldsprings and factors influencing their distribution. Journal of Kansas Entomological Society, 68, 108-131.

Leopold, L.B., Wolman, M.G e Miller, J. P. (1964). *Processi fluviali in geomorfologia*. New York: W. H. Freeman. *International Journal of Geosciences*, vol.8 No.11.

Lods-Crozet, B., Castella, E., Cambin, D., Ilg, C., Knispel, S., & Mayor- Simeant, H. (2001). Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. *Freshwater Biology*, 46, 1641-1661.

Lowe W.H and Likens G.E, 2005 Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience* 55, 196–197.

Maiolini, B., & Lencioni, V. (2000). A glacial stream ecosystem in the Italian Alps. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27, 716-719.

Maiolini, B., & Lencioni, V. (2001). Longitudinal distribution of macroinvertebrate assemblages in a glacially influenced stream system in the Italian Alps. *Freshwater Biology*, 46, 1625-1639.

Malard F., Tockner K. and Ward J.V. 1999. Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic Antarctic Alpine Research* 31, 135-150.

Marsh, P. (1999). Snowcover formation and melt: recent advances and future prospects. *Hydrological Processes*, 13, 2117-2134.

Marziali, L., Gozzini, M., Rossaro, B., & Lencioni, V. (2009). Drift patterns of Chironomidae (Insecta, Diptera) in an arctic stream (Svalbard Islands): an experimental approach. *Studi trentini di scienze naturali*, 84, 87-96.

McGlynn B., Seibert J., McDonnell J. and Stewart M. (2002): On the relationships between catchment scale and streamwater mean residence time. *Hydrological Processes*, 17, 175-181.

McGregor G., Petts G.E., Gurnell A.M. and Milner A.M. (1995) Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5, 23-247.

- Melo A.S., Froehlich C. (2001). Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *Environmental Science. Journal of the North American Benthological Society*, 20, 1.
- Milner, A. M., & Petts, G. E. (1994). Glacial rivers: physical habitat and ecology. *Freshwater biology*, 32, 295-307.
- Minshall GW. Stream ecosystem theory: A global perspective. *Journal of the North American Benthological Society*. 1988, 7:263-288.
- Peterson, B. J., Wollheim, W. M., Mulholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., Marti, E., Bowden, W. B., Valett, H. M., Hershey, A. E., McDowell, W. H., Dodds, W. K., Hamilton, S. K., Gregory, S., Morrall, D. D., 2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292, 86–90.
- Pfankuch, D. J. (1975). Stream reach inventory and channel stability evaluation. USDA Forest Service. Washington DC, US Government Printing Office, 26.
- Pinder, L. C. V. (1983). The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region- Keys and diagnoses. *Chironomidae of the Holarctic Region. Keys and Diagnoses*, 1. Larvae, *Entomol. Scand. Suppl.*, 19, 149-294.
- Poff N.L., Ward J.V., (1989). Implications of stream flow variability and predictability for lotic community structure: A regional analysis of stream flow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46, 1805-1818
- Ricciardi A. & Rasmussen J.B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13, 1220-1222.
- Resh V. & Rosenberg D., 1984 - The ecology of aquatic insects. Praeger, New York/USA
- Richards C, Haro RJ, Johnson LB and Host GE (1997) Catchment and reach-scale properties as
- Rossaro B, Lencioni V, Boggero A, Marziali L, 2006. Chironomids from Southern Alpine running waters: Ecology, biogeography. *Hydrobiologia* 562, 231–246.

Sansoni G. (1988): “Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d’acqua italiani”, Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

Sartori, Landolt M. e P. (1999): Atlas de distribution des éphémères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). Centre Suisse de cartographie de la faune et Société entomologique suisse, Neuchâtel (eds.). Fauna Helvetica, 2, 1-212.

Smiraglia, C., & Diolaiuti, G. (2015). Il nuovo catasto dei ghiacciai italiani. Ev-K2-CNR Ed., Bergamo, 400.

Sponseller, R.A., E.F. Benfield, and H.M. Valett (2001). Relationships Between Land Use, Spatial Scale and Stream Macroinvertebrate Communities. *Freshwater biology*, 46, 1409 – 1424.

Steffan, A. W. (1971). Chironomid (Diptera) biocoenoses in Scandinavian glacier brooks. *The Canadian Entomologist*, 103, 477-486.

Steinböck, O. (1934). "Zur Frage der Sprungschicht in Hochgebirgsseen". *Arch. Hydrobiol.* 27, 397–415.

Tachet, H., Richoux, P., Bournard, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d’eau douce: systématique, biologie, écologie Paris: CNRS éditions. Vol.8 No.7.

Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N. A., Entekin, S. A., & Stephen, M. L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 118-146.

Tokeshi M.(1986): Population ecology of the commensal chironomid *Epoicocladus flavens* on its mayfly host *Ephemera danica*. *Freshwater biology*, 16, 235-243.

Tokeshi M.(1995):Randomness and aggregation: analysis of dispersion in an epiphytic chironomid community. *Freshwater biology*, 33, 567-578.

Uberto Ferrarese e Bruno Rossaro, (1981): Atlante per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane”, (volume 1).

Voelz, N.J. and McArthur J.V. (2000) An Exploration of Factors Influencing Lotic Insect Species Richness. *Biodiversity & Conservation*, 9, 1543-1570.

Walker, D.N., Chaturvedi, P.K., Singh, M., Rodriguez, P., Siefring, C.L. and Baumbach, M.M. (1991): Low-frequency oscillations associated with a polar cap auroral arc: Local spectral density estimation. *Journal of Geophysical Research*. Volume 96, Issue A3, p. 3589-3600.

Walker, R.J., Ogino, T., Raeder, J. and Ashour-Abdalla, M. (1993): A global magnetohydrodynamic simulation of the magnetosphere when the interplanetary magnetic field is southward: The onset of magnetotail reconnection. *Journal of Geophysical Research*. Volume 98, p. 11027-11042.

Ward, J. V. (1994). Ecology of alpine streams. *Freshwater biology*, 32, 277-294.

Ward, J. V., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *River Research and Applications*, 15, 125-139.

Woodward G., Perkins D.M., Brown L.E. 2010b: Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* Vol. 365, No. 1549, 2093–2106.

<http://www.arpa.vda.it/it/acqua/acque-superficiali/acque-correnti/1361-1361-macroinvertebrati-e-indice-staricmi-descrizione-della-comunita-e-del-metodo>)

<https://www.meteotrentino.it/#!/content?menuItemDesktop=141>