



# Università degli Studi di Ferrara

DOTTORATO DI RICERCA IN  
"Biologia Evoluzionistica ed Ambientale"

CICLO XXIV

COORDINATORE: Prof. Guido Barbujani

***Struttura della comunità macrobentonica in torrenti alpini:  
una "naturale" risposta ecologica al riscaldamento climatico***

Settore Scientifico Disciplinare BIO/07

**Dottorando**

Dott.ssa Pluchinotta Angela

**Tutore**

Prof.ssa Fano Elisa Anna

Anni 2009/2011

---

## INDICE

<b>Introduzione e obiettivi della tesi di dottorato</b> .....	3
<b>1. I cambiamenti climatici globali</b> .....	9
1.1 I cambiamenti climatici globali: evidenze scientifiche e scenari futuri .....	9
1.2 Impatti del cambiamento climatico sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi ....	14
1.3 Metodologie di studio degli effetti dei cambiamenti climatici sulla biodiversità e prospettive future.....	20
<b>2. Possibili implicazioni del cambiamento climatico sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi d’acqua dolce</b> .....	23
2.1 Effetti del cambiamento climatico globale sugli ecosistemi di acqua dolce.....	23
2.1.1 Risposte degli ecosistemi acquatici all’aumento delle temperature .....	25
2.1.2 Risposte degli ecosistemi acquatici all’alterazione di caratteristiche idrologiche e alla frammentazione degli habitat .....	29
2.1.3 Risposte degli ecosistemi acquatici all’aumento delle concentrazioni di CO <sub>2</sub> .....	30
2.2 Interazioni delle componenti del cambiamento climatico con gli stress antropogenici.....	32
2.2.1 Il cambiamento climatico e l’acidificazione .....	33
2.2.2 Il cambiamento climatico e l’eutrofizzazione .....	33
2.2.3 Il cambiamento climatico e le variazioni della copertura e uso del suolo.....	35
2.2.4 Il cambiamento climatico e le specie invasive .....	36
2.3 I “sistemi sentinella” del cambiamento climatico globale .....	37
<b>3. Caratteristiche geografiche, abiotiche e biotiche dei sistemi torrentizi alpini</b> .....	41
3.1 Inquadramento geografico dei sistemi alpini .....	41
3.2 Differenti tipologie di torrenti alpini di alta quota .....	42
3.2.1 Effetto di differenti parametri ambientali sulla componente biotica alpina .....	46
3.3 Successioni nelle famiglie di macroinvertebrati lungo il gradiente longitudinale nelle tre differenti tipologie torrentizie .....	47
3.4 Strategie di sopravvivenza degli organismi acquatici in ambienti estremi .....	48

---

<b>4.</b>	<b>Materiali e metodi</b> .....	51
4.1	Area di Studio .....	51
4.2	Periodo e modalità di campionamento dei parametri ambientali e della comunità macrobentonica .....	59
4.3	Analisi dei dati .....	63
4.3.1	Caratterizzazione ambientale dei siti di campionamento .....	63
4.3.2	Analisi della diversità tassonomica e della struttura comunitaria degli organismi macrobentonici .....	64
4.3.3	Analisi della distribuzione in taglia della comunità macrobentonica.....	64
4.3.4	Analisi della struttura tassonomica e della distribuzione in taglia delle comunità macrobentoniche associate alla variabilità dei parametri ambientali .....	65
<b>5.</b>	<b>Risultati</b> .....	68
5.1	Caratterizzazione dei parametri abiotici e biotici dei tre torrenti alpini a confronto .....	68
5.2	Analisi della composizione tassonomica e della struttura comunitaria dei macroinvertebrati in relazione ai parametri ambientali.....	76
5.3	Analisi della distribuzione in taglia della comunità macrobentonica nei tre sistemi alpini a confronto .....	88
<b>6.</b>	<b>Discussioni</b> .....	96
6.1	Le caratteristiche abiotiche e biotiche delle diverse tipologie dei sistemi torrentizi alpini .....	97
6.2	Variazioni spazio-temporali della composizione tassonomica nelle diverse tipologie dei sistemi torrentizi alpini.....	97
6.3	Effetti delle caratteristiche dell'habitat sulla struttura tassonomica della comunità macrobentonica .....	98
6.4	Effetti delle caratteristiche dell'habitat sulla distribuzione in taglia delle comunità macrobentoniche .....	101
<b>7.</b>	<b>Conclusioni e prospettive future</b> .....	103
	<b>Bibliografia</b> .....	105
	<b>Ringraziamenti</b> .....	123

## Introduzione e obiettivi della tesi di dottorato

La presente tesi di dottorato si inserisce nell'ambito di una ricerca volta ad approfondire le conoscenze riguardo al ruolo dei principali parametri ambientali nel determinare il grado di biodiversità degli ecosistemi acquatici, in relazione al mantenimento dell'efficienza funzionale. Insieme alle misure tradizionali di diversità (es. ricchezza specifica, eterogeneità complessiva, equiripartizione, diversità nell'organizzazione funzionale) si sono considerate metriche alternative, quali la distribuzione in taglia delle abbondanze degli individui, che risultano essere indipendenti dalla tassonomia e dal ruolo assunto dalle specie all'interno della catena trofica (Mouillot *et al.*, 2006).

Tradizionalmente, la struttura comunitaria e le sue modifiche dovute ad impatti naturali o antropici sono analizzate tramite un approccio tassonomico (Giller, 1984; Margalef, 1991), e l'indice di Shannon è stato largamente utilizzato come misura della diversità specifica delle comunità acquatiche. D'altra parte, dato che la dimensione corporea gioca un ruolo chiave nel determinare la tipologia e l'intensità delle interazioni ecologiche a cui gli organismi sono sottoposti (Robson *et al.*, 2005), la conoscenza dei meccanismi che influenzano la distribuzione in taglia sembra essere un ottimo strumento previsionale e di monitoraggio delle possibili risposte del sistema su più livelli di organizzazione al cambiamento ambientale. Questo metodo di indagine è stato usato in passato per descrivere le comunità pelagiche e bentoniche marine (Sheldon *et al.*, 1972; Schwinghammer, 1981; Kendal *et al.*, 1997; Saiz-Salinas & Ramos, 1999; Duplisea, 2000), e più recentemente quelle d'acqua dolce, sia lotiche che lentiche (Gaedke, 1992; Bourrassa & Morin, 1995; Mercier *et al.*, 1999. Zimmer *et al.*, 2001; Solimini *et al.*, 2001; Stead *et al.*, 2003). L'analisi comparativa dell'approccio tassonomico e dimensionale è stata applicata finora solo alle comunità macrobentoniche di laghi e di sistemi di transizione, e i risultati hanno indicato che i due tipi di indagine possono evidenziare aspetti differenti della struttura di comunità (Rodriguez & Magnan, 1993; Mouillot *et al.*, 2006; Badosa *et al.*, 2007).

La conoscenza delle possibili relazioni tra i fattori abiotici e i parametri comunitari, e come la loro modificazione possa compromettere la funzionalità ecosistemica, risulta essere un importante obiettivo

per l'ecologia contemporanea, soprattutto in luce della crescente preoccupazione del mondo scientifico per i tassi accelerati di perdita di biodiversità come conseguenza del surriscaldamento globale. Il cambiamento climatico rappresenta in sé un complesso mosaico di stress ambientali, in cui si possono includere l'alterazione delle temperature (Webb *et al.*, 2008), le concentrazioni atmosferiche elevate di CO<sub>2</sub> (IPCC 2007), e la modificazione del regime idraulico dei sistemi fluviali con aumento della frequenza e dell'intensità delle secche e degli eventi di piena (Barnett *et al.*, 2005; Milly *et al.*, 2006), a cui corrispondono molteplici effetti sulla biodiversità (p. es. invasione di specie euriterme e estinzione di specie stenoterme; Krajick, 2004) e sulla funzionalità ecosistemica (p. es. variazione dei tassi di produzione e *shift* dei ruoli trofici nella catena alimentare; Füreder *et al.*, 2001). Inoltre, le variazioni climatiche possono andare ad interagire sinergicamente con ulteriori stress antropici (p. es. eutrofizzazione, acidificazione, inquinamento, captazioni idriche, discontinuità dell'habitat ecc.), amplificandone così gli effetti (Carpenter *et al.*, 1992).

I sistemi lotici risultano essere particolarmente vulnerabili al cambiamento climatico, in quanto presentano una bassa capacità di resistenza e di resilienza ai fattori di stress, a causa della frammentazione e dell'isolamento degli habitat (Sala *et al.*, 2000), in concomitanza con lo sfruttamento di questi sistemi per fornire "beni e servizi" essenziali all'uomo (Woodward *et al.*, 2010b). Oltretutto, la biodiversità dei sistemi d'acqua dolce è sproporzionatamente a rischio su scala globale, dato che questi ecosistemi, pur occupando solo lo 0.8% della superficie terrestre detengono oltre il 6 % del totale delle specie stimate al mondo. L'aumento delle temperature, l'alterazione della qualità e disponibilità della risorsa, insieme a cambiamenti del regime idrologico sono i principali fattori di declino della comunità acquatiche, in termini di perdita di ricchezza specifica (es. Ricciardi & Rasmussen, 1999; Xenopoulos *et al.*, 2005) e alterazione dell'areale di distribuzione delle specie (es. Schindler 1997; Poff *et al.*, 2002), con correlate implicazioni sull'efficienza delle comunità a mediare importanti processi ecosistemici (Balvanera *et al.*, 2006). D'altro canto, numerose ricerche hanno evidenziato cambiamenti nella struttura in taglia delle comunità in risposta all'aumento delle temperature, documentati in differenti ecosistemi e scale spaziali. In particolare, un aumento delle temperature di pochi gradi sembra causare una variazione dello spettro di

taglia a diversi livelli di organizzazione, dall'individuo, alla popolazione sino alla comunità, con una dominanza degli organismi piccoli rispetto a quelli di maggiore dimensioni (es. Daufresne *et al.*, 2009). Questo effetto è spiegato dalla stretta correlazione tra i tassi metabolici degli ectotermi e la temperatura. Bickford e collaboratori (2010) hanno previsto che all'aumentare delle temperature globali (da 1.1 a 6.4°C entro il 2100 a seconda del modello climatico utilizzato, IPCC, 2007) corrisponderà un aumento dei tassi metabolici degli ectotermi dal 10 al 75%. Se tutti gli altri parametri biologici rimanessero invariati, l'aumento del metabolismo associato con l'incremento delle temperature porterebbe alla riduzione della taglia corporea degli ectotermi per compensare l'aumento dei tassi di consumo della risorsa trofica e la riallocazione delle risorse caloriche disponibili. Infatti, dato che l'organismo deve spartire l'energia acquisita tra il mantenimento delle funzioni fisiologiche, la crescita e la riproduzione, potrebbe favorire le ultime due funzioni citate, limitando la crescita. Da ciò ne risulta che l'aumento delle temperature potrebbe essere la principale causa dell'aumento delle densità degli organismi piccoli negli spettri di taglia delle comunità d'acqua dolce, con tassi metabolici più alti e sviluppo precoce. Questo effetto, pur essendo ancora poco studiato in termini di cambiamento climatico globale, potrebbe avere importanti implicazioni sulla catene trofiche dei sistemi acquatici, la cui struttura sembra essere maggiormente taglia-dipendente rispetto a quella degli equivalenti sistemi terrestri (Woodward *et al.* 2005; Ings *et al.* 2009).

Sebbene gli effetti del cambiamento climatico hanno una ricaduta a livello globale, non sono uniformemente distribuiti, visto che le regioni poste a latitudini e altitudini più elevate mostrano tassi di incremento delle temperature particolarmente accelerati rispetto al resto del mondo (IPCC 2007). Gli ecosistemi d'acqua dolce appartenenti a queste aree maggiormente impattate vengono pertanto considerati come "sistemi sentinella" per il monitoraggio del cambiamento climatico globale, nel senso che possono essere indicatori precoci di cambiamenti in atto a fronte di un segnale climatico ancora non molto evidente. Inoltre, attraverso l'analisi dei pattern di variazione delle componenti strutturali e funzionali di questi ecosistemi, possiamo prevedere gli effetti degli scenari ambientali futuri su sistemi maggiormente

complessi appartenenti alle regioni climatiche più calde (Füreder, 2007; Woodward *et al.* 2009; Perkins *et al.* 2010).

Gli ecosistemi acquatici di alta quota sono sottoposti a condizioni ambientali estreme, come forti raffiche di vento e basse temperature medie annuali che si avvicinano allo 0°C, prolungati periodi di copertura nivale e minimi valori di umidità e precipitazione. La combinazione delle condizioni fisiologiche molto esigenti, una stagione di crescita ridotta, e limitate risorse di energia e nutrienti rendono ardua la sopravvivenza, lo sviluppo e la riproduzione degli organismi che abitano questi ambienti, i quali presentano particolari strategie adattative per sopravvivere all'inverno e un limitato periodo di sviluppo e riproduzione in estate (Füreder, 1999; Lencioni, 2004). Le basse temperature medie annuali e i regimi di portata e velocità estremamente alti e variabili sono i principali fattori ambientali a determinare la struttura delle comunità dei sistemi torrentizi alpini in termini di abbondanza, ricchezza specifica e diversità, e ad influenzare la funzionalità ecosistemica con bassi tassi di produzione e catene alimentari inclini all'uso di risorse trofiche alternative rispetto ad altri sistemi d'alto corso (Ward, 1994).

Le uniche evidenze a riguardo della correlazione tra i parametri ambientali e la distribuzione della taglia corporea sono rivolte a comunità di organismi ectotermi, con riferimento a specie appartenenti a corsi d'acqua di bassa quota (Angiletta *et al.*, 2004; Edmonds-Brown *et al.*, 2007). In questi studi, la distribuzione in taglia sembra essere influenzata direttamente da fattori abiotici inclusi le condizioni idrauliche (taglie più grande riducono il rischio di *drift*), la granulometria del sedimento (es. organismi piccoli trovano più facilmente rifugio dai predatori e dalle correnti negli interstizi del sedimento) e il regime termico (es. bassi valori di temperatura causano lenti tassi di crescita ma maturazione sessuale ritardata). Inoltre, lo spettro di taglia sembra essere correlato indirettamente con le condizioni ambientali, nel caso ad esempio della dimensione corporea degli organismi appartenenti a differenti gruppi trofici che dipende dalla grandezza del particolato organico, così come nelle dimensioni delle specie resilienti che sono correlate ai loro rapidi tassi di crescita ed elevati tassi di riproduzione (Edmonds-Brown *et al.*, 2007). Sta di fatto che le implicazioni dei principali fattori abiotici sulla distribuzione in taglia delle

comunità acquatiche di regioni ad alte altitudini non sono ancora state documentate in letteratura, sebbene possano implementare le informazioni ottenute da modelli previsionali a base tassonomica degli effetti dei cambiamenti climatici sulla componente biotica di questi “sistemi sentinella”.

Nella presente ricerca sono state analizzate, da un punto di vista tassonomico e dimensionale, le comunità macrobentoniche di tre sistemi alpini d’alta quota localizzati nel settore delle Alpi Centro-orientali: il torrente Sarca di Genova alimentato da acque di scioglimento glaciale, il torrente Arnò alimentato prevalentemente da acque di scioglimento nivale, e il torrente Vanoi alimentato da affioramento di acque sotterranee. I tre sistemi sono stati selezionati per avere simili caratteristiche geomorfologiche, analoghi valori dei parametri fisico-chimici delle acque, e presentare una disponibilità di risorse trofiche di scarsa quantità e qualità. Al contrario, tali sistemi d’alta quota presentano differente regime termico durante la stagione dello scioglimento dei ghiacciai e delle nevi, che risulta essere fortemente influenzato dall’origine delle acque e dalla rete idrografica del bacino di drenaggio. Per tali ragioni, abbiamo ipotizzato che la temperatura fosse uno dei principali parametri ambientali a influenzare la composizione e la struttura delle comunità macrobentoniche in ciascun scenario considerato, e la relazione tra la variabilità di questo fattore abiotico con le possibili risposte biologiche potesse essere misurata direttamente, senza il disturbo degli effetti di altri parametri naturali o antropici.

Nel dettaglio, gli obiettivi della ricerca sono stati i seguenti:

1) valutare la biodiversità dei tre sistemi alpini, mediante un approccio tassonomico classico (abbondanze relative, ricchezza specifica, indici di diversità e di equiripartizione), ed un approccio dimensionale innovativo (distribuzione della comunità in classi di taglia);

2) analizzare la variabilità della struttura tassonomica e dimensionale delle comunità macrobentoniche lungo il gradiente longitudinale di ciascun torrente e tra tipologie torrentizie differenti, andando a identificare i principali fattori fisico-chimici e biotici che maggiormente influiscono sui pattern spazio-temporali nella distribuzione delle comunità;

3) valutare i pattern di variabilità delle comunità macrobentoniche in relazione ai possibili cambiamenti climatici, verificando, in particolare, l'ipotesi che l'incremento delle temperature possa influire sulla distribuzione in taglia corporea con un aumento delle abbondanze degli organismi più piccoli, sia a livello di popolazione che comunitario.

## 1. I cambiamenti climatici globali

### 1.1 I cambiamenti climatici globali: evidenze scientifiche e scenari futuri

Negli ultimi tre milioni di anni, la Terra ha subito profonde modificazioni nelle caratteristiche climatiche, segnate dall'alternanza di periodi glaciali e interglaciali, che hanno portato a rilevanti cambiamenti nella temperatura media e nei processi di precipitazione, sia a scala locale che globale.

Come è stato evidenziato dai *proxy data* paleoclimatici, ai grandi cicli glaciali-interglaciali, della durata media di circa 100 mila anni, si sono sovrapposte variazioni climatiche di più breve durata (qualche millennio), molto accentuate nell'emisfero settentrionale, più attenuate in quello meridionale. Le variazioni climatiche di maggiore importanza temporale sono state attribuite a forzanti esterne il sistema climatico di riferimento, ossia principalmente a variazioni dei parametri orbitali terrestri, mentre quelle più repentine sono state imputate a fattori interni, quali variazioni nel circuito e nell'intensità delle correnti oceaniche termoaline, che ridistribuiscono il calore sulla Terra.

Da queste osservazioni si dovrebbe dedurre che la variazione dei parametri climatici, inequivocabilmente registrata nell'ultimo secolo, non è un fenomeno inedito nella storia geologica del nostro pianeta, e che potrebbe essere imputata alla grande variabilità naturale del clima. In realtà, il confronto quantitativo fra le variazioni attuali e i dati storici e misurazioni paleoclimatiche, indica che si sta assistendo ad un aumento delle temperature medie globali e alla variazione di altri parametri climatici connessi, con un'ampiezza e una velocità senza precedenti (IPCC, 2001).

Su ampia scala temporale sono stati osservati numerosi cambiamenti del sistema climatico a livello continentale, regionale e di bacino oceanico. Nel XX secolo, la temperatura media globale, alla superficie terrestre, è aumentata di  $0.74 [\pm 0.18]$  °C, con un allarmante incremento del tasso di crescita nelle ultime decadi (IPCC, 2001). L'aumento delle temperature non risulta essere uniforme dal punto di vista geografico, in quanto le terre emerse presentano un riscaldamento maggiore degli oceani, ed è stato registrato un aumento delle temperature medie più elevato nell'emisfero settentrionale.

Inoltre, si sono registrati valori estremi nelle regioni artiche e valori meno variabili nelle regioni temperate. Una delle conseguenze immediate già osservabili per l'aumento delle temperature medie, a scala planetaria, è la drastica riduzione dell'estensione delle coperture glaciali e nivali. I dati satellitari, raccolti dal 1978, mostrano una riduzione dell'estensione dei ghiacciai artici di 2.7 [2.1-3.8] % per decade, con un'ampia diminuzione durante i periodi estivi di 7.4 [5.0-8] % per decade. Lo scioglimento delle nevi e dei ghiacciai continentali è aumentato in media in entrambe gli emisferi. La superficie della copertura nevosa nell'emisfero nord è diminuita del 5% a partire dal 1980. A causa della dilatazione termica dell'acqua e della fusione dei ghiacciai e delle masse glaciali polari, il livello medio globale del mare è aumentato di 0.17 [ $\pm$ 0.05] m nel XX secolo. Anche per questo fenomeno si registrano *trend* in aumento: nel periodo dal 1961 al 1993 il livello medio globale del mare è cresciuto di 1.8 [1.3-2.3] mm/anno e dal 1993 al 2007 di 3.1[2.4-3.8] mm/anno. Dal 1900 al 2005, si è riscontrato inoltre un aumento delle precipitazioni nelle regioni orientali dell'America settentrionale e meridionale, e una diminuzione delle precipitazioni nel Sahel, nell'area Mediterranea, in Sud Africa, e nell'Asia meridionale, con l'aggravarsi dal 1970 dei problemi già esistenti di siccità. I cambiamenti nella frequenza delle precipitazioni e nei tassi di evaporazione degli oceani portano ad una diminuzione delle temperature medie delle masse d'acqua alle medie e alte latitudini, e un aumento della salinità alle basse latitudini. Tra i numerosi altri fenomeni legati ai cambiamenti climatici sono inclusi anche l'aumento delle temperature degli oceani, con incremento di circa 0.3 °C nei primi 300 m e di 0.04°C nei primi 3000 m, l'aumento del contenuto medio di vapore acqueo in atmosfera, i cambiamenti nelle temperature estreme, variazioni nelle strutture dei venti, e alterazioni nella frequenza e intensità degli eventi estremi come siccità, precipitazioni eccezionali, ondate di calore, e cicloni tropicali. I dati riportati delle osservazioni dirette dei cambiamenti climatici recenti sono stati raccolti da fonti numeriche fornite dal Centro Distribuzione Dati (DDC) del Comitato Intergovernativo sui Cambiamenti Climatici (<http://ipcc-ddc.cru.uea.ac.uk>).

Nell'ottobre 2007, l'IPCC ha completato il Quarto Rapporto di Valutazione (AR4), in cui viene sottolineata l'inequivocabilità della variazione dei parametri climatici, e riconosciuto un nesso di causalità

tra l'aumento delle emissioni dei "gas serra", e l'incremento della temperatura media globale. I cambiamenti della concentrazione in atmosfera di vapore acqueo, anidride carbonica (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), clorofluorocarburi (CFC), ozono (O<sub>3</sub>), e altri gas serra, della radiazione solare e dell'uso del suolo, hanno alterato senza alcun dubbio il bilancio energetico del sistema climatico, generando notevoli ripercussioni sul sistema terrestre e causando molti effetti dannosi sugli ecosistemi, società ed economia. I gas serra assorbono le radiazioni infrarosse emesse dalla Terra, e riflettono verso la superficie terrestre la maggior parte di energia termica assorbita. L'aumento delle loro concentrazioni in atmosfera, principalmente a causa dell'uso di combustibili fossili, insieme all'agricoltura e alla deforestazione, determina il surriscaldamento del Pianeta, sia a livello locale che globale. Le emissioni di gas serra sono aumentate dal periodo successivo alla rivoluzione industriale, raggiungendo livelli senza precedenti se paragonati agli ultimi 400,000 anni. Il biossido di carbonio è uno dei principali gas serra presenti in atmosfera, il cui incremento è imputabile principalmente alle attività antropiche degli ultimi due secoli. Fino la metà del XVIII secolo, le concentrazioni di CO<sub>2</sub> in atmosfera erano rimaste comprese tra i 275-285 μmol mol<sup>-1</sup>, eccetto durante le ere glaciali. Negli ultimi 250 anni, invece, la concentrazione di CO<sub>2</sub> è aumentata fino a raggiungere valori di 379 μmol mol<sup>-1</sup> registrati nel 2005 (IPCC, 2007). Gli aumenti globali di CO<sub>2</sub> sono dovuti principalmente all'uso di combustibili fossili (olio, carbone, e gas naturale), e in minor contributo alla deforestazione. L'aumento delle concentrazioni di CH<sub>4</sub> è iniziato nella seconda metà del XVIII secolo, in cui presentava valori di 670 [± 70] nmol mol<sup>-1</sup>, e ha raggiunto un valore di 1774 nmol mol<sup>-1</sup> nel 2005 (IPCC, 2007). La concentrazione atmosferica del metano in questa data ha superato di gran lunga il *range* naturale degli ultimi 650,000 anni (320-790 nmol mol<sup>-1</sup>). Ci sono diverse fonti di metano atmosferico tra cui si possono citare, per ordine di importanza, le paludi, le torbiere, l'uso di combustibili fossili, le discariche, gli allevamenti di bestiame, le risaie e la combustione di biomassa. Il metano ha un potenziale di riscaldamento globale maggiore dell'anidride carbonica, ma le sue emissioni sono inferiori di tre ordini di grandezza. Si stima, perciò, che il metano produca circa un terzo di quantità del riscaldamento globale proveniente dall'anidride carbonica (IPCC, 2001).

Le concentrazioni di ossido di azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ) sono aumentate dal periodo pre-industriale, in cui si registravano valori di circa  $70 \text{ ng g}^{-1}$ , fino a  $120 \text{ ng g}^{-1}$  nel periodo 1950-1989 (IPCC, 2007). I tassi di crescita sono approssimativamente costanti negli ultimi 30 anni. Tali emissioni antropogeniche sono dovute principalmente all'agricoltura, e in minima parte, all'allevamento di bestiame e all'industria chimica.

Anche se sono stati fatti molti progressi nelle ultime decadi sulla comprensione del ciclo biogeochimico dei gas serra, degli ossidanti e degli aerosol, rimangono ancora ampie lacune sulla conoscenza relativa ai possibili effetti, additivi e sinergici, del loro incremento in atmosfera su parametri macroscopici, quali l'alternarsi delle stagioni, la distribuzione delle piogge fino ad arrivare agli impatti sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi, sulla salute umana e, ancora più in generale, sull'economia. Tramite modelli di simulazione, che tengono in conto diverse tipologie di sviluppo demografico, sociale, economico ed ambientale, l'IPCC ha ipotizzato alcuni scenari di emissioni di gas serra fino al 2100. A tali scenari corrispondono diverse curve di crescita della temperatura superficiale media globale, e di altri importanti parametri climatici, a ciascuno dei quali viene associato un certo margine di incertezza. Il rapporto speciale sugli scenari di emissione (SRES, 2000), prevede un incremento delle emissioni totali dal 25 al 90 % (espressa come  $\text{CO}_2$  equivalente), tra il 2000 e il 2030. In questi scenari, si prospetta che i combustibili fossili mantengano una posizione dominante nel determinare l'energetica globale fino al 2030 e oltre. L'aumento previsto della concentrazione dei gas serra in atmosfera indurrà importanti cambiamenti nel sistema climatico globale durante il XXI secolo, probabilmente molto più accentuati di quelli che si sono osservati nel secolo scorso (IPCC, 2007). Secondo le stime contenute nel rapporto IPCC, entro il 2100 le temperature globali supereranno i livelli preindustriali di  $1.8 (1.1-2.9) ^\circ\text{C}$ , secondo lo scenario più ottimistico B1 (IPCC, 2007), fino a raggiungere valori estremi, nello scenario B1F1, di  $4.0 (2.4-6.4) ^\circ\text{C}$  (IPCC, 2007). Nello scenario "intermedio" A1B (IPCC, 2007), che presuppone un picco delle emissioni di gas serra verso la metà del secolo, e una successiva graduale riduzione delle emissioni, si prevede che la concentrazione complessiva di tutti i gas

serra (CO<sub>2</sub>-eq) raggiungerà gli 850 ppm entro il 2100, la temperatura media globale aumenterà di 2.8°C, e il livello medio del mare salirà di circa 35 cm. Questi effetti non saranno equamente distribuiti sulla Terra; i tassi di crescita delle temperature saranno più rapidi alle alte latitudini dell'Emisfero nord e minimi sopra l'oceano Meridionale e parte dell'oceano Nord Atlantico. Le precipitazioni medie annuali aumenteranno alle latitudini più alte, mentre sono previste diminuzioni nella maggior parte delle aree subtropicali, tra cui l'area mediterranea. Gli scenari sul cambiamento del clima in Europa stimano un aumento della temperatura media dal 1980-1999 al 2080-2099 compreso tra 2.3 e 5.3°C nel Nord Europa e tra 2.2 e 5.1°C nel Sud Europa e nelle regioni del Mediterraneo, con picchi di temperatura ad alte altitudini, come previsto dallo scenario A1B (IPCC, 2007). Nel Nord Europa il riscaldamento maggiore è previsto durante la stagione invernale, mentre nelle regioni del Mediterraneo soprattutto in estate. È stato stimato, inoltre, un aumento della frequenza e dell'intensità degli eventi estremi di precipitazione, soprattutto nelle regioni settentrionali e un aumento dei periodi di siccità, in particolare nel Sud Europa. Sulle Alpi l'incremento di temperatura media registrato nel XX secolo è pari a circa 1.1°C, valore risultato maggiore alla media globale (Böhm *et al.*, 2001). Inoltre, si prevede una riduzione progressiva della piovosità estiva e un aumento di quella invernale, ma con riduzione delle precipitazioni nevose. La quantità media annuale di neve fresca relativa al versante meridionale delle Alpi è diminuita del 19% nel periodo 1993-2003 rispetto al periodo 1983-1992 (CAI, 2008). La fusione dei ghiacciai alpini ha raggiunto nell'ultima decade livelli superiori a quelli degli ultimi 5,000 anni, con perdita di circa 20-30% del loro volume dal 1980 (EEA, 2004). Per le aree glaciali italiane, l'arretramento sarà presumibilmente maggiore e potranno conservarsi solamente gli apparati sommitali dei ghiacciai del Monte Bianco, del Monte Rosa, del Bernina e dell'Ortles Cevedale, posti al di sopra dei 3,500m. In Italia, le principali variazioni climatiche riguarderanno la stagione estiva. Sempre secondo lo scenario A1B (IPCC, 2007), si prevedono aumenti nelle temperature estive da un minimo di 3-3.5°C a sud fino ad un massimo di 4-4°C al nord, e riduzione delle precipitazioni del 15-20% nelle regioni settentrionali fino ad al 50% nelle aree meridionali, aumentando il rischio di desertificazione per una buona parte del territorio italiano (IPCC, 2007).

## 1.2 Impatti del cambiamento climatico sulla biodiversità e sul funzionamento degli ecosistemi

L'aumento della temperatura, il cambiamento del regime delle precipitazioni e dei venti, e le variazioni di frequenza e intensità degli eventi estremi sono i principali fenomeni del moderno riscaldamento globale antropogenico, riconosciuti come una delle principali cause di modificazione degli ecosistemi e della loro biodiversità (IPCC, 2007). Gli organismi possono rispondere a tali variazioni adattandosi alle nuove condizioni, in virtù della loro plasticità fenotipica (p. es. acclimatazione, acclimatizzazione, e modifiche nello sviluppo), oppure cambiando il *range* di distribuzione geografica, nei limiti delle loro capacità dispersive. Quando invece il cambiamento ambientale non permette l'adattamento o la migrazione, le specie possono ridursi fino all'estinzione locale o addirittura globale (Parmesan, 2006). Già nel corso di questo secolo, molti ecosistemi sembrano aver superato i livelli di resilienza, dovendo appunto far fronte ad un'innaturale combinazione di disturbi derivanti dalle modificazioni del sistema climatico (p. es. siccità, alluvioni, incendi, acidificazione degli oceani) e alterazioni antropiche di diversa natura (p. es. cambiamenti nell'uso del suolo, inquinamento, frammentazione e perdita di habitat, depauperazione delle risorse trofiche), che rende loro incapaci di garantire la sopravvivenza degli organismi e il funzionamento dei processi. Un'applicazione di modelli bioclimatici su oltre 1.000 specie distribuite sul 20% della superficie terrestre, prevede che il rischio di estinzione al 2050 vari tra il 18%, nel caso ottimistico di cambiamenti climatici contenuti, e il 35%, nel caso pessimistico di cambiamenti climatici elevati (Thomas *et al.*, 2004), e simili previsioni sono state stimate per le specie d'acqua dolce nelle prossime decadi (Xenopoulos *et al.*, 2005).

Tralasciando i processi che avvengono su tempi propri dell'evoluzione biologica, gli effetti del cambiamento climatico su organismi, popolazioni, ed ecosistemi presentano differenti gradi di risposta al disturbo che possono essere raggruppate nelle seguenti categorie (Walther *et al.*, 2002):

- a) variazioni di tipo fenologico e fisiologico;
- b) variazioni nella distribuzione geografica delle specie;
- c) impatti sulla composizione e sulle interazioni delle specie all'interno della comunità ecosistemica;

d) variazioni nelle strutture e nei processi degli ecosistemi.

Effetti diretti del cambiamento climatico ambientale possono coincidere con una diminuzione della velocità dei tassi di crescita, della riproduzione, delle attività di foraggiamento, dell'attività diurna o notturna, e della competitività degli organismi (Pörtner & Farrell, 2008). Un esempio di adattamento fisiologico, è descritto da meccanismi di tolleranza, a breve e medio termine, di alcuni invertebrati acquatici che, in condizioni di temperature estreme rispetto al loro *range* naturale, diminuiscono i tassi metabolici, producono energia da processi anaerobici, e attivano meccanismi di protezione dallo stress termico (Stillman, 2003).

Molti studi in Europa e Nord America hanno rilevato, inoltre, diversi casi di alterazione fenologica, ossia variazioni spazio-temporali di manifestazioni stagionali caratteristiche del ciclo di vita di organismi vegetali e animali, che probabilmente riflettono risposte al cambiamento climatico, come l'aumento delle temperature o variazioni del fotoperiodo (Parmesan, 2006). Cambiamenti comuni nelle tempistiche dei fenomeni primaverili includono l'anticipazione degli eventi riproduttivi di alcune specie ornitiche (Dunn & Winkler, 1999), l'arrivo anticipato (Hüppop & Hüppop, 2003) o ritardato (Gordo *et al.*, 2005) sul territorio di riproduzione o di svernamento per gli uccelli migratori, l'anticipo dell'emergenza dallo stadio larvale di alcune specie di lepidotteri (Roy & Sparks, 2000), l'anticipo della deposizione delle uova per gli anfibi (Todd *et al.*, 2011), della germogliazione, del dispiegamento fogliare e della fioritura delle piante (Menzel & Dose, 2005). I sistemi acquatici mostrano *trend* simili a quelli terrestri, di cui riportiamo esempi quali fenomeni anticipati di bloom fitoplanctonici (Winder & Schindler, 2004), e cambiamenti nella struttura di età di alcune popolazioni ittiche dovuti alla variazione dei tassi di riproduzione delle specie e all'aumento delle proporzioni del novellame (Daufresne *et al.*, 2009). In generale, i fenomeni primaverili presentano un *trend* di anticipazione crescente dal 1960 (Walther, 2002), che incide profondamente in termini di successo riproduttivo, sopravvivenza e *fitness* delle popolazioni. Inoltre, il possibile impatto del cambiamento climatico sull'ecosistema non sarà tanto dato dall'alterazione delle fasi del ciclo di vita di una singola specie, quanto dalla determinazioni di casi di

asincronia tra il ciclo di vita dei predatori e delle loro prede, degli insetti fitofagi e delle loro piante ospiti, dei parassitoidi e dei loro ospiti, degli insetti impollinatori e delle piante da fiore (Harrington *et al.*, 1999; Visser & Both, 2005).

Una risposta alternativa o complementare alle alterazioni temporali degli eventi che scandiscono il ciclo di vita degli organismi, è la variazione del *range* di distribuzione delle specie verso latitudini o altitudini maggiori, ripristinando così le condizioni ambientali perse a causa del cambiamento climatico.

Gli insetti sono in grado di rispondere in modo diretto e veloce all'aumento della temperatura grazie ai rapidi cicli di sviluppo, all'alto potenziale riproduttivo, alla elevata capacità di adattamento fisiologico alle mutate condizioni ambientali, e alle ampie potenzialità di dispersione. Numerose ricerche hanno osservato vaste espansioni verso nord dei confini dell'areale di distribuzione di popolazioni di lepidotteri nella fascia temperata dell'emisfero boreale in Finlandia (Mikkola, 1997), Gran Bretagna (Warren, 2001), e in diverse aree dell'Europa (Parmesan *et al.*, 1999). Sempre in Gran Bretagna, uno studio svolto da Thomas e Lennon (1999) su una comunità ornitica ha evidenziato che l'areale di distribuzione di molte specie si è spostato in media di 18 Km più a nord in un periodo di venti anni (Hill *et al.*, 1998; Howell & Gardali, 2003; Kalkman *et al.*, 2008). Nei passati decenni, si è osservata, inoltre, un'estensione dell'areale di specie vegetali verso nord dovuta all'aumento delle temperature atmosferiche (Parmesan & Yohe, 2003). Alcune tra le comunità vegetali artiche e della tundra sono state sostituite da alberi ed arbusti nani (Molau & Alatalo, 1998). Nel nord-ovest dell'Europa è stato riscontrato un aumento delle specie termofile rispetto a 30 anni fa (Tamis *et al.*, 2005). Al contrario, si è registrata un trend in diminuzione della presenza di specie tolleranti le basse temperature. I cambiamenti climatici tenderanno a colpire considerevolmente la distribuzione delle specie vegetali nelle regioni montuose, riducendone l'abbondanza e provocando la scomparsa di alcuni endemismi, che non riusciranno ad adattarsi ad un ambiente mutato, a migrare verso luoghi più vantaggiosi o a competere con le nuove specie di arbusti o di alberi (Gottfried *et al.*, 1998; IPCC, 2001). D'altronde, le temperature elevate ed una stagione vegetativa più lunga, creeranno condizioni adatte per alcune specie vegetali, che, spostandosi verso nord, tenderanno

a competere con le specie endemiche (Gottfried *et al.*, 1999). Nelle Alpi, ad esempio, l'aumento delle temperature atmosferiche durante gli ultimi 60 anni, ha facilitato lo sviluppo delle specie di abeti e di pini nella regione sub-alpina (Gottfried *et al.*, 1999), e ha permesso la crescita di arbusti sub-alpini sulle vette (Theurillat & Guisan, 2001). Nelle aree a bassa quota delle Alpi, evidente è lo spostamento della linea degli alberi verso altitudini maggiori, causando il deterioramento delle condizioni di crescita degli specie endemiche per l'instaurarsi di meccanismi di competizione con le nuove specie (Theurillat & Guisan, 2001). Medesimi trend sono stati registrati in Svezia, in Canada, in Russia, e in Nuova Zelanda (Parmesan, 2006).

I cambiamenti climatici possono anche favorire specie aliene. Anche se le attività antropiche (p. es. commercio, allevamenti, colture agricole) sono la principale causa dell'introduzione degli organismi alloctoni, in molti casi l'acclimatazione e la loro diffusione non sarebbe possibile se non ci fossero drastici cambiamenti delle condizioni locali, dovute, ad esempio, al cambiamento climatico. Un chiaro esempio riguarda il fenomeno di tropicalizzazione del Mar Mediterraneo. Numerose specie termofile provenienti dal mar Rosso, passando attraverso il Canale di Suez (migrazione lessepsiana), o di specie provenienti dalle coste africane dell'Oceano Atlantico, giunte attraverso lo stretto di Gibilterra, sono state recentemente rinvenute nel Mediterraneo (Lejeune *et al.*, 2010). Alcune di queste specie si sono acclimate e riprodotte, al punto di arrivare a soppiantare le specie autoctone e di essere comunemente pescate e commercializzate. Fra di esse ricordiamo: il pesce palla (*Sphoeroides cutaneus*), la ricciola fasciata (*Seriola fasciata*), il pesce scorpione (*Pteroides miles*), la triglia del mar Rosso (*Upeneus moluccensis*), e il barracuda mediterraneo (*Sphyræna viridensis*). Sempre in conseguenza dell'aumento della temperatura delle acque si assiste anche ad un fenomeno di meridionalizzazione del Mar Mediterraneo, con un significativo cambiamento di distribuzione della fauna ittica autoctona, che porta molte specie tipiche delle aree più calde del Mediterraneo ad espandersi verso nord (Sara *et al.*, 2005). È il caso dell'alaccia (*Sardinella aurita*), del pesce balestra (*Balistes carolinensis*) o del pesce pappagallo

(*Sparisoma cretense*). Il fenomeno dell'introduzione di specie alloctone non riguarda solo i pesci, ma anche le alghe: alghe delle coste giapponesi (*Laminaria japonica*, *Undaria pinnatifida* e *Sargassum muticum*) sono state segnalate già dalla fine degli anni '60, mentre più recentemente è stata segnalata la presenza di un'alga tropicale, la *Caulerpa taxifolia*, che attualmente minaccia un ampio tratto della costa francese tra Tolone e Mentone, moltiplicandosi ad una velocità impressionante, ostacolando i cicli vitali degli altri organismi con alterazione degli equilibri ecologici (Gili, 2000).

Il complesso di cambiamenti fisiologici, fenologici, demografici, geografici di singoli individui o specie porta inevitabilmente a modificare le relazioni trofiche, competitive e, più in generale, interspecifiche. Tutto ciò determina il realizzarsi di impatti complessi e, in ultima analisi, la modificazione degli ecosistemi e della loro biodiversità, con particolari evidenze nei biomi artici, antartici e tropicali. Anche se la ricchezza della biodiversità e la complessità delle catene trofiche che caratterizzano le comunità marine tropicali sono molto differenti dall'estrema semplicità delle comunità polari, entrambi gli ecosistemi stanno mostrando considerevoli variazioni di strutture e processi, essendo il clima il loro principale regolatore. In Antartico, piante, uccelli, organismi marini hanno risentito pesantemente gli effetti del cambiamento climatico, in particolare per la riduzione dell'estensione dei ghiacci, che sembra aver stimolato un effetto a cascata nella rete trofica di questi sistemi biologici. Dal 1976, la calotta polare antartica mostra una netta riduzione della sua estensione, che sembra essere la principale causa del crollo delle abbondanze delle alghe glaciali, con il conseguente declino del krill (dal 38 al 75% per decade), in una regione del sud-ovest dell'Atlantico, dove era distribuito in elevate densità da tempi storici (Atkinson *et al.*, 2004). Il declino della popolazione zooplanctonica (*Euphasia superba*) sembra avere causato profonde modificazioni nella rete trofica delle regioni oceaniche meridionali, essendo la principale risorsa alimentare per pesci, uccelli, e mammiferi marini, con variazioni dal 1980 nella demografia dei suoi predatori (Murphy, 1995). Anche gli ecosistemi artici stanno mostrando nelle ultime decadi importanti variazioni nella struttura comunitaria e funzionalità dei processi. Le comunità diatomiche e degli invertebrati dei laghi artici hanno mostrato elevati tassi di *turnover* passando da

comunità in cui prevalgono specie bentoniche a comunità in cui prevalgono gli assemblaggi planctonici, e caratterizzate da un aumento delle specie termofile (Smol *et al.*, 2005). Un sostanziale impatto sulla struttura comunitaria, e sull'intero ecosistema, delle scogliere coralline tropicali, si registra con il verificarsi del fenomeno globale dello sbiancamento delle colonie. Questa risposta a forme di stress, di origine naturale o antropica (p. es irraggiamento solare, malattie del corallo, cambiamento della composizione chimica dell'acqua), è dovuto all'aumento della temperatura degli oceani, e in particolare al verificarsi di lunghi periodi in cui le temperature superano circa di 1°C le medie estive. Dal 1979, i fenomeni di sbiancamento delle barriere coralline stanno aumentando in intensità e frequenza a livello globale, e in alcuni casi l'impatto può essere drammatico sino all'estinzione locale di alcune specie di corallo (Mumby *et al.*, 2001). Queste perdite avranno importanti ricadute sulle comunità animali e vegetali associate alle barriere, con perdite ingenti di biodiversità, di habitat e zone di rifugio e di riproduzione, oltre ad un ingente perdita socio-economica per il genere umano.

È necessario, infine, considerare i tempi di risposta che caratterizzano i diversi processi influenzati dal cambiamento climatico, dai tempi brevi per gli impatti sulla fisiologia (giorni-mesi) a quelli più lunghi per le variazioni di areale (anni-decenni), fino alle scale tipiche dei processi evolutivi (centinaia di anni-millenni). In alcuni casi, come ad esempio lo spostamento dell'areale di distribuzione di alcune specie di farfalla (Parmesan, Ryrholm *et al.*, 1999), i tempi di risposta sono comparabili con quelli del cambiamento climatico, tanto che gli eventi registrati possono essere considerati *fingerprint* (impronte digitali ecologiche) e, quindi, indizi del cambiamento climatico stesso (Parmesan & Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003). Alcuni eventi che riguardano le specie sono addirittura indicatori precoci di cambiamenti in atto a fronte di un segnale climatico non molto evidente, come nel caso della colonizzazione di specie termofile nel mare e di altre "sentinelle" di cambiamenti (Duarte *et al.*, 1999; Diaz-Almela *et al.*, 2007).

### 1.3 Metodologie di studio degli effetti dei cambiamenti climatici sulla biodiversità e prospettive future

Per analizzare le conseguenze del cambiamento climatico sulla biodiversità è necessario conoscere come le variabili climatiche evolveranno nel tempo (Williams *et al.*, 2006), le modalità di interazione di ciascuna specie con le nuove condizioni ambientali (Parmesan, 2006), e come queste interazioni influenzeranno altri fattori biotici (p. es. competizione, relazioni trofiche), (Walther, 2010).

I meccanismi che stanno alla base delle risposte biologiche al cambiamento ambientale vengono studiati, principalmente, tramite osservazioni dirette e sperimentali del comportamento, dell'ecologia e della fisiologia di molti organismi animali e vegetali. Tuttavia, le ricerche più rilevanti in questo ambito sono studi che riguardano scale locali e brevi periodi di tempo (meno di tre decenni) relativamente limitati, se paragonati alle ampie scale spaziali e temporali in cui agiscono i cambiamenti climatici.

Per proiettare le suddette osservazioni in scenari futuri, si utilizzano modelli attribuibili a diverse categorie. In primo luogo possono essere statici o dinamici. I modelli statici (regressione logistica, GLM, ecc.) usano relazioni empiriche che legano i fattori climatici stazionari alle variabili biotiche. I modelli dinamici simulano invece condizioni climatiche non stazionarie e la risposta nel tempo delle variabili biologiche (p. es. presenza della specie, distribuzione spaziale, abbondanza). In secondo luogo i modelli possono essere per una singola specie o per una comunità di specie. I primi simulano singole popolazioni come se non interagissero con altre specie, i secondi includono le interazioni e simulano quindi variazioni nel funzionamento della comunità ecologica. In terzo luogo, i modelli possono essere a scala geografica locale o globale. I modelli bioclimatici (*climate envelope*) che utilizzano direttamente i risultati dei modelli climatici globali (AOGCM), prevedono in maniera approssimativa la presenza/assenza di una specie su una scala geografica di bassa risoluzione. I modelli locali invece utilizzano gli scenari climatici regionalizzati e possono dettagliare l'abbondanza e la demografia delle specie animali e, nei modelli più avanzati, anche i processi fisiologici e le interazioni ecologiche.

Secondo Leemans e van Vliet (2004), gli impatti ecologici dei cambiamenti ambientali sono tipicamente sottostimati, poiché le analisi scientifiche hanno come ingresso scenari futuri di cambiamento climatico nel medio-lungo termine e non tengono invece conto degli effetti che gli eventi estremi (come ondate di calore, siccità, alluvioni) hanno sul breve termine. Allo stesso tempo, però, le piccole, continue e progressive variazioni di temperatura o di altre variabili climatiche sono in grado di modificare gli organismi, influenzando sulla loro capacità di risposta e di adattamento. Ad esempio, se la temperatura aumentasse di 0,3°C per decennio (3°C al 2100) solo il 30% delle componenti biotiche degli ecosistemi riuscirebbero ad adattarsi; se, invece, la temperatura aumentasse di 0,1°C (1°C al 2100) per decennio la percentuale di ecosistemi che riuscirebbe ad adattarsi salirebbe al 50% (Leemans & Eickhout, 2004).

L'integrazione di indagini geo-storiche e di studi paleoecologici con registrazioni paleoclimatiche si è dimostrata di rilevante importanza per identificare gli effetti dei cambiamenti del sistema climatico nelle passate ere geologiche, che in alcuni periodi e regioni hanno presentato tassi di cambiamento rapidi come quelli previsti per il futuro. I dati paleoecologici in numerosi casi di studio in ecosistemi terrestri, d'acqua dolce e marini, offrono informazioni vitali su come le specie rispondano a differenti tassi e gradi di cambiamento ambientale. Osservazioni paleoecologiche, inoltre, possono essere integrate con lo studio di DNA moderno e antico, per determinare le conseguenze genetiche di queste dinamiche. Quantificando le perdite di diversità genetica e tassonomica, a scale locali e temporali, e identificando le circostanze per in cui le specie hanno evitato l'estinzione, è stato così possibile identificare le condizioni per lo sviluppo di capacità adattative e caratteristiche di vulnerabilità (Dawson *et al.*, 2011).

Infine, l'incertezza dei modelli è data dalla difficoltà nello stimare il reale contributo del cambiamento climatico alla perdita di biodiversità. Molte specie, infatti, stanno alterando il loro *range* di distribuzione geografico o presentano variazioni fenologiche, anche se i cambiamenti climatici nel loro areale di appartenenza sono stati molto limitati nelle ultime decadi. In questi casi, i principali fattori che causano il declino della biodiversità e della funzionalità ecosistemica sono alterazioni antropiche, tra cui modifiche nell'uso del suolo, frammentazione e perdita di habitat, variazioni nelle interazioni biotiche, diffusione di

patogeni e di specie invasive, gli effetti delle quali possono venir erroneamente attribuiti al cambiamento climatico (Walther, 2002). D'altronde, l'attuale stato degli ecosistemi e del paesaggio dovuto all'attività antropica permette poca flessibilità alla componente biotica di adattarsi o resistere ai rapidi cambiamenti ambientali, che indirettamente saranno causa di incremento dei tassi di estinzione.

L'integrazione di nuovi approcci basati sull'osservazioni di serie storiche di dati ambientali e comunitari, esperimenti *in situ* e in laboratorio, e nuovi modelli matematici, sarà fondamentale per ottenere in ambito scientifico solide valutazioni sul cambiamento climatico globale in corso (Dawson *et al.*, 2011).

## **2. Possibili implicazioni del cambiamento climatico sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi d'acqua dolce**

### **2.1 Effetti del cambiamento climatico globale sugli ecosistemi di acqua dolce**

Gli ecosistemi di acqua dolce sono tra i sistemi naturali più frequentemente soggetti a impatti antropici di diversa origine (Sala *et al.*, 2000; Pereira *et al.*, 2010). L'eutrofizzazione, l'inquinamento, l'acidificazione, lo sfruttamento della risorsa idrica, l'introduzione di specie esotiche e la distruzione degli habitat sono senza dubbio i principali fattori di minaccia per questi ambienti, sia per la loro componente biotica, che per i beni e servizi offerti dall'ecosistema (Carpenter *et al.*, 1992). Inoltre, ognuna di queste tipologie di impatto antropico può potenzialmente andare ad interagire in maniera additiva o sinergica, con la moltitudine di stress ambientali derivanti dalle variazioni climatiche osservate nelle ultime decadi, tra cui l'aumento delle temperature (Webb *et al.*, 2008), l'aumento della frequenza ed intensità degli eventi di secca e di piena (Barnett *et al.*, 2005; Milly *et al.*, 2005) e le elevate concentrazioni atmosferiche di CO<sub>2</sub> (IPCC, 2007). Queste sempre più frequenti interazioni andranno ad aumentare la vulnerabilità dei sistemi d'acqua dolce, compromettendo, sia direttamente che indirettamente, la biodiversità e la funzionalità ecosistemica su scala locale e globale (Parmesan, 2006).

Durante il XXI secolo si prevede un aumento delle temperature medie atmosferiche globali di 2.8°C con tassi di riscaldamento più veloci alle altitudini e latitudini maggiori (IPCC, 2007), che avranno rilevanti conseguenze sulle caratteristiche chimico-fisiche, idrologiche, e geomorfologiche di molti corpi idrici. L'aumento delle temperature atmosferiche, infatti, si può tradurre direttamente nell'alterazione dei regimi termici di numerosi torrenti e fiumi, essendo sistemi caratterizzati da acque relativamente poco profonde, turbolente e ben rimescolate che facilitano continui interscambi di calore e di ossigeno tra la superficie e l'atmosfera. Un aumento della temperatura dell'acqua, ad esempio di 4°C, rappresenterebbe nelle condizioni attuali dei corsi idrici dell'emisfero boreale uno spostamento di circa 680 Km verso latitudini maggiori, con rilevanti effetti sia sulla struttura e composizione delle comunità acquatiche che

sulla funzionalità di importanti processi ecosistemici (Sweeney *et al.*, 1992). La temperatura, infatti, è un fattore determinante negli ambienti acquatici, in grado di controllare direttamente molti processi vitali e influenzare i tassi di crescita, la riproduzione delle specie, sino a regolare la produttività (es. decomposizione fogliare) e la funzionalità dell'ecosistema.

Il riscaldamento globale sarà accompagnato da altri cambiamenti delle variabili climatiche, tra cui l'incremento globale delle precipitazioni medie e dei ruscellamenti, e la diminuzione della copertura nivale e glaciale dell'emisfero settentrionale (IPCC, 2007). Un cambiamento considerevole nella frequenza, intensità e durata delle precipitazioni e degli eventi estremi, quali alluvioni e periodi di secca, inciderà profondamente sulle caratteristiche idrologiche dei sistemi acquatici e, di conseguenza, avrà drastici effetti sulla componente biotica degli ecosistemi d'acqua dolce (Poff *et al.*, 2002). Ad esempio, il ripetersi di periodi di secca estivi aggraveranno la frammentazione e aumenteranno la perdita di habitat, con conseguente semplificazione delle catene trofiche e isolamento di popolazioni già vulnerabili (Perkins *et al.*, 2010). Inoltre, la diminuzione della copertura nivale e glaciale avrà altrettante implicazioni sulla struttura delle comunità biotiche e sulla complessità delle catene alimentari determinando, ad esempio, l'inizio e la durata della stagione di accrescimento vegetativo (p. es. aumento della produzione delle macrofite) e del periodo riproduttivo di specie animali, oppure alterando rapporti interspecifici (Tonn, 1990).

Infine, le previsioni per il prossimo secolo di incremento globale della concentrazione di biossido di carbonio con una velocità senza precedenti (IPCC, 2001), possono essere lette come un'ulteriore minaccia per la stabilità degli ecosistemi di acqua corrente, ad esempio alterando la qualità, la quantità e la durata della permanenza nella lettiera del detrito organico alloctono derivante dalla vegetazione ripariale che sta alla base della produzione secondaria dei corsi d'acqua (Perkins *et al.*, 2010).

### 2.1.1 Risposte degli ecosistemi acquatici all'aumento delle temperature

Il metabolismo di un individuo si basa sulla propria strategia metabolica (es. endotermia o ectotermia) e presenta una relazione allometrica con la taglia corporea ed esponenziale con la temperatura ambientale (Brown *et al.*, 2004). Dato che gli ectotermi rappresentano approssimativamente il 99% di tutte le specie presenti nei sistemi di acqua dolce, il riscaldamento climatico avrà un vasto impatto sul metabolismo di questi organismi e, di conseguenza, sulla fisiologia, sugli scambi bioenergetici, sul comportamento, sull'abbondanza e distribuzione delle popolazioni, sino ad influenzare la struttura e le dinamiche della rete trofica (Woodward *et al.*, 2010). La capacità degli ectotermi ad operare a differenti temperature è descritto dalle curve di *performance* termali (Huey & Stevenson, 1979), in cui ogni specie presenta il proprio *range* ottimale entro il quale è in grado di crescere attivamente e di riprodursi con successo. La prossimità di una specie al suo *optimum* termico determina la direzione e l'ampiezza della risposta all'aumento delle temperature, che forzerà molte specie ad adattarsi, a migrare o a fronteggiare le conseguenze del riscaldamento, con particolare difficoltà per i taxa più rari, con areali relativamente circoscritti, di taglia grande, e situati ai più alti livelli della catena trofica (Raffaelli, 2004). Quando il cambiamento ambientale non permette l'adattamento o la migrazione delle specie più vulnerabili, queste possono ridursi in abbondanza e diversità fino all'estinzione locale, se non globale (Parmesan, 2006).

#### - Variazione del *range* di distribuzione delle specie verso latitudini o altitudini maggiori.

A scala biogeografica, l'impatto più evidente sugli ecosistemi acquatici per l'aumento delle temperature globali risulta essere la modificazione degli areali di distribuzione di molte specie animali e vegetali, risultante in una migrazione verso nord nell'emisfero boreale e/o verso altitudini maggiori nelle zone montane in accordo con le loro preferenze termiche. La capacità della specie di espandere il proprio areale dipende dalla disponibilità degli habitat e dalla possibilità di spostarsi attraverso corridoi ecologici di tipologia differente a seconda dell'organismo acquatico considerato. Come risultato di questo fenomeno a scala globale, il cambiamento climatico porterà una complessiva perdita di biodiversità, soprattutto nelle regioni tropicali e ad alte latitudini. Inoltre, nei sistemi montani, il tasso di perdita

specificata sarà più evidente rispetto agli altri ambienti, visto che gli organismi endemici stenotermi freddi operano ai limiti dei loro *range* fisiologici di temperatura e, per tale motivo, non saranno in grado né di migrare né di adattarsi alle temperature sempre più crescenti.

Questi effetti saranno particolarmente marcati per le specie di grandi dimensioni situate ai più alti livelli della catena trofica come i pesci che, per limitazioni fisiche e dimensionali, presenteranno limitate capacità di dispersione (Rouse *et al.*, 1997). Gli insetti che dominano la macrofauna delle acque correnti hanno, invece, una fase attiva di dispersione come adulti che risulta essere un ottimo strumento per percorrere lunghe distanze alla ricerca di nuovi habitat idonei alla sopravvivenza, anche se barriere fisiche come montagne o isole possono bastare per impedire il processo di colonizzazione (Milner *et al.*, 2008), e quindi portare all'estinzione locale della specie se i tassi del riscaldamento sono sufficientemente veloci. Non sempre, però, il riscaldamento climatico è sinonimo di perdita specifica. Alcune comunità acquatiche, infatti, hanno un possibile potenziale di compensare la perdita di specie incapaci di adattarsi alle nuove caratteristiche ambientali con l'ingresso di taxa che invece hanno trovato nelle nuove condizioni termali un habitat favorevole al loro instaurarsi e alla loro dispersione.

- Alterazioni fenologiche.

Oltre all'espansione degli areali di distribuzione delle specie, una seconda risposta ecologica al cambiamento delle temperature è l'anticipazione o posticipazione di alcune fasi fenologiche che avranno sicuramente ripercussioni sulla biodiversità e sulle complesse interazioni tra consumatore e risorsa nelle reti alimentari (Winder & Schindler, 2004). Piante e animali mostrano chiari *pattern* stagionali nelle loro attività dettati dalla stessa frequenza stagionale di caratteristiche ambientali idonee alla crescita e alla riproduzione. Se questi processi vitali avvengono al di fuori della limitata finestra temporale di condizioni ambientali favorevoli, spesso si manifestano rilevanti conseguenze sulla fitness e sulle capacità di adattamento e sopravvivenza delle popolazioni. In particolare, l'asincronia di importanti fasi fenologiche dovuto all'impatto del riscaldamento climatico potrebbe avere delle conseguenze rilevanti sulla composizione e struttura delle comunità di sistemi lentici e lotici, dato che la maggior parte della

macrofauna è rappresentata da insetti che hanno sia la fase adulta efemerale che la fase di emergenza dettate dal fotoperiodo e dalla temperatura.

Un chiaro esempio di *shift* fenologico in sistemi d'acqua dolce è rappresentato dal caso di studio di due specie zooplanctoniche, *Keratella cochlearis* e *Daphnia pulicaria*, che si cibano di fitoplancton durante la fioritura della diatomea *Asterionella formosa* nel lago di Washington (Winder & Schindler, 2004). Negli ultimi quaranta anni si è assistito ad un posticipo dell'evento di fioritura di ben 27 giorni, che ha causato un successivo *shift* fenologico per la specie *Keratella cochlearis* con circa lo stesso ritardo di 21 giorni, ma non ha modificato la fenologia della specie *Daphnia pulicaria*. Quest'ultima popolazione zooplanctonica, non mostrando capacità adattative, sarà fortemente svantaggiata dalla discordanza temporale con la propria risorsa trofica.

- Riduzione della taglia corporea.

Le ultime ricerche scientifiche suggeriscono che la riduzione nella taglia corporea potrebbe essere la terza risposta universale al riscaldamento climatico, dopo i fenomeni di migrazione e di alterazione fenologica (Daufresne *et al.*, 2009). Le relazioni tra la temperatura ambientale, la crescita degli organismi e la taglia corporea vengono studiati da oltre 100 anni in gradienti ecogeografici ed ecotermali, e si è dimostrato come gli organismi abbiano una tendenza a presentare dimensioni più piccole in climi più caldi, ad esempio alle basse latitudini o altitudini (Bergmann, 1847; Partridge & French, 1996; Ashton, 2004). Per gli ectotermi questa caratteristica è definita dalla legge che regola i rapporti tra temperatura e taglia ("the *temperature-size rule*") (Atkinson, 1994), secondo la quale un aumento delle temperature porta all'incremento dei tassi di crescita e all'anticipo della maturità riproduttiva, con il raggiungimento di una taglia minore allo stadio adulto. Al contrario, gli organismi che vivono in ambienti più freddi presentano tassi di crescita rallentati e un ritardo nel raggiungimento della maturità sessuale, tale da portare ad avere dimensioni maggiori allo stadio adulto. Questi modelli di sviluppo morfo-fisiologico sono stati attribuiti a differenti tipologie di "risposte plastiche" degli ectotermi al cambiamento delle temperature, sia di carattere adattativo che non adattativo (Angilletta *et al.*, 2004). Secondo le teorie non

adattative l'aumento delle temperature può favorire maggiormente i tassi di divisione cellulare piuttosto che la sintesi proteica, e di conseguenza incentivare la crescita corporea (van der Have & de Jong, 1996). Le teorie adattative, invece, individuano nei maggiori benefici o nei bassi costi energetici che un organismo ottiene nell'anticipare il raggiungimento della maturità sessuale in ambienti caldi, il motivo per il quale la selezione naturale possa favorire genotipi che crescono più velocemente ma maturano ad una dimensione più piccola quando crescono in regimi termici più elevati (Partridge & French, 1996).

Cambiamenti nella struttura in taglia delle comunità acquatiche in risposta all'aumento delle temperature sono stati documentati su un ampio *range* di tipologie ecosistemiche e scale spaziali. Ad esempio, esperimenti su microrganismi acquatici hanno dimostrato che comunità in ambienti più caldi tendono ad essere dominate da cellule batteriche più piccole (Daufresne *et al.*, 2009). Studi macroecologici (Morà *et al.*, 2010) e paleoecologici (Finkel *et al.*, 2005) sugli effetti della temperatura nella struttura dimensionale di comunità fitoplanctoniche lungo gradienti latitudinali in oceano aperto, hanno dimostrato che si ha un aumento della prevalenza di fitoplancton di dimensione più piccola in regioni più calde. Anche esperimenti su comunità fitoplanctoniche sottoposte a temperature crescenti in mesocosmi hanno confermato il suddetto *trend* (Yvon-Durocher *et al.*, 2011). Inoltre, McKee e collaboratori (2002) hanno dimostrato sperimentalmente che la taglia massima allo stadio adulto di due specie di cladoceri si è ridotta in risposta all' aumento di circa 3°C delle temperature medie annue, così come uno studio a lungo termine in tre fiumi francesi ha rilevato una riduzione della media della taglia corporea in popolazioni ittiche lungo un arco di tempo di 25 anni in cui si è verificato un *trend* di temperature in aumento (Daufresne *et al.* 2007).

Se le elevate temperature beneficiassero effettivamente gli organismi più piccoli, come sembra essere il caso dalle ultime evidenze scientifiche, il risultante *shift* delle distribuzioni in taglia a livello individuale, di popolazione, e comunitario determinerebbe delle serie modifiche ai tassi di molti importanti processi (ciclo dei nutrienti, la produzione di biomassa) sino ad influenzare la stabilità e la funzionalità degli ecosistemi acquatici.

### **2.1.2 Risposte degli ecosistemi acquatici all'alterazione di caratteristiche idrologiche e alla frammentazione degli habitat**

I mutamenti dei cicli stagionali delle precipitazioni e l'aumento delle temperature dell'ultimo secolo hanno indotto importanti alterazioni del regime idrologico dei corsi d'acqua, e delle correlate dinamiche di erosione, trasporto e sedimentazione. Questi cambiamenti climatici determinano, in particolare, l'alternarsi di eventi di piena sempre più frequenti e lunghi periodi di siccità, che sono strettamente correlati con il manifestarsi di processi di frammentazione e perdita di habitat, considerati tra le minacce più rilevanti per la biodiversità animale e vegetale (Malmqvist & Rundle, 2002). Inoltre, l'alterazione del ciclo idrologico potrà determinare una grave riduzione delle risorse idriche, sia sotto il profilo del loro esaurimento che del loro inquinamento (p. es. l'intrusione del cuneo salino nelle falde idriche per riduzione delle portate estive, infiltrazioni di reflui industriali, agricoli e urbani negli acquiferi per aumento del ruscellamento), (Kistemann *et al.*, 2002; Kundzewicz *et al.*, 2008).

Molte specie acquaticole sopravvivono a periodi di scarsità della risorse idriche tramite diversi meccanismi fisiologici e comportamentali, che implicano, ad esempio, lo spostamento temporaneo in zone non coinvolte dal fenomeno, ma collegate all'habitat originario in modo da poterlo ricolonizzare rapidamente una volta terminato lo stress, oppure lunghi periodi di latenza (Rundle & Robertson, 2002; Boulton, 2003). I tassi del recupero sono correlati alla presenza, alle dimensioni e alla connettività dei rifugi con l'habitat impattato, oltre che alla mobilità e alla resistenza dei potenziali ricolonizzatori (Boulton, 2003). L'organismo con capacità di resistenza a lunghi periodi di siccità generalmente presenta piccole dimensioni corporee con diverse fasi di resistenza: questi organismi sono solitamente batteri, protisti, meiofauna, e mesozooplankton alla base della catena trofica (Rundle & Robertson, 2002). Ledger e Hildrew (2001) hanno monitorato la comunità algale in un tratto fluviale di alto corso dopo un periodo di siccità, e hanno scoperto che le cellule rimanevano in vita attaccate al substrato umido del letto fluviale per le nove settimane di secca e che la biomassa algale aumentava rapidamente finito il periodo di stress idrico. E' stato invece dimostrato che i macroinvertebrati possono colonizzare nuove sezioni di un corso

d'acqua con fenomeni di *drift* dai tratti superiori o con fenomeni di dispersione verso monte tramite la capacità di volare negli stadi adulti (Milner *et al.*, 2000, 2008). Comunque, la sopravvivenza di alcuni taxa, inclusi la maggior parte delle specie ittiche, dipende dalle complessità delle reti di connessione fluviali, che permette la migrazione dalle zone sottoposte a stress idrico. Sebbene i pesci possano migrare a fondovalle quando i tratti superiori dei corsi d'acqua sono interessati alla siccità, lunghi periodi di scarsità della risorsa idrica potrebbero comunque essere una minaccia per il loro successo riproduttivo e la disponibilità di habitat (Giller & Malmqvist, 2005). Inoltre, la migrazione delle specie ittiche è spesso ostacolata dalla frammentazione degli habitat dovuta a diverse tipologie di azione antropica (p. es. costruzione di briglie e di dighe), oltre che per i suddetti effetti del cambiamento climatico (Zwick, 1992).

Oltre all'aumento della frequenza dei periodi di siccità in regioni temperate, le previsioni sul cambiamento climatico includono anche un aumento la frequenza e dell'intensità delle piene e delle inondazioni (IPCC, 2007). Un aumento delle portate durante la stagione invernale porterà un'ulteriore pressione selettiva sul biota fluviale con risposte diametralmente opposte all'adattamento richiesto per resistere alle secche estive. Elevate velocità di correnti potrebbero sfidare e vincere la capacità di molti organismi a resistere in queste condizioni, soprattutto se non presentano le strutture morfologiche per fissarsi al substrato (es. ventose, uncini). Così, i rifugi dalla corrente sembrano essere sempre più importanti dalla resilienza di molte specie in climi variabili, ma il loro provvedimento è dipendente da un'eterogeneità fisica e idrologica che spesso è compromessa dall'ulteriore impatto antropico, come interventi di regimazione (Zwick, 1992). Anche se alcuni livelli di disturbo possono aumentare la biodiversità e la funzionalità ecosistemica a scala locale, in linea con l'ipotesi del disturbo intermedio, la questione chiave è se questi meccanismi possono ancora operare quando la frequenza dei cambiamenti idrologici supera la tolleranza dei taxa chiave all'interno delle reti trofiche (Perkins *et al.*, 2010).

### **2.1.3 Risposte degli ecosistemi acquatici all'aumento delle concentrazioni di CO<sub>2</sub>**

Il previsto aumento delle concentrazioni di anidride carbonica in atmosfera alla fine di questo secolo, equivalenti a circa al doppio dei valori registrati in passato (ICPP 2007), avrà delle conseguenze rilevanti

sugli ecosistemi acquatici, dato che le sue concentrazioni hanno un effetto diretto su importanti processi chimici, geologici e biologici, e apportano delle modifiche indirette sulla struttura comunitaria, sui rapporti trofici lungo la catena alimentare e sulla funzionalità di questi sistemi naturali.

La zona di transizione tra l'ambiente acquatico e quello terrestre, ossia l'ecotono ripariale, è un'area di intensa attività biogeochimica (Carpenter *et al.*, 1992). Elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub> possono stimolare la produzione primaria terrestre (Norby *et al.*, 2001), aumentando così l'input di detrito alloctono e il grado di eterotrofia dei corpi d'acqua. La qualità nutrizionale di questa risorsa alimentare, però, tende a diminuire, poiché l'accumulo del carbonio in condizioni di elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub> diluisce le concentrazioni di azoto nei tessuti delle piante, aumentando il rapporto C/N (Norby *et al.*, 2001) che rappresenta uno dei principali regolatori dei tassi di decomposizione fogliare in ambiente acquatico.

Elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub> possono indurre cambiamenti simili anche nelle risorse basali autoctone, dato che alcune specie algali d'acqua dolce, aumentano i loro tassi fotosintetici in risposta alla CO<sub>2</sub> dissolta (Urabe *et al.*, 2003), come nel caso delle piante terrestri. La ricchezza in nutrienti delle biomasse algali è fortemente influenzata dall'equilibrio che si stabilisce tra intensità luminosa e richiesta trofica, e quando i processi fotosintetici e di assorbimento dei nutrienti non sono accoppiati perfettamente, le alterate concentrazioni di CO<sub>2</sub> potrebbero influenzare il bilancio tra la fissazione algale relativa all'azoto e al fosforo. Alcune ricerche recenti supportano queste evidenze: elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub> risultano aumentare la crescita algale, diminuendo l'assimilazione di P. Questi effetti vanno ad influire sui tassi di accrescimento dei consumatori primari, ossia degli organismi erbivori, che vedono ridotti gli apporti di nutrienti della risorsa algale (Urabe *et al.*, 2003).

Dato che l'aumento della produttività e la riduzione della risorsa basale hanno profonde implicazioni sui nodi (produzione e tassi di crescita della popolazione) e sulla forza delle interazioni (bilancio stechiometrico consumatore-risorsa e i tassi di ingestione) delle reti trofiche, l'aumento delle concentrazioni di CO<sub>2</sub> influenzeranno drasticamente la stabilità e i flussi di energia delle complesse strutture acquatiche. Emmerson e collaboratori (2005) hanno usato un modello per simulare uno scenario

di aumento delle concentrazioni di CO<sub>2</sub> su catene trofiche caratterizzate da una struttura relativamente semplice. Si è assunto che l'aumento delle concentrazioni di CO<sub>2</sub> portasse all'incremento della produttività di questi ecosistemi, diminuendo la qualità nutrizionale degli autotrofi. Inoltre, i tassi dei consumatori primari sono stati mantenuti fissi per simulare fenomeni omeostatici (p. es. i tassi di ingestione della risorsa aumentano per compensare la scarsità di qualità dell'alimento) ed è stato stabilito che i consumatori primari venissero mangiati da predatori onnivori. Gli autori hanno dimostrato che queste assunzioni implicano delle importanti alterazioni della stabilità e persistenza delle catene trofiche. Un altro scenario si manifesterebbe se i consumatori non aumentassero i tassi di alimentazione in risposta alla scarsità della qualità dell'alimento, nel caso in cui essi si adattassero ad assumere dell'alimento con scarsi valori nutrizionali o fronteggiare l'aumento del costo metabolico per acquisire più risorsa, portando tassi di crescita minori.

## **2.2 Interazioni delle componenti del cambiamento climatico con gli stress antropogenici**

Le alterate condizioni termiche, atmosferiche e idrologiche non manifestano i loro effetti isolatamente, ma creano una fitta rete di interazioni additive, non additive e/o sinergiche in grado di amplificare le conseguenze della variazione dei singoli fattori climatici sulle componenti degli ecosistemi acquatici (Heino *et al.*, 2009). Inoltre, alcuni impatti antropici di carattere locale, non direttamente collegati al cambiamento climatico (eutrofizzazione, acidificazione, sovrasfruttamento della risorsa ittica), possono operare in sinergia con tali variazioni ambientali, andando a compromettere ulteriormente la stabilità e la persistenza delle comunità acquatiche (Heino *et al.*, 2009). Ad esempio, le ridotte portate estive e il contemporaneo aumento delle temperature hanno un effetto additivo sugli organismi acquatici che vengono sottoposti a nuovi regimi termici, con tutte le conseguenze annesse (p. es. casi di anossia, stress fisiologico), e ad un'accentuata frammentazione dell'habitat, principale causa di perdita di biodiversità nei sistemi d'acqua dolce. Questi effetti possono anche essere amplificati dall'attività antropica, come la captazione di acqua per scopi irrigui. Inoltre, possono ricorrere sinergie addizionali per la perdita della qualità delle risorse basali in risposta delle elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub>. Le richieste metaboliche

cresceranno con l'aumento della temperatura, ma saranno anche limitate da sbilanciamenti stechiometrici, che complessivamente potrebbero avere gravi conseguenze sulla produzione di biomassa e sulla complessità di struttura della catena trofica (Perkins *et al.*, 2010).

L'acidificazione, l'eutrofizzazione, le alterazioni dell'uso del suolo e l'introduzione di specie aliene sono alcune delle attività antropiche che interagiscono maggiormente con i cambiamenti climatici, e di cui ancora non si conosce l'effetto complessivo sulla biodiversità e funzionalità degli ecosistemi acquatici (Heino *et al.*, 2009).

### **2.2.1 Il cambiamento climatico e l'acidificazione**

Le componenti del cambiamento climatico presentano complesse interazioni con l'acidificazione, in particolare negli ecosistemi d'acqua dolce in cui l'incremento delle temperature sembra accelerare i tassi del fenomeno nei fiumi e influire negativamente sui processi di recupero nei laghi acidificati (Schindler, 1997). In letteratura, sono anche presenti casi in cui per effetto dei cambiamenti climatici si è osservato un aumento di alcalinità nei sistemi d'acqua dolce (Schindler *et al.*, 1996). È difficile delineare i possibili scenari di acidificazione degli ecosistemi acquatici in vista dei cambiamenti climatici, dato che gli effetti di attività antropiche disgiunte dal fenomeno globale, come la deposizione di molecole acide atmosferiche e gli apporti acidi nei corpi d'acqua per ruscellamento superficiale, variano localmente con diversi gradi di intensità. Constatato che l'acidificazione antropica generalmente apporta una riduzione della biodiversità nei sistemi d'acqua dolce, e l'aumento di alcalinità genera l'effetto contrario (Giller & Malmqvist, 2005), per un aumento delle temperature possiamo aspettarci drastiche perdite o temporanei incrementi di ricchezza e complessità della componente biotica a seconda della tipologia di partenza del sistema acquatico (es. acido o neutro), (Durance & Ormerod, 2007).

### **2.2.2 Il cambiamento climatico e l'eutrofizzazione**

I cambiamenti climatici potrebbero essere associati all'aumento o alla diminuzione dell'apporto di nutrienti in entrata nei sistemi d'acqua dolce. Ad esempio, Schindler (1997) ha constatato che

l'incremento delle temperature è strettamente correlato alla diminuzione delle concentrazioni di fosforo in alcuni laghi canadesi, che a loro volta causano una completa modificazione strutturale della comunità fitoplanctonica. La concentrazione di clorofilla sembra infatti diminuire, mentre la biomassa e la diversità del fitoplancton aumentano di alcuni gradi (Schindler *et al.* 1990). L'effetto contrario è attribuito invece all'aumento dei fenomeni di ruscellamento superficiale dovuto all'incremento delle precipitazioni e a variazioni del regime idrico. In effetti, un apporto molto elevato dei nutrienti potrebbe rappresentare una seria minaccia per la stabilità delle comunità fitoplanctoniche, così come per altri gruppi di organismi (Schindler *et al.*, 1990). È importante comunque sottolineare che la direzione e l'intensità delle risposte biologiche dipende dallo stato degli ecosistemi prima dell'impatto. Dato che molti sistemi lentici e lotici a nord delle regioni boreali sono per natura oligotrofici, l'aumento dei nutrienti potrebbe, almeno nel primo periodo del processo di eutrofizzazione, aumentare i livelli di biodiversità. Al contrario, nella parte più a sud delle regioni boreali, molti dei sistemi d'acqua dolce sono eutrofici per cause naturali e antropiche, e l'aumento dei livelli di nutrienti potrebbe portare un abbassamento di biodiversità. Nell'Artico, il surriscaldamento atmosferico è una delle principali cause dello scioglimento del permafrost, e del conseguente aumento degli apporti di fosforo nei fiumi e nei laghi (Hobbie *et al.*, 1999). Queste modificazioni causano frequentemente l'aumento in produzione di biomassa da parte della componente diatomica, sebbene i *grazer* possano presentare capacità di controllo degli effetti dell'aumento dei nutrienti sulle alghe. Variazioni di biomassa relative ai più bassi livelli trofici potrebbero essere la causa di cambiamenti ai vertici della catena alimentare, come l'aumento in biomassa delle comunità ittiche. Inoltre, i cambiamenti climatici possono contribuire indirettamente a variazioni nella diversità e struttura comunitaria degli organismi acquatici. Ad esempio, se i nutrienti presentassero concentrazioni in eccesso, i muschi diventerebbero i principali produttori primari utilizzando la maggior parte dei nutrienti disponibili. Cambiamenti nella densità e nella struttura comunitaria di questi organismi chiave fornirebbe un ricco habitat strutturale per altri taxa, favorendo per esempio l'abbondanza e la diversità delle comunità macrobentoniche. Quindi, i cambiamenti della struttura comunitaria dei sistemi artici risultano essere determinati sia da cause dirette (aumento delle temperature e l'eutrofizzazione), sia

da cause indirette (es. cambiamento della struttura comunitaria e del ruolo trofico funzionale di organismi chiave), che in ultima istanza porteranno a drastici cambiamenti nella struttura comunitaria del biota che, in futuro, sarà supportato da nuove comunità acquatiche.

### **2.2.3 Il cambiamento climatico e le variazioni della copertura e uso del suolo**

Il cambiamento climatico può interessare le comunità acquatiche tramite alterazioni nella copertura vegetativa del bacino idrico e della zona ripariale di sistemi lentici e lotici. Questi effetti possono essere dovuti sia a fenomeni naturali, come lo spostamento dell'areale di distribuzione delle specie vegetali, sia da alterazioni antropiche, come variazioni nell'uso del suolo.

Le foreste che occupano le regioni boreali stanno subendo profondi cambiamenti nella composizione e struttura comunitaria a causa dell'aumento delle temperature. Alcune specie di conifere, che solitamente dominano il biotopo (es. *Picea abies* e *Pinus sylvestris*), sono infatti costrette a modificare il loro areale di distribuzione spostandosi verso nord, mentre alcune specie di latifoglie decidue (es. *Fagus sylvatica*) provenienti dai margini meridionali della regione (Sykes & Prentice, 1996) occupano i territori abbandonati favorite dalle nuove condizioni climatiche. Questi cambiamenti avranno delle conseguenze importanti sulle comunità acquatiche, andando a modificare l'input alloctono nei fiumi e nelle zone litorali dei laghi, con importanti ricadute sulle comunità macrobentoniche, essendo la loro principale risorsa trofica. Le foglie degli alberi decidui, infatti, hanno un apporto energetico alquanto maggiore rispetto agli aghi delle conifere, andando così a favorire il gruppo funzionale degli *shredder*, che acquisterà importanza nella catena trofica (Covich *et al.*, 2009) e ne modificherà la struttura e i flussi energetici.

L'impatto del cambiamento climatico determina un forte condizionamento sull'uso del suolo, soprattutto in molte regioni europee in cui l'aumento dei tassi di produzione delle principali colture ha incentivato lo sfruttamento delle terre a fine agricolo, con conseguente riduzione della copertura forestale e alterazione dei modelli di ruscellamento (Olesen *et al.*, 2002). Questi cambiamenti hanno delle

ripercussioni, sia dirette che indirette, sulla biodiversità degli ecosistemi d'acqua dolce, dato che i cambiamenti nell'uso del suolo a livello del bacino idrologico vanno ad influenzare le caratteristiche fisiche e chimiche (p. es. compromissione della qualità delle acque) con conseguenti variazioni nella caratterizzazione dell'habitat e nei valori di biodiversità di questi ecosistemi (Sponseller *et al.*, 2001). Solitamente nei sistemi d'acqua dolce la biodiversità declina all'aumentare dell'intensità dell'uso dei terreni a fine agricolo e l'aumento del *runoff* dei nutrienti, anche se la maggior parte dei riferimenti bibliografici sono studi condotti in sistemi fortemente alterati nelle regioni temperate (Allan, 2004). Inoltre, un cambiamento nell'uso del suolo nelle regioni montane, il quale implica il passaggio da zone ripariali costituite principalmente da foreste a campi agricoli, potrebbe accentuare gli effetti del cambiamento climatico sui sistemi acquatici d'alta quota. Ad esempio, le comunità algali potrebbero risentirne per l'aumento della radiazione solare e l'aumento delle temperature in seguito alla riduzione della copertura ripariale, accelerando i tassi di produzione di biomassa e alterando la composizione comunitaria. Anche la comunità macrobentonica potrebbe subire delle modifiche con l'aumento dell'abbondanza dei *grazer* e la diminuzione degli *shredder* seguito da una produzione secondaria basata su risorse autoctone, piuttosto che alloctone (Delong & Brusven, 1998).

#### **2.2.4 Il cambiamento climatico e le specie invasive**

Il cambiamento climatico sembra favorire l'insediarsi di specie alloctone, aumentando il grado di vulnerabilità dell'habitat all'invasione di specie aliene (I), compromettendo la stabilità delle comunità autoctone (II), e aumentando la capacità invasiva delle specie alloctone (III). L'incremento delle temperature nelle regioni boreali ha favorito l'invasione e l'acclimatazione di specie alloctone provenienti da regioni più meridionali con drammatici effetti sulle specie autoctone, sulle comunità biotiche e sui processi ecosistemici. Questi effetti potrebbero essere favoriti dalla predazione, competizione, diffusione di parassiti e malattie a cui le specie autoctone delle regioni boreali non sono adattate. Generalmente, gli impatti negativi delle specie esotiche sono dirette alle specie chiave delle catene trofiche locali, con una conseguente riduzione generale della biodiversità e un cambiamento delle relazioni trofiche

dell'ecosistema recipiente (Rahel & Olden, 2008). Comunque è alquanto difficile prevedere gli effetti delle introduzioni di specie alloctone sulla biodiversità, perché solitamente gli effetti sono legati alle condizioni del contesto locale, e perché ancora non sono presenti studi sugli effetti delle interazioni tra il cambiamento climatico e le specie invasive nelle regioni boreali.

### **2.3 I “sistemi sentinella” del cambiamento climatico globale**

Come è stato sottolineato dal Quarto Rapporto di Valutazione dell' IPCC (2007), il riscaldamento globale rappresenta probabilmente la minaccia più pervasiva fra quelle attualmente individuate come incombenti sulla biodiversità e sulla funzionalità degli ecosistemi, considerato che variazioni di temperatura anche minime possono condurre a trasformazioni irreversibili e possono innescare fenomeni imprevedibili. Sebbene gli effetti del cambiamento climatico avranno una ricaduta importante a livello globale, non saranno uniformemente distribuiti, dato che le regioni poste a latitudini e altitudini più elevate mostrano oggi tassi di incremento delle temperature particolarmente accelerati rispetto al resto del pianeta (IPCC 2007). Gli ecosistemi appartenenti a queste aree vengono pertanto considerati come “sistemi sentinella” per il monitoraggio del cambiamento climatico globale, nel senso che possono essere indicatori precoci di cambiamenti in atto a fronte di un segnale climatico ancora non molto evidente. Inoltre, attraverso l'analisi dei *pattern* di variazione delle componenti strutturali e funzionali di questi ecosistemi impattati, possiamo prevedere gli effetti degli scenari ambientali futuri su sistemi maggiormente complessi appartenenti alle regioni climatiche più calde (Füreder, 2007; Woodward *et al.* 2009; Perkins *et al.* 2010).

Gli ecosistemi d'acqua dolce nelle regioni artiche, boreali e alpine presentano strutture trofiche funzionali estremamente semplificate, in cui la componente biotica è dominata in prevalenza da specie stenoterme fredde che mostrano un'elevata sensibilità agli effetti dei cambiamenti climatici. Queste comunità, infatti, presentano basse densità numeriche, scarsa diversità tassonomica e specie con lunghi tempi di generazione, e quindi con meno occasioni di adattamento. Inoltre, gli organismi svolgono le funzioni vitali (alimentazione, rifugio, riproduzione, riposo ecc. ) in prossimità del limite di tolleranza

fisiologica e gli habitat che sostengono tali comunità stanno divenendo sempre più ridotti e frammentati dai processi del riscaldamento, riducendo così la disponibilità di rifugi dalle temperature in crescita (Milner *et al.*, 2008).

Negli ultimi anni, sono state condotte numerose ricerche per identificare le possibili risposte adattative del biota al surriscaldamento globale, e le conseguenti implicazioni ecologiche, in regioni poste a latitudini o altitudini maggiori (Milner *et al.* 2000; Burgmer *et al.*, 2007; Durance & Ormerod, 2007; Milner *et al.* 2008; Frieberg *et al.* 2009).

Interessanti risultati sono stati raggiunti da osservazioni in natura condotte in una serie di torrenti appartenenti ad un singolo bacino di drenaggio islandese che mostravano un *range* di temperature molto ampio (5-25°C) generato da fonti geotermali, ma simili caratteristiche chimico-fisiche delle acque. Woodward e collaboratori (2010) hanno dimostrato che la temperatura era il principale fattore a determinare la diversità e la struttura tassonomica delle comunità macrobentoniche e ittiche, con variazioni nella dominanza dei ruoli trofici assunto dalle specie all'interno della catena alimentare. In particolare, all'aumentare della temperatura al di sopra del limite dei 12 C°, la diversità tassonomica diminuiva drasticamente e la comunità macrobentonica passava dall'essere dominata da *collector*, in prevalenza chironomidi di cui molte specie stenoterme fredde, a *grazer* di dimensioni più grandi come il gasteropode *Radix peregra*. Ad una diversa composizione tassonomica corrispondeva una variazione nei tassi di importanti processi ecosistemici, quali la decomposizione del materiale alloctono e la produzione algale, con tassi più veloci nei fiumi più caldi. Inoltre, i pesci erano più abbondanti e di taglia maggiore nei torrenti con temperature più alte, così come la lunghezza della catena trofica risultava maggiore. Si è quindi potuto dedurre che l'aumento delle temperature previsto per i prossimi 100 anni nelle regioni Artiche (IPCC, 2007) avrà degli effetti rilevanti su questi ecosistemi dove il clima è il principale regolatore, con la variazione dei flussi di energia tra i livelli trofici e l'aumento dei tassi di importanti processi ecosistemici.

Nell'ultimo ventennio sono stati intrapresi numerosi studi volti a conoscere le dinamiche ecologiche che regolano i corsi d'acqua alpini d'alta quota (Milner & Pett, 1994; Ward 1994; Füreder *et al.*, 2001; Hieber *et al.*, 2005; Brown *et al.*, 2006; Füreder, 2007; Hannah *et al.* 2007; Brown & Hannah, 2008), ma non sono ancora chiare le possibili risposte delle comunità biologiche al cambiamento climatico. Recenti studi hanno rilevato che il clima delle regioni alpine ha subito profonde modificazioni durante il XX secolo, con un aumento delle temperature minime fino a 2°C, un incremento più modesto delle temperature massime, un trend in aumento delle precipitazioni con una maggior proporzione di precipitazioni liquide rispetto a quelle solide, e una generale diminuzione delle ore di luce (Beniston, 2006). Inoltre, si sta assistendo ad una fase di riduzione delle masse glaciali, in cui si hanno maggiori portate estive associate a più ampie fluttuazioni giornaliere nei corsi d'acqua dominati dal contributo glaciale (McGregor *et al.*, 1995). In seguito, quando le masse glaciali saranno ridotte, si avranno invece minori portate estive associate a moderate fluttuazioni giornaliere (Hagg *et al.*, 2007). Lo spostamento verso l'alto del limite delle precipitazioni nevose farà aumentare le portate invernali e diminuire la disponibilità di acqua in estate. Le tipologie fluviali tipiche dei corsi d'alta quota alpini caratterizzate da consistenti apporti idrici di origine glaciale e nivale (rispettivamente *Kryal* e *Rhithral*) tenderanno a perdere la loro peculiarità, uniformandosi a sistemi prevalentemente alimentati dai contributi di acque sotterranee (*Krenal*), (Barnett *et al.* 2005; Brown *et al.* 2006). Modificando l'origine degli apporti idrici, questi sistemi subiranno alterazioni di importanti aspetti geomorfologici, idrologici e qualitativi delle acque. Inoltre, la durata dello scioglimento delle nevi e dei ghiacciai è anche determinante per l'inizio dei cicli vegetativi di molte specie, così come l'anticipo dello scioglimento delle nevi ridurrà la durata del loro periodo riproduttivo (Keller & Körner, 2003). In questo scenario di drastici cambiamenti ambientali, si prospetta l'estinzione locale o globale di molti endemismi alpini o a forti contrazioni numeriche e ulteriore frammentazione delle popolazioni. Tra gli effetti già manifestati, quelli più compromettenti per la stabilità e funzionalità di questi ecosistemi sono l'anticipo di tutte le fasi vitali delle specie vegetali (emissione delle foglie, fioritura, fruttificazione) e lo spostamento altitudinale sia di specie animali che vegetali, accompagnato da una contrazione degli habitat e fenomeni di competizione, in particolare fra le

specie endemiche e le specie in arrivo da aree localizzate a quote inferiori (Brown *et al.*, 2007; Heino *et al.*, 2009). Per quanto riguarda le specie arboree, si prevede che a lungo termine la linea boschiva si sposterà verso altitudini maggiori di diverse centinaia di metri (Holten & Carey, 1992). Anche la biodiversità dei sistemi fluviali alpini subirà una forte contrazione in tempi brevi per gli effetti del cambiamento climatico globale (Schröter *et al.*, 2005). I sistemi acquatici alpini sono sottoposti a condizioni ambientali limitanti, con valori estremi giornalieri e annuali dei venti e delle basse temperature, lunghi periodi di copertura nivale e bassi livelli di umidità e precipitazioni. Le temperature annuali e il regime idrologico appaiono essere il principale fattori limitanti delle comunità biotiche che, per tali ragioni, sono caratterizzate da poche specie con densità ridotte, e presentano bassi tassi di crescita e produzione. A seconda della tipologia degli apporti idrici, i corsi d'acqua alpini sono sottoposti a condizioni ambientali più o meno avverse. Nei torrenti di origine glaciale, fattori ambientali come la velocità di corrente, la temperatura e la concentrazione di nutrienti nella colonna d'acqua raggiungono livelli di condizioni estreme, e solo poche specie ben adattate riescono a sopravvivere. Recenti studi hanno dimostrato che la diversità dell'habitat, la disponibilità di risorsa trofica, la ricchezza tassonomica e quella funzionale aumentano al diminuire dell'estensione dei ghiacciai (Brown *et al.*, 2006; Füreder, 2007). Nei sistemi alimentati dallo scioglimento delle nevi e da affioramenti sotterranei, le condizioni ambientali sono meno limitanti e permettono la coesistenza di più specie con tassi di produzione più elevate; la ricchezza specifica rimane relativamente bassa, ma aumenta la densità delle singole specie. Anche in questo caso gli effetti del cambiamento climatico porteranno a variazione dei fattori ambientali: la copertura nivale si ridurrà portando ad un'alterazione delle portate giornaliere e annuali. Di conseguenza, i tassi di produzione primaria e secondaria aumenteranno, favorendo la disponibilità della risorsa trofica per le comunità acquatiche, e incentivando di conseguenza la biodiversità. Anche la stabilità dell'alveo tende ad aumentare con l'incremento dei tassi di scioglimento dei ghiacciai e nevai, fornendo così maggior numero di rifugi per la fauna acquatica (Füreder, 2007).

### **3. Caratteristiche geografiche, abiotiche e biotiche dei sistemi torrentizi alpini**

#### **3.1 Inquadramento geografico dei sistemi alpini**

Le Alpi costituiscono una delle zone più importanti della regione biogeografica alpina europea. Secondo la Convenzione delle Alpi il territorio alpino si estende per un totale di 190.912 Km<sup>2</sup>, pari al 4,4% del territorio dell'Unione Europea. Il 27,5%, del territorio alpino, corrispondente a un totale di circa 52.500 Km<sup>2</sup>, è situato in Italia. Le Alpi italiane si sviluppano su sette regioni: Liguria, Piemonte, Lombardia, Valle d'Aosta, Veneto, Trentino-Alto Adige e Friuli-Venezia-Giulia. La componente montuosa varia da regione a regione andando dal 100% della Valle d'Aosta e del Trentino Alto Adige al 29% del Veneto (ISTAT, 2005). Il suolo nelle Alpi italiane è dominato da aree boscate costituite da latifoglie, conifere e boschi misti che rappresentano il 44.3% della copertura totale, seguite da arbusti e prati (21% del totale), e dalle aree rocciose non boscate (16.5%). Le Alpi sono soggette a quattro fattori principali che ne determinano il clima: l'aria tiepida e umida proveniente dall'Atlantico che spirava da ovest; l'aria calda mediterranea proveniente da sud; l'aria polare da nord; e l'aria della massa continentale, fredda e secca in inverno e calda in estate, che soffia da est. Il clima alpino è inoltre influenzato dalle tempeste che attraversano l'Atlantico o che si sviluppano nel Mediterraneo. Le Alpi a loro volta, esercitano un'influenza considerevole sulle dinamiche climatiche a causa delle loro caratteristiche geografiche, per la loro estensione e per l'altitudine. Tratto distintivo dell'area alpina è la notevole differenziazione spaziale del suo clima in cui temperature e precipitazioni variano considerevolmente a seconda delle diverse caratteristiche fisiche e geo-morfologiche. I fondovalle sono generalmente più caldi e secchi dei rilievi circostanti. Le temperature medie rilevate nel mese di Gennaio nelle valli variano da -5 °C a 4 °C, fino a 8 °C nelle aree montane confinanti con il Mediterraneo. Le temperature medie rilevate nei fondovalle a Luglio variano invece da 15 a 24 °C. Fenomeni di inversione termica sono comuni d'autunno e d'inverno fino a un'altitudine di circa 1000 metri. Le temperature, oltre questa altitudine, sono generalmente più miti che nei fondovalle, tuttavia ad altitudini molto elevate la temperatura si riduce con l'aumentare della quota. Le precipitazioni nelle Alpi sono caratterizzate da un

gradiente est-ovest: meno precipitazioni nella Svizzera orientale e in Austria rispetto alle Alpi occidentali esposte all'umidità proveniente dall'Atlantico. In inverno, quasi tutte le precipitazioni sopra i 1500 metri cadono sottoforma di neve. La copertura nevosa dura approssimativamente da metà Novembre alla fine di Maggio ad un'altitudine di circa 2000 metri. Stagionalmente, il picco di temperatura si registra durante i mesi estivi. La stagionalità delle piogge è molto variabile spazialmente e dipendente da una specifica località e orografia.

#### **3.2 Differenti tipologie di torrenti alpini di alta quota**

L'espressione torrenti alpini si riferisce ad acque correnti nella zona alpina, definita come la zona giacente fra la linea degli alberi e le nevi perenni (Ward, 1994). Le condizioni estreme di bassa temperatura e instabilità dell'alveo accomunano questi sistemi. Spesso scorrono lungo pendii ripidi sviluppando un moto veloce e turbolento, che comporta un'alta concentrazione di ossigeno disciolto e un substrato costituito essenzialmente da massi, ciottoli e ghiaia (Ward, 1994). Durante l'arco dell'anno, i torrenti alpini sono soggetti ad ampie variazioni di portata, dovute all'apporto d'acqua derivante dallo scioglimento nivale e glaciale nel periodo primaverile estivo. Questo comporta processi di erosione e di deposito che alterano la struttura dell'alveo creando isole, lanche, canali laterali di diverse dimensioni, pozze, rivoli con bassa velocità e conseguente deposito di limo (Maiolini *et al.*, 2002). Le rive dei torrenti alpini sono comunemente costituite da roccia e detrito minerale, la vegetazione riparia è rappresentata da piante erbacee e arbusti (Ward, 2002).

In generale si assiste ad una riduzione di biodiversità nelle acque correnti passando da basse ad alte quote. Questo però dipende fortemente dall'origine delle acque stesse. Si possono infatti identificare tre diversi tipi di ecosistemi fluviali alpini in base all'origine prevalente delle acque che li alimentano (Ward, 1994):

- *kryal* : dominato da acque di scioglimento glaciale;
- *rhithral* :alimentato da acque di scioglimento nivale e/o precipitazioni;
- *krenal* :alimentato da affioramento di acque sotterranee.

I torrenti di origine glaciale sono caratterizzati da basse temperature che si avvicinano a 0°C per tutto l'anno, con valori massimi di 4°C, e ampie fluttuazioni giornaliere in estate dovute allo scioglimento del ghiacciaio. Questi sistemi possono essere caratterizzati da acque limpide o estremamente torbide, a seconda del quantitativo del detrito in sospensione derivante dall'erosione dei versanti del ghiacciaio; sembra che solo i ghiacciai di recente attività producano grandi quantitativi di materiale in sospensione (Ward, 1994). Tipicamente, la comunità acquatica è rappresentata da ridotte popolazioni di alghe e briofite, insieme ad assemblaggi zoobentonici caratterizzati da bassi valori di ricchezza specifica e densità numerica. La comunità algale è dominata da una specie di Crisoficea oloartica, *Hydrurus foetidus*, e da pochi altri taxa diatomici. Le specie del genere *Diamesa* (Ditteri Chironomidae) dominano queste comunità, mentre Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri appaiono dominanti solo nei tratti a fondovalle dove le condizioni ambientali sono più favorevoli. Pesci, angiosperme e plancton sono solitamente assenti nei sistemi glaciali ad alta quota. I macroinvertebrati dei torrenti glaciali, in particolare i ditteri della famiglia Chironomidae (es. *Diamesa*), insieme ad altri ditteri appartenenti alle famiglie Tipulidae, Cucilidae, Empipidae e Limonidae, sono adattati a condizioni estreme di basse temperature e ampie variazioni stagionali e diurne di portata e solidi sospesi, tramite lo sviluppo di capacità di resistenza e resilienza (Lencioni, 2004; Füreder, 2007). I caratteri che sono facilmente osservabili lungo il gradiente longitudinale allontanandosi dalla sorgente glaciale sono piccole dimensioni, generalismo nell'uso della risorsa trofica, e capacità di mobilità elevata allo stadio adulto come forme di resilienza, mentre riconosciamo come forme di resistenza specifiche forme del corpo, capacità di scelta dell'habitat, e numero degli stadi vitali fuori dall'acqua (Füreder, 2007). Infine, i torrenti glaciali presentano una ridotta qualità e quantità della risorsa trofica, in particolare nei tratti prossimi alla sorgente in cui sono assenti i produttori primari. In queste porzioni del corso d'acqua, sembra che gli organismi animali si nutrano di particelle trasportate dal vento (es. pollini, semi, spore, insetti morti e frammenti di piante). Allontanandosi dalla sorgente, aumenta il quantitativo di materiale alloctono proveniente dalla fascia ripariale e aumenta la produzione autoctona rappresentata dai muschi e dalle epifite (KawecKa *et al.*, 1978)

I torrenti alimentati dallo scioglimento delle nevi e/o dalle precipitazioni (*Rhithral*) scorrono in bacini imbriferi caratterizzati da ripidi versanti impostati prevalentemente su rocce ignee al di sotto della linea delle nevi perenni con acque di tipologia calcarea. L'idrologia di questi torrenti è influenzata dagli apporti idrici derivanti dallo scioglimento delle nevi, con maggiori portate nel periodo estivo e minori nei mesi invernali. La temperatura dell'acqua nella stagione calda è solitamente compresa tra i 5 e i 10 °C. In inverno, invece gli apporti di acqua sono per lo più di falda, quindi la temperatura è di poco sopra lo 0°C. I tratti d'alta quota sono caratterizzati da una comunità acquatica dominata da briofite, e una ricca comunità algale tra cui la crisoficea *Hydrurus fountidus*, alcune specie di Bacillariofite (Diatomee, es. *Achantes* e *Diatoma*), di Clorofite (e.g. *Ulothrix*) e di Cianofite (es. *Phormidium*, *Tolypothrix*). Alcuni sistemi alpini presentano una limitata comunità ittica, composta in maggioranza da specie autoctone della famiglia dei Salmonidi (es. *Salmo* e *Salvelinus*), dei Ciprinidi (es. *Barbus*) e dei Cobiti (es. *Noemacheilus*). Il macrozoobenthos dei torrenti alpini di origine nivale è rappresentato da quattro ordini di insetti (Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri e Ditteri), Turbellari, Acaridi, Oligocheti e Nematodi.

I torrenti alimentati da acque sotterranee (*krenal*) possono presentare diverse tipologie di sorgente: reocrene, in cui l'acqua che emerge genera subito un ruscello sorgivo con acque veloci; limnocrene, in cui l'acqua emerge in una depressione e ristagna formando un lago o una pozza; elocrene, in cui l'acqua viene a giorno lentamente e in maniera diffusa generando una zona paludosa (Cantonati *et al.* 2006). Sono caratterizzati da condizioni fisiche e chimiche costanti, da acque ben ossigenate e da una portata relativamente stabile. Questi corsi d'acqua presentano variazioni di temperatura annuali che non si discostano di più di 1 o 2°C dalla media in tratti prossimi alla sorgente, in contrasto all'ampiezza di variazione della temperatura raggiunta nei torrenti alimentati dallo scioglimento delle nevi che può giungere, nell'arco dell'anno, sino a 10°C di differenza. Le acque presentano caratteristiche di trasparenza diversamente delle acque di origine glaciale o nivale. Inoltre i sistemi con origine sorgentizia non manifestano ampie fluttuazioni giornaliere di portata, così come non manifestano variazioni stagionali delle portate che caratterizzano invece i torrenti di origine nivale. I sistemi alimentati da acque sotterranee forniscono un habitat favorevole alla sopravvivenza e dispersione del biota, per le caratteristiche di flusso

costante, stabilità dell'alveo, scarsa erosione, acque limpide, regimi termici relativamente mitigati, e assenza di copertura glaciale. A differenza dei sistemi glaciali, presentano una ricca vegetazione con abbondanti muschi e comunità algali, tra cui *Hydrurus foetidus*, alcune specie di Bacillariofite (Diatomee, eg. *Diatoma hiemale*), e altre specie di Clorofite e Cianofite (Ward, 1994). La presenza di specie ittiche dipende dalla tipologia di sorgente che determina l'habitat nella stagione invernale. Le comunità macrobentoniche dei torrenti di alimentazione sorgentizia presentano marcate differenze nella composizione e struttura tassonomica se confrontati con quelli appartenenti ai sistemi glaciali e nivali, ma le differenze non sono così evidenti come quelle che si possono presentare nel confronto dei medesimi sistemi, ma a basse quote. Ad esempio, i chironomidi del genere *Diamesa* sono dominanti sia nelle comunità appartenenti al *Krenal* che al *Kryal*, così come sono presenti nei alti tratti di origine glaciale, rendendo piuttosto simili le comunità a confronto. Al contrario, la differenza tra le comunità acquatiche nei tratti a bassa quota è marcata per il raggiungimento di un'elevata ricchezza specifica e complessità strutturale nei torrenti alimentati da acque sotterranee, che non viene raggiunta invece dalle comunità delle altre due tipologie torrentizie alpine. I torrenti alimentati da sorgenti sotterranee presentano valori di ricchezza specifica intermedi tra quelli dei torrenti di origine glaciale e nivale. Il *krenal* può presentare una diversità maggiore rispetto al *rithrhal* solo se le condizioni del torrente di origine nivale sono estreme (Ward, 1994). Al contrario, le densità numeriche della comunità macrobentonica sono favorite dalle condizioni ambientali più stabili e meno estreme del *Krenal*, presentando così valori più elevati rispetto al *Rithrhal* e al *Kryal*. I chironomidi costituiscono la principale componente faunistica dei torrenti sorgentizi alpini, con la dominanza del genere *Diamesa*, seguito da *Orthocladius rivicola* in habitat con substrato granitico, mentre *Eukiefferiella minor* e *Parorthocladius nudipennis* tipizzano habitat con substrati calcarei.

#### 3.2.1 Effetto di differenti parametri ambientali sulla componente biotica alpina

Generalmente i sistemi alpini sono un mosaico alquanto complesso di queste tre tipologie torrentizie (McGregor *et al.*, 1995) e ogni porzione di corso d'acqua può presentare differenti caratteristiche idro-morfologiche e differente qualità chimico-fisica delle acque, a seconda della diversa tipologia di apporto idrico per quella specifica sezione (Füreder *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2006), fattori che a loro volta vanno ad influenzare la composizione e struttura comunitaria della fauna acquatica (Füreder *et al.*, 2001). Secondo quanto detto precedentemente, i segmenti con maggiori apporti idrici di origine glaciale, saranno caratterizzati da basse temperature annuali, ampie fluttuazioni giornaliere delle portate con picchi nel tardo pomeriggio dallo scioglimento glaciale, alta torbidità delle acque e bassa stabilità dell'alveo. Inoltre, le condizioni dell'habitat allontanandosi dalla sorgente dipenderanno dalla stagione e dalla tipologia di ulteriori contributi non glaciali (Füreder *et al.*, 2005). Al contrario, i tratti alimentati da sorgenti non glaciali presenteranno portate relativamente costanti, temperature invernali più miti, trasparenza e valori costanti della qualità chimico-fisica delle acque. Queste caratteristiche ambientali sono i principali fattori, insieme alla qualità e quantità delle risorse trofiche disponibili di origine autoctona ed alloctona, e l'apporto di materia organica di origine terrestre (es. vegetazione della fascia ripariale) o presente nel corso d'acqua (es. biofilm microbico, alghe, macrofite, invertebrati e vertebrati), a determinare la ricchezza tassonomica e la diversità delle componenti biotiche di questi ecosistemi. In particolare, la temperatura sembra giocare un ruolo chiave nell'influenzare gli organismi acquatici, sia a livello individuale determinandone, ad esempio, i tassi di crescita, lo sviluppo, l'emergenza e la riproduzione (Ward & Stanford, 1982; Rossaro, 1991; Frieberg *et al.*, 2009), sia a livello comunitario essendo correlato, ad esempio, al cambiamento longitudinale della struttura tassonomica delle comunità acquatiche (Hieber *et al.*, 2005). Il periodo della copertura nivale e glaciale, e interruzioni del flusso idrico per episodi di congelamento o eventi di secca, possono anch'essi influire sulla struttura delle comunità acquatiche dei sistemi alpini (Hieber *et al.*, 2005; Kownacki, 2008). Ad esempio, alcuni emissari temporanei di laghi glaciali alpini presentano una comunità macrobentonica dominata da taxa

capaci di completare il loro ciclo vitale in pochi mesi, come i Simulidi e i Chironomidi, per poi affrontare i periodi più difficili nella fase di vita adulta terrestre (Hieber *et al.*, 2005). Le comunità acquatiche alpine sono inoltre determinate dalla variazione dei parametri di stabilità dell'alveo e di stress idraulico dettati dalle ampie fluttuazioni di portata giornaliera e estiva, in particolare nei sistemi glaciali (Friberg *et al.* 2001; Milner *et al.*, 2001). Molti modelli infatti hanno incluso la stabilità dell'alveo come parametro di descrizione dei *pattern* di distribuzione della comunità macrobentonica (Townsend & Hildrew, 1994; Milner *et al.*, 2001; Hieber *et al.*, 2005), mostrando in generale una correlazione negativa tra la stabilità dell'alveo e la ricchezza tassonomica e diversità (Hieber *et al.*, 2005). L'input di sostanza organica alloctona nei sistemi alpini è alquanto scarsa, ma sembra sostenere la comunità macrobentonica nel periodo invernale (Milner & Petts, 1994; Ward, 1994). Inoltre, in un confronto tra sistemi di origine glaciale e non glaciale, Füreder e collaboratori (2001) hanno rilevato maggiori concentrazioni di particolato organico bentonico (BPOM, *Benthic Particulate Organic Matter*) e clorofilla *a* nei biofilm epilittici del sistema a origine sorgentizia. Infatti, nei sistemi caratterizzati da una stabilità dell'alveo maggiore e minori portate in inverno, i microrganismi eterotrofi e i produttori primari sembrano essere avvantaggiati dalla disponibilità dei nutrienti, formando così un ricco film epilittico che a sua volta favorisce il gruppo funzionale dei *grazer*, che diventa dominante in queste comunità alpine. Infine, le alte concentrazioni di particolato organico nella colonna d'acqua dei sistemi glaciali sembrano supportare gruppi funzionali adattati a tali condizioni trofiche, tra cui alcuni filtratori appartenenti alle famiglia dei Simulidi (Hieber *et al.*, 2003).

#### **3.3 Successioni nelle famiglie di macroinvertebrati lungo il gradiente longitudinale nelle tre differenti tipologie torrentizie**

Milner e Petts (1994) e successivamente Burgherr e Ward (2001), hanno evidenziato un andamento longitudinale prevedibile della struttura della comunità dei macroinvertebrati bentonici nei torrenti di origine glaciale, determinata principalmente da due variabili: la temperatura dell'acqua e la stabilità dell'alveo in funzione della distanza dal ghiacciaio. Gli unici taxa macrobentonici che riescono a

sopravvivere in habitat in cui la temperatura dell'acqua non supera i 2 °C per tutto il corso dell'anno, sono i Ditteri, principalmente della famiglia dei Chironomidi appartenenti al genere *Diamesa*. *Diamesa spp.* domina anche nei casi in cui la temperatura aumenta ma la stabilità del canale rimane bassa. Nella zona successiva, caratterizzata da temperature superiori ai 2 °C, troviamo altri generi di Chironomidi della sottofamiglia delle Diamesinae, insieme a Ditteri appartenenti alla sottofamiglia delle Orthocladinae. Inoltre Oligocheti e Tipulidi sono presenti con lo stesso *range* di temperatura, ma in condizioni di maggior stabilità del canale. Con l'aumento delle temperature dell'acqua nella discesa verso valle, si passa ad una comunità bentonica maggiormente diversificata. Ad esempio, per temperature maggiori di 4°C, sono frequenti i ritrovamenti delle famiglie Baetidae (Efemerotteri), Perlodidae, Chloroperlidae e Taeniopterygidae (Plecotteri). Nemouridae, Leuctridae (Plecotteri), Chironominae (Ditteri), Heptageniidae (Efemerotteri) e Rhyacophilidae (Tricotteri) sono i taxa che compaiono a temperature superiori agli 8°C.

I cambiamenti longitudinali nella composizione faunistica sono più accentuati quando si presente un forte gradiente ambientale. La riduzione della ricchezza tassonomica con l'aumento dell'altitudine riflette cambiamenti fisico-chimici dei torrenti a origine glaciale. I torrenti alimentati da acque sotterranee mostrano un gradiente longitudinale meno marcato per la componente biotica, in quanto sono anche meno accentuati i cambiamenti dei fattori ambientali.

#### **3.4 Strategie di sopravvivenza degli organismi acquatici in ambienti estremi**

Le regioni alle alte altitudini e latitudini presentano condizioni ambientali estreme, caratterizzate da lunghi periodi di copertura glaciale/nivale (da 6 a 10 mesi all'anno), una breve stagione di crescita (concentrata durante il periodo di scioglimento delle neve/ghiaccio), ridotta qualità e quantità delle risorse trofiche, alto rischio di secche invernali, ridotte precipitazioni, venti forti e basse temperature con ampie escursioni giornaliere e stagionali. Negli habitat acquatici, le temperature raggiungono i minimi fisiologici per la vita degli insetti, e poche specie sono capaci di mantenere un metabolismo attivo in queste condizioni sino a completare il loro ciclo vitale. Questi ambienti sono abitati in netta dominanza da

ditteri della famiglia Chironomidae, in quanto riescono a sviluppare una serie di adattamenti a lunghi periodi di siccità, anossia, temperature estremamente alte o basse, e congelamento (Ward, 1994; Füreder, 1999). I chironomidi sono la famiglia degli insetti più ampiamente distribuita negli ambienti di acqua dolce, comprendendo circa 15,000 specie, corrispondenti a circa il 25% degli insetti acquatici. Le famiglie di Tipulidae, Cucilidae, Empipidae e Limonidae sono anch'esse molto frequenti negli ecosistemi acquatici di regioni ad alte latitudini e altitudini, seguiti dagli ordini di Plecotteri, Efemerotteri, e Tricotteri (Ward, 1994, Lencioni, 2004). Gli insetti adattati a bassi regimi termici presentano una varietà di strategie che permette loro di sopravvivere al limite del *range* fisiologico di temperature, tra le quali si evidenziano modificazioni morfologiche (I), comportamentali (II), ecologiche (III), e fisiologiche (IV), (Lencioni, 2004); generalmente molte specie presentano una combinazione di queste strategie di sopravvivenza (Füreder, 1999).

Tra gli adattamenti morfologici riconosciamo:

- il melanismo, ossia un eccesso di pigmentazione scura per protezione da raggi UV-B e funzione di termoregolazione;
- la riduzione in taglia per l'acquisizione di vantaggi come una minore richiesta di alimento in ambienti in cui la risorsa è già scarsa, tassi di crescita e di sviluppo più rapidi riducendo le possibilità di estinzione, e l'accessibilità ai rifugi maggiore durante l'inverno;
- l'aumento in taglia e la pubescenza che permette il mantenimento del calore originato dalla contrazione dei muscoli alari;
- la brachipteria e l'apteria, ossia riduzione o assenza delle strutture alari per limitazioni fisiologiche dovute alle basse temperature o per l'intensità dei venti, rendono difficile mantenere una direzione durante il volo.

Per quanto riguarda gli adattamenti comportamentali, gli insetti possono mostrare:

- riduzione dell'attività di alimentazione che si limita ad un unico pasto di sangue prima della riproduzione per alcune specie artiche di culicidi e simulidi;

- strategie riproduttive per partenogenesi per eliminare il rischio di dispersione dei due sessi, associati a poliploidia (quest'ultima assicura la trasmissione alle generazioni future di uno specifico fenotipo) e ovoviviparità;

- selezione dell'habitat per condizioni favorevoli alla sopravvivenza, spostandosi in porzioni del corpo d'acqua che non raggiungono temperature estreme e si mantengono per tutto l'anno;

- formazioni di bozzoli protettivi con la saliva e solidi sospesi nella colonna d'acqua.

Gli insetti possono presentare inoltre varie tipologie di modificazioni del loro ciclo vitale per adattarsi alle condizioni ambientali avverse tra cui:

- il prolungamento dello periodo di sviluppo fino a molti anni tramite strategie di quiescenza o dormienza (oppure diapausa), associate ad una riduzione del metabolismo per far fronte alle temperature estreme e alla scarsità di risorsa trofica;

- la riduzione del numero delle generazioni per anno (es. specie univoltine o bivoltine con emergenza nei periodi di Giugno/Luglio e Agosto/Settembre);

- lo sviluppo di forme di opportunismo con specie a strategia *r* multivoltine, che non presentano una lunghezza definita del ciclo vitale e riescono a sfruttare le condizioni dell'habitat favorevoli e rispondere rapidamente alle variazioni ambientali.

La capacità di resistere a lunghe esposizioni a temperature sotto lo 0°C sono infine possibili tramite adattamenti fisiologici tra cui:

- l'ibernazione che coinvolge il congelamento dei fluidi extracellulari, fino al completo congelamento dei tessuti controllati dalla sintesi di particolari sostanze crioprotettive;

- il *supercooling* con il mantenimento dei fluidi corporei allo stato liquido in condizioni di temperature molto più basse rispetto al limite di congelamento (SCP).

## 4. Materiali e metodi

### 4.1 Area di Studio

Questo studio è stato condotto nelle Alpi Centro-orientali (46°N), in territori compresi nella Provincia Autonoma di Trento (Regione Trentino Alto Adige, Italia). In questa area, sono stati selezionati tre sistemi torrentizi aventi simili caratteristiche geomorfologiche, analoghi valori dei parametri fisico-chimici delle acque, e presentare una disponibilità di risorse trofiche di scarsa quantità e qualità. Al contrario, tali sistemi d'alta quota presentano differente regime termico durante la stagione dello scioglimento dei ghiacciai e delle nevi, che risulta essere fortemente influenzato dalla tipologia di sorgente e dalla rete idrografica del bacino di drenaggio. Il Sarca di Genova, torrente di origine glaciale di 20 Km di lunghezza, e l'Arnò, torrente di origine nivale di 12 km di lunghezza, scorrono paralleli nelle rispettive valli, Val Genova e Val di Breguzzo, ad una distanza di circa 14 km l'uno dall'altro, nei territori del Parco Naturale Adamello Brenta (N-E, 620 Km<sup>2</sup>). Il terzo sistema in studio, il torrente Vanoi, è un sistema alimentato da sorgente di tipo elocrena (riserva d'acqua sotterranea rifornita da nevai e dalla pioggia, che fuoriesce in modo diffuso dal terreno), che si sviluppa per una lunghezza di 25 Km nell'omonima valle compresa tra i confini del Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino (N-O, 197 Km<sup>2</sup>), (Fig.1, Tab. 1).

Il Parco Naturale Adamello Brenta è la più vasta area protetta del Trentino Alto Adige. Situato nel Trentino occidentale, con i suoi 620,517 Km<sup>2</sup>, comprende i gruppi montuosi dell'Adamello-Presanella e del Brenta, separati dalla Val Rendena e compresi tra le Valli di Non, di Sole e Giudicarie. La Val Genova si addentra per circa 20 Km nel cuore del massiccio montuoso dell'Adamello-Presanella separando il gruppo della Presanella a nord da quello dell'Adamello a sud. Alle alte quote, sul versante destro esposto a nord, si trovano numerosi ghiacciai, tra cui i principali sono quelli del Mandròn, della Lobbia e del Làres. Alla testata di alcune valli secondarie si annidano delle vedrette minori, come quella di Folgarìda in destra idrografica e quella di Nardis in sinistra idrografica. Questa costituisce l'ultimo ghiacciaio del versante meridionale della Presanella e le sue acque di fusione alimentano le omonime

cascate. La Val Genova è modellata nella tonalite e nei granodioritici, particolari rocce granitiche caratterizzate dalla presenza di minerali ricchi di ferro e magnesio che spiccano nella matrice grigia chiara di quarzo, plagioclasio e feldspato potassico. Il Sarca di Genova, principale ramo sorgenzioso del Sarca, drena un sottobacino di 77.52 Km<sup>2</sup>, con una portata media annuale di 8.5 m<sup>3</sup> sec<sup>-1</sup>, alimentata principalmente dalla fusione del ghiacciaio Mandron (area 13.3 Km<sup>2</sup>, altitudine media di 3040 m a.s.l.). L'emissario che sbocca a giorno dalla porta della caverna glaciale è attorno a quota 2485 m. L'acqua di fusione è ricca di torbide per la forte portata solida di limi granitici derivanti dalla tonalite del substrato. Dopo un breve ripido percorso di quasi 300 m su rocce montanate e materiale morenico sparso, l'acqua si scarica nel nuovo lago del Mandrone Basso attorno a quota 2207 m. La portata d'acqua dell'emissario compie un salto di circa 300 m dal ciglio di sfioro del lago alpino e fluisce in più rivi alla base del gradino roccioso di Acquapendente da dove si raccoglie in alveo torrentizio unico in pian Venezia, a quota 1904 m. Da questo punto, il torrente va stabilizzandosi con il proseguire per oltre 700 m, attraverso il circo di Pian Venezia, dapprima allo scoperto e poi tra un sottobosco di ontani e larici. Alla fine di questo percorso, sul versante destro si immette il torrente glaciale gemello della Lobbia (1661 m s.l.m.), il torrente del Lares (1270 m s.l.m.) e altri tributari di origine non glaciale su entrambe i versanti, sino alla confluenza con il Sarca di Campiglio a quota 776 m s.l.m., in corrispondenza del paese di Pinzolo.

Lungo il corso del Sarca di Genova sono stati selezionati 5 punti di campionamento (S1, S2, S3, S4, S5), a partire da 1.5 Km dalla bocca del ghiacciaio del Mondrone (1850 m s.l.m.) al di sopra della linea degli alberi, fino a 2 Km dopo la confluenza del Sarca di Campiglio, per una lunghezza complessiva di 19 Km dell'asta torrentizia in esame, caratterizzata nel tratto da una pendenza media del 6% (Fig.1, 2). Il substrato consiste principalmente di ghiaia, sabbia, e limo, con basse percentuali di massi e rocce.

La Valle di Breguzzo è una delle maggiori valli laterali delle Giudicarie Inferiori. Al contrario della Val Genova, questo sistema è scavato in rocce metamorfiche costituite principalmente di micascisti, filladi e paragneiss. Il torrente Arnò scorre a nord del fiume Sarca, confluendo con questo dopo 12 Km, nel territorio di Tione di Trento, ai piedi del Monte Gaggio. Questo torrente nasce dalle montagne del

sottogruppo del Breguzzo (Gruppo Adamello-Presanella) ad un'altitudine di 1995 m s.l.m., e percorrendo un tratto molto ripido con direzione nord-sud giunge alla città di Breguzzo (750 m s.l.m.). Attraversato il centro abitato, cambia direzione e, dopo aver percorso un tratto di 2 Km verso nord, si immette nel fiume Sarca. Il torrente presenta ottime caratteristiche di naturalità con alveo intatto, acque trasparenti, grossi massi granitici e buche abbastanza profonde. Il torrente Arnò drena un bacino idrografico di 45 Km<sup>2</sup>, con una portata media annuale di 4.5 m<sup>3</sup> sec<sup>-1</sup>. Una notevole porzione di torrente è coperto dalle nevi nel periodo invernale. Durante l'estate, l'Arnò è alimentato dallo scioglimento delle nevi accumulate nei pendii delle vette Cop di Breguzzo e Cima di Danerba.

Lungo il corso del torrente Arnò sono stati selezionati 5 punti di campionamento (A1, A2, A3, A4, A5), a partire da una distanza di 100 m dalla sorgente (Pian Redont, 1950 m s.l.m.) al di sopra della linea degli alberi, fino a 1.5 Km dopo la città di Breguzzo, per una lunghezza complessiva di 12 Km dell'asta torrentizia esaminata, caratterizzata da una pendenza media del 10% (Fig.1,2). Il substrato consiste principalmente di massi, ciottoli e ghiaia, con basse percentuali di sabbia e limo.

Per entrambi i torrenti del Parco Naturale Adamello Brenta, la vegetazione segue un gradiente longitudinale partendo da una cenosi molto povera al di sopra dei 1800 m s.l.m., formata per lo più da specie a distribuzione artico-alpina dei generi *Carex* e *Juncus*, che si sviluppano su depositi sabbioso-ghiaiosi costantemente umidi. Dai 1800 ai 1600 metri s.l.m., si estende l'ambiente forestale di abete rosso (*Picea excelsa*) e larice (*Larix decidua*), solitamente accompagnati da arbusteti di rododendro (*Rhododendron ferrugineum*) e mirtilli (*Vaccinium myrtillus* e *V. uliginosum*); hanno superficie più modesta i piccoli boschi di latifoglie (*Alnus minor* e *Betula ssp.*). La fascia altitudinale dai 1600 ai 1200 m s.l.m., risulta ricoperta da estesi boschi di aghifoglie, dove gradualmente il larice viene sostituito dal peccio (*Picea excelsa*) e dall'abete bianco (*Picea abies*), accompagnati da formazioni boschive di latifoglie, costituite prevalentemente da salice (*Salix ssp.*), ontano (*Alnus ssp.*) e nocciolo (*Corylus avellana*). Anche il sottobosco si arricchisce in specie, in particolare con *Yuniperus communis*, *Robus idaeus*, *Aruncus silvestris*. Nel fondovalle, tra i 1200 ai 700 m s.l.m., la foresta di abeti e larici della fascia

subalpina, ancora persistete con le specie *Pinus silvestris* e *Picea excelsa*, viene sostituita da un bosco ceduo e di latifoglie, in cui si possono rinvenire il castagno (*Castanea sativa*), il tiglio (*Tilia ssp.*), il crespino (*Berberis vulgaris*), il nocciolo, il salice, e la quercia (*Quercus ssp.*).

Il Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino è situato nel settore orientale della Provincia di Trento tra le valli di Fiemme e Fassa a nord, del Primiero con il torrente Cismon a sud e del Vanoi ad ovest. Occupa un'area di 197 Km<sup>2</sup> divisa in tre distinte unità geografiche e paesaggistiche: il settore settentrionale è occupato dalla Foresta di Paneveggio (2.700 ha), il settore sud orientale comprende parte della catena dolomitica delle Pale di San Martino, e il settore occidentale è rappresentato da parte della catena porfirica del Lagorai. Nell'ultimo settore troviamo la Valle del Vanoi delimitata ad est da Primiero (Valle del Cismón), a sud dai comuni di Lamon e Sovramonte (BL), a ovest e a sud-ovest dall'Altopiano del Tesino e a nord dalla Val di Fiemme. La valle, circondata da numerose vette della catena del Lagorai ad ovest e dalle Pale di San Martino a nord-est, deve il suo nome al torrente che la percorre, il Vanoi, principale affluente del Cismon. Dal punto di vista geologico, il bacino del torrente è caratterizzato dalla presenza di rocce fortemente impermeabili quali porfidi, graniti e filladi. Il torrente ha origine presso il Passo Cinque Croci ad un'altitudine di 1876 m .s.l.m. da sorgente elocrena, dove l'acqua, emerge in maniera diffusa formando vari rivi e torrentelli. Si può suddividere il corso del torrente Vanoi in tre tratti: dalla sorgente a Caoria (1100 m s.l.m.), dove la pendenza raggiunge il 12%; da Caoria a Canal San Bovo (790 m s.l.m.), dove la pendenza diminuisce fino al 5%; da Canal San Bovo alla confluenza con il torrente Cismon (489 m s.l.m.) con una pendenza del 6%. In quest'ultimo tratto il torrente si insinua nella Val Cortella. Il bacino idrografico del Vanoi è di 155 km<sup>2</sup> e presenta una portata media di 4 m<sup>3</sup>/s grazie ai numerosi affluenti che lo raggiungono. I principali tra questi sono: da sinistra, rio Brentella, rio di Coldosè, rio Valsorda, rio Boalon e torrente Lozen; da destra, rio Bus Socede, rio Val Regana, rio Val Viosa, rio Rebrut, rio Val Longa. Il paesaggio naturale è stato modificato più volte nel corso dei secoli da diversi eventi naturali, quali alluvioni e smottamenti e non meno dall'opera dell'uomo con la formazione di dighe per la produzione di energia elettrica a fondovalle. Al di sopra dei 1850 m s.l.m., la copertura vegetale è rappresentata da specie colonizzatrici pioniere, di tipo erbaceo e arbustivo, con numerose

specie rare, alcune esclusive di questi ambienti come la *Saponaria pumilia*, pianta di fiori rossi a forma di cespo che ha colonizzato aree praticamente inaccessibili. Dai 1850 ai 1500 m s.l.m. la copertura vegetativa è dominata dall'abete rosso, associato a specie latifoglie come l'acero di monte (*Acer pseudoplatanus*), l'acero riccio (*Acer platanoides*), il sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*), il salicome (*Salix caprea*), la betulla (*Betula pendula*) e l'ontano verde (*Alnus viridis*). Il sottobosco è formato in prevalenza dal rododendro, dalla genziana (*Gentiana Acaulis*) e da alcune specie rare come la stella alpina (*Leontopodium alpinum*). Dai 1500 m s.l.m. la copertura vegetativa della valle diviene sempre più abbondante di specie latifoglie come il nocciolo e il faggio (*Fagus silvatica*).

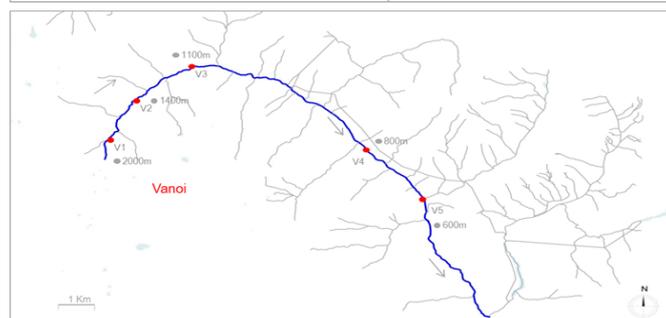
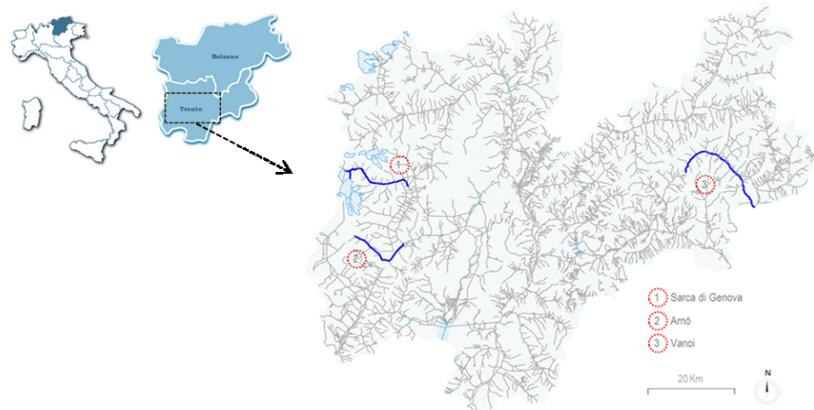
Lungo il corso del Vanoi sono stati selezionati 5 punti di campionamento (V1, V2, V3, V4, V5), a partire dalle prossimità dell'affioramento sorgentizio (1980 m s.l.m.) al di sopra della linea degli alberi, fino a 2 Km dopo l'agglomerato urbano di Canal San Bovo, per una lunghezza complessiva di 18 Km dell'asta torrentizia esaminata (Fig.1, 2). Il substrato consiste principalmente di ghiaia, sabbia, e limo, con basse percentuali di massi e rocce.

I siti selezionati per i campionamenti coprono un'area di circa 30 m di lunghezza ciascuno, sufficiente a coprire tutti i microhabitat presenti, e sono stati selezionati con il prerequisito di avere argini naturali scoperti dalla vegetazione arborea per una distanza minima di 20 m, in modo da poter garantire medesimo *input* alloctono tra stazioni a confronto. Questa condizione favorisce la produzione primaria, in particolare delle alghe epilitiche (Diatomee, Cianobatteri e Crisofite), dei licheni e dei muschi. I torrenti campionati non presentano significativi impatti antropici, se non per limitati periodi di pascolo.

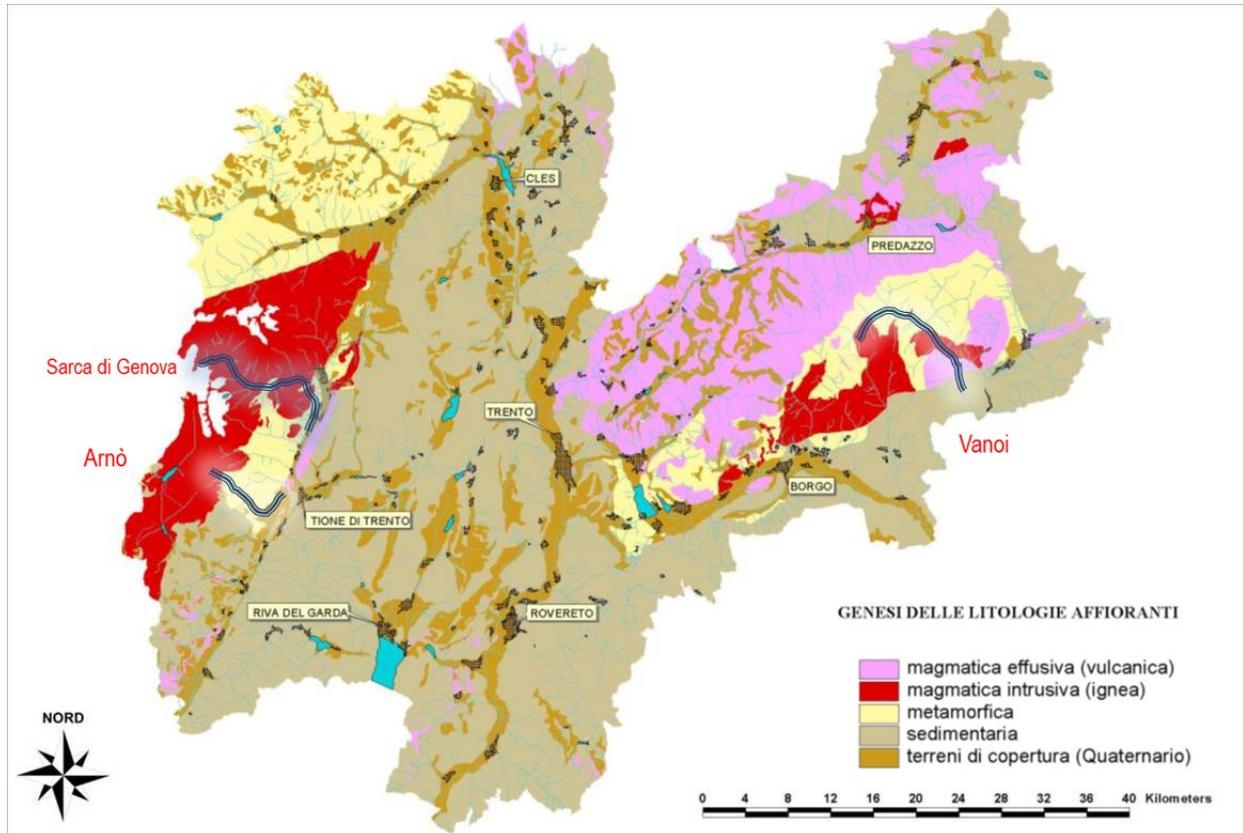
**Tab.1** Localizzazione e caratterizzazione dei tre torrenti in studio.

<b>Torrenti</b>	<b>Sarca di Genova</b>	<b>Arnò</b>	<b>Vanoi</b>
Codice	S	A	V
Coordinate geografiche	46°10'N, 10°39'E	46°02'N, 10°38'E	46°8'N, 10°46'E
Altitudine massima del bacino idrografico (m s.l.m.)	3548	2998	2841
Area del bacino idrografico (Km <sup>2</sup> )	78	45	155
Tipologia del torrente alpino (Brown <i>et al.</i> 2004)	<i>Kryo-nival</i>	<i>Nivo-krenal</i>	<i>Krenal</i>
Area del ghiacciaio (Km <sup>2</sup> )	13,4	-	-
Precipitazioni medie 2010 (mm)	1,134	1,212	1,407
Numero delle stazioni campionate	5	5	5
Range di distanza delle stazione dal ghiacciaio (Km)	1.5-20.5	0.1-12.1	0.1-18.1
Range altitudinale dei torrenti (m s.l.m.)	1850-750	1950-750	2000-640
Portata media 2010 (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	8,5	4,5	4,1
Altezza della linea degli alberi (m s.l.m.)	1800	1900	1900

**Fig.1** Area di studio: Alpi Centro-orientali (46°N, Provincia Autonoma di Trento, Regione Trentino Alto Adige, Italia). Localizzazione delle 15 stazioni campionate nei tre torrenti alpini con riferimento ai bacini idrologici (linea blu), e ai confini dei ghiacciai (linea azzurra). (1) Sarca di Genova, torrente di origine glaciale, Parco Naturale Adamello Brenta (nord-est, 620 Km<sup>2</sup>); (2) Arnò, torrente di origine nivale, Parco Naturale Adamello Brenta (nord-est, 620 Km<sup>2</sup>); (3) Vanoi, torrente alimentato da sorgente di tipo elocrena, Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino (nord-ovest, 197 Km<sup>2</sup>).



**Fig.2** Carta litologica semplificata del territorio regionale. Le linee blu indicano i tre sistemi torrentizi in analisi.



## 4.2 Periodo e modalità di campionamento dei parametri ambientali e della comunità macrobentonica

I campionamenti sono stati effettuati nell'ultima settimana di giugno e di agosto per gli anni 2009 e 2010 e hanno interessato in totale quindici stazioni, di cui cinque localizzate nel torrente Sarca di Genova (Val Genova, Parco Naturale Adamello-Brenta), denominate S1-S2-S3-S4-S5, cinque nel torrente Arnò (Val di Breguzzo, Parco Naturale Adamello-Brenta), denominate A1-A2-A3-A4-A5, e cinque nel torrente Vanoi (Valle del Vanoi, Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino), denominate V1-V2-V3-V4-V5.

I tre sistemi sono stati selezionati per avere simili caratteristiche geomorfologiche, analoghi valori dei parametri fisico-chimici delle acque, e presentare una disponibilità di risorse trofiche di scarsa quantità e qualità. Al contrario, tali sistemi d'alta quota presentano differente regime termico durante la stagione dello scioglimento dei ghiacciai e delle nevi, che risulta essere fortemente influenzato dall'origine delle acque e dalla rete idrografica del bacino di drenaggio.

Durante le campagne di raccolta dei campioni 2009-2010 sono stati misurati i principali parametri abiotici e biotici al fine di caratterizzare i siti che hanno visto il prelievo di campioni delle comunità macrobentoniche. L'altitudine delle stazioni di campionamento è stata misurata tramite GPS (incertezza strumentale: 10-15 m). La portata ( $m^3/sec$ ) è stata calcolata secondo un profilo di profondità/velocità utilizzando un correntometro con dispositivo a mulinello (*Open Stream Current Meter 2100*), mentre la larghezza dell'alveo (m) è stata misurata con l'utilizzo di una cordella metrica. Solo nel mese di giugno, per entrambi gli anni di campionamento, è stata misurata la granulometria del sedimento stimata come percentuale di copertura delle seguenti categorie dimensionali: limo (Si, <0.063 mm), sabbia (Sa, 0.063-2 mm), ghiaia (G, 2-64 mm), ciottolo fine (SC, 64-128 mm), ciottolo grossolano (LC, 128-256 mm), masso (B, 256-330 mm), e roccia (R; >330 mm). La misurazione è stata eseguita dividendo ogni stazione in dieci transetti, in ciascuno dei quali è stata stimata la copertura della tipologia granulometrica per quattro punti che corrispondevano allo 0, 25, 50, 75% della larghezza del tratto fluviale. Le classi

granulometriche più sottili sono state misurate tramite setacciamento del sedimento secco (Hauer & Lamberti, 2006).

La temperatura media giornaliera (°C) è stata misurata ogni 10 secondi (media dei valori ogni 15 min.) utilizzando *data-logger* digitali (HOBOWare-Pro-v2, USA) posizionati in tutte le stazioni per ciascun periodo di campionamento. Rilievi puntiformi dell'ossigeno disciolto nella colonna d'acqua (mg/L) sono stati effettuate tramite una sonda multiparametrica da campo (Ocean Seven, Idronaut, Brugherio, MI, Italia). Sono stati inoltre prelevati 2L d'acqua in tutte le stazioni per ciascun periodo di campionamento, che dopo essere stati trasportati in laboratorio all'interno di contenitori di polietilene sterili posizionati in un box refrigeratore, sono stati analizzati per la misura di alcuni parametri chimici ossia pH, conducibilità ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), calcio (mg/L), magnesio (mg/L), sodio (mg/L), potassio (mg/L), solfato (mg/L), cloruro (mg/L), nitrato (mg/L), ammonio (mg/L), e fosforo totale (mg/L) in accordo con le metodologie standard (*Standard Methods*, APHA,1992). L'analisi dei cationi e degli anioni è stata eseguita mediante cromatografia ionica (Diox, 100/500). La torbidità è stata misurata come concentrazione dei solidi sospesi (mg/L), filtrando da 2 (nei siti glaciali) a 5 (nei siti non glaciali) L di acqua tramite membrane MFS con diametro dei pori di 0.45  $\mu\text{m}$ . Le membrane utilizzate per la filtrazione sono state precedentemente pesate con bilancia micro-analitica ( $\pm 0.001\text{mg}$ ), per poi essere essiccate in stufa a 105°C per 30 minuti e ripesate (Hauer & Lamberti, 2006).

Per caratterizzare la risorsa trofica, sono state stimate le concentrazioni del particolato organico ultra-fine (UFPOM = 63-250  $\mu\text{m}$ ), fine (FPOM = 250-1000  $\mu\text{m}$ ), e grossolano (CPOM  $\geq 1000 \mu\text{m}$ ) nel sedimento prelevato per il campionamento della comunità macrobentonica. Dopo aver estratto gli organismi, il materiale è stato essiccato in stufa a 60°C per 72h e frazionato tramite setacciamento per distinguere le tre classi granulometriche. Dopo aver pesato le distinte porzioni (bilancia Sartorius: precisione 0,1 mg), il sedimento è stato posto in muffola alla temperatura di 550° C per 6 ore al fine di ottenere una combustione completa della frazione organica, e nuovamente pesato allo scopo di ricavare per differenza la quantità di sostanza organica (Hauer & Lamberti, 2006). Inoltre è stata misurata la

concentrazione di clorofilla *a* e feofitine in acqua (mg/L), tramite filtrazione di 5 L d'acqua (filtro in microfibra di vetro Whatman GF/F) prelevati in ogni stazione per ciascun periodo di campionamento. Sono state, infine, annotate le caratteristiche dell'ambiente circostante ed eventuali elementi di antropizzazione.

I campionamenti del macrozoobenthos sono stati effettuati nel periodo dello scioglimento delle nevi, in cui le comunità a macroinvertebrati dei sistemi alpini presentano generalmente una diversità più elevata che nel resto dell'anno (Ward, 1994). Da un punto di vista operativo, sono stati considerati macroinvertebrati quegli organismi che possono raggiungere una taglia di almeno 5 mm allo stadio adulto, secondo la definizione di Cummins (1975). Sono state effettuate 5 repliche in ciascuna stazione dei tre corsi d'acqua per ogni periodo di campionamento, utilizzando un retino *Surber* con dimensioni dell'intelaiatura 0,23x0,22 m, area di campionamento pari a 500 cm<sup>2</sup>, una rete con un numero di maglie per cm pari a 21 e avente una profondità di 60 cm. Nella parte terminale del retino, è inserito un contenitore di capacità pari ad 1 L dal quale viene raccolto il materiale campionato. Una volta avvenuto il prelievo, i campioni sono stati trasportati in laboratorio e conservati in freezer ad una temperatura di -18°C sino alla processazione. Durante il *sorting*, il sedimento è stato filtrato con setacci da 0,25 mm e, successivamente, gli organismi macrobentonici sono stati separati dal materiale inerte, contati e riconosciuti, sino a livello di specie ove possibile, utilizzando apposite chiavi dicotomiche (Consiglio Nazionale delle Ricerche. 1971-1985; Campaioli *et al.*, 1994, 1999). Tenendo conto della difficoltà di identificare lo stadio pupale dei Chironomidi, sono state considerate solo le larve.

In seguito al riconoscimento, gli invertebrati sono stati riposti in una piastra Petri o fissati su vetrino porta-oggetto per l'osservazione sotto stereoscopio o microscopio, in modo tale da misurarne una dimensione lineare (lunghezza, larghezza della capsula cefalica, diametro a seconda del taxon considerato), con l'ausilio di una telecamera. La telecamera proietta su un monitor l'immagine dell'invertebrato e tramite un *software* viene acquisita l'immagine (Image Pro Plus 6.3. Media Cybernetics, inc®) e si procede immediatamente alla misurazione delle caratteristiche biometriche.

La biomassa individuale dei macroinvertebrati è stata stimata in modo indiretto mediante relazioni lunghezza-peso da equazioni taxon-specifiche già presenti in letteratura (Beerstilller & Zwick, 1995), Burgherr & Meyer, 1997; Meyer, 1989). Le relazioni lunghezza-peso sono equazioni allometriche di potenza (Benke *et al.*, 1999) nelle quali la biomassa (mg) risulta essere funzione di una dimensione lineare (mm), e sono espresse come:

$$M = a L^b \quad 1.1$$

dove  $M$  rappresenta la biomassa individuale (mg, peso secco al netto delle ceneri),  $L$  la dimensione lineare individuale (mm) e  $a$  e  $b$  sono costanti.

Questa equazione viene poi convertita nella forma lineare usando una trasformazione logaritmica:

$$\ln M = \ln a + b \ln L \quad 1.2$$

Quindi, disponendo della misura su dimensione lineare di tutti gli invertebrati dei campioni, e note le costanti  $a$  e  $b$ , si calcola la biomassa individuale applicando l'equazione 1.2.

Quando in letteratura non è stato possibile ritrovare i valori dei coefficienti per alcuni taxa rinvenuti, si sono costruite specifiche relazioni lunghezza-peso degli invertebrati attraverso una misura diretta della dimensione lineare e del peso corporeo di un sub-campione di 20 individui che precedentemente sono stati essiccati in stufa a 60°C per 72 h, stabilizzati in essiccatore e pesati tramite una bilancia micro-analitica ( $x=0.001$  mg). Il peso secco al netto delle ceneri di ciascun invertebrato si è ottenuto correggendo il peso secco di ogni singolo individuo per il contenuto in ceneri, tramite incenerimento del materiale organico in muffola a 450°C per 6 h.

### 4.3 Analisi dei dati

#### 4.3.1 Caratterizzazione ambientale dei siti di campionamento

E' stata eseguita l'analisi della varianza mediante ANOVA (one-way ANOVA;  $\alpha$  di significatività 0.05) per verificare la presenza di differenze significative dei parametri ambientali considerati tra siti dello stesso torrente, tra siti di torrenti diversi alla medesima altitudine, e tra gli stessi siti campionati in date differenti. Prima di procedere con l'analisi della varianza, è stato verificato che i dati fossero distribuiti normalmente (test di Kolmogorov-Smirnov) e che le distribuzioni fossero omoschedastiche (test di Cochran). Nel caso in cui l'ultima ipotesi non fosse soddisfatta, è stata applicata una trasformazione logaritmica dei dati. I confronti che sono risultati significativamente differenti, sono stati ulteriormente indagati mediante test di Tukey-Kramer (1956).

Al fine di ridurre il numero delle variabili relative all'idromorfologia, alle caratteristiche fisico-chimiche della acque e del sedimento e alla disponibilità di risorsa trofica, è stata calcolata la matrice di correlazione del prodotto dei momenti di Pearson, ed è stata scelta una sola variabile tra quelle risultanti fortemente correlate ( $r^2 > |0.5|$ ). L'alto grado di correlazione indica, infatti, che le variabili non sono indipendenti, e quindi contribuiscono in maniera uguale a spiegare la variabilità del parametro di interesse. Sulle variabili così selezionate, quali temperatura dell'acqua, (dTEMP), portata (DIS), conducibilità (COND<sub>25</sub>), concentrazione di nitrato (N-NO<sub>3</sub>), di solfato (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>), di cloruro (Cl<sup>-</sup>), di particolato organico fine e grossolano nel sedimento (FPOM e CPOM), di solidi sospesi nella colonna d'acqua (SS), e percentuale di limo nel sedimento (Si), è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA) al fine di individuare quali tra queste variabili contribuiscano maggiormente all'ordinamento delle stazioni campionate nei tre diversi torrenti, previa trasformazione secondo  $X' = \log_{10}(X+1)$ , se necessario, e standardizzazione secondo  $X_{st} = (X - \bar{X}) / DS$ , (Clarke, 1993).

### **4.3.2 Analisi della diversità tassonomica e della struttura comunitaria degli organismi macrobentonici**

La diversità tassonomica e la struttura della comunità degli organismi macrobentonici sono state misurate in ogni stazione per ciascun periodo di campionamento come abbondanza totale (N) e relativa (n), biomassa totale (B), numero di specie (S), indice di diversità ( $H'$ ; Shannon & Weaver, 1949), e di equiriparizione (J; Pielou, 1959).

E' stato sviluppato un modello lineare ad effetti misti (LMEM, General Linear Models) al fine di analizzare la variabilità indotta dalla stagionalità, dalla tipologia del torrente, e quella legata alla scala intra-tipologia tra stazioni di campionamento posizionate lungo il gradiente longitudinale del medesimo torrente, sui principali parametri comunitari considerati (N, B, S,  $H'$ , d). L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (Torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi); (iii) stazione di campionamento (Stazione), effetto casuale, 5 livelli (stazioni 1,2,3,4,5), annidato nel fattore Torrente, incrociato con il fattore Mese. I confronti che sono risultati significativamente differenti, sono stati ulteriormente indagati mediante test di Tukey-Kramer (1956).

I dati di abbondanza relative delle comunità macrobentoniche dei tre sistemi alpini sono stati trasformati secondo  $X' = \sqrt[4]{X}$  per ridurre l'influenza delle specie abbondanti (Clarke, 1993), e sono stati sottoposti all'analisi dei raggruppamenti gerarchica (analisi dei cluster, media dei gruppi), ossia un test non parametrico basato su una matrice di similarità ottenuta dal calcolo del coefficiente di Bray Curtis, che consente il riconoscimento di gruppi che corrispondono ad unità di popolamento discrete, rappresentati graficamente tramite un dendrogramma (Clarke & Warwick, 2001).

### **4.3.3 Analisi della distribuzione in taglia della comunità macrobentonica**

La struttura in taglia delle comunità di macroinvertebrati bentonici è stata descritta dopo trasformazione logaritmica dei valori di biomassa individuale ( $\log_2$ ) e suddivisione dell'intero spettro logaritmico di taglie presenti in 16 classi di ampiezza unitaria. La trasformazione logaritmica in base 2 è

stata scelta, perché permette di ottenere un numero più ampio di classi rispetto alle scale logaritmiche di base maggiore (Zimmer *et al.*, 2001; White *et al.*, 2008). Gli spettri di taglia sono stati ottenuti sommando il numero degli individui di tutti i taxa all'interno della classe dimensionale di appartenenza. Per facilitare la comparazione degli spettri di taglia in grafico, il numero degli organismi in ciascuna classe di taglia è stato convertito in percentuale dell'abbondanza totale. Come parametri descrittivi della distribuzione in taglia sono stati utilizzati la moda, la mediana, l'intervallo che va dal 25° al 75° percentile, e l'indice di asimmetria (*Skewness*) che misura il distribuirsi dei dati attorno al valor medio della distribuzione. Inoltre, si è rappresentata in grafico la distribuzione in classi di taglia degli organismi appartenenti alla popolazione di *Diamesa latitarsis*. E' stata scelta questa specie perché rappresenta un taxon comune e abbondante in tutte le stazioni prossime alla sorgente per i tre sistemi torrentizi in studio. Inoltre, si è rappresentata la sua distribuzione come media dei valori di abbondanza degli organismi campionati in ciascun sistema torrentizio nel mese di agosto, perché nella stagione estiva sono stati pervenuti i valori maggiori di abbondanza per questa specie, che hanno permesso di avere un campione rappresentativo della distribuzione degli organismi nelle classi in taglia.

#### **4.3.4 Analisi della struttura tassonomica e della distribuzione in taglia delle comunità macrobentoniche associate alla variabilità dei parametri ambientali**

L'analisi multivariata DistLM (distance-based linear models) è stata eseguita sull'insieme dei dati riguardante le variabili ambientali e la struttura tassonomica delle comunità macrobentoniche, per valutare quali fossero i parametri abiotici e biotici più indicativi di un cambiamento nella struttura comunitaria. L'analisi prevede come dato in entrata una matrice di somiglianza calcolata tramite il coefficiente di Bray Curtis sui dati di abbondanza relativa, previa trasformazione secondo  $X' = \sqrt[4]{X}$  per ridurre l'influenza delle specie abbondanti (Clarke, 1993). La varianza della matrice così calcolata verrà scomposta in accordo con la regressione multipla operata su una matrice di variabili predittrici, ossia i parametri ambientali considerati, ottenendo valori di significatività per ciascuna variabile predittrice, testandone l'effettivo contributo, e valori percentuali assoluti e cumulativi della varianza spiegata. I

modelli sono testati aggiungendo un numero crescente di variabili (*stepwise selection*), e tra questi viene scelto il modello più sintetico e parsimonioso un criterio analogo al Criterio di Informazione di Akaike (AICc, vedi Anderson *et al.*, 2008). La visualizzazione è stata riportata in dbRDA (distance-based redundancy analysis, Legendre & Anderson, 1999), che visualizza il modello ottenuto tramite la DistLM in uno spazio multidimensionale individuato da combinazioni lineari delle variabili predittive, vincolate dal massimizzare la varianza. Il contributo di ogni variabile ambientale a determinare la struttura tassonomica, è stato calcolato attraverso il marginal test che fornisce, per ogni variabile il livello di significatività ad esso associato.

L'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA – *Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) è stata eseguita sia sui valori delle abbondanze relative della comunità macrobentonica che sulle distribuzioni delle abbondanze degli organismi in classi di taglia, a partire da matrici di similarità calcolate utilizzando il coefficiente di Bray Curtis. Con una prima analisi, si è voluto testare l'effetto indotto dalla stagionalità, dalla tipologia del torrente, e da differenze ambientali intra-tipologia tra stazioni di campionamento posizionate lungo il gradiente longitudinale del medesimo torrente, sulla variabilità delle strutture tassonomiche e dimensionali. L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (Torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi), incrociato con il fattore Mese; (iii) stazione di campionamento (Stazione), effetto casuale, 5 livelli (stazioni 1,2,3,4,5), annidato nel fattore Torrente, incrociato il fattore con Mese. dalla stagionalità e dalla tipologia del torrente sulla variabilità delle strutture tassonomiche e dimensionali. Con una seconda analisi, invece si è voluto testare l'effetto indotto dalla stagionalità e dalla tipologia del torrente sulla variabilità delle strutture tassonomiche e dimensionali delle strutture tassonomiche e dimensionali tra stazioni di campionamento posizionate alla medesima altitudine di differenti sistemi torrentizi. Si sono inclusi i seguenti fattori: (i) tipologia di torrente (Torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi); (ii) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto), incrociato con il fattore Torrente. La significatività dei confronti di entrambe le analisi è stata calcolata tramite permutazione (999 ripetizioni; vedi Anderson & ter Braak, 2003). I confronti che sono

risultati significativamente differenti, sono stati ulteriormente indagati mediante test non parametrico a confronto a coppie.

L'analisi dei dati è stata realizzata utilizzando il programma STATISTICA 5 (StatSoft, 2004) e il pacchetto di programmi PRIMER-6 (Clarke & Gorley, 2006) e PERMANOVA+ 1.0.3. (Anderson *et al.*, 2008).

## 5. Risultati

### 5.1 Caratterizzazione dei parametri abiotici e biotici dei tre torrenti alpini a confronto

I principali parametri ambientali delle stazioni di campionamento sono evidenziati in tabella 2, fatta eccezione per gli andamenti della temperatura che sono illustrati in figura 3.

Il torrente di origine glaciale, il Sarca di Genova, e quello di origine nivale, l'Arnò, hanno mostrato un regime idrico caratterizzato da marcate fluttuazioni stagionali, con valori massimi di portata media registrati in giugno, a causa di un maggior apporto idrico derivante dallo scioglimento delle nevi e dei ghiacci. Il massimo valore di portata media di  $10.4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  è stato registrato per la prima stazione del Sarca di Genova in prossimità della sorgente nel mese di giugno, e il minimo valore di  $2.6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  nell'ultima stazione del medesimo torrente a fondovalle a fine agosto. Al contrario, il torrente alimentato da acque sotterranee, il Vanoi, ha manifestato minime variazioni stagionali della portata. Il valore massimo è stato di  $0.29 (\pm 0.09) \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  raggiunto alla stazione V2 in giugno, mentre la portata minima di  $0.28 (\pm 0.06) \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  si è registrata nella medesima stazione in agosto. Inoltre, i sistemi alpini in esame hanno registrato un marcato aumento delle portate spostandosi progressivamente verso valle, per entrambi i periodi di campionamento (Tab.2).

I valori medi della temperatura giornaliera delle acque più bassi sono stati osservati nel torrente di origine glaciale in giugno ( $T_{\text{media}} 8.6 \pm 2.1 \text{ }^\circ\text{C}$ ), in particolare nella stazione S1 in prossimità della bocca del ghiacciaio (Fig.3). Il torrente alimentato principalmente da apporti di acque sotterranee, invece, ha presentato un regime termico delle acque più caldo sia in giugno ( $T_{\text{media}} 10.7 \pm 1.2 \text{ }^\circ\text{C}$ ) che in agosto ( $T_{\text{media}} 11.7 \pm 1.3 \text{ }^\circ\text{C}$ ), con massimi di temperatura raggiunti in corrispondenza della stazione V5 nel periodo estivo (Fig.3). Nel campionamento di giugno, le stazioni prossime alla sorgente di ciascun torrente differivano significativamente dai tratti a valle (ANOVA ad una via;  $p < 0.05$ ), sia per quanto riguarda i valori di temperatura media giornaliera che per i valori termici medi minimi, risultati entrambi più bassi. Inoltre, questi parametri hanno registrato valori maggiori nel confronto tra tutte le stazioni campionate nel torrente Vanoi e quelle a monte degli altri due sistemi (ANOVA ad una via;  $p < 0.05$ ). Al termine del

periodo di scioglimento dei ghiacci e delle nevi, invece, le temperature sono risultate essere più omogenee lungo il gradiente longitudinale di ciascun torrente, non riscontrandosi differenze significative tra le stazioni a confronto (ANOVA ad una via;  $p > 0.05$ ), a partire dalla media più bassa delle temperature registrate lungo l'asta torrentizia dell'Arnò ( $T_{\text{media}} = 10.5 \pm 1 \text{ } ^\circ\text{C}$ ) sino a quella più alta misurata nel Vanoi ( $T_{\text{media}} = 11.7 \pm 1.3 \text{ } ^\circ\text{C}$ ).

L'alveo del torrente alimentato da acque di falda sotterranea è risultato essere costituito in prevalenza da substrato grossolano (rocce, massi e ciottoli) con una copertura variabile dal 69 al 81% lungo il gradiente longitudinale. A differenza del Vanoi, il torrente di origine nivale ha presentato una proporzione maggiore di ghiaia e sabbia nelle ultime stazioni a valle, dopo la confluenza con i suoi principali tributari non glaciali. Il valore maggiore di percentuale di copertura sedimentaria a granulometria fine (sabbia, limo) è stata registrata nelle stazioni del torrente a origine glaciale con una diminuzione dei valori da monte (50%) andando verso valle (37%).

Alcune delle variabili fisico-chimiche considerate sono risultate essere significativamente differenti tra le stazioni dei torrenti a confronto, (ANOVA ad una via,  $p < 0.05$ ), (Tab.2).

In tutte le stazioni di campionamento sono stati riscontrati bassi valori di conducibilità ( $4.4\text{-}99.6 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ ), in particolare nei tratti prossimi alla sorgente dei torrenti Sarca di Genova (S1; S2) e Arnò (A1; A2). In queste stazioni sono stati rilevati anche bassi valori di pH (S  $5.34 \pm 0.26$ ; A  $5.69 \pm 0.12$ ), con tendenza ad aumentare lungo il gradiente longitudinale in entrambi i periodi di campionamento, fatta eccezione per il Vanoi che ha presentato valori del parametro più alti e costanti da monte a valle (pH,  $6.82 \pm 0.66 - 6.68 \pm 0.44$ ).

In media, i valori di concentrazione dei solidi sospesi sono risultati essere maggiori nelle stazioni del Sarca di Genova e dell'Arnò rispetto a quelli riscontrati nel Vanoi (giugno; S  $451.46 \pm 423.57 \text{ mg L}^{-1}$ ; A  $34.93 \pm 33.53$ ; V  $8.9 \pm 4.5 \text{ mg L}^{-1}$ ). Questo parametro ha registrato valori più elevati in giugno per entrambi i sistemi (media di tutte le stazioni di S,  $853.2 \pm 10.7 \text{ mg L}^{-1}$ ; media di tutte le stazioni di A  $60.26 \pm 24.88 \text{ mg L}^{-1}$ ), e si è mantenuto pressoché invariato per il torrente di origine glaciale in Agosto.

In entrambe le date di campionamento, il torrente alimentato principalmente dall'apporto di acque sotterranee ha mostrato concentrazioni maggiori di nitrato, di solfato, di ioni cloruro, calcio e magnesio, così come anche il torrente di origine nivale, seppur in proporzioni minori. Il torrente a origine glaciale, invece, ha mostrato concentrazioni maggiori di sodio e potassio in diminuzione dalla primavera all'estate, come conseguenza della diminuzione delle portate, riduzione dell'erosione del suolo e scioglimento del ghiaccio e delle nevi in Agosto.

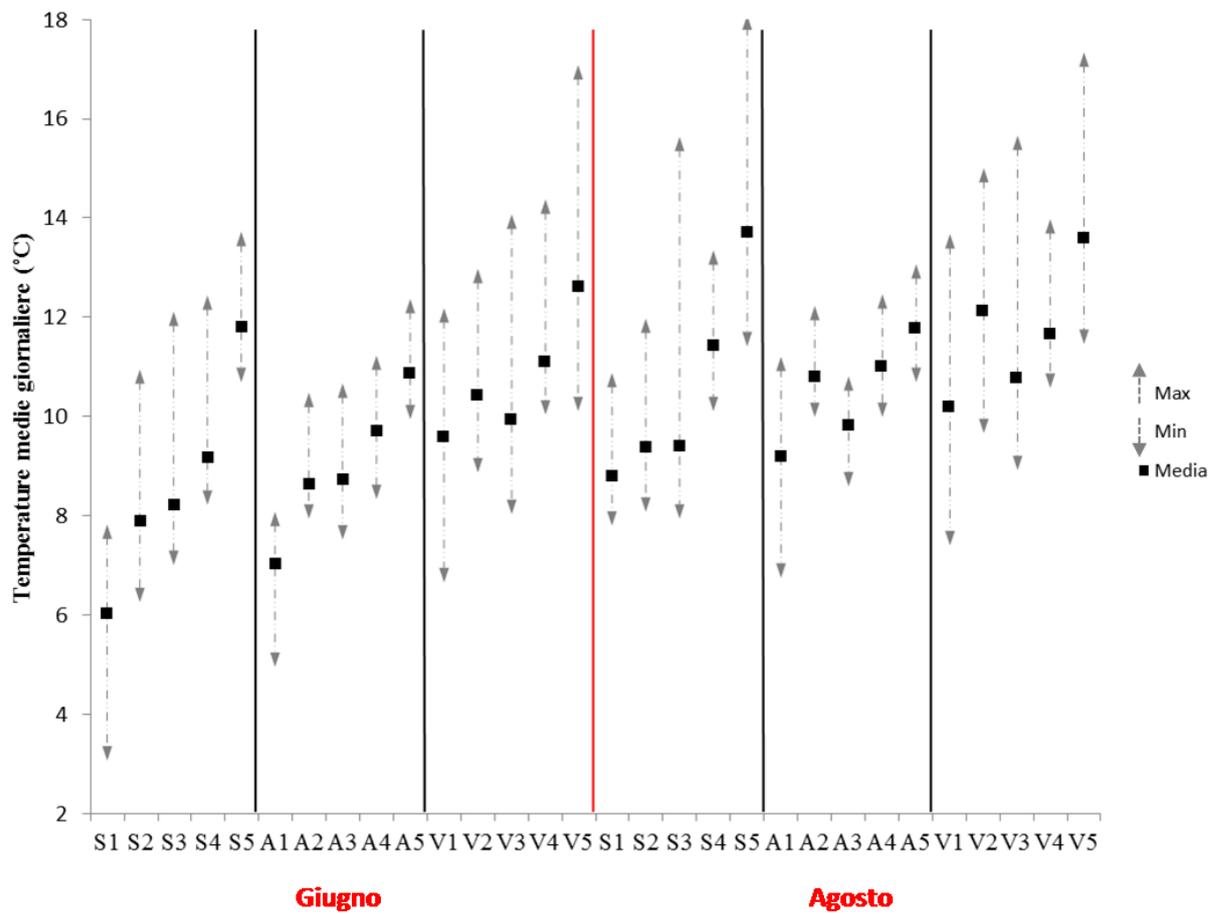
Sia nel torrente di origine glaciale che nel torrente di origine nivale, le concentrazioni di CPOM nel sedimento sono rimaste costanti nel tempo e nello spazio, mentre il torrente Vanoi ha presentato valori decrescenti con l'aumentare della distanza dalla sorgente, a partire da una concentrazione di  $83 (\pm 15.13)$   $\text{mg m}^{-2}$  rilevata nella stazione V1 a  $22 (\pm 19.8)$   $\text{mg m}^{-2}$  rilevata nella stazione V5.

Le misurazioni di concentrazione di clorofilla *a* nella colonna d'acqua sono risultate generalmente basse, con valori in crescita lungo il gradiente longitudinale (Tab. 2).

**Tab.2** Riassunto dei valori medi dei principali parametri abiotici e biotici misurati nelle stazioni del torrente Sarca di Genova (S1,S2,S3,S4,S5), del torrente Arnò (A1,A2,A3,A4,A5) e del torrente Vanoi (V1,V2,V3,V4,V5) in giugno e agosto 2010. Le deviazioni standard sono indicate nella seconda riga di ciascun valor medio riportato in tabella.

	Portata (m <sup>3</sup> sec <sup>-1</sup> )	Conducibilità (µS cm <sup>-1</sup> )	pH	N-NO <sub>3</sub> (µg L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	P <sub>T</sub> (µg L <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	Solidi sospesi (mg L <sup>-1</sup> )	CPOM (mg m <sup>-3</sup> )	FPOM (mg m <sup>-3</sup> )	UFOPM (mg m <sup>-3</sup> )	R (%)	B (%)	LC (%)	SC (%)	G (%)	Sa (%)	Si (%)
S1	7,55	10,95	5,89	788,40	7,80	586,30	167,75	<0.01	1923,30	847,60	610,55	9346,85	451,95	74,32	587,97	22,93	1,00	2,00	8,00	20,00	18,60	50,00	0,40
	3,99	9,26	0,51	626,78	0,62	555,79	59,47	-	1484,50	426,24	162,71	2386,56	561,37	8,18	74,26	10,23	-	-	-	-	-	-	-
S2	6,05	12,35	5,64	1020,05	4,46	534,95	108,60	<0.01	471,20	737,60	596,70	8977,55	440,60	83,14	498,45	29,82	1,00	2,00	8,00	30,00	12,90	45,83	0,27
	3,56	8,13	0,69	758,37	0,00	353,91	57,42	-	193,61	87,96	17,82	1333,67	563,00	8,46	25,48	8,88	-	-	-	-	-	-	-
S3	3,00	14,30	5,80	1110,85	5,96	781,30	101,35	<0.01	625,45	740,10	698,45	9111,70	454,80	66,23	1024,09	51,57	3,00	5,00	10,00	30,00	14,00	37,83	0,17
	0,37	8,20	0,23	806,03	1,28	467,11	27,79	-	38,82	34,79	64,13	934,65	562,57	21,93	84,09	3,54	-	-	-	-	-	-	-
S4	3,53	22,65	6,03	1112,15	4,68	895,85	107,50	<0.01	711,60	783,20	908,00	9802,75	454,25	114,02	637,09	34,31	2,00	2,00	30,00	25,00	19,09	21,82	0,10
	2,82	11,53	0,13	894,56	2,59	485,99	64,35	-	201,24	147,36	126,71	1034,99	571,70	17,79	195,88	14,93	-	-	-	-	-	-	-
S5	2,07	88,90	7,53	2467,05	20,42	2178,55	1151,55	<0.01	2084,95	1301,40	4109,50	16535,50	455,70	87,17	631,39	39,46	5,00	10,00	20,00	15,00	13,38	36,50	0,11
	0,76	15,13	0,04	973,90	13,14	314,31	53,53	-	424,19	195,87	226,84	177,34	582,23	14,87	56,59	15,31	-	-	-	-	-	-	-
A1	0,80	5,68	5,68	966,55	0,94	1157,15	87,30	<0.01	548,30	463,95	1716,15	10804,95	23,15	480,64	403,63	48,85	1,00	7,00	20,00	31,00	21,18	19,79	0,03
	0,83	0,14	0,14	598,99	0,26	544,97	18,24	-	88,81	199,33	1111,50	2110,08	31,97	77,78	14,14	15,56	-	-	-	-	-	-	-
A2	2,19	6,21	6,21	1481,30	0,70	2336,55	311,40	<0.01	859,40	718,10	4285,05	16673,85	26,21	511,31	322,79	59,16	5,00	8,00	15,00	30,00	20,35	21,62	0,03
	1,78	0,86	0,86	826,32	0,08	1059,18	206,33	-	393,15	301,93	2805,02	5071,86	35,73	28,28	42,43	4,24	-	-	-	-	-	-	-
A3	5,49	6,81	6,81	1657,95	5,46	3105,30	452,75	<0.01	1012,20	818,80	6233,15	17757,65	25,95	430,73	442,94	103,03	4,00	10,00	20,00	25,00	19,46	21,51	0,03
	8,60	0,18	0,18	1064,27	6,88	1122,32	487,69	-	352,14	215,38	4760,45	6484,38	35,57	49,50	63,64	6,36	-	-	-	-	-	-	-
A4	1,29	7,78	7,78	1874,00	3,99	3793,20	363,00	<0.01	1144,00	1046,10	6992,15	21199,80	26,70	468,87	542,52	192,95	2,00	15,00	15,00	10,00	39,90	18,06	0,04
	0,10	0,17	0,17	221,89	1,62	220,76	49,92	-	8,06	7,78	386,58	1454,66	30,69	77,78	77,78	18,38	-	-	-	-	-	-	-
A5	3,43	7,96	7,96	2099,95	14,05	3710,40	634,80	<0.01	1182,00	970,85	9054,30	27102,25	72,65	636,25	903,44	233,91	1,00	5,00	10,00	30,00	39,80	14,15	0,04
	3,49	0,11	0,11	342,45	7,20	342,95	101,68	-	144,96	95,53	262,34	3074,15	45,18	70,71	63,64	32,53	-	-	-	-	-	-	-
V1	0,02	41,19	7,43	1140,00	17,50	3195,00	3445,00	<0.01	979,60	751,20	1482,00	17557,00	1,60	83,12	491,83	321,72	1,00	2,00	40,00	25,00	18,59	13,19	0,22
	0,01	5,65	1,75	7,07	0,71	70,71	424,26	-	14,14	46,39	494,97	141,42	1,27	15,13	110,29	43,79	-	-	-	-	-	-	-
V2	0,28	37,71	6,83	1126,00	16,50	3175,00	3975,00	<0.01	978,70	739,60	1495,00	17574,00	2,65	59,02	81,95	10,27	2,00	5,00	20,00	30,00	37,39	5,60	0,01
	0,23	2,47	0,66	14,14	2,12	70,71	707,11	-	14,14	28,28	494,97	353,55	0,07	22,63	24,49	2,41	-	-	-	-	-	-	-
V3	1,22	46,01	6,63	1119,10	18,00	3232,80	4687,80	<0.01	985,70	710,60	1183,50	17785,70	1,85	29,09	64,02	17,66	2,00	10,00	40,00	20,00	20,53	7,42	0,06
	0,56	1,57	0,42	27,58	1,41	7,07	5,66	-	27,58	3,54	70,00	134,35	0,78	14,29	7,84	7,34	-	-	-	-	-	-	-
V4	1,08	82,53	6,78	1162,20	20,50	8192,50	1919,90	<0.01	1404,80	786,40	2830,70	18189,40	1,00	23,39	63,54	5,36	3,00	10,00	30,00	30,00	16,31	10,69	0,01
	0,67	1,52	0,61	10,61	3,54	5,66	2,83	-	13,44	0,71	98,99	35,36	1,27	19,60	25,82	2,43	-	-	-	-	-	-	-
V5	3,05	85,06	6,69	1184,10	20,00	8290,70	848,10	<0.01	1627,40	686,20	2870,40	19561,30	11,50	21,86	52,04	8,16	1,00	10,00	40,00	30,00	12,31	6,67	0,02
	1,99	5,74	0,45	2,12	1,41	7,78	2,12	-	7,07	4,24	141,42	289,91	5,09	19,08	18,39	3,96	-	-	-	-	-	-	-

**Fig.3** Descrizione dell'andamento delle temperature nei tre sistemi torrentizi alpini: temperatura media giornaliera ( $T_{media}$ ), minimo ( $T_{min}$ ) e massimo ( $T_{max}$ ) termico ( $^{\circ}C$ ) nelle cinque stazioni del torrente Sarca di Genova (S1,S2,S3,S4,S5), del torrente Arnò (A1,A2,A3,A4,A5) e del torrente Vanoi (V1,V2,V3,V4,V5) durante la stagione di scioglimento 2010.



Usando un insieme di dati ridotto dei parametri ambientali a disposizione, scelte in base ai risultati della matrice di correlazione del prodotto dei momenti di Pearson (Tab.3), è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA) al fine di individuare quali tra queste variabili contribuiscano maggiormente all'ordinamento delle stazioni campionate nei tre diversi torrenti. Dall'analisi è risultato che la prima componente principale spiega il 32% della variabilità presente nei dati, ed è positivamente correlata con i parametri di temperatura media giornaliera e concentrazione dello ione solfato, e negativamente correlata con la percentuale dei sedimenti fini. La seconda componente principale spiega il 20.6% della varianza totale ed è positivamente correlata con la concentrazione dei solidi sospesi nella colonna d'acqua e della conducibilità, e negativamente correlata con la concentrazione di particolato organico grossolano nel sedimento (Tab.4). E' stato perciò rilevato che il primo asse ordina le stazioni lungo un gradiente di temperatura crescente e arricchimento in ioni della colonna d'acqua, raggruppando nel piano fattoriale le stazioni del torrente Vanoi, esclusa la prima stazione (V1) in prossimità della sorgente. Quest'ultima viene aggregata alle stazioni dell'Arnò, entrambe caratterizzate da percentuali elevate di copertura di sedimenti grossolani con alto contenuto di sostanza organica. Infine, la vicinanza sul piano fattoriale delle stazioni del torrente di origine glaciale è in funzione delle basse temperature, della percentuale di copertura dei sedimenti fini e dell'alta concentrazione dei solidi sospesi (Fig.4).

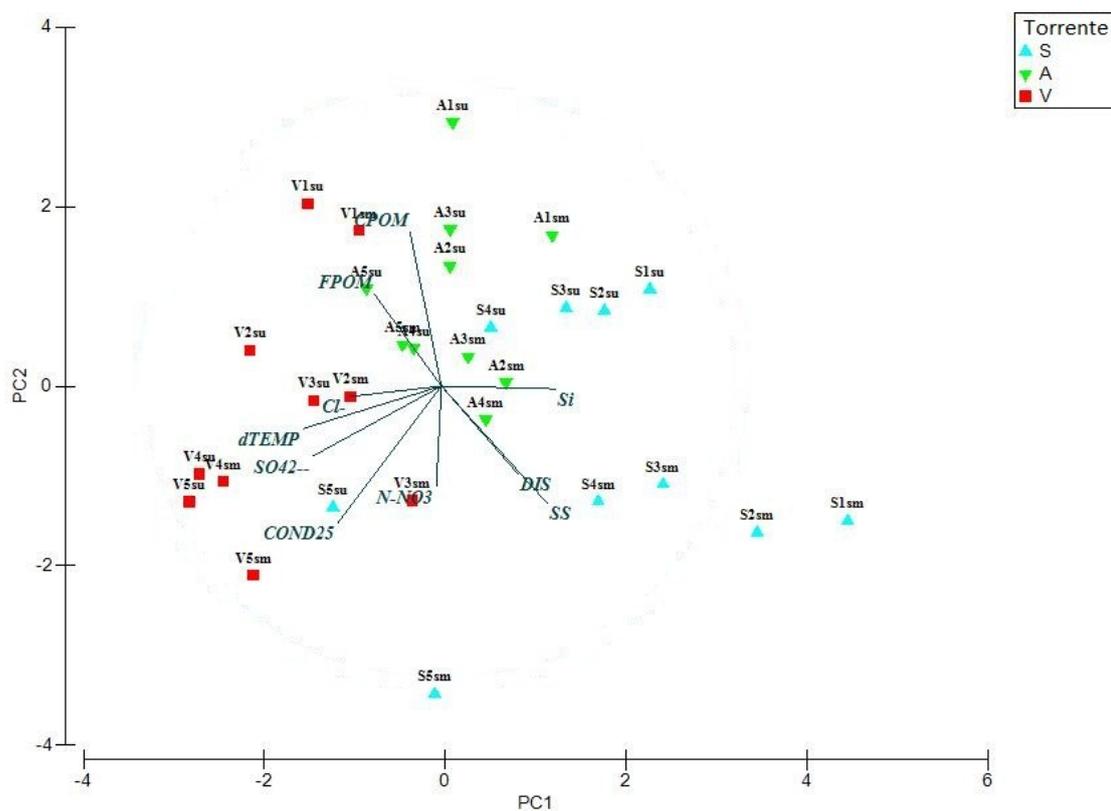
**Tab.3** Matrice dei coefficienti di correlazione di Pearson tra le variabili ambientali. Sono evidenziate in grassetto le correlazioni significative ( $r > |0.5|$ ;  $p < 0.05$ ).

	Altitudine (m s.l.m.)	Temperatura (°C)	SS (mg L <sup>-1</sup> )	Cond. (µS cm <sup>-1</sup> )	pH	Portata (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	OD (mg L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> (µg L <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	CHLa (µg L <sup>-1</sup> )	CPOM (mg m <sup>-2</sup> )	FPOM (mg m <sup>-2</sup> )	UFPOM (mg m <sup>-2</sup> )
Altitudine (m s.l.m.)	1														
Temperatura (°C)	-0,6463	1													
SS (mg L <sup>-1</sup> )	-0,012	-0,4144	1												
Cond. (µS cm <sup>-1</sup> )	-0,4578	<b>0,6253</b>	0,0527	1											
pH	-0,3378	0,5632	-0,1456	0,2502	1										
Portata (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	-0,1129	-0,3225	0,3458	-0,1857	-0,1409	1									
OD (mg L <sup>-1</sup> )	-0,2124	-0,2421	0,2447	0,0564	-0,0899	0,4395	1								
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	-0,3403	<b>0,5932</b>	-0,0748	<b>0,8016</b>	0,3894	-0,4005	-0,0486	1							
N-NO <sub>3</sub> (µg L <sup>-1</sup> )	-0,3925	0,0613	0,397	0,1896	<b>0,5647</b>	0,3382	<b>0,4382</b>	0,1149	1						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	-0,5199	<b>0,5481</b>	-0,3446	<b>0,6533</b>	0,409	-0,249	0,2012	<b>0,5625</b>	0,181	1					
Cl <sup>-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	0,0981	0,2732	-0,2923	0,4119	0,2509	-0,5896	0,0461	<b>0,5998</b>	-0,0615	0,2897	1				
CHLa (µg L <sup>-1</sup> )	-0,5967	0,304	0,2961	<b>0,6276</b>	0,0611	0,1212	<b>0,3719</b>	0,3343	<b>0,3916</b>	0,4577	-0,0678	1			
CPOM (mg m <sup>-2</sup> )	0,2124	-0,1091	0,4472	-0,2194	-0,1995	-0,0377	-0,1815	-0,1468	0,0159	<b>-0,6541</b>	-0,2076	-0,1072	1		
FPOM (mg m <sup>-2</sup> )	0,0119	-0,2198	0,3	-0,481	-0,0111	0,3554	-0,0983	-0,3355	0,1296	-0,5915	<b>-0,5447</b>	-0,1788	<b>0,5875</b>	1	
UFPOM (mg m <sup>-2</sup> )	0,2041	0,0171	-0,2336	-0,2786	<b>0,5018</b>	-0,1966	-0,2126	0,0109	0,2028	-0,0155	0,0759	-0,3524	0,1964	<b>0,508</b>	1

**Tab.4** Coefficienti nelle combinazioni lineari delle variabili ambientali determinanti la prima e la seconda componente principale. Sono inoltre riportati i valori di ciascuna componente, e i valori in percentuale della varianza associata ad ogni asse. I punteggi maggiori di  $|0.35|$  sono stati evidenziati in grassetto.

	Fattore 1	Fattore 2
Portata (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	-0,255	0,295
Temperatura dell'acqua (°C)	<b>0,459</b>	0,142
Solidi sospesi (mg L <sup>-1</sup> )	-0,353	<b>0,393</b>
Conducibilità (µS cm <sup>-1</sup> )	0,344	<b>0,457</b>
N-NO <sub>3</sub> (µg L <sup>-1</sup> )	0,017	0,337
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	<b>0,429</b>	0,235
Cl <sup>-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	0,306	0,035
CPOM (mg m <sup>-2</sup> )	0,104	<b>-0,515</b>
FPOM (mg m <sup>-2</sup> )	0,222	-0,307
Si (%)	<b>-0,379</b>	0,009
Eigenvalue	3,33	2,52
% Varianza spiegata	32	20,6

**Fig.4** Grafico bidimensionale riassuntivo dell'analisi delle componenti principali. La lunghezza dei vettori indica l'importanza relativa delle variabili ambientali nel determinare la distribuzione dei siti. La prima componente principale (PC1) conta per il 32% della variabilità dei dati, mentre la seconda componente principale (PC2) conta per il 20.6%. S1-S5 sono le stazioni del Sarca di Genova, A1-A5 sono le stazioni dell'Arnò, e V1-V5 sono le stazioni del Vanoi. I campioni sono riportati secondo i diversi periodi di campionamento: "sm" indica la stagione primaverile con maggior apporto idrico derivato dallo scioglimento delle nevi e dei ghiacci, (*spring snowmelt*), nel nostro caso l'ultima settimana di giugno, e "su" indica la stagione estiva (*summer*), nel nostro caso l'ultima settimana di agosto.



## 5.2 Analisi della composizione tassonomica e della struttura comunitaria dei macroinvertebrati in relazione ai parametri ambientali

Un totale di 23,852 invertebrati acquatici, appartenenti a 108 specie e 29 famiglie, sono stati raccolti da 150 campioni di macrozoobenthos. Ditteri (53%), Plecotteri (16%), Efemerotteri (%), Tricotteri (8%), Coleotteri (7%), Idracarini (2%), Crostacei (2%), Oligocheti (1%), e Nematodi (1%) sono i principali gruppi tassonomici pervenuti nelle stazioni di campionamento. Il torrente Sarca di Genova ha presentato un totale di 56 taxa, in confronto ai 99 taxa del torrente Arnò e i 74 taxa del torrente Vanoi.

I valori dei principali parametri comunitari analizzati sono evidenziati in tabella 5, mentre il riassunto dei risultati del modello lineare ad effetti misti (LMEM, *General Linear Models*) è presentato in tabella 6.

L'abbondanza totale della comunità macrobentonica del Sarca di Genova è risultata essere minore ( $p < 0.01$ ) rispetto a quella dell'Arnò e del Vanoi. Il confronto tra questi due ultimi torrenti non ha mostrato, al contrario, differenze significative ( $p > 0.05$ ). Inoltre, il torrente di origine glaciale e quello alimentato principalmente da falda idrica sotterranea ( $p > 0.05$ ) non hanno mostrato variazioni stagionali del parametro, mentre nel torrente di origine nivale si sono riscontrate abbondanze maggiori in agosto, rispetto che nel mese di giugno ( $p < 0.05$ ). Per questi risultati riferirsi alla figura 5a.

La ricchezza specifica ha presentato valori costanti lungo il gradiente longitudinale dei torrenti Sarca di Genova e Vanoi, e non ha mostrato differenze tra i periodi di campionamento ( $p > 0.05$ ). Al contrario, il torrente di origine nivale ha presentato un numero di specie significativamente maggiore nelle stazioni a valle rispetto che nelle stazioni prossime alla sorgente ( $p < 0.01$ ) e, al contempo, un aumento di ricchezza specifica nel periodo estivo ( $p < 0.001$ ). Per questi risultati riferirsi alla figura 5b.

L'indice di diversità di Shannon-Wiener ha registrato valori in aumento nel mese di agosto in ciascun sistema torrentizio ( $p < 0.01$ ). Inoltre, questo parametro si è mantenuto costante lungo il gradiente longitudinale di ciascun corso d'acqua, fatta eccezione per il Sarca di Genova, che ha mostrato una riduzione della diversità specifica progressivamente verso valle nel mese di giugno ( $p < 0.01$ ). Al

contrario, l'indice di equiripartizione di Pielou ha presentato valori simili per tutte le stazioni dei tre torrenti nelle due date di campionamento ( $p > 0.05$ ). Il valore più basso dell'indice di diversità è stato registrato nelle stazioni a monte del torrenti di origine glaciale e nivale nel periodo di maggior scioglimento dei ghiacci e delle nevi (Ssm,  $H' = 1.36 \pm 0.64$ ; Asm,  $H' = 1.59 \pm 0.36$ ). E' stato invece rilevata una tendenza opposta per l'indice di equiripartizione, che ha mostrato valori più bassi nelle ultime stazioni a fondovalle. Per questi risultati riferirsi rispettivamente alle figura 5c e 5d.

**Tab.5** Confronto dei parametri comunitari (S, ricchezza specifica; N, abbondanza totale;  $H'$ , indice di Shannon; J, indice di Pielou) espressi come valore medio e deviazione standard delle due date di campionamento per ciascuna stazione (S, Sarca di Genova, A, Arnò, V, Vanoi) lungo il gradiente longitudinale dei tre torrenti in esame.

Stazioni	S	Dev.st	N	Dev.st	$H'$	Dev.st	J	Dev.st
S1	8,50	1,87	366,33	178,50	1,82	0,21	0,86	0,05
S2	6,67	2,50	427,00	495,03	1,53	0,45	0,87	0,10
S3	7,33	3,61	308,00	276,76	1,48	0,42	0,81	0,15
S4	7,50	4,81	637,00	327,34	1,26	0,91	0,58	0,38
S5	11,67	3,98	2860,67	3217,12	1,26	0,59	0,53	0,23
A1	14,83	10,50	2783,67	3607,16	1,95	0,48	0,82	0,10
A2	18,50	8,31	3420,67	3960,96	1,86	0,36	0,66	0,08
A3	26,33	9,97	3411,33	3187,57	2,44	0,40	0,77	0,13
A4	31,00	5,87	4869,67	1778,88	2,17	0,56	0,63	0,14
A5	25,33	10,98	3056,67	2571,53	2,27	0,31	0,73	0,09
V1	14,17	4,40	1460,67	1226,15	1,86	0,39	0,72	0,15
V2	15,00	5,44	1519,00	1048,33	1,96	0,59	0,74	0,17
V3	12,83	7,17	942,67	841,29	1,70	0,50	0,72	0,19
V4	16,83	4,79	5215,00	7354,83	1,78	0,61	0,65	0,21
V5	20,50	6,02	2002,00	1107,36	2,40	0,29	0,81	0,05

**Tab.6** Riassunto dei risultati del modello lineare ad effetti misti (LMEM, *General Linear Models*) sui principali parametri comunitari (N, Abbondanza totale della comunità macrobentonica con valori trasformati secondo  $X'=\log_{10}(X+1)$ ; S, ricchezza specifica; H', Indice di Shannon-Wiener; J, Indice di Pielou). L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi), incrociato con Mese; (iii) stazione di campionamento (Stazione), effetto casuale, 5 livelli (stazioni 1,2,3,4,5), annidato nel fattore Torrente, incrociato con il fattore Mese. I confronti che sono risultati essere significativamente differenti, sono stati evidenziati in grassetto.

<b>N</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Mese	1	2,663	11,05	<b>0,006</b>
Torrente	2	3,359	7,29	<b>0,008</b>
Mese x Torrente	2	0,932	3,86	<b>0,051</b>
Stazione(Torrente)	12	0,461	1,91	0,138
Stazione(Mese x Torrente)	12	0,241	2,01	<b>0,038</b>
Errore	60	0,120		

<b>S</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Mese	1	967,000	35,88	<b>0,0001</b>
Torrente	2	1507,000	13,33	<b>0,001</b>
Mese x Torrente	2	343,000	12,74	<b>0,001</b>
Stazione(Torrente)	12	113,000	4,19	<b>0,01</b>
Stazione(Mese x Torrente)	12	27,000	1,5	0,151
Errore	60	18,000		

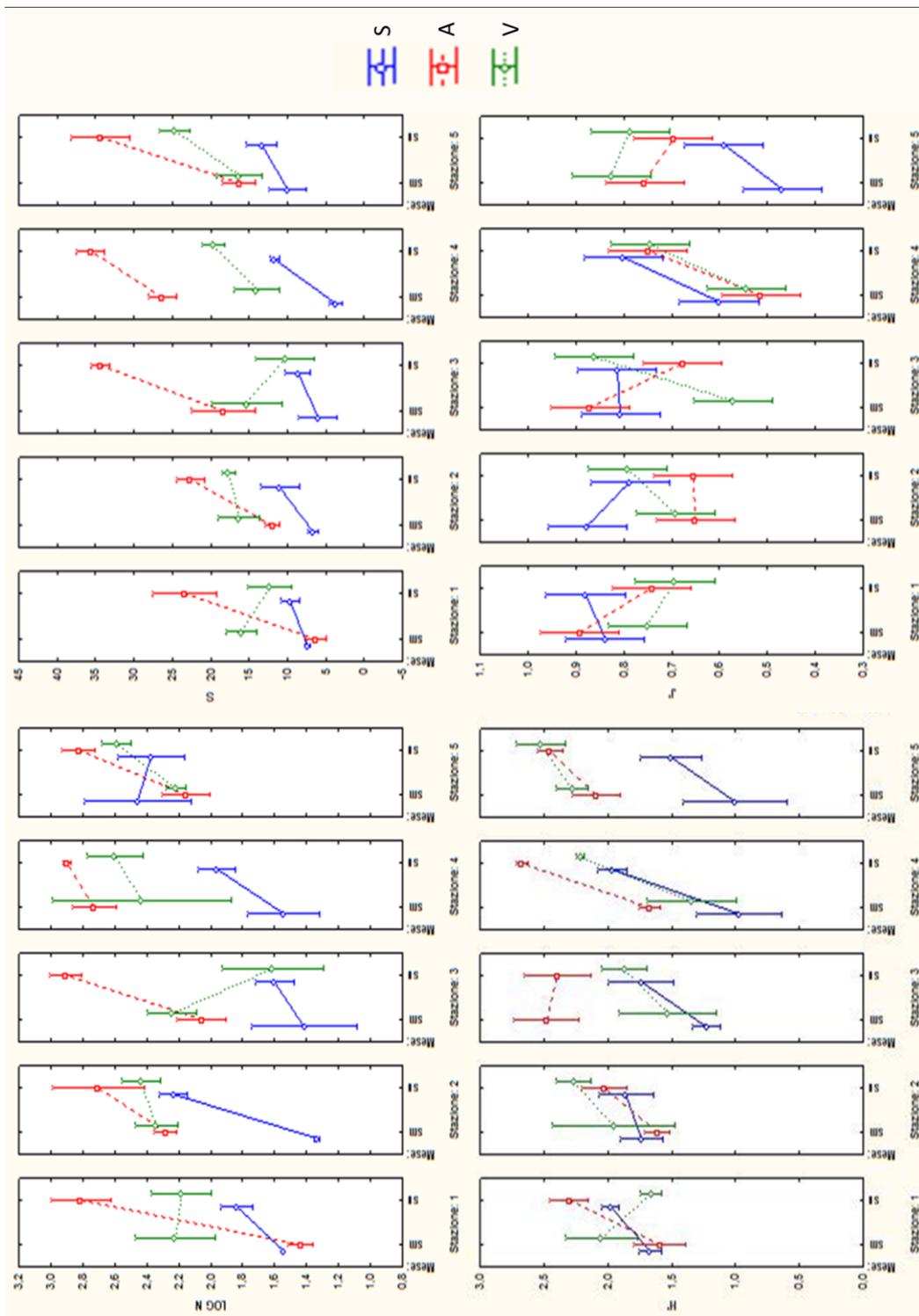
  

<b>H'</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Mese	1	3,871	16,35	<b>0,002</b>
Torrente	2	2,538	6,32	<b>0,013</b>
Mese x Torrente	2	0,108	0,46	0,645
Stazione(Torrente)	12	0,401	1,7	0,186
Stazione(Mese x Torrente)	12	0,237	1,57	0,125
Errore	60	0,151		

<b>J</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Mese	1	0,037	1,182	0,298
Torrente	2	0,006	0,101	0,905
Mese x Torrente	2	0,034	1,07	0,374
Stazione(Torrente)	12	0,056	1,751	0,172
Stazione(Mese x Torrente)	12	0,032	1,558	0,129
Errore	60	0,020		

**Fig.5** Andamento dei principali parametri comunitari (a, abbondanza totale della comunità macrobentonica con valori trasformati secondo  $X'=\log_{10}(X+1)$ ; b, ricchezza specifica; c, indice di Shannon- Wiener; d, indice di Pielou) indicati come media campionaria  $\pm$  errore standard, e registrati nelle stazioni del torrente Sarca di Genova (S), del torrente Arnò (A) e del torrente Vanoi (V) in giugno (sm) e agosto (su) 2010.



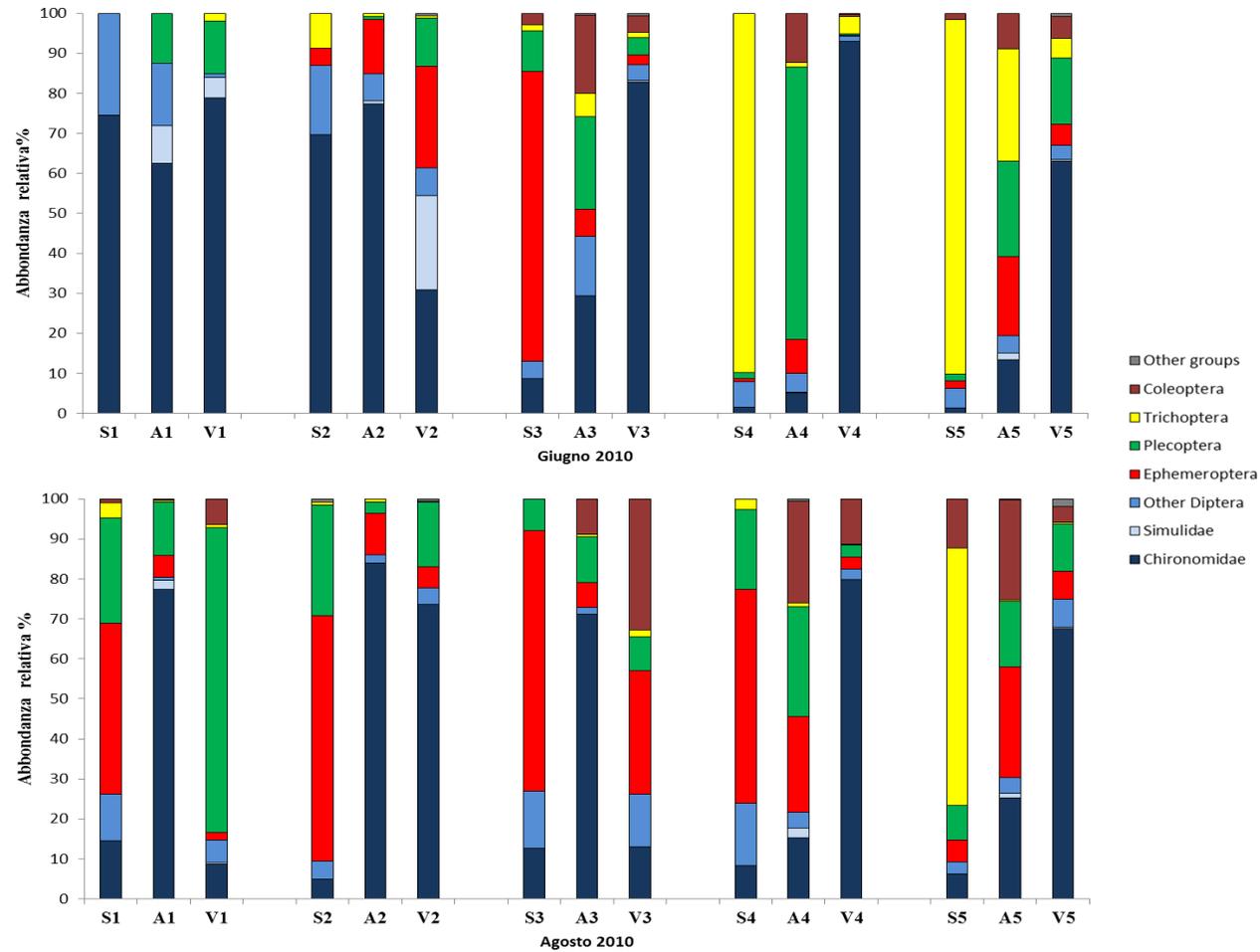
In figura 6 è riportata l'abbondanza relativa in percentuale dei principali gruppi tassonomici, mentre in tabella 7 è descritta la distribuzione delle specie appartenenti alla famiglia Chironomidae lungo il corso longitudinale dei tre sistemi torrentizi in esame.

Le specie *Allogamus antennatus* (Limnephylidae, Trichoptera), *Baetis alpinus* (Baetidae, Plecoptera), e *Rhithrogena sp.* (Heptageniidae, Ephemeroptera) si sono rilevati essere i taxa dominanti della comunità macrobentonica del torrente di origine glaciale con un'abbondanza media relativa del 52%, 9% e 7%, rispettivamente. Tra i chironomidi, le specie *Diamesa latitarsis-gr.* (Diamesinae, Diptera) e *Limnophyes spp.* (Orthocladinae, Diptera) hanno rappresentato più del 25% dell'abbondanza totale, seguite da *Eukiefferiella calvescens* (Orthocladinae, Diptera) e *Heleniella serratosioi* (Orthocladinae, Diptera) con il 13% e il 5%, rispettivamente.

La comunità macrobentonica del torrente di origine nivale è risultata essere dominata da *Krenopsectra sp.* (Chironominae, Diptera), *Leuctra sp. Juv.* (Leuctridae, Plecoptera) *B. alpinus* e *Elmis latreillei* (Elminthidae, Coleoptera), con un'abbondanza media relativa del 14%, 11%, 10% e 9%, rispettivamente. Tra i chironomidi, *Krenopsectra sp.* (Chironominae, Diptera), *Micropsectra atrofasciata* (Chironominae, Diptera), *Parametriocnemus stylatus* (Orthocladinae, Diptera) e *E. calvescens* hanno raggiunto insieme più del 63% dell'abbondanza totale, seguiti da *Thienemanniella sp.* (Orthocladinae, Diptera), *Orthocladus spp.* (Orthocladinae, Diptera), *H. serratosioi*, *Krenopelopia sp.* (Taypodinae, Diptera) e *D. latitarsis-gr.* con il 6% e 2%, rispettivamente.

La fauna macrobentonica del torrente alimentato principalmente da falda idrica sotterranea ha presentato una comunità dominata da *Corynoneura spp.* (Orthocladinae, Diptera), *Leuctra sp. Juv.*, *Orthocladus spp.* e *P. stylatus* con un'abbondanza relativa del 33%, 7%, 6%, e 5%, rispettivamente. La comunità dei chironomidi è risultata essere rappresentata per più del 63% da *Corynoneura spp.*, *Leuctra sp. Juv.*, *Orthocladus spp.* e *P. stylatus*, mentre *Euorthocladus spp.* (Orthocladinae, Diptera), *Synorthocladus semivirens* (Orthocladinae, Diptera), *Macropelopia notata* (Taypodinae, Diptera), *Potthastia gaedii* (Diamesinae, Diptera) hanno raggiunto dal 5% al 2% dell'abbondanza totale.

**Fig.6** Abbondanza relativa (%) dei principali gruppi tassonomici registrata nelle stazioni del Sarca di Genova (S), dell'Arnò (A) e del Vanoi (V) campionate nei mesi di giugno (sm) e agosto (su) 2010.



**Tab.7** Distribuzione longitudinale delle specie della famiglia dei chironomidi nel Sarca di Genova (S), nell'Arnò (A), e nel Vanoi (V). Il numero dei quadrati indica l'aumento delle densità medie, dove ■ < 10 ind. m<sup>-2</sup>, ■■ < 100 ind. m<sup>-2</sup>, ■■■ < 1000 ind. m<sup>-2</sup> e ■■■■ >1000 ind. m<sup>-2</sup>. I taxa sono elencati in ordine crescente di abbondanza relativa, a partire dalle stazioni a quote maggiori. I taxa rari (<0.2 Ind. m<sup>-2</sup>) non sono considerati.

Taxa	S1	S2	S3	S4	S5
<i>Diamesa sp.</i>	■■■	■■■	■	■	■
<i>Limnophyes spp.</i>	■■■	■■■	■	■	
<i>Chaetocladius vitellinus</i>	■	■			
<i>Heleniella serratosioi</i>	■	■	■	■	■
<i>Euorthocladius spp.</i>	■	■	■	■	
<i>Pothastia longimana</i>					■
<i>Krenopelopia sp.</i>				■	■
<i>Natarsia sp.</i>			■	■	■
<i>Nilotanypus dubius</i>			■	■	■
<i>Cardiocladius sp.</i>			■	■	■
<i>Corynoneura spp.</i>				■	■
<i>Cricotopus spp.</i>				■	■
<i>Eukiefferiella calvescens</i>		■	■	■	■
<i>Eukiefferiella discoloripes</i>				■	■
<i>Eukiefferiella minor</i>					■
<i>Orthocladius spp.</i>					■
<i>Parametriocnemus stylatus</i>					■
<i>Paratrissocladius spp.</i>					■
<i>Rheocricotopus effusus</i>				■	■
<i>Thienemanniella sp.</i>			■	■	■
<i>Micropsectra atrofasciata</i>		■	■		

Taxa	A1	A2	A3	A4	A5
<i>Eukiefferiella calvescens</i>	■	■	■	■	■
<i>Thienemanniella sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Krenopelopia sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Micropsectra atrofasciata</i>	■	■	■	■	■
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	■	■	■	■	■
<i>Limnophyes spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Orthocladus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Rheocricotopus effusus</i>	■	■	■	■	■
<i>Paracricotopus niger</i>	■	■	■	■	■
<i>Nilotanypus dubius</i>	■	■	■	■	■
<i>Heleniella serratosioi</i>	■	■	■	■	■
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	■	■	■	■	■
<i>Pseudodiamesa nivosa</i>	■	■	■	■	■
<i>Diamesa sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Heterotanytarsus sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Krenosmittia boreoalpina</i>	■	■	■	■	■
<i>Eukiefferiella minor</i>	■	■	■	■	■
<i>Potthastia gaedii</i>	■	■	■	■	■
<i>Potthastia longimana</i>	■	■	■	■	■
<i>Ablabesmyia sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Macropelopia notata</i>	■	■	■	■	■
<i>Thienemamimyia pseudocarnea</i>	■	■	■	■	■
<i>Trissopelopia sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Brillita bifida</i>	■	■	■	■	■
<i>Corynoneura spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Cricotopus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Eukiefferiella discoloripes</i>	■	■	■	■	■
<i>Eudactylocladius spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Euorthocladus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Parorthocladus nudipennis</i>	■	■	■	■	■
<i>Synorthocladus semivirens</i>	■	■	■	■	■
<i>Krenopsectra sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Paracladopelma nigrifula gr.</i>	■	■	■	■	■
<i>Polypedilum spp.</i>	■	■	■	■	■

Taxa	V1	V2	V3	V4	V5
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	■	■	■	■	■
<i>Rheosmittia spinicornis</i>	■	■	■	■	■
<i>Ablabesmyia sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Eukiefferiella calvescens</i>	■	■	■	■	■
<i>Micropsectra atrofasciata</i>	■	■	■	■	■
<i>Euorthocladus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Krenopelopia sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Rheocricotopus effusus</i>	■	■	■	■	■
<i>Zavrelimyia sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Heleniella serratosioi</i>	■	■	■	■	■
<i>Cardiocladius sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Eukiefferiella minor</i>	■	■	■	■	■
<i>Thienemanniella sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Corynoneura spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Cricotopus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Eukiefferiella discoloripes</i>	■	■	■	■	■
<i>Diamesa sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Aspectrotanypus sp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Nilotanypus dubius</i>	■	■	■	■	■
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	■	■	■	■	■
<i>Parorthocladus nudipennis</i>	■	■	■	■	■
<i>Potthastia gaedii</i>	■	■	■	■	■
<i>Potthastia longimana</i>	■	■	■	■	■
<i>Macropelopia notata</i>	■	■	■	■	■
<i>Krenosmittia boreoalpina</i>	■	■	■	■	■
<i>Eudactylocladius spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Orthocladus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Paratrissocladius spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Synorthocladus semivirens</i>	■	■	■	■	■
<i>Chironomus spp.</i>	■	■	■	■	■
<i>Microtendipes spp.</i>	■	■	■	■	■

L'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA–*Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) eseguita sui valori delle abbondanze relative della specie delle tre tipologie di torrenti a confronto, ha evidenziato che le comunità macrobentoniche del Sarca di Genova e dell'Arnò presentavano differenze significative nella struttura comunitaria tra periodi di campionamento e lungo il gradiente longitudinale di ciascun sistema (Tab.8). Anche per il torrente alimentato da acque sotterranee si è verificata una diversificazione nella struttura comunitaria da monte a valle, mentre non sono state registrate differenze tra le due date di campionamento (Tab.8). Questi risultati sono riassunti nel dendrogramma ottenuto dall'analisi di clusterizzazione mostrato in figura 7. Le differenze stagionali sono risultate essere particolarmente evidenti per il torrente di origine glaciale, con un aumento delle abbondanze relative delle famiglie di efemerotteri e plecoteri nelle stazioni a monte in agosto (Fig.6), in concomitanza con il declino delle abbondanze dei chironomidi (Fig.6; Tab.7). Nel confronto delle strutture comunitarie tra stazioni poste alla medesima altitudine dei tre sistemi alpini, si sono riscontrate differenze tra tutte le stazioni omologhe di tipologia torrentizia differenti (Tab.9)

I risultati delle regressioni multiple non parametriche (DistLM) tra i valori di abbondanza relativa delle specie macrobentoniche e i parametri ambientali hanno evidenziato l'importanza del sedimento fine, della concentrazione della clorofilla *a* nella colonna d'acqua, e della temperatura media giornaliera (*best model*,  $R^2=0.305$ ; tabella 10) nel determinare la variabilità delle comunità macrobentoniche. L'ordinamento basato sulle distanze prodotte dall'RDA ha mostrato una chiara separazione dei siti di campionamento lungo un gradiente decrescente delle dimensioni granulometriche del sedimento, che ha raggruppato le stazioni del torrente di origine glaciale con le stazioni del torrente di origine nivale campionate in giugno. Inoltre, le stazioni sono state plottate lungo un gradiente crescente di temperature, correlato con l'aumento delle concentrazioni di clorofilla *a* nella colonna d'acqua, che separa i tratti a valle del torrente Vanoi campionati in estate dalle altre stazioni (Fig.8).

**Tab.8** Riassunto dei risultati dell'analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA–*Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) eseguita sui valori delle abbondanze relative della specie dei tre sistemi alpini a confronto. L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi), (iii) stazione di campionamento (Stazione), effetto casuale, 5 livelli (stazioni 1,2,3,4,5), annidato nel fattore Torrente, incrociato con Mese. I confronti che sono risultati essere significativamente differenti sono stati evidenziati in grassetto.

Struttura comunitaria	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)	vs
Torrente	2	4,4465	0,001	992	<b>0,001</b>	S≠A≠V
Mese	1	4,3854	0,007	999	<b>0,001</b>	Sm≠Su
Stazione (Torrente)	12	5,549	0,001	998	<b>0,001</b>	1≠2≠3≠4≠5
Torrente x Mese	2	2,5774	0,012	999	<b>0,011</b>	Ssm≠Ssu/Asm≠Asu/Vsm=Vsu
Stazione (Torrente) x Mese	12	3,3258	0,001	998	<b>0,001</b>	
Residui	60					

**Tab.9** Riassunto dei risultati dell'analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA–*Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) eseguita sui valori delle abbondanze relative della specie tra stazioni posizionate alla medesima altitudine a confronto. L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi). I confronti che sono risultati essere significativamente differenti, sono stati evidenziati in grassetto.

Stazione 1	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)
Torrente	2	11,925	0,001	997	<b>0,001</b>
Mese	1	16,773	0,001	999	<b>0,001</b>
Torrente x Mese	2	6,5748	0,001	999	<b>0,001</b>
Residui	12				

Stazione 2	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)
Torrente	2	5,1814	0,001	999	<b>0,001</b>
Mese	1	5,1391	0,001	997	<b>0,003</b>
Torrente x Mese	2	4,6577	0,002	999	<b>0,002</b>
Residui	12				

Stazione 3	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)
Torrente	2	6,43	0,001	999	<b>0,001</b>
Mese	1	1,3312	0,272	999	0,232
Torrente x Mese	2	3,469	0,001	999	<b>0,005</b>
Residui	12				

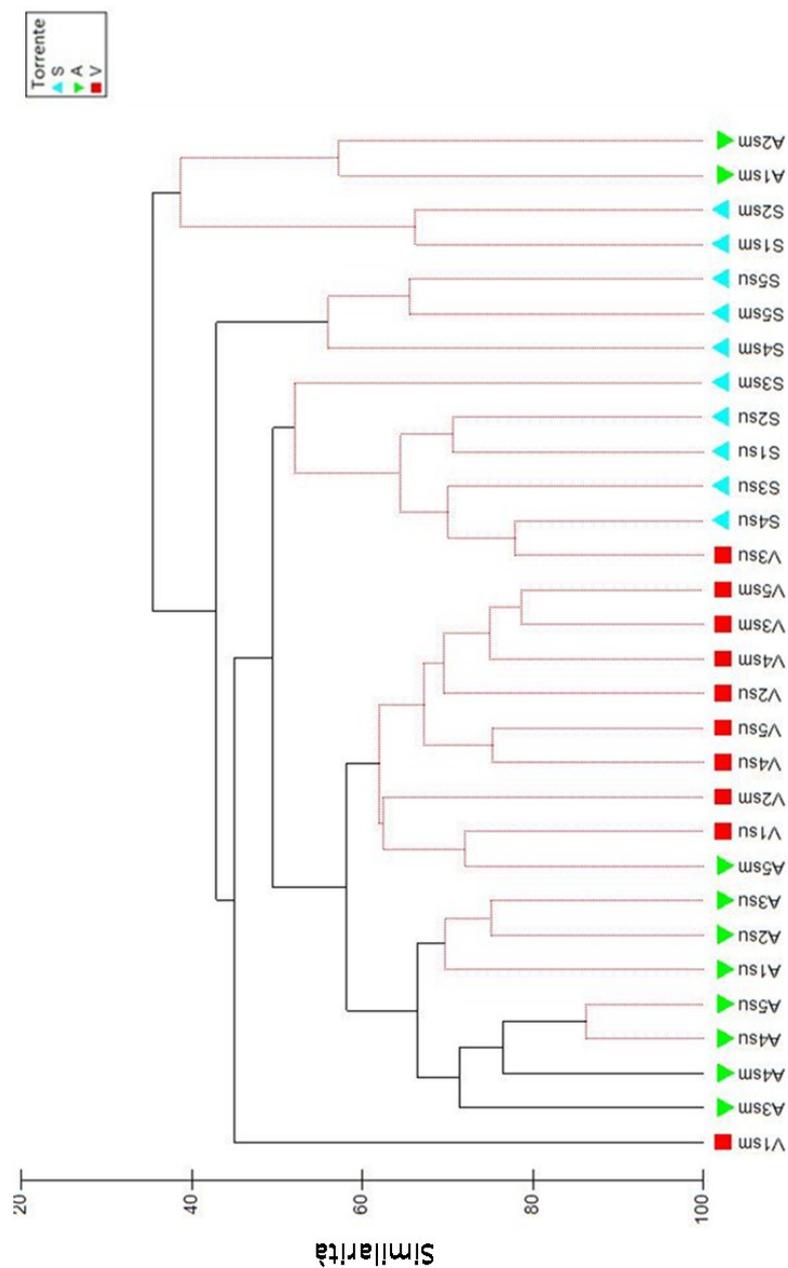
  

Stazione 4	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)
Torrente	2	9,0653	0,001	998	<b>0,001</b>
Mese	1	3,48	0,014	997	<b>0,039</b>
Torrente x Mese	2	3,0645	0,015	999	<b>0,02</b>
Residui	12				

Stazione 5	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)
Torrente	2	12,23	0,001	999	<b>0,001</b>
Mese	1	6,5112	0,001	998	<b>0,004</b>
Torrente x Mese	2	2,7976	0,004	999	<b>0,008</b>
Residui	12				

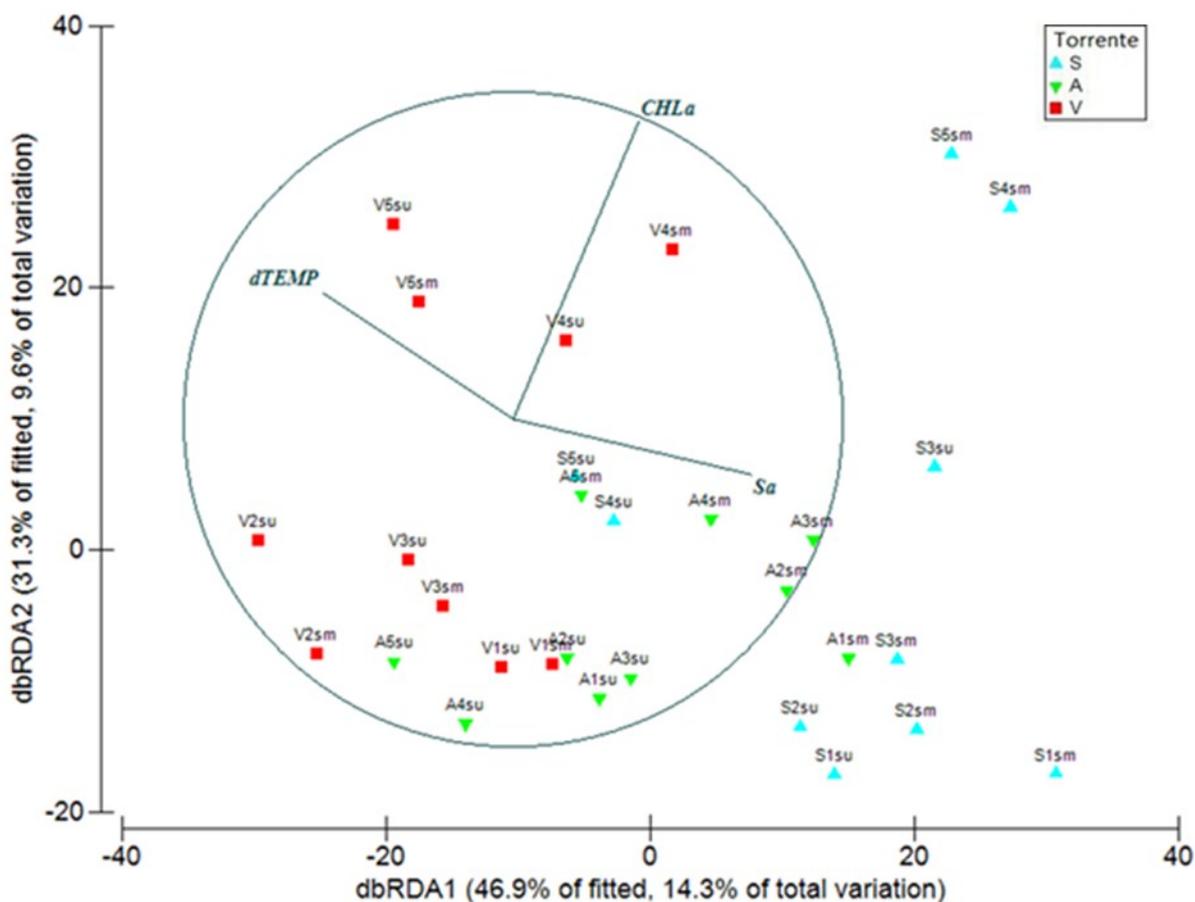
**Fig.7** Raggruppamento delle stazioni dei tre torrenti alpini (S, Sarca di Genova, triangolo verde; A, Arnò, triangolo blu; V, Vanoi, triangolo azzurro) campionati in giugno (sm) e agosto (su) 2010, ottenuta da analisi dei gruppi gerarchica aggregativa su matrice di similarità di Bray-Curtis. Le linee rosse indicano i raggruppamenti individuati dal test SIMPROF ( $P < 0.05$ ).



**Tab.10** Riassunto dei risultati delle regressioni multiple non parametriche, applicando un criterio analogo al Criterio di Informazione di Akaike, tra le abbondanze relative delle specie macrobentoniche e le variabili ambientali. Prop., proporzione della varianza spiegata; Cumul., proporzione cumulativa della varianza spiegata.

Variabile	AICc	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Sa	226,31	3,90	0,001	0,12	0,12
Chl a	225,08	3,55	0,001	0,10	0,22
dTEMP	224,45	3,03	0,002	0,08	0,31

**Fig.8** Ordinamento basato sulle distanze prodotte dall'RDA del primo e secondo asse, che correla la variabilità della struttura tassonomica delle comunità macrobentoniche con i parametri ambientali. La lunghezza dei vettori indica la loro importanza relativa nel determinare la distribuzione dei siti. S1-S5 sono le stazioni del Sarca di Genova, A1-A5 sono le stazioni dell'Arnò, e V1-V5 sono le stazioni del Vanoi. I campioni sono riportati secondo i diversi periodi di campionamento: "sm" indica il mese di giugno e "su" indica il mese di agosto.



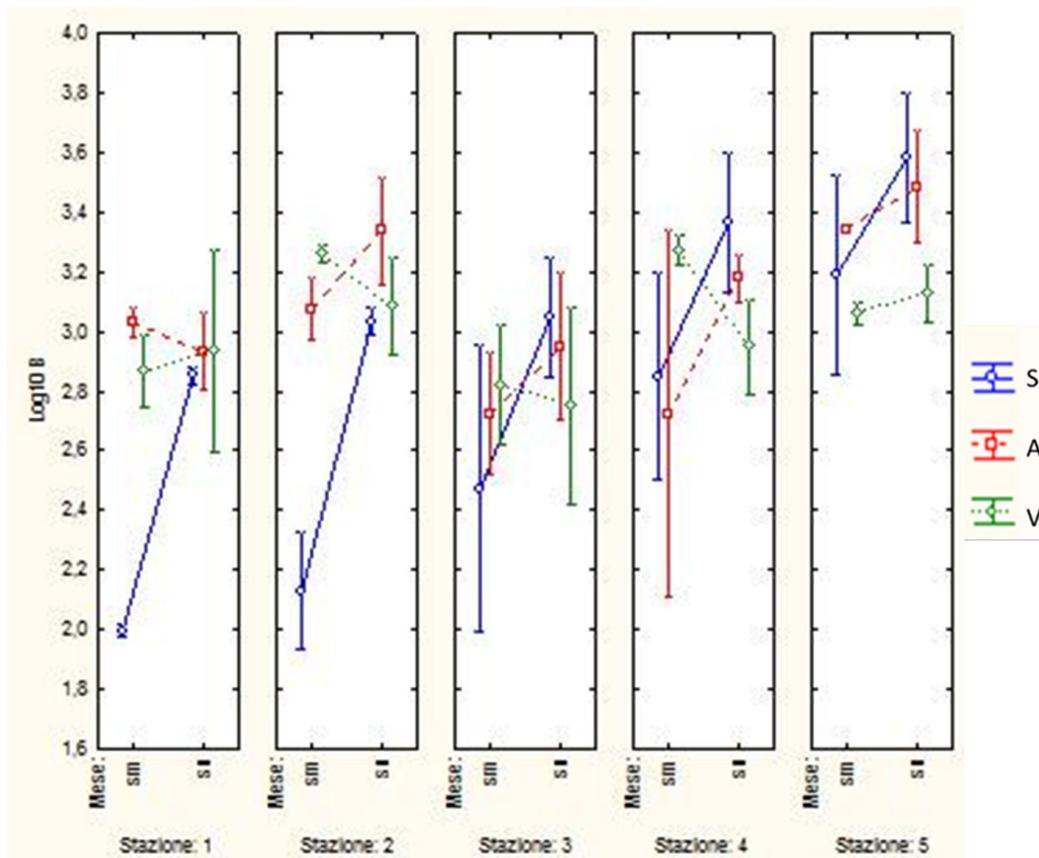
### 5.3 Analisi della distribuzione in taglia della comunità macrobentonica nei tre sistemi alpini a confronto

I valori medi di biomassa totale delle comunità macrobentoniche nelle stazioni dei tre torrenti a confronto è risultata essere significativamente differente nei diversi periodi di campionamento (LMEM, *General Linear Models*;  $p > 0.05$ ), con valori maggiori nella stagione estiva. Inoltre, il torrente di origine glaciale ha presentato valori di biomassa totale crescenti da monte a valle, in entrambe i periodi di campionamento (Tab.11, Fig.9).

**Tab.11** Riassunto dei risultati del modello lineare ad effetti misti (LMEM, *General Linear Models*) sui valori medi di biomassa totale ( $\log_{10} B$ ,  $g\ m^{-2}$ ) delle comunità macrobentonica. L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi), incrociato con Mese; (iii) stazione di campionamento (Stazione), effetto casuale, 5 livelli (stazioni 1,2,3,4,5), annidato nel fattore Torrente, incrociato con Mese. I confronti che sono risultati essere significativamente differenti, sono stati evidenziati in grassetto.

<b>B</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Mese	1	1,431	24,19	<b>0,000</b>
Torrente	2	0,406	0,87	0,444
Mese x Torrente	2	1,026	17,35	<b>0,000</b>
Stazione(Torrente)	12	0,466	7,88	<b>0,001</b>
Stazione(Mese x Torrente)	12	0,059	0,37	0,968
Errore	60	0,158		

**Fig.9** Andamento dei valori di biomassa totale ( $\log_{10} B$ ,  $\text{g m}^{-2}$ ) indicati come media campionaria  $\pm$  errore standard registrati nelle stazioni del torrente Sarca di Genova (S), del torrente Arnò (A) e del torrente Vanoi (V) in giugno (sm) e agosto (su) 2010.



Le taglie corporee dei macroinvertebrati hanno coperto un intervallo di valori che andava dai 0.02 ai 5.5 mg (biomassa secca al netto delle ceneri), in cui le classi di taglia minori erano occupate dai chironomidi, in particolare da organismi della sottofamiglia delle Orthocladinae, mentre le classi più grandi erano dominate da tricoteri ed efemerotteri. Le frequenze nelle classi di taglia degli organismi macrobentonici del torrente di origine glaciale hanno presentato una distribuzione piatta con valori relativamente pronunciati nell'intervallo da 0.125 a 0.25 mg e da 2.83 a 5.66 mg. L'Arnò e il Vanoi, invece, hanno mostrato spettri di taglia unimodali, con elevati picchi di frequenza intorno ai 0.025 mg.

Nei grafici in figura 10 sono state riportate alcune delle distribuzioni di abbondanza in percentuale degli organismi nelle 16 classi di taglia logaritmiche ( $\log_2$ ) prestabilite, confrontando le stazioni a medesima altezza lungo il gradiente longitudinale delle tre tipologie sorgentizie, mentre nella tabella 12

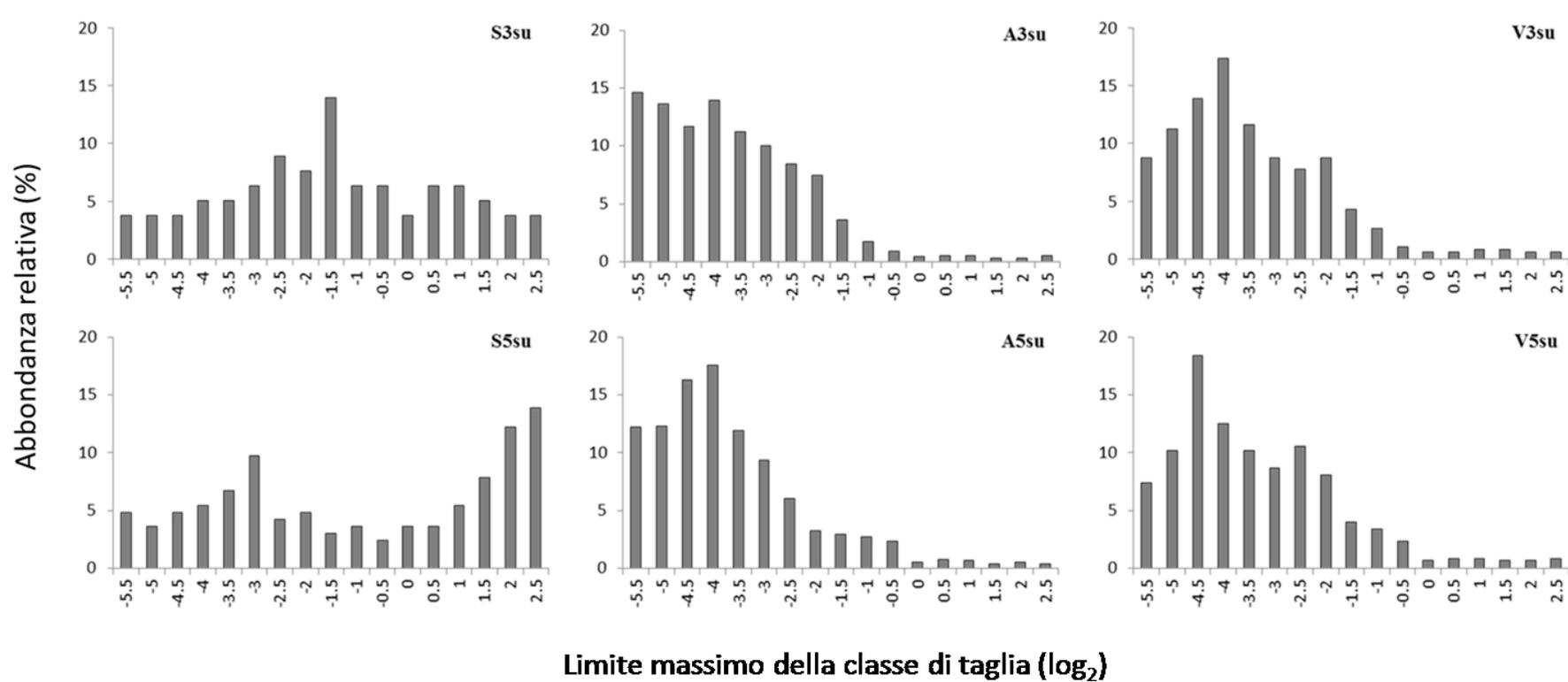
sono stati riportati i valori dei descrittori quantitativi di tutte le distribuzioni calcolate e l'indice di curtosi. Le differenze nell'asimmetria delle distribuzioni, con valori più negativi per le stazioni del Sarca di Genova in entrambi i periodi di campionamento, hanno evidenziato che la comunità macrobentonica di questo torrente presentava una netta dominanza di organismi di taglia grande, rispetto alle comunità dei torrenti Arnò e Vanoi. Al contrario, la comunità macrobentonica del Vanoi era caratterizzata da abbondanze maggiori degli organismi nelle classi di taglia più piccole, in particolare per le comunità pervenute nelle stazioni di fondovalle (Tab.12).

Gli stessi pattern sono stati riscontrati considerando le distribuzioni degli organismi appartenenti alla popolazione di *Diamesa latitarsis* (Fig.11). Come hanno evidenziato i valori dell'indice di curtosi (Tab.14), i torrenti Sarca di Genova e Arnò erano caratterizzati da una popolazione dominata da organismi più grandi, rispetto a quella pervenuta nel torrente Vanoi a regime termico più caldo.

L'Analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA–*Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) eseguita sui valori delle abbondanze nelle classi di taglia relative alle comunità macrobentoniche delle tre differenti tipologie di torrenti a confronto, ha evidenziato differenze significative tra la struttura dimensionale della comunità del Sarca di Genova rispetto a quella dei torrenti Arnò e Vanoi, mentre non sono state evidenziate variazioni nelle distribuzioni per effetto della stagionalità o per effetto di variabilità intra-tipologia tra le stazioni posizionate lungo il corso longitudinale di ciascun sistema, fatta eccezione per i siti prossimi alle sorgenti (Tab.13). Infatti, secondo i valori degli indici di forma, le prime stazioni delle tre tipologie torrentizie presentavano una distribuzione in taglia dominata dall'abbondanza di organismi nelle classi di taglia più grande (Tab.12). Nel confronto delle strutture dimensionali tra stazioni poste alla medesima altitudine dei tre sistemi alpini, si sono riscontrate differenze significative tra tutte le stazioni del Sarca di Genova rispetto alle stazioni omologhe degli altri due torrenti (Tab.15). Inoltre, le stazioni a fondovalle del torrente Vanoi hanno presentato differenze significative nella struttura degli spettri di taglia a confronto con le stazioni a medesima altitudine dell'Arnò (Tab.15). In questo caso, gli indici di forma hanno evidenziato valori

positivi per le distribuzioni in taglia del torrente alimentato da falda idrica sotterranea, quindi risultante caratterizzato da una comunità dominata da organismi più piccoli (Tab.12).

**Fig.10** Distribuzioni in percentuale delle abbondanze nelle classi di taglia della comunità macrobentonica della terza (S3, A3, V3) e quinta (S5, A5, V5) stazione di ciascun sistema torrentizio (S, Sarca di Genova; A, Arnò; V, Vanoi) campionati in giugno e agosto 2010.



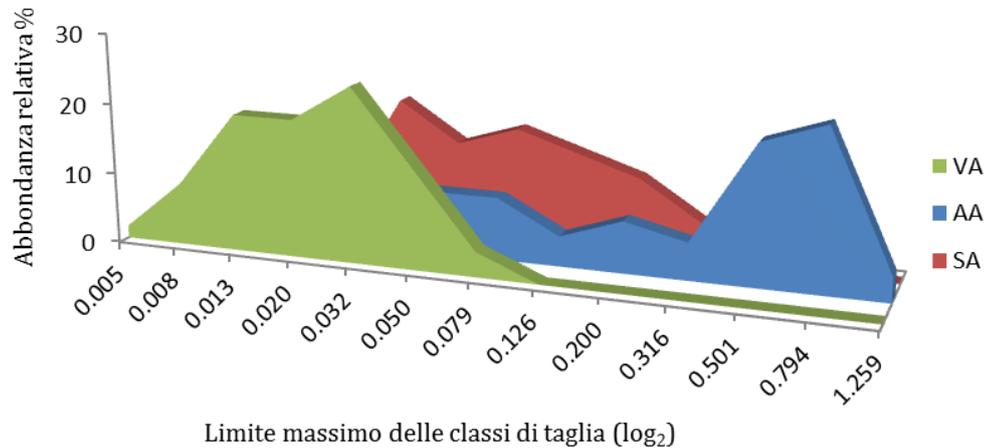
**Tab.12** Descrizione quantitativa, e relativi indici di forma, delle distribuzioni in classi di taglia degli organismi appartenenti alle comunità macrobentoniche campionate in ciascuna stazione dei tre sistemi torrentizi a confronto (S, Sarca di Genova; A, Arnò; V, Vanoi) nei mesi di giugno (sm) e agosto (su) 2010.

	Media	Mediana	Moda	E.S.	Intervallo quartili	Curtosi
S1sm	19.235	15	13.5	2.257	12	-0.161
S2sm	111.000	63	156	27.055	135	-0.204
S3sm	48.000	51	49.5	7.088	33	0.405
S4sm	31.941	27	9	6.142	36	-0.024
S5sm	105.882	51	9	25.438	168	-0.021
A1sm	134.118	81	12	38.083	219	0.940
A2sm	160.235	114	18	44.131	216	0.501
A3sm	185.294	90	12	51.519	276	1.030
A4sm	37.588	30	12	7.851	33	1.136
A5sm	32.118	24	22.5	5.487	24	2.549
V1sm	16.059	15	12	2.208	9	3.919
V2sm	109.059	27	15	34.460	153	2.123
V3sm	91.941	57	9	23.901	147	4.389
V4sm	43.059	24	9	11.795	27	3.635
V5sm	78.882	21	15	29.544	60	8.001
S1su	144.176	105	9	34.970	234	-0.650
S2su	46.765	39	72	7.161	51	-0.842
S3su	108.706	54	9	26.767	180	-0.400
S4su	27.529	24	15	4.612	18	0.809
S5su	137.647	75	9	35.303	234	-0.576
A1su	133.059	81	9	38.180	174	1.232
A2su	171.176	132	13.5	44.390	231	0.046
A3su	178.059	81	9	50.859	279	1.130
A4su	140.294	90	9	35.288	234	-0.464
A5su	13.941	12	9	1.795	9	6.955
V1su	37.235	24	9	7.851	42	1.110
V2su	83.471	66	9	18.928	126	0.703
V3su	86.647	63	9	19.961	123	1.479
V4su	17.824	15	15	2.403	12	1.717
V5su	29.118	21	9	8.446	27	8.335

**Tab.13** Riassunto dei risultati dell'analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA–*Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) eseguita sulla distribuzione di abbondanze nelle classi di taglia relative alle comunità macrobentoniche dei tre sistemi alpini a confronto. L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi), (iii) stazione di campionamento (Stazione), effetto casuale, 5 livelli (stazioni 1,2,3,4,5), annidato nel fattore Torrente, incrociato con Mese. I confronti che sono risultati essere significativamente differenti, sono stati evidenziati in grassetto.

Struttura comunitaria	g.d.l.	Pseudo-F	P(perm)	N.permutazioni	P(MC)	Differenze significative
Torrente	2	13,199	0,001	992,000	<b>0,001</b>	S≠A≠V
Mese	1	4,836	0,024	999,000	<b>0,016</b>	Sm≠Su
Stazione (Torrente)	12	2,414	0,002	996,000	<b>0,002</b>	1≠2/1≠5/2≠5
Torrente x Mese	2	0,843	0,521	999,000	0,502	
Stazione (Torrente) x Mese	12	1,132	0,287	998,000	0,305	
Residui	60					

**Fig.11** Distribuzioni in percentuale delle abbondanze nelle classi di taglia della popolazione di *Diamesa latitarsis* espressa come media dei valore di abbondanza in tutte le stazioni di ciascun sistema torrentizio (S, Sarca di Genova; A, Arnò; V, Vanoi) campionate agosto (A) 2010.



**Tab.14** Descrizione quantitativa, e relativi indici di forma, delle distribuzioni in classi di taglia degli organismi appartenenti alla popolazione di *Diamesa latitarsis* campionati nelle stazioni dei tre sistemi torrentizi a confronto (S, Sarca di Genova; A, Arnò; V, Vanoi) nel mese di agosto (A) 2010.

	Media	Mediana	E.S.	Intervallo quartili	Curtosi
SA	2.77	2	0.65	4	-1.09
AA	60.92	42	14.54	42	1.63
VA	56.00	14	20.18	112	-0.77

**Tab.15** Riassunto dei risultati dell'analisi Permutazionale della Varianza (PERMANOVA–*Permutational Analysis of Variance*, Anderson, 2001) eseguita sulla distribuzione di abbondanza nelle classi di taglia della specie tra stazioni posizionate alla medesima altitudine a confronto. L'analisi ha incluso i seguenti fattori: (i) periodo di campionamento (Mese), effetto fisso, 2 livelli (giugno e agosto); (ii) tipologia di torrente (torrente), effetto fisso, 3 livelli (Sarca, Arnò, Vanoi). I confronti che sono risultati essere significativamente differenti, sono stati evidenziati in grassetto.

<b>Stazione 1</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>Pseudo-F</b>	<b>P(perm)</b>	<b>N.permutazioni</b>	<b>P(MC)</b>	<b>Differenze significative</b>
Torrente	2	14,773	0,002	997	<b>0,001</b>	S≠A≠V
Mese	1	0,52959	0,631	998	<b>0,612</b>	
Torrente x Mese	2	0,65748	0,701	999	<b>0,651</b>	
Residui	12					
<b>Stazione 2</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>Pseudo-F</b>	<b>P(perm)</b>	<b>N.permutazioni</b>	<b>P(MC)</b>	<b>Differenze significative</b>
Torrente	2	2,5153	0,087	999	<b>0,082</b>	S≠A/S≠V
Mese	1	0,06094	0,974	998	<b>0,97</b>	
Torrente x Mese	2	0,17946	0,963	999	<b>0,957</b>	
Residui	12					
<b>Stazione 3</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>Pseudo-F</b>	<b>P(perm)</b>	<b>N.permutazioni</b>	<b>P(MC)</b>	<b>Differenze significative</b>
Torrente	2	9,4123	0,005	997	<b>0,001</b>	S≠A/S≠V
Mese	1	0,23323	0,774	999	0,807	
Torrente x Mese	2	0,11838	0,972	999	0,977	
Residui	12					
<b>Stazione 4</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>Pseudo-F</b>	<b>P(perm)</b>	<b>N.permutazioni</b>	<b>P(MC)</b>	<b>Differenze significative</b>
Torrente	2	8,0843	0,002	999	<b>0,002</b>	S≠A/S≠V
Mese	1	4,6696	0,022	999	<b>0,021</b>	Sm≠Su
Torrente x Mese	2	1,2621	0,299	998	0,32	
Residui	12					
<b>Stazione 5</b>	<b>g.d.l.</b>	<b>Pseudo-F</b>	<b>P(perm)</b>	<b>N.permutazioni</b>	<b>P(MC)</b>	<b>Differenze significative</b>
Torrente	2	12,23	0,001	999	<b>0,001</b>	S≠A≠V
Mese	1	6,5112	0,001	998	<b>0,004</b>	Sm≠Su
Torrente x Mese	2	2,7976	0,004	999	<b>0,008</b>	Asm≠Asu/Vsm≠Vsu
Residui	12					

## 6. Discussioni

In generale, i risultati della presente ricerca confermano i pattern evidenziati in precedenti studi, che hanno analizzato la variabilità nella struttura tassonomica e dimensionale delle comunità acquatiche in risposta all'aumento delle temperature, in differenti ecosistemi e scale spaziali (es. Ricciardi & Rasmussen, 1999; Poff *et al.*, 2002; Xenopoulos *et al.*, 2005; Daufresne *et al.*, 2009). D'altronde, gli effetti registrati in questo lavoro rappresentano una prima evidenza scientifica dello spostamento delle distribuzioni delle abbondanze degli organismi dell'intera comunità macrobentonica verso classi di taglia più piccole, attribuibile all'incremento della temperatura. Questi esiti sono stati ottenuti ricorrendo ad una tecnica alquanto innovativa, in cui si sono utilizzati sistemi naturali come fossero dei macrocosmi, e perciò si sono confrontate le strutture tassonomiche e dimensionali delle comunità macrobentoniche in scenari differenti in cui si presupponeva controllare i fattori ambientali senza che l'alta variabilità naturale o altre pressioni antropiche potessero influenzare i risultati. Questa sperimentazione è stata facilitata dalla scelta di torrenti alpini d'alta quota come modello previsionale, in cui si sono analizzati pattern di variazione delle componenti strutturali in condizioni di interazione tra fattori abiotici e biotici alquanto semplificate, e si è potuto così speculare sugli effetti degli scenari futuri in sistemi maggiormente complessi, appartenenti a regioni climatiche più calde.

Il cambiamento previsto della struttura dimensionale della comunità macrobentonica per l'aumento delle temperature potrebbe avere serie implicazioni sulla composizione e struttura delle popolazioni e delle comunità biologiche, sino ad andare ad influenzare importanti processi ecosistemici (Robson *et al.*, 2005; Woodward *et al.* 2005; Ings *et al.* 2009). Dato il ruolo di questo parametro comunitario sull'efficienza dell'intero ecosistema, conoscere quali siano i fattori determinanti la struttura in taglia e come essa risponda alle loro variazioni è un ottimo strumento previsionale, in grado di implementare le informazioni ottenute da modelli a base tassonomica degli effetti dei cambiamenti climatici sulla componente biotica dei sistemi acquatici naturali.

### **6.1 Le caratteristiche abiotiche e biotiche delle diverse tipologie dei sistemi torrentizi alpini**

I torrenti esaminati hanno evidenziato caratteristiche tipiche dei sistemi alpini d'alto corso: bassi valori di temperatura, flussi a regime variabile, acque turbolente e ben ossigenate, e basse concentrazioni di nutrienti (Ward 1994; Füreder *et al.* 2001).

Le differenti tipologie di alimentazione dei corsi d'acqua hanno influenzato importanti fattori ambientali tra cui le proprietà idrodinamiche, le caratteristiche chimico-fisiche delle acque e il trasporto dei sedimenti. A condizioni ambientali favorevoli al biota e relativamente stabili nel tempo per il sistema alimentato da affioramento di acque sotterranee, hanno fatto seguito condizioni estreme e altamente variabili nel torrente di origine glaciale. In particolare, nel periodo di maggior apporto idrico dovuto allo scioglimento dei ghiacciai, il Sarca di Genova ha presentato valori di minimi termici estremamente bassi, elevata variabilità delle portate e alta concentrazione dei solidi sospesi nella colonna d'acqua. Inoltre, questo sistema ha mostrato un decremento delle concentrazioni di sodio e potassio dalla primavera all'estate, come conseguenza della diminuzione delle portate, della riduzione dell'erosione del suolo e del termine della stagione di scioglimento in agosto. Al contrario, il Vanoi ha mostrato valori medi di temperature più elevati e costanti, ed un carico minore di solidi sospesi rispetto agli altri due sistemi, differenze determinate dalla tipologia di alimentazione da falda idrica sotterranea. Per la medesima causa, il Vanoi ha registrato elevate concentrazioni di nitrato e solfato, ioni cloruro, calcio e magnesio nella colonna d'acqua, così come il torrente Arnò che ha presentato valori elevati di questi parametri nelle ultime stazioni a fondovalle, dovuti all'apporto al corso principale di acque arricchite di sostanze alcalino-terrose provenienti da sorgenti e piccoli tributari.

### **6.2 Variazioni spazio-temporali della composizione tassonomica nelle diverse tipologie dei sistemi torrentizi alpini**

I risultati riguardanti le analisi della composizione tassonomica della comunità macrobentonica dei tre sistemi di alto corso hanno evidenziato una dominanza delle larve dei chironomidi e dei tricoteri, così come di alcuni stati preadulti di efemeroteri e plecoteri. I torrenti hanno presentato numerosi taxa in

comune (es. *Baetis alpinus*, *Ecdyonurus sp.*, *Diamesa latitarsis gr.*, *Corynoneura spp.*, *Thienemanniella sp.*, *Eukiefferiella calvescens*), con evidenti differenze nella presenza-assenza delle specie tra il sistema glaciale e i sistemi non glaciali.

Il Sarca di Genova ha mostrato una comunità povera in specie, caratterizzata da bassi livelli di abbondanze relative, bassi valori di diversità e alti valori di equiripartizione, condizione tipica di comunità macrobentoniche appartenenti a sistemi caratterizzati da condizioni ambientali estreme (Füreder, 1999; Friberg *et al.*, 2009). La sottofamiglia delle Diamesinae è risultata dominare le comunità macrobentoniche delle stazioni prossime alla sorgente, in coesistenza con la famiglia Limnephilidae dei tricoteri, con le famiglie Heptagenidae e Baetidae degli efemeroteri e con la famiglia Nemouridae dei plecoteri. La dominanza di questi taxa risulta essere in relazione al loro grado di adattamento alle condizioni estreme di basse temperature e ampie variazioni stagionali di portata e solidi sospesi, tramite lo sviluppo di capacità di resistenza e resilienza (Lencioni, 2004; Füreder, 2007).

I taxa che sono risultati comuni tra il sistema alimentato dallo scioglimento delle nevi e quello alimentato da apporti idrici sotterranei, erano invece rari nelle stazioni del Sarca di Genova (Chironominae, Leuctridae) o assenti (Dytiscidae, Hydraenidae, Psychodidae e Simulidae). Questi taxa d'altronde appartengono ai gruppi trofico-funzionali dei raschiatori e dei filtratori, la cui presenza è favorita dall'abbondanza di peryphiton e di materiale ad esso associato, e da elevate concentrazioni di sostanza organica particellata nella colonna d'acqua (Gislason *et al.*, 1998), condizione che si è presentata maggiormente nelle stazioni dei sistemi non glaciali.

### **6.3 Effetti delle caratteristiche dell'habitat sulla struttura tassonomica della comunità macrobentonica**

Come è stato osservato in altri studi (Ward, 1994; Füreder *et al.*, 2001; Hieber *et al.*, 2005), i pattern spazio-temporali nella struttura tassonomica delle comunità dei macroinvertebrati, appartenenti a differenti tipologie di sistemi torrentizi alpini, sembrano riflettere l'ampiezza delle differenze delle condizioni ambientali.

La ricchezza tassonomica è risultata essere in aumento lungo il corso longitudinale del torrente Arnò e del torrente Vanoi, mentre non si sono evidenziate differenze con la distanza dalla sorgente per il torrente Sarca di Genova. Infatti, il sistema di origine glaciale ha presentato condizioni ambientali avverse al costituirsi di una comunità macrobentonica caratterizzata da alti livelli di diversità indipendentemente dalla posizione della stazione campionata. Invece, per i sistemi non glaciali, e in particolare per il torrente alimentato dallo scioglimento delle nevi, l'aumento longitudinale del numero delle specie è apparso essere più evidente, effetto dovuto ad un accentuato miglioramento delle condizioni ambientali con la distanza dalla sorgente (p. es. maggiori temperature dell'acqua, minori velocità di corrente, maggiore concentrazione del particolato organico grossolano nel sedimento).

La granulometria del sedimento, la produzione primaria e la temperatura dell'acqua sono risultate essere i fattori esplicati della variabilità della struttura comunitaria macrobentonica dei tre sistemi alpini in studio. Questi risultati trovano conferma in precedenti ricerche che hanno evidenziato come le suddette variabili, insieme alla concentrazione di sostanza organica nel sedimento e alla velocità di corrente, vanno a condizionare la distribuzione della comunità macrobentonica dei sistemi di alto corso localmente o su macro-scala (Rossaro, 1991; Jacobsen *et al.*, 1997; Hieber *et al.*, 2005; Lencioni & Rossaro, 2005).

Nei sistemi lotici, la quantità di detrito nel sedimento dell'alveo fluviale è determinata dalla tipologia mineralogica, dalla granulometria del substrato, e dalla velocità di corrente. I sedimenti fini trattengono maggiormente il particolato trasportato dalla corrente rispetto ad una granulometria grossolana, grazie ai piccoli interstizi che si vanno a formare tra i granuli del sedimento in cui il detrito si può accumulare. Secondo i risultati di una ricerca di Rabeni e Minshall (1977), l'abbondanza dei macroinvertebrati (in particolare delle specie opportuniste, r-strategie) risulta essere maggiore nei sistemi caratterizzati da sedimenti fini dove la sostanza organica è più disponibile. Nel nostro caso di studio, i torrenti Arnò e Sarca di Genova hanno entrambi presentato una maggiore proporzione di particolato fine a cui corrispondeva un'alta concentrazione di sostanza organica (in particolare FPOM), ma non hanno evidenziato la medesima struttura tassonomica delle comunità macrobentoniche a confronto. Infatti, le

comunità macrobentoniche del torrente alimentato dallo scioglimento delle nevi, sono risultate essere dominate da alte abbondanze relative di trituratori e collettori (Orthocladinae, Chironominae, Leuctridae e Nemouridae), alcuni dei quali rappresentavano specie opportuniste r-strategie (es. *Euorthocladius rivicola* e *Micropsectra spp.*). Al contrario, il sistema di origine glaciale ha mostrato una comunità dominata dagli stessi gruppi trofico-funzionali, ma relativamente povera in abbondanza e ricchezza specifica, in particolare per la comunità dei chironomidi nelle stazioni a monte. Questo potrebbe essere un effetto delle temperature estreme, a cui solamente alcune specie stenoterme fredde e reofile sono capaci di adattare il loro metabolismo, che prevale sull'effetto di ulteriori parametri ambientali.

Come detto in precedenza, la produzione primaria è risultata essere uno dei parametri determinanti la struttura comunitaria. Nei tre sistemi in esame, il suo valore è risultato essere ridotto per un effetto additivo delle basse temperature e dell'elevata torbidità della colonna d'acqua, come si è potuto verificare dai valori minori di clorofilla *a* nelle stazioni del torrente di origine glaciale. Il fiume alimentato da acque sotterranee, invece, ha presentato valori di temperature in aumento verso valle con una produzione primaria maggiore nell'ultima stazione in entrambe le date di campionamento, e con una corrispondente comunità bentonica dominata da collettori-filtratori (alcune specie di Chironominae e Orthocladinae).

Per quanto riguarda l'influenza delle concentrazioni di solidi sospesi sulla struttura macrobentonica, i torrenti Sarca di Genova e Arnò hanno presentato alte concentrazioni di solidi sospesi a cui avrebbe dovuto corrispondere la presenza di taxa filtratori come i Simulidi (Diptera), (Gislason *et al.*, 1998). In realtà, questo taxon è risultato essere assente nel Sarca di Genova e raro nell'Arnò, probabilmente perché la frazione organica del particolato in sospensione era minore rispetto a quella inorganica, come riscontrato in studi precedenti svolti in torrenti delle Alpi svizzere (Hieber *et al.*, 2005). Queste condizioni hanno invece influenzato la composizione della comunità macrobentonica, aumentando le abbondanze degli organismi trituratori con un'alta abbondanza di efemerotteri, plecoteri e tricoteri in tutte le stazioni di campionamento.

#### **6.4 Effetti delle caratteristiche dell'habitat sulla distribuzione in taglia delle comunità macrobentoniche**

Lungo un gradiente crescente di granulometria del sedimento associata ad una diminuzione della concentrazione di sostanza organica e temperature variabili, la biomassa totale dei macroinvertebrati è rimasta costante, fatta eccezione per il torrente di origine glaciale. In questo sistema, infatti, il suddetto parametro ha evidenziato valori crescenti da monte a valle, dovuti all'aumento delle abbondanze dei tricoteri, in entrambe le stagioni di campionamento.

La dominanza dei chironomidi nelle comunità dei macroinvertebrati dell'Arnò e del Vanoi ha spiegato la similarità delle loro distribuzioni unimodali e la dissimilarità con le distribuzioni del Sarca di Genova, che è risultato essere caratterizzato da organismi più grandi (larve di tricoteri ed efemeroteri), distribuiti in maniera omogenea nelle classi di taglia. Inoltre, l'abbondanza totale della comunità macrobentonica è risultata essere più bassa nel torrente a origine glaciale per la diminuzione del numero degli organismi in ogni classe di taglia dovuta l'aumento delle dimensioni corporee.

La struttura dimensionale delle comunità macrobentoniche non ha rilevato né differenze stagionali né variabilità lungo il gradiente longitudinale di ciascun torrente, a differenza dei parametri comunitari a base tassonomica. Questi ultimi risultano essere più sensibili alla variabilità e alla sinergia di cambiamento di alcuni parametri ambientali (granulometria del sedimento, produzione primaria, concentrazione di solidi sospesi), che invece sembrano non aver alcun effetto sulla struttura dimensionale comunitaria. Al contrario, le distribuzioni in classi di taglia delle comunità macrobentoniche sono risultate essere differenti nel confronto delle stazioni a medesima altitudine delle tre tipologie torrentizie. A temperature più basse sono corrisposte abbondanze maggiori degli organismi nelle classi di taglia più grandi. In particolare, il torrente di origine glaciale ha presentato una comunità dominata da organismi più grandi in tutte le stazioni e date di campionamento rispetto agli altri sistemi a confronto. Dato che il Sarca di Genova e l'Arnò hanno presentato simili granulometrie del sedimento e comparabili valori di concentrazione di sostanza organica (CPOM e FPOM), ma distribuzioni in taglia differenti, ne possiamo

dedurre che la dimensione corporea dei macroinvertebrati è risultata essere più influenzata dalle condizioni termiche piuttosto che da altri parametri ambientali. Lo stesso risultato è stato osservato nelle stazioni a valle dell'Arnò, che presentava valori di temperatura più bassa, per il contributo di piccoli tributari al corso d'acqua principale, in confronto alle temperature delle stazioni a fondovalle del Vanoi. Anche in questo caso, la comunità del torrente a origine nivale è risultata essere dominata da organismi più grandi rispetto a quelli del sistema a regime termico più caldo.

La presenza di organismi acquatici più piccoli a temperature ambientali più alte è stata osservata anche in precedenti studi lungo un *range* di tipologie ecosistemiche (Atkinson *et al.*, 2003; Daufresne *et al.*, 2009; Yvon-Durocher *et al.*, 2011) e scale spaziali (Morà *et al.*, 2010). Queste evidenze vengono spiegate in letteratura da tre regole principali, che esplicitano la risposta degli organismi al gradiente termico. La prima è la regola di Bergmann (1874) secondo la quale, generalmente, gli animali di dimensioni corporee più grandi tendono a vivere ad altitudini maggiori rispetto alle specie di dimensioni più piccole. La seconda è la regola di James (1970) la quale prevede che, considerando la distribuzione di una specie, le popolazioni con taglia corporea più piccola si trovano generalmente in ambienti più caldi. La terza è la regola temperatura-taglia (TSR) di Atkinson (1994) che evidenzia come la taglia corporea individuale degli ectotermi tende a decrescere con l'innalzarsi della temperatura. Quindi, secondo la regola di Bergmann, il primo meccanismo correlato all'incremento delle temperature è un aumento delle proporzioni delle specie di piccola taglia, in termini di abbondanza o numero dei taxa. Nel presente studio, tale fenomeno è stato osservato in termini di aumento delle abbondanze e del numero di specie della comunità dei chironomidi nei torrenti che hanno presentato una temperatura più alta. Al contrario, il sistema a regime termico più freddo ha mostrato una comunità caratterizzata da organismi di dimensioni più grandi, come tricoteri, efemerotteri e plecoteri. Inoltre, in accordo con la regola di James, la diminuzione delle dimensioni a scala comunitaria potrebbe anche essere dovuta alla diminuzione della media delle taglie corporee nelle popolazioni. Anche nelle osservazioni compiute in questo studio, si è riscontrato un'abbondanza maggiore nelle classi di taglia più piccole degli organismi appartenenti alla popolazione *Diamesa latitarsis* in presenza di temperature più alte. Infine, la riduzione delle taglie

corporee a livello di popolazione può essere dovuta al meccanismo evidenziato dalla regola TSR, secondo la quale la diminuzione delle dimensioni a temperature più basse è dovuta all'aumento dei tassi di crescita degli organismi e ad un raggiungimento anticipato della maturità sessuale a taglie minori.

Nelle stazioni in cui non si sono presentate ampie differenze nel regime termico, ossia i tratti a monte dell'Arno e del Vanoi, è risultato evidente che altri parametri ambientali potessero avere effetti rilevanti sulla distribuzione in taglia delle comunità macrobentoniche, come la granulometria del sedimento e il contenuto in sostanza organica. Dove la risorsa trofica è risultata elevata la comunità era composta da una prevalenza di specie r-strategie che solitamente presentano piccole dimensioni in confronto alle specie K-strategie. Inoltre, il cambiamento nella dominanza da trituratori a collettori potrebbe essere correlato con lo spostamento della distribuzione degli organismi verso classi di taglia più piccole.

## **7. Conclusioni e prospettive future**

In conclusione, i fattori idrogeologici, le caratteristiche chimiche dell'acqua e i parametri biotici risultano avere una rilevante influenza sulla composizione e struttura tassonomica delle comunità macrobentoniche, determinando la variabilità dei principali parametri comunitari e della complessità strutturale lungo il gradiente longitudinale di ciascun sistema, e tra tipologie di torrenti a confronto. Al contrario, questi parametri non sembrano influenzare la distribuzione in taglia, laddove il fattore limitante è rappresentato da valori termici particolarmente bassi. D'altronde, la temperatura è risultata essere il principale elemento di controllo delle comunità macrobentoniche di questi sistemi "sentinella", dal determinare la diversità e la struttura tassonomica (es. l'aumento delle temperature è correlato all'incremento delle abbondanze e della ricchezza specifica), sino ad influenzare le distribuzioni dimensionali (es. a temperature più alte corrisponde un aumento delle abbondanze degli organismi più piccoli), sia a livello di popolazione che comunitario.

Il suddetto parametro è uno dei componenti principali del cambiamento climatico, ma non è il solo. Insieme alla variabilità della temperatura, numerosi studi hanno riconosciuto l'aumento delle

---

concentrazioni atmosferiche di CO<sub>2</sub> (IPCC 2007), e la modificazione del regime idraulico dei sistemi fluviali (Barnett *et al.*, 2005; Milly *et al.*, 2006), come ulteriori tasselli del mosaico di stress ambientali previsti per le prossime decadi, che, andando ad interagire con l'aumento delle temperature, apporteranno molteplici effetti sulla biodiversità (es. Krajick, 2004) e sulla funzionalità ecosistemica (es. Füreder *et al.*, 2001). Per tali ragioni, nelle future sperimentazioni sarà necessario considerare l'insieme degli effetti delle differenti componenti del cambiamento climatico sulla struttura della comunità macrobentonica, specialmente se si prevede che questi fattori agiranno sinergicamente (Woodward *et al.*, 2010b). Inoltre, sarà necessario approfondire le conseguenze del cambiamento della struttura comunitaria, in particolare di quella dimensionale, sui processi funzionali (es. produzione secondaria, decomposizione della lettiera fogliare) degli ecosistemi lotici. Questo argomento rimane ancora oggi ampiamente inesplorato nelle ricerche ecologiche, anche se potrebbe offrire ottimi spunti previsionali degli effetti del cambiamento climatico sulle componenti biotiche e sulla funzionalità di questa tipologia ecosistemica.

---

**Bibliografía**

Allan JD. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 257-284.

Anderson MJ and ter Braak CJF. 2003. Permutation tests for multifactorial analysis of variance, *Journal of Statistical Computation and Simulation*, **73**: 85-113.

Anderson MJ, Gorley RN and Clarke KR. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods*. Plymouth.

Angilletta MJ, Steury TD and Sears MW. 2004. Temperature, growth rate, and body size in ectotherms: fitting pieces of a life-history puzzle. *Integrative and Comparative Biology* **44**: 498-509.

APHA. 1992. *Standard methods for the examination of water and freshwater*. 18th edition of the American Public Health Association 1015. 15th Street, NW, Washington, DC.

Ashton KG. 2004. Sensitivity of intraspecific latitudinal clines of body size for tetrapods to sampling, latitude and body size. *Integrative and Comparative Biology* **44**: 403-412.

Atkinson D. 1994. Temperature and organisms-Ab law for ectotherms? *Advances in Ecological Research* **25**: 1-58.

Atkinson A, Siegel V, Pakhomov E and Rothery P. 2004. Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. *Nature* **432**: 100-103.

Badosa A, Boix D, Brucet S, López-Flores R, Gascón S and Quintana XD. 2007. Zooplankton taxonomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): Influence of hydrology, nutrient composition, food resource availability and predation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **71**: 335-346.

- Balvanera P, Pfisterer AB., Buchmann N, He J-S, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B, 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* **9**: 1146-1156.
- Barnett TP, Adam JC and Lettenmaier DP. 2005. Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. *Nature* **438**: 303-309.
- Begon MJ, Harper L and Townsend CR. 1990. *Ecology: individuals, populations and communities*. Second edition. Blackwell Scientific, Oxford, England.
- Beniston M. 2006. Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps. *Hydrobiologia* **562**: 3-16.
- Beer-Stiller A and Zwick P. 1995. Biometric studies of some stoneflies and a mayfly (Plecoptera and Ephemeroptera). *Hydrobiologia* **299**: 169-178.
- Bergmann C. 1847. Ueber die Verhaeltnisse der Waermeoekonomie der Thiere zu ihrer Groesse. *Goettinger Studien* **1**: 595-708.
- Bickford DS, Howard SD, Ng DJJ and Sheridan JA. 2010. Impacts of climate change on the amphibians and reptiles of Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation* **19**: 1043-1062
- Bis B, Zdanowicz A, Zalewski M. 2000. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* **422**: 369-387.
- Böhm R, Auer I, Brunetti M, Maugeri M, Nanni T and Schöner W. 2001. Regional temperature variability in the European Alps: 1760-1998 from homogenized instrumental time series. *International Journal of Climatology* **21**: 1779-1801.
- Boulton AJ. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* **48**: 1173-1185.

- Bourassa N and Morin A. 1995. Relationships between size structure of invertebrate assemblages and trophic and substrate composition in streams. *Journal of the North American Benthological Society* **14**: 393-403.
- Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM and West GB. 2004. Toward a Metabolic Theory of Ecology. *Ecology* **85**: 1771-1789.
- Brown LE, Milner AM and Hannah DM. 2006. Stability and Persistence of Alpine Stream Macroinvertebrate Communities and the Role of Physicochemical Habitat Variables. *Hydrobiologia* **560**: 159-173.
- Brown LE, Hannah DM and Milner AM. 2007. Vulnerability of alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. *Global Change Biology* **13**: 958-966.
- Brown LE and Hannah DM. 2008. Spatial heterogeneity of water temperature across an alpine river basin. *Hydrological Processes* **22**: 954-967.
- Burgherr P and Meyer EI. 1997. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. *Archiv fur Hydrobiologie* **139**: 101-112.
- Burgmer T, Hillebrand H and Pfenninger M. 2007. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* **151**: 93-103.
- CAI. 2008. *Dossier sul Climate Change*. Ufficio Tecnico Ambiente della sede centrale del CAI.
- Campaioli S, Ghetti PF, Minelli A e Ruffo S, 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Vol. I. Provincia autonoma di Trento, 357 pp.
- Campaioli S, Ghetti PF, Minelli A e Ruffo S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Vol. II. Provincia Autonoma di Trento, 127 pp.
- Cantonati M, Gerecke R and Bertuzzi E. 2006. Springs of the Alps - Sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia* **562**: 59-96.

- Carpenter SR, Fisher SG, Grimm NB and Kitchell JF. 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **23**: 119-139.
- Castella E, Adalsteinsson H, Brittain JE, Gislason GM, Lehmann A, Lencioni V, Lods-Crozet B, Maiolini B, Milner AM, Olafsson JS, Saltveit SJ and Snook DL. 2001. Macroinvertebrate richness and composition along a latitudinal gradient of European glacier-fed streams. *Freshwater Biology* **46**: 1811-1831.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**: 117-143.
- Consiglio Nazionale delle Ricerche. 1971-1985. Collana di chiavi dicotomiche: *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Verona, Italia.
- Covich AP, Palmer MA and Crowl TA. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* **49**: 119-127.
- Cummins KW. 1975. *Macroinvertebrates in River Ecology*. Whitton BA. Blackwell, London: 170-198.
- Daufresne M, Lengfellner K and Sommer U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**: 12788-12793.
- Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC and Mace GM. 2011. Beyond Predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science* **332**: 53-58.
- Delong MD and Brusven MA. 1998. Macroinvertebrate Community Structure Along the Longitudinal Gradient of an Agriculturally Impacted Stream. *Environmental Management* **22**: 445-457.
- Diaz-Almela E, Marbà N and Duarte CM. 2007. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology* **13**: 224-235.

- Duarte CM, Agustí S, Kennedy H and Vaqué D. 1999. The Mediterranean climate as a template for Mediterranean marine ecosystems: the example of the northeast Spanish littoral. *Progress In Oceanography* **44**: 245-270.
- Dunn PO and Winkler DW. 1999. Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **266**: 2487-2490.
- Duplisea DE. 2000. Benthic organism biomass size-spectra in the Baltic Sea in relation to the sediment environment. *Limnology and Oceanography* **45**: 558-568.
- Durance I and Ormerod SJ. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* **13**: 942-957.
- Edmonds-Brown R, Hildrew AG and Raffaelli DG. 2007. *Body size : the structure and function of aquatic ecosystems*. Cambridge, Cambridge Univ. Press.
- EEA. 2004. *Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment*. Luxembourg.
- Emmerson M, Bezemer M, Hunter MD and Jones TH. 2005. Global change alters the stability of food webs. *Global Change Biology* **11**: 490-501.
- Finkel ZV, Katz ME, Wright JD, Schofield OME and Falkowski PG. 2005. Climatically driven macroevolutionary patterns in the size of marine diatoms over the Cenozoic. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**: 8927-8932.
- Friberg N, Milner AM, Svendsen LM, Lindegaard C and Larsen SE. 2001. Macroinvertebrate stream communities along regional and physico-chemical gradients in Western Greenland. *Freshwater Biology* **46**: 1753-1764.
- Friberg N, DybkjÆR JB, Olafsson JS, Gislason GM, Larsen SE and Lauridsen TL. 2009. Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. *Freshwater Biology* **54**: 2051-2068.

- Füreder L. 1999. *High alpine streams: cold habitats for insect larvae*. In: Cold-adapted organisms (Eds R. Margesin & F. Schinner), pp. 181–196. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Füreder L, Schütz C, Wallinger M and Burger R. 2001. Physico-chemistry and aquatic insects of a glacier-fed and a spring-fed alpine stream. *Freshwater Biology* **46**: 1673-1690.
- Füreder L, Vacha C, Amprosi K, Bühler S, Hansen CME and Moritz C. 2002. Reference conditions of Alpine streams: Physical Habitat and Ecology. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* **2**: 275-294.
- Füreder L. 2007. Life at the Edge: Habitat condition and bottom fauna of Alpine running waters. *International Review of Hydrobiology* **92**: 491-513.
- Gaedke U. 1992. The size distribution of plankton biomass in a large lake and its seasonal variability. *Limnology and Oceanography* **37**: 1202-1220.
- Gili J-M. 2000. Frontline View of an Invasion. *Science* **287**: 1762.
- Giller PJ. 1984. *Community structure and the niche*. Chapman and Hall, London, England.
- Giller PS and Malmqvist B. 2005. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press: New York.
- Gislason G, Olafsson JS, and Adalsteinsson HM. 1998. Animal communities in Icelandic rivers in relation to catchment characteristics and water chemistry preliminary results. *Hydrobiology* **29**: 129-148.
- Gordo O, Brotons L, Ferrer X and Comas P. 2005. Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of trans-Saharan migrant birds? *Global Change Biology* **11**: 12-21.
- Gottfried M, Pauli H and Grabherr G. 1998. Prediction of vegetation patterns at the limits of plant life: a new view of the Alpine-nival ecotone. *Arctic and Alpine Research* **30**: 207-221.
- Gottfried M, Pauli H, Reiter K and Grabherr G. 1999. A fine-scaled predictive model for changes in species distribution patterns of high mountain plants induced by climate warming. *Diversity and Distributions* **5**: 241-251.

- Hagg W, Braun LN, Kuhn M and Nesgaard TI. 2007. Modelling of hydrological response to climate change in glacierized Central Asian catchments. *Journal of Hydrology* **332**: 40-53.
- Hannah DM, Brown LE, Milner AM, Gurnell AM, McGregor GR, Petts GE, Smith BPG and Snook DL. 2007. Integrating climate-hydrology-ecology for alpine river systems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **17**: 636-656.
- Harrington R, Woiwod I and Sparks T. 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 146-150.
- Hauer RF and Lamberti GA. 2006. *Methods in stream ecology*. Academic Press, Oxford, England.
- Heino J, Virkkala R and Toivonen H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* **84**: 39-54.
- Hieber M, Robinson CT and Uehlinger U. 2003. Seasonal and diel patterns of invertebrate drift in different alpine stream types. *Freshwater Biology* **48**: 1078-1092.
- Hieber M, Robinson CT, Uehlinger URS and Ward JV. 2005. A comparison of benthic macroinvertebrate assemblages among different types of alpine streams. *Freshwater Biology* **50**: 2087-2100.
- Hildrew AG and Townsend CR. 1987. *Organization in freshwater benthic communities*. Pages 347-371 in Gee JHR and Giller PS, editors. *Organization of communities past and present*. Blackwell Scientific, Oxford, England.
- Hill GE, Sargent RR and Sargent MB. 1998. Recent Change in the Winter Distribution of Rufous Hummingbirds. *The Auk* **115**: 240-245.
- Hobbie JE, Peterson BJ, Bettez N, Deegan L, O'Brien WJ, Kling GW, Kipphut GW, Bowden WB and Hershey AE. 1999. Impact of global change on the biogeochemistry and ecology of an Arctic freshwater system. *Polar Research* **18**: 207-214.

- Holten JI and Carey PD. 1992. Responses of climate change on natural terrestrial ecosystems in Norway. *NINA Forskningsrapport* **29**: 1-59.
- Howell SNG and Gardali T. 2003. Phenology, sex ratios, and population trends of *Selasphorus* hummingbirds in central coastal California. *Journal of Field Ornithology* **74**: 17-25.
- Huey RBH, Raymond B and Stevenson RD. 1979. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: A discussion of approaches. *American Zoologist* **19**: 357-366.
- Hüppop O and Hüppop KH. 2003. North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: *Biological Sciences* **270**: 233-240.
- Ings TC, Montoya JM, Bascompte J, , Blüthgen N, Brown L, Dormann CF, Edwards F, Figueroa D, Ute J, Jones JI, Lauridsen RB, Ledger ME, Lewis HM, Olesen JM, Van Veen FJF, Warren PH, Woodward G. 2009. Ecological networks -beyond food webs. *Journal of Animal Ecology* **78**: 253– 269.
- IPCC, 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001). In: McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS. *Climate Change 2001, Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007). *Climate Change 2007: The physical Sciences Basis*. In Parry ML, Canziani OF, Palutikof PJ, van der Liden PJ, Hanson CE. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmentel Panel on Climate Change. Cambridge University Pres, Cambridge.
- Kalkman VJ, Clausnitzer V, Dijkstra K-DB, Orr AG, Paulson DR and Tol J. 2008. Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. Freshwater animal diversity assessment. *Developments in Hydrobiology* **198**, 351-363
- Kawecka B, Kownacki A, Kownacka M 1978. Food relations between algae and bottom fauna communities in glacial streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **20**, 1527–1530.

- Keller F and Körner C. 2003. The role of photoperiodism in Alpine plant development. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **35**: 361-368.
- Kendall MA, Warwick RM and Somerfield PJ. 1997. Species size distributions in Arctic benthic communities. *Polar Biology* **17**: 389-392
- Kistemann T, Claßen T, Koch C, Dangendorf F, Fischeder R, Gebel J, Vacata V and Exner M. 2002. Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology* **68**: 2188-2197.
- Krajick K. 2004. All Downhill From Here?. *Science* **303**: 1600-1602.
- Kundzewicz ZW, Mata LJ, Arnell NW, DÖLl P, Jimenez B, Miller K, Oki T, Şen Z and Shiklomanov I. 2008. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal* **53**: 3-10
- Ledger ME and Hildrew AG. 2001. Recolonization by the benthos of an acid stream following a drought. *Arch. Hydrobiologia* **152**: 1-17.
- Leemans R and Eickhout B. 2004. Another reason for concern: regional and global impacts on ecosystems for different levels of climate change. *Global Environmental Change* **14**: 219-228.
- Leemans R and Vliet AJH 2004. *Extreme weather: does nature keep up?* Berlijn, WWF Climate Change Campaign. 55.
- Legendre P and Anderson MJ. 1999. Distance-Based Redundancy Analysis: Testing Multispecies Responses In Multifactorial Ecological Experiments. *Ecological Monographs* **69**: 1-24.
- Lejeusne C, Chevaldonné P, Pergent-Martini C, Boudouresque CF and Pérez T. 2010. Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology and Evolution* **25**: 250-260.

- Lencioni V. 2004. Survival strategies of freshwater insects in cold environments. *Journal of Limnology* **63** (Suppl. 1): 45–55.
- Malmqvist B and Rundle S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* **29**: 134-153.
- Margalef R. 1991. *Networks in Ecology*. In: Higashi M, Burns TP. *Theoretical Studies of Ecosystems. The Network Approach*. Cambridge, pp. 41–57
- McGregor G, Petts GE, Gurnell AM and Milner AM. 1995. Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **5**: 233-247.
- McKee D, Atkinson D, Collings S, Eaton J, Harvey I, Heyes T, Hatton K, Wilson D and Moss B. 2002. Macro-zooplankter responses to simulated climate warming in experimental freshwater microcosms. *Freshwater Biology* **47**: 1557-1570.
- Menzel A and Dose V. 2005. Analysis of long-term time series of the beginning of flowering by Bayesian function estimation. *Meteorologische Zeitschrift* **14**: 429-434.
- Mercier V, Vis C, Morin A and Hudon C. 1999. Patterns in invertebrate and periphyton size distributions from navigation buoys in the St. Lawrence River. *Hydrobiologia* **394**: 83-91.
- Meyer E. 1989. The relationship between body length parameters and dry mass in running water parameters. *Archiv fur Hydrobiologie* **117**: 191-203.
- Mikkola K. 1997. Population trends of Finnish Lepidoptera during 1961-1996. *Entomologica Fennica* **8**: 121-143.
- Milly PCD, Dunne KA and Vecchia AV. 2005. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* **438**: 347-350.

- Milner AM, Brittain JE, Castella E and Petts GE. 2001. Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* **46**: 1833-1847.
- Milner AM, Knudsen EE, Soiseth C, Robertson AL, Schell D, Phillips IT and Magnusson K. 2000. Colonization and development of stream communities across a 200-year gradient in Glacier Bay National Park, Alaska, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 2319-2335.
- Milner AM, Robertson AL, Monaghan KA, Veal AJ and Flory EA. 2008. Colonization and development of an Alaskan stream community over 28 years. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**: 413-419.
- Molau U and Alatalo JM. 1998. Responses of subarctic-Alpine Plant communities to simulated environmental change: biodiversity of bryophytes, lichens, and vascular plants. *AMBIO* **27**: 322-329.
- Morán XAG, López-Urrutia A, Calvo-Díaz A and Li WKW. 2010. Increasing importance of small phytoplankton in a warmer ocean. *Global Change Biology* **16**: 1137-1144.
- Mouillot D, Spatharis S, Reizopoulou S, Laugier T, Sabetta L, Basset A and Do Chi T. 2006. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **16**: 469-482.
- Mumby PM, Chisholm JC, Edwards AE, Clark CC, Roark ER, Andrefouet SA and Jaubert JJ. 2001. Unprecedented bleaching-induced mortality in *Porites spp.* at Rangiroa Atoll, French Polynesia. *Marine Biology* **139**: 183-189.
- Murphy EJ. 1995. Spatial Structure of the Southern Ocean Ecosystem: Predator-Prey Linkages in Southern Ocean Food Webs. *Journal of Animal Ecology* **64**: 333-347.
- Norby RJ, Cortufo MF, Ineson P, Neill EGO and Canadell JG. 2001. Elevated CO<sub>2</sub>, litter chemistry, and decomposition: a synthesis. *Oecologia* **127**: 153-165.

- Olesen JE and Bindi M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* **16**: 239-262.
- Parmesan C and Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**: 37-42.
- Parmesan C, Ryrholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA and Warren M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* **399**: 579-583.
- Parmesan C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **37**: 637-669.
- Partridge L and French V. 1996. *Thermal evolution of ectotherm body size: Why get big in the cold?* Cambridge University Press: Cambridge.
- Pereira HM, Leadley PW, Proença V, Alkemade R, Scharlemann JPW, Fernandez-Manjarrés JF, Araújo MB, Balvanera P, Biggs R, Cheung WWL, Chini L, Cooper HD, Gilman EL, Guénette S, Hurtt GC, Huntington HP, Mace GM, Oberdorff T, Revenga C, Rodrigues P, Scholes RJ, Sumaila UR and Walpole M. 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* **330**: 1496-1501.
- Perkins D, Reiss J, Yvon-Durocher G and Woodward G. 2010. Global change and food webs in running waters. *Hydrobiologia* **657**: 181-198.
- Pielou EC. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley: New York.
- Poff NL, Brinson MM and Day JW. 2002. *Aquatic Ecosystems and Global Climate Change. Potential impact on Inland Freshwater and Coastal Wetland Ecosystems in the United States*. Pew Center on Global Climate Change: Arlington. <http://www.pewclimate.org/docUploads/aquatic.pdf>
- Pörtner HO and Farrell AP. 2008. Physiology and Climate Change. *Science* **322**: 690-692.

- Rabeni CF and Minshall GW. 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos* **29**: 33-43.
- Raffaelli D. 2004. How Extinction Patterns Affect Ecosystems. *Science* **306**: 1141-1142.
- Rahel FJ and Olden JD. 2008. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* **22**: 521-533.
- Reiss J and Schmid-Araya JM. 2008. Existing in plenty: abundance, biomass and diversity of ciliates and meiofauna in small streams. *Freshwater Biology* **53**: 652-668.
- Ricciardi A and Rasmussen JB. 1999. Extinction Rates of North American Freshwater. *Conservation Biology* **13**: 1220-1222.
- Rodríguez MA and Magnan P. 1993. Community structure of lacustrine macrobenthos: Do taxon-based and size-based approaches yield similar insights? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**: 800-815
- Robson BJ, Barmuta LA and Fairweather PG. 2005. Methodological and conceptual issues in the search for a relationship between animal body-size distributions and benthic habitat architecture. *Marine and Freshwater Research* **56**: 1-11.
- Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C and Pounds JA. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**: 57-60.
- Rossaro B. 1991. Factors that determine Chironomidae species distribution in freshwaters. *Bollettino di zoologia* **58**: 281-286.
- Rouse WR, Douglas MSV, Hecky RE, Hershey AE, Kling GW, Lesack L, Marsh P, McDonald M, Nicholson BJ, Roulet NT and Smol JP. 1997. Effects of climate change on the freshwaters of arctic and subarctic North America. *Hydrological Processes* **11**: 873-902.

- Roy DB and Sparks TH. 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* **6**: 407-416.
- Rundle S and Robertson A. 2002. *Freshwater meiofauna: biology and ecology*. Backhuys Pub.
- Saiz-Salinas JI and Ramos A. 1999. Biomass size-spectra of macrobenthic assemblages along water depth in Antarctica. *Marine Ecology Progress Series* **178**: 221-227.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld Mn, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M and Wall DH. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* **287**: 1770-1774.
- Sansoni G. 1994. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, 191 pp.
- Sara G, Bianchi CN and Morri C. 2005. Mating behaviour of the newly-established ornate wrasse *Thalassoma pavo* (Osteichthyes: Labridae) in the Ligurian Sea (north-western Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **85**: 191-196.
- Sax DF and Gaines SD. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* **18**: 561-566.
- Sheldon RW, Prakash A, and Sutcliffe WH Jr., 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limnology and Oceanography* **17**: 327-339.
- Schindler DW, Bayley SE, Parker BR, Beaty KG, Cruikshank DR, Fee EJ, Schindler EU and Stainton MP. 1996. The Effects of Climatic Warming on the Properties of Boreal Lakes and Streams at the Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *Limnology and Oceanography* **41**: 1004-1017.
- Schindler DW, Beaty KG, Fee EJ, Cruikshank DR, DeBruyn ER, Findlay DL, Linsey GA, Shearer JA, Stainton MP and Turner MA. 1990. Effects of Climatic Warming on Lakes of the Central Boreal Forest. *Science* **250**: 967-970.

- Schindler DW. 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes* **11**: 1043-1067.
- Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araújo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Gracia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpää S, Klein RJT, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabaté S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S and Zierl B. 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* **310**: 1333-1337.
- Shannon CE and Weaver W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press: Urbana.
- Smol JP, Wolfe AP, Birks HJB, Douglas MSV, Jones VJ, Korhola A, Pienitz R, Rühland K, Sorvari S, Antoniades D, Brooks SJ, Fallu M-A, Hughes M, Keatley BE, Laing TE, Michelutti N, Nazarova L, Nyman M, Paterson AM, Perren B, Quinlan R, Rautio M, Saulnier-Talbot É, Siitonen S, Solovieva N and Weckström J. 2005. Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**: 4397-4402.
- Solimini AG, Benvenuti A, D'Olimpio R, De Cicco M and Carchini G. 2001. Size structure of benthic invertebrate assemblages in a Mediterranean river. *Journal of the North American Benthological Society* **20**: 421-431.
- Sponseller RA, Benfield EF and Valett HM. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**: 1409-1424.
- Stead TK, Schmid-Araya JM and Hildrew AG. 2003. All creatures great and small: patterns in the stream benthos across a wide range of metazoan body size. *Freshwater Biology* **48**: 532-547.
- Stillman JH. 2003. Acclimation Capacity Underlies Susceptibility to Climate Change. *Science* **301**: 65.

- Schwinghammer P. 1981. Characteristic size distributions of integral benthic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**: 1255–1263.
- Sweeney BW, Jackson JK, Newbold JD and Funk DH. 1992. *Climate change and the life histories and biogeography of aquatic insects in eastern North America*. Springer-Verlag: New York.
- Sykes MT and Prentice IC. 1996. Climate change, tree species distributions and forest dynamics: A case study in the mixed conifer/northern hardwoods zone of northern Europe. *Climatic Change* **34**: 161-177.
- Tamis W, Zelfde M, Meijden R and Haes H. 2005. Changes in Vascular Plant Biodiversity in the Netherlands in the 20<sup>th</sup> Century Explained by their Climatic and other Environmental Characteristics. *Climatic Change* **72**: 37-56.
- Theurillat J-P and Guisan A. 2001. Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review. *Climatic Change* **50**: 77-109.
- Thomas CD and Lennon JJ. 1999. Birds extend their ranges northwards. *Nature* **399**: 213-213.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, de Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Townsend PA, Phillips OL and Williams SE. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* **427**: 145-148.
- Todd BD, Scott DE, Pechmann JHK and Gibbons JW. 2011. Climate change correlates with rapid delays and advancements in reproductive timing in an amphibian community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**: 2191-2197.
- Tonn WM. 1990. Climate Change and Fish Communities: A Conceptual Framework. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**: 337-352.
- Townsend CR and Hildrew AG. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* **31**: 265-275.

- Urabe J, Togari JUN and Elser JJ. 2003. Stoichiometric impacts of increased carbon dioxide on a planktonic herbivore. *Global Change Biology* **9**: 818-825.
- van der Have TM and de Jong G. 1996. Adult Size in Ectotherms: Temperature Effects on Growth and Differentiation. *Journal of Theoretical Biology* **183**: 329-340.
- Visser ME and Both C. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**: 2561-2569.
- Walther G, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin J-M, Hoegh-Guldberg O and Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389-395.
- Walther GR. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389-395.
- Walther G-R. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**: 2019-2024.
- Ward JV and Stanford JA. 1982. Thermal Responses in the Evolutionary Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology* **27**: 97-117.
- Ward JV, Tockner K, Arscott DB and Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* **47**: 517-539.
- Ward JV. 1994. Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* **32**: 277-294.
- Warren MS. 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* **414**: 65-69.
- Webb BW, Hannah DM, Moore RD, Brown LE and Nobilis F. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes* **22**: 902-918.
- White EP, Enquist BJ, Green JL. 2008. On estimating the exponent of power-law frequency distributions. *Ecology*, **89**, 905-912.

- Williams JW, Jackson ST and Kutzbach JE. 2006. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**: 5738-5742.
- Winder M and Schindler DE. 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* **85**: 2100-2106.
- Woodward GB, Ebenman B, Emmerson M, Montoya JM, Valido A, Warren PH. 2005. *Body size in ecological networks. Trends in Ecology and Evolution* **20**: 402-409.
- Woodward G, DybkjÆR JB, ÓLafsson JS, GÍSlason GM, HannesdÓTtir ER and Friberg N. 2010a. Sentinel systems on the razor's edge: effects of warming on Arctic geothermal stream ecosystems. *Global Change Biology* **16**: 1979-1991.
- Woodward G, Perkins DM and Brown LE. 2010b. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**: 2093-2106.
- Xenopoulos MA, Lodge DM, Alcamo J, Märker M, Schulze K and Van Vuuren DP. 2005. Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology* **11**: 1557-1564.
- Yvon-Durocher G, Montoya JM, Trimmer M and Woodward GUY. 2011. Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. *Global Change Biology* **17**: 1681-1694.
- Zimmer KD, Hanson MA, Butler MG and Duffy WG. 2001. Size distribution of aquatic invertebrates in two prairie wetlands, with and without fish, with implications for community production. *Freshwater Biology* **46**: 1373-1386.
- Zwick P. 1992. Stream habitat fragmentation - a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **1**: 80-97.

## Ringraziamenti

*Occupata negli ultimi sviluppi della tesi, ancora non mi rendo conto di essere arrivata alla fine di questo percorso che ha coinvolto tutta me stessa negli ultimi tre anni. Guardandomi indietro riconosco che tante cose nella mia vita e dentro di me sono cambiate, che molte si potevano gestire diversamente, che molte necessitano altro tempo per essere affrontate e metabolizzate. Sta di fatto che mi sento cresciuta, e che il mio modo di pensare, di affrontare le cose, il mio modo di relazionarmi agli altri è cambiato, non so se in bene o in male, ma spero solo di essere rimasta quella persona umile e onesta che si mette in discussione, che sono sempre stata.*

*Ripercorrendo la mia strada, non posso fare a meno di pensare alle persone che mi hanno sostenuto lungo il percorso, incoraggiato nei momenti di sconforto, stimolato nei periodi refrattari, censurata in quelli esasperati, sino al raggiungimento della meta che spero le renderà orgogliose di me.*

*Il mio primo pensiero, ovviamente, va alla professoressa Elisa Anna Fano che ha ricoperto, con disponibilità e professionalità, un ruolo fondamentale nel mio percorso formativo. Grazie per i preziosi insegnamenti durante questi anni, per avermi incoraggiato e spronato nell'affrontare e risolvere le difficoltà, per aver creduto nelle mie potenzialità, e per avermi offerto la possibilità di crescere dal punto di vista scientifico e personale.*

*Un ringraziamento sentito va al Dr. Giuseppe Castaldelli per la sua preziosa collaborazione, e per essere stato un punto di riferimento importante nel mio percorso di vita e lavorativo. Inoltre, vorrei ringraziare tutti i ragazzi del nostro gruppo di ricerca, in particolare Fabio, Mattia, Matteo, Stefano e Luca per la loro costante disponibilità e nell'avermi saputo ascoltare e aiutare, grazie di cuore. Ringrazio la Pierina per l'anno passato insieme, una ventata di energia, di solarità, di stimoli e di tanta consapevolezza.*

*Un ringraziamento speciale va al professore Guy Woodward, dell'Università Queen Mary di Londra che, oltre ad ispirarmi nella scelta del tema trattato, mi ha fornito ottimi consigli inerenti la tesi.*

*Vorrei ringraziare, inoltre, tutti i tesisti che hanno collaborato a questo progetto, in particolare Lisa, Laura, Paola, Cristina, Alessandro, Tsachi, e Andrea che oltre ad essere stati una presenza indispensabile nel completamento della ricerca, mi hanno regalato la loro amicizia, grazie!*

*Come non ringraziare anche il gruppo di ricerca di genetica dell'Università di Ferrara, in particolare il prof. Guido Barbujani e prof. Giorgio Bertorelle per la loro disponibilità e per avermi permesso di assistere ai loro journal club a stampo "bayesiano" e stimolanti conversazioni*

scientifiche e letterarie. Grazie a Silvia e all'Annina, a Sibelle, Francesca, Pierpaolo, Massimo, Erica, Papparazzo, Sean, Ron, e Letizia per tutte le pause pranzo e le serate passate insieme. Grazie ai coniugi Benazzo, talmente speciali che sono diventati come dei fratelli per me, che mi hanno assistito nei momenti peggiori e sono stati sempre presenti in quelli migliori. Grazie anche a Simo che è stato un perfetto catalizzatore di energie negative: ha sempre capito quando consigliarmi, quando lasciare perdere, ma mai quando pulire casa.

Ringrazio Luca per essere stato sempre presente in questi anni, per aver ascoltato le mie perplessità, per aver assistito ai miei sfoghi, per avermi fatto coraggio quando realmente di coraggio si trattava, e per aver sminuito le mie tensioni quando realmente potevo evitarle. Grazie per non aver mai preteso di essere il protagonista delle mie giornate, ma sempre presente nei momenti di necessità. Grazie per avermi dato un aiuto concreto, un appoggio in ogni mia decisione, per apprezzare ogni lato della mia persona.

Ringrazio di cuore la mia mamma e il mio papà come avrei dovuto fare ogni giorno e che non ho fatto perché dato per scontato, perché il pensiero è sempre al domani e mai al presente. Grazie per avermi permesso di essere quello che sono, di aver appoggiato ogni mia scelta e di avermi insegnato l'onesta e l'amore per la conoscenza. Grazie alla mia mamma per come ha reagito di fronte alle difficoltà e di avermi in questo modo permesso di completare questo percorso. Grazie al mio papà di avermi amato tanto e con i suoi silenzi di avermi trasmesso più di quello che le parole potessero fare. Mi manchi.

Un grazie immenso va a tutti i miei zii e cugini che non mi hanno fatto mai mancare un abbraccio, e che con i loro gesti mi hanno insegnato il valore concreto della famiglia.

Vorrei infine ringraziare gli amici di una vita, gli amici di qualche giorno, tutte le persone con le quali ho condiviso viaggi ed esperienze.

Grazie davvero di cuore.

Angela