



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA
DOTTORATO DI RICERCA IN ECOLOGIA
CICLO XXII

Indagini ecologiche su sorgenti e headwaters dell'alto Appennino parmense

Coordinatore

Chiar.mo Prof. Giulio De Leo

Tutor

Dott. Giampaolo Rossetti

Correlatori

Dott. Stefano Fenoglio

Dott. Bruno Maiolini

Dottoranda

Elisa Bottazzi

Indice

1	Abstract.....	3
2	Introduzione.....	5
2.1	Sorgenti.....	5
2.2	Headwaters.....	13
2.2.1	Caratteristiche generali.....	13
2.2.2	Fauna a invertebrati.....	16
2.2.3	Zona iporreica e habitat interstiziale.....	21
2.2.4	Impatti antropici sui torrenti montani.....	27
2.3	Aspetti legislativi.....	29
3	Obiettivi.....	31
3.1	Sorgenti.....	31
3.2	Headwaters.....	32
4	Materiali e metodi.....	33
4.1	Area di studio.....	33
4.2	Sorgenti.....	34
4.2.1	Attività di campionamento.....	34
4.2.2	Individuazione e censimento.....	35
4.2.3	Caratterizzazione fisico-chimica.....	35
4.2.4	Caratterizzazione biologica.....	38
4.3	Headwaters.....	39
4.3.1	Attività di campionamento.....	39
4.3.2	Individuazione e caratterizzazione.....	39
4.3.3	Caratterizzazione fisico-chimica.....	42
4.3.4	Caratterizzazione funzionale.....	42
4.3.5	Caratterizzazione biologica.....	43
4.3.6	Studio delle dinamiche giornaliere del drift.....	45
4.4	Identificazione tassonomica degli invertebrati.....	45
4.5	Analisi statistiche.....	46
5	Risultati e discussione (I): Sorgenti.....	48
5.1	Caratterizzazione degli ambienti sorgentizi.....	48
5.1.1	Caratteristiche fisico-chimiche.....	48
5.1.2	Caratterizzazione biologica.....	50
5.2	Monitoraggio stagionale.....	59
5.2.1	Caratteristiche fisico-chimiche.....	59
5.2.2	Caratterizzazione biologica.....	63
5.3	Considerazioni di sintesi.....	70
6	Risultati e discussione (II): Headwaters.....	75
6.1	Caratteristiche fisico-chimiche.....	75
6.1.1	Confronto fra parametri idrochimici superficiali e iporreici.....	77
6.2	IFF.....	77
6.3	Surber.....	78
6.3.1	Macroinvertebrati.....	80
6.3.2	Meiofauna.....	88
6.4	Trappole iporreiche.....	93
6.4.1	Macroinvertebrati.....	96
6.4.2	Meiofauna.....	96

6.5	Pompa Bou-Rouch.....	97
6.6	Drift.....	100
6.6.1	Macroinvertebrati.....	100
6.6.2	Meiofauna.....	104
6.6.3	Analisi delle dinamiche giornaliere del drift.....	106
6.7	Considerazioni di sintesi.....	108
7	Conclusioni.....	115
8	Bibliografia.....	119
9	Allegati.....	143

1 Abstract

La presente tesi di dottorato ha come oggetto la caratterizzazione ecologica degli ambienti sorgentizi e lotici dell'alto Appennino parmense, e rappresenta inoltre il primo studio sistematico sull'ecologia delle sorgenti condotto nell'Appennino settentrionale.

Le sorgenti rivestono un ruolo di grande importanza dal punto di vista ecologico e conservazionistico; tuttavia, nel complesso risultano poco studiate rispetto ad altri ambienti di acque correnti quali fiumi e laghi. Nel presente lavoro viene effettuato un censimento di diverse sorgenti presenti nella porzione sudorientale della provincia di Parma (Val Parma, Val Cedra, Val Bratica), attraverso l'acquisizione della loro localizzazione geografica ed effettuando una caratterizzazione morfologica, idrochimica e biologica. Le comunità ad invertebrati di sorgente sono state campionate attraverso metodologie (trappole, retini da drift, lavaggio di muschi) scelte opportunamente a seconda dei microhabitat presenti, efficienti ma al tempo stesso rispettose della fragilità intrinseca di questi ambienti. I campionamenti hanno consentito di identificare le comunità biologiche di invertebrati di sorgente, rappresentate prevalentemente da meiofauna e, in misura minore, da macroinvertebrati. La biodiversità dei popolamenti è risultata essere particolarmente elevata, ed addirittura superiore a quella riportata in ricerche su sorgenti di altre aree geografiche italiane; gli studi hanno inoltre consentito di ampliare gli areali di distribuzione di diversi organismi sorgentizi.

Gli ambienti lotici indagati sono rappresentati dal tratto montano del torrente Parma e da alcuni suoi tributari di basso ordine. La maggior parte di questi corsi d'acqua si trova in condizioni pressoché naturali; alcuni tratti fluviali sono invece interessati dalla presenza di centrali idroelettriche e relative opere di captazione e reimmissione. I torrenti sono stati caratterizzati dal punto di vista morfologico, idrochimico e biologico; quest'ultimo aspetto ha riguardato lo studio sia delle comunità di meiofauna che di macroinvertebrati. Le indagini hanno consentito di caratterizzare in modo approfondito le comunità ad invertebrati, delle quali la meiofauna rappresenta una componente importante sebbene spesso trascurata dalle ricerche ecologiche in ambienti ad acque correnti. Sono risultati evidenti gli impatti delle attività connesse alla produzione idroelettrica, che influenzano sia quantitativamente che qualitativamente le comunità bentoniche presenti. Lo studio approfondito dell'andamento del drift, eseguito su un ciclo di 24 ore, ha consentito inoltre di identificare le normali dinamiche giornaliere di tale fenomeno e le conseguenze degli improvvisi aumenti di portata causati dalle reimmissioni di acque turbinate (hydropeaking) su densità e composizione tassonomica degli invertebrati driftati.

Il lavoro ha consentito un approfondimento delle conoscenze riguardanti ambienti tradizionalmente considerati 'minori' e pertanto oggetto, nel loro complesso, di scarse ricerche ecologiche. Il ritrovamento di specie e biotopi di particolare pregio impone l'adozione di misure di gestione e tutela alla luce del sempre maggiore impatto delle attività umane, sia dirette che indirette, su ambienti acquatici tendenzialmente considerati di marginale importanza ma depositari

di biodiversità ed importanti servizi ecosistemici, quali la conservazione della qualità idrica, il mantenimento della diversità biologica, la ricarica delle falde, la ritenzione di nutrienti, la regolazione delle piene e del trasporto di soluti e sostanza organica.

Keywords: sorgenti, headwaters, biotopi insulari, Appennino settentrionale, biodiversità, meiofauna, macroinvertebrati, patchiness, substrati artificiali, struttura trofica, disturbo, hydropeaking, drift

2 Introduzione

Lo studio fa parte del progetto *'Ambienti Acquatici dell'Appennino'*, che a sua volta si inserisce nell'ambito del Piano Provinciale di Tutela delle Acque. Il progetto, di durata biennale, si è concluso all'inizio del 2009 ed è stato finanziato dalla Provincia di Parma.

Ambienti acquatici montani quali sorgenti e tratti iniziali dei torrenti (*headwaters*) sono biotopi di grande importanza dal punto di vista ecologico e conservazionistico. Essi ospitano comunità biologiche altamente specializzate e rivestono un ruolo fondamentale nella funzionalità degli ecosistemi fluviali posti più a valle. Questi ambienti, pur essendo profondamente diversi, sono da considerare come elementi interagenti e in stretta connessione fra loro, come affermato da WARD & TOCKNER (2001): *'Inclusion of surface waters (lotic and lentic), subsurface waters (hyporheic and phreatic), riparian systems (in both constrained and floodplain reaches), and the ecotones between them (e.g. springs) as interacting components contributing to total biodiversity, is crucial for developing a holistic framework of rivers as ecosystems'*. Anche gli sforzi volti alla conservazione di questi ambienti, pertanto, dovrebbero considerare l'eterogeneità e la connettività che caratterizzano i sistemi di acque correnti (WARD & VOELZ, 1998).

2.1 Sorgenti

Le sorgenti sono definite come punti di emersione naturale di acque sotterranee (BOHLE, 1995), situate all'interfaccia tra ambienti sotterranei e corsi d'acqua superficiali (WEBB *et al.*, 1998). Rispetto ad altri ambienti acquatici, gli ecosistemi sorgentizi sono stati storicamente oggetto di poche indagini ecologiche ed evoluzionistiche (GLAZIER, 1991), anche se negli anni più recenti si è verificato un considerevole aumento nell'interesse verso questi biotopi. ODUM (1971) sottolinea l'importanza delle sorgenti affermando: *'Springs are the aquatic ecologist's natural constant temperature laboratory. Because of the relative constancy of the chemical composition, velocity of water, and temperature, in comparison with lakes, rivers, marine environments, and terrestrial communities, springs hold a position of importance as study areas that is out of proportion to their size and number'*.

Le prime ricerche ecologiche, di stampo 'classico', hanno riguardato studi sulla composizione di popolazioni e comunità di singole sorgenti (es. ODUM, 1957; TEAL, 1957; TILLY, 1968). Un altro approccio allo studio di questi ambienti, di tipo più indiretto, è basato sull'analisi tassonomica di determinati gruppi di invertebrati i cui areali di distribuzione comprendono anche le sorgenti (es. COLBO, 1991; DI SABATINO *et al.*, 2003). Un terzo tipo di approccio, meno comune, riguarda lo studio delle relazioni fra parametri morfologici, idrologici e composizione della macrofauna sorgentizia (es. SMITH *et al.*, 2003; VON FUMETTI *et al.*, 2006; CANTONATI *et al.*, 2007; GATHMANN *et al.*, 2009).

Diversi studi sono stati condotti in Europa, soprattutto in Svizzera (ZOLLHÖFER, 1999; ZOLLHÖFER

et al., 2000; SCHMID, 2004; VON FUMETTI *et al.*, 2006; 2007), Germania (GERECKE *et al.*, 1998; 2002; 2009; HAHN, 2000; GERECKE & FRANZ, 2006), Austria (FÜREDER *et al.*, 2001; 2005), Slovenia (MORI & BRANCELJ, 2006), Spagna (ROCA & BALTANÁS, 1993; MEZQUITA *et al.*, 1999; BARQUÍN & DEATH, 2004; 2009), Danimarca (LINDEGAARD *et al.*, 1975; 1998), Polonia (CZACHOROWSKI, 1990; DUMNICKA, 2006; DUMNICKA *et al.*, 2007), Repubblica Ceca (HÁJEK *et al.*, 2002; POULÍČKOVÁ *et al.*, 2004; HAŠLER & POULÍČKOVÁ, 2005), Lussemburgo (GERECKE *et al.*, 2005), Finlandia (SÄRKKÄ *et al.*, 1997; ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005; ILMONEN *et al.*, 2009), Svezia (HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000). In Germania nel 1990 viene fondata 'Crunoecia', rivista dedicata esclusivamente alle sorgenti.

A livello italiano, le ricerche sono state condotte principalmente lungo l'arco alpino e prealpino nord-orientale (STOCH, 1993; 1997; 2003; CREMA *et al.*, 1996; CANTONATI, 1998; STOCH & TOMASIN, 2002; MEZZANOTTE & SAMBUGAR, 2004; CANTONATI *et al.*, 2006; SAMBUGAR *et al.*, 2006; SPITALE & PETRAGLIA, 2009) e nell'Appennino centro-meridionale (PESCE *et al.*, 1995; PESCE, 1996; GALASSI, 1997; D'AMBROSIO *et al.*, 2003; DI LORENZO *et al.*, 2003; DI SABATINO *et al.*, 2003; FIASCA *et al.*, 2004). Le conoscenze riguardanti l'Appennino settentrionale sono, al contrario, decisamente più scarse e frammentarie e fanno riferimento principalmente alle sorgenti salse della Val Secchia (STOCH *et al.*, 2008; 2009).

Caratteristiche morfologiche e idrochimiche

In generale, le sorgenti *permanenti* (flussi presenti durante tutto l'anno, con eventuali oscillazioni di portata su base stagionale) sono contraddistinte da un'elevata stabilità temporale dal punto di vista chimico, fisico e trofico; le loro caratteristiche sono più costanti di qualsiasi altro ambiente lotico (MINSHALL, 1968; ODUM, 1971; IVERSEN, 1976; IVERSEN *et al.*, 1978; BUTLER & HOBBS, 1982; CUSHING & WOLF, 1984; GLAZIER & GOOCH, 1987; GOOCH & GLAZIER, 1991). Eccezioni a tale stabilità sono rappresentate da particolari tipi di sorgenti, come ad esempio quelle alimentate da ghiacciai o localizzate in zone carsiche o con substrato permeabile (es. depositi alluvionali grossolani), le cui condizioni risentono in modo significativo degli andamenti del regime termico e di precipitazioni. Alcune sorgenti, inoltre, sono *periodiche* (assenza di acque in estate) o *effimere* (presenza di flussi solo in corrispondenza di eventi meteorologici rilevanti).

Già nei primi anni dello scorso secolo STEINMANN (1915) e THIENEMANN (1924) proposero una classificazione delle sorgenti in base alle loro caratteristiche morfologiche, in particolare all'emersione puntuale o areale delle acque e alla loro velocità di scorrimento. Si distinsero perciò inizialmente sorgenti *reocrene* (che formano un *streambrook*, o corso d'acqua di I ordine), *limnocrene* (le acque si raccolgono in una polla sorgiva) ed *elocrene* (sorgenti con numerosi punti di emersione che formano zone acquitrinose). Con l'avanzamento delle ricerche in ambito sorgentizio sono state successivamente introdotte categorie quali sorgenti *igropetriche* (l'acqua scorre su pareti rocciose a forte pendenza o verticali), *reopsammocreniche* (l'acqua emerge attraverso sabbie o ghiaie), *endoreiche* (non connesse col reticolo idrografico superficiale) e tutta una serie di categorie intermedie (es. *reolimnocreniche*, *reolocreniche*).

Gli studi riguardanti le caratteristiche idrochimiche delle sorgenti dovrebbero essere condotti su base stagionale e per almeno un anno poiché i range di variazione sono indicativi, oltre che delle caratteristiche e della stabilità della sorgente stessa, anche dell'acquifero da cui essa trae origine

(WILHELM, 1956). Una trattazione approfondita dei principali parametri idrochimici utili per la caratterizzazione delle sorgenti è riportata in CANTONATI *et al.* (2006).

Il regime termico delle sorgenti dipende da diversi fattori; i più significativi sono altitudine e caratteristiche dell'acquifero (dimensioni della falda ipogea, profondità e velocità delle acque sotterranee). Secondo ERMAN & ERMAN (1995) le variazioni annuali di temperatura per la maggior parte delle sorgenti perenni sono comprese in un range di 2 °C. I valori di pH sono determinati da concentrazione di anidride carbonica, presenza di contaminanti trasportati nell'atmosfera (es. nitrati e solfati) e, in particolare nelle sorgenti con ridotte velocità di corrente, dall'attività fotosintetica dei produttori primari (CANTONATI *et al.*, 2006). La litologia gioca un ruolo particolarmente importante nell'influenzare il pH; ad esempio, sorgenti situate su substrati carbonatici sono più tamponate rispetto ad ambienti posti su substrati prevalentemente silicei (es. arenaria, granito, gneiss).

In sorgenti debolmente tamponate, ed in particolare a quote elevate, sono state osservate sensibili diminuzioni del pH in concomitanza coi periodi più piovosi (BREHM, 1986); ciò è ancor più accentuato in aree interessate da formazioni vegetazionali a conifere (PUHE & ULRICH, 1985). La conducibilità specifica è determinata principalmente dalle caratteristiche litologiche del substrato, ovvero dalla sua solubilità; è stata frequentemente osservata una correlazione inversa di temperatura e conducibilità con l'altitudine (CANTONATI *et al.*, 1998; 2006).

Per quanto riguarda i nutrienti, l'azoto ammoniacale è presente in quantità generalmente limitate nelle sorgenti montane; valori superiori a 30 µg l⁻¹ sono spesso indicativi di una situazione di inquinamento organico (BREHM & MEIJERING, 1996). Le concentrazioni di azoto nitrico, al contrario, sono spesso più elevate nelle sorgenti rispetto alle acque superficiali della stessa area geografica, poiché questa frazione dell'azoto è scarsamente trattenuta dagli strati superficiali del suolo e tende a percolare in falda (MAIRE & POMEL, 1994). Le concentrazioni di fosforo totale nelle sorgenti montane sono generalmente molto basse, con valori inferiori a 10 µg l⁻¹ (CANTONATI *et al.*, 2006).

Aspetti biologici ed ecologici

Le sorgenti sono considerate dei 'biotopi insulari', secondo il concetto di biogeografia delle isole (MAC ARTHUR & WILSON, 1963; 1967; WHITTAKER *et al.*, 2001). Ciò si riferisce, in generale, a quei biotopi che sono circondati da habitat sfavorevoli nei confronti degli organismi in essi presenti e che, quindi, hanno scarse possibilità di superare le barriere fra le 'isole' nelle quali essi vivono. L'insularità si riferisce a diverse situazioni ambientali quali cime di montagne che ospitano specie a distribuzione boreale (BROWN, 1971), caverne nei confronti di specie troglobie (es. VUILLEUMIER, 1970; 1973) e, naturalmente, le isole vere e proprie (es. PRODON *et al.*, 2002). Il concetto può quindi a ragione essere esteso alle sorgenti, definite anche come '*water islands*' (WERUM, 2001), poiché gli organismi tipici in esse presenti possiedono scarsa, se non nulla, capacità di superare gli ambienti sfavorevoli che si trovano fra una sorgente e l'altra.

Le sorgenti ospitano popolamenti stabili costituiti generalmente da organismi appartenenti a (SAMBUGAR *et al.*, 2006):

- *Batteri*: autotrofi (cianobatteri, batteri sulfurei e ferrosi) ed eterotrofi;
- *Funghi*: poco rappresentati, ad eccezione di ifomiceti e ascomiceti;

- *Algae*: le diatomee sono il gruppo algale dominante, insieme alle cianofite. Sono talvolta presenti anche crisofite, clorofite, alghe verdi e caracee;
- *Briofite*: rappresentate da muschi ed epatiche, sono una delle componenti vegetative più rilevanti;
- *Piante superiori*: presenti come specie acquatiche e idrofile;
- *Animali*: gli invertebrati sono particolarmente abbondanti mentre i vertebrati (anfibi e pesci) sono particolarmente rari.

GLAZIER (1998) definisce le sorgenti come '*straordinari laboratori naturali per lo studio dell'ecologia delle comunità a invertebrati*'. Queste comunità sono composte da organismi di origine eterogenea: ubiquitari, alpini, nordici, freatici, lotici (BORNHAUSER, 1913). La fauna sorgentizia è formata da organismi *crenobionti* (presenti esclusivamente nelle sorgenti), *crenofili* (organismi adattati a diversi habitat d'acqua dolce, fra cui le sorgenti) e *crenoseni*, la cui presenza in questi ambienti è del tutto accidentale (BOTOSANEANU, 1998). Non è inoltre infrequente il rinvenimento occasionale di *stigofauna* (organismi legati alle acque sotterranee), trasportata in superficie dal flusso delle acque. Le sorgenti sono dei veri e propri hotspot di biodiversità: da una ricerca di ILLIES (1978) risulta che nelle sorgenti europee sono presenti circa 1500 specie animali, delle quali il 31% è rappresentato da organismi crenobionti o crenofili. Più recentemente GERECKE *et al.* (2009), studiando un gruppo di 75 sorgenti bavaresi, hanno riscontrato la presenza di ben 735 specie di invertebrati. La frequenza degli endemismi in alcuni casi è rilevante (GRAHAM, 1998; NIEJALKE & RICHARDS, 1998; WITT *et al.*, 2006) ed è stato inoltre ipotizzato che diverse sorgenti, specialmente quelle di dimensioni maggiori, siano state degli habitat rifugio per numerose specie durante le epoche glaciali (THORUP & LINDEGAARD, 1977).

Fra gli invertebrati, la meiofauna in particolar modo è ben rappresentata e ricca in specie (GERECKE *et al.*, 1998), con densità spesso superiori a quelle dei macroinvertebrati (STOCH, 2001). I microcrostacei, in particolare, sono fra gli organismi più abbondanti e diversificati (DOLE-OLIVIER *et al.*, 2000). Diversi studi hanno evidenziato che i Copepodi Arpacticoidi e Ciclopoidi sono i tipici rappresentanti della meiofauna sorgentizia; per la maggior parte essi sono crenofili o crenoseni, mentre solo alcune specie sono effettivamente crenobionti. I Ciclopoidi sono generalmente più rari degli Arpacticoidi, e spesso appartengono a specie ubiquitarie o reofile (STOCH, 2000-2005; 2006). L'ostracodofauna sorgentizia, sebbene diversificata, comprende solo poche specie strettamente crenobionti (ROCA & BALTANÁS, 1993; MEZQUITA *et al.*, 1999; 2000; ROSSETTI *et al.*, 2005; MEISCH, 2006; PIERI *et al.*, 2007).

Numerosi autori hanno evidenziato, dal punto di vista strettamente morfologico, una struttura 'a mosaico' delle sorgenti (es. ILLIES & BOTOSANEANU, 1963; WEIGAND, 1998). Sono infatti presenti, oltre a substrati a diversa granulometria, anche microhabitat quali agglomerati di briofite, accumuli di detrito vegetale, pool e zone ad acque correnti, che sono in grado di ospitare organismi dalle diverse esigenze di habitat e conseguentemente, nel complesso, elevate biodiversità. Il detrito vegetale è un'importante fonte di energia per gli organismi sorgentizi (ROSI-MARSHALL & WALLACE, 2002), ed in particolare per gli Anfipodi (CUMMINS *et al.*, 1973). All'interno delle colonie di muschi sono inoltre presenti gradienti orizzontali (dai bordi alle zone centrali) e gradienti verticali rappresentati da zone emerse, madicole (o igropetriche) e sub-emerse (LINDEGAARD *et al.*, 1975;

THORUP & LINDEGAARD, 1977). Questi habitat muscicoli, ecotoni fra ambienti terrestri ed acquatici, ospitano una grande biodiversità soprattutto fra gli Artropodi (THORUP & LINDEGAARD, 1977; FISCHER, 1993; LINDEGAARD, 1995; GERECKE & DI SABATINO, 1996; LINHART *et al.*, 2000-2001; VLČKOVÁ *et al.*, 2000-2001). Fra i microhabitat caratterizzati dalle più alte abbondanze di individui, ad esempio, ILMONEN & PAASIVIRTA (2005) indicano gli ambienti muscicoli, mentre al confronto le polle con acque ferme sono meno densamente colonizzate. Le comunità di invertebrati sorgentizi sono inoltre in stretta connessione con gli organismi presenti nelle acque sotterranee; spesso, la fauna presente nella groundwater migra di notte in superficie, per poi ritornare nell'ambiente originario prima dell'alba (KURECK, 1967). I campionamenti di fauna sorgentizia, pertanto, devono essere diversificati al fine di consentire la caratterizzazione dei microhabitat presenti (DUMNICKA *et al.*, 2007).

Le comunità biologiche di sorgente sono, nel loro complesso, ben distinte da quelle presenti negli streambrook da esse originati (VANNOTE *et al.*, 1980; RICHARDSON & DANEHY, 2007). VON FUMETTI *et al.* (2007) hanno, in questo contesto, evidenziato variazioni longitudinali nella composizione delle comunità di invertebrati sorgentizi attribuibili principalmente al gradiente di temperatura; secondo questi autori, relativamente agli ambienti da loro studiati, il confine tra sorgente e springbrook si colloca a circa 5 metri di distanza dal punto di emergenza delle acque.

Diversi studi hanno evidenziato come svariate caratteristiche morfologiche influenzino la composizione delle comunità a invertebrati; fra queste, permanenza del regime idrologico (GOOCH & GLAZIER, 1991; ERMAN & ERMAN, 1995), andamento delle portate (SMITH *et al.*, 2001; 2003; SMITH & WOOD, 2002; MEYER *et al.*, 2003; DANEHY & BILBY, 2009), presenza di sostanza organica (CHAFIQ & GIBERT, 1993; SMITH *et al.*, 2003), caratteristiche idrochimiche delle acque (GLAZIER, 1991; ORENDT, 2000), velocità di corrente (ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005; ILMONEN *et al.*, 2009; VON FUMETTI *et al.*, 2006), composizione del substrato (GLAZIER & GOOCH, 1987; BONETTINI & CANTONATI, 1996; HAHN, 2000; GERECKE *et al.*, 2005; ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005; DUMNICKA *et al.*, 2007), altitudine (BARQUÍN & DEATH, 2006), alcalinità e copertura macrofita (GLAZIER & GOOCH, 1987). Nel complesso, l'eterogeneità dell'habitat riveste un ruolo particolarmente significativo nella composizione delle comunità ad invertebrati (es. GLAZIER & GOOCH, 1987; LINDEGAARD, 1995; LINDEGAARD *et al.*, 1998; HAHN, 2000). La maggior parte degli studi presenti in letteratura è però basata su campionamenti puntiformi, mentre sono carenti le informazioni riguardo alla variabilità temporale della composizione delle comunità di invertebrati, sia per sorgenti temporanee che perenni (GOOCH & GLAZIER, 1991). Diversi autori (es. GOOCH & GLAZIER, 1991; MCCABE, 1998; ERMAN, 2002) indicano che gli ambienti permanenti ospitano una maggiore biodiversità rispetto a quelli periodici o effimeri. Questi ultimi, a causa dell'intermittenza dei flussi, sono privi di quei macroinvertebrati con cicli biologici bivoltini, multivoltini, paravoltini o caratterizzati da elevati tassi di crescita estivi (SMITH & WOOD, 2002). Inoltre, sempre secondo GOOCH & GLAZIER (1991), le sorgenti intermittenti non sono di solito abitate da organismi tipicamente crenobionti. SMITH & WOOD (2002) confermano le differenze fra sorgenti a diverso regime, dimostrando nel loro studio che gli ambienti perenni sono un rifugio per numerosi taxa, ma che quelli intermittenti vengono rapidamente ricolonizzate al ristabilirsi dei flussi idrici. Anche all'interno delle sorgenti perenni, tuttavia, le oscillazioni stagionali di portata hanno effetti sulla composizione delle comunità. Ad esempio DANEHY & BILBY (2009) hanno evidenziato che, in corrispondenza della riduzione estiva dei flussi, le comunità di macroinvertebrati

di un gruppo di sorgenti perenni sono caratterizzate da minori abbondanze, ricchezza in specie e biomasse rispetto ai periodi con maggiori portate, mentre dal punto di vista della composizione i taxa di Insetti tendono progressivamente a scomparire.

Habitat sotterranei e stigofauna

Gli acquiferi sotterranei possono essere classificati in diversi gruppi a seconda delle loro caratteristiche idrogeologiche. Esistono quattro tipi principali di acquifero (MARMONIER *et al.*, 1993; GIBERT *et al.*, 1997; FUCHS *et al.*, 2006; HAHN, 2009):

- *Compatti* (o *'aquitard'*): caratterizzati da substrato a porosità ridotta e conduttività idraulica estremamente bassa. Generalmente presenti in depositi di argille, loess o sabbie molto fini, o su roccia compatta;
- *Porosi*: definiti anche *'acquiferi interstiziali'*, sono presenti in corrispondenza delle piane alluvionali dei corsi d'acqua, su sedimento a diversa granulometria (es. sabbia, ghiaia, depositi di derivazione morenica);
- *Fessurati*: caratterizzati da fratture di dimensioni superiori rispetto agli acquiferi porosi, sono presenti in formazioni litologiche prevalentemente compatte;
- *Carsici*: costituiti da rocce carbonatiche; la circolazione delle acque determina il discioglimento del substrato roccioso, causando la presenza di fratture di grandi dimensioni (MANGIN, 1985; 1986; BAKALOWICZ, 1986).

Gli acquiferi porosi, fessurati e carsici (detti anche *'open aquifers'*) sono caratterizzati da una conduttività idraulica superiore rispetto a quelli compatti e, conseguentemente, da maggiori scambi di ossigeno e risorse nutritive con la superficie. Questo diverso grado di connettività idrologica determina la presenza, negli open aquifers, di una fauna più diversificata rispetto a quelli compatti (MARMONIER *et al.*, 1993; HAHN, 2009).

Gli ambienti sotterranei e freatici sono stati a lungo considerati *'monotoni'* sia dal punto di vista delle comunità biologiche, ritenute praticamente assenti, che riguardo alla variabilità dei parametri fisici e chimici (FELETTI & GAITER, 1996). Studi recenti hanno tuttavia evidenziato come le falde acquifere siano caratterizzate da una notevole eterogeneità, quasi paragonabile a quella degli ambienti superficiali (DOLE-OLIVIER *et al.*, 1993; MARMONIER *et al.*, 1993). In base all'affinità e al loro grado di adattamento, gli organismi rinvenibili nell'ambiente sotterraneo (*stigofauna*) possono essere classificati in (ROUCH & DANIELOPOL, 1987; MARMONIER *et al.*, 1993):

- *Stigobi*: adattati e presenti unicamente nelle acque sotterranee. Questi organismi possiedono adattamenti di tipo morfologico (CHRISTIANSEN, 2004), fisiologico (HERVANT & MALARD, 2005; SIMČIČ *et al.*, 2005), comportamentale (ROMERO, 2004; PARZEFALL, 2005) ed ecologico (ADEN, 2005; HÜPPOP, 2005). Essi si dividono in *ubiquitari*, in grado di colonizzare tutti i sistemi sotterranei, e *freatobiti*, ristretti solo alle falde acquifere porose o interstiziali (FELETTI & GAITER, 1996).
- *Stigofili*: organismi epigei che non possiedono particolari adattamenti alla vita sotterranea, ma vi trascorrono parte del loro ciclo vitale in modo facoltativo o obbligatorio;

- *Stigossenii*: sono presenti solo occasionalmente e con distribuzione casuale nelle acque sotterranee.

La presenza di vita nelle acque sotterranee risale a periodi molto remoti nel tempo e si è originata a partire da antenati di acque dolci e marine; sono stati sinora proposti due modelli per spiegare i processi di colonizzazione. Secondo il *'relict refuge model'* (BOTOSANEANU & HOLSINGER, 1991), le acque sotterranee furono utilizzate dagli organismi superficiali per sfuggire alla progressiva estremizzazione delle condizioni climatiche, come ad esempio avvenne nelle zone temperate durante il Pleistocene (periodo caratterizzato da alternanza di glaciazioni e periodi di siccità). La colonizzazione da parte degli organismi pionieri avvenne attraverso il preadattamento al nuovo ambiente, le cui condizioni non erano troppo dissimili dall'habitat di provenienza. Il modello tuttavia non è in grado di spiegare la colonizzazione di falde sotterranee avvenuta in climi le cui condizioni, anche nel passato, sono rimaste pressoché costanti (es. zone tropicali). Il secondo modello, basato sul concetto di *'active colonization'* (ROUCH & DANIELOPOL, 1987), definisce la colonizzazione degli ambienti sotterranei come il risultato della progressiva infiltrazione di organismi superficiali all'interno delle falde, legata alle loro capacità di esplorazione ed adattamento. Questo processo avvenne in periodi stabili dal punto di vista climatico e fu possibile attraverso lo sfruttamento degli ecotoni al fine di raggiungere il progressivo adattamento agli ambienti sotterranei. I meccanismi di colonizzazione non sono tuttavia ancora chiari, e diverse ricerche hanno indagato queste dinamiche attraverso lo studio della distribuzione biogeografica degli organismi stigobi (es. BRANCELJ & DUMONT, 2007; CULVER & PIPAN, 2007; GALASSI *et al.*, 2009).

Gli organismi stigobi presentano un'elevata sensibilità nei confronti dell'alterazione fisico-chimica delle acque, e possono essere utilizzati come indicatori di eventuali fenomeni di contaminazione (GIBERT, 1989; DURBEC & LAFONT, 1991; PLÉNET *et al.*, 1992; PLÉNET & GIBERT, 1993; MALARD *et al.*, 1994); ad esempio, relazioni dirette fra concentrazione di ossigeno nelle acque sotterranee e abbondanza e diversità della fauna sotterranea sono state evidenziate da DANIELOPOL *et al.* (1992). In ambito italiano è da segnalare uno studio effettuato da STOCH (2001), che propone l'uso degli organismi stigobi come indicatori della qualità ambientale sulla base della determinazione del rapporto fra specie stigobie e specie totali rinvenute in ambienti sotterranei.

Impatti antropici ed approcci conservazionistici

Le sorgenti sono fra gli ecosistemi più minacciati su scala globale (STEVENS & MERETSKY, 2008), ma sinora scarsa attenzione è stata rivolta agli approcci di gestione e conservazione per prevenire alterazioni a livello idrochimico e perdita di biodiversità che si accompagnano allo sfruttamento delle sorgenti (BARQUÍN & SCARSBROOK, 2008).

Gli ambienti sorgentizi risentono di attività connesse alla presenza umana (sfruttamento delle acque per usi potabili e irrigui, alterazione della vegetazione riparia e sistemazioni dell'alveo) che causano il deterioramento della qualità dell'habitat e la perdita di comunità caratteristiche (HOWELL *et al.*, 1995; CANTONATI *et al.*, 2009). È ormai ben noto quanto gli impatti di origine antropica rappresentino una minaccia a livello globale nei confronti della biodiversità di sorgenti ed altri sistemi acquatici sotterranei (SKET, 1999b; WILLIAMS & WILLIAMS, 1998; MYERS & RESH, 2002). In particolare, la sempre maggiore richiesta di risorsa idrica ha determinato l'alterazione e spesso la

scomparsa di numerosi ambienti sorgentizi; ad esempio, da un'indagine condotta nella Svizzera settentrionale da ZOLLHÖFER (1999) è emerso che nel periodo 1884-1990 è scomparso circa il 40% delle sorgenti; di quelle rimaste, il 94% erano captate. CANTONATI *et al.* (2009), studiando gli impatti dovuti alla captazione delle acque di una sorgente del Parco Adamello-Brenta, riportano una significativa riduzione delle densità di zoobenthos, con progressiva scomparsa dei taxa più sensibili (es. Plecotteri, Tricotteri, Idracari) ed aumento degli Oligocheti.

La colonizzazione degli ambienti sorgentizi da parte della fauna, ed in particolare degli invertebrati, è un processo molto lento che avviene secondo tre vie preferenziali: dalle acque sotterranee, dal segmento fluviale immediatamente a valle e da altre sorgenti mediante trasporto passivo (es. vento, avifauna). In particolare sono stati dimostrati, per diversi taxa di invertebrati, pattern di movimento caratteristici (upstream e downstream) che concorrono alla dispersione delle specie durante le differenti fasi del ciclo vitale (es. ERMAN, 1981; 1986; HAYFORD & HERRMANN, 1998). A causa della peculiarità di questi processi, la ricolonizzazione che fa seguito ad alterazioni antropiche avviene in tempi molto lunghi (es. CANTONATI *et al.*, 2009) e, anche in caso di cessazione del disturbo, generalmente non si ristabilisce una comunità uguale a quella di partenza (ZOLLHÖFER, 1999); da questo presupposto nasce l'esigenza di tutelare questi ambienti per mantenerne la biodiversità.

Un tentativo di individuare un indice per la valutazione dell'integrità delle sorgenti è rappresentato dall'IPN (*Indice di Protezione Naturale*), suggerito da DI LORENZO *et al.* (2003). Tale indice possiede un ambito di applicazione ristretto, volto alla gestione delle sorgenti carsiche captate ad uso potabile, ma rimane comunque un valido strumento per valutare la vulnerabilità di questa tipologia di sorgenti. Un altro metodo per la valutazione dell'integrità delle sorgenti (*'Faunistical Intactness'*), proposto da ZOLLHÖFER (1999), è basato sull'aspetto faunistico e consiste nell'attribuzione di diversi punteggi ai taxa in base al loro grado di affinità con l'ambiente sorgentizio.

Attualmente, non esiste un sistema di classificazione universalmente accettato (WALLACE & ALFARO, 2001) che tenga conto, oltre che delle caratteristiche idrologiche, anche delle componenti biologiche e socio-culturali delle sorgenti (SPRINGER & STEVENS, 2009). Lo studio delle sorgenti è, per sua natura, multidisciplinare; infatti, come suggerito da BRUNE (2002), *'the study of springs is a borderline discipline, because springs are the transition from groundwater to surface water. Hence they have been studied to some extent by groundwater specialists and to some extent by surface-water specialists'*. La necessità di un sistema di classificazione integrato è particolarmente sentita, poiché consentirebbe di migliorare le informazioni presenti negli inventari e di pianificare le azioni di tutela e conservazione, nonché le idonee misure di ripristino ambientale (SADA & VINYARD, 2002; PERLA & STEVENS, 2008). Poiché inoltre le sorgenti si trovano all'interfaccia fra ecosistemi sotterranei, superficiali e terrestri, le misure di tutela e salvaguardia possono considerarsi efficaci solo se volte al mantenimento dell'integrità dell'habitat in tutte le sue componenti (BARQUÍN & SCARSBROOK, 2008).

2.2 Headwaters

2.2.1 Caratteristiche generali

Nonostante siano caratterizzati da dimensioni e portate generalmente ridotte, i tratti iniziali dei corsi d'acqua, o *headwaters*, rappresentano una frazione rilevante della lunghezza del reticolo fluviale. Ad esempio, è stato stimato che negli Stati Uniti le *headwaters* rappresentano il 95% dei corsi d'acqua, contribuendo circa al 73% della lunghezza dell'intero reticolo idrografico nazionale (LEOPOLD *et al.*, 1964). Nonostante la loro rilevanza, esse sono spesso ignorate dalle comuni rappresentazioni cartografiche, che non ne riportano né denominazione né localizzazione (MEYER & WALLACE, 2001).

Nonostante la scarsità di studi a riguardo, è appurato che le *headwaters* svolgono un ruolo cruciale nel mantenimento di struttura, funzionalità e produttività dei tratti fluviali di cui sono tributarie (HAIGH *et al.*, 1998). Sono caratterizzate da elevati livelli di indipendenza idrologica ed autonomia ecologica (LOWE & LIKENS, 2005) e forniscono servizi ecosistemici di fondamentale importanza, quali la conservazione della qualità idrica, il mantenimento della diversità biologica, la ricarica delle falde, la ritenzione di nutrienti, la regolazione delle piene e del trasporto dei soluti (MEYER, 2003). Contribuiscono inoltre, dal punto di vista trofico, all'apporto continuo di nutrienti (azoto, fosforo), sostanza organica e invertebrati predabili dalla fauna ittica (WIPFLI *et al.*, 2007).

Le *headwaters* sono in grado di influenzare direttamente gli ecosistemi posti a valle (PRINGLE, 1997), e le alterazioni a loro carico si propagano inevitabilmente in tutto il reticolo fluviale cui appartengono (MEYER & WALLACE, 2001). L'alterazione di questi habitat, ascrivibile principalmente ad attività antropiche, causa effetti negativi sugli ecosistemi situati a valle quali eutrofizzazione, diminuzione della produttività secondaria, riduzione degli habitat disponibili per le comunità acquatiche (FREEMAN *et al.*, 2007). La perdita di *headwaters* è un processo lento e cumulativo, che diventa evidente a livello ecosistemico solo in tempi relativamente lunghi (OHIO EPA, 2001). Le metodologie di valutazione della qualità ambientale sono oggetto di controversia, in quanto gli indici di qualità funzionali e biologici normalmente applicati nello studio dei corsi d'acqua di maggiori dimensioni non sono estendibili ad ambienti così singolari come i torrenti di basso ordine. Esiste tuttavia una procedura di valutazione messa a punto per le *headwaters* dell'Ohio (OHIO EPA, 2002) che può essere considerata come base concettuale per tali ricerche, ma tuttora di ristretta applicazione poiché calibrata solo sui corsi d'acqua di questo stato degli USA.

All'interno delle *headwaters*, così come nei torrenti montani in generale, si possono distinguere unità morfologiche principali (WHITE, 1973; BISSON *et al.*, 1982; HAWKINS *et al.*, 1993; BAIN & STEVENSON, 1999) dette *mesohabitat*, le cui dimensioni sono dell'ordine di decine di metri. I *mesohabitat* più rappresentati sono *riffle* (tratti con forti correnti e turbolenza superficiale, acque poco profonde, substrati grossolani e duri), *run* (zone con corrente veloce, flusso laminare, acque poco o mediamente profonde, substrati grossolani e duri) e *pool* (tratti con velocità di corrente moderata, acque relativamente profonde, fondo costituito da sedimento fine).

Aspetti trofici, biologici, ecologici

Le food webs delle headwaters sono a carattere eterotrofico, dipendendo quasi esclusivamente dagli apporti di materia organica provenienti dagli ecosistemi circostanti (FISHER & LIKENS, 1973). Funghi e batteri, in grado di decomporre il detrito vegetale (HARMON *et al.*, 1986; WEBSTER & BENFIELD, 1986), sono alla base dell'alimentazione degli invertebrati bentonici (MEYER, 1994). Essi a loro volta rappresentano una fonte di cibo per le comunità ittiche (es. WALLACE *et al.*, 1992). La produzione dei consumatori primari e secondari è perciò strettamente legata all'apporto di materiale organico esterno ed alla capacità di ritenzione del sistema (WALLACE *et al.*, 1997; 1999; HALL, 2000).

Gli ambienti lotici montani sono caratterizzati da acque ben ossigenate e da una grande variabilità dimensionale dei substrati (sabbie, ciottoli, massi, rocce), e ospitano numerose specie sia animali che vegetali. A livello di mesohabitat, nei corsi d'acqua a regime permanente i riffle ospitano una diversità ed abbondanza di invertebrati paragonabile (LOGAN & BROOKER, 1983) o superiore rispetto alle pool (BROWN & BRUSSOCK, 1991). In presenza di corsi d'acqua intermittenti, al contrario, le pool rappresentano il mesohabitat più colonizzato, poiché in seguito all'abbassamento del livello idrometrico solo in queste aree rimane acqua disponibile per le comunità (BOULTON & LAKE, 1992a).

Il contributo delle headwaters alla ricchezza faunistica è rilevante (FEMINELLA, 1996; HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000) e, spesso, ad esse è associata un'elevata frequenza di endemismi (ERMAN & ERMAN, 1995). Gli organismi acquatici tipici di questi ambienti sono particolarmente vulnerabili alle perturbazioni di origine antropica, a causa della loro estrema specializzazione ecologica (LOWE, 2002). La presenza di comunità così peculiari è imputabile a diverse cause, fra cui la disponibilità di habitat eterogenei dal punto di vista fisico-chimico e ambientale e la loro funzione di zone rifugio da predatori, competitori e specie aliene, di riproduzione e di 'nursery habitat'. Nelle headwaters alimentate direttamente da sorgenti, gli organismi trovano inoltre rifugio da siccità e congelamento poiché le acque, di provenienza sotterranea, mantengono caratteristiche di portata e temperature relativamente costanti durante l'anno. Le headwaters inoltre sono una continua fonte di organismi che, trasportati dalla corrente, colonizzano i tratti fluviali a valle (MEYER *et al.*, 2007); in caso di eventi di disturbo o catastrofici, è proprio dai tratti iniziali dei torrenti che provengono gli organismi in grado di ricolonizzare gli ambienti alterati e ripristinare le comunità fluviali (DOPPELT *et al.*, 1993).

Gli organismi presenti nelle headwaters sono ascrivibili a cinque gruppi principali (MEYER *et al.*, 2007), che comprendono: 1) specie esclusive di questi habitat; 2) specie ad ampia distribuzione; 3) organismi che durante l'anno migrano verso monte per sfuggire a situazioni sfavorevoli; 4) specie che sfruttano le headwaters in particolari fasi del ciclo vitale (es. stadi giovanili); 5) organismi caratteristici di altri ambienti, ma che utilizzano le headwaters in virtù della presenza di acqua e nutrimento.

I fattori abiotici in grado di influenzare maggiormente la composizione e la struttura delle comunità di invertebrati fluviali sono portata e temperatura (CÉRÉGHINO & LAVANDIER, 1998); esse influenzano direttamente il trasporto degli animali nella colonna d'acqua (WATERS, 1965) e il loro regime energetico (SWEENEY, 1984; SWEENEY *et al.*, 1986; PRITCHARD & ZLOTY, 1994), e/o indirettamente la variabilità spazio-temporale degli habitat fluviali (FEMINELLA & RESH, 1990; ROBINSON *et al.*, 1992) e la disponibilità di risorse trofiche (ANDERSON & CUMMINS, 1979; MOOG & JANECEK, 1991).

Sono soprattutto portata e temperatura a risultare profondamente alterate dalle operazioni di *river regulation* (WARD & STANFORD, 1979), fra le quali si annoverano ad esempio le opere idroelettriche (Par. 2.2.4). I corsi d'acqua soggetti a disturbo frequente, o che sono soggetti a sbalzi significativi delle condizioni ambientali, risultano essere sensibilmente impoveriti in termini di ricchezza di specie (PRITCHARD, 1991).

Gli invertebrati delle headwaters sono ben adattati alle condizioni, spesso ostili, che caratterizzano questi habitat; sono comuni gli adattamenti alle forti velocità di corrente e l'adozione di strategie di sopravvivenza, come diapausa o ibernazione, che consentono di superare i periodi critici (siccità estive, congelamento invernale). I torrenti montani appenninici presentano inoltre portate oscillanti nel corso dell'anno, con comparsa anche di fenomeni estremi quali siccità, congelamento o piene; questi eventi sono stati riconosciuti come determinanti nella composizione delle comunità di invertebrati (GRIMM & FISHER, 1989; GRIMM, 1993). Il disturbo, infatti, riveste un'importanza primaria nella configurazione degli ecosistemi e delle comunità in essi presenti (PICKETT & WHITE, 1985; PLATT *et al.*, 2002). Gli impatti del disturbo sono più accentuati negli habitat eterogenei, come ad esempio, i torrenti con substrato grossolano (ROBERTSON, 2000). La continua manifestazione degli eventi di disturbo impedisce alle comunità fluviali di raggiungere uno stato di equilibrio (FISHER, 1983; LAKE & BARMUTA, 1986; RESH *et al.*, 1988), generando strutture di comunità 'a mosaico' non regolate dalle interazioni fra specie, bensì da eventi fisici esterni (PATRICK, 1975; TOWNSEND, 1989).

Secondo la teoria della '*Intermediate Disturbance Hypothesis*' proposta da CONNELL (1978), un disturbo ambientale di entità moderata favorisce una maggiore biodiversità. Ambienti lotici moderatamente stabili, caratterizzati da oscillazioni contenute e periodiche di livelli idrometrici e velocità di corrente, sono pertanto in grado di ospitare una maggior ricchezza in specie rispetto ad ambienti estremamente instabili durante l'anno, ma anche rispetto ad ambienti che presentano oscillazioni limitate nel tempo. La teoria è confermata da diversi studi (es. SOUSA, 1984; MCCABE & GOTELLI, 2000); ad esempio, WOOD *et al.* (2005) evidenziano, in corsi d'acqua intermittenti, la presenza di un ridotto numero di invertebrati bentonici rispetto ad ambienti con flussi costanti; questi taxa, ed in particolare i Tricotteri, possiedono strategie comportamentali e cicli vitali adattati agli habitat intermittenti.

Drift

Il drift è definito come il trasporto di invertebrati fluviali nella colonna d'acqua (WATERS, 1972) ad opera della corrente. Si tratta di un fenomeno complesso che è influenzato da fattori abiotici (es. velocità di corrente, parametri idrochimici, fotoperiodo), biotici (es. densità di organismi bentonici, disponibilità di nutrimento, predazione, competizione; HIEBER *et al.*, 2003) e morfologici (caratteristiche ed estensione delle fasce riparie; HOOVER *et al.*, 2007), spesso interagenti fra loro e pertanto di difficile quantificazione (STATZNER *et al.*, 1984). Il trasporto degli organismi mediante il drift assume notevole importanza per quanto riguarda la trofia dei sistemi posti a valle, che ricevono grandi quantità di materiale organico, sotto forma di invertebrati, che viene predato dalla fauna ittica (YOUNG & HURYN, 1997).

Esistono diverse tipologie di drift (BRITTAİN & EIKELAND, 1988):

- *Catastrofico*: dovuto a cambiamenti improvvisi e consistenti di portate, velocità, temperatura delle acque, che determinano l'entrata in massa nella corrente di una porzione rilevante della comunità bentonica;
- *Comportamentale passivo*: si deve all'attività specifica di ciascun organismo, che può correre il rischio di essere trascinato via mentre, ad esempio, si muove sulla superficie di substrati esposti;
- *Comportamentale attivo*: è rappresentato dalla capacità di un organismo di lasciarsi volontariamente trascinare via dalla corrente, per sfuggire ai predatori (MCINTOSH & PECKARSKY, 1996; BAXTER *et al.*, 2005) o all'intensa radiazione UV (DONAHUE & SCHINDLER, 1998), oppure alla ricerca di cibo (HINTERLEITNER-ANDERSON *et al.*, 1992). Questo tipo di drift spesso è regolato da precise dinamiche circadiane (HUHTA *et al.*, 2000; HIEBER *et al.*, 2003; CÉRÉGHINO *et al.*, 2004);
- *Distribuzionale*: consiste nella migrazione volontaria di stadi giovanili, che tendono a muoversi verso valle per colonizzare nuove aree e allontanarsi dalle affollate zone di deposizione (SCHREIBER, 1995; HILDREW, 1996). Il drift distribuzionale coinvolge un gran numero di individui e presenta una spiccata periodicità; talvolta, e soprattutto per i taxa più grandi, la migrazione avviene di notte per evitare la predazione da parte dei pesci (CÉRÉGHINO *et al.*, 2004);
- *Costante*: è dovuto alla rimozione casuale di organismi dal substrato; questo 'rumore di fondo' del drift è abbastanza costante nel tempo e coinvolge un basso numero di individui (HILDEBRAND, 1974).

Numerosi studi hanno evidenziato la presenza di precise dinamiche stagionali del drift, dovute alla variazione delle densità di organismi bentonici, ai cicli vitali delle specie ed alle variazioni di temperatura e portata (es. ELLIOTT, 1967; HILDEBRAND, 1974; BRITAIN & EIKELAND, 1988; HIEBER *et al.*, 2003); in alcuni casi, tuttavia, non sono emerse dinamiche stagionali ben definite (ANDERWALD *et al.*, 1991; WARINGER, 1992; BREWIN & ORMEROD, 1994; HUHTA *et al.*, 1999).

2.2.2 Fauna a invertebrati

Macroinvertebrati

Lo studio delle comunità a invertebrati fluviali è stato storicamente incentrato sull'analisi dei macroinvertebrati, organismi con lunghezza superiore a 500 µm che vivono almeno una parte della loro vita a contatto con il substrato. Le comunità di macroinvertebrati lotiche sono ricche in specie e sono caratterizzate da una elevata dinamicità spazio-temporale (GRIMM, 1993). La maggior parte di questi organismi è rappresentata da diversi ordini di Insetti, quali Plecotteri, Efemerotteri, Tricotteri, Ditteri, Coleotteri; sono inoltre presenti anche Irudinei, Tricladi, Molluschi (Gasteropodi e Bivalvi), Oligocheti ed altri gruppi minori, come ad esempio Nemertini e Nematomorfi.

La macrofauna tipica di ambienti acquatici montani presenta una notevole diversità morfologica, fisiologica e comportamentale, risultato dell'adattamento all'habitat particolarmente selettivo caratterizzato da elevate velocità di corrente e basse temperature. La resistenza al freddo è attuata attraverso una serie di adattamenti di vario tipo (fisiologici, biochimici, morfologici e

comportamentali), come ad esempio la riduzione delle dimensioni, la costruzione di bozzoli e la produzione di peli e setole. Alcuni organismi sono in grado di resistere ai periodi più freddi entrando in quiescenza (risposta temporanea e reversibile allo stress termico) o diapausa (di maggior durata, con riduzione quasi totale dell'attività metabolica ed arresto dello sviluppo). L'appiattimento dorso-ventrale (es. negli Efemerotteri *Rhithrogena*, *Ecdyonurus*, *Epeorus*) o l'idrodinamicità del corpo (es. Efemerottero *Baetis*) rappresentano invece gli adattamenti più comuni alle forti velocità di corrente. Altri tipi di adattamento alla corrente sono: la riduzione delle strutture espanse (es. assenza del paracercio nell'Efemerottero *Epeorus*); la produzione di astucci con funzione di zavorra (Tricotteri) o strutture come ventose ed uncini per l'ancoraggio al substrato (es. Ditteri Blephariceridae, Irudinei, Tricotteri); la presenza di branchie addominali che riducono lo scorrimento di acqua al di sotto del corpo, aumentando la superficie a contatto col substrato; la riduzione delle dimensioni corporee (es. Coleotteri Elmidae) (MAIOLINI & LENCIONI, 2002).

Tra i macroinvertebrati si rinvencono organismi appartenenti a tutti i livelli di consumatori, quali erbivori, carnivori, detritivori, filtratori e raschiatori. Questi, a loro volta, sono alla base dell'alimentazione di numerose specie animali che vivono sia all'interno che in prossimità dei corsi d'acqua. Secondo CUMMINS (1973) si possono distinguere, in base alla modalità di raccolta del cibo, quattro gruppi principali di consumatori:

- *Shredders* (frammentatori): detritivori, si alimentano frammentando la sostanza organica grossolana (CPOM) costituita prevalentemente da foglie, lettiera e materiale alloctono con diametro superiore a 2 mm (es. Tricotteri Limnephilidae, alcuni Plecotteri).
- *Collectors* (raccolgitori): detritivori, si nutrono di sostanza organica fine (FPOM) con diametro inferiore a 2 mm. Si dividono in due sottocategorie: *gatherers* (collettori) che raccolgono la sostanza organica dal fondo (es. Efemerotteri, Oligocheti, molti Ditteri Chironomidi) e *filterers* (filtratori), che prelevano particelle alimentari filtrandole direttamente dalla corrente (es. Ditteri Simuliidae, Tricotteri Hydropsychidae).
- *Grazers-Scrapers* (pascolatori-raschiatori): si nutrono raccogliendo o raschiando il periphyton (es. Efemerotteri Heptageniidae, alcuni Coleotteri), ovvero l'insieme di organismi fotosintetici (sia eucarioti che cianobatteri), batteri e funghi che colonizzano i substrati fluviali;
- *Predators* (predatori): sono carnivori e si cibano di altri invertebrati (es. Irudinei, Ditteri Ditiscidae).

Le abbondanze relative delle diverse categorie trofiche sono determinate dal tipo e dalla disponibilità di sostanze nutritive. Il concetto del *River Continuum Concept*, proposto da VANNOTE *et al.* (1980), definisce una zonazione longitudinale della struttura trofica delle comunità, che varia da monte verso valle. Nei tratti superiori, in genere ombreggiati dalla vegetazione, prevalgono i frammentatori che trovano elevata disponibilità di sostanza organica grossolana; i pascolatori-raschiatori sono al contrario poco rappresentati a causa della scarsità del periphyton. Procedendo verso valle, si ha la progressiva trasformazione della sostanza organica grossolana in materiale più fine ed in genere un minor ombreggiamento, che determinano l'aumento sia di filtratori che di pascolatori-raschiatori; i frammentatori al contrario diminuiscono. Si assiste, ancor più a valle, ad un calo dei filtratori poiché la diminuzione della corrente rende il meccanismo di filtrazione meno

efficace; in questi tratti i raccoglitori ritornano ad essere abbondanti. I predatori sono presenti in quantità limitata ma costante lungo tutta l'asta fluviale. Oltre ai pattern sopra descritti, in letteratura sono ben noti i fattori principali in grado di influenzare la distribuzione degli invertebrati bentonici, come ad esempio dimensioni del substrato, profondità e velocità delle acque (es. BARMUTA, 1989; PECKARSKY *et al.*, 1990; HOLOMUZKI & MESSIER, 1993), disponibilità di nutrimento (es. FLECKER, 1984; DOWNES *et al.*, 2000; ROLL *et al.*, 2005), presenza di predatori (es. COOPER *et al.*, 1990; DIEHL *et al.*, 2000), disturbo idrologico (PALMER *et al.*, 1992; LANCASTER & HILDREW, 1993; ROBINSON *et al.*, 2003; EFFENBERGER *et al.*, 2006; 2008).

Giudizi riguardanti la qualità ambientale di un tratto fluviale possono essere formulati sulla base della comunità di invertebrati in esso presenti; un esempio è il calcolo dell'Indice Biotico Esteso (GHETTI & BONAZZI, 1981; GHETTI, 1986; 1995; 1997), che deriva da un adattamento alla realtà italiana dell'Extended Biotic Index inglese (WOODWISS, 1978), a sua volta un aggiornamento del Trent Biotic Index (WOODWISS, 1964). I macroinvertebrati sono attualmente alla base di una cinquantina di indici di qualità, e il loro numero è in costante aumento (MANDAVILLE, 1999).

Un ulteriore sviluppo nello studio delle comunità di macroinvertebrati fluviali deriva dall'attribuzione di questi organismi a gruppi biologici ed ecologici (USSEGLIO-POLATERA *et al.*, 2000) e a nicchie funzionali (LEROY POFF *et al.*, 2006). Nel dettaglio, USSEGLIO-POLATERA *et al.* (2000) definiscono otto gruppi (e 15 sottogruppi) biologici basati su dimensioni corporee, strategia riproduttiva (K o r) e preferenze trofiche, e sette gruppi (più 13 sottogruppi) ecologici delineati in base agli adattamenti degli organismi ai vari habitat fluviali, che vanno dalle headwaters d'alta quota ai corsi d'acqua planiziali. Questa classificazione, basata non sulla tassonomia ma sulle caratteristiche biologiche delle singole specie e sui relativi adattamenti alle condizioni ambientali, rappresenta un utile strumento per la valutazione e la gestione degli ambienti lotici. Le *Functional Trait Niches* (LEROY POFF *et al.*, 2006) definiscono, per ciascun taxon, 20 caratteristiche ('traits') raggruppate in quattro categorie (ciclo vitale, morfologia, mobilità, ecologia); tale approccio è utile a scopi predittivi, poiché in base ai gradienti ambientali osservati è possibile determinare struttura e caratteristiche delle comunità presenti.

Meiofauna

La meiofauna è composta da invertebrati di dimensioni comprese tra 63 (oppure 45) e 500 μm (MARE, 1942). Questi organismi vivono prevalentemente negli interstizi saturi d'acqua all'interno del sedimento, presenti in diversi ambienti quali:

- spiagge marine sabbiose (ambiente psammolitorale marino; GIÈRE, 1993);
- rive lacustri sabbiose (ambiente psammolitorale lacustre);
- zone di transizione fra le acque superficiali di un fiume e la falda freatica (ambiente iporreico);
- acque freatiche situate in profondità, ricaricate dall'infiltrazione meteorica e non in connessione con il corso d'acqua superficiale.

Gli studi sulla meiofauna sono stati condotti principalmente in ambienti marini e lacustri (PENNAK, 1981; HAKANKAMP & PALMER, 2000), mentre per gli ambienti ad acque correnti le conoscenze sono più limitate (SILVER *et al.*, 2002). Le componenti lotiche oggetto di maggiori ricerche sono infatti

quelle caratterizzate da dimensioni maggiori (macroinvertebrati, pesci) o minori (microrganismi, alghe) rispetto alla meiofauna (PIMM, 1982; MINSHALL *et al.*, 1983; BOTT *et al.*, 1985; PAINE, 1988). Tale mancanza di 'interesse' da parte della comunità scientifica trae le sue origini da diverse convinzioni erranee quali il fatto che la meiofauna rivesta una maggior importanza nei sistemi di acque sotterranee rispetto a quelli lotici (GIERE, 1993), e che in questi sistemi di acque correnti la meiofauna sia poco abbondante e contribuisca in maniera trascurabile alla biomassa totale e ai processi ecosistemici nella loro globalità (GIBERT *et al.*, 1994; ROBERTSON *et al.*, 2000). A questo si aggiungono oggettivi problemi di campionamento: le metodologie normalmente usate non riescono a campionare la meiofauna (ROBERTSON *et al.*, 2000) e, inoltre, i taxa che la compongono sono di dimensioni ridotte e comportano rilevanti difficoltà di identificazione, a causa della mancanza di chiavi tassonomiche (DI SABATINO *et al.*, 2000; DOLE-OLIVIER *et al.*, 2000; KOLASA, 2000; HAKENKAMP & MORIN, 2000; NELSON & MARLEY, 2000). Inoltre la meiofauna temporanea (vedi sotto) risulta, nel complesso, generalmente meno studiata rispetto a quella permanente (ROBERTSON *et al.*, 2000). Spesso, ed erroneamente, macro e meiofauna sono considerate come componenti biotiche a sé stanti; negli ambienti acquatici sono pertanto rari gli studi nei quali questi organismi vengono congiuntamente analizzati e comparati (STEAD *et al.*, 2003).

Il riconoscimento dell'importante ruolo di questi organismi è avvenuto solo in tempi relativamente recenti (O'DOHERTY, 1985; SCHMID-ARAYA, 1994; WARD & VOELZ, 1998); nonostante un incremento degli studi riguardanti la meiofauna negli ultimi anni, il numero di pubblicazioni sui macroinvertebrati continua ad essere molto superiore; ciò avviene in particolare nei sistemi lotici, relativamente ai quali, ad esempio, solo il 2-18% degli studi nel periodo 1992-2000 includeva la meiofauna (ROBERTSON *et al.*, 2000). Una considerevole accelerazione si è avuta dal 2000 in poi, anche in seguito alla pubblicazione di un numero speciale di *Freshwater Biology* sulla meiofauna lotica (Vol. 44(1), pp. 1-183).

Negli ambienti torrentizi la meiofauna è abbondante e diversificata (PALMER, 1990a; SHIOZAWA, 1991; ROBERTSON *et al.*, 2000), e riveste una grande varietà di ruoli ecologici (ROBERTSON, 2000; SCHMID-ARAYA & SCHMID, 2000), rappresentando un'importante componente del benthos di acque correnti (ROBERTSON *et al.*, 2000). Le comunità di meiofauna bentonica sono ben distinte da quelle sotterranee (iporreiche e freatiche), sebbene esista un certo grado di sovrapposizione dovuto alla presenza di specie ad ampio range di distribuzione (DOLE-OLIVIER *et al.*, 1997).

La meiofauna si divide in *permanente*, costituita da organismi che rimangono nel range dimensionale caratteristico tutta la vita, e *temporanea*, rappresentata da stadi giovanili di macroinvertebrati. Gli organismi più abbondanti della meiofauna permanente sono Crostacei (rappresentati principalmente da Copepodi Arpacticoidi, Ostracodi e Cladoceri) e Rotiferi; la meiofauna temporanea è invece costituita prevalentemente da larve di Ditteri Chironomidi, Plecotteri e Tricotteri (DOLE-OLIVIER *et al.*, 2000; ROBERTSON *et al.*, 2000). Gli organismi appartenenti alla meiofauna si cibano prevalentemente di detrito (GIERE, 1993) ed in particolare dei biofilm batterici che si sviluppano su di esso, ricoprendo prevalentemente i ruoli trofici di *filter-feeders*, *suspension feeders*, *browsers* (DOLE-OLIVIER *et al.*, 2000; KOLASA, 2000; RICCI & BALSAMO, 2000; TRAUNSPURGER, 2000). Questi organismi, che si trovano ad un livello trofico intermedio (situati ovvero fra produttori primari e consumatori terminali), sono in grado di condizionare densità e biomasse

batteriche e algali (PERLMUTTER & MEYER, 1991; BORCHARDT & BOTT, 1995), e sono a loro volta predati da invertebrati di dimensioni superiori e dalla fauna ittica (COULL, 1990; RUNDLE & HILDREW, 1992; SCHMID & SCHMID-ARAYA, 1997; SCHMID-ARAYA & SCHMID, 2000).

I principali fattori responsabili dei pattern di distribuzione della meiofauna sono di tipo biotico (predazione, disponibilità e caratteristiche delle risorse nutritive, competizione e dispersione) ed abiotico (temperatura, pH, portate, velocità di corrente, caratteristiche del substrato) (SWAN & PALMER, 2000); questi fattori interagiscono con i processi di larga scala e la loro importanza relativa è estremamente variabile (COOPER *et al.*, 1998; SWAN & PALMER, 2000). Le ricerche effettuate negli ultimi anni hanno sottolineato relazioni fra specifici taxa di meiofauna e dimensioni del substrato; sono state dimostrate relazioni significative anche con concentrazione di ossigeno disciolto, quantità di detrito e profondità (FRANKEN *et al.*, 2001). Poiché questi fattori variano a livello stagionale, gli studi dovrebbero essere condotti su ampia scala temporale (SCHMID-ARAYA *et al.*, 2002; STEAD *et al.*, 2003).

L'inclusione della meiofauna nelle reti trofiche consente una rappresentazione più realistica delle stesse, aumentando notevolmente la ricchezza in specie della comunità fluviale (SCHMID-ARAYA & SCHMID, 1995; HAKENKAMP & PALMER, 2000; ROBERTSON *et al.*, 2000; SCHMID *et al.*, 2000), il numero di specie intermedie e di conseguenza la capacità di buffering a livello delle reazioni trofiche a cascata (HILDREW, 1992; STRONG, 1992). Ad esempio, dallo studio su base stagionale delle food webs di un corso d'acqua inglese, SCHMID-ARAYA *et al.* (2002) riportano che le specie appartenenti alla meiofauna rappresentano il 63-70% delle specie totali; un altro studio, condotto su sette corsi d'acqua inglesi, ha evidenziato che la meiofauna rappresenta il 58-82% del numero di specie totali (ROBERTSON *et al.*, 2000).

A causa delle ridotte dimensioni, la meiofauna possiede generalmente elevati turnover e ridotti tempi di generazione (PENNAK, 1989). Il contributo alla produzione secondaria totale è perciò rilevante (STEAD *et al.*, 2005), e può fornire una spiegazione al cosiddetto 'paradosso di Allen' (ALLEN, 1951) che descrive l'apparente discrepanza, osservata in alcuni ambienti lotici, fra la quantità stimata di prede necessaria per mantenere le popolazioni ittiche presenti e le densità di invertebrati effettivamente osservate (O'DOHERTY, 1985; HURYN, 1996).

Gli studi che confermano l'importanza della meiofauna nella produzione lotica totale sono numerosi, e nei tempi più recenti si avvalgono di tabelle specifiche per la determinazione del peso secco di questi organismi a partire dalle loro dimensioni corporee (STEAD *et al.*, 2003), che consente la quantificazione del rapporto produzione/biomassa (STEAD *et al.*, 2005). Ad esempio, POFF *et al.* (1993) dimostrano che la meiofauna contribuisce per il 45% alla respirazione totale della comunità bentonica di un ambiente torrentizio a substrato sabbioso, mentre STEAD *et al.* (2005) attribuiscono alla meiofauna il 51% della produzione secondaria totale di una headwater inglese. Infine STEAD *et al.* (2004), nel loro studio riguardante il torrente Lone Oak (Inghilterra), valutano la meiofauna come il 3% della biomassa totale, a fronte di un contributo pari al 15% della produzione secondaria totale; gli autori riportano inoltre che, per la meiofauna, il tasso complessivo produzione/biomassa è pari a 38, mentre tale parametro per l'intera comunità è pari 'solo' a 7.6. Questi organismi, inoltre, giocano un ruolo attivo nei confronti della struttura del substrato, che viene continuamente riorganizzato

attraverso meccanismi di coprofagia (ingestione di pellet fecali di invertebrati più grandi) e bioturbazione (HAKENKAMP & MORIN, 2000).

Le comunità di meiofauna lotica sono resistenti e resilienti nei confronti dei disturbi dovuti alle elevate portate (TOWNSEND & HILDREW, 1994). Questi organismi sono infatti in grado di utilizzare i rifugi naturalmente presenti nell'ambiente fluviale (ROBERTSON, 2000) quali gli strati più superficiali del sedimento (SILVESTER & SLEIGH, 1985), pool (RICHARDSON, 1990), aree laterali (WILLIAMS, 1984), zone di accumulo di detrito vegetale (GOLLADAY & HAX, 1995) o la zona iporreica (WILLIAMS & HYNES, 1974; PALMER *et al.*, 1992). La ricolonizzazione avviene a partire da queste zone di rifugio (LANCASTER & BELYEA, 1997), con spostamenti di tipo camminatorio, natatorio o mediati dalla corrente (*'drift distribuzionale'*, Par. 2.2.4) (SMITH & BROWN, 2006). L'elevata fecondità e la capacità di generare forme resistenti (HAVEL *et al.*, 2000; SCHRÖDER, 2001) consentono ricolonizzazioni generalmente rapide, anche se ciascun taxon presenta tempi di risposta specifici (SMITH & BROWN, 2006). Gli studi riguardanti i meccanismi di dispersione sono tuttavia ancora insufficienti, e poco si sa delle richieste in termini di habitat colonizzabile e al grado di tolleranza di numerose specie della meiofauna, sebbene sia stato suggerito che molte di esse siano cosmopolite (RUNDLE *et al.*, 2000). Nel complesso si riscontra una certa disomogeneità nelle conoscenze riguardanti la distribuzione dei vari taxa di meiofauna; fra i gruppi più studiati sono i microcrostacei, per i quali è possibile effettuare dettagliate comparazioni su larga scala della biodiversità (REID, 1994; SEGERS, 1996) e dei pattern di distribuzione delle specie (RUNDLE *et al.*, 2000). Tecniche di tipo molecolare contribuiscono, in questo contesto, all'identificazione dei diversi pattern di dispersione, consentendo di stabilire quanto le specie di meiofauna esistenti siano effettivamente cosmopolite (DOLE-OLIVIER *et al.*, 2000; RUNDLE *et al.*, 2000).

Un'importante applicazione derivante dallo studio della meiofauna lotica è rappresentata dalla possibilità di formulare giudizi di qualità ambientale basati, ad esempio, sugli Idracari (SMITH, 2001c). Inoltre molti organismi comunemente utilizzati negli indici di qualità, come ad esempio i macroinvertebrati bentonici, trascorrono i primi stadi di sviluppo come meiofauna temporanea e perciò possono essere potenzialmente utilizzati come bioindicatori (RADWELL & BROWN, 2008).

2.2.3 Zona iporreica e habitat interstiziale

Le acque sotterranee sono state definite *'an unseen ocean beneath our feet'* (DANIELOPOL *et al.*, 2000); la loro importanza è stata riconosciuta, fra i primi, da ORGHIDAN (1959) che coniò il termine *'biotopo iporreico'* (da *hypo*, *'sotto'* e *rheos*, *'flusso'*). Una definizione largamente accettata della zona iporreica è stata proposta da WHITE (1993), che la identifica come *'the saturated interstitial areas beneath the stream bed and into the stream banks that contain some proportion of channel water or that have been altered by channel water infiltration'*. Tale ambiente si trova all'interfaccia tra ecosistemi sotterranei e superficiali, ed è definito un *'ecotono dinamico'* da SABATER & VILA (1991).

Solo negli ultimi anni gli studi sulla zona iporreica hanno assunto rilevanza nell'ambito dell'ecologia fluviale (MARMONIER *et al.*, 1992); la scienza che comprende questi studi, definita come *'groundwater ecology'*, ha acquisito una propria identità in tempi ancor più recenti (PETTS & AMOROS, 1996).

Caratteristiche morfologiche e idrochimiche

Per definizione, le acque iporreiche sono in continua connessione e interscambio con quelle superficiali (TRISKA *et al.*, 1989; WILLIAMS, 1993); acque superficiali e sotterranee sono componenti interagenti fra di loro, e non possono pertanto essere trattate come ambienti isolati (WINTER, 1999; WINTER *et al.*, 1999).

La zona iporreica è caratterizzata da basse velocità di corrente, assenza di luce, ridotta ossigenazione e scarsa disponibilità di nutrimento e spazi disponibili (COINEAU, 2000); tali caratteristiche risultano tanto più accentuate quanto maggiore è la profondità. Questo habitat è contraddistinto da un certo grado di inerzia fisica rispetto agli ambienti superficiali, con limitate oscillazioni dei parametri fisico-chimici (GIBERT *et al.*, 1994); in particolare, il regime termico delle acque sotterranee presenta una notevole stabilità (CRISP *et al.*, 1982). L'ecotono iporreico, interposto fra acque superficiali e sotterranee, è invece soggetto a variazioni sia giornaliere che stagionali (WONDZELL & SWANSON, 1996a; WROBLICKY *et al.*, 1998), nonché a cambiamenti indotti da eventi climatici estremi come piene o periodi di siccità (BRUNKE & GONSER, 1997; BOULTON, 2003; MAGOULICK & KOBZA, 2003) in virtù della sua prossimità alla superficie.

Nella zona iporreica si distinguono zone di *downwelling* ed *upwelling* (HENDRICKS, 1993; MALARD *et al.*, 2002), nelle quali l'acqua dapprima penetra dalla zona più superficiale verso gli strati più profondi del sedimento per poi riemergere più a valle. L'acqua infatti tende ad infiltrarsi nelle zone ad alta pressione superficiale (es. aree con letto fluviale convesso, come testate di riffle ed uscite di pool) per poi riemergere dove la pressione risulta inferiore (es. aree con letto fluviale concavo, come parti terminali di riffle o testate di pool, ma anche barre di ghiaia, channel steps e zone concave di meandri curvilinei) (MALARD *et al.*, 2002). Analogamente, l'acqua si infiltra in zone ad alta permeabilità mentre tende a riemergere quando la permeabilità si riduce (VAUX, 1968). Le caratteristiche fisico-chimiche delle zone di *downwelling* ed *upwelling* sono ben distinte; le acque superficiali, penetrando nel sedimento, hanno un elevato contenuto in ossigeno e materia organica e, in estate, temperature superiori alla zona iporreica (FINDLAY *et al.*, 1993; HENDRICKS, 1993). Secondo FRANKEN *et al.* (2001), inoltre, nelle zone di *downwelling* i valori di pH e le concentrazioni di nitrati sono maggiori rispetto alle zone di *upwelling*, il potenziale redox presenta un andamento opposto mentre i valori di conducibilità e le concentrazioni di azoto ammoniacale sono analoghi nelle due zone. Il fenomeno dell'*upwelling* consente alle acque sotterranee ed ai nutrienti in esse disciolti di raggiungere la superficie (BOULTON, 1993; FINDLAY, 1995; BRUNKE & GONSER, 1997). Nelle zone più profonde del sedimento, non interessate dalla circolazione diretta delle acque, gli scambi sono invece più lenti e prevalentemente di tipo diffusivo (RICHARDSON & PARR, 1988; WÖRMAN, 1998).

La zona iporreica riveste una funzione di filtro fisico, chimico e biologico (VERVIER *et al.*, 1992; HANCOCK, 2002) ed è in grado di immobilizzare o trasformare nutrienti e sostanze inquinanti come i metalli pesanti (VON GUNTEN *et al.*, 1991; BOURG & BERTIN, 1993; GIBERT *et al.*, 1995). Nella zona iporreica sono infatti presenti elevate densità di microorganismi che rivestono un ruolo chiave nel ciclo dei nutrienti, in grado anche di abbattere le concentrazioni di nitrati (CEY *et al.*, 1999; PUCKETT, 2004), fosfati (DAHM *et al.*, 1998; CARLYLE & HILL, 2001) e inquinanti organici (HERMAN *et al.*, 2001; ATEKWANA & KRISHNAMURTHY, 2004; CONANT *et al.*, 2004).

Aspetti trofici, biologici ed ecologici

L'ambiente iporreico non è in grado di sostenere una produzione primaria fotoautotrofa a causa dell'assenza di luce (GIBERT & DEHARVENG, 2002); la fauna presente perciò dipende in larga misura dall'apporto di sostanza organica esterna (eterotrofia, allotrofia; FERIS *et al.*, 2003b). In alcuni casi sono presenti organismi chemiosintetici, il cui apporto alla produzione primaria è comunque trascurabile (KINKLE & KANE, 2000; POULSON & LAVOIE, 2000). Il contenuto di sostanza organica rappresenta uno dei fattori in grado di influenzare maggiormente la distribuzione degli organismi iporreici (MALARD *et al.*, 2003), ed è a sua volta dipendente dalle dinamiche di circolazione delle acque sotterranee che la trasportano (ANGELIER, 1953). I biofilm batterici costituiscono un importante anello trofico (GOUNOT, 1994; FINDLAY & SOBCHAK, 2000), arrivando a contribuire fino al 90% della respirazione nei sedimenti iporreici (BRUNKE & GONSER, 1997). La quantità di biofilm batterici presenti influenza direttamente l'abbondanza degli invertebrati iporreici (BRUNKE & FISCHER, 1999). Le reti alimentari sono estremamente semplificate: a causa della sostanziale assenza dei produttori primari, gli erbivori sono presenti solo nelle zone di downwelling dove il materiale vegetale viene trasportato in profondità dalle acque (CLARET *et al.*, 1999); il gruppo trofico maggiormente rappresentato è quello dei detritivori onnivori (GIBERT & DEHARVENG, 2002). Scarseggiano anche i predatori obbligati (GIBERT *et al.*, 1994), mentre sono presenti organismi polifagi appartenenti ai Malacostraci (*Niphargus*, *Proasellus*) che possono essere considerati potenziali predatori (FELETTI & GAITER, 1996). Occasionalmente, e solo nelle zone più superficiali, si rinvencono predatori bentonici che temporaneamente si spostano nella zona iporreica alla ricerca di nutrimento (BOULTON, 2000a). In questi sistemi sotterranei caratterizzati da catene alimentari troncate, i Crostacei possono essere considerati l'equivalente della fauna ittica delle acque superficiali (FELETTI & GAITER, 1996).

La zona iporreica di corsi d'acqua con substrato grossolano (es. ghiaia, sassi), come i torrenti montani, ospitano comunità di macro e meiofauna diversificate (es. DEL ROSARIO & RESH, 2000; HAKENKAMP & PALMER, 2000; BO *et al.*, 2006). Le densità di macroinvertebrati tendono a diminuire con la profondità poiché questi organismi, a causa delle loro dimensioni, possiedono una limitata capacità di penetrazione all'interno del substrato (PENNAK & WARD, 1986; WILLIAMS, 1989; GIBERT *et al.*, 1995). Gli organismi del comparto iporreico contribuiscono grandemente a densità e biomasse totali degli invertebrati lotici; in alcuni casi, in presenza di substrati sufficientemente profondi, la fauna iporreica è uguale o addirittura superiore a quella presente in superficie (ROBERTSON *et al.*, 2000). Conseguentemente le stime di densità, biomassa e produttività basate su metodologie di campionamento 'tradizionali', che interessano solo la parte superficiale del substrato, sono affette da una notevole sottostima (STEAD *et al.*, 2004). L'importante contributo di questo comparto alla produzione secondaria è stato evidenziato da numerosi studi. Ad esempio, una ricerca condotta negli Stati Uniti da SMOCK *et al.* (1992) attribuisce alla zona iporreica il 21% della produzione secondaria dell'intero sistema fluviale; analogamente, studiando un torrente prealpino svizzero, NAEGELI & UEHLINGER (1997) hanno evidenziato che la meiofauna iporreica contribuisce all'86% della respirazione totale dell'ecosistema. Secondo HURYN (1996), l'inclusione della produzione secondaria dovuta alla fauna interstiziale costituisce l'unico metodo in grado di spiegare la produzione ittica di un corso d'acqua neozelandese (*Paradosso di Allen*; Par. 2.2.2); infine, WRIGHT-STOW *et al.* (2008)

riportano che ben il 96% della produzione secondaria annuale del Tricottero *Olinga feredayi* avviene nell'habitat iporreico, al di sotto dei 10 cm di profondità.

Le caratteristiche del sedimento e l'idrodinamica sono elementi vincolanti nei confronti dei pattern di distribuzione della fauna iporreica (GIBERT *et al.*, 1994; STRAYER *et al.*, 1997). Più in dettaglio, i fattori maggiormente responsabili di questi pattern sono presenza ed abbondanza degli interstizi (RICHARDS & BACON, 1994; BRUNKE & GONSER, 1997; HAKENKAMP & PALMER, 2000; DUMAS *et al.*, 2001), quantità di particelle fini presenti nel substrato (MARIDET *et al.*, 1996; BRUNKE & GONSER, 1999), entità dei flussi idrici (HAKENKAMP & PALMER, 2000) e connettività idraulica con la superficie e tra le varie porzioni di sedimento (GIERE, 1993; WARD & PALMER, 1994). La numerosità dei fattori coinvolti si traduce nella difficile individuazione di quali, fra essi, abbiano di volta in volta maggiore influenza sulla struttura delle comunità iporreiche (WALTHER, 2002), determinando la presenza di specifici pattern di distribuzione orizzontali e verticali (MARIDET *et al.*, 1996). Questa eterogeneità ambientale è definita come 'patchiness' dagli ecologi fluviali (SMITH, 2005), e determina la persistenza di zone rifugio iporreiche anche in condizioni idrologiche sfavorevoli (DOLE-OLIVIER *et al.*, 1997).

WARD & VOELZ (1998), analizzando le comunità ad invertebrati di due sistemi fluviali montani, rinvennero una progressiva diminuzione delle abbondanze degli Insetti muovendosi sempre più in profondità lungo la sequenza benthos-hyporheos-phreatos. Nella maggior parte dei sistemi iporreici infatti, parallelamente all'aumento della profondità, i Crostacei sono gli organismi più abbondanti a causa dell'assenza dei loro principali competitori, rappresentati dagli Insetti (SKET, 1999b); oltre a Copepodi e Cladoceri, gli Ostracodi sono fra i Crostacei più abbondanti (es. MARMONIER & WARD, 1990; MARMONIER & CREUZE DES CHATELLIERS, 1992; CREUZE DES CHATELLIERS & MARMONIER, 1993). Nella zona iporreica sono ben rappresentati anche Rotiferi, Tardigradi, Oligocheti e Nematodi (BOULTON, 2000a; HAKENKAMP & PALMER, 2000; LAFONT & VIVIER, 2006) che, attraverso la loro attività di bioturbazione, contribuiscono a incrementare porosità, permeabilità e trasporto dei soluti (MERMILLOD-BLONDIN *et al.*, 2003; NOGARO *et al.*, 2006). Da uno studio sugli habitat iporreici di due torrenti d'alta quota del Colorado (WARD & VOELZ, 1998), Copepodi, Nematodi ed Oligocheti sono risultati particolarmente abbondanti, mentre i Ditteri Chironomidi erano gli unici Insetti presenti con elevate densità. Poiché alcuni gruppi di organismi tendono ad utilizzare la zona iporreica solo in determinati momenti del ciclo vitale, la composizione della comunità è influenzata anche da dinamiche di tipo stagionale (HENDRICKS & WHITE, 1995; WROBLICKY *et al.*, 1998).

Mentre i primi studi descrivevano la zona iporreica come un semplice 'rifugio temporaneo' sfruttato dalla fauna superficiale in caso di avversità (ORGHIDAN, 1959; SCHWOERBEL, 1964), con il progredire delle ricerche è stata evidenziata l'esistenza di organismi tipici di questa zona, definiti come 'hyporheos' (WILLIAMS & HYNES, 1974). Essi sono presenti negli strati più profondi del sedimento fluviale e presentano adattamenti alla vita interstiziale, quali ridotte dimensioni, allungamento e appiattimento del corpo (DANIELOPOL *et al.*, 1994), depigmentazione, perdita della capacità visiva (anoftalmia, microftalmia) e conseguente sviluppo di organi sensoriali non-ottici (COINEAU, 2000), sviluppo di strutture di protezione e locomozione (spine, piastre, unghie, ventose, strutture caudali), adozione di movimenti serpentiformi (GIBERT *et al.*, 1994; GAYRAUD & PHILIPPE, 2003). A causa della scarsità di risorse nutritive e di ossigenazione, gli organismi tipici della zona iporreica profonda presentano metabolismo lento, tassi di crescita ridotti, lunghi cicli vitali (GIBERT &

DEHARVENG, 2002; HUMPHREYS, 2002) e limitati fabbisogni di ossigeno (MALARD & HERVANT, 1999). L'attività riproduttiva di questi organismi, a differenza di quanto avviene nelle zone superficiali, generalmente non presenta pause o interruzioni durante l'anno (CREUZÉ DES CHÂTELLIERS *et al.*, 1991), e si basa sulla produzione di un limitato numero di uova (GIBERT & DEHARVENG, 2002).

A causa della loro estrema specializzazione ecologica, gli organismi presenti nella zona iporreica presentano un'elevata sensibilità nei confronti delle alterazioni e possono essere usati come indicatori di qualità ambientale; a livello italiano BERERA *et al.* (2003), ad esempio, hanno proposto l'utilizzo delle biocenosi interstiziali come possibile strumento per la valutazione della qualità ambientale del fiume Orcia (Toscana meridionale).

Habitat interstiziale

La parte più superficiale e permeabile del substrato fluviale viene definita come '*habitat interstiziale*' (DOLE-OLIVIER & MARMONIER, 1992). Essa supporta comunità di invertebrati diversificate e ricche in specie (GILLER & MALMQVIST, 1998), soprattutto nei primi 15 cm di sedimento (COLLIER & SCARSBROOK, 2000; BO *et al.*, 2006). Sebbene alcuni studi abbiano fornito risultati discordanti (es. PALMER *et al.*, 1992; DOLE-OLIVIER *et al.*, 1997), l'*habitat interstiziale* è considerato una zona rifugio che i macroinvertebrati bentonici (GRIMM *et al.*, 1991; BOULTON & STANLEY, 1995; BRUNKE & GONSER, 1997), comunemente sfruttano per sfuggire a disturbi quali siccità, piene o congelamento, favorendo sia la resistenza che la resilienza delle comunità fluviali (SCHWOERBEL, 1961; BOULTON, 1989; DOLE-OLIVIER *et al.*, 1997; BOULTON *et al.*, 1998). I movimenti verso gli strati più profondi del sedimento assumono particolare rilevanza nei corsi d'acqua temporanei (DELUCCHI, 1989). Da studi effettuati nell'Appennino piemontese è emerso che la zona interstiziale costituisce un habitat importante per il macrobenthos di fiumi caratterizzati da elevata variabilità idrologica, anche se non tutte le specie sono in grado di utilizzarlo come zona rifugio durante i periodi di siccità (BO *et al.*, 2006). Da non sottovalutare infine è il ruolo di '*nursery habitat*' nei confronti degli stadi giovanili di numerose specie di invertebrati (JACOBI & CARY, 1996; BRETSCHKO, 1992). Questa capacità di utilizzazione del substrato assume particolare importanza nei corsi d'acqua interessati da regimi di portate fluttuanti, poiché da essa trae origine la resilienza delle comunità di invertebrati e la capacità di ricolonizzazione della zona bentonica in seguito agli eventi di stress (MACKAY, 1992).

I meccanismi di colonizzazione dell'*habitat interstiziale* sono stati studiati diffusamente in Europa settentrionale, Nord America e zone tropicali, ma sono pochi i dati relativi a corsi d'acqua montani dell'Europa meridionale (ROSSARO, 1985; MATTHAEI *et al.*, 1996; RODRÍGUEZ *et al.*, 1998; DUMAS *et al.*, 2001; FENOGLIO *et al.*, 2002), ed ancor meno gli studi relativi ad ambienti d'alta quota (ROBINSON *et al.*, 2004; LENCIONI *et al.*, 2006; ZBINDEN *et al.*, 2008). Relativamente al territorio italiano, LENCIONI *et al.* (2006), studiando i pattern di colonizzazione di diversi tipi di substrati artificiali in corsi d'acqua di alta montagna, evidenziano come i Ditteri Chironomidi siano il gruppo di invertebrati con la più elevata capacità di colonizzazione, mentre altri taxa presentano preferenzialmente reotassi positiva o negativa. FENOGLIO *et al.* (2002) hanno riscontrato fenomeni generalmente diffusi di reotassi negativa mentre solo pochi, specifici taxa erano caratterizzati da reotassi positiva (es. Plecotteri *Brachyptera* e *Capnia*). Infine, in uno studio compiuto a livello di bacino sul fiume pirenaico Ariège, DUMAS *et al.* (2001) hanno dimostrato come la distribuzione di Crostacei (Anfipodi,

Isopodi) sotterranei sia strettamente legata al contesto idrogeologico locale, e rappresenti un indicatore delle dinamiche di circolazione iporreica.

Metodologie di campionamento

Le attuali linee di ricerca auspicano una standardizzazione delle metodologie di campionamento della zona iporreica, che consentano di effettuare confronti spazio-temporali più robusti. Generalmente è indicato effettuare campionamenti della fauna iporreica nelle zone di upwelling, poiché la risalita delle acque verso la superficie determina una maggiore abbondanza degli organismi (MALARD *et al.*, 2002).

Il campionamento della fauna iporreica può avvenire mediante diverse metodologie; alcune di esse sono di tipo indiretto e prevedono l'utilizzo di trappole (WAGNER & FEIO, 2001), substrati artificiali (COLEMAN & HYNES, 1970; HYNES, 1974, MATHIEU *et al.*, 1984; 1991; TABACCHI, 1990; LENCIONI *et al.*, 2006) o tubi infissi nel letto fluviale dai quali si effettuano pompaggi di acqua (HAHN, 1996; SCHMIDT *et al.*, 2004). Campionamenti di tipo diretto sono attuati, ad esempio, mediante carotaggi ('*sediment corers*', WILLIAMS & HYNES, 1974) o col metodo del *freezing core* (STOCKER & WILLIAMS, 1972; BRETSCCHKO, 1985; HILL, 1999), ma di gran lunga più accessibili ed utilizzati sono il filtraggio delle acque mediante il metodo Karaman-Chappuis (DELAMARE-DEBOUTTEVILLE, 1960) e la pompa Bou-Rouch (BOU & ROUCH, 1967; BOU, 1974). In particolare quest'ultimo metodo, permettendo un'analisi di tipo quantitativo, è considerato come la metodologia di campionamento standard, raccomandata anche dal progetto PASCALIS ('*Protocols for the ASsessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface*'; MALARD *et al.*, 2002) volto alla caratterizzazione della biodiversità delle acque sotterranee. In ogni caso, tutte queste metodiche sono estremamente dispendiose in termini di tempo e lavoro necessari per il sorting e l'identificazione degli organismi (HAHN, 2002a; MATZKE & HAHN, 2002; HAHN & MATZKE, 2005), data l'ingente quantità di sedimento fine spesso presente nei campioni.

Con tali premesse, sono stati effettuati diversi studi con l'obiettivo di definire i volumi di campionamento ottimali tramite pompa Bou-Rouch. DANIELOPOL (1976) e WILLIAMS (1984) ipotizzano infatti la presenza di un '*filtering effect*' da parte del sedimento, che si traduce in un aumento nella presenza di taxa di dimensioni maggiori e/o in grado di ancorarsi meglio al substrato nei campioni successivi. Secondo BOULTON *et al.* (2004), la rimozione del sedimento più fine a causa del pompaggio rende progressivamente gli interstizi più aperti e consente il campionamento di taxa precedentemente non raccolti; nel loro studio gli autori hanno evidenziato, prelevando diversi volumi, un'elevata presenza di taxa dalle dimensioni ridotte (es. Nematodi, Ostracodi, Cladoceri) nei primi litri, mentre taxa più grandi come gli Isopodi erano presenti omogeneamente nei diversi litri. In considerazione di queste dinamiche HUNT & STANLEY (2000) hanno dimostrato che il campionamento di volumi di acqua ridotti consente stime di densità di organismi significativamente maggiori, mentre grandi volumi consentono di individuare una maggiore ricchezza in taxa; complessivamente, viene sottolineata l'importanza di uniformare i volumi prelevati nel corso del medesimo studio. Gli autori hanno inoltre dimostrato che già un volume di 0.5 litri sia quantitativamente rappresentativo della comunità iporreica; tuttavia, il prelievo di almeno 3-5 litri di acqua viene suggerito da BOULTON *et al.* (2003; 2004). In particolare, BOULTON *et al.* (2004) indicano che volumi pari a cinque litri e

riconoscimenti tassonomici *broad-level* sono sufficienti per caratterizzare ed effettuare confronti fra faune iporreiche di diversi siti di campionamento.

Lo studio della zona iporreica come rifugio può essere attuato mediante l'utilizzo di substrati artificiali, che sono comunemente usati per valutare composizione e pattern di colonizzazione degli invertebrati lotici (PECKARSKY, 1984; TOMAN & PODGORNIK, 2000; RAE, 2004; ROBINSON *et al.*, 2004; LENCIONI *et al.*, 2006). Gli invertebrati lotici sono infatti in continua redistribuzione (TOWNSEND & HILDREW, 1976), e molti gruppi di presentano direzioni preferenziali di colonizzazione.

2.2.4 Impatti antropici sui torrenti montani

La tutela delle headwaters è una componente fondamentale del management dei sistemi fluviali, soprattutto in considerazione delle sempre più crescenti richieste di risorse idriche che mettono a repentaglio il mantenimento dell'integrità ecologica fluviale (BARON *et al.*, 2002; POFF *et al.*, 2003; RICHTER *et al.*, 2003). Particolare attenzione dovrebbe essere riservata ai corsi d'acqua montani che sono sempre più minacciati e degradati, senza che tuttavia esista una piena comprensione delle conseguenze ecologiche di tali perdite (MEYER & WALLACE, 2001).

Fra gli impatti antropici negativi di maggior rilevanza negli ambienti lotici montani si riscontrano le sistemazioni fluviali e le alterazioni legate alla produzione di energia idroelettrica. Sono infatti numerosi gli interventi di ingegneria fluviale volti a consolidare rive ed alvei con opere di difesa spondale e pavimentazioni che, pur riducendo i fenomeni erosivi, determinano un impoverimento degli habitat a disposizione delle comunità lotiche con conseguente banalizzazione delle stesse. La presenza di briglie artificiali determina inoltre l'interruzione della continuità fluviale, con l'impossibilità da parte della fauna ittica di risalire i torrenti per raggiungere zone trofiche e riproduttive.

Durante i primi decenni del XX secolo si è assistito al proliferare di centrali per la produzione di energia idroelettrica. Sebbene questo tipo di energia sia considerato tendenzialmente 'pulito' in quanto non emette gas serra (BRATRICH *et al.*, 2004), non sono da trascurare gli effetti negativi a carico dell'habitat fluviale (es. POFF & HART, 2002; WÜEST *et al.*, 2002; FETTE *et al.*, 2007). Captazioni idriche sotto forma di traverse o griglie prelevano cospicue quantità di acqua per convogliarle alle centrali, lasciando spesso i tratti a valle parzialmente o completamente privi di acqua. Sebbene sia stabilito dalla legge italiana il rilascio di un Deflusso Minimo Vitale (DMV, D.Lgs. 152/99), in grado di mantenere la funzionalità dell'habitat, questa prescrizione non è sempre rispettata. Anche in corrispondenza di rilasci, emergono delle perplessità riguardo all'efficacia di questa misura di mitigazione. I parametri da utilizzare nelle formule proposte per il calcolo del DMV sono infatti spesso approssimativi o poco attendibili; inoltre, non è prevista una modulazione stagionale dei deflussi e una loro calibrazione sui vari corsi d'acqua del medesimo reticolo idrografico. Un approccio più sostenibile al management delle acque è rappresentato dal mantenimento di un '*environmental flow*' (THARME, 1996), quantificato come la frazione di deflussi in grado di mantenere gli ecosistemi a valle in condizioni di funzionalità ed integrità (THARME & KING, 1998; KING *et al.*, 1999), contribuendo al ripristino della connettività idrologica (RICHTER *et al.*, 1998). Questi regimi idrologici 'sostenibili', determinati attraverso una procedura di Environmental Flow Assessment

(EFA), simulano le condizioni naturali di variabilità delle portate con riferimento a magnitudo, frequenza, tempistica, durata, tasso di variazione e predittività degli eventi (es. piene e siccità) (ARTHINGTON *et al.*, 2006).

Fra gli impatti delle centrali idroelettriche, in letteratura sono ben noti quelli dovuti alla restituzione in alveo di grandi volumi d'acqua in seguito alle attività di turbinamento; il fenomeno, noto come *hydropeaking* (CUSHMAN, 1985), consiste in sbalzi improvvisi di portate e velocità di corrente che avvengono in modo intermittente in base ai periodi di funzionamento delle centrali idroelettriche. In stretta connessione con questo fenomeno è il *thermopeaking* (sensu CAROLLI *et al.*, 2009), ovvero l'immissione di acque rilasciate dalle turbine che possono avere una temperatura molto diversa rispetto a quelle del corso d'acqua recettore (es. CUSHMAN, 1985; WEBB & WALLING, 1996). L'alterazione dei regimi termici è considerata una grave minaccia all'integrità delle comunità lotiche (LEROY POFF & MATTHEWS, 1986; CAISSIE, 2006).

L'*hydropeaking* determina impatti a cascata sull'integrità ecologica degli ecosistemi fluviali (BUNN & ARTHINGTON, 2002), fra cui la perdita di habitat a disposizione delle comunità ittiche (MOOG, 1993; VALENTIN *et al.*, 1996) e l'aumento dell'incidenza del drift catastrofico (CRISP & ROBSON, 1979; GORE *et al.*, 1989; BOND & DOWNES, 2003; CAROLLI *et al.*, in press), che spesso si traduce in un notevole effetto di rimozione della fauna bentonica (es. HAUER & STANFORD, 1982; IRVINE, 1985; TROELSTRUP & HERGENRADER, 1990; MOOG, 1993; BOND & DOWNES, 2003; BRUNO *et al.*, 2009; BRUNO *et al.*, in press). Essa risulta privata soprattutto di quegli organismi che non sono in grado di fronteggiare forti correnti (JAKOB *et al.*, 2003), e la comunità presente è costituita quasi esclusivamente da stadi giovanili in continua fase iniziale di ricolonizzazione (MAIOLINI *et al.*, 2006). L'arrivo dell'onda di *hydropeaking* è spesso associata ad un picco in abbondanza del drift (BOSCO IMBERT & PERRY, 2000; CÉRÉGHINO *et al.*, 2004; MOCHIZUKI *et al.*, 2006; BRUNO *et al.*, in press).

Infine, fra gli effetti negativi causati dalle opere idroelettriche, non sono da trascurare le alterazioni a livello del sedimento, ovvero il *clogging* (o '*colmation*'). Alcune tipologie di centrali idroelettriche prevedono lo stoccaggio di acqua all'interno di reservoir in quota, nei quali progressivamente si accumulano grandi quantità di sedimento a granulometria eterogenea (massi, ciottoli, materiale sabbioso e limoso). Sono perciò indispensabili periodici interventi di manutenzione per la rimozione del materiale sedimentato, che consistono nel 'lavaggio' completo del bacino di accumulo. In seguito a tale pratica, grandi quantità di sedimento vanno a riversarsi nel corso d'acqua recettore, depositandosi sul substrato fluviale (SEAR, 1993; SHIELDS *et al.*, 2000). Il materiale più grossolano, una volta esaurita l'energia cinetica delle acque che lo trasportano, tende a fermarsi prima, mentre le particelle più fini come limi e sabbie possono essere trasportati anche a grande distanza. Le alterazioni a livello dell'habitat sono significative, poiché la zona bentonica del corso d'acqua viene ricoperta da uno strato di materiale alloctono; i danni sono tanto maggiori quanto il sedimento riesce ad occupare gli interstizi presenti, con conseguente eliminazione degli spazi a disposizione della fauna ad invertebrati e la comparsa di fenomeni di anossia nel sedimento sottostante. In misura minore, anche l'*hydropeaking* determina il manifestarsi di questi eventi (BLASCHKE *et al.*, 2003; ANSELMETTI *et al.*, 2007), sebbene quantità e tipologia di materiale trasportato siano diversi rispetto a quello derivante dalle operazioni di sghiaio vere e proprie. In ogni caso, il sedimento depositato può essere successivamente risospeso e trasportato a valle dalla corrente.

Il fenomeno del *clogging* e i suoi effetti negativi sono stati studiati da numerosi autori (es. SCHÄLCHLI, 1992; BRUNKE, 1999; WARD & WIENS, 2001; GAYRAUD *et al.*, 2002; BRUNO *et al.*, 2009). La sedimentazione determina la diminuzione di abbondanze e diversità degli invertebrati bentonici, e l'alterazione della composizione tassonomica (GRAY & WARD, 1982; LENAT, 1984; QUINN *et al.*, 1992; MARTIN & NEELY, 2001). Gli invertebrati bentonici risentono degli effetti negativi del *clogging* secondo diversi tipi di meccanismo:

- *Diretti*: perdita di habitat, seppellimento diretto di organismi e delle loro fonti di cibo (LENAT *et al.*, 1981), accumulo di particelle sulle strutture respiratorie e trofiche degli organismi (LEMLY, 1982);
- *Indiretti*: alterazione dell'attività dei produttori primari e dei meccanismi di decomposizione del detrito, determinati dalla riduzione delle concentrazioni di ossigeno e dall'abbassamento del pH (LENAT *et al.*, 1981; DAVIES-COLLEY *et al.*, 1992; QUINN *et al.*, 1992).

Alcuni invertebrati sono inoltre in grado di sfuggire al seppellimento mediante il drift comportamentale attivo per (CULP *et al.*, 1986).

2.3 Aspetti legislativi

La legislazione italiana prevede alla tutela dei corsi d'acqua superficiali e sotterranei mediante una serie di norme, fra le quali:

- D.Lgs. 152/99 "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole";
- Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, volta alla gestione delle acque interne superficiali, sotterranee, di transizione e costiere;
- D.Lgs. 152/2006, "Norme in materia ambientale";
- D.M. 131/2008, "Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del D.Lgs. 152/2006";
- L. 13/2009, "Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 30 dicembre 2008, n. 208, recante misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente";
- D.Lgs. 30/2009, "Attuazione della direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento";
- D.M. 56/2009, "Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici";
- D.M. 17/07/2009, "Individuazione delle informazioni territoriali e modalità per la raccolta, lo scambio e l'utilizzazione dei dati necessari alla predisposizione dei rapporti conoscitivi sullo stato di attuazione degli obblighi comunitari e nazionali in materia di acque".

L'area di studio è inoltre soggetta, oltre che alle suddette norme di respiro nazionale, alla legislazione regionale rappresentata dal Piano di Tutela delle Acque della regione Emilia-Romagna,

approvato nel 2005 e conforme a quanto previsto dal D.Lgs. 152/99 e dalla Direttiva 2000/60/CE. Il PTA, oltre alla tutela dei corsi d'acqua, contiene anche un preciso riferimento alle sorgenti montane; viene infatti stabilito che, ai fini della protezione delle acque sotterranee in territorio collinare-montano, "in adiacenza alle *emergenze naturali della falda* individuate come sorgenti di particolare pregio naturalistico-ambientale è vietato il prelievo di acqua in una fascia di raggio di 500 m dalla sorgente" (Art. 47, Comma 6).

3 Obiettivi

Scopo del presente lavoro è la caratterizzazione ecologica di sorgenti e headwaters dell'alto Appennino parmense, con riferimento alle comunità di invertebrati. Aspetti innovativi della ricerca sono rappresentati dalla:

- caratterizzazione ecologica delle comunità di invertebrati, nelle loro componenti di macro e meiofauna;
- analisi del complesso mosaico di habitat che caratterizza gli ambienti sorgentizi e lotici (microhabitat di sorgente, sedimento fluviale alle diverse profondità);
- studio congiunto e a scala di bacino di sorgenti e headwaters, volto alla definizione di un quadro ecologico più completo e rappresentativo.

3.1 Sorgenti

La prima fase dello studio è volta alla caratterizzazione di un eterogeneo gruppo di sorgenti montane, allo scopo di acquisire informazioni di carattere generale. Questa fase prevede dapprima l'individuazione e il censimento delle sorgenti presenti nell'area di studio, l'applicazione di un apposito protocollo di caratterizzazione e l'informatizzazione dei dati raccolti in un database informatico. A ciò si aggiunge la caratterizzazione idrochimica delle sorgenti e l'analisi delle comunità a invertebrati (macro e meiofauna). In seguito all'acquisizione di queste informazioni, lo studio prevede la scelta di alcune sorgenti da sottoporre a successivi campionamenti e la loro caratterizzazione su scala stagionale, secondo le modalità descritte precedentemente.

Obiettivi del lavoro sono, pertanto:

- caratterizzazione morfologica e idrochimica delle sorgenti;
- indagini ecologiche ad ampio spettro sulle comunità di invertebrati di sorgente (macro e meiofauna);
- studio dei popolamenti biologici dei diversi microhabitat sorgentizi (muscolico, bentonico, sotterraneo), ricerca di relazioni fra caratteristiche dell'habitat e struttura e composizione di comunità;
- valutazione dell'efficacia nella raccolta degli organismi delle diverse metodologie di campionamento utilizzate;
- studio delle dinamiche stagionali di caratteristiche dell'habitat e comunità di invertebrati;
- ricerca di pattern distributivi della fauna a invertebrati, con riferimento alle direzioni preferenziali di movimento e colonizzazione;
- comparazioni con studi su sistemi sorgentizi di altre aree biogeografiche italiane;
- individuazione delle principali criticità a livello ambientale.

3.2 Headwaters

Analogamente a quanto previsto per le sorgenti, lo studio dei tratti iniziali dei torrenti è articolato in due fasi distinte. La prima prevede la caratterizzazione di un gruppo di torrenti di basso ordine, caratterizzati da una buona eterogeneità dal punto di vista ambientale, allo scopo di acquisire informazioni riguardanti le tipologie di corsi d'acqua presenti nello studio. Durante questa fase è prevista l'applicazione di un apposito protocollo di caratterizzazione e lo svolgimento di analisi idrochimiche e biologiche attraverso il campionamento degli invertebrati fluviali. Obiettivo della seconda parte del lavoro è la prosecuzione delle indagini su un ristretto gruppo di torrenti, mediante campionamenti a cadenza stagionale.

Gli scopi del lavoro sono:

- acquisizione di informazioni morfologiche, funzionali e idrochimiche delle headwaters oggetto di studio;
- caratterizzazione ecologica delle comunità di invertebrati lotici (macro e meiofauna);
- studio degli invertebrati presenti nei diversi comparti del sedimento fluviale (zona bentonica, iporreica superficiale e profonda), analisi delle strutture di comunità e ricerca di pattern di composizione e distribuzione;
- ricerca dei pattern di movimento e colonizzazione degli invertebrati fluviali mediante l'utilizzo di substrati artificiali, con particolare riferimento alla capacità di sfruttamento della zona interstiziale come rifugio dagli eventi di stress (es. siccità, hydropeaking);
- confronto fra comunità iporreiche e superficiali, valutazione dell'efficacia del campionamento degli invertebrati iporreici;
- studio degli impatti dovuti alla produzione di energia idroelettrica (prelievi idrici, hydropeaking) sull'habitat fluviale e sugli organismi in esso presenti, con particolare riferimento ad abbondanze e struttura di comunità;
- studio delle dinamiche giornaliere del drift, per consentire la distinzione fra 'rumore di fondo' del fenomeno e drift di tipo catastrofico;
- analisi delle dinamiche stagionali di caratteristiche dell'habitat e comunità di invertebrati.

4 Materiali e metodi

4.1 Area di studio

Il presente lavoro è stato condotto nella porzione sudoccidentale della provincia di Parma (Appennino settentrionale, Fig. 1). La zona ha il suo limite meridionale nel crinale che separa, sia amministrativamente che dal punto di vista idrologico, il versante emiliano da quello toscano. Nella zona sono presenti numerose aree protette, quali il Parco Regionale dei Cento Laghi, il Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano e il SIC-ZPS IT 4020020 - Crinale dell'Appennino parmense, a testimonianza della presenza di biotopi di grande pregio ed interesse naturalistico. Dal punto di vista orografico i rilievi più alti sono i monti Orsaro (1830 m s.l.m.) e Marmagna (1851 m s.l.m.); diversi elementi geomorfologici testimoniano la presenza di un esteso ghiacciaio che, nel tardo Pleistocene, si estendeva nella zona del crinale per circa 20 km² (FEDERICI & TELLINI, 1983).

Il substrato litologico è rappresentato prevalentemente da arenaria e macigno; in misura minore sono presenti formazioni a calcari, marne e flysch (dati estrapolati dalla carta geologica 1:10.000 elaborata dal Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli della Regione Emilia-Romagna). Le principali *rocce magazzino*, ovvero le unità geologiche sede degli acquiferi, sono costituite prevalentemente da ammassi rocciosi fratturati e coperture detritiche e di origine morenica, in possibile e locale connessione tra loro (Schema Direttore della Pericolosità Geo-ambientale; VIEL *et al.*, 2003).

Secondo la classificazione di Köppen (KÖPPEN, 1936; PEEL *et al.*, 2007), dal punto di vista climatico le porzioni vallive ricadono nella fascia climatica temperata subcontinentale, mentre le zone a quota maggiore in quella temperata fredda. La zona fitoclimatica indicata per l'area di studio secondo la classificazione di Pavari (PAVARI, 1916) corrisponde a quella del *Fagetum*, le cui specie più rappresentative sono faggio, pioppo tremulo, abete bianco, pino nero.

Le precipitazioni medie annue registrate nella zona (pluviometro di Bosco di Corniglio) nel periodo 1990-2007 sono di 1836 mm, per un totale di 109 giorni piovosi medi annui (dati elaborati dagli annali idrologici pubblicati dal Servizio IdroMeteoClima dell'ARPA Emilia-Romagna). Da uno studio sulle serie storiche degli afflussi del bacino del torrente Baganza, adiacente all'area di studio e con analoghe caratteristiche, è stata osservata nel periodo 1913-2007 una significativa diminuzione delle precipitazioni medie annue. Le analisi tendenziali hanno inoltre permesso di stimare un decremento degli afflussi annuali dell'11% in riferimento al valore medio del periodo; in particolare, le stagioni più soggette a decrementi meteorici sono l'inverno (-23%) e la primavera (-21%) (ALIFRACO & ANZOLLA, 2008).

I principali corsi d'acqua presenti nella zona sono i torrenti Parma e Cedra. Il primo scorre nell'omonima valle ed ha come tributario principale il torrente Bratica, la cui confluenza si trova a valle dell'abitato di Corniglio. Il torrente Cedra, che raccoglie le acque dell'omonima valle situata ad

est della val Bratica, fa parte del bacino del torrente Enza. Numerosi sono i tributari di primo ordine che si gettano nei corsi d'acqua principali; fra questi si riscontra un elevato grado di naturalità dell'habitat, mentre lungo le aste principali dei torrenti Parma e Bratica sono frequenti le alterazioni di origine antropica. Queste sono particolarmente evidenti nel tratto superiore del torrente Parma, lungo il quale sono presenti diverse opere di difesa spondale ed arginature, nonché traverse e captazioni che riforniscono di acqua due centrali idroelettriche a flusso situate nei pressi degli abitati di Marra e Bosco di Corniglio.

4.2 Sorgenti

4.2.1 Attività di campionamento

La rappresentazione cartografica delle sorgenti oggetto di studio è riportata in Fig. 1. Questi ambienti sono stati campionati stagionalmente per circa un anno; le attività, iniziate nel mese di aprile 2007, si sono concluse nel febbraio del 2008 per un totale di 27 uscite sul campo. I campionamenti sono avvenuti nei seguenti periodi: primavera: 24 aprile-20 giugno 2007; estate: 23-30 agosto 2007; autunno: 22 novembre-12 dicembre 2007; inverno: 30 gennaio-20 febbraio 2008.

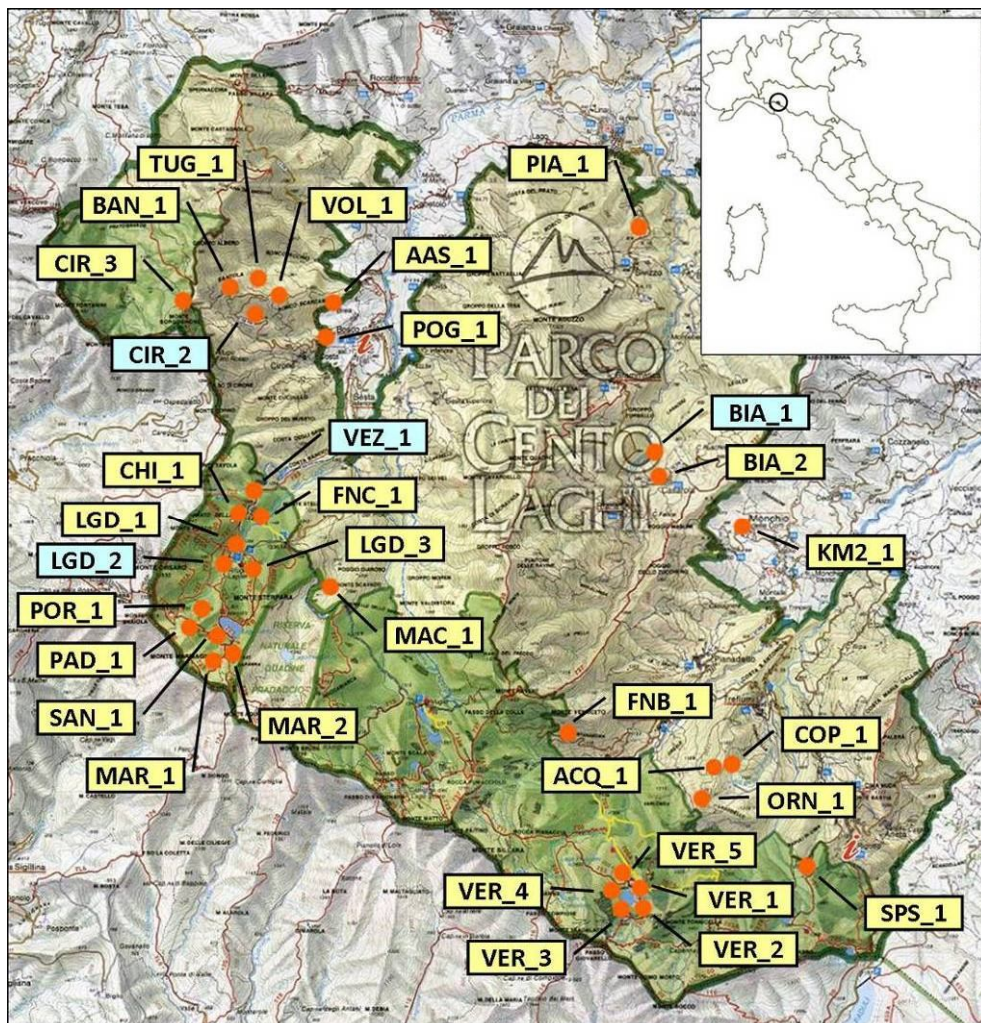


Fig. 1. Localizzazione delle sorgenti oggetto di indagine. In azzurro sono evidenziate le quattro sorgenti sottoposte a campionamenti stagionali.

Durante la prima fase di campionamenti (primavera 2007) sono state individuate e protocollate 33 sorgenti, delle quali 20 sono state anche caratterizzate dal punto di vista biologico secondo le modalità di seguito descritte. In corrispondenza della stagione estiva solo quattro di queste sorgenti si sono rivelate a regime perenne, mentre tutte le altre erano in secca; pertanto è stato deciso di protrarre il campionamento nelle successive stagioni con particolare riferimento a questi quattro ambienti perenni.

4.2.2 Individuazione e censimento

Le conoscenze riguardanti le sorgenti presenti nell'area di studio sono datate e frammentarie. La cartografia disponibile fa riferimento a voli effettuati nel 1972 (Carta Escursionistica delle Valli del Cedra e del Parma, 2005) e non esiste un catasto delle sorgenti aggiornato. La prima fase del lavoro è stata dunque la localizzazione di tali ambienti, a partire dalla cartografia esistente ma soprattutto mediante le informazioni fornite dal personale del Corpo Forestale dello Stato.

Le caratteristiche principali delle sorgenti individuate sono riportate in Tab. 1 e Tab. 2. L'altitudine delle sorgenti è compresa fra 814 e 1615 m s.l.m.; macigno e calcari sono i substrati litologici più frequenti. Tutte le sorgenti sono di tipologia reocrenica, ovvero le acque in uscita vanno a formare un piccolo corso d'acqua; sei di esse appartengono alla sottocategoria reolimnocrenica, ovvero sono caratterizzate da una polla sorgiva di dimensioni molto ridotte dalla quale si origina lo streambrook.

Ciascuna sorgente individuata è stata caratterizzata tramite il protocollo denominato "A.A.A./1 - Modulo di campo per il rilevamento delle sorgenti" (All. 1), modificato dal protocollo CRENODAT elaborato per la caratterizzazione delle sorgenti della Provincia Autonoma di Trento da parte del Museo Tridentino di Scienze Naturali (CANTONATI *et al.*, 2007). Il protocollo A.A.A./1 è articolato in sei sezioni nelle quali vengono riportate informazioni relative a localizzazione, esposizione ed illuminazione, morfologia del sito, flussi e portate, dati di campo, zona tampone e vegetazione limitrofa. Le coordinate geografiche sono state rilevate tramite GPS, e riportate nel sistema UTM (WGS 84).

4.2.3 Caratterizzazione fisico-chimica

Sono stati analizzati i principali parametri fisico-chimici di ciascuna sorgente. Temperatura (°C), pH e conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$) sono state misurate sul campo tramite pHmetro digitale "XS pH 6" e conduttimetro "XS cond 6" (Eutech Instruments). Per ogni sorgente è stato prelevato un campione di acqua (1 l) per le successive analisi di laboratorio delle concentrazioni dei principali nutrienti disciolti:

- *Fosforo reattivo solubile (SRP)*: formazione del complesso fosfomolibdico in ambiente riducente, spettrofotometria di assorbimento molecolare, visibile 882 nm (VALDERRAMA, 1977);
- *Azoto nitrico (N-NO₃⁻)*: reazione con salicilato di sodio, spettrofotometria di assorbimento molecolare, visibile 420 nm (RODIER, 1978);

Tab. 1. Localizzazione delle sorgenti censite.

Codice	Nome sorgente	Quota (m s.l.m.)	Lat N	Long E	Località	Bacino
AAS_1	Acque Assai	851	44°26'58.04"	10°01'45.21"	S.P. 74 Bosco-Marra	Parma
ACQ_1	Acquarola	1203	44°22'46.78"	10°06'35.60"	Trefiumi (L. Ballano)	Enza
BAN_1	Banzolla	1144	44°27'08.33"	10°00'41.87"	Passo del Cirone	Parma
BIA_1	Biam (1)	928	44°26'03.51"	10°06'07.05"	Casarola	Bratica
BIA_2	Biam (2)	956	44°25'50.62"	10°06'08.72"	Casarola	Bratica
CHI_1	Chiastra	1194	44°25'07.27"	10°00'46.11"	Vivaio Vezzosa (Lagdei)	Parma
CIR_2	Cirone (2)	1126	44°26'59.04"	10°00'38.32"	Passo del Cirone	Parma
CIR_3	Cirone (3)	1282	44°26'58.97"	10°00'00.22"	Passo del Cirone	Parma
COP_1	Copello	1220	44°22'36.49"	10°06'38.13"	Trefiumi (L. Ballano)	Enza
FNB_1	Fontanabona	1304	44°23'10.93"	10°04'32.94"	Valditacca	Enza
FNC_1	Fontanaccia	1240	44°24'54.84"	10°00'58.48"	Strada Cancelli-Lagdei	Parma
KM2_1	S.P. 75, Km 2	909	44°24'57.88"	10°07'00.89"	S.P. 75, Monchio	Bratica
LGD_1	Lagdei Torbiera	1262	44°24'45.89"	10°00'29.19"	Piana di Lagdei	Parma
GD_2	Lagdei Rifugio	1268	44°24'40.40"	10°00'28.82"	Piana di Lagdei	Parma
LGD_3	Fontana del Rospo	1279	44°24'37.17"	10°00'35.43"	Piana di Lagdei	Parma
MAC_1	Maccetta	1158	44°29'39.78"	10°01'33.47"	Strada Cancelli-Lagoni	Parma
MAR_1	Marmagna	1615	44°23'51.86"	10°00'49.45"	Monte Marmagna	Parma
MAR_2	Torbiera Marmagna	1605	44°23'51.27"	10°00'24.46"	Monte Marmagna	Parma
ORN_1	Orneda	1212	44°22'18.36"	10°06'18.46"	Trefiumi (L. Ballano)	Enza
PAD_1	Lago Padre	1602	44°25'05.49"	10°00'08.16"	Monte Marmagna	Parma
PIA_1	I Piani	814	44°27'54.22"	10°05'26.39"	S.P. 75	Bratica
POG_1	I Poggioli	880	44°26'53.29"	10°01'37.74"	Staiola	Parma
POR_1	Ponte Rotto	1425	44°24'32.20"	10°00'07.17"	Lagdei	Parma
SAN_1	Lago Santo	1527	44°24'09.75"	10°00'18.23"	Lago Santo	Parma
SPS_1	Prato Spilla	1252	44°21'49.07"	10°07'27.76"	Strada Prato Spilla	Enza
TUG_1	Il Tugo	972	44°26'57.79"	10°01'22.72"	Passo del Cirone	Parma
VER_1	Lago Verde (1)	1516	44°21'45.94"	10°05'34.22"	Lago Verde	Enza
VER_2	Lago Verde (2)	1511	44°21'42.34"	10°05'34.61"	Lago Verde	Enza
VER_3	Lago Verde (3)	1498	44°21'39.92"	10°05'27.85"	Lago Verde	Enza
VER_4	Lago Verde (4)	1512	44°21'43.85"	10°05'18.68"	Lago Verde	Enza
VER_5	Lago Verde (5)	1488	44°21'43.45"	10°05'30.11"	Lago Verde	Enza
VEZ_1	La Vezzosa	1179	44°25'07.33"	10°00'49.78"	Vivaio Vezzosa (Lagdei)	Parma
VOL_1	La Volpara	1020	44°26'49.41"	10°01'02.89"	Passo del Cirone	Parma

Tab. 2. Caratteristiche principali delle sorgenti censite. (Tipologia: R: Reocrena; RL: Reolimnocrena; Campionamento biologico: Tr: trappole; Tu: tubi; Mu: muschi; Stagione campionamento: Pr: Primavera; Es: Estate; Au: Autunno; In: Inverno).

Codice	Litologia	Tipologia	Campionamento biologico	Stagione campionamento
AAS_1	Argille e Calcari	R	Tr	Pr, Au
ACQ_1	Arenarie di Ponte Bratica	R	Tr	Pr, Au
BAN_1	Calcari di Groppo del Vescovo	R	-	-
BIA_1	Argilliti	R	Tr, Tu, Mu	Pr, Es, Au, In
BIA_2	Arenarie di Groppo Sovrano	R	Mu	Pr, Au
CHI_1	Macigno	R	Tr, Mu	Pr, Au
CIR_2	Argilliti scistose	R	Tr, Mu	Pr, Es, Au, In
CIR_3	Calcari di Groppo del Vescovo	R	-	-
COP_1	Arenarie di Ponte Bratica	R	Tr, Mu	Pr, Au
FNB_1	Flysch di Monte Caio	R	Tr, Mu	Pr, Au
FNC_1	Macigno	R	-	-
KM2_1	Calcari di Groppo del Vescovo	RL	-	-
LGD_1	Macigno	R	Tr	Pr
LGD_2	Macigno; Depositi morenici	RL	Tr, Mu	Pr, Es, Au, In
LGD_3	Macigno	R	-	-
MAC_1	Macigno	R	Tr, Tu, Mu	Pr, Au
MAR_1	Macigno	R	Tr, Mu	Pr, Au
MAR_2	Macigno	RL	Mu	Pr
ORN_1	Arenarie di Ponte Bratica	R	Tr, Mu	Pr, Au
PAD_1	Macigno	R	Mu	Pr
PIA_1	Arenarie di Ponte Bratica	R	Tr, Tu, Mu	Pr
POG_1	Argille e Calcari	RL	-	-
POR_1	Macigno	R	Mu	Pr
SAN_1	Macigno	R	Tr, Mu	Pr
SPS_1	Arenarie di Ponte Bratica	RL	Tr, Mu	Au
TUG_1	Calcari di Groppo del Vescovo	RL	-	-
VER_1	Macigno	R	-	-
VER_2	Macigno	R	-	-
VER_3	Macigno	R	-	-
VER_4	Macigno	R	-	-
VER_5	Macigno	R	-	-
VEZ_1	Macigno; Depositi alluvionali	R	Tr, Tu, Mu	Pr, Es, Au, In
VOL_1	Calcari di Groppo del Vescovo	R	-	-

- *Azoto nitroso* (N-NO₂⁻): reazione con solfonilammide e naftiletildiammina in ambiente acido, spettrofotometria di assorbimento molecolare, visibile 543 nm (A.P.H.A., 1981);
- *Azoto ammoniacale* (N-NH₄⁺): reazione dello ione ammonio con formazione di indofenolo, spettrofotometria di assorbimento molecolare, visibile 690 nm (A.P.H.A., 1981).

Per le analisi spettrofotometriche sono stati utilizzati gli spettrometri UVIKON 931 - Kontron Instruments e Lambda 35 UV/VIS Spectrometer - PerkinElmer.

4.2.4 Caratterizzazione biologica

I metodi utilizzati per il campionamento biologico delle sorgenti sono stati scelti in modo da minimizzare gli impatti a carico di questi fragili ambienti (ERMAN, 2002), tenendo in considerazione anche le loro ridotte dimensioni che non consentono di effettuare raccolte intensive di organismi. La caratterizzazione biologica è stata pertanto condotta utilizzando congiuntamente diverse metodologie, specifiche nel campionamento dei diversi microhabitat sorgentizi (musciolo, bentonico, sotterraneo). I diversi metodi sono descritti di seguito e tutti gli organismi raccolti, dopo il trasporto in laboratorio, sono stati separati dal detrito, filtrati con una rete da 50 µm e fissati in etanolo 95°. Questi sono stati successivamente identificati tramite microscopio ottico binoculare, identificati per grandi gruppi tassonomici con l'utilizzo di appositi manuali di riconoscimento e infine affidati ad esperti per un riconoscimento a maggior risoluzione tassonomica.

Lavaggio di muschi

Si tratta di una metodologia comunemente utilizzata che comporta il prelievo delle briofite presenti nell'ambiente sorgentizio, successivamente sottoposte ad un accurato lavaggio e filtraggio. Il quantitativo di briofite prelevate dipende dalla loro diversità ed abbondanza all'interno della sorgente; i campioni ottenuti sono pertanto di tipo qualitativo. Questo tipo di campionamento permette di raccogliere organismi appartenenti a taxa muscicoli e semiterrestri.

Trappole

Le trappole, derivate dal modello descritto nel progetto PASCALIS (MALARD *et al.*, 2002), sono state costruite a partire da provette in PVC di tipo 'Falcon' da 50 ml (lunghezza 100 mm, Ø 28 mm), modificate in modo tale da realizzare piccole nasse. Una delle estremità è infatti costituita da un cono invertito con una piccola apertura terminale (Ø 0.5 cm) che consente l'ingresso ma impedisce la successiva fuoriuscita degli invertebrati campionati, mentre l'estremità opposta è chiusa con una rete da 50 µm che permette il flusso di acqua. Le trappole sono state riempite ghiaia (0.3-1 mm) e al loro interno è stata posizionata una piccola esca in prossimità dell'apertura, costituita da grasso animale. Queste sono state collocate a valle del punto di emergenza delle acque, all'interfaccia fra acqua e sedimento, con diverso orientamento. Più nel dettaglio, le trappole sono state posizionate a coppie, affiancate orizzontalmente e parallele alla direzione del flusso; una con il lato aperto verso monte, l'altra verso valle allo scopo di raccogliere organismi con differenti pattern di movimento (reotassi positiva e negativa). Il numero di trappole posizionate in ciascuna sorgente varia da 2 a 8, a

seconda delle dimensioni dell'ambiente. Coperte con pietre per mantenerle in posizione e nasconderle alla vista, le trappole sono state lasciate *in situ* per almeno una settimana. Trascorso questo periodo, esse sono state successivamente trasportate in laboratorio dove il contenuto è stato sottoposto ad accurato lavaggio e filtraggio.

Tubi da drift

Questi dispositivi di campionamento sono costituiti da tubi in PVC (lunghezza 160 mm, Ø 48 o 80 mm) chiusi ad un'estremità da una rete da 50 µm. I tubi sono stati posizionati in corrispondenza di un punto di emergenza delle acque ben identificabile e lasciati *in situ* per almeno una settimana; il loro utilizzo ha consentito il campionamento degli organismi caratteristici delle acque sotterranee, trasportati verso le superficie dai flussi idrici (drift).

4.3 Headwaters

4.3.1 Attività di campionamento

Le indagini sugli ambienti lotici sono state effettuate nel periodo compreso fra marzo e ottobre 2008, articolate in quattro campionamenti stagionali per un totale di 16 uscite sul campo. La prima fase di campionamenti (stagione invernale) ha portato all'identificazione e caratterizzazione di tredici stazioni, secondo le modalità di seguito descritte. Sono state successivamente individuate cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale. La caratterizzazione funzionale mediante IFF è stata effettuata nel mese di agosto 2008.

4.3.2 Individuazione e caratterizzazione

Gli ambienti lotici considerati sono rappresentati dal tratto montano dei torrenti Parma, Bratica ed alcuni dei loro tributari di I ordine. Le stazioni di campionamento sono state scelte in base alla rappresentatività del tratto fluviale cui appartengono e alla loro facilità di accesso (Fig. 2). La prima fase di caratterizzazione generale del reticolo idrografico è stata condotta, nell'inverno 2008, su tredici stazioni (Tab. 3). Nove di esse sono situate lungo il torrente Parma e relativi affluenti, mentre le restanti quattro sono situate lungo il reticolo idrografico del torrente Bratica.

Ciascuna delle stazioni è stata caratterizzata secondo un apposito protocollo ("A.A.A./2 - *Modulo di campo per la caratterizzazione degli ambienti lotici*", All. 2), modificato da MINCIARDI *et al.* (2003). Nel protocollo vengono riportate informazioni relative a localizzazione, morfologia del sito, caratteristiche idrologiche e portate, vegetazione limitrofa ed informazioni complementari quali eventuali fenomeni di disturbo e vertebrati avvistati. Un'ulteriore caratterizzazione di tipo morfologico è stata effettuata tramite la determinazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) nella sua più recente versione (APAT, 2007).

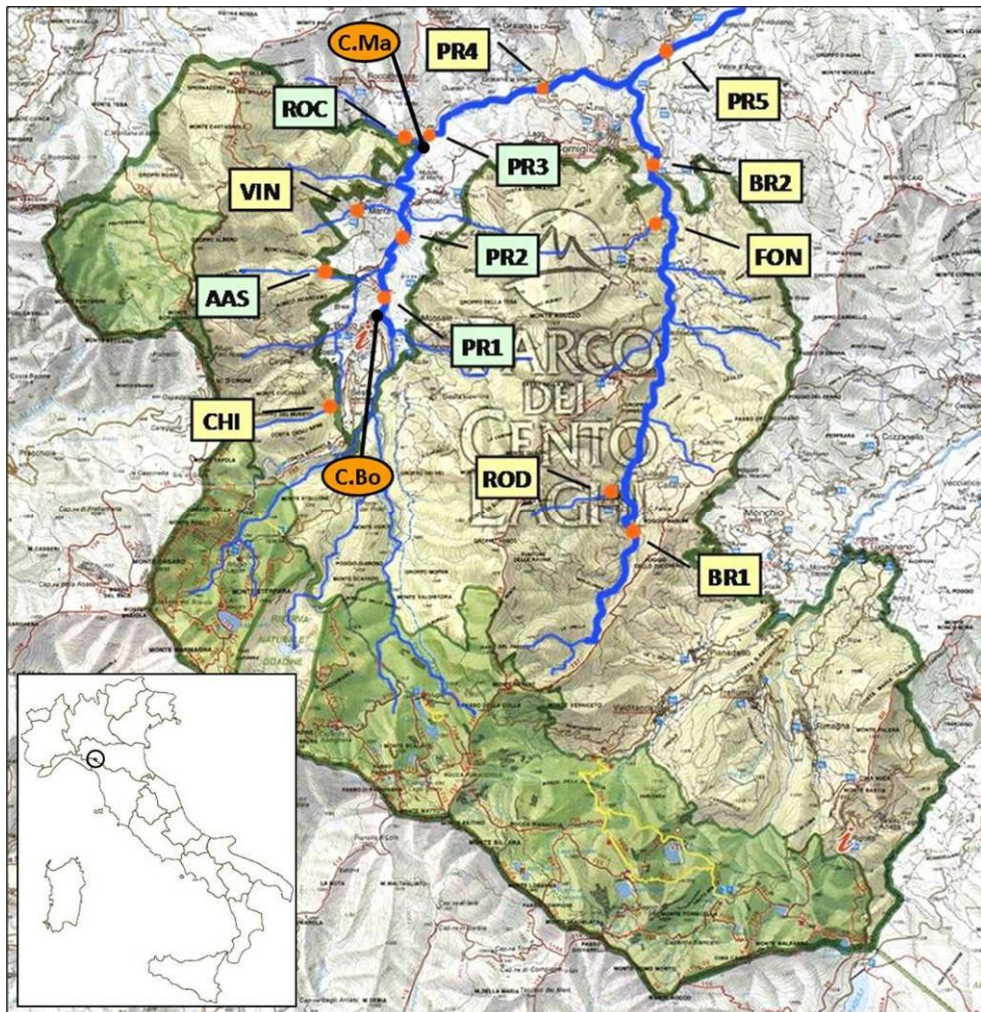


Fig. 2. Localizzazione delle tredici stazioni individuate lungo il torrente Parma e suoi principali tributari. In verde sono evidenziate le cinque stazioni sottoposte a campionamenti stagionali; in arancio sono riportate le centrali idroelettriche: C.Bo: Centrale di Bosco di Corniglio; C.Ma: Centrale di Marra.

Stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale

In seguito alla prima fase conoscitiva sono state individuate cinque stazioni da sottoporre a successivi monitoraggi su base stagionale. Tre di esse sono situate lungo l'asta principale del torrente Parma (PR1, PR2, PR3), mentre due si trovano su affluenti laterali (AAS, ROC). La scelta di tali stazioni è stata effettuata in base alla diversa entità del disturbo dovuto alla produzione idroelettrica.

L'alto corso del torrente Parma è infatti caratterizzato dalla presenza di due centrali idroelettriche (Bosco di Corniglio e Marra, con potenze rispettivamente di 1.3 MW e 244 kW) e dalle relative opere in alveo per la captazione della risorsa idrica. La prima centrale, classificata come *'micro impianto'*, ha una potenza installata di 244 kW ed è in grado di fornire una produzione media annua attesa di 1.47 GWh; la centrale di Bosco ha una potenza installata pari a 1.3 MW (*'mini impianto'*), per una produzione di 7.85 GWh (<http://www.ente.provincia.parma.it>). A monte della centrale di Bosco di Corniglio, in corrispondenza della stazione PR1, è presente in alveo un'opera di captazione trasversale che, mediante paratie, devia la totalità delle acque all'interno di una condotta forzata sotterranea che rifornisce la centrale idroelettrica di Marra, situata alcuni chilometri più a

valle. Sebbene la traversa dal punto di vista teorico consentirebbe a parte delle acque di sfuggire alla captazione, di fatto ciò avviene solo in corrispondenza di periodi con portate particolarmente abbondanti. Durante la maggior parte dell'anno, quindi, il tratto immediatamente a valle della stazione PR1 si trova completamente in secca e un flusso superficiale apprezzabile si osserva solo diverse centinaia di metri a valle.

Tab. 3. Localizzazione delle stazioni individuate sui torrenti.

Codice	Corso d'acqua	Quota (m s.l.m.)	Lat N	Long E	Località	Bacino	Comune
AAS	Rio Acque Assai	890	44°26'54.68"	10°01'30.20"	S.P. 74 Bosco-Marra	Parma	Corniglio
BR1	T. Bratica (1)	1013	44°25'07.30"	10°05'33.99"	S.P. 75 Riana-Casarola	Bratica	Monchio d/C
BR2	T. Bratica (2)	615	44°28'06.77"	10°05'53.48"	Valle Corniglio	Bratica	Corniglio
CHI	Rio dei Chiosi	1022	44°25'52.64"	10°01'52.18"	S.P. 68 Bosco-Cancelli	Parma	Corniglio
FON	Rio dei Fontanini	798	44°27'58.09"	10°05'28.90"	S.P. 75 Km 17	Bratica	Corniglio
PR1	T. Parma (1)	788	44°26'21.90"	10°02'28.47"	Monte C.le Bosco	Parma	Corniglio
PR2	T. Parma (2)	701	44°27'17.08"	10°02'27.07"	Valle C.le Bosco	Parma	Corniglio
PR3	T. Parma (3)	623	44°28'25.53"	10°02'53.22"	Valle C.le Marra	Parma	Corniglio
PR4	T. Parma (4)	580	44°28'56.52"	10°04'27.17"	Ponte Romano	Parma	Corniglio
PR5	T. Parma (5)	533	44°29'15.06"	10°05'56.51"	Valle confl. Bratica	Parma	Corniglio
ROC	T. Roccaferrara	638	44°28'24.90"	10°02'48.70"	C.le Marra	Parma	Corniglio
ROD	Rio Rodichiasso	1001	44°25'58.62"	10°05'21.67"	S.P. 75 Groppo Torsello	Bratica	Monchio d/C
VIN	Rio della Vinale	832	44°27'25.26"	10°01'33.76"	S.P. 74 Bosco-Marra	Parma	Corniglio

La stazione PR2 è localizzata 1.6 km a valle di PR1, ed è caratterizzata dalla presenza di basse velocità di corrente e scarse portate, diretta conseguenza della captazione idrica presente a monte. Le acque presentano uno scorrimento pressoché laminare; l'alveo bagnato è mediamente poco profondo e rappresenta l'habitat ideale per la formazione di colonie di alghe filamentose, che ricoprono diffusamente la quasi totalità dei substrati duri. Il detrito organico è pertanto abbondante e si accumula in grandi quantità nelle zone marginali dell'alveo.

La stazione PR3 si trova a 2.2 km da PR2 ed è situata poco a valle della centrale idroelettrica di Marra e del suo relativo rilascio. L'impianto è alimentato sia dalle acque captate dalla traversa situata a PR1 che da una condotta forzata lunga circa 0.6 km che, superando un salto di 145 metri, trasporta le acque raccolte in un bacino artificiale situato a sud-est della centrale stessa. Il torrente

Parma in questo tratto riceve le acque del torrente Roccaferrara e il rilascio proveniente dalla centrale in seguito al turbinamento. Le portate e le velocità di corrente in corrispondenza di questa stazione sono pertanto soggette a repentine variazioni (hydropeaking) che avvengono in corrispondenza dei periodi di attività della centrale. Durante il turbinamento il volume di acqua in uscita dalla centrale rappresenta la frazione dominante delle portate che si osservano a PR3. La presenza di frequenti eventi di piena artificiali determina evidenti situazioni di degrado dell'habitat riscontrabili nell'instabilità del substrato, in diffusi fenomeni erosivi a carico delle sponde e nell'assenza di una vegetazione riparia stabile.

Sono state infine scelte ai fini del monitoraggio stagionale anche due stazioni su affluenti minori, situati in sinistra idrografica. ROC è localizzata poche decine di metri a monte della confluenza del torrente Roccaferrara col torrente Parma, mentre AAS si trova lungo il torrente Acque Assai. Entrambi i torrenti si trovano in condizioni di naturalità per quanto concerne sia il regime idrologico che l'habitat fisico, pertanto possono essere considerati come elementi per un potenziale confronto con le situazioni di alterazione riscontrate sul torrente Parma.

4.3.3 Caratterizzazione fisico-chimica

Le stazioni individuate sono state caratterizzate dal punto di vista idrochimico, determinando i principali parametri quali temperatura delle acque, pH, conducibilità e concentrazioni di nutrienti (SRP, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$) secondo le modalità precedentemente descritte per le sorgenti. In aggiunta sono stati anche determinati alcalinità totale e concentrazioni di CO_2 tramite titolazione con HCl 0.1 N (ANDERSON *et al.*, 1986) e solidi sospesi (S.S.) tramite metodo gravimetrico. In campo sono state anche effettuate misure di velocità di corrente tramite un correntometro ad elica "FP 101 Global Water".

4.3.4 Caratterizzazione funzionale

La caratterizzazione funzionale è stata condotta mediante l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF; APAT, 2007) che, nella sua ultima versione, presta particolare attenzione agli ambienti umidi perifluviali, secondo quanto auspicato dalla WFD (Water Framework Directive; EC, 2000). L'indice è in grado di fornire una valutazione sintetica dello stato dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità sulla base di specifiche caratteristiche biotiche ed abiotiche. L'applicazione dell'indice si basa sulla valutazione di una serie di parametri morfologici, strutturali e biotici dell'ecosistema fluviale, inteso come corpo idrico e sistema terrestre ad esso collegato. Operativamente, l'IFF si applica mediante la compilazione di una scheda composta da 14 domande che riguardano le caratteristiche principali del corso d'acqua; a ciascuna domanda è associato un punteggio la cui somma consente, tramite un'apposita tabella, di attribuire un giudizio di funzionalità al tratto fluviale considerato.

4.3.5 Caratterizzazione biologica

Il campionamento degli invertebrati è stato condotto utilizzando varie metodologie in grado di raccogliere individui appartenenti a diverse classi dimensionali (macro e meiofauna) caratteristici delle differenti sezioni del sedimento (bentonica, iporreica superficiale e profonda) e gli organismi trasportati nella colonna d'acqua (drift). Sono stati perciò utilizzati strumenti quali retino Surber, trappole iporreiche, pompa Bou-Rouch e retini da drift.

Retino Surber

Il retino Surber utilizzato è dotato un frame in alluminio (20.2 x 23.0 cm) che delimita un'area campionabile di 464.6 cm², e di una rete da 255 µm da macroinvertebrati. Per consentire la raccolta simultanea della meiofauna, e una separazione già in campo delle due frazioni dimensionali, all'esterno della rete esistente ne è stata posizionata un'altra con maglie da 50 µm. Ciascuna delle reti termina con un bicchiere svitabile in materiale plastico nel quale gli organismi vengono raccolti.

Il campionamento della fauna bentonica è stato effettuato nei riffle che, nei corsi d'acqua permanenti, generalmente supportano una fauna maggiormente diversificata ed abbondante rispetto agli altri mesohabitat (BROWN & BRUSOCK, 1991). Operativamente, il campionamento è stato condotto mediante l'accurato raschiamento del substrato circoscritto all'interno del frame, effettuando tre repliche per stazione. Gli organismi raccolti sono stati temporaneamente trattati con alcool etilico 70° fino al loro trasporto in laboratorio dove, in seguito alla rimozione del detrito, è avvenuto il fissaggio in alcool etilico 95°.

Trappole iporreiche

A partire da bottiglie in PVC da 1 litro sono state costruite trappole da inserire all'interno del sedimento allo scopo di evidenziare pattern di migrazione e colonizzazione degli invertebrati bentonici ed interstiziali, secondo quanto proposto da LENCIONI *et al.* (2006). Le trappole sono dotate di un'apertura a nassa, mentre all'estremità opposta è fissata una rete da 50 µm per consentire il passaggio dell'acqua; esse sono riempite con ghiaia di provenienza locale (0.5-1.5 cm). In corrispondenza di ciascuna stazione sono state collocate nove trappole, posizionandole con l'apertura secondo diversi orientamenti (3 controcorrente, 3 in corrente, 3 aperte verso l'alto) allo scopo di raccogliere individui con differenti pattern di migrazione all'interno del sedimento.

Le trappole sono state lasciate *in situ* per 30 giorni, in linea con quanto riportato da diversi autori (HAUER & LAMBERTI, 1996; FENOGLIO *et al.*, 2002) per consentirne l'adeguata colonizzazione. Al termine di questo periodo, le trappole sono state recuperate; l'instabilità del substrato fluviale ha però determinato la perdita della maggior parte di esse (25 su 45). In seguito al trasporto in laboratorio, il contenuto è stato accuratamente lavato, rimuovendo dapprima la frazione inerte ed effettuando filtraggi successivi con retini da 255 µm e 50 µm per separare i macroinvertebrati dalla meiofauna. I campioni ottenuti sono stati quindi fissati in alcool etilico 95°.

Pompa Bou-Rouch

Questo strumento, utilizzato per il campionamento della fauna iporreica, è costituito da un tubo in acciaio inox dotato di fori nella sua parte terminale che viene infisso all'interno del substrato fino a raggiungere la profondità desiderata. Attraverso l'ausilio di una pompa posta alla sua sommità, l'acqua presente fra gli interstizi del sedimento e gli organismi in esso presenti vengono risucchiati e raccolti in un secchio graduato.

In base a quanto riportato in letteratura, è stato deciso di prelevare campioni di volume pari a cinque litri, tenendo separato il primo dai restanti quattro per evidenziare eventuali differenze nella composizione tassonomica dei due sottocampioni. Per ogni stazione è stato prelevato un campione, filtrando in campo i due sottocampioni con una rete da 50 µm al fine di ridurre il volume; essi sono stati trattati con alcool etilico 70° fino al loro trasporto in laboratorio, dove sono stati sottoposti a un successivo filtraggio e risciacquo, con una rete di maglia analoga, per eliminare quanto possibile il sedimento fine. I campioni ottenuti sono poi stati fissati in alcool etilico 95°.

Retini da drift

Per valutare l'entità del drift sono stati costruiti, appositamente per questo studio, strumenti di campionamento formati da un'asta metallica alla quale sono stati fissati tre retini. Ciascuno di essi intercetta una superficie pari a 454 cm² ed è chiuso da una rete conica a strascico dotata di un bicchiere svitabile nella sua parte terminale. Sono state costruite due varianti di questo strumento, dotate di reti a diversa maglia (255 e 50 µm) al fine di campionare sia i macroinvertebrati che la meiofauna driftati.

I retini venivano immersi completamente nell'acqua, mantenendone l'estremità superiore poco al di sotto della superficie. Il retino per i macroinvertebrati è stato lasciato in posizione per 15 minuti, mentre quello a maglie più strette per un tempo inferiore (5 minuti) a causa della rapidità di intasamento delle maglie stesse. Durante il campionamento sono state eseguite misure di velocità della corrente, per poter determinare successivamente i volumi di acqua filtrati e quindi la densità degli organismi driftati. Il calcolo delle densità, infatti, è largamente utilizzato negli studi sul drift poiché è indipendente dalle portate e consente il confronto fra campioni di diversa provenienza (ELLIOT, 1965; WATERS, 1969; ALLAN & RUSSEK, 1985).

Le densità sono state calcolate tramite la formula:

$$N. \text{ Ind. m}^{-3} = \text{Ind.} * (A * v * t)^{-1}$$

Dove:

Ind. = numero di individui totali raccolti

v = velocità di corrente [m s⁻¹]

A = area intercettata [m²]

t = tempo di permanenza del retino in acqua [s]

Il campionamento del drift è stato condotto esclusivamente sulle tre stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale (PR1, PR2, PR3) lungo il torrente Parma, per evidenziare gli impatti dell'hydropeaking ('drift catastrofico') ed effettuare confronti con situazioni non impattate ('drift comportamentale'). Sono stati utilizzati strumenti con entrambi i tipi di maglia (255 e 50 µm) in tutte

le stagioni, ad eccezione di quella primaverile nella quale il campionamento è avvenuto solo con il retino da 255 µm. In quest'ultimo caso, il campione ottenuto è stato filtrato in laboratorio con una rete da 50 µm per separare i macroinvertebrati dalla meiofauna.

4.3.6 Studio delle dinamiche giornaliere del drift

Per valutare l'andamento del drift nell'arco delle 24 ore è stato condotto un apposito studio nelle stazioni PR1 e PR3 caratterizzate, rispettivamente, da condizioni naturali e da impatti dovuti ad hydropeaking. Sono stati effettuati cinque campionamenti in diverse ore della giornata e contemporanei nelle due stazioni, utilizzando per ognuno di essi due retini dotati di rete da 255 µm lasciati *in situ* per un'ora. I campionamenti sono stati effettuati alle ore 12:00, 17:30, 00:30, 06:45, 12:00 dei giorni 12 e 13 ottobre 2008. La scelta di tali orari, posti ad intervalli di tempo regolari e rappresentativi di diverse fasi della giornata, ha permesso di evidenziare il drift comportamentale in diverse condizioni di intensità luminosa; la scelta delle due stazioni, invece, è volta a quantificare il drift catastrofico. Misurazioni della velocità di corrente effettuate ad ogni campionamento hanno permesso successivamente di calcolare le densità degli organismi driftati secondo le modalità descritte precedentemente.

4.4 Identificazione tassonomica degli invertebrati

Il riconoscimento dei macroinvertebrati sino al livello di genere o famiglia è stato effettuato al microscopio binoculare, utilizzando le chiavi di CAMPAIOLI *et al.* (1994; 1999), SANSONI (2005) e FOCHETTI *et al.* (2009). L'attribuzione a livelli tassonomici più elevati è stata attuata tramite le guide edite dal C.N.R. per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne (BELFIORE, 1983; FOLCO & PEZZOLI, 1980; MORETTI, 1983) e il manuale di TACHET *et al.* (2006). Solo una specie di Tricottero, rappresentata da stadi larvali avanzati, è stata identificata secondo LECHTHALER & STOCKINGER (2005).

Gli organismi appartenenti alla meiofauna sono stati identificati e assegnati a grandi gruppi tassonomici secondo TACHET *et al.* (2006), e successivamente inviati a specialisti per un riconoscimento più approfondito. I Copepodi sono stati classificati a livello di specie secondo DUSSART (1967; 1969), STOCH (1998a) e KARAYTUG (1999); per gli Ostracodi, sono stati utilizzati i manuali di MEISCH (1984) per il genere *Potamocypris*, BALTANÁS *et al.* (1993) per il genere *Psychrodromus* e MEISCH (2000) per i rimanenti individui; infine, GERECKE (1996), DAVIDS *et al.* (2007) e altre chiavi tassonomiche speciali sono state impiegate per il riconoscimento degli Idracari. Per alcune specie la classificazione a livelli tassonomici dettagliati non è stata possibile a causa della precocità degli stadi larvali.

Per quanto riguarda le sorgenti, i taxa identificati sino al livello di specie sono stati classificati in crenosseni, crenofili, crenobionti, e stigosseni, stigofili, stigobionti sulla base della letteratura specifica e utilizzando dati recenti sulla distribuzione della fauna italiana (STOCH, 2000-2005). Unica eccezione è rappresentata dal genere di Idracari *Lebertia*, che è stato possibile classificare come crenobionte in virtù di alcuni caratteri che hanno consentito l'attribuzione degli organismi ritrovati al sottogenere *Hexalebertia*, rappresentato da specie legate esclusivamente agli habitat sorgentizi.

Il riconoscimento dei macroinvertebrati raccolti nelle headwaters è stato effettuato dal Dott. Alex Laini e dal Dott. Simone Guareschi presso il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Parma. I campioni di meiofauna, separati ed attribuiti a grandi gruppi tassonomici, sono stati inviati a specialisti per un riconoscimento a maggior livello tassonomico. Afferiscono alla Fondazione Edmund Mach, Dipartimento Ricerca e Innovazione IASMA, Area Ambiente (S. Michele all'Adige, Trento): Dott.ssa M. Cristina Bruno (Copepodi); Dott.ssa Luana Silveri (Plecotteri); Dott. Mauro Carolli, Dott. Bruno Maiolini (altri gruppi). Il Dott. Antonio Di Sabatino (Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi dell'Aquila) si è occupato del riconoscimento degli Idracari, mentre l'identificazione degli Ostracodi è stata affidata alla Dott.ssa Valentina Pieri (Dipartimento di Scienze e Tecnologie Chimiche, Università di Udine).

4.5 Analisi statistiche

I dati ottenuti sono stati analizzati con l'utilizzo dei pacchetti statistici PAST (HAMMER *et al.*, 2001), PRIMER v6 (CLARKE & GORLEY, 2006) e Statistica ver. 8.1 (STATSOFT INC., 2008); i grafici sono stati elaborati con il software SigmaPlot® 11.0.

I seguenti indici di diversità considerati sono stati calcolati con il software PAST: l'indice di diversità di Shannon (SHANNON, 1948) e di equiripartizione (evenness) calcolata secondo la formula di BUZAS & GIBSON (1969). Per i confronti fra campioni basati su numero basso di repliche è stato utilizzato il test non parametrico di Kruskal-Wallis (KRUSKAL, 1952; KRUSKAL & WALLIS, 1952). Tale test, applicato allo scopo di verificare l'uguaglianza delle mediane di gruppi diversi e basato sull'analisi dei ranghi, è uno dei più potenti corrispondenti non parametrici dell'analisi della varianza a un criterio di classificazione. Relativamente alle sorgenti, è stata applicata una one-way MANOVA su alcune delle variabili fisico-chimiche e il test post-hoc di Tukey (*Tukey's Honestly Significance Difference*, HSD; SOKAL & ROHLF, 1995) per identificare le variabili significativamente diverse fra coppie di sorgenti.

I dati sono stati ordinati mediante il *Nonmetric Multidimensional Scaling* (NMDS), dopo aver trasformato i dati di densità in radice quadrata per diminuire l'importanza dei taxa più abbondanti (CLARKE & WARWICK, 2001) e aver calcolato una matrice di similarità con l'indice di Bray-Curtis.

Le matrici di similarità ottenute sono state utilizzate per l'analisi di similarità (ANOSIM, *Analysis of Similarities*; CLARKE, 1993), per testare l'ipotesi nulla che non esistano differenze fra la composizione in taxa di diversi gruppi di campioni. Il test SIMPER (*Similarity Percentage*; CLARKE, 1993) ha consentito, sulla base delle differenze evidenziate dall'ANOSIM, di determinare il contributo percentuale dei taxa nel determinare le dissimilarità fra campioni.

I campioni sono stati poi ordinati con una *Cluster Analysis*, basata su una matrice di similarità di Bray-Curtis. La significatività dei cluster è stata calcolata con il test di permutazione SIMPROF (*Similarity Profile*; CLARKE & GORLEY, 2006).

L'ISA (*Indicator Species Analysis*; DUFRÈNE & LEGENDRE, 1997) è stata applicata, insieme ad una randomizzazione Monte Carlo, per identificare in modo specifico i taxa caratteristici di ciascuna sorgente, stagione e microhabitat. La distanza Euclidea dei valori standardizzati dei principali parametri idrochimici è stata utilizzata per l'applicazione della procedura RELATE (CLARKE & GORLEY, 2006), volta a testare l'esistenza di relazioni fra comunità biologiche e fattori ambientali. Queste

relazioni sono state successivamente testate con la procedura BEST (*Bio-Env + Stepwise*; CLARKE & GORLEY, 2006), che identifica il subset di variabili ambientali in grado di 'spiegare' la maggior parte possibile della struttura biologica del campione.

5 Risultati e discussione (I): Sorgenti

5.1 Caratterizzazione degli ambienti sorgentizi

Parte di questo capitolo, ovvero i dati relativi alla caratterizzazione idrochimica e ai popolamenti di microcrostacei, sono stati oggetto di una tesi di laurea specialistica (MAZZINI, 2008), e di una pubblicazione (BOTTAZZI *et al.*, 2008; All. 3).

5.1.1 Caratteristiche fisico-chimiche

In Tab. 4 sono riportati i risultati delle analisi idrochimiche effettuate su 29 sorgenti. Le concentrazioni di azoto nitroso (N-NO_2^-) non sono riportate in quanto sempre al di sotto del limite di rilevabilità del metodo analitico ($5 \mu\text{g l}^{-1}$).

Le acque delle sorgenti studiate nella stagione primaverile presentano temperature comprese fra $3.5 \text{ }^\circ\text{C}$ (VER_4) e $15.0 \text{ }^\circ\text{C}$ (ACQ_1). In quattro delle cinque sorgenti localizzate intorno al Lago Verde sono state registrate temperature molto simili fra loro (4.0 , 5.0 , 3.5 , $5.0 \text{ }^\circ\text{C}$ rispettivamente per VER_2, 3, 4, 5) mentre a VER_1 è stata misurata una temperatura di $9 \text{ }^\circ\text{C}$ che probabilmente è dovuta ad un'origine più profonda delle acque. Il pH è generalmente alcalino con valori minimi e massimi rispettivamente pari a 6.18 (ACQ_1) e 8.31 (LGD_1). Il range di conducibilità è decisamente ampio, ed è compreso fra un minimo di $25 \mu\text{S cm}^{-1}$ (MAR_2) ed un massimo di $724 \mu\text{S cm}^{-1}$ (AAS_1); è evidente l'influenza del substrato litologico sui valori di conducibilità, che risultano essere minimi in corrispondenza di litologia a macigno ($25\text{-}100 \mu\text{S cm}^{-1}$; MAR_2, CHI_1) e massimi su calcari ($306\text{-}724 \mu\text{S cm}^{-1}$; CIR_3, AAS_1).

Dal punto di vista dei nutrienti inorganici, complessivamente le acque delle sorgenti considerate presentano una spiccata oligotrofia. Le concentrazioni dell'azoto nitroso (N-NO_2^-) sono sempre al di sotto del limite di rilevabilità del metodo analitico in tutte le stagioni considerate. Le concentrazioni di azoto nitrico (N-NO_3^-) sono comprese in un ampio intervallo (da 50 a $1266 \mu\text{g l}^{-1}$); è da sottolineare il forte incremento della concentrazione di tali composti in gran parte delle sorgenti campionate nella stagione autunnale. Le differenze tra le concentrazioni di azoto nitrico relative alle 15 sorgenti campionate sia nella stagione primaverile che in quella autunnale sono risultate statisticamente significative ($p < 0.05$, one-way ANOVA). Tali valori risultano infatti superiori in autunno, ad eccezione delle sorgenti ACQ_1, MAR_1 e SPS_1. Gli incrementi sono particolarmente elevati in CHI_1 (da 139 a $702 \mu\text{g l}^{-1}$), VEZ_1 (da 316 a $1266 \mu\text{g l}^{-1}$) e, addirittura, otto volte maggiori in MAC_1 (da 239 a $1867 \mu\text{g l}^{-1}$).

Tab. 4. Valori di temperatura, pH, conducibilità e concentrazioni dei principali nutrienti ($N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, SRP) misurati nelle sorgenti in ciascuna stagione.
<5: valore al di sotto del limite di rilevabilità del metodo analitico; X: campione perso.

Sorgente	T (°C)				pH				Conducibilità ($\mu S\ cm^{-1}$)				N- NO_3^- ($\mu g\ l^{-1}$)				N- NH_4^+ ($\mu g\ l^{-1}$)				SRP ($\mu g\ l^{-1}$)			
	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV
AAS_1	10.0	-	6.8	-	7.85	-	7.92	-	724	-	640	-	255	-	637	-	9	-	<5	-	5	-	<5	-
ACQ_1	15.0	-	4.0	-	6.18	-	7.08	-	30	-	25	-	106	-	50	-	22	-	<5	-	-	-	X	-
BAN_1	10.0	-	-	-	7.77	-	-	-	373	-	-	-	94	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
BIA_1	7.0	8.0	6.8	7.0	7.67	7.71	7.13	7.69	312	313	313	321	221	251	258	312	<5	18	<5	<5	<5	<5	17	10
BIA_2	-	-	6.4	-	-	-	7.54	-	-	-	404	-	-	-	77	-	-	-	<5	-	-	-	7	-
CHI_1	-	-	3.6	-	7.67	-	7.68	-	100	-	77	-	139	-	702	-	<5	-	<5	-	<5	-	13	-
CIR_2	8.0	8.5	7.4	7.9	7.51	7.65	7.54	7.68	361	356	355	356	281	356	354	322	20	<5	<5	<5	<5	<5	<5	9
CIR_3	8.0	-	-	-	7.83	-	-	-	306	-	-	-	60	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
COP_1	-	-	1.1	-	6.86	-	6.83	-	82	-	50	-	59	-	76	-	19	-	<5	-	13	-	7	-
FNB_1	-	-	6.6	-	7.16	-	7.60	-	258	-	258	-	253	-	285	-	<5	-	<5	-	<5	-	<5	-
LGD_1	6.0	-	-	-	8.31	-	-	-	89	-	-	-	414	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
LGD_2	4.0	7.0	5.1	3.6	7.83	7.99	7.09	7.38	82	111	87	95	173	370	236	339	<5	<5	<5	<5	<5	<5	5	8
MAC_1	-	-	4.6	-	8.06	-	7.79	-	95	-	130	-	239	-	1867	-	<5	-	<5	-	10	-	6	-
MAR_1	4.5	-	5.0	-	7.12	-	7.12	-	36	-	43	-	182	-	159	-	<5	-	<5	-	<5	-	5	-
MAR_2	4.0	-	-	-	7.35	-	-	-	25	-	-	-	319	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
ORN_1	5.0	-	5.9	-	6.27	-	6.69	-	135	-	116	-	341	-	491	-	<5	-	<5	-	<5	-	<5	-
PAD_1	4.5	-	-	-	7.32	-	-	-	41	-	-	-	258	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
PIA_1	-	-	8.0	-	7.71	-	7.41	-	560	-	512	-	156	-	245	-	<5	-	<5	-	<5	-	<5	-
POG_1	10.5	-	-	-	7.44	-	-	-	637	-	-	-	81	-	-	-	106	-	-	-	<5	-	-	-
POR_1	7.5	-	-	-	6.72	-	-	-	54	-	-	-	56	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
SAN_1	5.5	-	3.6	-	7.28	-	7.38	-	34	-	36	-	276	-	685	-	12	-	<5	-	<5	-	X	-
SPS_1	7.0	-	4.7	-	7.36	-	6.28	-	89	-	43	-	210	-	137	-	<5	-	<5	-	<5	-	6	-
VER_1	9.0	-	-	-	7.69	-	-	-	37	-	-	-	214	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
VER_2	4.0	-	-	-	7.39	-	-	-	74	-	-	-	342	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
VER_3	5.0	-	-	-	7.50	-	-	-	77	-	-	-	165	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
VER_4	3.5	-	-	-	7.67	-	-	-	54	-	-	-	218	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
VER_5	5.0	-	-	-	7.77	-	-	-	85	-	-	-	156	-	-	-	<5	-	-	-	<5	-	-	-
VEZ_1	6.1	7.0	5.5	5.7	7.80	7.99	7.47	7.98	159	98	103	176	316	480	1266	414	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	5
VOL_1	8.5	-	-	-	7.74	-	-	-	344	-	-	-	218	-	-	-	39	-	-	-	<5	-	-	-

Le concentrazioni di azoto ammoniacale ($N-NH_4^+$) sono risultate al di sopra del limite di rilevanza del metodo analitico solo su 8 dei 52 campioni analizzati, con concentrazioni minime di $9 \mu g l^{-1}$ (AAS_1) e massime di $106 \mu g l^{-1}$ (POG_1). Anche nel caso del fosforo solubile reattivo (SRP) una buona parte dei campioni non presentava concentrazioni rilevabili dal metodo (15 su 49); i valori misurati sono compresi fra $5 \mu g l^{-1}$ (AAS_1, LGD_2, MAR_1, VEZ_1) e $17 \mu g l^{-1}$ (BIA_1).

L'ANOSIM effettuata sui dati fisico-chimici (temperatura, pH, conducibilità, concentrazione di azoto nitrico) ha dimostrato come le sorgenti siano statisticamente differenti fra loro (one-way ANOSIM, fattore: sorgente, global $R=0.638$, $p=0.001$).

5.1.2 Caratterizzazione biologica

I campioni di fauna sorgentizia sono stati raccolti su un totale di 20 sorgenti, come riportato in Tab. 5. Complessivamente sono stati raccolti 5199 individui; per alcuni di essi non è stata possibile una classificazione certa a causa dello stadio precoce di sviluppo (es. copepoditi, larve di Insetti). Il numero di individui effettivamente identificati e considerati nelle successive elaborazioni è perciò ridotto a 4700, assegnati a 78 taxa. I risultati completi sono riportati in All. 4.

Tab. 5. Riepilogo delle attività di campionamento effettuate.

	PRI	EST	AUT	INV	TOT.
N. sorgenti campionate	19	4	14	4	20
N. trappole	39	11	29	18	97
N. Ind. raccolti	800	778	521	474	2573
N. taxa	36	21	22	15	53
N. tubi	3	1	4	3	11
N. Ind. raccolti	40	2	62	21	125
N. taxa	10	1	7	8	19
N. campioni muschi	11	4	12	4	31
N. Ind. raccolti	1118	382	242	260	2002
N. taxa	39	16	26	10	50
Tot. Ind. raccolti	1958	1162	825	755	4700
Tot. taxa raccolti	61	28	37	23	78

In Tab. 6 è riportato il numero totale di taxa ritrovati, in ciascuna sorgente, nella stagione primaverile; questo totale è stato determinato sommando i contributi delle differenti metodologie di campionamento e differisce in base al regime di presenza delle acque. Le sorgenti a regime permanente presentano un numero di taxa significativamente maggiore rispetto a quelle a carattere periodico ($p<0.01$, one-way ANOVA).

In Tab. 7 sono riportati gli organismi, divisi per grandi gruppi tassonomici, raccolti mediante le tre diverse metodologie di campionamento. Poiché nella rappresentazione di questi dati è stato considerato un livello tassonomico poco approfondito, nel calcolo sono stati inclusi anche quegli individui la cui classificazione (vedi inizio paragrafo) risultava incerta.

Tab. 6. Numero di taxa rinvenuto in primavera nelle sorgenti a carattere periodico e permanente.

Sorgenti periodiche	N. taxa	Sorgenti permanenti	N. taxa
AAS_1	4	BIA_1	15
ACQ_1	4	CIR_2	10
BIA_2	8	LGD_2	16
CHI_1	2	VEZ_1	9
COP_1	8	MAC_1	10
FNB_1	10		
MAR_1	8		
MAR_2	7		
ORN_1	6		
PAD_1	8		
PIA_1	4		
POR_1	12		
SAN_1	2		
N. taxa medio	6.4	N. taxa medio	12.0

Tab. 7. Numeri assoluti e % relative degli organismi campionati secondo le diverse metodologie (TR: trappole; TU: tubi; MU: muschi).

	Numeri assoluti			% relative		
	TR	TU	MU	TR	TU	MU
Harpacticoida	416	78	601	14.6	57.4	27.2
Cyclopoida	119	2	24	4.2	1.5	1.1
Ostracoda	1399	1	226	49.0	0.7	10.2
Amphipoda	95	5	2	3.3	3.7	0.1
Hydracarina	7	24	94	0.2	17.6	4.3
Coleoptera	-	-	20	-	-	0.9
Diptera	588	12	731	20.6	8.8	33.1
Ephemeroptera	-	4	-	-	2.9	-
Hemiptera	-	1	3	-	0.7	0.1
Heteroptera	-	-	2	-	-	0.1
Odonata	-	-	1	-	-	0.0
Plecoptera	70	3	187	2.5	2.2	8.5
Trichoptera	30	-	52	1.1	-	2.4
Collembola	2	3	165	0.1	2.2	7.5
Hirudinea	72	-	1	2.5	-	0.0
Mollusca	32	-	34	1.1	-	1.5
Nematoda	6	-	20	0.2	-	0.9
Oligochaeta	16	3	45	0.6	2.2	2.0
Tardigrada	-	-	2	-	-	0.1
Tricladida	1	-	-	0.0	-	-
TOT.	2853	136	2210	100.0	100.0	100.0
N. campioni	97	11	31	-	-	-
N. medio Ind./campione	29.4	12.4	-	-	-	-
N. taxa	53	19	50	-	-	-

All'interno delle trappole la maggior parte degli individui campionati è rappresentata da Ostracodi (49.0%), Ditteri (20.6%) e Arpacticoidi (14.6%); i tubi hanno principalmente permesso la raccolta di Arpacticoidi (57.4%), Idracari (17.6%) e Ditteri (8.8%), mentre tramite il lavaggio dei muschi sono stati campionati principalmente Ditteri (33.1%), Arpacticoidi (27.2%) e Ostracodi

(10.2%). Il numero totale di taxa raccolti (Tab. 5) è risultato paragonabile fra trappole e muschi (rispettivamente 53 e 50), mentre nei tubi è stata ritrovata, apparentemente, una minore diversità (19 taxa). È necessario però ricordare che la fauna sotterranea è stata raccolta 'solo' mediante 11 tubi, mentre per trappole e muschi i totali si riferiscono a un numero di campioni molto più elevato (97 e 31, rispettivamente). Il numero medio di organismi raccolti per ogni campione è superiore nelle trappole (29.4) rispetto ai tubi (12.4). La media relativa ai muschi non è stata calcolata poiché i campioni non sono confrontabili fra loro, essendo di tipo qualitativo.

Le differenze fra i metodi di campionamento sono statisticamente significative (one-way ANOSIM, fattore: metodo, global R=0.124, p<0.001). L'indice di dissimilarità medio secondo Bray-Curtis (SIMPER analysis), calcolato fra coppie di metodologie di campionamento, ha evidenziato come le metodologie siano altamente dissimili fra loro. La dissimilarità trappole-tubi (92.88) è dovuta al contributo principale di Chironomidi (14.18%), *Bryocamptus (Rheocamptus) zschokkei* (6.95%), *B. (R.) pygmaeus* (6.90%), *Psychrodromus olivaceus* (6.65%); quella tubi-muschi (92.61) a Chironomidi (12.12%), Collemboli (9.42%), *B. (R.) zschokkei* (8.44%), *B. (R.) pygmaeus* (7.09%); fra trappole e muschi infine la dissimilarità (91.56) è dovuta principalmente a Chironomidi (14.13%), Collemboli (8.48%), *B. (R.) zschokkei* (7.99%), *P. olivaceus* (6.49%). Nelle trappole gli organismi più abbondanti sono Ditteri Chironomidi (1.50), *P. olivaceus* (1.20) e Irudinei (0.31); nei tubi prevalgono *B. (R.) pygmaeus* (0.77), *Partnunia aprutina* (0.45) e *B. (R.) zschokkei* (0.36), mentre nei muschi sono dominanti Chironomidi (2.68), *B. (R.) zschokkei* (1.77), Collemboli (1.48) e *B. (R.) pygmaeus* (1.06).

Alcuni taxa sono stati rinvenuti esclusivamente mediante una tipologia di campionamento (Tab. 8). Fra i taxa ritrovati solo nelle trappole sono soprattutto gli Ostracodi ad essere rappresentati, con ben 11 taxa su 23. All'interno dei tubi, 4 dei 5 taxa esclusivi sono di Copepodi Arpacticoidi, mentre dei 17 taxa esclusivi presenti solo nei muschi più della metà (9) è rappresentato da Insetti.

Tab. 8. Elenco dei taxa ritrovati esclusivamente mediante una tipologia di campionamento.

	TRAPPOLE	TUBI	MUSCHI
<i>Bryocamptus (Arcticocamptus) alpestris</i>			x
<i>B. (A.) rhaeticus</i>	x		
<i>B. (A.) vandouwei</i>	x		
<i>Elaphoidella phreatica</i>		x	
<i>Maraenobiotus vej dovski</i>			x
<i>M. v. truncatus</i>			x
<i>Moraria alpina</i>			x
<i>M. poppei</i>			x
<i>M. stankovitchi</i>		x	
<i>M. varica</i>		x	
<i>Parastenocaris</i> sp.		x	
<i>Acanthocyclops</i> cf. <i>orientalis</i>	x		
<i>A. vernalis</i>			x
<i>Eucyclops serrulatus</i>			x
<i>Megacyclops viridis</i>	x		
<i>Candona neglecta</i>	x		
<i>C. gr. neglecta</i>	x		
<i>C. cf. lindneri</i>	x		
<i>Cryptocandona vavrai</i>	x		

Tab. 10 (segue).

<i>Ilyocypris bradyi</i>			x
<i>Potamocypris fulva</i>	x		
<i>P. pallida</i>	x		
<i>Pseudocandona cf. albicans</i>	x		
<i>P. cf. marchica</i>	x		
<i>P. rostrata</i>	x		
<i>Pseudolimnocythere cf. hypogea</i>	x		
<i>Psychrodromus fontinalis</i>	x		
<i>Lebertia sp.</i>	x		
Coleoptera sp.			x
Tipulidae sp.			x
Baetidae sp.		x	
Reduviidae cf.			x
Odonata sp.			x
Leuctridae sp.	x		
<i>Nemoura cf. minima</i>	x		
<i>Crunoecia cf. kempnyi</i>	x		
<i>Drusus annulatus</i>			x
<i>Limnephilus cf. bipunctatus</i>			x
<i>L. sparsus</i>			x
<i>Micropterna cf. sequax</i>			x
<i>Ptilocolepus granulatus</i>			x
<i>Rhyacophila tristis</i>	x		
<i>Sericostoma pedemontanum</i>	x		
<i>Dina cf. lineata</i>	x		
Tardigrada sp.			x
Tricladida sp.	x		
N. taxa esclusivi	23	5	17

Tab. 9. Numeri assoluti e % relative degli organismi rinvenuti nelle trappole posizionate secondo diverso orientamento; fra parentesi il numero di trappole totali.

	Apertura in corrente (55)		Apertura controcorrente (42)	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Harpacticoida	269	18.53	147	10.49
Cyclopoida	50	3.44	69	4.93
Ostracoda	545	37.53	854	60.96
Amphipoda	-	-	95	6.78
Hydracarina	4	0.28	3	0.21
Diptera	471	32.44	117	8.35
Plecoptera	48	3.31	22	1.57
Trichoptera	12	0.83	18	1.28
Nematoda	-	-	6	0.43
Oligochaeta	14	0.96	2	0.14
Hirudinea	18	1.24	54	3.85
Collembola	1	0.07	1	0.07
Gastropoda	20	1.38	12	0.86
Tricladida	-	-	1	0.07
TOT.	1452	100.00	1401	100.00

Il posizionamento delle trappole secondo diversi orientamenti (con apertura in corrente o controcorrente) ha permesso di individuare differenze significative nei pattern di movimento degli

invertebrati bentonici (one-way ANOSIM, fattore: orientamento; global R=0.069; $p<0.01$); le percentuali degli organismi rinvenuti, divisi per grandi gruppi tassonomici, sono riportati in Tab. 9.

L'indice di dissimilarità medio calcolato secondo Bray-Curtis, pari a 76.69, ha permesso di attribuire le differenze principali a Ditteri (21.84%), Ostracodi (21.60%), Arpacticoidi (16.83%), Irudinei (9.44%) e Ciclopoidi (9.31%). Nelle trappole con apertura in corrente prevalgono Ditteri (2.11), Ostracodi (1.59), Arpacticoidi (1.33) e Plecotteri (0.50), mentre in quelle aperte controcorrente i gruppi tassonomici più rappresentati sono Ostracodi (2.00), Ditteri (1.11), Arpacticoidi (1.08), Irudinei (0.68) e Ciclopoidi (0.65). Gli Anfipodi, inoltre, sono stati campionati esclusivamente mediante le trappole con apertura controcorrente (abbondanza media: 0.34), e ben 94 dei 95 individui totali sono stati ritrovati nella stagione autunnale. Novantuno di questi esemplari sono stati raccolti nella sorgente MAC_1, che durante questo periodo presentava portate elevate a causa delle intense piogge cadute nei giorni precedenti.

I risultati del campionamento mediante trappole, che rappresentano il metodo più utilizzato e di maggiore comparabilità dal punto di vista quantitativo, sono stati utilizzati per le successive elaborazioni. Al contenuto di ogni trappola raccolta sono stati associati i parametri morfologici registrati mediante l'applicazione del protocollo A.A.A./1; i risultati dell'Analisi di Similarità (ANOSIM) sono riportati in Tab. 10. Per agevolare i calcoli, alcune delle caratteristiche morfologiche sono state raggruppate in categorie. Le quote, comprese fra 814 e 1615 m s.l.m., sono state categorizzate in quattro range altitudinali: <1000, 1000-1200, 1200-1400, >1400 m s.l.m.; le percentuali di substrato organico sul substrato totale sono state raggruppate in quattro categorie di percentuali: 0-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%.

Tab. 10. Risultati dell'ANOSIM sui parametri morfologici delle sorgenti. *: $p<0.05$; **: $p<0.01$; ***: $p<0.001$.

Fattore	Livelli	Global R	p	Livello significatività
Tipologia sorgente	reocrenica; reolimnocrenica	0.101	0.06	-
Quota (m s.l.m.)	<1000; 1000-1200; 1200-1400; >1400	0.131	0.001	***
Bacino	Parma; Bratica	0.110	0.003	**
Esposizione	N; NE; E; SE; S; SO; NO	0.133	0.005	**
Illuminazione (%)	0; 50; 75; 100	0.086	0.011	*
Illuminazione annua	costante; >inverno	0.094	0.003	**
% substrato organico	0-25; 25-50; 50-75; 75-100	0.103	0.002	**
Substrato organico principale	foglie; rami e radici; briofite	0.057	0.015	*
Substrato inorganico principale (\varnothing mm)	argilla, limo, sabbia (<2); ghiaia (2-63); sassi (63-240); massi (240-960)	0.168	0.001	***
Tipologia di flusso	stillicidio; laminare; turbolento	0.179	0.002	**
Regime di portata	periodico; permanente	0.143	0.001	***
Portata ($l\ s^{-1}$)	<1; 1-3; 3-5; >5	0.184	0.001	***
Velocità di corrente ($cm\ s^{-1}$)	~ 0 ; <25; 25-50; >50	0.136	0.002	**

Differenze altamente significative sono state evidenziate per tutti i fattori considerati (Tab. 10), ad eccezione della tipologia di sorgente (reocrenica/reolimnocrenica), che non sembra influenzare in modo significativo le comunità di invertebrati. La distinzione fra queste tipologie di

sorgente, tuttavia, è poco marcata dal punto di vista prettamente morfologico e non è quindi sorprendente che non ci siano differenze evidenti nelle comunità di invertebrati.

I dati relativi alla fauna a microcrostacei sono stati pubblicati in BOTTAZZI *et al.* (2008). La ricchezza in specie di questi organismi si è rivelata superiore a tutti gli altri studi sulle sorgenti montane compiuti a livello italiano, con 15 specie di Arpacticoidi, 5 di Ciclopoidi e 13 di Ostracodi (Tab. 11, Tab. 12). Due specie di Copepodi (*Bryocamptus (Arcticocamptus) vandouwei*, *Acanthocyclops aff. trajani*) non sono state raccolte negli altri studi. Tutti gli Arpacticoidi identificati appartengono alla famiglia Canthocamptidae, che comprende organismi tipici di acque continentali e in particolare di ambienti lacustri.

Due gruppi di specie caratterizzano i popolamenti di Arpacticoidi, condizione già evidenziata da STOCH (2006) per le sorgenti del Sud Tirolo. Il primo gruppo è rappresentato da specie reofile ed ubiquitarie (*Attheyella crassa*, *Bryocamptus (Rheocamptus) pygmaeus*, *B. (R.) zschokkei*, *B. (R.) tatrensis*, *B. (Limocamptus) echinatus*, *Epactophanes richardi*), o tipiche di substrati muscolari, come *Moraria poppei* (STOCH, 2000-2005). L'altro gruppo comprende specie stenoterme tipiche di ambienti freddi, trovate anche in diverse zone delle Alpi (COTTARELLI *et al.*, 2002). La loro distribuzione disgiunta di tipo boreo-alpino è ritenuta essere una conseguenza del ritiro dei ghiacciai in seguito agli eventi glaciali del Quaternario; queste specie hanno trovato rifugio in zone ad elevata altitudine e basse temperature, ed appartengono ai generi *Bryocamptus (Arcticocamptus)*, *Hypocamptus* e *Maraenobiotus*. Al sottogenere *Arcticocamptus* appartengono 23 specie, delle quali 4 sono presenti in Italia nella zona alpina, ma anche sugli Appennini come specie relitte secondo quanto riportato da GALASSI (1997) per *A. (B.) cuspidatus* e da PESCE (1996) per *B. (A.) rhaeticus*, entrambi segnalati nella zona del Gran Sasso. Le due specie raccolte nelle sorgenti dell'Appennino parmense, *B. (A.) alpestris* and *B. (A.) cuspidatus*, sono state segnalate precedentemente nelle sorgenti del Trentino e Sud Tirolo (CREMA *et al.*, 1996; STOCH, 1998b; 2006).

Il genere *Hypocamptus* è presente in Italia con tre specie; *H. paradoxus* è stato sinora raccolto in laghi periglaciali a quote superiori ai 2000 m s.l.m. (STOCH, 2000-2005) ed in habitat iporreici di torrenti alpini (COTTARELLI *et al.*, 2002). *Hypocamptus brehmi*, segnalato in diversi ambienti sorgentizi del Sud Tirolo (STOCH, 2006) è noto nell'Appennino come relitto di epoche glaciali. Le due specie di *Maraenobiotus* (*M. vej dovskyi* e *M. v. truncatus*), sono state rinvenute anche da STOCH (2000-2005) in habitat crenali ed epiritrali di alta quota.

Fra gli Arpacticoidi gli unici taxa stigobionti ritrovati sono *Elaphoidella pseudophreatica* e *Parastenocaris* sp.. Il primo raggiunge con probabilità le sorgenti risalendo dalle acque freatiche; questo taxon è ampiamente distribuito in grotte prealpine (STOCH & TOMASIN, 2002) e, in misura minore, nell'Appennino centrale (STOCH, 2000-2005); recentemente è stato segnalato anche nelle sorgenti salse di Poiano (STOCH *et al.*, 2009). *Parastenocaris* sp. appartiene alla famiglia Parastenocarididae, esclusiva di acque sotterranee, quasi cosmopolita e frammentata in un elevato numero di specie a distribuzione molto limitata (DUSSART & DEFAYE, 1990). Sfortunatamente sono state raccolte solo femmine, mentre le caratteristiche tassonomiche necessarie per l'identificazione a livello di specie sono presenti nei maschi.

Tab. 11. Elenco e numero totale di taxa di Copepodi raccolti (colonna A: numero di individui) e segnalazioni da altri studi in sistemi sorgentizi alpini e prealpini (B: MEZZANOTTE & SAMBUGAR, 2004; C: CREMA et al., 1996; D: STOCH, 2006; E: STOCH, 1993; 2003; F: STOCH, 1998b; G: STOCH & TOMASIN, 2002), dell'Appennino centrale (H, massiccio della Maiella: DI LORENZO et al., 2003; I, Massiccio del Gran Sasso-Monti della Laga: PESCE et al., 1995; PESCE, 1996; GALASSI, 1997; GALASSI & DE LAURENTIIS, 1997a; b; D'AMBROSIO et al., 2003; FIASCA et al., 2004) e settentrionale (J, Val Secchia: STOCH et al., 2009). Le caratteristiche ecologiche di ciascun taxa sono riportate nella colonna K (ss: stigoseno; sf: stigofilo; sb: stigobionte). Le specie endemiche per l'Italia sono contrassegnate da un asterisco.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Harpacticoida											
<i>Attheyella (Attheyella) crassa</i>	1	+	+	+			+	+	+	+	ss
<i>A. (A.) wierzejskii</i>			+	+	+	+					ss
<i>A. (Brehmiella) paranaphthalica</i>								+	+		sf
<i>Bryocamptus (Arcticocamptus) alpestris</i>	1			+							ss
<i>B. (A.) abnobensis</i>											ss
<i>B. (A.) cuspidatus</i>	52		+	+		+					ss
<i>B. (A.) rhaeticus</i>			+	+	+	+					ss
<i>B. (A.) vandouwei</i>	4										ss
<i>B. (Bryocamptus) minutus</i>									+		ss
<i>B. (B.) pygmaeus</i>	82		+	+	+	+	+	+	+	+	ss
<i>B. (Limocamptus) echinatus</i>	3	+	+	+	+	+		+	+	+	sf
<i>B. (Rheocamptus) tatrensis</i>	16	+	+	+	+	+	+			+	ss
<i>B. (R.) typhlops</i>								+	+	+	sf
<i>B. (R.) zschokkei</i>	187	+	+	+		+		+	+		ss
<i>Ceuthonectes serbicus</i>		+					+				sb
<i>Echinocamptus pilosus</i>					+						sf
<i>Elaphoidella cvetkai</i>					+				+		sb
<i>E. mabelae</i>									+		sb
<i>E. elaphoides</i>								+			sb
<i>E. gracilis</i>									+		ss
<i>E. phreatica</i>					+						sf
<i>E. pseudophreatica</i>	1						+			+	sb
<i>E. plutonis</i>									+		sb
<i>Epactophanes richardi</i>	46		+		+				+	+	sf
<i>Hypocamptus brehmi</i>	3			+					+		ss
<i>Maraenobiotus vej dovskiy</i>	1				+						sf
<i>M. v. truncatus</i>	4				+						sf
<i>M. zschokkei</i>				+							sf
<i>Moraria alpina</i>				+		+					sf
<i>M. poppei</i>	3		+	+	+	+	+	+	+	+	sf
<i>M. stankovitchi</i>	1				+		+	+			sf
<i>M. cf. brevipes</i>			+								sf
<i>Nitocra hibernica</i>									+		ss
<i>Nitocrella kunzi</i>								+	+		sb
<i>N. pescei</i>									+		sb
<i>N. psammophila</i>							+			+	sb
<i>Paracamptus schmeili</i>		+							+		ss
<i>Parapseudoleptomesochra italica</i>									+		sb
<i>Parastenocaris lorenzae</i>									+		sb
<i>P. glacialis</i>									+		sb

Tab. 11 (segue).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Harpacticoida											
<i>Parastenocaris crenobia</i>								+			sb
<i>Pseudectinosoma reductum</i>									+		sb
<i>Simplicaris lethaea</i>									+		sb
Cyclopoida											
<i>Acanthocyclops agamus</i>								+			sb
<i>A. hispanicus</i>					+						ss
<i>A. kieferi</i>							+			+	sb
<i>A. sp. aff. orientalis</i>										+	sb
<i>A. robustus</i> (*)							+				ss
<i>A. aff. trajani</i>	4										ss
<i>A. vernalis</i>			+								ss
<i>Diacyclops bisetosus</i>	21									+	ss
<i>D. clandestinus</i>									+		sb
<i>D. hypnicola</i>									+		sf
<i>D. italianus</i>										+	sb
<i>D. sp. gr. languidoides</i>										+	sb
<i>D. paolae</i>		+						+	+		sb
<i>D. paralanguidoides</i>								+	+		sb
<i>D. ruffoi</i>							+				sb
<i>Ectocyclops phaleratus</i>									+		ss
<i>Eucyclops serrulatus</i>	1		+	+		+	+		+		ss
<i>E. gr. subterraneus</i>									+		sb
<i>Graeteriella unisetigera</i>				+						+	sb
<i>Macrocyclops albidus</i>							+		+		ss
<i>M. fuscus</i>				+					+		ss
<i>Megacyclops viridis</i>	3								+	+	ss
<i>Microcyclops varicans</i>									+		ss
<i>Paracyclops fimbriatus</i>			+		+			+	+		ss
<i>P. imminutus</i>	5	+		+	+	+	+			+	ss
<i>Speocyclops demetiensis</i>					+						sb
<i>S. infernus</i>							+				sb
<i>S. sp. gr. infernus</i>										+	sb
<i>S. troglodytes</i>					+						sb
<i>Tropocyclops prasinus</i>									+		ss
N. taxa	20	9	13	17	16	11	15	15	36	18	

(*) Secondo MIRABDULLAYEV & DEFAYE (2002; 2004), che riesaminarono il materiale del complesso di specie *A. robustus*, solo ritrovamenti in corpi idrici di Scandinavia, Canada e regioni settentrionali degli Stati Uniti possono essere attribuiti alle specie nominali. Ritrovamenti di *A. robustus* in Eurasia (Scandinavia esclusa) sono da attribuire ad *A. trajani* o *A. einslei* MIRABDULLAYEV & DEFAYE, 2004.

Gli esemplari di *Parastenocaris* sp. raccolti risultano tuttavia essere più affini a *P. cf. glacialis* NOODT, 1954, una specie raccolta a quote elevate sul versante meridionale della stessa area appenninica considerata in questo studio (COTTARELLI *et al.*, 2007).

Alcuni taxa di Ciclopoidi raccolti (*Acanthocyclops* aff. *trajani*, *Eucyclops serrulatus*, *Megacyclops viridis* e *Diacyclops bisetosus*), sono crenosseni e ubiquitari, ampiamente distribuiti in pozze e laghi dell'area di studio (MORONI & BELLAVERE, 2001); altri, come *Paracyclops imminutus*, sono

reofili ed adattati alla vita nelle acque correnti. Dal confronto con altri studi sulle sorgenti effettuati a livello italiano (Tab. 11), *Diacyclops bisetosus* è stato segnalato esclusivamente nell'Appennino reggiano (STOCH *et al.*, 2009).

I muschi rappresentano l'habitat più ricco di Copepodi; tutti i taxa di Arpacticoidi e Ciclopoidi sono stati raccolti su questi substrati, ad eccezione di *Bryocamptus (L.) echinatus*, *E. pseudophreatica* e *Moraria stankovitchi*. Esclusivi dell'habitat muscicolo, e non raccolti mediante trappole o tubi, sono gli Arpacticoidi *B. (R.) tatrensis*, *B. (A.) alpestris*, *Maraenobiotus vej dovski*, *M. v. truncatus*, *Moraria poppei*, *Epactophanes richardi*, *Attheyella crassa* e il Ciclopoide *Eucyclops serrulatus*.

Tab. 12. Elenco e numero totale di taxa di Ostracodi raccolti (colonna A: numero di individui) e segnalazioni da altri studi effettuati in sistemi sorgentizi alpini e prealpini (B: CREMA *et al.*, 1996; C: D'ALBERTO & SAMBUGAR, 1998; D: MEZZANOTTE & SAMBUGAR, 2004; E: MEISCH, 2006) e dell'Appennino settentrionale (F: STOCH *et al.*, 2009).

	A	B	C	D	E	F
Ostracoda						
<i>Candona candida</i>					+	
<i>C. neglecta</i>	4	+		+	+	
<i>C. gr. neglecta</i>	2					
<i>C. cf. lindneri</i>	2					
<i>Cavernocypris subterranea</i>		+	+		+	
<i>Cryptocandona vavrai</i>	1	+				
<i>Cyclocypris helocrenica</i>		+				
<i>C. ovum</i>					+	
<i>Cypria ophthalmica</i>		+				
<i>C. ophthalmica</i> forma <i>lacustris</i>					+	
<i>Eucypris pigra</i>		+			+	
<i>Fabaeformiscandona</i> sp.				+		
<i>F. brevicornis</i>					+	
<i>F. tyrolensis</i>					+	
<i>Mixtacandona</i> sp.						+
<i>Potamocypris fallax</i>		+			+	
<i>P. fulva</i>	3	+	+		+	+
<i>P. pallida</i>	4	+			+	
<i>P. similis</i>						+
<i>P. zschokkei</i>		+			+	
<i>Pseudocandona albicans</i>		+			+	+
<i>P. cf. albicans</i>	1					
<i>P. cf. marchica</i>	5					
<i>P. rostrata</i>	2					
<i>Pseudolimnocythere</i> cf. <i>hypogea</i>	1					
<i>Pseudolimnocythere</i> sp.						+
<i>Psychrodromus betharrami</i>		+		+	+	
<i>P. cf. betharrami</i>	5					
<i>P. fontinalis</i>	2				+	
<i>P. olivaceus</i>	84			+	+	+
<i>Scottia pseudobrowniana</i>					+	
Cyprididae n.i.		+				
N. taxa	13	13	2	4	17	6

Complessivamente sono stati raccolti 13 taxa di Ostracodi, riconducibili a quattro famiglie e sei generi (Tab. 12). *Psychrodromus olivaceus* è la specie più abbondante, nonostante sia stata rinvenuta solo nelle sorgenti BIA_1 e CIR_2. Insieme a *P. fontinalis* e *P. cf. betharrami*, è tipica di sorgenti, polle sorgive e diversi habitat sotterranei (BALANÁS *et al.*, 1993; MEISCH, 2000). Fra i taxa a simile distribuzione sono presenti anche *Cryptocandona vavrai*, *Potamocypris fulva* e *P. pallida* (DOLE-OLIVIER, 1998; MEISCH, 2000; GEORGE & MARTENS, 2002). Alcuni generi ritrovati in sistemi sorgentizi alpini e prealpini (*Cavernocypris*, *Cyclocypris*, *Cypria*, *Eucypris*, *Fabaeformiscandona* e *Scottia*, quest'ultimo comprendente specie semi-terrestri) non sono stati raccolti nelle sorgenti del Parco dei Cento Laghi; il genere *Pseudolimnocythere* è esclusivo degli Appennini settentrionali, ed è stato raccolto da STOCH *et al.* (2009) nelle sorgenti di Poiano.

L'uso di differenti tecniche di campionamento ha permesso la raccolta di organismi rappresentativi della fauna a microcrostacei locale. In particolare, gli Arpacticoidi sono abbondanti nei muschi, mentre gli Ostracodi sono prevalenti nelle trappole. I Ciclopoidi sono piuttosto rari e sono stati raccolti con entrambi i metodi senza particolari differenze nelle abbondanze. Le tre specie di Arpacticoidi più abbondanti, tutte appartenenti al genere *Bryocamptus*, sono state raccolte in modo analogo sia nei muschi che tramite le trappole. I tubi da drift hanno consentito la raccolta di soli tre esemplari di Copepodi: lo stigobionte *Elaphoidella pseudophreatica*, l'eustigofilo *Moraria stankovitchi* (classificato principalmente come stigobionte ma rinvenuto anche in ambienti di sorgente; STOCH & TOMASIN, 2002) e *Diacyclops bisetosus*, un Copepode tipico di acque superficiali ritrovato frequentemente anche in habitat sotterranei (es. MOLDOVAN *et al.*, 2001; MALARD *et al.*, 2003; MASCIOPINTO *et al.*, 2006).

5.2 Monitoraggio stagionale

In questa sezione, per semplicità, i nomi delle sorgenti (BIA_1, CIR_2, LGD_2, VEZ_1) sono abbreviati in BIA, CIR, LGD, VEZ. Il contenuto di questo capitolo è stato incluso in BOTTAZZI *et al.* (in revisione; All. 5).

5.2.1 Caratteristiche fisico-chimiche

I parametri idrochimici relativi alle quattro sorgenti sottoposte a monitoraggio stagionale sono riportati in Tab. 4. Le sorgenti sono caratterizzate da una relativa stabilità temporale; gli andamenti relativi a temperatura (Fig. 3), pH (Fig. 4), conducibilità (Fig. 5) e concentrazione di azoto nitrico (Fig. 6) sono riportati nei grafici sottostanti.

Le sorgenti presentano caratteristiche idrochimiche differenti (one-way MANOVA, $F=9.81$, $p<0.001$); in particolare, temperatura e conducibilità differiscono in modo significativo (temperatura: BIA-LGD: $p=0.02$; CIR-LGD: $p=0.002$; conducibilità: BIA-LGD, BIA-VEZ, CIR-LGD, CIR-VEZ: $p<0.001$; Tukey test).

Le variazioni stagionali di temperatura all'interno della stessa sorgente sono comprese fra 1.1 e 1.5 °C in tre sorgenti (BIA, CIR, VEZ) e comunque non superano i 3.4 °C (LGD), a testimonianza dell'origine profonda delle acque che non risentono in modo significativo dell'andamento delle

temperature in superficie. I valori di pH presentano oscillazioni stagionali analoghe nelle quattro sorgenti, con valori minimi in autunno e massimi nelle stagioni estiva ed invernale. I valori di conducibilità si mantengono relativamente costanti durante l'anno a BIA e CIR, con differenze massime stagionali di rispettivamente 9 e 6 $\mu\text{S cm}^{-1}$; le restanti due sorgenti presentano oscillazioni lievemente più marcate (29 e 78 $\mu\text{S cm}^{-1}$ rispettivamente a LGD e VEZ).

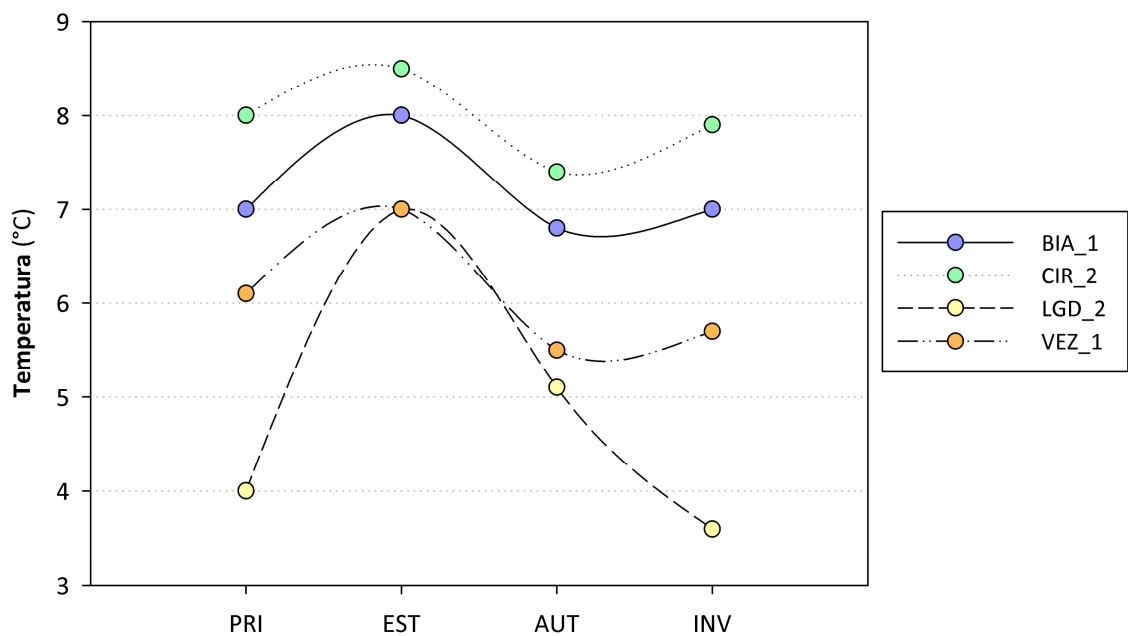


Fig. 3. Andamenti stagionali delle temperature.

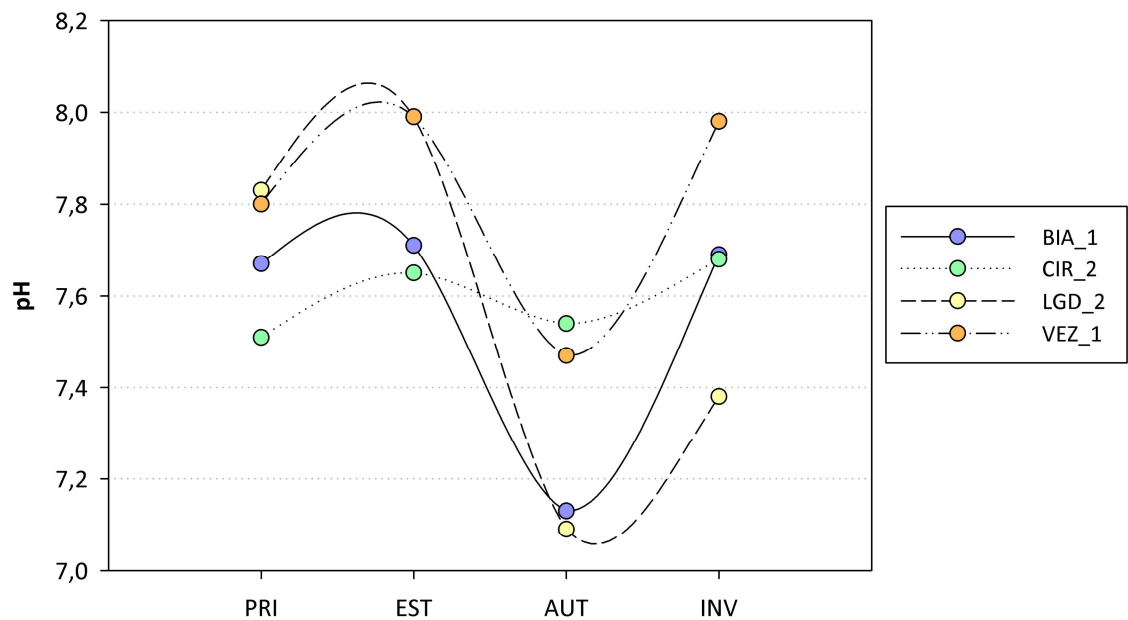


Fig. 4. Andamenti stagionali dei valori di pH.

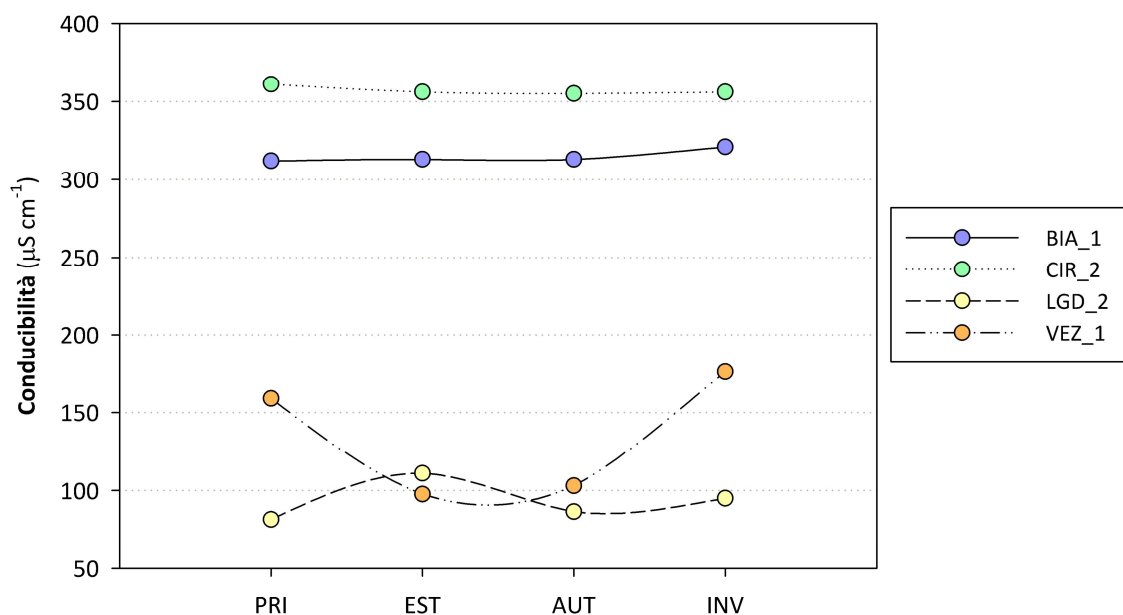


Fig. 5. Andamenti stagionali dei valori di conducibilità.

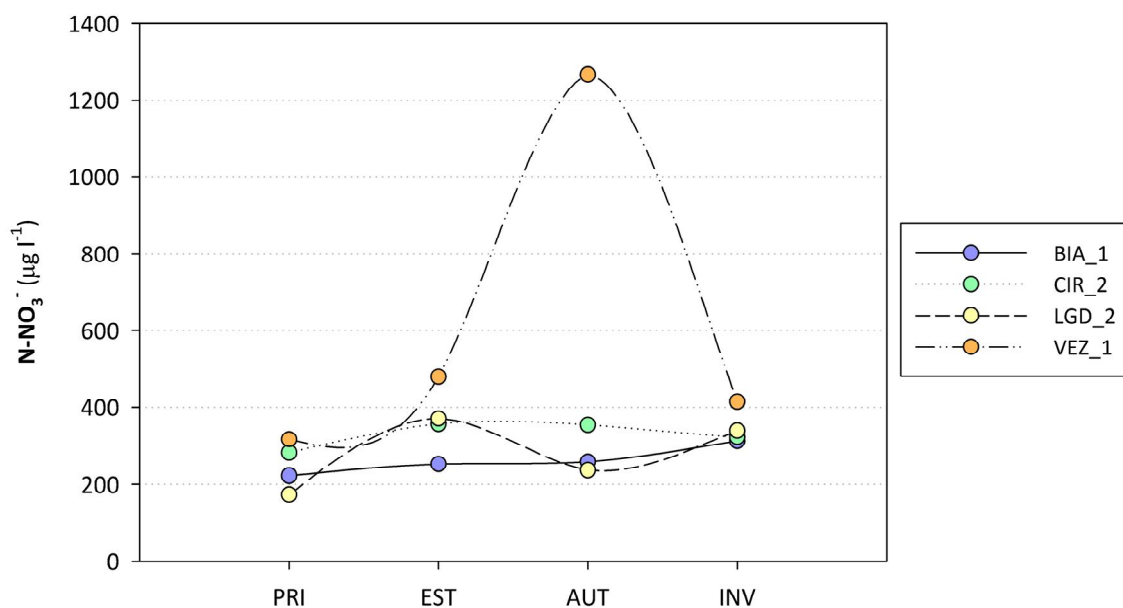


Fig. 6. Andamenti stagionali delle concentrazioni di azoto nitrico.

Anche gli andamenti stagionali della concentrazione di azoto nitrico sono costanti in tutte le sorgenti durante l'anno, ad eccezione di un picco di 1266 $\mu\text{g l}^{-1}$ registrato a VEZ in autunno. Questo significativo aumento delle concentrazioni è probabilmente dovuto all'elevato input di materia organica dissolta nelle acque sotterranee dovuto alle forti piogge stagionali registrate nel periodo.

I dati sembrano indicare, come già riportato da CANTONATI *et al.* (2006) per le sorgenti alpine, una correlazione inversa fra altitudine delle sorgenti e temperatura e conducibilità (Fig. 7). Nel grafico sono riportate le medie annue delle sorgenti BIA, LGD e VEZ, tutte circondate da formazioni boschive; la sorgente CIR è stata omessa poiché non confrontabile con le altre, essendo priva di ombreggiamento. Le rette di regressione di temperatura e conducibilità hanno, rispettivamente, un

R^2 pari a 0.673 e 0.732. Lo scarso numero di punti, tuttavia, non consente di considerare questo risultato come definitivo, rendendo necessarie ulteriori analisi per verificarne l'attendibilità.

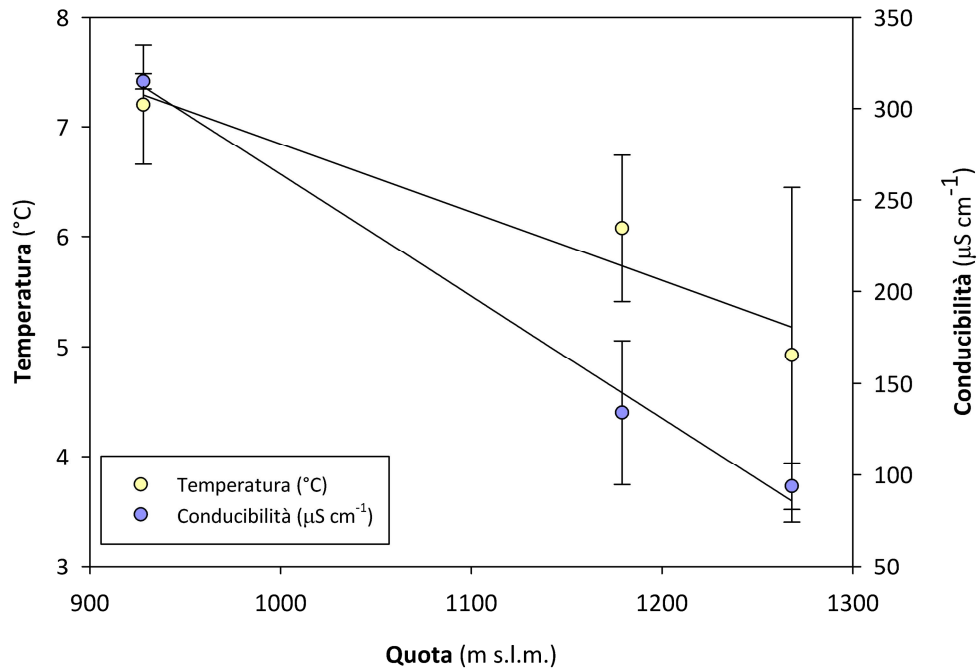


Fig. 7. Relazione quota - temperatura e conducibilità medie annue delle sorgenti BIA, LGD, VEZ.

Dal punto di vista idrochimico, le sorgenti si separano in due gruppi principali tramite la Cluster Analysis (Fig. 8); uno comprende BIA e CIR, mentre il secondo è formato da LGD e VEZ.

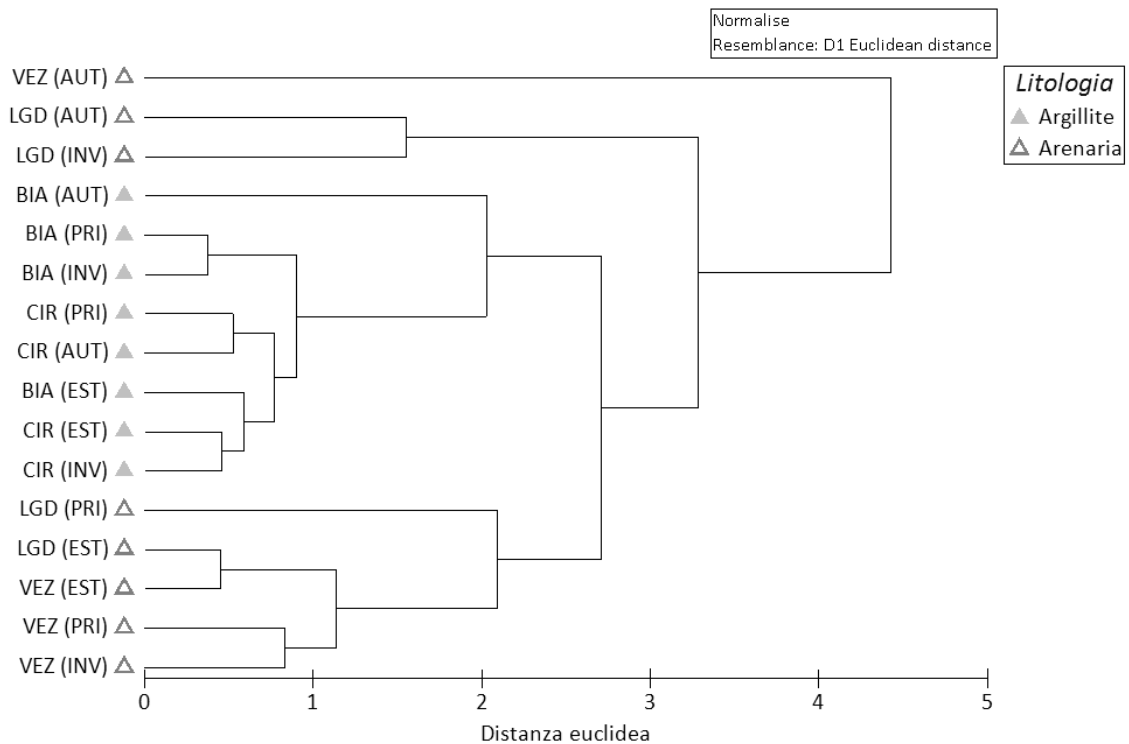


Fig. 8. Ordinamento delle sorgenti sottoposte a monitoraggio stagionale mediante Cluster Analysis, considerando i parametri idrochimici (T, pH, conducibilità, concentrazione di azoto nitrico).

I campioni relativi alle stagioni autunnale ed invernale raccolti a LGD formano un cluster separato a causa dei bassi valori di temperatura, pH e conducibilità rilevati. Il campione autunnale relativo a VEZ rimane isolato dagli altri, principalmente a causa dell'elevata concentrazione di azoto nitrico registrata nella stagione autunnale. I due cluster principali rispecchiano inoltre la litologia e la reciproca distanza delle sorgenti: LGD e VEZ, situate su substrati a macigno, si trovano a circa un chilometro di distanza l'una dall'altra; BIA e CIR sono caratterizzate invece, rispettivamente, da litologie ad argilliti e argilliti scistose e sono relativamente distanti dalle prime due sorgenti (BIA: 7.2-7.8 km; CIR: 4.3-3.4 km).

5.2.2 Caratterizzazione biologica

Il campionamento biologico ha portato alla raccolta di 3406 individui; come riportato precedentemente, per alcuni di essi non è stata possibile una classificazione certa a causa dello stadio precoce di sviluppo. Il numero di individui effettivamente identificati e considerati nelle successive elaborazioni è perciò ridotto a 3284, assegnati a 54 taxa. I risultati completi sono riportati in All. 6. Gli Ostracodi rappresentano il taxon più abbondante (49.0%), seguiti da Copepodi Arpacticoidi (20.9%) e Ditteri (17.3%).

I risultati del monitoraggio stagionale confermano le differenze nella raccolta dei diversi gruppi tassonomici mediante le tre metodologie di campionamento, descritte nel Par. 5.1.2. Le differenze nella composizione tassonomica dei campioni raccolti con i tre metodi sono altamente significative (one-way ANOSIM, fattore: metodo, global $R=0.41$, $p=0.001$). Attraverso il calcolo dell'indice di similarità di Bray-Curtis, è emerso che i campioni raccolti mediante trappole e muschi sono simili nelle quattro sorgenti (trappole=26.67, muschi=25.70); i campioni relativi ai tubi da drift sono invece più dissimili fra loro (9.00).

Ciascuna delle sorgenti presenta una comunità ad invertebrati ben definita. Ventotto taxa su 59 sono esclusivi di una sorgente, sebbene nove di essi siano stati rinvenuti nelle altre sorgenti non sottoposte a monitoraggio stagionale. CIR presenta la maggior diversità, con 31 taxa; diversità poco inferiori sono state riscontrate a BIA e LGD (29 taxa), mentre VEZ è caratterizzata dalla minor diversità, con solo 19 taxa. VEZ è l'unica sorgente nella quale non sono stati raccolti Ostracodi. LGD ospita la comunità ad invertebrati più distinta, con circa il 48% di taxa esclusivi; le percentuali relative a BIA, CIR e VEZ sono, rispettivamente, 24%, 12% e 16%.

La fauna bentonica risulta essere dominata da microcrostacei (Ostracodi a CIR e LGD; Arpacticoidi a VEZ) ed Insetti (prevalentemente larve di Ditteri Chironomidi) a BIA. In ciascuna delle sorgenti, inoltre, sono stati rinvenuti taxa crenobionti, crenofili ed ubiquitari.

L'Indicator Species Analysis (ISA) indica in *Bryocamptus pygmaeus* la specie maggiormente associata a VEZ; *Acanthocyclops* sp., *Megacyclops viridis* e *Potamocypis pallida* sono tipiche di LGD, *Psychrodromus olivaceus* di CIR; nessuna specie indicatrice è stata identificata per BIA. I Ditteri Chironomidi sono fortemente associati alla stagione primaverile, i Plecotteri con l'estate, gli Oligocheti con l'autunno e altri taxa di Ditteri per l'inverno.

La procedura RELATE ha evidenziato una relazione significativa (Spearman's $\rho=0.425$, $p<0.03$) fra la matrice di dati ambientali e i popolamenti biologici. Successivamente, mediante la procedura

BEST, è stato possibile indicare temperatura e pH come i parametri in grado di spiegare maggiormente i pattern delle comunità osservati (Spearman's $\rho=0.55$, $p<0.01$), mentre conducibilità e concentrazioni di azoto nitrico non sembrano avere particolare influenza nei confronti delle comunità stesse. Correlazioni negative con la temperatura sono state evidenziate per *B. tatrensis*, *Moraria alpina*, *M. poppei*, *Candona neglecta*, *C. cf. lindneri*, *Cryptocandona vavrai*, *Psychrodromus fontinalis*, *P. olivaceus*, *Lebertia* sp., *Bivalvia* sp., *Oligochaeta* sp. e correlazioni negative col pH sono emerse per *Tipulidae* sp.. *Epactophanes richardi* e *P. olivaceus* sono positivamente correlate con la conducibilità, mentre correlazioni positive con le concentrazioni di azoto nitrico sono risultate per *Parastenocaris* sp. e *P. olivaceus*.

Dinamiche stagionali dei popolamenti

Poiché solo in due delle quattro sorgenti è stato possibile posizionare i tubi, e i le briofite non erano presenti in ognuna delle stagioni, è stato deciso di utilizzare esclusivamente i dati relativi alle trappole per descrivere le dinamiche stagionali dei popolamenti ad invertebrati. Queste sono state infatti utilizzate in tutti i campionamenti, ad eccezione della stagione estiva a VEZ, dove non è stato possibile il loro posizionamento a causa delle ridotte portate. In Tab. 13 sono riportate le abbondanze degli invertebrati, divisi per grandi gruppi, raccolti mediante trappole in ciascuna sorgente nelle diverse stagioni di campionamento.

Le variazioni stagionali nella composizione delle comunità sono significative (one-way ANOSIM, fattore: stagione, global $R=0.300$, $p<0.01$); CIR è la sorgente meno variabile nel corso dell'anno, mentre LGD presenta le variazioni stagionali più accentuate.

A BIA i Ditteri sono il taxon più abbondante, seguiti dagli Irudinei; mentre questi Insetti sono dominanti in primavera ed estate, in autunno e inverno la comunità è dominata dagli Irudinei. La maggior parte degli organismi raccolti a mediante trappole CIR appartiene agli Ostracodi; questi sono dominanti in tutte le stagioni considerate ad eccezione della primavera, dove prevalgono i Ditteri. La sorgente LGD ospita la comunità ad invertebrati complessivamente più equiripartita; in primavera i Ditteri sono il gruppo più abbondante, mentre nelle altre stagioni prevalgono gli Ostracodi. Gli Arpacticoidi sono predominanti a VEZ, seguiti dai Ditteri. Nella stagione primaverile i Ditteri sono il gruppo più rappresentato, insieme ai Plecotteri; in autunno ed inverno gli Arpacticoidi dominano invece la comunità. Mentre in autunno i Ditteri costituiscono circa il 25% degli organismi raccolti a VEZ, durante la stagione invernale essi sono praticamente assenti. In questa sorgente, inoltre, non sono mai stati raccolti Ciclopoidi, Ostracodi, Gasteropodi.

Complessivamente i popolamenti di Insetti sono caratterizzati da oscillazioni più ampie a livello stagionale, con abbondanze generalmente massime in primavera e minime in inverno, legate alle varie fasi del ciclo vitale che, per numerose specie, prevede la presenza di stadi larvali acquatici solo in determinati periodi dell'anno.

Tab. 13. *Abbondanze stagionali degli organismi raccolti mediante trappole nelle quattro sorgenti sottoposte a monitoraggio.*

BIA	PRI		EST		AUT		INV	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Harpacticoida	7	11.7	3	8.6	-	-	2	25.0
Cyclopoida	1	1.7	-	-	-	-	-	-
Ostracoda	1	1.7	-	-	-	-	-	-
Amphipoda	-	-	-	-	-	-	1	12.5
Collembola	1	1.7	-	-	-	-	-	-
Diptera	45	75.0	18	51.4	1	20.0	-	-
Plecoptera	3	5.0	6	17.1	-	-	-	-
Hirudinea	1	1.7	6	17.1	4	80.0	5	62.5
Mollusca	1	1.7	2	5.7	-	-	-	-
TOT.	60	100.0	35	100.0	5	100.0	8	100.0
CIR	PRI		EST		AUT		INV	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Harpacticoida	32	9.2	24	4.2	7	2.1	8	2.3
Cyclopoida	2	0.6	8	1.4	1	0.3	4	1.2
Ostracoda	143	41.0	489	86.5	300	91.7	314	91.0
Hydracarina	1	0.3	-	-	2	0.6	-	-
Diptera	162	46.4	23	4.1	5	1.5	1	0.3
Plecoptera	2	0.6	5	0.9	8	2.4	4	1.2
Trichoptera	2	0.6	2	0.4	-	-	3	0.9
Hirudinea	5	1.4	13	2.3	1	0.3	5	1.4
Nematoda	-	-	1	0.2	-	-	-	-
Mollusca	-	-	-	-	3	0.9	6	1.7
TOT.	349	100.0	565	100.0	327	100.0	345	100.0
LGD	PRI		EST		AUT		INV	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Harpacticoida	1	0.7	47	23.7	1	5.3	-	-
Cyclopoida	6	4.3	39	19.7	1	5.3	13	37.1
Ostracoda	22	15.8	91	46.0	6	31.6	18	51.4
Hydracarina	2	1.4	-	-	-	-	-	-
Collembola	-	-	-	-	-	-	1	2.9
Diptera	91	65.5	15	7.6	2	10.5	-	-
Plecoptera	-	-	2	1.0	-	-	-	-
Trichoptera	-	-	3	1.5	3	15.8	-	-
Hirudinea	-	-	-	-	1	5.3	3	8.6
Oligochaeta	-	-	-	-	4	21.1	-	-
Mollusca	17	12.2	1	0.5	1	5.3	-	-
TOT.	139	100.0	198	100.0	19	100.0	35	100.0
VEZ	PRI		EST		AUT		INV	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Harpacticoida	6	8.8	-	-	17	50.0	142	97.3
Diptera	47	69.1	-	-	9	26.5	-	-
Plecoptera	13	19.1	-	-	-	-	1	0.7
Trichoptera	-	-	-	-	2	5.9	1	0.7
Hirudinea	2	2.9	-	-	1	2.9	2	1.4
Oligochaeta	-	-	-	-	5	14.7	-	-
TOT.	68	100.0	-	-	34	100.0	146	100.0

Meiofauna permanente

La meiofauna permanente raccolta è rappresentata da Copepodi, Ostracodi e Idracari. Questi organismi sono dominanti in tutti i microhabitat sorgentizi indagati, rappresentando rispettivamente il 62%, 80% e 51% degli organismi raccolti mediante trappole, tubi da drift e muschi; la macrofauna, costituita prevalentemente da Insetti, è rispettivamente il 38%, 20% e 37%. La meiofauna permanente è particolarmente abbondante in CIR (83% degli organismi totali, per la maggior parte Ostracodi), seguita da LGD e VEZ (68% in entrambe le sorgenti); BIA è la sorgente meno ricca (36%). Fra questi organismi, le specie più abbondanti sono gli Arpacticoidi *Bryocamptus zschokkei* (numero medio di individui per trappola=2; muschi=14); e *B. pygmaeus* (1 individuo per trappola, 5 nei muschi) e l'Ostracode *P. olivaceus* (20 Ind./trappola, 17 Ind./muschi). I Ditteri Chironomidi sono il taxon di Insetti più abbondante (7 Ind./trappola, 6 Ind./muschi).

Le trappole hanno principalmente consentito la raccolta di Chironomidi, Ostracodi, Ditteri, Arpacticoidi crenofili e Gasteropodi, mentre non vi sono stati rinvenuti Arpacticoidi stigobionti. I muschi ospitano soprattutto Arpacticoidi crenofili, Ostracodi, Plecotteri e Chironomidi, mentre sono assenti Tricotteri crenobionti e Arpacticoidi crenosseni e stigobionti. All'interno dei tubi da drift sono maggiormente presenti Arpacticoidi crenofili, Chironomidi e Plecotteri. L'ISA indica che *Megacyclops viridis* è discriminante nei confronti dell'habitat bentonico (trappole), *Elaphoidella pseudophreatica* e *Moraria stankovitchi* sono associate maggiormente con le acque sotterranee (tubi da drift) e *Hygrobatas norvegicus* e *Bryocamptus tatrensis* lo sono con gli habitat muscicoli.

Sono stati raccolti in totale 763 Copepodi. Tutti gli Arpacticoidi appartengono alla famiglia Canthocamptidae, ad eccezione di *Parastenocaris* sp. (famiglia Parastenocarididae); tutti i Ciclopoidi appartengono invece alla famiglia Cyclopidae. Le comunità sono caratterizzate dalla presenza di specie crenossene e crenofile; le crenossene sono rappresentate da organismi bentonici, stigofili e stigobionti. Fra i crenofili si sottolinea la presenza dello stigobionte *E. pseudophreatica*, specie raccolta mediante tubi da drift e tipica delle acque sotterranee.

Nello studio sono stati identificati 1518 Ostracodi adulti, appartenenti a 11 taxa e 6 generi. Quattro sono le famiglie presenti: Candonidae, Ilyocyprididae, Cyprididae e Loxoconchidae. La maggiore diversità è stata riscontrata a LGD che ospita 9 taxa di Ostracodi, dei quali 5 esclusivi di questa sorgente (*Candona neglecta*, *C. gr. neglecta*, *Cryptocandona vavrai*, *Psychrodromus fontinalis* e *Potamocypris pallida*). Sette taxa sono stati raccolti a CIR, due dei quali esclusivi (*Ilyocypris bradyi* e *Pseudolimnocythere* cf. *hypogea*). Solo tre specie di Ostracodi sono stati raccolti a BIA, ma nessuno di essi è esclusivo di questa sorgente; come già riportato, la comunità di VEZ risulta essere invece totalmente priva di questi organismi. Tutti i taxa raccolti sono crenofili, ad eccezione di *P.* cf. *hypogea* che è potenzialmente stigobionte, e sono stati raccolti mediante le trappole ad eccezione di *Psychrodromus betharrami* e *P.* cf. *betharrami* (anche nei muschi) e *Ilyocypris bradyi* (solo nei muschi).

Gli Idracari (Hydrachnidia) rappresentano uno dei taxon sorgentizi più diversi e specializzati (DI SABATINO *et al.*, 2000; 2003); tuttavia, solo 79 individui appartenenti a 4 specie sono stati raccolti nello studio. La maggior parte degli Idracari è stata raccolta mediante il lavaggio di muschi, mentre solo pochi di essi erano presenti nelle trappole, e nessuno nei tubi da drift. Tutte le specie raccolte sono crenobionte: *Partnunia aprutina*, ritrovata nei muschi di BIA, è un raro crenobionte che sinora

era stato segnalato solo nei sistemi sorgentizi dell'Appennino centrale, sul Gran Sasso (CICOLANI *et al.*, 1996; GERECKE, 1996; DI SABATINO *et al.*, 2009b). *Sperchon thienemanni* e *Hygrobatas norvegicus* presentano una distribuzione più ampia e sono stati segnalati in numerose sorgenti reocreniche di Europa centrale, Alpi ed Appennino meridionale (DI SABATINO *et al.*, 2003). Per le deutoninfe appartenenti al genere *Lebertia* non è stata possibile una identificazione a livello specifico; tuttavia, alcuni caratteri riscontrati hanno consentito l'attribuzione di questi individui al sottogenere *Hexalebertia*, rappresentato da specie legate esclusivamente agli habitat sorgentizi. A BIA sono state raccolte tre specie di Idracari, a CIR e LGD due, mentre nessuna specie è presente a VEZ.

Relazioni fra caratteristiche dell'habitat e comunità

Per la ricerca di relazioni tra caratteristiche delle sorgenti e popolamenti di invertebrati è stato utilizzato l'ISA. È stato scelto di utilizzare i dati relativi ai campionamenti nelle quattro diverse stagioni poiché è stato evidenziato che composizione e abbondanze delle comunità risentono fortemente di dinamiche di tipo stagionale. Inoltre, poiché soprattutto gli organismi appartenenti alla meiofauna permanente sono responsabili della maggior diversità fra le sorgenti, e l'identificazione di altri gruppi di invertebrati (es. Insetti) è affetta da una certa disomogeneità a livello tassonomico, per la ricerca di relazioni con le caratteristiche dell'habitat sono stati utilizzati esclusivamente i dati relativi alle abbondanze di Copepodi, Ostracodi e Idracari raccolti mediante trappole. Le variabili ambientali sono stati considerati sono riportate in Tab. 10.

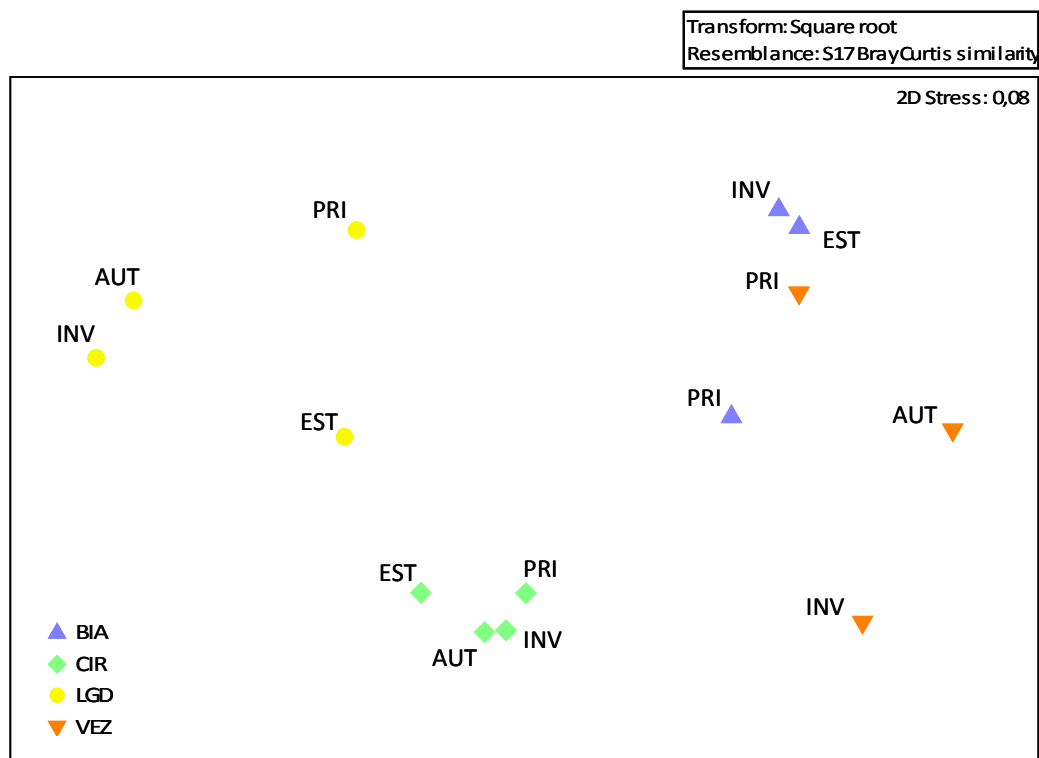


Fig. 9. NMDS relativo ai popolamenti stagionali di microcrostacei e Idracari nelle quattro sorgenti sottoposte a monitoraggio (PRI: primavera; EST: estate; AUT: autunno; INV: inverno).

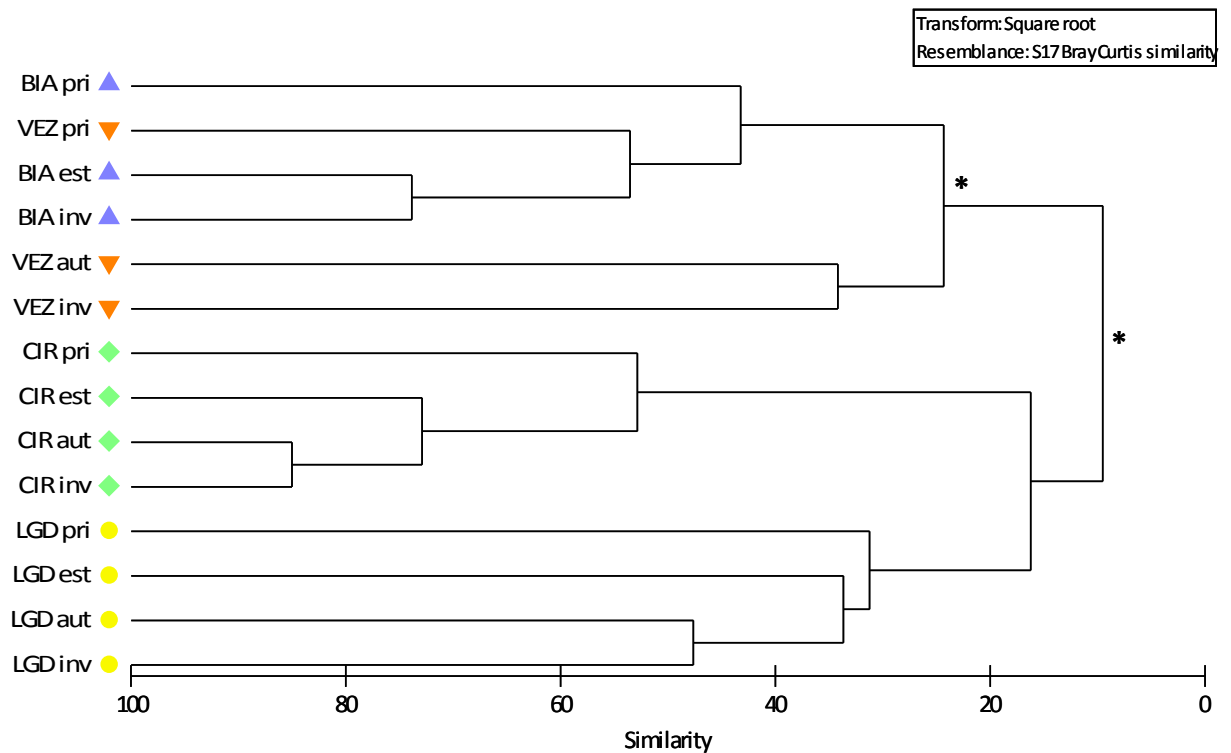


Fig. 10. Cluster Analysis relativa ai popolamenti stagionali di Crostacei e Idracari nelle quattro sorgenti sottoposte a monitoraggio (* = $p < 0.05$, SIMPROF test).

Le analisi confermano, innanzitutto, le differenze fra le comunità di meiofauna permanente presenti nelle quattro sorgenti (one-way ANOSIM, fattore: sorgente, global $R = 0.892$, $p = 0.001$), come riportato in Fig. 9 e Fig. 10 (l'informazione relativa al campione autunnale di BIA è assente poiché in questa stagione non è stata raccolta meiofauna).

Tab. 14. Risultati dell'ISA: caratteristiche degli habitat sorgentizi ed eventuali specie indicatrici individuate dall'analisi. (Tipo: tipologia sorgente; Lit: litologia; Exp: esposizione; Ill %: illuminazione percentuale; % org: percentuale di substrato organico; Flusso: tipologia di flusso; Q: portate ($l s^{-1}$); Vel: velocità di corrente ($cm s^{-1}$). RL: sorgente reolimnocrena; T: flusso turbolento).

Specie	Tipo	Lit	Quota	Exp	Ill %	% org	Flusso	Q	Vel
<i>B. echinatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1-3	-
<i>B. pygmaeus</i>	-	-	-	-	-	-	T	-	-
<i>H. brehmi</i>	-	-	-	-	-	-	T	-	-
<i>A. cf. orientalis</i>	RL	-	1200-1400	-	-	-	-	-	-
<i>M. viridis</i>	RL	-	1200-1400	NE	-	-	-	1-3	<25
<i>P. pallida</i>	RL	-	-	-	-	50-75	-	-	-
<i>P. betharrami</i>	-	-	-	NE	-	-	-	1-3	<25
<i>P. olivaceus</i>	-	Argilliti	-	-	0	0-25	-	-	-

L'Indicator Species Analysis (ISA) indica che sono soprattutto Copepodi Ciclopoidi e Ostracodi a presentare affinità con le caratteristiche dell'habitat (Tab. 14); in particolare, *M. viridis* è risultata essere specie indicatrice per ben cinque tipologie ambientali. Nessuna specie è invece stata identificata come indicatrice nei confronti di altri parametri quali bacino orografico di appartenenza e variabilità di illuminazione su base annua.

Bryocamptus echinatus è una specie substigofila, ma non nettamente crenofila, molto comune nelle sorgenti, nelle acque sotterranee ed occasionalmente lungo le rive dei laghi alpini (STOCH *et al.*, 2009), presente in prevalenza (ma non esclusivamente) nelle sorgenti a quota meno elevate nelle Alpi (STOCH, 2006). Questa specie è ubiquitaria e ad ampia distribuzione in Europa, dove vive in sorgenti, ruscelli, grotte, ambiente interstiziale e muschi (STOCH, 1998); in Italia è stata rinvenuta anche in grotte del Friuli (STOCH, 1993; GASPARO *et al.*, 2001) come substigofila (STOCH, 2004). Nelle sorgenti studiate questo Arpacticoide risulta essere indicatore di ambienti con ridotte velocità di corrente. *Bryocamptus pygmaeus* è una specie oloartica, ad ampia valenza ecologica, frequente nelle acque sotterranee, nei muschi e nel suolo umido (STOCH *et al.*, 2009). Questo Copepode è ubiquitario e ad ampia distribuzione in Europa, Nord America e Africa; non è legato ad ambiente di sorgente, sebbene in essi venga rinvenuto con una certa frequenza (STOCH, 1993; 1998b). L'ISA indica *B. pygmaeus* come specie indicatrice della presenza di flussi turbolenti, confermando l'elevata tolleranza di questo organismo nei confronti delle più eterogenee condizioni ambientali. Il genere *Hypocamptus* è rappresentato da specie frigidoterme, delle quali tre sono presenti in Italia. *Hypocamptus brehmi*, segnalato anche nelle sorgenti del Sud Tirolo (STOCH, 2006), è noto per gli Appennini come specie relictiva di epoca glaciale; tollerante nei confronti delle variazioni termiche, è presente in habitat iporreici di media montagna e nel benthos di riva in laghi d'alta quota (COTTARELLI *et al.*, 2002). Analogamente a *B. pygmaeus*, nelle sorgenti indagate anche questo Arpacticoide è indicatore di flussi turbolenti, che rappresentano condizioni simili a quelle di torrenti di alta quota di cui il genere è caratteristico, sebbene sia stato sinora riportato per ambienti ad acque tendenzialmente più ferme. *Acanthocyclops* sp. aff. *orientalis* è un taxon stigobio, rinvenuto abbondantemente soprattutto in acque sotterranee ed ambienti iporreici della Val Secchia (STOCH, 2001; STOCH *et al.*, 2009); si tratta di una forma nuova per la scienza, attualmente in fase di descrizione (STOCH & BRUNO, *subm.*). L'analisi ha evidenziato che questo taxon presenta affinità nei confronti di sorgenti reolimnocrone di media altitudine, anche se essendo stato rinvenuto solo nella sorgente LGD il risultato è affetto da un evidente bias. Il Ciclopoide *Megacyclops viridis* è ampiamente diffuso in acque superficiali, stagnanti o lievemente fluenti, ma anche in ambienti sotterranei (STOCH, 1997). L'ampia valenza ecologica sembra confermata dall'ISA che lo denota come specie indicatrice nei confronti di diverse tipologie ambientali.

L'Ostracode *Potamocypris pallida* è una specie eucrenofila ampiamente distribuita in Europa, rinvenuta comunemente anche nelle sorgenti del parco Adamello-Brenta (STOCH, 1998b). Nelle sorgenti appenniniche studiate essa risulta specie indicatrice di sorgenti reolimnocrone con substrato organico particolarmente abbondante. *Psychrodromus betharrami* è una specie diffusa nel versante meridionale di Alpi e Pirenei e nella Spagna settentrionale, rinvenuta frequentemente nelle sorgenti dell'arco alpino (CREMA *et al.*, 1996; STOCH, 1998b), che presenta affinità nei confronti di ridotte portate e velocità di corrente. *Psychrodromus olivaceus* è una specie generalmente associata a sorgenti o polle sorgive caratterizzate da acque fredde e basse velocità di corrente (BALTANÁS, 1992; BALTANÁS *et al.*, 1993; MEISCH, 2000). Negli ambienti indagate questo Ostracode rappresenta l'unica specie indicatrice di un particolare tipo di litologia (argilliti) e di condizioni di forte ombreggiamento, con preferenza nei confronti di sorgenti con basse percentuali di substrato organico.

5.3 Considerazioni di sintesi

Le caratteristiche fisico-chimiche delle 29 sorgenti complessivamente campionate presentano ampi range di temperatura, pH, conducibilità e concentrazioni di nutrienti inorganici, imputabili alla grande varietà di caratteristiche ambientali riscontrate nell'area di studio. Complessivamente, i dati idrochimici raccolti nelle diverse stagioni confermano la relativa stabilità temporale delle sorgenti (MINSHALL, 1968; ODUM, 1971; IVERSEN, 1976; IVERSEN *et al.*, 1978; BUTLER & HOBBS, 1982; CUSHING & WOLF, 1984; GLAZIER & GOOCH, 1987; GOOCH & GLAZIER, 1991), che verosimilmente è una conseguenza diretta della profondità dell'acquifero che le alimenta (WILHELM, 1956).

Le variazioni di temperatura annue, comprese fra 1.1 e 1.5 °C in tre delle quattro sorgenti campionate stagionalmente, sono in linea con quanto riportato da ERMAN & ERMAN (1995), che indicano in 2 °C il range di variazione annuale di temperature entro il quale è compresa la maggior parte delle sorgenti perenni. In autunno sono stati misurati valori di pH inferiori rispetto alle altre stagioni; ciò conferma quanto riportato in bibliografia, con valori minimi annuali di pH in corrispondenza delle stagioni più piovose (soprattutto in autunno), ed in particolare nelle sorgenti circondate da formazioni di conifere (PUHE & ULRICH, 1985; BREHM, 1986). La conducibilità è il parametro che presenta, in termini assoluti, la minore variabilità stagionale. I risultati sembrano indicare una possibile relazione inversa tra altitudine delle sorgenti e temperatura e conducibilità delle acque (CANTONATI *et al.*, 2006), ma la scarsità dei dati a disposizione impone una certa cautela nel formulare conclusioni a riguardo e richiede ulteriori attività di analisi. Le concentrazioni di azoto nitrico sono risultate significativamente maggiori in autunno rispetto alla primavera. Gli incrementi registrati sono con probabilità dovuti al periodo di intense piogge che ha preceduto i campionamenti autunnali, e che può aver determinato il percolamento di questi composti verso le falde. Nei soli mesi di ottobre e novembre 2007, infatti, sono state registrate piogge per un totale di 413.4 mm (pluviometro di Lagdei, fonte: <http://www.arpa.emr.it/sim>), pari a circa il 21% delle piogge annue totali (1902.2 mm).

Da sottolineare, nel complesso, è l'oligotrofia di queste sorgenti, e l'assenza di tracce evidenti di inquinamento da nutrienti inorganici; le concentrazioni di azoto ammoniacale e SRP non erano rilevabili rispettivamente in 44 campioni su 52 e in 34 campioni su 49. BREHM & MEIJERING (1996) indicano valori superiori a 30 µg l⁻¹ di azoto ammoniacale come indicativi di una situazione di inquinamento organico; delle sorgenti campionate, solo VOL_1 e POG_1 presentavano valori superiori a tale soglia (rispettivamente, 39 e 106 µg l⁻¹). Le due sorgenti in questione, tuttavia, presentavano forti tracce di calpestio da fauna selvatica (caprioli e cinghiali) le cui deiezioni possono aver determinato queste concentrazioni relativamente elevate. Oltre a questi effetti sulla qualità delle acque, la presenza di mammiferi di grandi dimensioni rappresenta una grave minaccia all'integrità delle sorgenti, poiché contribuisce al deterioramento di vegetazione, morfologia dell'habitat e struttura del suolo circostante (KAUFFMANN & KRUEGER, 1984; FLEISCHNER, 1994).

L'utilizzo di tre differenti metodologie di campionamento (trappole, lavaggio di muschi e tubi da drift) ha permesso di raccogliere una grande varietà di organismi presenti nei diversi microhabitat sorgentizi (DUMNICKA *et al.*, 2007). La presenza esclusiva di determinati taxa nei microhabitat bentonico, muscicolo e sotterraneo conferma la struttura a mosaico delle sorgenti, indicata ad esempio da ILLIES & BOTOSANEANU (1963) e WEIGAND (1998). Per caratterizzare in modo accurato le

comunità di organismi sorgentizi è necessario utilizzare contemporaneamente, ove possibile, le tre differenti metodologie in virtù della loro complementarità. Il posizionamento delle trappole secondo diversi orientamenti (con apertura in corrente o controcorrente), in particolare, consente di raccogliere invertebrati bentonici con diversi pattern di movimento (reotassi positiva o negativa). L'habitat muscicolo ospita elevate abbondanze di organismi (ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005); il numero di taxa raccolti nei muschi (50) è però analogo a quello rinvenuto, mediante trappole, nella zona bentica (53). La distribuzione dei taxa è solo parzialmente sovrapposta: ciascun microhabitat ospita infatti organismi esclusivi.

La maggior parte degli organismi campionati nelle sorgenti appartiene alla meiofauna. Particolarmente abbondanti e diversificati sono i microcrostacei (Copepodi Arpacticoidi e Ciclopoidi, Ostracodi), a conferma di quanto riportato da DOLE-OLIVIER *et al.* (2000). Nonostante numerosi studi in letteratura abbiano riscontrato la presenza di una grande quantità di macroinvertebrati nelle sorgenti (es. SMITH & WOOD, 2002; ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005; WOOD *et al.*, 2005; VON FUMETTI *et al.*, 2006, BARQUÍN & DEATH, 2009), nel presente studio essi rappresentano solo una piccola frazione degli organismi totali. Ciò può essere dovuto a fattori quali le limitate dimensioni fisiche degli ambienti sorgentizi considerati, che non sono in grado di supportare la presenza di popolamenti abbondanti, ed all'utilizzo di tecniche di campionamento non invasive, che intenzionalmente non hanno previsto il prelievo di campioni mediante retino Surber, allo scopo di preservare l'integrità di questi fragili biotopi.

Di particolare rilevanza è il ritrovamento di diversi taxa tipicamente crenobionti; fra questi, il Copepode Arpacticoido *Elaphoidella pseudophreatica*, diversi Idracari (*Partnunia aprutina*, *Hygrobates norvegicus*, *Sperchon thienemanni*, *Lebertia* sp.) e il Tricottero *Crunoecia* cf. *kempnyi*. Numerose sono anche le specie crenofile, fra cui gli Ostracodi *Candona* cf. *lindneri*, *Cryptocandona vavrai*, *Ilyocypris bradyi*, *Potamocypris pallida*, *Psychrodromus betharrami*, *P. fontinalis*, *P. olivaceus*. A distribuzione crenofila sono molti dei Copepodi Arpacticoidi identificati (*Bryocamptus* (*Limocamptus*) *echinatus*, *Epactophanes richardi*, *Maraenobiotus vej dovskyi*, *M. v. truncatus*, *Moraria poppei*, *M. stankovitchi*), mentre nessun Ciclopoide risulta essere particolarmente legato agli ambienti sorgentizi. Ad eccezione del sopracitato Tricottero *C. cf. kempnyi*, fra gli Insetti rinvenuti all'interno delle sorgenti nessuno presenta distinte affinità nei confronti di tali ambienti, appartenendo a taxa generalmente ubiquitari e molto diffusi.

La taxocenosi a Copepodi delle sorgenti investigate presenta forti affinità con quelle rinvenute nei sistemi alpini e prealpini, essendo caratterizzata da un ridotto numero di taxa stigobionti e/o endemici; d'altro canto, gli Appennini centrali ospitano una fauna a Copepodi diversificata e caratterizzata da un elevato numero di endemismi. Secondo STOCH (2003), la mancanza di specie stigobionti nelle sorgenti alpine, situate generalmente a quote elevate, può essere attribuita agli effetti delle glaciazioni del Quaternario. Le specie stigobionti infatti, tipiche ed esclusive dei sistemi di acque sotterranee, non sono state in grado di ricolonizzare queste aree nei periodi post-glaciali a causa delle loro ridotte capacità di dispersione (CREMA *et al.*, 1996), mentre le specie superficiali crenossene e crenofile hanno potuto ritornare negli ambienti sorgentizi (STOCH, 1998b). Tale ipotesi è confermata dalla mancanza di quei taxa endemici e stigobionti rinvenuti nelle sorgenti degli Appennini centrali, relitti di origine marina (es. *Pseudoectinosoma*) e di acque dolci (es. specie

appartenenti ai generi *Parastenocaris*, *Simplicaris*, *Elaphoidella*, *Nitocrella*, *Diacyclops*) (D'AMBROSIO *et al.*, 2003).

È significativo il ritrovamento, nella stagione autunnale, di un grande numero di Anfipodi Nifargidi stigobionti (*Niphargus* sp. aff. *puteanus*) nella sorgente MAC_1. La sorgente, al momento del campionamento, presentava portate ingenti a causa dell'elevata piovosità del periodo; è possibile ipotizzare che i flussi intensi abbiano trasportato questi organismi di origine sotterranea in superficie. Gli Anfipodi, inoltre, sono stati ritrovati prevalentemente nelle trappole con apertura controcorrente; questo pattern di movimento (reotassi positiva) potrebbe essere interpretato come un tentativo di ritornare nell'ambiente freatico di origine. Nel complesso, tuttavia, gli Anfipodi ritrovati nelle sorgenti rappresentano solo una piccola frazione degli organismi totali, in contrasto con le maggiori abbondanze riportate in altri studi (es. ROSI-MARSHALL & WALLACE, 2002; SMITH & WOOD, 2002; VON FUMETTI *et al.*, 2006).

I campionamenti hanno portato alla raccolta di due nuove specie di Crostacei, un Ostracode (*Pseudolimnocythere* sp.) ed un Ciclopoide (*Acanthocyclops* sp.) la cui descrizione è tuttora in corso. Un esemplare di femmina adulta di *Pseudolimnocythere* cf. *hypogea* (KLIE, 1938), appartenente alla famiglia Loxoconchidae, è stato ritrovato a CIR_2. Attualmente questa famiglia è rappresentata da cinque generi viventi e, benché alcuni Loxoconchidi siano stati rinvenuti anche in acque dolci, questi organismi sono tipicamente associati alle acque marine e salmastre (SAVATENALINTON & MARTENS, 2009). L'esemplare ritrovato presenta affinità con *P. hypogea*, uno stigobionte endemico rinvenuto in grotte anchialine e in pozzi d'acqua dolce e salmastra (PESCE & PAGLIANI, 1999; KARANOVIC & PESCE, 2001). L'altro rappresentante vivente del genere è rappresentato da *P. hartmanni*, presente nelle acque sotterranee della Grecia (DANIELOPOL, 1979); la presenza di una specie fossile, *P. hainburgensis*, è stata riportata per il Miocene nel Bacino Viennese (DANIELOPOL *et al.*, 1991; 2007). Nonostante sia necessario approfondire le indagini con la raccolta di ulteriore materiale, è possibile in seguito a questo ritrovamento ampliare la distribuzione geografica nota per il genere *Pseudolimnocythere* anche all'Appennino parmense. Da sottolineare è il recente ritrovamento di esemplari appartenenti al medesimo genere anche in Val Secchia, poco distante dalla presente area di studio, nelle sorgenti carsiche di Poiano associate ad evaporiti del Triassico (STOCH *et al.*, 2009). La presenza di un genere di derivazione marina in una zona montana pone un'interessante questione sull'origine di questi Ostracodi. Essi potrebbero derivare dalla speciazione di organismi che, fino al Pliocene, vivevano nel Mare Padano che occupava l'attuale ed omonima pianura e che, in seguito al ritiro di questo mare, hanno trovato rifugio in acque salse sotterranee. È importante sottolineare, a tal proposito, la presenza in alta Val Parma (frana di Corniglio) di emergenze di acque salmastre, a testimonianza della presenza di ambienti potenzialmente in grado di ospitare questi organismi di origine marina.

Di particolare importanza è stato anche il ritrovamento a LGD_2 di diversi esemplari di Ciclopoidi (*Acanthocyclops* sp.), che presentano affinità con *A. orientalis* BORUTZKI, 1966, una specie a distribuzione Est-Paleartica che è stata rinvenuta solo in Macedonia e nell'Italia peninsulare (province di La Spezia, Reggio Emilia, Pesaro-Urbino, Ancona). Attualmente è ancora in fase di descrizione, e con probabilità altri esemplari della stessa specie sono stati raccolti nelle sorgenti salse di Poiano (STOCH *et al.*, 2009).

Il carattere permanente o temporaneo delle sorgenti influenza la loro ricchezza e composizione tassonomica: in presenza di flussi intermittenti, le sorgenti presentano un minor numero di taxa totali rispetto alle sorgenti a carattere permanente, a conferma di quanto riportato da GOOCH & GLAZIER (1991), MCCABE (1998) ed ERMAN (2002). Inoltre, mentre GOOCH & GLAZIER (1991) affermano che la presenza di organismi tipicamente sorgentizi sia legata esclusivamente agli ambienti permanenti, in questo studio sono state rinvenute specie crenobionti anche in ambienti temporanei. Ad esempio, gli Idracari *Partnunia aprutina* sono stati ritrovati in AAS_1, ACQ_1 e FNB_1, mentre *Sperchon thienemanni* era presente in FNB_1.

Il monitoraggio stagionale delle comunità di invertebrati sorgentizi ha permesso di evidenziare una grande eterogeneità e variabilità della composizione tassonomica e delle abbondanze relative dei vari taxa, sia fra sorgenti che fra stagioni (MORI & BRANCELJI, 2006). Coleotteri ed Efemerotteri sono fra gli ordini di Insetti meno rappresentati, probabilmente a causa della loro scarsa capacità di adattamento agli ambienti sorgentizi o alla loro tendenza a driftare prima dello sfarfallamento (ERMAN, 1998).

Ciascuna delle sorgenti studiate risulta essere un biotopo insulare (MAC ARTHUR & WILSON, 1963; 1967), con caratteristiche dell'habitat e popolamenti biologici specifici (BONETTINI & CANTONATI, 1996; 1998; CANTONATI *et al.*, 2006) caratterizzati da struttura ed andamenti stagionali del tutto indipendenti. Sono in particolare Crostacei ed Idracari i gruppi di organismi più distintivi delle comunità ad invertebrati sorgentizie, rappresentati da numerose specie tipicamente crenobionti e crenofile.

La distanza geografica fra le sorgenti, che in molti casi sono comprese in un'area di pochi chilometri quadrati (es. il gruppo di sei sorgenti in zona Lagdei CHI_1, FNC_1, LGD_1, 2, 3, VEZ_1 e le cinque sorgenti a ridosso del crinale MAR_1, 2, PAD_1, POR_1, SAN_1) non sembra avere alcuna influenza sui pattern di composizione delle comunità sorgentizie. Uno dei casi più emblematici è rappresentato dalle sorgenti LGD_2 e VEZ_1 che, pur essendo situate a meno di un chilometro di distanza, presentano popolamenti caratteristici e solo marginalmente sovrapposti; ad esempio, l'ostracodofauna è abbondante e diversificata a LGD_2 (9 taxa), mentre a VEZ_1 questi organismi sono totalmente assenti. Per contro, mentre a LGD_2 i Copepodi Arpacticoidi rappresentano solo il 13% degli organismi totali, a VEZ_1 la comunità è dominata da questi organismi (66%). Da sottolineare è il fatto che, nonostante i Copepodi siano poco rilevanti in termini di abbondanze a LGD_2, in questa sorgente sono tuttavia presenti specie non presenti in VEZ_1 (gli Arpacticoidi *Attheyella crassa*, *Bryocamptus (Limocamptus) echinatus*, *Moraria alpina* e i Ciclopoidi *Acanthocyclops cf. orientalis*, *Megacyclops viridis*, *Paracyclops imminutus*). Sono invece esclusivi di VEZ_1 i Copepodi Arpacticoidi *B. (Arcticocamptus) cuspidatus*, *B. (A.) rhaeticus*, *B. (A.) typhlops*, *Hypocamptus brehmi* e *Parastenocaris sp.*; inoltre, gli Idracari *Lebertia sp.* e *Hygrobatas norvegicus* sono presenti solo a LGD_2. Le comunità delle due sorgenti differiscono anche per quanto riguarda la presenza di Molluschi, che sono rappresentati da Gasteropodi e Bivalvi a LGD_2 mentre sono totalmente assenti a VEZ_1.

Le cause principali delle differenze all'interno delle comunità di invertebrati sono da ricercare nell'estrema variabilità che contraddistingue gli habitat studiati. Le analisi hanno infatti permesso di evidenziare la presenza di diverse specie di microcrostacei indicatrici nei confronti di parametri

ambientali quali, ad esempio, litologia, percentuale di substrato organico ed entità delle portate. In questo ambito, il protocollo di caratterizzazione degli ambienti sorgentizi si è rivelato un prezioso strumento per la ricerca di questi pattern, e potrebbe essere ulteriormente ampliato ed integrato con nuovi parametri. Sebbene non sia stato possibile uno studio dell'ambiente sotterraneo è inoltre ipotizzabile che, oltre alle peculiarità dell'habitat superficiale, anche le caratteristiche dell'acquifero siano corresponsabili dell'insularità delle sorgenti studiate. L'attuale mancanza di informazioni relative a profondità, età delle acque o grado di connessione con altri acquiferi non permette, tuttavia, di formulare ipotesi a riguardo.

Lo studio effettuato sulle sorgenti ha consentito di individuare e caratterizzare biotopi che, in precedenza, non erano mai stati oggetto di alcuna indagine ecologica, e la cui ubicazione non risultava nemmeno essere nota. Gli ambienti sorgentizi sono minacciati dalle attività antropiche, sia dirette che indirette, che ne mettono a repentaglio lo stato ecologico e l'esistenza stessa. Un caso emblematico è rappresentato dalla grave compromissione di una delle sorgenti studiate (MAC_1) durante l'estate del 2007, il cui habitat è andato distrutto a causa del taglio integrale dell'abetta circostante, reso necessario in seguito all'azione esercitata dal Coleottero parassita *Ips typhographus*. Nella medesima area geografica, a distanza di circa due chilometri, sono situate numerose altre sorgenti fra cui LGD_2 e VEZ_1, che potrebbero in futuro essere interessate dallo stesso grave intervento.

Le sempre crescenti richieste di risorsa idrica potrebbero inoltre rendere questi ambienti, che sinora a causa delle loro ridotte dimensioni sono stati sostanzialmente 'risparmiati', oggetto di sfruttamento antropico. Le alterazioni a livello dell'habitat possono portare alla perdita delle comunità di organismi sorgentizi che, essendo differita nel tempo (TILMAN *et al.*, 2002), non è immediatamente identificabile; questo '*extinction debt*' è particolarmente rilevante negli habitat isolati come le sorgenti, che possiedono scarse capacità di recupero in seguito alle alterazioni (ZOLLHÖFER *et al.*, 2000). L'elevata valenza biologica di questi ambienti dovrebbe pertanto stimolare idonee misure di tutela e conservazione.

6 Risultati e discussione (II): Headwaters

Parte di questo capitolo, ovvero i dati relativi a caratterizzazione idrochimica e campionamento di macroinvertebrati (bentonici, interstiziali e driftati) è stata oggetto di una tesi di laurea specialistica (GUARESCHI, 2008).

6.1 Caratteristiche fisico-chimiche

In Tab. 15 sono riportati i valori dei parametri idrochimici relativi alle 13 stazioni campionate nella stagione invernale e alle 5 sottoposte a campionamento nelle successive stagioni.

I valori di pH presentano variazioni annue comprese fra 0.6 (PR3) e 1.3 (PR1); in inverno sono stati rilevati i valori massimi. Le conducibilità sono abbastanza costanti durante l'anno nelle stazioni PR1 e PR2, mentre presentano variazioni di rilievo in PR3, dove la differenza fra valore minimo e massimo è pari a $174 \mu\text{S cm}^{-1}$; ciò può essere imputabile all'immissione intermittente di grandi quantità di acqua proveniente dal bacino di accumulo che alimenta la centrale di Marra. I range di variazione stagionale di temperatura sono compresi fra 8.6 (PR3) e 13.6°C (AAS).

Ad eccezione della stagione invernale, nella quale le temperature sono pressoché costanti, nelle altre tre stagioni si osserva un aumento di temperatura in PR2 rispetto alla stazione posta a monte (PR1), mentre a PR3 si verifica un brusco abbassamento. Ciò è dovuto alla scarsità delle portate in PR2, che si distribuiscono su un alveo ampio con lamina d'acqua poco profonda; le acque pertanto si riscaldano a causa dell'irraggiamento solare. Le diminuzioni di temperatura rilevate a PR3 sono dovute all'immissione di acque più fredde in uscita dalla centrale idroelettrica di Marra.

La determinazione dei valori di SRP è stata possibile solo per 17 dei 28 campioni analizzati. Le concentrazioni sono molto basse e generalmente comprese fra 5 e $10 \mu\text{g l}^{-1}$, con picchi in autunno a PR1 ($51 \mu\text{g l}^{-1}$) e in primavera a PR4 ($38 \mu\text{g l}^{-1}$). Le concentrazioni relativamente elevate misurate a PR1 sono di origine sconosciuta, mentre a PR4 sono verosimilmente attribuibili alla presenza di uno scarico industriale che si immette direttamente nel corpo idrico. Le concentrazioni di N-NH_4^+ , determinabili solo per 12 dei 28 campioni, sono decisamente basse e comprese fra 6 e $29 \mu\text{g l}^{-1}$, massimo riscontrato sempre a PR4. Le concentrazioni di azoto nitrico sono molto variabili anche nell'ambito della stessa stazione; ad esempio, ad AAS i valori oscillano fra un minimo estivo di 67 ad un massimo autunnale di $1146 \mu\text{g l}^{-1}$. A PR3 in primavera è stata misurata una concentrazione massima di $2610 \mu\text{g l}^{-1}$. Le concentrazioni di azoto nitroso (N-NO_2^-) sono sempre risultate al di sotto del limite di rilevabilità del metodo analitico. Ad eccezione della sopracitata stazione PR4, le analisi hanno evidenziato la generale assenza di fenomeni di inquinamento da nutrienti inorganici.

Tab. 15. Valori di temperatura, pH, conducibilità, concentrazioni dei principali nutrienti ($N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, SRP), alcalinità e solidi sospesi misurati in ciascuna stagione. <5: valore al di sotto del limite di rilevabilità del metodo analitico.

Stazione	T (°C)				pH				Conducibilità ($\mu S\ cm^{-1}$)				$N-NO_3^-$ ($\mu g\ l^{-1}$)			
	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT
AAS	5.3	15.1	18.9	11.3	7.82	7.66	8.17	8.56	469	449	505	561	154	79	67	1146
BR1	3.9	-	-	-	8.46	-	-	-	259	-	-	-	774	-	-	-
BR2	4.5	-	-	-	8.47	-	-	-	342	-	-	-	637	-	-	-
CHI	5.7	-	-	-	8.62	-	-	-	290	-	-	-	662	-	-	-
FON	5.0	-	-	-	8.22	-	-	-	496	-	-	-	501	-	-	-
PR1	5.4	12.4	16.4	10.7	8.36	7.19	7.94	8.52	244	233	252	243	687	873	824	513
PR2	5.2	14.3	17.3	12.5	7.64	7.38	8.36	8.54	343	345	323	318	1283	600	662	886
PR3	4.5	11.4	13.1	11.1	8.38	8.26	7.88	8.51	389	293	215	294	774	2610	253	1717
PR4	4.8	-	-	-	7.86	-	-	-	437	-	-	-	824	-	-	-
PR5	6.2	-	-	-	8.29	-	-	-	302	-	-	-	513	-	-	-
ROC	4.7	14.0	16.4	12.0	8.35	7.66	7.86	8.65	460	406	404	412	699	464	302	464
ROD	4.0	-	-	-	8.38	-	-	-	362	-	-	-	92	-	-	-
VIN	4.0	-	-	-	8.43	-	-	-	390	-	-	-	439	-	-	-
Stazione	$N-NH_4^+$ ($\mu g\ l^{-1}$)				SRP ($\mu g\ l^{-1}$)				Alcalinità ($meq\ l^{-1}$)				Solidi sospesi ($mg\ l^{-1}$)			
	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT
AAS	<5	<5	<5	<5	10	<5	<5	<5	-	3.61	5.44	4.62	1.36	0.69	0.36	0.87
BR1	<5	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	0.32	-	-	-
BR2	<5	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	1.53	-	-	-
CHI	<5	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	0.39	-	-	-
FON	13	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	0.92	-	-	-
PR1	10	27	20	12	6	10	5	51	-	2.23	3.63	2.23	0.65	1.33	0.77	0.76
PR2	15	23	<5	<5	5	8	5	<5	-	3.39	4.80	4.39	0.99	0.47	0.83	0.89
PR3	11	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	-	2.34	4.02	2.35	1.29	0.79	0.92	1.01
PR4	29	-	-	-	38	-	-	-	-	-	-	-	1.93	-	-	-
PR5	6	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	3.02	-	-	-
ROC	6	<5	<5	<5	8	<5	5	<5	-	3.55	4.59	3.59	0.33	0.47	0.55	0.76
ROD	<5	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	0.66	-	-	-
VIN	10	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	0.28	-	-	-

Le misure relative all'alcalinità non sono state effettuate nella stagione invernale; in tutte e cinque le stazioni si osservano i valori massimi in estate. La quantità di solidi sospesi è estremamente variabile durante l'anno e, ad eccezione della stagione primaverile, si osserva un aumento di questo parametro spostandosi da monte verso valle nella sequenza PR1-PR2-PR3.

6.1.1 Confronto fra parametri idrochimici superficiali e iporreici

In concomitanza con i prelievi effettuati tramite pompa Bou-Rouch sono stati determinati i valori di temperatura, pH e conducibilità dei campioni di acqua provenienti dalla zona iporreica; i risultati sono riportati in Tab. 16.

Tab. 16. Valori di temperatura, pH, conducibilità misurati nella zona iporreica durante i campionamenti stagionali.

	T (°C)				pH				Conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$)			
	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT	INV	PRI	EST	AUT
AAS	-	14.4	20.3	12.1	-	7.68	7.87	8.35	-	449	497	569
BR1	5.3	-	-	-	8.76	-	-	-	250	-	-	-
BR2	6.7	-	-	-	8.78	-	-	-	322	-	-	-
PR1	-	13.4	16.6	11.4	-	7.05	7.18	8.62	-	257	248	245
PR2	6.2	14.4	19.7	12.5	8.68	7.45	7.83	8.57	472	346	322	321
PR3	4.1	13.5	15.2	11.8	8.90	7.52	5.96	8.21	323	317	257	280
PR4	5.6	-	-	-	8.82	-	-	-	391	-	-	-
ROC	-	13.9	16.9	12.6	-	7.40	7.90	8.45	-	422	407	409
ROD	5.2	-	-	-	8.61	-	-	-	372	-	-	-

I valori di temperatura misurati nella zona iporreica risultano essere significativamente superiori a quelli superficiali in ogni stagione ($p < 0.001$; Wilcoxon test); durante la stagione primaverile ed estiva questo divario risulta ancora più accentuato. Non sono emerse differenze statisticamente significative per quanto riguarda invece pH e conducibilità.

6.2 IFF

I risultati dell'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale sono riportati in Tab. 17. La maggior parte delle stazioni indagate ricade in III classe, corrispondente a un giudizio di qualità 'mediocre' che, tuttavia, appare eccessivamente negativo rispetto alla situazione reale.

Complessivamente, agli affluenti laterali sono attribuiti giudizi di funzionalità maggiori rispetto ai torrenti Parma e Bratica. CHI e FON, per esempio, sono descritti sostanzialmente 'ottimi', e AAS e ROD come 'buoni'; entrambe le stazioni presenti sul torrente Bratica, invece, sono classificate come 'mediocri'. Relativamente al torrente Parma, solo alla stazione più a monte (PR1) è attribuito un giudizio di qualità 'buono', mentre progressivamente spostandosi verso valle il giudizio si assesta su un livello 'mediocre', che sfocia nel 'mediocre-scadente' in corrispondenza della stazione PR4, interessata dalla presenza di alcuni scarichi industriali.

Tab. 17. Livelli di funzionalità delle stazioni sui torrenti attribuite secondo l'indice IFF.

	Punteggio totale IFF		Livello di funzionalità		Giudizio di funzionalità	
	Sp. dx	Sp. sx	Sp. dx	Sp. sx	Sp. dx	Sp. sx
AAS	227	250	II	II	Buono	Buono
BR1	152	147	III	III	Mediocre	Mediocre
BR2	165	151	III	III	Mediocre	Mediocre
CHI	260	290	I-II	I	Ottimo-Buono	Ottimo
FON	173	173	III	III	Mediocre	Mediocre
PR1	250	245	II	II	Buono	Buono
PR2	148	153	III	III	Mediocre	Mediocre
PR3	177	145	III	III	Mediocre	Mediocre
PR4	141	111	III	III-IV	Mediocre	Mediocre-Scadente
PR5	160	175	III	III	Mediocre	Mediocre
ROC	143	191	III	II-III	Mediocre	Buono-Mediocre
ROD	236	236	II	II	Buono	Buono
VIN	271	271	I	I	Ottimo	Ottimo

6.3 Surber

I campioni di fauna bentonica raccolti mediante retino Surber hanno determinato il ritrovamento complessivo di 71700 individui (7742 macroinvertebrati e 63958 organismi appartenenti alla meiofauna). In Tab. 18 sono riportate le abbondanze degli organismi bentonici campionati in ogni stagione, mentre in Fig. 11 sono rappresentate le densità di macro e meiofauna nelle diverse stagioni. Le densità degli invertebrati bentonici raccolti in ciascuna stazione sono riportate graficamente in Fig. 12.

Tab. 18. Invertebrati bentonici totali raccolti in ciascuna stazione nelle diverse stagioni (totali dati dalla somma delle tre repliche). Nell'ultima colonna è riportata la densità media ($N. Ind. m^{-2}$) riferita a ciascuna stazione. (MA: macroinvertebrati; ME: meiofauna).

	INV		PRI		EST		AUT		Media	
	MA	ME	MA	ME	MA	ME	MA	ME	MA	ME
PR1	81	410	106	2994	238	1379	122	381	21.2	199.9
PR2	272	816	227	10918	1047	1630	1233	3877	107.6	667.5
PR3	52	279	47	3422	40	175	233	810	14.4	181.4
AAS	189	625	223	2221	219	751	160	483	30.6	158.0
ROC	24	196	221	13061	579	7370	967	7412	69.3	1085.6
BR1	75	394	-	-	-	-	-	-	11.6	61.0
BR2	107	315	-	-	-	-	-	-	16.6	48.8
CHI	64	568	-	-	-	-	-	-	9.9	88.0
FON	6	35	-	-	-	-	-	-	0.9	5.4
PR4	503	888	-	-	-	-	-	-	77.9	137.5
PR5	516	1235	-	-	-	-	-	-	79.9	191.3
ROD	127	1130	-	-	-	-	-	-	19.7	175.0
VIN	64	183	-	-	-	-	-	-	9.9	28.3

Le densità della meiofauna (Fig. 11) sono sempre superiori a quelle dei macroinvertebrati in tutte le stagioni ($p < 0.01$, one-way ANOVA), da un minimo di 1.5 volte (PR2, estate) ad un massimo di

quasi 73 volte (PR3, primavera). Le differenze fra le densità sono massime in primavera, quando la meiofauna temporanea è particolarmente abbondante a causa della presenza di stadi giovanili di molti Insetti.

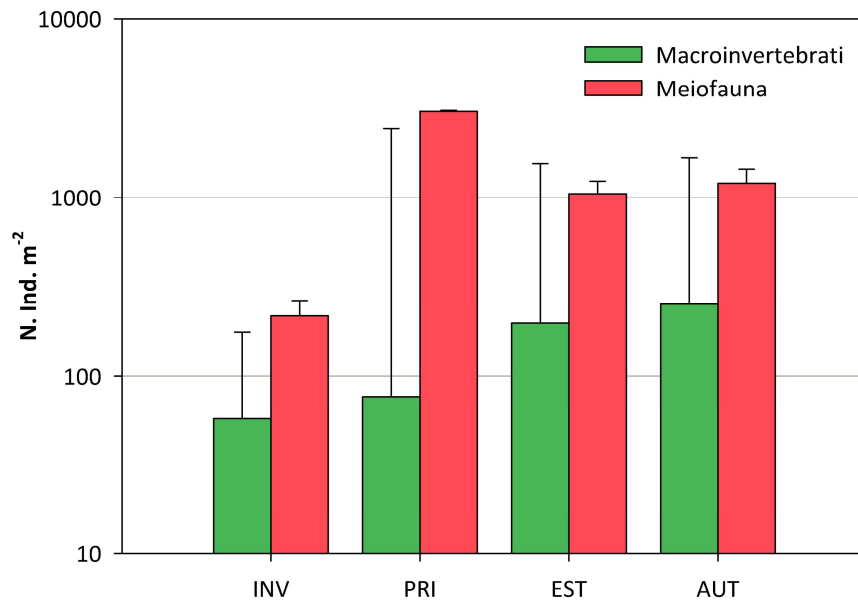


Fig. 11. Densità medie totali di macroinvertebrati e meiofauna raccolti nelle diverse stagioni mediante Surber. (Nota: densità rappresentate in scala logaritmica).

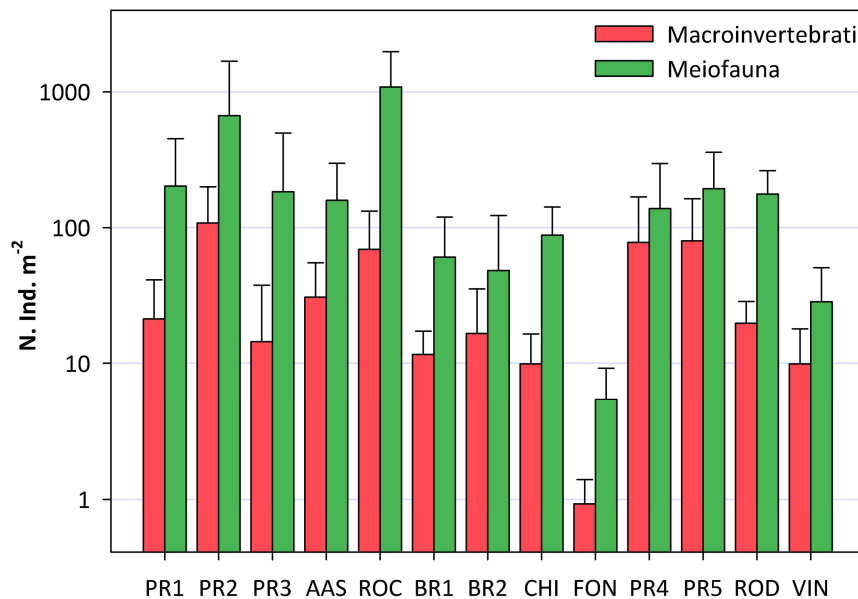


Fig. 12. Densità medie totali di macroinvertebrati e meiofauna nelle stazioni oggetto di studio (Nota: densità rappresentate in scala logaritmica).

Dalla Fig. 12 appare evidente la marcata variabilità delle densità di invertebrati bentonici nelle diverse stazioni. Tali valori sono massimi per i macroinvertebrati nella stazione PR2 (ca. 108 Ind. m⁻²) e per la meiofauna a ROC (ca. 1086 Ind. m⁻²).

In Fig. 13 è riportato il grafico relativo al NMDS di macro e meiofauna raccolte mediante retino Surber, divise per grandi gruppi tassonomici. Appare evidente come i campioni relativi alle due componenti dimensionali formino cluster separati; sono state evidenziate differenze significative (one-way ANOSIM, fattore: classe dimensionale, global R=0.483, p<0.001). L'indice di dissimilarità

medio secondo Bray-Curtis (SIMPER analysis) è pari a 57.98 ed è dovuto al contributo principale di Ditteri (39.17%), Plecotteri (9.34%), Arpacticoidi (8.35%) e Nematodi (7.86%). Fra i macroinvertebrati i gruppi più abbondanti sono Ditteri (9.50), Plecotteri (5.34), Efemerotteri (4.81) e Tricotteri (4.66), mentre all'interno della meiofauna sono Ditteri (34.84), Plecotteri (8.70), Arpacticoidi (4.53) e Nematodi (3.93) ad essere maggiormente rappresentati.

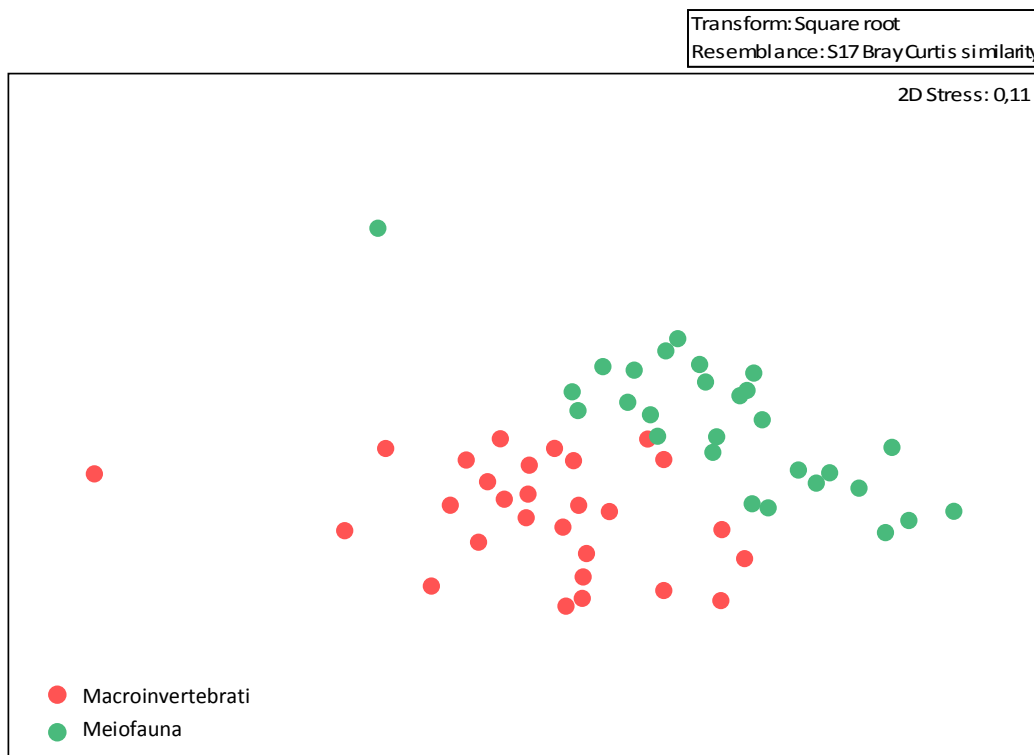


Fig. 13. NMDS relativo ai campioni di macroinvertebrati e meiofauna raccolti mediante Surber.

6.3.1 Macroinvertebrati

I campionamenti di macroinvertebrati bentonici hanno portato alla raccolta complessiva di 7742 individui, assegnati a 76 taxa. Di essi, 6280 sono stati raccolti nell'ambito dei campionamenti stagionali mentre i restanti 1462 in altre otto stazioni nella stagione invernale. I dati completi sono riportati in All. 7, mentre in Tab. 19 sono riportate le abbondanze totali, date dalla somma delle tre repliche eseguite in ciascuna stazione, riferite alle cinque stazioni campionate stagionalmente.

Tab. 19. *Abbondanze totali dei macroinvertebrati campionati nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale.*

	INV	PRI	EST	AUT	TOT.
PR1	81	106	238	122	547
PR2	272	227	1047	1233	2779
PR3	52	47	40	233	372
AAS	189	223	219	160	791
ROC	24	221	579	967	1791
TOT.	618	824	2123	2715	6280

PR2 è caratterizzata dalle maggiori abbondanze di organismi, superiori a tutte le altre stazioni in ogni stagione; a PR3 nel complesso è invece stata rinvenuta meno macrofauna. In autunno è stato raccolto in assoluto il maggior numero di organismi, mentre l'inverno risulta essere la stagione caratterizzata dalle minori abbondanze.

Nelle tabelle successive sono riportate abbondanze e percentuali relative della macrofauna campionata nelle diverse stagioni e gli indici di diversità (Shannon, evenness) associati alle comunità di ciascuna stazione. Per brevità i macroinvertebrati sono riportati nelle tabelle secondo un raggruppamento a livello di grandi gruppi tassonomici, ma gli indici di diversità sono stati calcolati a partire dalla matrice originale, riportata in All. 7. In Tab. 20 e Tab. 21 sono riportati i dati relativi al campionamento invernale; la stazione FON è stata omessa a causa del ridotto numero di organismi raccolti.

Tab. 20. Abbondanze e percentuali relative dei macroinvertebrati raccolti in inverno (totali riferiti alla somma delle tre repliche).

INVERNO	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC		BR1	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	13	16.0	20	7.4	-	-	9	4.8	9	37.5	33	44.0
Ephemeroptera	7	8.6	36	13.2	5	9.6	5	2.6	1	4.2	10	13.3
Trichoptera	9	11.1	37	13.6	27	51.9	13	6.9	2	8.3	16	21.3
Coleoptera	1	1.2	9	3.3	1	1.9	-	-	-	-	1	1.3
Diptera	46	56.8	161	59.2	13	25.0	160	84.7	9	37.5	15	20.0
Gastropoda	-	-	-	-	1	1.9	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta	-	-	3	1.1	3	5.8	1	0.5	1	4.2	-	-
Nematoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracarina	5	6.2	6	2.2	2	3.8	1	0.5	2	8.3	-	-
TOT.	81	100.0	272	100.0	52	100.0	189	100.0	24	100.0	75	100.0
INVERNO	BR2		CHI		PR4		PR5		ROD		VIN	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	14	13.1	7	10.9	9	1.8	6	1.2	17	13.4	6	9.4
Ephemeroptera	7	6.5	14	21.9	4	0.8	3	0.6	21	16.5	7	10.9
Trichoptera	3	2.8	10	15.6	16	3.2	4	0.8	8	6.3	3	4.7
Coleoptera	-	-	2	3.1	-	-	3	0.6	3	2.4	2	3.1
Diptera	83	77.6	26	40.6	371	73.8	497	96.3	77	60.6	46	71.9
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.8	-	-
Oligochaeta	-	-	3	4.7	102	20.3	2	0.4	-	-	-	-
Nematoda	-	-	2	3.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracarina	-	-	-	-	1	0.2	1	0.2	-	-	-	-
TOT.	107	100.0	64	100.0	503	100.0	516	100.0	127	100.0	64	100.0

Relativamente alle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale, in inverno i Ditteri Chironomidi rappresentano la frazione dominante ad AAS, PR1 e PR2; a PR3 sono più abbondanti i Tricotteri, mentre a ROC i gruppi più rappresentati sono Ditteri e Plecotteri. Nonostante i bassi valori di densità che caratterizzano la stazione PR3 (Tab. 19), la frazione di macroinvertebrati appartenenti a EPT costituisce addirittura il 61.5% degli organismi totali. PR2 è la stazione caratterizzata da

maggiori densità e numero di taxa raccolti. Il valore massimo dell'indice di Shannon è relativo ai campioni provenienti da ROC, dove anche l'evenness è superiore alle altre stazioni.

Tab. 21. Numero di taxa e valori degli indici di diversità dei macroinvertebrati raccolti in inverno.

INVERNO	PR1	PR2	PR3	AAS	ROC	BR1
N. taxa	16	21	17	17	12	21
Shannon Index	1.759	1.723	2.160	1.528	2.276	2.699
Evenness	0.363	0.267	0.510	0.271	0.812	0.708
INVERNO	BR2	CHI	PR4	PR5	ROD	VIN
N. taxa	12	20	13	14	16	15
Shannon Index	1.027	2.579	0.970	0.271	1.826	1.922
Evenness	0.233	0.659	0.203	0.094	0.388	0.456

Le restanti stazioni campionate nella stagione invernale sono caratterizzate da una notevole variabilità sia in termini di abbondanze che di composizione tassonomica. A FON sono stati raccolti in totale solo sei macroinvertebrati (due Tricotteri, due Ditteri, un Gasteropode e un Irudineo). Le bassissime densità riscontrate sono probabilmente dovute al letto di questo torrente che, caratterizzato da rocce lisce con scarso substrato mobile, non è particolarmente favorevole alla colonizzazione da parte degli invertebrati. I Ditteri sono complessivamente il gruppo più abbondante, ad eccezione della sopracitata stazione PR3 e di BR1, dominata invece dai Plecotteri. Sempre in corrispondenza di questa stazione è stato rinvenuto il maggior numero di taxa, mentre la minor diversità è stata riscontrata a BR2. L'indice di Shannon assume valori particolarmente elevati a BR1 e CHI, mentre PR5 è caratterizzata da una diversità decisamente bassa. Anche i valori di evenness sono elevati in BR1 e CHI.

In Tab. 22 e Tab. 23 sono riportate abbondanze e diversità dei macroinvertebrati, divisi per grandi gruppi tassonomici, raccolti in primavera, estate, autunno nelle cinque stazioni sottoposte a campionamenti stagionali. Nel loro complesso le cinque stazioni presentano un aumento della frazione di EPT e Idracari in primavera. Le maggiori densità sono state ritrovate ad AAS e ROC; a PR3 sono invece le più basse. ROC e AAS presentano il maggior numero di taxa, PR3 ospita invece una comunità poco diversificata. L'indice di Shannon è massimo a ROC e minimo a PR1, mentre l'evenness assume valori massimi in PR3 e minimi in PR1.

La stagione estiva è caratterizzata dalla dominanza in termini percentuali di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri in tutte le stazioni indagate. Rispetto alla stagione precedente si assiste ad una netta diminuzione degli Idracari, ed in misura minore dei Ditteri. In corrispondenza della stazione PR2 sono state riscontrate densità elevatissime di macrofauna, mentre a PR3 queste sono molto basse ed analoghe a quelle primaverili. Anche in estate la stazione PR3 risulta la più povera in taxa, mentre ad AAS sono stati ritrovati addirittura 28 gruppi tassonomici. L'indice di Shannon assume valori massimi sempre ad AAS, mentre è PR3 quella caratterizzata dalla minor biodiversità. L'evenness, tuttavia, assume valori massimi proprio a PR3 e minimi a ROC.

Tab. 22. *Abbondanze e percentuali relative dei macroinvertebrati raccolti in primavera, estate, autunno (totali riferiti alla somma delle tre repliche).*

PRIMAVERA	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	10	9.4	47	20.7	20	42.6	16	7.2	39	17.6
Ephemeroptera	7	6.6	19	8.4	4	8.5	65	29.1	28	12.7
Trichoptera	3	2.8	12	5.3	3	6.4	21	9.4	31	14.0
Coleoptera	4	3.8	14	6.2	2	4.3	-	-	22	10.0
Diptera	77	72.6	53	23.3	12	25.5	115	51.6	33	14.9
Oligochaeta	1	0.9	-	-	-	-	1	0.4	-	-
Hydracarina	4	3.8	82	36.1	6	12.8	4	1.8	68	30.8
Ostracoda	-	-	-	-	-	-	1	0.4	-	-
TOT.	106	100.0	227	100.0	47	100.0	223	100.0	221	100.0
ESTATE	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	51	21.4	206	19.7	29	72.5	65	29.7	148	25.6
Ephemeroptera	114	47.9	281	26.8	-	-	59	26.9	46	7.9
Trichoptera	32	13.4	186	17.8	-	-	26	11.9	226	39.0
Coleoptera	13	5.5	45	4.3	1	2.5	4	1.8	9	1.6
Diptera	21	8.8	259	24.7	7	17.5	51	23.3	107	18.5
Gastropoda	-	-	-	-	2	5.0	-	-	-	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	1	0.5	-	-
Oligochaeta	-	-	13	1.2	-	-	4	1.8	5	0.9
Hydracarina	7	2.9	57	5.4	1	2.5	9	4.1	38	6.6
TOT.	238	100.0	1047	100.0	40	100.0	219	100.0	579	100.0
AUTUNNO	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	43	35.2	144	11.7	10	4.3	43	26.9	123	12.7
Ephemeroptera	18	14.8	182	14.8	23	9.9	42	26.3	46	4.8
Trichoptera	9	7.4	220	17.8	3	1.3	10	6.3	122	12.6
Coleoptera	1	0.8	25	2.0	2	0.9	1	0.6	6	0.6
Diptera	48	39.3	597	48.4	130	55.8	47	29.4	589	60.9
Crustacea	-	-	2	0.2	-	-	-	-	1	0.1
Gastropoda	1	0.8	-	-	16	6.9	-	-	1	0.1
Oligochaeta	-	-	50	4.1	49	21.0	14	8.8	67	6.9
Hydracarina	2	1.6	10	0.8	-	-	3	1.9	10	1.0
Ostracoda	-	-	2	0.2	-	-	-	-	-	-
Collembola	-	-	1	0.1	-	-	-	-	2	0.2
TOT.	122	100.0	1233	100.0	233	100.0	160	100.0	967	100.0

In autunno i Ditteri in tutte le stazioni tornano ad essere la frazione dominante della macrofauna; conseguentemente l'incidenza percentuale di EPT si riduce in tutte le stazioni, ed in particolar modo a ROC e PR3. Le abbondanze degli Idracari appaiono decisamente in calo rispetto alla stagione precedente; essi non sono stati rinvenuti ad AAS, mentre nelle restanti stazioni le loro abbondanze percentuali sono trascurabili. Si nota, per la prima volta durante l'arco dell'anno, un aumento sensibile degli Oligocheti in tutte le stazioni tranne che a PR1. Le densità degli organismi bentonici sono massime a PR2 (885 Ind. m⁻², la maggior densità in assoluto) e minime a PR1. Le stazioni caratterizzate dal maggior numero di taxa sono PR2 e ROC, mentre PR3 è ancora la stazione

meno diversificate. L'indice di Shannon e l'evenness sono massimi ad AAS; il valore minimo di evenness è relativo alla stazione ROC, mentre il valore minimo dell'indice di Shannon è stato registrato in PR3.

Tab. 23. Numero di taxa e valori degli indici di diversità dei macroinvertebrati raccolti in primavera, estate, autunno.

PRIMAVERA	PR1	PR2	PR3	AAS	ROC
N. taxa	17	15	10	23	24
Shannon Index	1.369	1.979	1.783	1.846	2.309
Evenness	0.246	0.482	0.595	0.275	0.420
ESTATE	PR1	PR2	PR3	AAS	ROC
N. taxa	17	27	8	28	25
Shannon Index	1.899	2.380	1.510	2.694	1.987
Evenness	0.393	0.400	0.566	0.529	0.292
AUTUNNO	PR1	PR2	PR3	AAS	ROC
N. taxa	19	35	18	24	34
Shannon Index	1.951	2.090	1.595	2.448	1.604
Evenness	0.370	0.231	0.274	0.482	0.146

Dall'analisi statistica effettuata sono emerse differenze significative fra i campioni raccolti nelle diverse stagioni (one-way ANOSIM, fattore: stagione, global R=0.289, p<0.001), rappresentati mediante NMDS in Fig. 14.

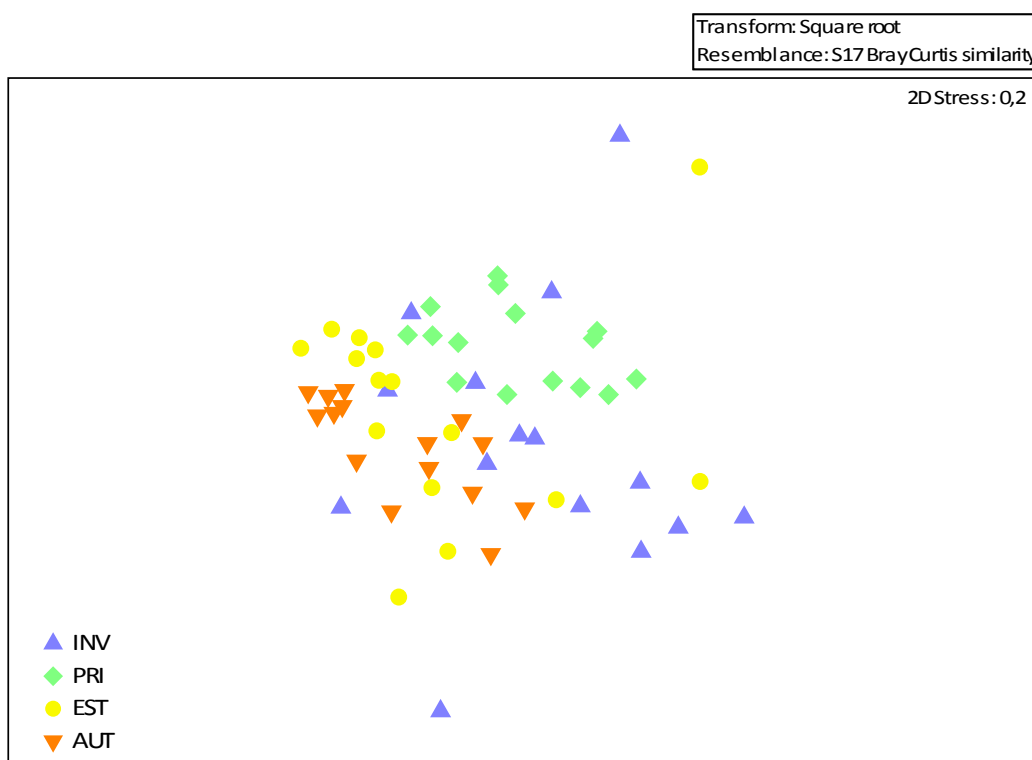


Fig. 14. NMDS relativo ai campioni di macroinvertebrati prelevati nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale.

L'indice di dissimilarità medio secondo Bray-Curtis (SIMPER analysis), calcolato fra coppie di stagioni (Tab. 24), ha evidenziato come le comunità di macroinvertebrati differiscano in

composizione durante il corso dell'anno. Le dissimilarità maggiori sono state riscontrate fra le stagioni invernale ed estiva (78.77) e sono dovute principalmente al contributo di Chironomidae (9.63%), *Baetis* (9.28%), *Amphinemura* (9.04%) e Hydropsychidae (8.30%); Chironomidae (2.93), Limnephilidae (1.17) e Simuliidae (1.03) sono i gruppi più abbondanti in inverno, mentre in estate dominano *Baetis* (3.67), Hydropsychidae (3.65) e *Amphinemura* (3.50).

Tab. 24. Risultati dell'analisi SIMPER: indice medio di dissimilarità secondo Bray-Curtis per coppie di stagioni di campionamento.

	INV	PRI	EST	AUT
INV	-			
PRI	73.34	-		
EST	78.77	74.07	-	
AUT	76.08	73.95	69.59	-

Differenze significative sono emerse anche fra le diverse stazioni (one-way ANOSIM, fattore: stazione, global R=0.161, p<0.001). L'indice di dissimilarità medio secondo Bray-Curtis (SIMPER analysis) relativo a ciascuna coppia di stazioni di campionamento è riportato in Tab. 25. Le dissimilarità maggiori sono state riscontrate per le stazioni PR3-ROC (80.81), e sono dovute principalmente al contributo di Chironomidae (13.24%), Hydropsychidae (9.41%), *Amphinemura* (7.84%) e Hydracarina (7.47%). I Ditteri Chironomidi sono il gruppo più abbondante in entrambe le stazioni (rispettivamente, 2.34 e 5.38). A PR3, oltre ai Ditteri sopra menzionati, le abbondanze degli altri gruppi dominanti sono estremamente basse (Naididae 0.90, Plecoptera 0.71, Limnephilidae 0.69); a ROC sono invece abbondanti anche Hydropsychidae (3.87), *Amphinemura* (3.14) e Hydracarina (2.55).

Tab. 25. Risultati dell'analisi SIMPER: indice medio di dissimilarità secondo Bray-Curtis per coppie di stazioni di campionamento.

	PR1	PR2	PR3	AAS	ROC
PR1	-				
PR2	68.33	-			
PR3	73.94	78.27	-		
AAS	65.74	72.20	78.69	-	
ROC	71.90	68.41	80.81	75.08	-

In Fig. 15 sono rappresentati le densità stagionali dei macroinvertebrati raccolti nelle cinque stazioni (Tab. 20, Tab. 22). Dal grafico appare evidente la situazione anomala di PR3, caratterizzata da densità inferiori rispetto alle altre stazioni sul torrente Parma (PR1-PR3: p<0.05; PR2-PR3: p<0.01, Kruskal-Wallis test); le densità più basse sono state riscontrate soprattutto in estate.

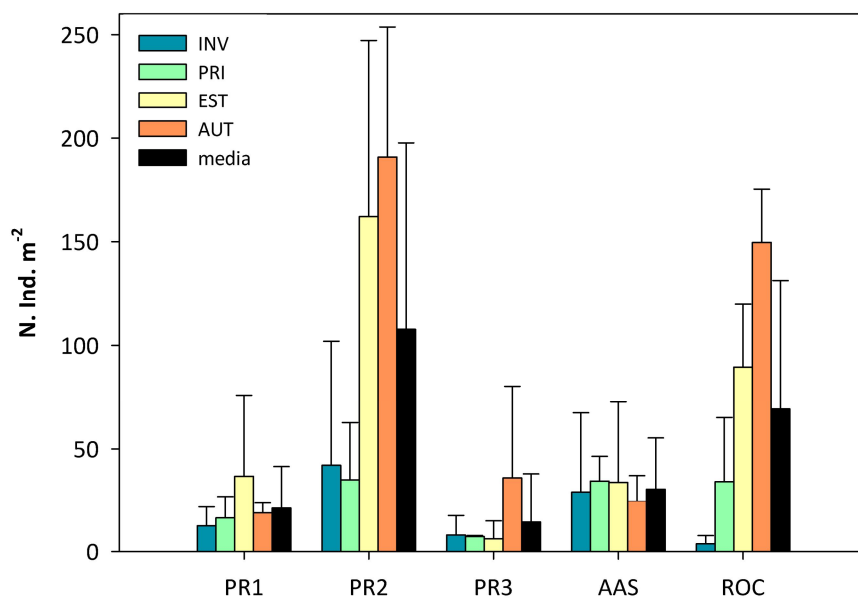


Fig. 15. Densità medie stagionali dei macroinvertebrati raccolti nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio.

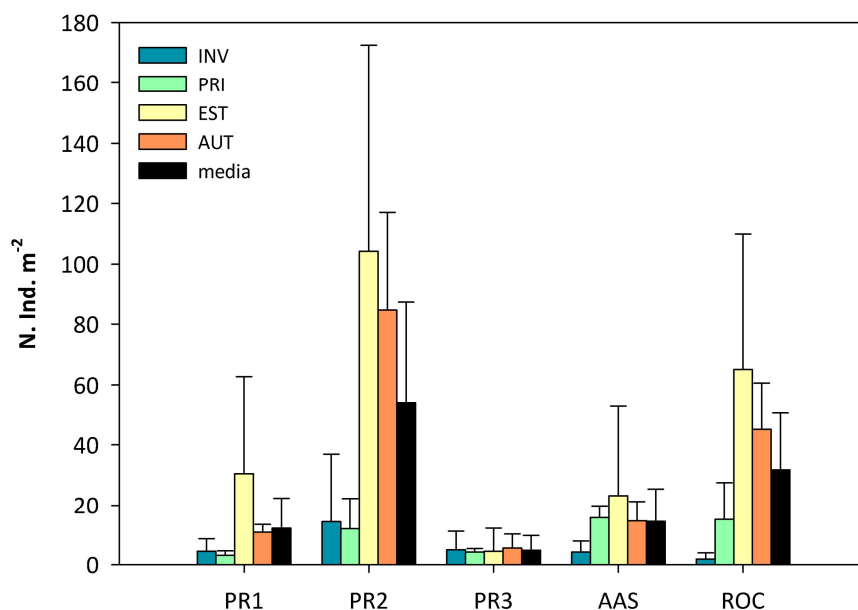


Fig. 16. Densità medie stagionali di EPT (Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri) nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio.

Un andamento ancora più accentuato si riscontra analizzando le densità dei taxa di EPT (Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri), che sono più sensibili alle alterazioni dell'habitat (Fig. 16; Tab. 20, Tab. 22). In ciascuna stazione le densità di EPT sono massime nella stagione estiva ad eccezione di PR3 che, oltre a possedere in termini assoluti le minori densità medie annuali rispetto alle altre stazioni, è caratterizzata in estate da abbondanze addirittura inferiori rispetto alle altre stagioni.

Nei grafici sottostanti sono rappresentati i valori degli indici di diversità (Shannon, evenness) relativi alle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale. In Fig. 17 sono rappresentati gli andamenti stagionali dell'indice di Shannon; appare evidente come la stazione PR3 sia caratterizzata

da bassa diversità rispetto alle stazioni PR1 e PR2, soprattutto nel periodo estivo; tali differenze sono risultate statisticamente significative ($p < 0.05$, Kruskal-Wallis test).

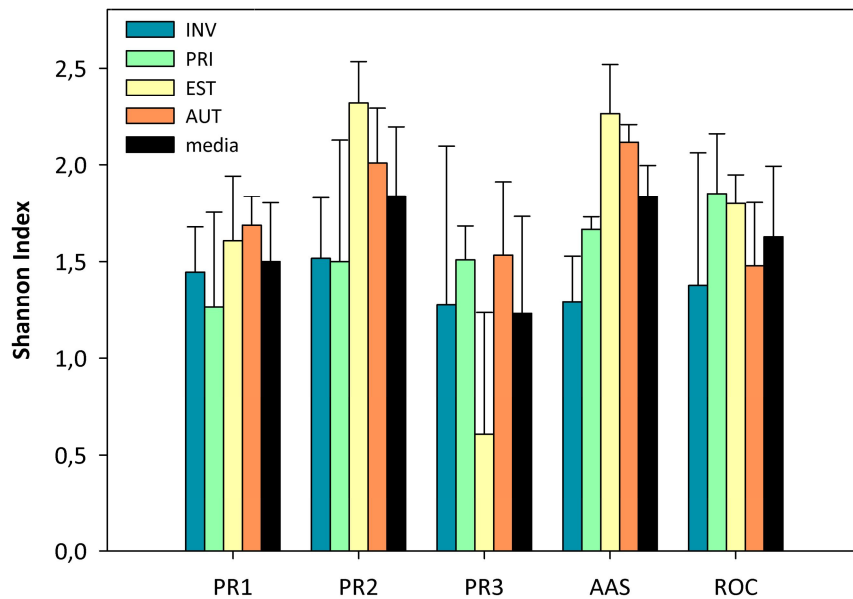


Fig. 17. Andamenti stagionali dell'indice di Shannon.

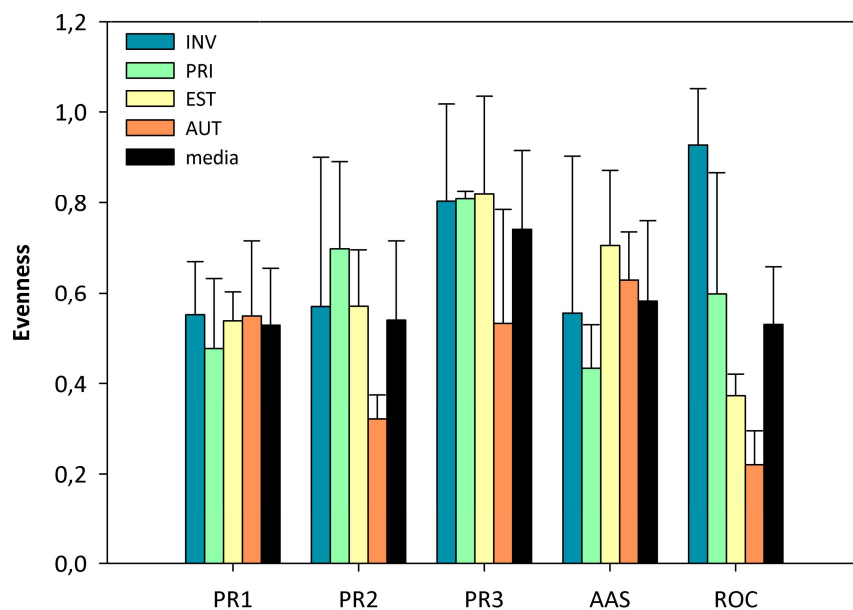


Fig. 18. Andamenti stagionali dell'evenness.

Una situazione differente emerge dal calcolo dell'evenness, dal quale si ottengono informazioni riguardo all'equiripartizione delle specie nelle varie stazioni (Fig. 18). La stazione PR3 si distingue nettamente dalle altre per i valori elevati di evenness, che testimoniano come nella comunità siano presenti meno specie dominanti rispetto alle altre stazioni. Le differenze sono risultate statisticamente significative (PR1-PR3: $p < 0.01$; PR2-PR3: $p < 0.05$, Kruskal-Wallis test).

6.3.2 Meiofauna

I campionamenti effettuati mediante retino Surber con maglia da 50 µm hanno portato alla raccolta complessiva di 63958 organismi appartenenti alla meiofauna, assegnati a 16 grandi gruppi tassonomici e per i quali è tuttora in corso l'identificazione a livello tassonomico più dettagliato. Durante il monitoraggio stagionale sono stati raccolti 59210 organismi, mentre i restanti 4748 sono stati raccolti in altre otto stazioni nella stagione invernale. I dati completi sono riportati in All. 8, mentre in Tab. 26 sono riportate le abbondanze totali relative alle cinque stazioni sottoposte a campionamenti stagionali.

Tab. 26. *Abbondanze totali dei macroinvertebrati campionati nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale.*

	INV	PRI	EST	AUT	TOT.
PR1	410	2994	1379	381	5164
PR2	816	10918	1630	3877	17241
PR3	279	3422	175	810	4686
AAS	625	2221	751	483	4080
ROC	196	13061	7370	7412	28039
TOT.	2326	32616	11305	12963	59210

La meiofauna risulta essere particolarmente abbondante a ROC, e presente con densità minori ad AAS; in primavera è stato raccolto in assoluto il maggior numero di organismi, mentre l'inverno è la stagione caratterizzata dalle minori abbondanze.

Nelle tabelle successive sono riportate abbondanze e percentuali relative della meiofauna, divisa in grandi gruppi tassonomici, campionata nelle diverse stagioni. In Tab. 27 sono riportati i risultati del campionamento invernale; analogamente ai macroinvertebrati, la stazione FON è stata omessa a causa del ridotto numero di organismi raccolti (35).

La stagione invernale è caratterizzata dalle minori abbondanze di meiofauna a livello annuale. In quattro delle cinque le stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale i Ditteri rappresentano il gruppo più numeroso, mentre a ROC gli organismi più abbondanti sono i Plecotteri; questa stazione nel suo complesso è caratterizzata dalla maggiore equiripartizione. Le restanti stazioni sono caratterizzate da una elevata variabilità; le densità maggiori sono state ritrovate a PR5 e ROD, le minori a VIN.

Tab. 27. *Abbondanze e percentuali relative della meiofauna raccolta in inverno (totali riferiti alla somma delle tre repliche).*

INVERNO	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC		BR1	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	23	5.6	76	9.3	34	12.2	16	2.6	82	41.8	28	7.1
Ephemeroptera	15	3.7	32	3.9	15	5.4	2	0.3	4	2.0	-	-
Trichoptera	2	0.5	4	0.5	-	-	1	0.2	3	1.5	1	0.3
Diptera	336	82.0	635	77.8	212	76.0	551	88.2	69	35.2	312	79.2
Coleoptera	-	-	4	0.5	1	0.4	-	-	-	-	3	0.8
Harpacticoida	28	6.8	11	1.3	6	2.2	7	1.1	3	1.5	34	8.6
Cyclopoida	3	0.7	2	0.2	2	0.7	1	0.2	-	-	-	-
Ostracoda	-	-	2	0.2	-	-	3	0.5	1	0.5	1	0.3
Hydracarina	2	0.5	8	1.0	-	-	1	0.2	2	1.0	-	-
Nematoda	-	-	23	2.8	7	2.5	22	3.5	30	15.3	15	3.8
Oligochaeta	1	0.2	19	2.3	2	0.7	21	3.4	2	1.0	-	-
Tardigrada	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOT.	410	100.0	816	100.0	279	100.0	625	100.0	196	100.0	394	100.0

INVERNO	BR2		CHI		PR4		PR5		ROD		VIN	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	5	1.6	40	7.0	10	1.1	32	2.6	28	2.5	18	9.8
Ephemeroptera	14	4.4	7	1.2	54	6.1	101	8.2	3	0.3	2	1.1
Trichoptera	1	0.3	40	7.0	3	0.3	-	-	44	3.9	1	0.5
Diptera	267	84.8	218	38.4	640	72.1	1045	84.6	596	52.7	104	56.8
Coleoptera	3	1.0	1	0.2	-	-	2	0.2	6	0.5	1	0.5
Harpacticoida	6	1.9	155	27.3	19	2.1	11	0.9	46	4.1	20	10.9
Cyclopoida	-	-	13	2.3	3	0.3	1	0.1	3	0.3	2	1.1
Ostracoda	-	-	4	0.7	1	0.1	-	-	15	1.3	2	1.1
Hydracarina	-	-	1	0.2	-	-	1	0.1	3	0.3	2	1.1
Nematoda	18	5.7	89	15.7	10	1.1	41	3.3	377	33.4	27	14.8
Oligochaeta	-	-	-	-	142	16.0	-	-	9	0.8	4	2.2
Tardigrada	1	0.3	-	-	6	0.7	1	0.1	-	-	-	-
TOT.	315	100.0	568	100.0	888	100.0	1235	100.0	1130	100.0	183	100.0

In Tab. 28 sono riportate le abbondanze degli organismi raccolti nelle restanti stagioni nelle cinque stazioni sottoposte a campionamenti stagionali.

In primavera i Ditteri Chironomidi costituiscono la quasi totalità della meiofauna campionata, con percentuali molto elevate in ogni stazione; i Plecotteri sono il secondo gruppo più rappresentato. A ROC le densità della meiofauna sono elevatissime (9370 Ind. m⁻²), mentre quelle minori sono riferite ad AAS (1593 Ind. m⁻²).

In estate le abbondanze di Ditteri sono sempre elevate ma, a differenza di ROC ove la comunità di meiofauna è costituita per la quasi totalità da questi organismi, nelle altre stazioni sono presenti altri taxa in proporzioni apprezzabili; a PR1, ad esempio, sono ben rappresentati anche Plecotteri e Tricotteri. Le densità maggiori sono state trovate a ROC, quelle minori a PR3.

Tab. 28. Abbondanze e percentuali relative della meiofauna raccolta in primavera, estate, autunno.

PRIMAVERA	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	186	6.2	102	0.9	301	8.8	306	13.8	1864	14.3
Ephemeroptera	6	0.2	10	0.1	7	0.2	41	1.8	13	0.1
Trichoptera	6	0.2	20	0.2	7	0.2	14	0.6	19	0.1
Diptera	2721	90.9	10677	97.8	3019	88.2	1716	77.3	10956	83.9
Coleoptera	9	0.3	8	0.1	4	0.1	2	0.1	10	0.1
Harpacticoida	21	0.7	27	0.2	19	0.6	38	1.7	35	0.3
Cyclopoida	-	-	1	0.0	-	-	13	0.6	1	0.0
Ostracoda	-	-	1	0.0	1	0.0	6	0.3	-	-
Hydracarina	32	1.1	69	0.6	28	0.8	36	1.6	146	1.1
Nematoda	10	0.3	-	-	12	0.4	13	0.6	8	0.1
Oligochaeta	2	0.1	2	0.0	22	0.6	36	1.6	4	0.0
Tardigrada	1	0.0	1	0.0	2	0.1	-	-	5	0.0
TOT.	2994	100.0	10918	100.0	3422	100.0	2221	100.0	13061	100.0
ESTATE	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	204	14.8	102	6.3	10	5.7	23	3.1	107	1.5
Ephemeroptera	23	1.7	16	1.0	35	20.0	29	3.9	5	0.1
Trichoptera	79	5.7	142	8.7	2	1.1	7	0.9	188	2.6
Diptera	1012	73.4	1266	77.7	101	57.7	585	77.9	6891	93.5
Coleoptera	5	0.4	21	1.3	1	0.6	4	0.5	9	0.1
Harpacticoida	11	0.8	10	0.6	7	4.0	34	4.5	55	0.7
Cyclopoida	-	-	3	0.2	8	4.6	1	0.1	-	-
Ostracoda	-	-	-	-	-	-	4	0.5	-	-
Hydracarina	34	2.5	48	2.9	3	1.7	9	1.2	109	1.5
Nematoda	3	0.2	4	0.2	8	4.6	9	1.2	2	0.0
Oligochaeta	8	0.6	18	1.1	-	-	33	4.4	3	0.0
Tardigrada	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.0
Tricladida	-	-	-	-	-	-	12	1.6	-	-
Collembola	-	-	-	-	-	-	1	0.1	-	-
TOT.	1379	100.0	1630	100.0	175	100.0	751	100.0	7370	100.0
AUTUNNO	PR1		PR2		PR3		AAS		ROC	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	17	4.5	315	8.1	5	0.6	24	5.0	31	0.4
Ephemeroptera	6	1.6	6	0.2	3	0.4	7	1.4	3	0.0
Trichoptera	4	1.0	50	1.3	4	0.5	3	0.6	13	0.2
Diptera	317	83.2	3097	79.9	658	81.2	266	55.1	7143	96.4
Coleoptera	2	0.5	11	0.3	3	0.4	2	0.4	4	0.1
Harpacticoida	11	2.9	12	0.3	22	2.7	49	10.1	23	0.3
Cyclopoida	-	-	1	0.0	-	-	14	2.9	-	-
Cladocera	2	0.5	7	0.2	4	0.5	-	-	2	0.0
Ostracoda	-	-	12	0.3	-	-	1	0.2	-	-
Hydracarina	6	1.6	24	0.6	2	0.2	3	0.6	18	0.2
Nematoda	1	0.3	4	0.1	3	0.4	34	7.0	16	0.2
Oligochaeta	13	3.4	332	8.6	102	12.6	56	11.6	148	2.0
Tardigrada	-	-	2	0.1	1	0.1	5	1.0	2	0.0
Tricladida	2	0.5	4	0.1	3	0.4	18	3.7	9	0.1
Collembola	-	-	-	-	-	-	1	0.2	-	-
TOT.	381	100.0	3877	100.0	810	100.0	483	100.0	7412	100.0

Durante la stagione autunnale i Ditteri sono sempre particolarmente abbondanti. In ciascuna delle stazioni campionate gli Oligocheti aumentano sensibilmente; a PR1, PR2 e AAS è stato raccolto anche un discreto numero di Plecotteri e Copepodi. Per la prima volta durante l'anno sono stati raccolti anche Cladoceri, appartenenti ai generi *Alona* e *Chydorus*, in tutte le stazioni ad eccezione di AAS. Le maggiori densità totali sono state trovate a ROC, quelle minori a PR1.

Dall'analisi statistica effettuata sono emerse differenze significative fra i campioni raccolti nelle diverse stagioni (one-way ANOSIM, fattore: stagione, global R=0.262, p<0.001), rappresentati mediante NMDS in Fig. 19.

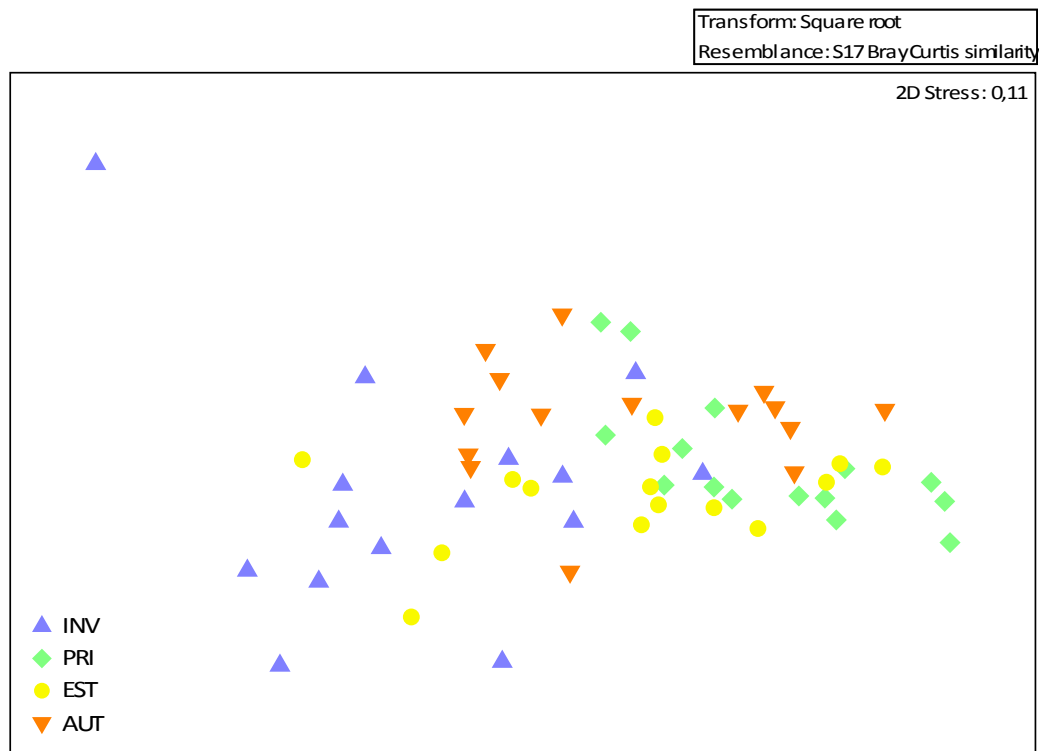


Fig. 19. NMDS relativo ai campioni di meiofauna prelevati nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale.

L'indice di dissimilarità medio secondo Bray-Curtis (SIMPER analysis, Tab. 29), calcolato fra coppie di stagioni, ha evidenziato come la composizione delle comunità di meiofauna differisca durante l'anno. Le dissimilarità maggiori sono state riscontrate fra le stagioni invernale e primaverile (61.00) e sono dovute principalmente al contributo di Ditteri (55.51%), Plecotteri (15.16%) e Idracari (6.86%); questi tre gruppi sono i più abbondanti in primavera (rispettivamente 38.44, 10.89 e 4.00), mentre in inverno le abbondanze sono molto minori e a carico di gruppi tassonomici differenti (Ditteri 8.67, Plecotteri 2.98, Nematodi 1.92).

Tab. 29. Risultati dell'analisi SIMPER: indice medio di dissimilarità secondo Bray-Curtis per coppie di stagioni di campionamento.

	INV	PRI	EST	AUT
INV	-			
PRI	61.00	-		
EST	52.77	42.95	-	
AUT	54.26	46.03	45.64	-

Differenze significative sono emerse anche fra le cinque stazioni (one-way ANOSIM, fattore: stazione, global $R=0.160$, $p<0.001$). L'indice di dissimilarità medio secondo Bray-Curtis (SIMPER analysis, Tab. 30), calcolato fra coppie di stazioni di campionamento, ha evidenziato come le comunità di meiofauna bentonica siano dissimili fra loro, ma in misura minore rispetto a quelle di macroinvertebrati. Le dissimilarità maggiori, analogamente ai macroinvertebrati, sono state riscontrate fra le stazioni PR3-ROC (59.19), e sono dovute principalmente al contributo di Ditteri (53.77%), Plecotteri (13.39%) e Oligocheti (5.83%). A PR3 questi sono i gruppi tassonomici più abbondanti (rispettivamente, 13.87, 3.44 e 2.09), mentre a ROC sono maggiormente presenti Ditteri (39.57), Plecotteri (9.34) e Idracari (3.86).

Tab. 30. Risultati dell'analisi SIMPER: indice medio di dissimilarità secondo Bray-Curtis per coppie di stazioni di campionamento.

	PR1	PR2	PR3	AAS	ROC
PR1	-				
PR2	44.78	-			
PR3	47.01	52.73	-		
AAS	41.59	46.35	46.67	-	
ROC	53.18	47.70	59.19	53.38	-

In Fig. 20 sono rappresentate le densità stagionali della meiofauna raccolta nelle cinque stazioni (Tab. 27, Tab. 28).

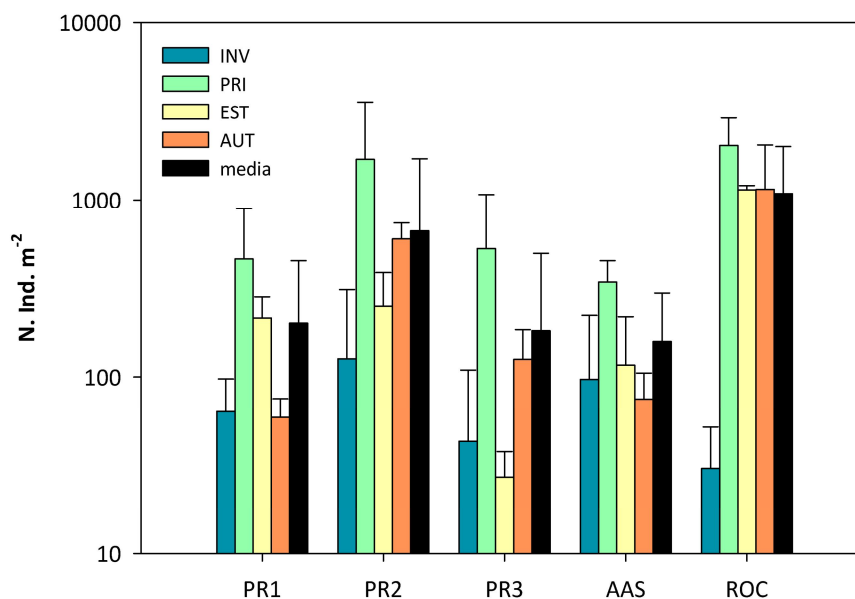


Fig. 20. Densità medie della meiofauna raccolta nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale (Nota: densità rappresentate in scala logaritmica).

A ROC questi organismi sono particolarmente abbondanti, con densità massime in primavera (2023 Ind. m⁻²). Contrariamente a quanto evidenziato per i macroinvertebrati, le differenze nell'abbondanza della meiofauna nelle tre stazioni lungo il torrente Parma risultano essere significative solo fra PR2 e PR3 ($p<0.05$, Kruskal-Wallis test), ma non fra PR1 e PR3.

Nel grafico successivo (Fig. 21) sono riportate le abbondanze di EPT presenti nella meiofauna (Tab. 27, Tab. 28). A differenza degli andamenti dello stesso indice riferiti ai macroinvertebrati (Fig.

16), che assumevano valori massimi in autunno, le abbondanze di EPT sono massime in primavera a PR3, AAS e ROC, a PR1 in estate e a PR2 in autunno. Le densità presenti a PR3 sono le più basse in assoluto, mentre ROC è la stazione caratterizzata dalle maggiori abbondanze di EPT, che presentano un picco nella stagione primaverile. Non sono emerse differenze fra densità di EPT a PR1 e PR3, mentre queste sono significative nel confronto PR2-PR3 ($p < 0.05$, Kruskal-Wallis test).

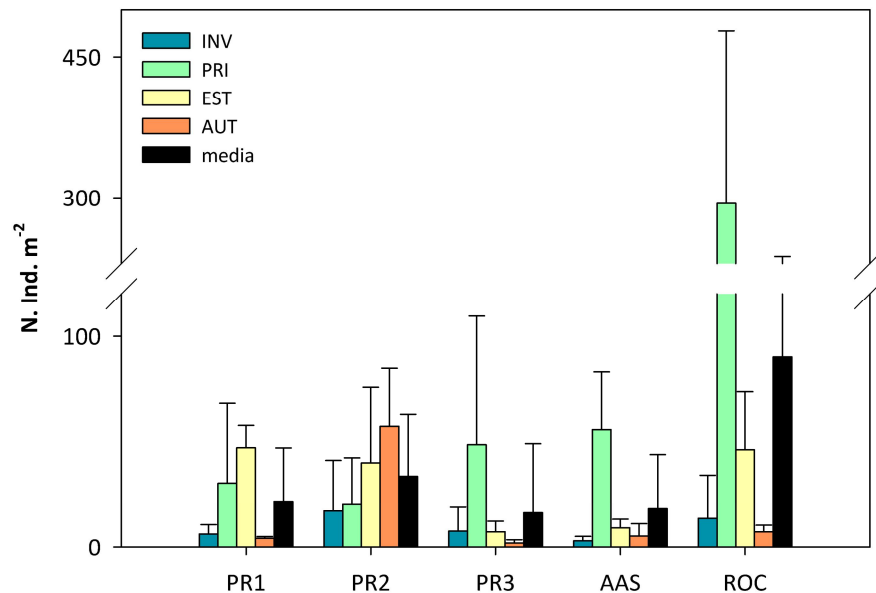


Fig. 21. Densità medie stagionali di EPT nelle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio (Nota: densità rappresentate in scala logaritmica).

6.4 Trappole iporreiche

A causa dell'elevata dinamicità ed instabilità dell'alveo, 25 delle 45 trappole posizionate sono andate perdute, ed in particolare quelle situate lungo l'asta principale del torrente Parma; sono state recuperate complessivamente tre trappole a PR2, nove ad AAS ed otto a ROC, al cui interno sono stati ritrovati 14018 organismi. Di essi, 3175 erano macroinvertebrati, mentre i restanti 10843 appartenevano alla meiofauna; i dati sono riportati in All. 9.

È opportuno evidenziare il fatto che inizialmente le trappole relative a PR2 erano state date per disperse, e poi insperatamente recuperate a distanza di due mesi e mezzo dal loro posizionamento (a differenza delle restanti 17, lasciate *in situ* 40 giorni). I dati relativi a queste trappole non risultano tuttavia essere direttamente confrontabili con quelli relativi alle altre stazioni, a causa della perdita dell'orientamento originario e dell'evidenza di fenomeni di *clogging* all'interno di esse, che possono aver determinato la scomparsa di taluni organismi.

In Fig. 22 sono riportate le abbondanze di macro e meiofauna raccolte in ciascuna stazione. Ad AAS e ROC appare evidente come le densità di meiofauna siano notevolmente superiori a quelle dei macroinvertebrati (fino a 23.6 volte per trappola; $p < 0.001$, one-way ANOVA); a PR2 è invece la macrofauna ad essere più abbondante, e ciò potrebbero essere imputabile alla progressiva scomparsa degli organismi più piccoli in seguito all'occlusione degli interstizi.

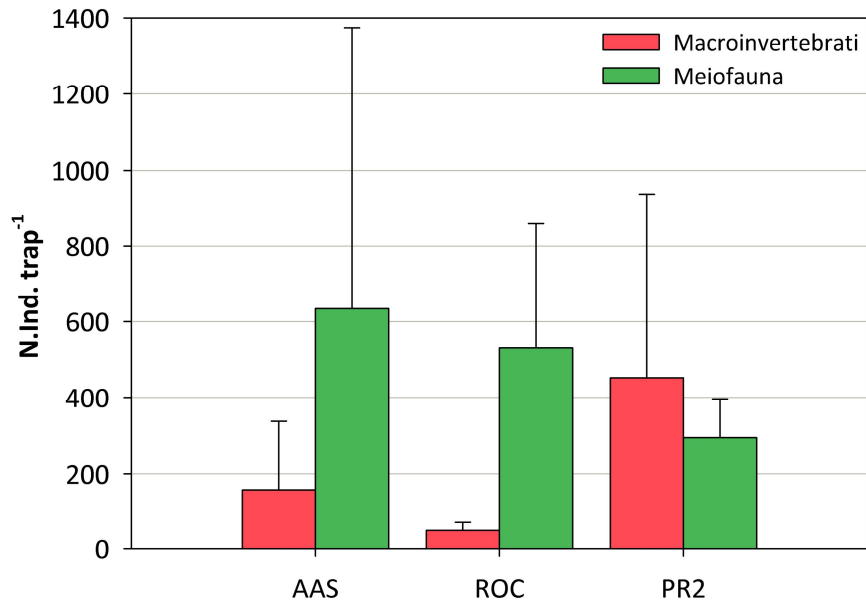


Fig. 22. Densità medie di macroinvertebrati e meiofauna raccolti mediante trappole iporreiche.

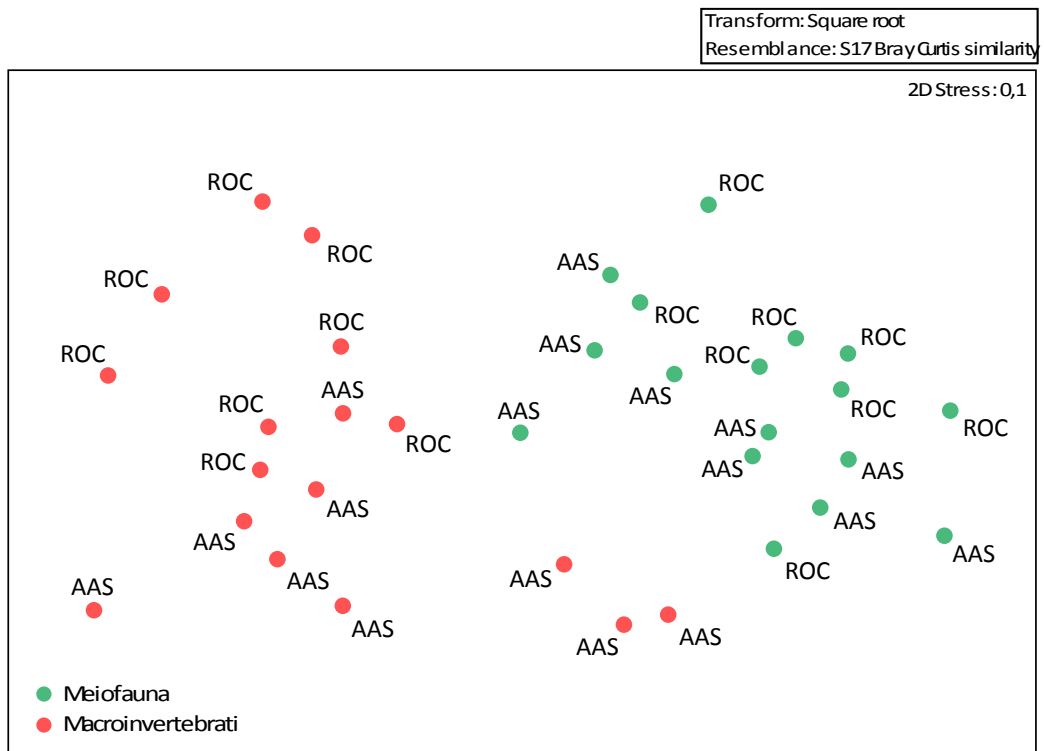


Fig. 23. NMDS relativo alle classi dimensionali degli organismi rinvenuti nelle trappole iporreiche.

In Fig. 23 è riportato il grafico relativo al NMDS effettuato sui campioni di meiofauna e macroinvertebrati rinvenuti all'interno delle trappole recuperate ad AAS e ROC. Le due classi dimensionali sono caratterizzate dalla presenza di diversi gruppi di individui e pertanto formano due cluster ben distinti.

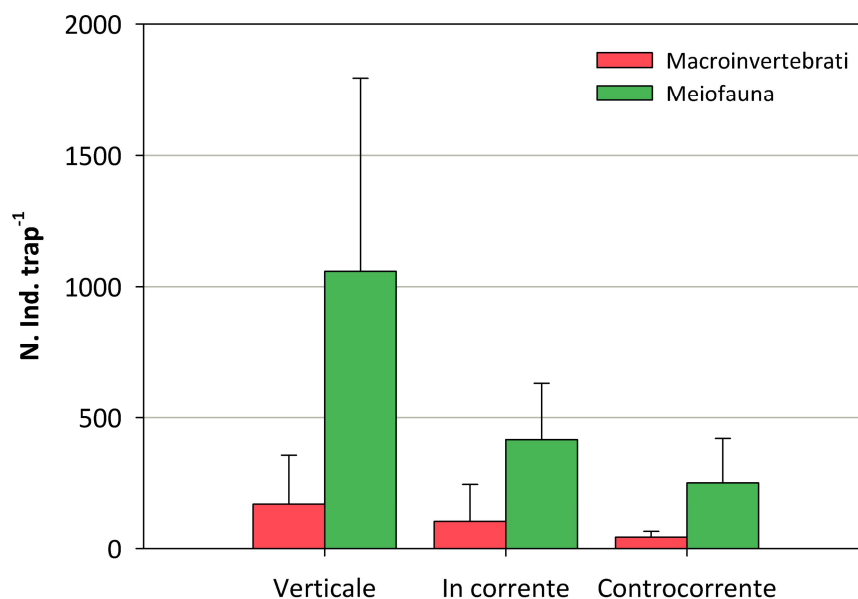


Fig. 24. Densità medie di macroinvertebrati e meiofauna raccolti nelle trappole posizionate con diverso orientamento (apertura verso l'alto, in corrente, controcorrente).

Le trappole hanno raccolto un diverso numero di individui a seconda dell'orientamento dell'apertura, come mostrato in Fig. 24 (escludendo le trappole relative a PR2 per i motivi sopra citati). Le abbondanze più elevate sono state rinvenute nelle trappole con apertura verso l'alto, ad indicare pattern di migrazione prevalentemente verticali degli organismi bentonici. Tali differenze sono statisticamente significative per la meiofauna (verticale-in corrente: $p < 0.05$; verticale-controcorrente: $p < 0.01$, Kruskal-Wallis test), ma non per i macroinvertebrati.

Tab. 31. Abbondanze di macroinvertebrati e meiofauna raccolti mediante trappole iporreiche.

	Macroinvertebrati		Meiofauna	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	394	12.4	520	4.8
Trichoptera	78	2.5	94	0.9
Diptera	2113	66.6	7864	72.5
Oligochaeta	91	2.9	445	4.1
Hydracarina	246	7.7	188	1.7
Nematoda	-	-	447	4.1
Copepoda	82	2.6	850	7.8
Altro	171	5.4	435	4.0
TOT.	3175	100.0	10843	100.0

In Tab. 31 sono riportate abbondanze e percentuali relative di macro e meiofauna, divise per grandi gruppi tassonomici, raccolta tramite le trappole iporreiche. I Ditteri Chironomidi sono il taxon più abbondante. Fra i macroinvertebrati sono ben rappresentati anche Plecotteri e Idracari, mentre sono totalmente assenti i Nematodi; all'interno della meiofauna sono abbondanti anche Copepodi e Plecotteri.

6.4.1 Macroinvertebrati

L'esperimento di colonizzazione mediante trappole iporreiche ha portato alla raccolta complessiva di 3175 individui, assegnati a 46 taxa riconducibili a 12 grandi gruppi tassonomici. Le abbondanze totali per stazione e le relative incidenze percentuali sono riportate in Tab. 32.

Tab. 32. *Abbondanze e percentuali relative dei macroinvertebrati raccolti mediante trappole iporreiche (fra parentesi è riportato il numero totale di trappole cui si riferiscono i totali).*

	AAS (9)		ROC (8)		PR2 (3)	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	130	9.1	45	11.5	219	16.1
Ephemeroptera	34	2.4	7	1.8	11	0.8
Trichoptera	38	2.7	18	4.6	22	1.6
Coleoptera	8	0.6	8	2.0	74	5.5
Diptera	1203	84.4	233	59.4	677	49.9
Gastropoda	1	0.1	3	0.8	-	-
Bivalvia	-	-	2	0.5	-	-
Oligochaeta	2	0.1	7	1.8	82	6.0
Hydracarina	7	0.5	67	17.1	172	12.7
Cladocera	-	-	-	-	20	1.5
Copepoda	3	0.2	-	-	79	5.8
Ostracoda	-	-	2	0.5	1	0.1
TOT.	1426	100.0	392	100.0	1357	100.0

I Ditteri rappresentano la frazione dominante della macrofauna in tutte e tre le stazioni; ad AAS sono presenti in misura minore anche Plecotteri. A causa del ridotto numero di repliche per stazione, e della relativa scarsità di macroinvertebrati raccolti in ciascuna trappola, non è stato possibile evidenziare differenze statisticamente significative in termini di abbondanze dei gruppi tassonomici presenti nelle trappole con diverso orientamento.

6.4.2 Meiofauna

Complessivamente sono stati raccolti 10843 individui appartenenti alla meiofauna, assegnati a 13 grandi gruppi; è tuttora in corso l'identificazione a livello tassonomico più dettagliato. In Tab. 33 sono riportate le loro abbondanze e percentuali relative. I Ditteri Chironomidi rappresentano la frazione dominante in tutte e tre le stazioni. A ROC sono presenti in minor misura Copepodi e Plecotteri, mentre a PR2 sono abbondanti anche Oligocheti, Tricladi e Copepodi.

Da un punto di vista qualitativo (poiché il numero di campioni non era sufficiente per effettuare analisi statistiche), si possono osservare pattern di movimento della meiofauna predominanti per ciascun grande gruppo tassonomico. Mentre gli Arpacticoidi sono particolarmente abbondanti nelle trappole con apertura verso l'alto, i Ciclopoidi tendono a muoversi controcorrente (reotassi positiva), e gli Ostracodi si fanno trasportare passivamente (reotassi negativa). Movimenti verticali (dalla zona più superficiale verso quella più profonda del sedimento) sono stati evidenziati per gli Insetti: mentre i pattern sono piuttosto marcati per Coleotteri, Efemerotteri, Plecotteri e Ditteri, per i Tricotteri non sono state riscontrate differenze. Per quanto riguarda gli altri gruppi

tassonomici, gli Idracari tendono a muoversi tendenzialmente controcorrente, mentre movimenti verticali predominanti sono stati evidenziati per Nematodi, Oligocheti, Tardigradi e Tricladi.

Tab. 33. *Abbondanze e percentuali relative della meiofauna raccolta mediante trappole iporreiche (in parentesi è riportato il numero di trappole cui si riferiscono i totali).*

	AAS (9)		ROC (8)		PR2 (3)	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	213	3.7	301	7.1	6	0.7
Diptera	4881	85.5	2628	61.8	355	40.2
Oligochaeta	61	1.1	214	5.0	170	19.3
Nematoda	144	2.5	267	6.3	36	4.1
Harpacticoida	132	2.3	470	11.1	99	11.2
Cyclopoida	53	0.9	65	1.5	31	3.5
Tricladida	32	0.6	84	2.0	144	16.3
Coleoptera	13	0.2	12	0.3	3	0.3
Ephemeroptera	64	1.1	43	1.0	6	0.7
Hydracarina	60	1.1	101	2.4	27	3.1
Trichoptera	45	0.8	47	1.1	2	0.2
Ostracoda	5	0.1	14	0.3	3	0.3
Tardigrada	7	0.1	5	0.1	-	-
TOT.	5710	100.0	4251	100.0	882	100.0

6.5 Pompa Bou-Rouch

I campionamenti mediante pompa Bou-Rouch hanno portato alla raccolta complessiva di 14029 individui, assegnati a 16 grandi gruppi tassonomici. I risultati del campionamento di tali organismi, rappresentati esclusivamente dalla meiofauna, sono riportati schematicamente in Tab. 34 e, in dettaglio, in All. 10. È tuttora in corso l'identificazione a livello tassonomico più dettagliato. A causa di difficoltà nell'inserimento della pompa nel substrato fluviale, in inverno non è stato possibile effettuare il campionamento in corrispondenza delle stazioni PR1 e ROC.

Tab. 34. *Abbondanze totali degli invertebrati iporreici campionati tramite pompa Bou-Rouch (S/1: primo sottocampione, volume=1 l; S/2: secondo sottocampione, volume=4 l).*

	INV		PRI		EST		AUT	
	S/1	S/2	S/1	S/2	S/1	S/2	S/1	S/2
PR1	-	-	456	1958	236	202	89	219
PR2	42	379	18	136	422	366	253	227
PR3	27	289	307	170	192	177	173	275
AAS	7	129	16	101	1230	1309	202	310
ROC	-	-	56	234	1557	564	273	135
BR1	4	19	-	-	-	-	-	-
BR2	33	254	-	-	-	-	-	-
PR4	221	513	-	-	-	-	-	-
ROD	11	238	-	-	-	-	-	-
TOT.	345	1821	853	2599	3637	2618	990	1166
N. Ind. l ⁻¹	49.3	65.0	170.6	130.0	727.4	130.9	198.0	58.3

Le densità della meiofauna sono statisticamente superiori nei sottocampioni S/1 (264.77 ± 392.86) rispetto a S/2 (93.23 ± 109.69) ($p < 0.001$, χ^2 test). L'indice di Shannon risulta tuttavia essere maggiore nei sottocampioni S/2 ($p < 0.05$, Kruskal-Wallis test), caratterizzati da una maggiore diversità rispetto a S/1. In Fig. 25 è riportato il grafico relativo al NMDS effettuato sui diversi sottocampioni; i dati relativi a S/2 risultano essere meno dispersi rispetto a quelli di S/1.

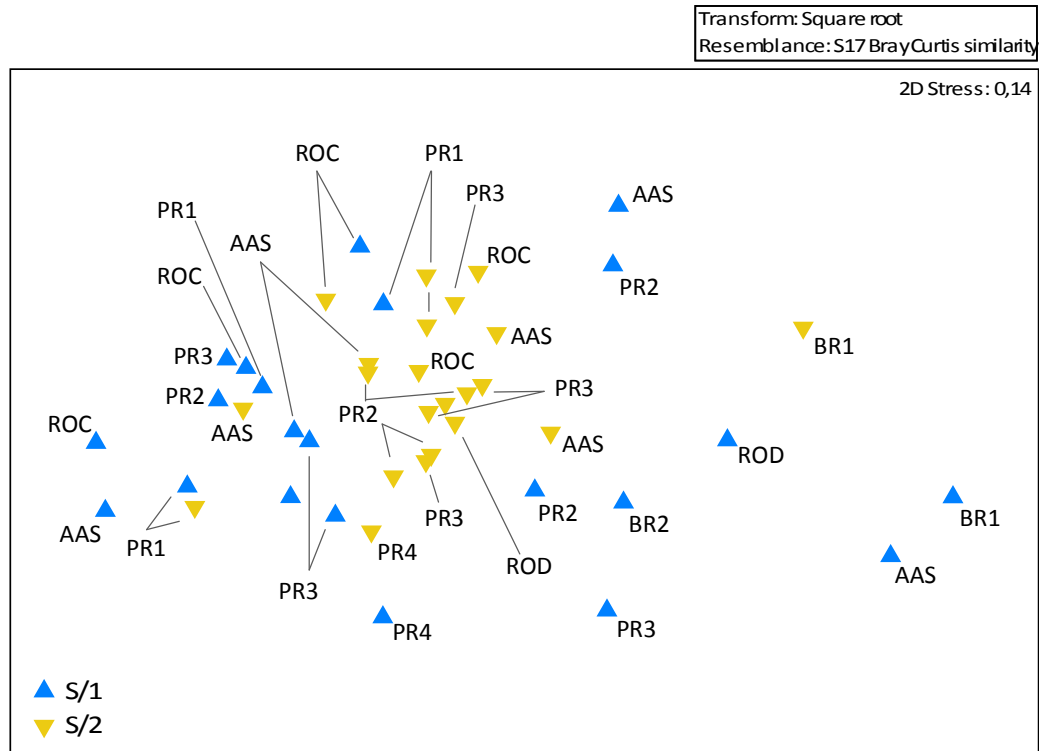


Fig. 25. NMDS relativo ai sottocampioni S/1 e S/2 prelevati con pompa Bou-Rouch.

Le densità di invertebrati relative alle cinque stazioni sottoposte a monitoraggio stagionale sono riportate in Tab. 35 e rappresentate in Fig. 26. Mentre in inverno la densità media di organismi è maggiore nel secondo sottocampione, in tutte le altre stagioni le densità rinvenute nel primo litro prelevato sono superiori. Le densità relative alla stagione invernale sono le più basse in assoluto, mentre in estate la zona interstiziale ospita le maggiori abbondanze di meiofauna. Le differenze a livello stagionale presentano una significatività molto elevata (one-way ANOSIM, fattore: stagione, global $R=0.163$, $p=0.001$).

Tab. 35. Densità degli invertebrati iporreici raccolti nelle cinque stazioni sottoposte a campionamento stagionale.

	INV		PRI		EST		AUT	
	S/1	S/2	S/1	S/2	S/1	S/2	S/1	S/2
PR1	-	-	456	489.5	236	50.5	89	54.8
PR2	42	94.8	18	34.0	422	91.5	253	56.8
PR3	27	72.3	307	42.5	192	44.3	173	68.8
AAS	7	32.3	16	25.3	1230	327.3	202	77.5
ROC	-	-	56	58.5	1557	141.0	273	33.8
MEDIA	25.3	199.4	170.6	130.0	727.4	130.9	198.0	58.3

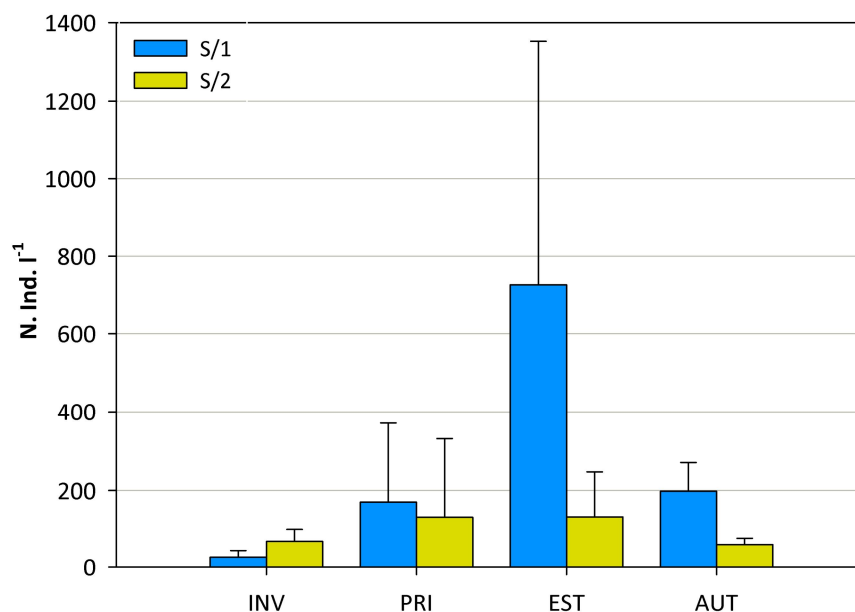


Fig. 26. Densità medie degli organismi interstiziali raccolti nei diversi sottocampioni nelle cinque stazioni sottoposte a campionamento stagionale.

Le abbondanze relative ai grandi gruppi tassonomici raccolti nei diversi sottocampioni sono riportate in Tab. 36. L'analisi delle similarità ha evidenziato la presenza di differenze significative nella composizione dei due diversi sottocampioni (one-way ANOSIM, fattore: sottocampione, global $R=0.155$, $p=0.001$). All'interno del primo litro i Ditteri rappresentano il gruppo più abbondante, pari al 62.0%; tale percentuale si riduce tuttavia al 45.3% nel successivo sottocampione. Gli Oligocheti sono presenti in percentuali analoghe (12.6 e 12.7%) nei due sottocampioni. In S/1 i Plecotteri sono di poco più abbondanti rispetto a S/2 (rispettivamente, 8.2% e 6.9%), mentre Efemerotteri e Copepodi sono presenti in maggior misura in S/2.

Tab. 36. Abbondanze e percentuali relative della meiofauna iporreica raccolta nei diversi sottocampioni.

	S/1		S/2	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	478	8.2	562	6.9
Ephemeroptera	204	3.5	814	9.9
Trichoptera	101	1.7	96	1.2
Diptera	3612	62.0	3717	45.3
Coleoptera	1	0.0	5	0.1
Harpacticoida	227	3.9	906	11.0
Cyclopoida	35	0.6	82	1.0
Cladocera	31	0.5	34	0.4
Ostracoda	13	0.2	41	0.5
Gastropoda	-	-	6	0.1
Hydracarina	164	2.8	336	4.1
Nematoda	81	1.4	357	4.4
Oligochaeta	733	12.6	1043	12.7
Tardigrada	6	0.1	63	0.8
Tricladida	137	2.4	137	1.7
Collembola	2	0.0	5	0.1
TOT.	5825	100.0	8204	100.0

6.6 Drift

6.6.1 Macroinvertebrati

I campionamenti del drift effettuati con rete da 255 μm hanno portato alla raccolta complessiva di 12254 macroinvertebrati assegnati a 52 taxa, secondo quanto riportato in Tab. 37 e, in dettaglio, in All. 11. I campionamenti primaverili risentono di un problema di *clogging* della rete a causa dell'elevata presenza di materiale fine trasportato dalla corrente; i risultati perciò non sono direttamente confrontabili con quelli delle stagioni estiva ed autunnale, poiché all'interno del retino sono stati trattenuti anche organismi appartenenti alla meiofauna che, in condizioni normali, sarebbero passati attraverso le maglie. Inoltre, a causa di un problema nella fissazione di un campione, non è stato possibile analizzare una delle repliche del campionamento primaverile nella stazione PR2. Le elaborazioni successive sono pertanto state effettuate escludendo questi campioni.

Tab. 37. Risultati del campionamento del drift (macroinvertebrati). I valori si riferiscono alla somma delle tre repliche (*: totale riferito a 2 repliche).

	PRI		EST		AUT		TOT.	
	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}
PR1	7051	411.1	163	8.6	130	12.1	7344	143.9
PR2	1362*	139.0	84	5.9	51	4.8	1497	49.9
PR3	2534	188.0	673	24.5	206	4.3	3413	72.3
TOT.	10947	100.0	920	100.0	387	100.0	12254	100.0

Il grafico relativo alle densità del drift (Fig. 27) evidenzia come in corrispondenza della stazione PR3 sia presente nel drift un maggior numero di organismi, anche se tali differenze non sono risultate statisticamente significative a causa del basso numero di repliche.

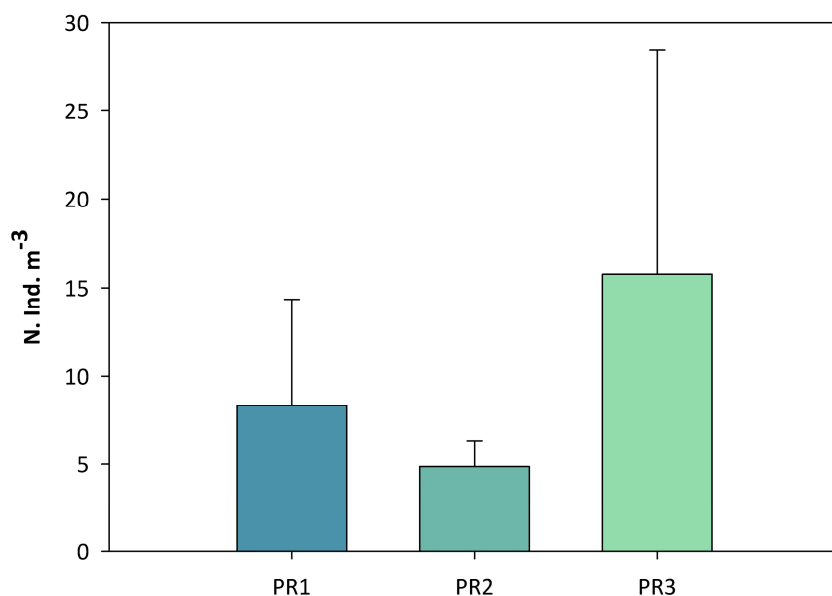


Fig. 27. Densità dei macroinvertebrati driftati nelle stazioni PR1, PR2, PR3.

Tab. 38. Densità e percentuali relative dei macroinvertebrati presenti nel drift in primavera (*: risultati calcolati su due repliche), estate, autunno.

PRIMAVERA	PR1		PR2*		PR3	
	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%
Chironomidae	398.6	97.0	125.8	90.5	164.3	87.4
Simuliidae	4.1	1.0	2.3	1.7	7.4	3.9
Plecoptera	0.4	0.1	1.0	0.7	4.8	2.6
Hydracarina	2.4	0.6	3.1	2.2	2.7	1.4
Ephemeroptera	0.7	0.2	0.5	0.4	1.6	0.8
Oligochaeta	1.6	0.4	1.3	1.0	0.1	0.1
Collembola	0.1	0.0	0.1	0.1	2.3	1.2
Naididae	0.2	0.0	1.3	1.0	1.2	0.6
Trichoptera	0.2	0.0	1.7	1.2	0.4	0.2
Altro	2.9	0.7	1.8	1.2	3.2	1.7
TOT.	411.1	100.0	139.0	100.0	188.0	100.0
ESTATE	PR1		PR2		PR3	
	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%
Chironomidae	2.6	30.8	4.3	75.0	11.8	48.6
Simuliidae	0.2	1,9	0.2	3.6	0.8	3.3
Plecoptera	0.5	5.7	-	-	0.1	0.4
<i>Amphinemura</i>	2.3	26.9	-	-	0.5	1.9
<i>Leuctra</i>	0.0	0.5	-	-	0.4	1.5
<i>Baetis</i>	0.7	8.5	0.1	2.4	0.3	1.2
Ephemeroptera	0.4	5.1	-	-	0.2	0.9
Hydropsychidae	0.6	6.5	0.3	4.8	0.4	1.5
Trichoptera	0.0	0.5	0.1	2.4	0.1	0.6
Hydracarina	0.2	2.1	0.6	7.1	1.3	5.2
Cyclopoida	-	-	-	-	1.5	6.5
Cladocera	-	-	-	-	5.0	20.8
Elminthidae	0.4	5.1	-	-	0.3	1.0
Altro	0.6	6.4	0.3	4.8	1.6	6.5
TOT.	8.6	100.0	5.9	100.0	24.4	100.0
AUTUNNO	PR1		PR2		PR3	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Chironomidae	2.8	23.1	2.5	51.0	1.0	23.3
Simuliidae	-	-	0.1	2.0	0.1	2.4
<i>Amphinemura</i>	4.4	36.9	-	-	0.2	5.3
<i>Nemoura</i>	0.5	3.8	-	-	0.0	0.5
<i>Baetis</i>	0.1	0.8	0.2	3.9	-	-
<i>Habroleptoides</i>	0.4	3.1	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	-	-	0.1	1.9
Hydracarina	0.1	0.8	0.1	2.0	0.1	3.4
Cyclopoida	0.4	3.1	0.5	9.8	0.6	13.1
Cladocera	2.2	18.5	0.2	3.9	1.1	26.2
Naididae	0.3	2.3	0.8	17.6	0.5	12.6
Ostracoda	-	-	0.2	3.9	-	-
<i>Ancylus</i>	-	-	0.1	2.0	0.2	4.4
Altro	0.9	7.7	0.2	3.9	0.3	6.8
TOT.	12.1	100.0	4.8	100.0	4.3	100.0

In Tab. 38 sono riportate le densità stagionali dei macroinvertebrati driftati, divisi per grandi gruppi tassonomici; i valori si riferiscono alla media delle repliche effettuate in ogni stazione. Nella stagione primaverile il drift è nettamente dominato dai Ditteri Chironomidi; fra gli altri gruppi sono abbondanti anche Ditteri Simulidi, Idracari e Plecotteri. In estate i Ditteri Chironomidi sono ancora il gruppo più abbondante in tutte e tre le stazioni, sebbene in misura inferiore rispetto alla stagione precedente; a PR1 sono stati ritrovati anche numerosi Plecotteri appartenenti al genere *Amphinemura* mentre a PR3, ed esclusivamente in questa stazione, sono stati rinvenuti Cladoceri. Per quanto riguarda la stagione autunnale, solo a PR2 i Ditteri Chironomidi rappresentano ancora il taxon più abbondante, seguiti da Oligocheti appartenenti alla famiglia Naididae; a PR1 è invece dominante *Amphinemura*, seguito da Ditteri Chironomidi e Cladoceri; a PR3 infine Cladoceri e Chironomidi rappresentano la frazione dominante del drift.

Per le successive elaborazioni sono state escluse le abbondanze relative agli organismi che non è stato possibile identificare oltre il livello di grande gruppo (Diptera sp., Ephemeroptera sp., Plecoptera sp., Trichoptera sp., Oligochaeta sp.), riducendo perciò a 47 i taxa considerati.

Tab. 39. Elenco dei taxa di macroinvertebrati comuni ed esclusivi nelle tre stazioni.

TAXA COMUNI	TAXA ESCLUSIVI		
	PR1	PR2	PR3
<i>Baetis</i> Chironomidae Cladocera Collembola Cyclopoida Elminthidae Empididae Enchytraeidae Harpacticoida Hydropsychidae Hydracarina Limoniidae Naididae <i>Protonemura</i> Simuliidae	<i>Ecdyonurus</i> <i>Habroleptoides</i> Helodidae <i>Pseudocentroptilum</i> <i>Rhithrogena</i>	Hydroptilidae	Athericidae <i>Bythinella</i> <i>Ephemera</i> Erpobdellidae Glossosomatidae Gomphidae Hydraenidae Hydrophilidae Lepidoptera Perlodidae Psychodidae <i>Valvata</i>

Le tre stazioni di campionamento differiscono fortemente per quanto riguarda la composizione tassonomica del drift (Tab. 39). Oltre ad un gruppo di 15 taxa comune alle tre stazioni, a PR1 e PR2 sono stati raccolti rispettivamente da 5 e 1 taxa esclusivi, mentre a PR3 ne sono stati rinvenuti ben 12.

Dall'analisi delle similarità sono emerse differenze significative fra stazioni di campionamento (one-way ANOSIM, fattore: stazione, global R=0.183, p<0.05). La dissimilarità maggiore, pari a 68.51, è stata riscontrata fra PR1 (condizioni naturali) e PR3 (deflussi alterati) ed è dovuta principalmente al contributo di Chironomidi (29.57%), Cladoceri (8.00%), Simulidi (5.56%), *Amphinemura* (5.46%), Ciclopoidi (4.91%) e Idracari (4.78%). A PR1 sono particolarmente abbondanti Chironomidi (16.24), *Amphinemura* (2.28), Simulidi (1.73), Idracari (1.50), mentre a PR3 i gruppi più rappresentati sono Chironomidi (13.33), Cladoceri (3.57), Simulidi (2.99) e Idracari (2.67).

Sono state riscontrate differenze significative anche fra stagioni di campionamento (one-way ANOSIM, fattore: stagione, global R=0.691, p<0.001). La dissimilarità maggiore, pari a 80.96, è relativa al confronto fra stagione primaverile ed autunnale, ed è dovuta principalmente al contributo di Chironomidi (49.15%), Simulidi (7.25%), Idracari (5.32%) e Cladoceri (4.40%). In primavera i gruppi maggiormente rappresentati sono Chironomidi (31.68), Simulidi (4.50), Idracari (3.52) e Naididae (1.79); in autunno i Chironomidi, pur essendo ancora il taxon dominante, sono molto meno abbondanti (3.31), seguiti da Cladoceri (2.44), *Amphinemura* (1.85) e Ciclopoidi (1.64). In Fig. 28 è riportato il grafico relativo al NMDS dei campioni di macroinvertebrati con riferimento alle stagioni di campionamento. I campioni raccolti si raggruppano in modo marcato in base alla stagione; quelli relativi alla stagione primaverile sono nel loro complesso più omogenei fra loro, mentre i campioni estivi ed autunnali sembrano essere caratterizzati da una maggiore variabilità.

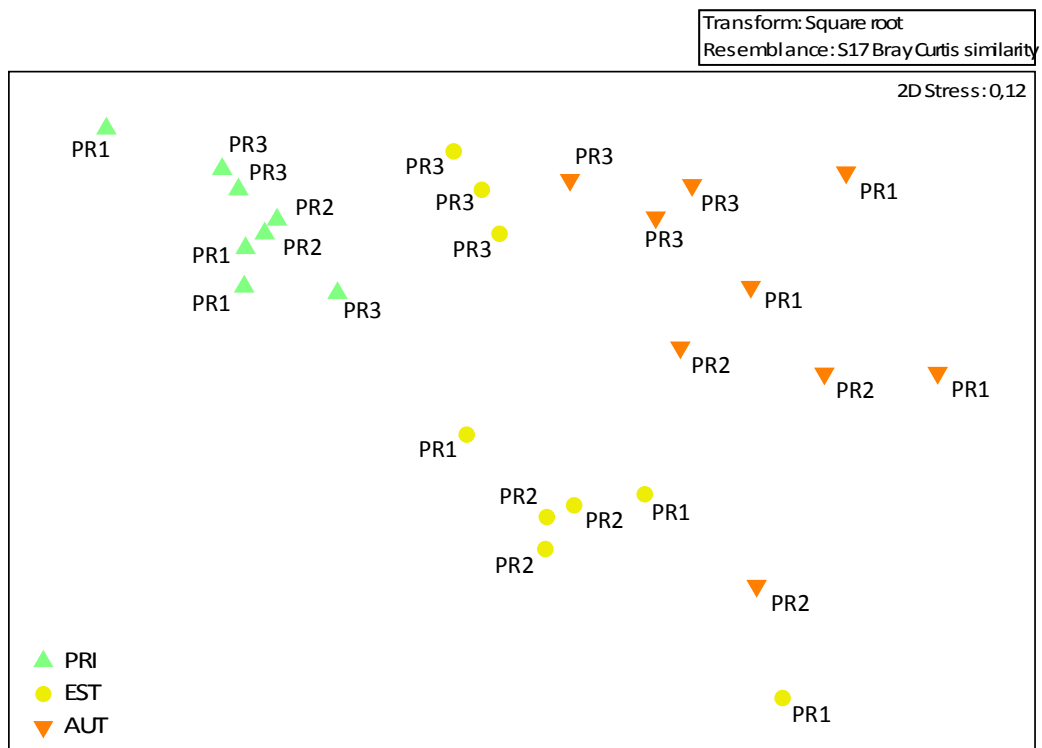


Fig. 28. NMDS relativo ai macroinvertebrati presenti nel drift nelle stagioni PRI (primavera), EST (estate), AUT (autunno) a PR1, PR2, PR3.

Anche le velocità di corrente sembrano influire in modo significativo sulla composizione dei campioni del drift. In Fig. 29 è riportato il grafico relativo al NMDS sui i campioni raggruppati in tre classi di velocità di corrente (<10; 10-20; >20 cm s⁻¹). Con l'aumentare della velocità di corrente, i campioni tendono ad essere maggiormente raggruppati; tale andamento è confermato dalla presenza di differenze significative (one-way ANOSIM, fattore: velocità di corrente, global R=0.290, p<0.001). La dissimilarità maggiore, riscontrata fra le classi di velocità <10 e 10-20 cm s⁻¹ (74.62), è dovuta al contributo principale di Chironomidi (37.44%), Simulidi (6.64%) e *Amphinemura* (6.22%). In corrispondenza di velocità più basse tendono a driftare principalmente Chironomidi (3.09), *Amphinemura* (1.19) e Cladoceri (1.18), mentre nella classe di velocità 10-20 cm s⁻¹ prevalgono Chironomidi (20.10), Simulidi (2.92) e Idracari (2.52).

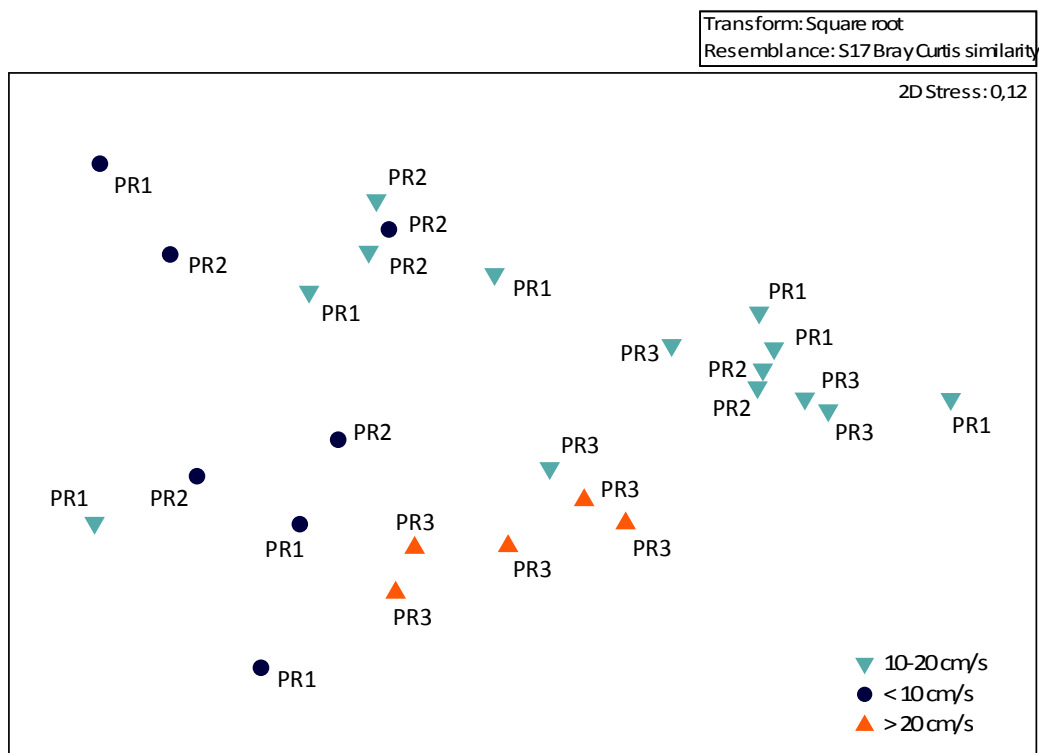


Fig. 29. NMDS relativo ai macroinvertebrati presenti nel drift nelle stazioni PR1, PR2, PR3 con riferimento alle diverse velocità di corrente.

6.6.2 Meiofauna

I campionamenti effettuati con retini da drift da 50 μm hanno portato alla raccolta complessiva di 14234 individui appartenenti alla meiofauna, che sono stati identificati ed assegnati a 14 grandi gruppi (Tab. 40 e, in dettaglio, All. 12). È tuttora in corso l'identificazione a livello tassonomico più dettagliato.

Tab. 40. Risultati del campionamento del drift (meiofauna). I valori si riferiscono alla somma delle tre repliche.

	PRI		EST		AUT		TOT.	
	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}	N. Ind.	N. Ind. m^{-3}
PR1	7197	419.6	453	138.7	134	51.6	7784	203.3
PR2	533	36.3	912	304.3	398	112.6	1843	151.1
PR3	2772	205.7	730	84.4	1105	71.4	4607	120.5
TOT.	10502	100.0	2095	100.0	1637	100.0	14234	100.0

Gli elevati valori di densità di meiofauna nella stagione primaverile sono dovuti alla presenza di grandi quantità di microalghe filamentose nella colonna d'acqua, soprattutto in corrispondenza della stazione PR1. All'interno dei campioni sono state infatti ritrovate abbondanze considerevoli di Ditteri Chironomidi adesi a questi ammassi algali; tale anomalia determina l'impossibilità di confrontare i dati relativi a questa stagione con quelli relativi ai campionamenti successivi. In Tab. 41 sono riportate le abbondanze della meiofauna, divisa per grandi gruppi tassonomici, ritrovata durante i campionamenti stagionali in ciascuna stazione.

I campioni di meiofauna primaverili presentano elevate abbondanze di Ditteri Chironomidi; a PR2 sono ben rappresentati anche Oligocheti e Plecotteri, mentre a PR3 sono stati raccolti, in misura inferiore, anche Plecotteri e Copepodi. Anche nella stagione estiva la meiofauna presente nel drift è dominata dai Chironomidi. A PR1 e PR3 sono presenti anche Plecotteri e Copepodi; Efemerotteri e Idracari sono stati invece raccolti a PR3. In inverno i Chironomidi costituiscono sempre la frazione più consistente del drift, sebbene in percentuali inferiori rispetto alle precedenti stagioni; altri grandi gruppi di meiofauna assumono pertanto un'incidenza percentuale maggiore. A PR1 sono infatti ben rappresentati anche Plecotteri, Oligocheti e Copepodi; a PR2 sono particolarmente abbondanti gli Oligocheti mentre a PR3 nel drift è presente una frazione significativa di Cladoceri. Questi Crostacei, appartenenti ai generi *Alona* e *Chydorus*, sono stati rinvenuti quasi esclusivamente nella stagione autunnale (ad eccezione di un individuo in primavera ed uno in estate).

Tab. 41. Densità e percentuali relative della meiofauna presente nel drift nelle diverse stagioni.

PRIMAVERA	PR1		PR2*		PR3	
	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%
Plecoptera	1.6	0.4	2.9	7.9	9.8	4.8
Ephemeroptera	0.1	0.0	0.9	2.4	1.2	0.6
Diptera	415.9	99.1	26.0	71.6	178.4	86.7
Copepoda	0.6	0.2	0.5	1.3	9.1	4.4
Hydracarina	0.6	0.1	0.4	1.1	1.7	0.8
Oligochaeta	0.5	0.1	5.0	13.7	1.9	0.9
Altro	0.1	0.0	0.7	1.9	3.5	1.7
TOT.	419.6	100.0	36.3	100.0	205.7	100.0
ESTATE	PR1		PR2		PR3	
	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%	N. Ind. m ⁻³	%
Plecoptera	8.6	6.2	4.7	1.5	5.3	6.2
Ephemeroptera	1.8	1.3	1.2	0.4	3.6	4.3
Trichoptera	5.2	3.8	3.7	1.2	0.1	0.1
Diptera	109.9	79.2	284.3	93.4	63.7	75.4
Copepoda	4.9	3.5	1.7	0.6	5.4	6.4
Hydracarina	1.8	1.3	5.3	1.7	3.6	4.2
Oligochaeta	4.6	3.3	2.8	0.9	0.3	0.4
Altro	1.8	1.3	0.6	0.2	2.5	3.0
TOT.	138.7	100.0	304.3	100.0	84.4	100.0
AUTUNNO	PR1		PR2		PR3	
	N. Ind.	%	N. Ind.	%	N. Ind.	%
Plecoptera	7.6	14.8	1.4	1.3	1.2	1.7
Ephemeroptera	1.8	3.5	0.6	0.5	0.3	0.5
Diptera	30.7	59.5	74.6	66.3	53.9	75.5
Copepoda	4.0	7.8	1.4	1.2	2.8	4.0
Cladocera	0.3	0.7	1.1	1.0	4.7	6.6
Oligochaeta	5.4	10.4	31.8	28.2	5.8	8.2
Altro	1.7	3.2	1.7	1.5	2.5	3.5
TOT.	51.6	100.0	112.6	100.0	71.4	100.0

Le analisi hanno evidenziato differenze significative fra stazioni e stagioni di campionamento (two-way ANOSIM, fattori: stazione; stagione, global R=0.578; 0.558, $p < 0.001$). La maggiore dissimilarità (secondo Bray-Curtis) è stata trovata, con valori simili, fra le stazioni PR1-PR2 (49.81) e PR1-PR3 (49.85) e riflette le differenti condizioni dell'habitat (PR1 naturali, PR2 e PR3 alterate). Nel confronto PR1-PR2 le dissimilarità sono dovute principalmente al contributo di Ditteri (52.38%), Oligocheti (11.75%) e Arpacticoidi (6.29%); a PR1 sono più abbondanti Ditteri (20.60), Plecotteri (2.68) e Arpacticoidi (1.78), mentre a PR2 prevalgono Ditteri (11.97), Oligocheti (3.74), Plecotteri (2.17) e Idracari (1.54). Fra PR1 e PR3, invece, le dissimilarità sono dovute a Ditteri (43.77%), Ciclopoidi (7.41%), Idracari (6.42%) e Oligocheti (6.28%). A PR3 i taxa maggiormente rappresentati sono Ditteri (17.65), Plecotteri (3.81), Arpacticoidi (3.44) e Idracari (2.89).

A livello stagionale le maggiori differenze evidenziate dall'ANOSIM sono relative al confronto fra la stagione primaverile e quella autunnale (55.25). Tali dissimilarità sono dovute a Ditteri (55.24%), Oligocheti (10.00%) e Plecotteri (5.99%); mentre in primavera i gruppi più abbondanti sono Ditteri (26.68), Plecotteri (3.69) e Arpacticoidi (2.77), in autunno sono maggiormente rappresentati Ditteri (10.26), Oligocheti (4.48) e Plecotteri (2.10).

6.6.3 Analisi delle dinamiche giornaliere del drift

I campionamenti hanno portato alla raccolta complessiva di 965 individui (182 a PR1, 783 a PR3), assegnati a 39 taxa secondo quanto riportato in All. 13. In Fig. 30 sono rappresentate le densità di macroinvertebrati raccolte nell'arco delle 24 ore.

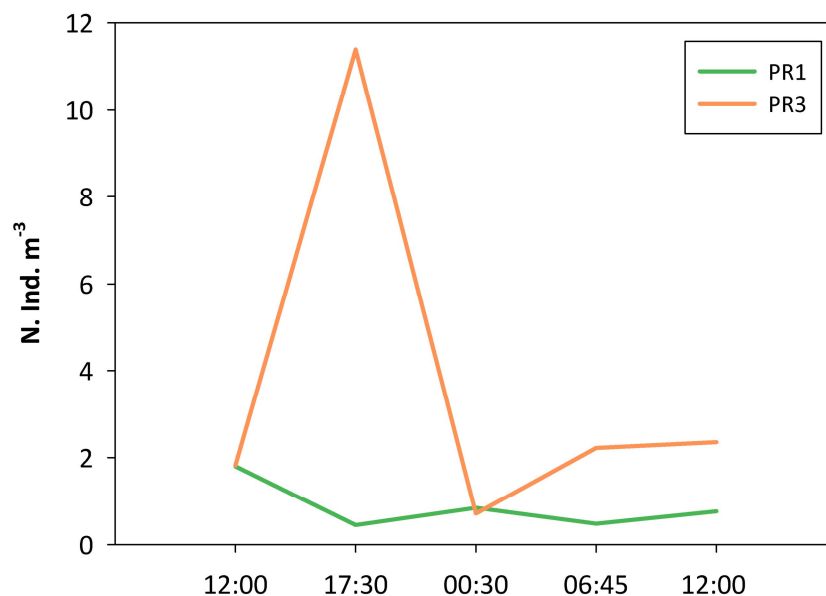


Fig. 30. Andamento delle densità del drift nelle stazioni PR1 e PR3 durante l'arco delle 24 ore.

I campionamenti relativi alla stazione PR3 sono stati effettuati durante fasi di inattività della centrale idroelettrica di Marra, ad eccezione di quello delle ore 17:30 nel quale l'attività di turbinamento ha determinato il fenomeno dell'hydropeaking, con induzione del drift catastrofico. In seguito all'entrata in attività della centrale la velocità di corrente è infatti decuplicata, passando in pochi istanti da 0.05 m s^{-1} a 0.50 m s^{-1} . Dalla Fig. 30 risulta evidente il picco di densità di organismi

driftati, superiore di circa cinque volte rispetto ai campionamenti svolti in assenza di hydropeaking. Le densità minori in assoluto sono state registrate di notte (ore 00:30) mentre nei restanti campionamenti, avvenuti in presenza di luce, la densità media di organismi driftati si mantiene pari a circa 2 Ind. m⁻³ che, verosimilmente, rappresentano il drift comportamentale. Per contro, nella stazione PR1 gli andamenti giornalieri del drift rimangono praticamente costanti (<2 Ind. m⁻³) durante l'arco delle 24 ore, e non sono state evidenziate particolari dinamiche di drift comportamentale in corrispondenza di alba o tramonto.

Sono evidenti le differenze nella composizione tassonomica del drift nelle due stazioni (Tab. 42). Mentre a PR1 la componente del drift dominante è rappresentata dai Ditteri Chironomidi, seguiti da *Amphinemura* e Idracari, a PR3 i gruppi più abbondanti sono Cladoceri, Chironomidi, Copepodi e Naididae. Il numero totale di taxa raccolti a PR1 e PR3 è, rispettivamente, 21 e 22; in entrambe le stazioni sono stati rinvenuti 9 taxa esclusivi.

Tab. 42. Abbondanze percentuali (%) dei principali taxa presenti nel drift a PR1 e PR3.

	PR1	PR3
<i>Amphinemura</i>	22.0	4.9
Plecoptera	5.5	1.8
<i>Baetis</i>	4.4	0.6
Ephemeroptera	3.3	0.8
Hydropsychidae	4.4	1.5
Trichoptera	0.5	1.3
Chironomidae	42.3	22.7
Diptera	2.2	1.3
Coleoptera	1.6	0.9
Cladocera	2.2	32.2
Copepoda	0.5	13.4
Ostracoda	-	0.5
<i>Ancylus</i>	-	3.4
Naididae	1.6	8.6
Oligochaeta	2.7	0.9
Hydracarina	6.6	4.7
Collembola	-	0.5
TOT.	100.0	100.0

Per effettuare le successive elaborazioni, dai dati ottenuti sono stati eliminati quei taxa (Nemouridae, Leuctridae, Plecoptera, Heptageniidae, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, Oligochaeta) per i quali non è stato possibile effettuare un riconoscimento a risoluzione tassonomica soddisfacente; in base a ciò il numero di taxa effettivamente individuati è stato ridotto a 31, per un totale di 932 individui.

Il grafico relativo al NMDS è riportato in Fig. 31. Si nota un raggruppamento abbastanza evidente in base alla stazione; i campioni relativi a PR1 sono nel loro complesso più aggregati rispetto a quelli di PR3. Dallo stesso grafico si possono evidenziare differenze anche nella composizione tassonomica del drift nelle varie ore della giornata. Le due repliche relative ad ogni orario di campionamento in ciascuna stazione si collocano in prossimità fra loro; anche i campioni prelevati alle ore 12:00 del 12 e del 13 ottobre (rappresentati rispettivamente dalle etichette A ed E)

sono abbastanza vicini, comprendendo taxa che prevalentemente tendono a driftare in condizioni di elevata luminosità. *Pseudocentroptilum*, *Ecdyonurus*, Limnephilidae, Athericidae, Limoniidae, Lumbriculidae sono infatti stati rinvenuti solo nei campioni prelevati alle ore 12:00.

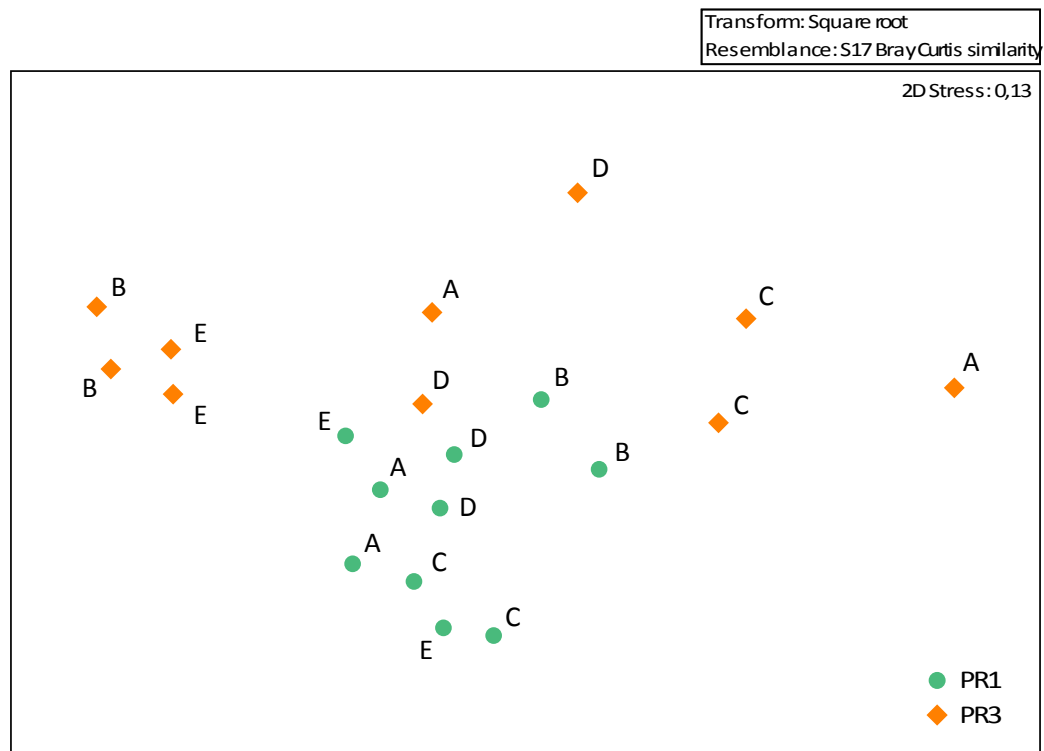


Fig. 31. NMDS relativo al campionamento giornaliero del drift effettuato nelle stazioni PR1 e PR3. (Orari: A: 12:00; B: 17:30; C: 00:30; D: 06:45; E: 12:00).

6.7 Considerazioni di sintesi

Caratteristiche fisico-chimiche e funzionali

Lo studio degli ambienti torrentizi ha rivelato la presenza di ambienti caratterizzati da una notevole varietà sia in termini di habitat che di popolamenti biologici.

Le acque dei torrenti presentano, nel loro complesso, valori e andamenti stagionali dei principali parametri idrochimici in linea con quanto atteso per i corsi d'acqua di media montagna. Da sottolineare è l'andamento termico anomalo registrato in corrispondenza della reimmissione delle acque a valle della centrale idroelettrica di Marra (stazione PR3); le temperature qui sono inferiori rispetto alle stazioni a monte. In corrispondenza della stazione PR2, al contrario, la riduzione delle portate determina la perdita dell'omeostasi termica, con temperature che risentono significativamente di quelle dell'aria. Le analisi dei principali nutrienti hanno evidenziato l'assenza di fenomeni di inquinamento da nutrienti nei corsi d'acqua oggetto di studio, ad eccezione della stazione PR4 interessata dalla presenza di uno scarico industriale.

Il confronto fra variabili idrochimiche superficiali e dell'iporreico ha evidenziato differenze significative solo a livello di temperatura (maggiore nella zona iporreica), mentre per conducibilità e pH non sono state trovate differenze. Sono comunque evidenti oscillazioni di tipo stagionale, poiché la parte meno profonda del sedimento risente dell'andamento dei parametri superficiali (WONDZELL & SWANSON, 1996a; WROBLICKY *et al.*, 1998).

Dal punto di vista funzionale, gli ambienti torrentizi studiati sono classificati dall'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) frequentemente come 'mediocri'; questo risultato evidenzia i limiti dell'utilizzo di questo metodo per la valutazione della qualità degli habitat fluviali montani. La maggior parte dei torrenti esaminati infatti si trova in condizioni naturali, ma l'IFF attribuisce loro un giudizio di qualità peggiore rispetto alle loro effettive caratteristiche. Solamente due dei torrenti indagati (CHI e VIN) sono classificati secondo un giudizio di qualità 'ottimo', mentre tratti dall'elevato pregio, come ad esempio AAS, PR1 e ROD, sono giudicati solo come 'buoni'. Ciò è dovuto al fatto che gli ambienti lotici montani possiedono delle caratteristiche che l'IFF giudica non ottimali se rapportate ad un corso d'acqua di un ambiente meno estremo, ma che rappresentano la normalità e il massimo dello status ecologico che essi possono raggiungere. Ad esempio, la domanda n. 2 attribuisce il punteggio massimo (40) alla "compresenza di formazioni riparie complementari funzionali", mentre solo 25 nel caso di "presenza di una sola o di una serie semplificata di formazioni riparie". La fascia perifluviale primaria dei torrenti d'alta montagna è spesso caratterizzata dalla presenza di formazioni vegetazionali monospecifiche o comunque a bassa diversità, a causa del ridotto numero di specie adattate alle condizioni d'alta quota. Un altro esempio significativo è rappresentato dalla domanda n. 6, che valuta l'efficienza di esondazione del corso d'acqua. Mentre il punteggio massimo (25) è attribuito ad un "alveo di piena ordinaria superiore triplo dell'alveo di morbida", il punteggio minimo (1) è attribuito a "valli a V con forte acclività dei versanti", morfologia che in ambito montano rappresenta la condizione di normalità. L'indice IFF pertanto, sebbene rappresenti un valido strumento per la caratterizzazione della funzionalità dei corsi d'acqua, deve essere contestualizzato alla situazione indagata ed affiancato ad altre metodologie di valutazione ambientale.

Surber

La metodologia di campionamento adottata, basata sull'utilizzo contemporaneo di retini con maglie a diversa apertura (50 e 255 μm), ha consentito la raccolta e la separazione già nella fase di campo di meiofauna e macroinvertebrati, permettendo in tal modo una significativa riduzione dei tempi di sorting. La fauna bentonica campionata è abbondante e diversificata; la meiofauna in particolare è la classe dimensionale maggiormente rappresentata (POFF *et al.*, 1993; RAMSAY *et al.*, 1997), le cui densità sono sempre superiori, da un minimo di 1.5 ad un massimo di quasi 73 volte (mediamente 12 volte), rispetto a quelle dei macroinvertebrati in ogni stazione e stagione. Questo risultato conferma, ad esempio, lo studio di STEAD *et al.* (2003), nel quale le densità della meiofauna erano 2-22 volte superiori a quelle della meiofauna. Le abbondanze del meiobenthos sono massime in primavera; ciò è dovuto alla presenza di numerosi individui appartenenti alla meiofauna temporanea (stadi giovanili di Insetti) in questo periodo dell'anno. Questi ritrovamenti confermano la rilevanza della meiofauna all'interno dei sistemi lotici, evidenziando i limiti degli studi basati esclusivamente sui macroinvertebrati, che inevitabilmente soffrono di una notevole sottostima in termini di diversità ed abbondanze del benthos.

In generale, le comunità di macroinvertebrati sono caratterizzate da una elevata dinamicità spazio-temporale (GRIMM, 1993), e differiscono significativamente fra le stazioni di campionamento e durante le diverse stagioni (HOSE *et al.*, 2005). Anche all'interno dello stesso tratto fluviale si

possono notare differenze fra la composizione tassonomica delle tre repliche prelevate, a causa di variazioni spaziali su scala ridotta (MATTHEWS & BAO, 1991; COWELL *et al.*, 2004). Le caratteristiche del substrato sembrano influenzare le densità degli organismi bentonici, ed in particolare quelle dei macroinvertebrati (BARMUTA, 1989; PECKARSKY *et al.*, 1990; HOLOMUZKI & MESSIER, 1993). Si può ad esempio notare che, in alcune stazioni caratterizzate da alveo prevalentemente roccioso come FON e VIN, gli organismi bentonici sono poco abbondanti a causa della scarsità di microhabitat; altrove, come nelle stazioni BR1 e BR2, le densità risultano essere basse per via del substrato estremamente instabile e costituito da massi di grandi dimensioni. Lungo il torrente Parma si evidenzia una situazione particolare a livello degli invertebrati bentonici; mentre le stazioni PR1 (condizioni naturali) e PR3 (impatti da hydropeaking) presentano densità medie annuali di macroinvertebrati analoghe (<22 Ind. m⁻²), la stazione PR2 (scarsità di portate, disturbo moderato) è contraddistinta da medie annue elevate (>107 Ind. m⁻²). Anche il numero medio di taxa ritrovati stagionalmente a PR2 è superiore rispetto a PR1 e PR3 (rispettivamente, 24.5, 17.3 e 13.3); le differenze sono molto prossime alla significatività (p=0.059, one-way ANOVA). Ciò può rappresentare una conferma all'ipotesi del disturbo intermedio, secondo la quale livelli moderati di disturbo determinano maggiori abbondanze e biodiversità (CONNELL, 1978; SOUSA, 1984; MCCABE & GOTELLI, 2000).

Fra i macroinvertebrati gli ordini di Insetti più rappresentati sono Ditteri, Plecotteri, Efemerotteri e Tricotteri. Le densità di macroinvertebrati sono significativamente più basse in corrispondenza della stazione PR3, in particolare durante la stagione estiva; questa situazione è dovuta all'attività di turbinamento che in estate si verifica con maggior frequenza. Gli impatti dell'attività idroelettrica sono evidenti su densità e diversità della comunità macrobentonica (es. MOOG, 1993; BOND & DOWNES, 2003; CÉRÉGHINO *et al.*, 2004). Oltre ad essere caratterizzate da abbondanze più basse, le comunità sono anche meno rappresentate in termini di EPT, che rappresentano i taxa di macroinvertebrati più sensibili nei confronti delle alterazioni dell'habitat. Da sottolineare è inoltre il ritrovamento, avvenuto esclusivamente a PR3, del mollusco reofilo *Ancylus*. Questo Gasteropode, adattato alle condizioni di forte corrente, è l'unico rappresentante della categoria trofica dei raschiatori presente in questa stazione; la scomparsa di tutti gli altri raschiatori è verosimilmente dovuta al fatto che, durante l'attività trofica, questi organismi si muovono sulle superfici esposte del substrato per cibarsi di periphyton, e possono essere facilmente trascinati a valle dalle ondate di hydropeaking.

Mentre a PR3 le abbondanze dei macroinvertebrati (sia totali che di EPT) risultano essere influenzate negativamente dall'hydropeaking, la meiofauna sembra non risentirne in modo eccessivo (TOWNSEND & HILDREW, 1994). Ciò potrebbe essere dovuto alla capacità di utilizzo dei microrifugi presenti naturalmente nell'habitat fluviale (ROBERTSON, 2000); gli organismi appartenenti alla meiofauna, date le ridotte dimensioni e la mancanza di adattamenti alle condizioni di forte corrente, vivono solitamente in zone riparate (es. nei primi centimetri di sedimento o al di sotto di ciottoli e sassi; SILVESTER & SLEIGH, 1985), e pertanto non sono eccessivamente disturbati dalle ondate di hydropeaking. Invertebrati di dimensioni maggiori, che vivono in zone più superficiali ed esposte, sono al contrario più soggetti alla rimozione da parte della corrente (es. JAKOB *et al.*, 2003).

Anche la meiofauna è caratterizzata da una elevata dinamicità spazio-temporale, presentando differenze rilevanti sia fra le diverse stazioni che a livello stagionale. Questa comunità,

contrariamente ai macroinvertebrati, risulta essere dominata dai Ditteri Chironomidi che rappresentano il taxon più abbondante soprattutto durante la stagione primaverile. Questi Insetti sono sempre dominanti (35.2-97.8% degli organismi totali), e rappresentano un importante anello nel trasferimento di energia a livello ecosistemico (BERG & HELLENTHAL, 1992). Le loro abbondanze sono particolarmente elevate anche nella stazione PR3, confermando l'elevata resilienza che caratterizza questo gruppo di organismi (LANGTON & CASAS, 1999). Oltre ai Ditteri, gli altri gruppi numericamente più consistenti all'interno della meiofauna temporanea sono Plecotteri e Tricotteri. Per quanto riguarda la meiofauna permanente, invece, sono abbondanti i Crostacei (Copepodi Arpacticoidi e Ciclopoidi, Ostracodi) e, soprattutto nella stagione autunnale, Oligocheti e Nematodi (DOLE-OLIVIER *et al.*, 2000; ROBERTSON *et al.*, 2000). Complessivamente la meiofauna temporanea rappresenta la frazione principale del meiobenthos, e solo in corrispondenza della stagione invernale la meiofauna permanente è presente in quantità significative. Da sottolineare è il ritrovamento, esclusivamente durante la stagione autunnale, di Cladoceri appartenenti ai generi *Alona* e *Chydorus*. Questi microcrostacei vivono comunemente negli ambienti ad acque correnti, e non di rado colonizzano anche le acque interstiziali (SABATER, 1987; DUMONT, 1995).

Trappole iporreiche

L'utilizzo di substrati artificiali rappresenta una metodologia di campionamento economica e di facile realizzazione, che permette l'identificazione di pattern di movimento e colonizzazione degli invertebrati fluviali; in letteratura ha trovato sinora ampio riscontro in termini di efficienza e validità (LENCIONI *et al.*, 2000; 2006; FENOGLIO *et al.*, 2002; BO *et al.*, 2006). L'elevata dinamicità e instabilità del substrato del torrente Parma, tuttavia, ha determinato la perdita di più della metà delle trappole posizionate, nonostante il tempo di permanenza *in situ* relativamente breve (40 giorni), in un periodo dell'anno generalmente non interessato da eventi di piena (inizio estate).

Gli invertebrati lotici sono in continuo movimento e redistribuzione (TOWNSEND & HILDREW, 1976); il contenuto delle trappole è dominato dalla meiofauna, che risulta essere numericamente più abbondante rispetto ai macroinvertebrati, analogamente a quanto evidenziato a livello del benthos (STEAD *et al.*, 2003). Le maggiori densità sono state rinvenute nelle trappole con apertura verso l'alto, a testimonianza di pattern di migrazione prevalentemente verticali degli organismi bentonici; questi movimenti preferenziali sono risultati statisticamente significativi solo per la meiofauna, ma non per i macroinvertebrati a causa del ridotto numero di organismi raccolti.

I Ditteri Chironomidi sono il taxon più abbondante rinvenuto nelle trappole, rappresentando il 12.0-91.9% della macro e il 28.0-95.6% della meiofauna; le elevate abbondanze di questi Insetti sono in linea con quanto riportato in alcuni studi sulla colonizzazione di substrati artificiali (MACKAY, 1992; MAIOLINI & LENCIONI, 2001; FENOGLIO *et al.*, 2002), e confermano l'elevata mobilità di questi organismi e la loro rapida capacità di colonizzazione (WILLIAMS & HYNES, 1976; WEIGELHOFER & WARINGER, 2003; ROBINSON *et al.*, 2004). Fra gli Insetti, gli altri gruppi più rappresentati sono Plecotteri e Tricotteri; questi ultimi, però, sono meno abbondanti fra i macroinvertebrati (soprattutto i Limnephilidae) a causa della presenza dell'astuccio protettivo che impedisce loro di colonizzare in modo esteso le trappole (BO *et al.*, 2006). I taxa di macroinvertebrati più abbondanti sono, oltre ai Chironomidi, i Plecotteri *Leuctra* e Nemouridae, l'Efemerottero *Habrophlebia*, i Tricotteri Limnephilidae e

Odontoceridae; ciò conferma parzialmente i risultati riportati da FENOGLIO *et al.* (2002). Il genere *Leuctra*, in particolare, è noto per essere un colonizzatore precoce (SHAW & MINSHALL, 1980).

A causa del limitato numero di repliche, non è stato possibile evidenziare differenze statisticamente significative nei pattern di movimento dei vari gruppi di organismi; le considerazioni che seguono sono pertanto da intendere secondo un punto di vista puramente descrittivo. Dal confronto fra le abbondanze totali rinvenute nelle trappole con diverso orientamento non sono emersi pattern di movimento ben definiti per i Tricotteri, mentre gli altri Insetti appartenenti alla meiofauna temporanea (Coleotteri, Efemerotteri, Plecotteri e Ditteri) hanno mostrato movimenti prevalentemente verticali, verso gli strati più profondi del sedimento. Ciò può essere una prova a conferma del frequente utilizzo del substrato come zona di rifugio da parte dei taxa bentonici (GRIMM *et al.*, 1991; BOULTON & STANLEY, 1995; BRUNKE & GONSER, 1997; BO *et al.*, 2006). La presenza di elevate abbondanze di meiofauna temporanea indica inoltre che il primo strato di sedimento (15-20 cm) viene utilizzato come *nursery habitat* da parte degli stadi giovanili di macroinvertebrati fluviali (BRETSCHKO, 1992; JACOBI & CARY, 1996). Per quanto riguarda la meiofauna permanente, invece, movimenti verticali predominanti sono stati evidenziati per Arpacticoidi, Nematodi, Oligocheti, Tardigradi e Tricladi. Ciclopoidi ed Idracari tendono a muoversi controcorrente (reotassi positiva), mentre gli Ostracodi si fanno trasportare passivamente da essa (reotassi negativa). Questi risultati sono in apparente contrasto con i pattern descritti in altri studi; ad esempio, LENCIONI *et al.* (2006) evidenziano reotassi positive per diverse specie di Chironomidi e Arpacticoidi, e negative per alcuni Tricotteri. Le differenze fra questo studio e i riscontri bibliografici sono, probabilmente, da imputare a fattori locali e alla scarsità di dati a disposizione, nonché al livello di identificazione tassonomico non omogeneo. Fra i movimenti di tipo orizzontale, nel complesso quelli di reotassi negativa predominano rispetto a quelli di reotassi positiva; ciò conferma l'importanza dei movimenti in corrente che molti organismi attuano nei processi di colonizzazione verso valle (TOWNSEND & HILDREW, 1976; BIRD & HYNES, 1981; ALLAN, 1997; FENOGLIO *et al.*, 2002). La reotassi positiva che caratterizza Ciclopoidi e Idracari, pur interessando una minor frazione di organismi, ha comunque un preciso significato adattativo ed ecologico, essendo un movimento di tipo attivo e non accidentale (ALLAN, 1997).

Pompa Bou-Rouch

Gli organismi iporreici campionati mediante pompa Bou-Rouch appartengono esclusivamente alla meiofauna (HAKENKAMP & PALMER, 2000), a conferma del fatto che solo gli invertebrati di ridotte dimensioni possono colonizzare e sopravvivere negli ambienti sottosuperficiali, che tendenzialmente sono preclusi alla macrofauna (PENNAK & WARD, 1986; WILLIAMS, 1989; GIBERT *et al.*, 1995).

La particolare strategia di campionamento, consistita nel prelievo di cinque litri d'acqua con separazione del primo litro dai successivi quattro, ha consentito di evidenziare differenze in termini di abbondanze e composizione tassonomica degli organismi presenti (BOULTON *et al.*, 2004). Le densità di organismi sono risultate significativamente più alte nel primo sottocampione, mentre l'indice di diversità di Shannon è più elevato nel secondo sottocampione. Ciò è in accordo con quanto riportato da HUNT & STANLEY (2000), secondo i quali che il campionamento di volumi di acqua ridotti consente stime di densità di organismi significativamente più accurate, mentre grandi volumi

consentono di individuare una maggiore ricchezza in taxa. In particolare, all'interno del primo litro i Ditteri sono il gruppo più abbondante, seguiti dai Plecotteri; nei successivi quattro litri, la percentuale dei Ditteri si riduce ed Efemerotteri e Copepodi diventano via via più abbondanti. Tali differenze potrebbero essere dovute al fatto che, mentre i Ditteri Chironomidi sono sprovvisti di efficaci strutture per l'ancoraggio al substrato, Efemerotteri e Copepodi sono in grado di resistere maggiormente al risucchio generato dall'azione della pompa Bou-Rouch, a conferma dell'esistenza di un '*filtering effect*' selettivo nei confronti dei diversi taxa (DANIELOPOL, 1976; WILLIAMS, 1984).

A livello stagionale, le densità relative all'inverno sono le più basse in assoluto, mentre in estate la zona iporreica ospita le maggiori abbondanze di meiofauna; in questa stagione, frequentemente soggetta a riduzioni di portate, gli organismi tendono a spostarsi negli strati più profondi del sedimento per sfuggire ad eventuali siccità (es. DEL ROSARIO & RESH, 2000; BO *et al.*, 2006). Gli organismi appartenenti alla meiofauna temporanea, quali gli stadi giovanili di Ditteri, Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri sono infatti abbondanti nell'iporreico (GRIMM *et al.*, 1991; BOULTON & STANLEY, 1995; BRUNKE & GONSER, 1997). Rispetto a quanto emerso per il benthos, il contributo della meiofauna permanente è più rilevante all'interno della zona iporreica, che è l'habitat tipico di numerosi organismi stigofili, soprattutto Crostacei (SKET, 1999b) ed in particolare Copepodi, Ostracodi e Cladoceri (CREUZÉ DES CHÂTELLIERS & MARMONIER, 1993; WARD & VOELZ, 1998). Il ritrovamento di numerosi Cladoceri, appartenenti ai generi *Alona* e *Chydorus*, conferma quanto riportato in altri studi (SABATER, 1987; DUMONT, 1995). Alcuni Chidoridi sono più comuni nelle acque sotterranee rispetto alle acque superficiali, mentre almeno tre gruppi del genere *Alona* sono tipicamente stigobi. Anche le abbondanze degli Oligocheti nella zona iporreica sono rilevanti (LAFONT & VIVIER, 2006).

Il confronto fra popolamenti bentonici, iporreici superficiali ed iporreici profondi ha permesso di evidenziare interessanti differenze a livello di composizione tassonomica; nonostante alcune sovrapposizioni con il benthos, le comunità presenti all'interno del sedimento sono ben distinte da quelle superficiali (DOLE-OLIVIER *et al.*, 1997). Pur rimanendo nel complesso il gruppo più rappresentato, le abbondanze dei Ditteri diminuiscono con l'aumentare della profondità, mentre i Crostacei, parallelamente, diventano sempre più abbondanti (WARD & VOELZ, 1998).

Drift

Sebbene non sia stato possibile dimostrare l'esistenza di differenze statisticamente significative, i macroinvertebrati driftati sono più abbondanti in concomitanza dei fenomeni di hydropeaking (CRISP & ROBSON, 1979; GORE *et al.*, 1989; BOND & DOWNES, 2003; CAROLLI *et al.*, in press), poiché vengono rimossi dal substrato dalle onde di piena (es. BOND & DOWNES, 2003; BRUNO *et al.*, 2009; BRUNO *et al.*, in press). I Chironomidi sono il taxa dominante all'interno del drift (ALLAN, 1997; LENCIONI *et al.*, 2002; HIEBER *et al.*, 2003), ma sono abbondanti anche Simulidi, *Amphinemura* e *Baetis*. Alcuni taxa sono stati ritrovati solamente in una stazione: mentre PR1 e PR2 sono caratterizzate, rispettivamente, da 5 e 1 taxa esclusivi, a PR3 questi sono addirittura 12. Non tutti questi taxa sono di origine tipicamente bentonica; infatti, almeno uno di essi è di provenienza riparia (Lepidotteri), mentre i Cladoceri potrebbero provenire dall'invaso artificiale le cui acque alimentano la centrale di Marra. La velocità di corrente sembra giocare un ruolo importante nella composizione

del drift (BOSCO IMBERT & PERRY, 2000; CÉRÉGHINO *et al.*, 2004; MOCHIZUKI *et al.*, 2006): i campioni prelevati, in corrispondenza di velocità più alte, appaiono più simili fra loro in termini di composizione in specie, forse per via di un effetto di rimozione estensivo della fauna bentonica. Anche per quanto riguarda la meiofauna lo scarso numero di repliche non ha consentito di evidenziare differenze significative nell'abbondanza del drift nelle diverse stazioni; tuttavia, analogamente ai macroinvertebrati, si osservano densità più elevate a PR3. I Ditteri Chironomidi sono il taxon più abbondante all'interno della meiofauna, e si sottolinea il ritrovamento dei Cladoceri *Alona* e *Chydorus* in particolare durante i campionamenti autunnali. Non è stato possibile, né per i macroinvertebrati né per la meiofauna, individuare pattern stagionali nella composizione del drift (HIEBER *et al.*, 2003).

Lo studio delle dinamiche giornaliere del drift ha consentito di distinguere il 'rumore di fondo' ('drift comportamentale') dal drift catastrofico vero e proprio. Nonostante in letteratura siano riportati numerosi esempi di drift accentuato durante le ore notturne (es. CÉRÉGHINO *et al.*, 2004), non sono state evidenziate a PR1 differenze significative fra le densità rinvenute durante le ore notturne e diurne: il drift si mantiene infatti, in corrispondenza della stazione caratterizzata da portate naturali, abbastanza stabile durante l'arco delle 24 ore. A PR3 il campionamento è avvenuto in concomitanza con l'attività di turbinamento della centrale di Marra e l'hydropeaking indotto ha causato un evidente incremento della densità della macrofauna driftata, confermando l'impatto della prima ondata dell'hydropeaking come responsabile del maggior effetto di rimozione della fauna bentonica (BOSCO IMBERT & PERRY, 2000; CÉRÉGHINO *et al.*, 2004; MOCHIZUKI *et al.*, 2006). La composizione tassonomica dei campioni del drift varia a seconda dell'ora della giornata, in risposta probabilmente a dinamiche di tipo circadiano (es. HUTHA *et al.*, 2000; HIEBER *et al.*, 2003). Ad esempio, *Pseudocentropilum*, *Ecdyonurus*, Limnephilidae, Athericidae, Limoniidae, Lumbriculidae sono i taxa che tendono a driftare nelle ore più luminose della giornata, probabilmente come risposta all'intensa radiazione luminosa (DONAHUE & SCHINDLER, 1998).

7 Conclusioni

Le ricerche ecologiche condotte sugli ambienti lotici del Parco dei Cento Laghi hanno permesso di acquisire importanti conoscenze relative a sorgenti e headwaters che in precedenza non erano mai stati oggetto di studio.

Le indagini hanno consentito di individuare e caratterizzare numerosi ambienti sorgentizi dell'Appennino parmense, per molti dei quali mancavano anche informazioni relative ad esistenza e ubicazione. Le sorgenti sono risultate molto diversificate fra loro, ognuna con specifiche caratteristiche dell'habitat e popolamenti biologici. Sono state evidenziate limitate oscillazioni a livello stagionale dei principali parametri idrochimici, confermando la stabilità temporale di questi biotopi; da sottolineare è l'oligotrofia di questi ambienti e l'assenza di evidenti fenomeni di inquinamento da nutrienti inorganici. La maggior parte delle sorgenti si trova in condizioni naturali, sebbene alcune di esse presentino alterazioni dell'habitat principalmente ascrivibili ad opere di prelievo o convogliamento delle acque, calpestio da parte della fauna selvatica e, in un solo grave caso, taglio integrale del bosco circostante. L'utilizzo di tre differenti metodologie di campionamento nei diversi microhabitat sorgentizi si è rivelato indispensabile per una caratterizzazione faunistica ed ecologica accurata. Le sorgenti sono infatti caratterizzate da un notevole grado di patchiness, dovuto alla presenza di un complesso mosaico di habitat (bentonico, muscicolo e sotterraneo), ciascuno dei quali colonizzato da specie caratteristiche. In particolare i popolamenti di briofite, situati all'interfaccia fra acque e zone emerse, ospitano un'elevata biodiversità determinata dalla presenza di specie di invertebrati con diversa affinità ecologica nei confronti dell'ambiente acquatico.

Da un punto di vista metodologico, il campionamento più problematico è quello della fauna sotterranea, che può essere effettuato solo in sorgenti caratterizzate da ben distinti punti di emergenza. Inoltre il metodo, sfruttando i flussi in uscita dalla falda, consente di raccogliere esclusivamente gli organismi driftati e pertanto è affetto da un elevato grado di stocasticità. Nonostante le difficoltà di campionamento e il limitato numero di organismi raccolti, lo studio delle specie di acque sotterranee si conferma come un promettente argomento di indagine, e ulteriori ricerche sono auspicabili nei confronti di questi habitat sinora poco studiati. Un esempio è rappresentato dal ritrovamento di una specie di Ostracode, probabilmente nuova per la scienza, appartenente a una famiglia di derivazione marina, il cui ritrovamento pone interessanti interrogativi riguardo ai fenomeni di distribuzione e colonizzazione che hanno determinato la presenza di questo organismo nell'Appennino settentrionale. Nell'ottica di un approccio integrato e multidisciplinare, l'affiancamento con studi di tipo idrogeologico può essere un valido strumento per la comprensione dell'ecologia delle groundwaters e dei pattern di distribuzione degli organismi tipicamente stigobionti.

La maggior parte degli organismi campionati nelle sorgenti appartiene alla meiofauna, mentre i macroinvertebrati sono relativamente poco rappresentati; la ricchezza in specie è notevole

soprattutto per microcrostacei e Idracari, abbondanti e presenti con numerosi taxa tipicamente crenobionti e crenofili. Dal confronto con popolamenti di altre aree geografiche italiane la biodiversità di Copepodi e Ostracodi riportata in questo studio risulta essere particolarmente elevata. Questo importante risultato appare ancora più sorprendente se si considera che altre aree montane italiane (es. Trentino Alto Adige), caratterizzate da habitat sorgentizi di grandi dimensioni ed elevate portate, sono state storicamente oggetto di sforzi di campionamento intensivo.

Il monitoraggio stagionale delle comunità di invertebrati di sorgente ha permesso di evidenziare una notevole variabilità della composizione tassonomica e delle abbondanze dei vari taxa, sia tra ambienti che tra stagioni. Le sorgenti studiate sono da considerare biotopi insulari, caratterizzati da strutture di comunità e relativi andamenti stagionali del tutto indipendenti. La ricerca di pattern di distribuzione delle comunità di sorgente in funzione delle caratteristiche ambientali ha permesso infine di individuare le specie indicatrici associate ai principali parametri morfologici considerati.

Le sorgenti montane sono sempre più minacciate da impatti diretti ed indiretti, quali cambiamenti nei regimi climatici e idrologici, inquinamento delle acque ed alterazioni fisiche dell'habitat. La riduzione di tali impatti è imprescindibile nell'ambito della conservazione degli ambienti sorgentizi, al fine di preservarne la preziosa e insostituibile biodiversità, e ciò dovrebbe rappresentare una priorità specialmente nelle aree protette.

Le comunità di invertebrati delle headwaters sono dominate dalla meiofauna, che risulta essere molto più abbondante rispetto ai macroinvertebrati in tutti i comparti del substrato fluviale (bentonico, iporreico superficiale e profondo). Ciò sottolinea l'importanza dell'inclusione della meiofauna negli studi ecologici, per ottenere una visione più completa e realistica degli ambienti lotici. Oltre alle abbondanze di gran lunga superiori, all'interno della meiofauna si rinvergono infatti anche quei gruppi tassonomici che non vengono campionati con le metodologie tradizionalmente utilizzate per i macroinvertebrati (es. Copepodi, Ostracodi, Idracari, Tricladidi); l'adozione di tecniche di campionamento adeguate è dunque necessario per caratterizzare le comunità di invertebrati lotici. Le difficoltà nel riconoscimento tassonomico di questi organismi costituiscono uno dei problemi più rilevanti, a causa dell'assenza di manuali e chiavi di identificazione specifici. Ciò implica che questa attività debba essere condotta da esperti tassonomi, e nel complesso le procedure di identificazione risultano essere *time consuming*; al momento della stesura definitiva della presente tesi non erano perciò disponibili i risultati riguardanti la classificazione della meiofauna di ambienti lotici. Nonostante l'intenso sforzo tassonomico richiesto, l'identificazione di questi organismi rappresenta un importante e promettente strumento per future analisi di tipo ecologico.

Gli esperimenti di colonizzazione effettuati attraverso il posizionamento di trappole iporreiche hanno consentito di identificare i pattern di movimento dei principali gruppi di invertebrati fluviali. Nonostante molti organismi si muovano orizzontalmente lungo il substrato (reotassi negativa o positiva), i movimenti predominanti sono quelli verticali, verso le porzioni più profonde del sedimento. Tale comportamento è interpretabile come una forma di adattamento degli invertebrati bentonici, che tendono a spingersi in profondità nel sedimento per sfuggire a situazioni di stress quali siccità, aumento delle portate o presenza di predatori.

La zona iporreica, che rappresenta la parte di sedimento più profonda al di sotto del letto

fluviale, ospita una comunità caratteristica costituita esclusivamente da meiofauna. Questa comprende, oltre ai microcrostacei, gli stadi giovanili dei macroinvertebrati (meiofauna temporanea) che utilizzano queste zone profonde come nursery habitat, trascorrendovi i primi stadi della vita larvale. Le indagini svolte hanno permesso di evidenziare come la zona iporreica profonda e superficiale, nonostante un certo grado di sovrapposizione, ospitano comunità di invertebrati caratteristiche e ben distinte, soprattutto per quanto riguarda la componente a microcrostacei che assume un'importanza sempre maggiore in funzione della profondità.

I tratti iniziali dei torrenti dell'alta Val Parma si trovano generalmente in condizioni naturali, mentre a livello del fondovalle si riscontrano impatti dovuti principalmente alla presenza di impianti per la produzione di energia idroelettrica, che determinano alterazioni fisiche dell'alveo e dei normali regimi idrologici. Tali alterazioni si riflettono in modo sensibile sulle comunità bentoniche, che risentono degli impatti dell'hydropeaking sia quantitativamente (riduzione delle densità dei macroinvertebrati) che qualitativamente (scomparsa di taxa più sensibili e aumento di quelli più resistenti). Il benthos risulta essere impoverito di quella componente di macroinvertebrati che non riesce a resistere agli improvvisi cambiamenti di portate; si assiste perciò ad un cambiamento della composizione della comunità che tende ad essere dominata da organismi tipicamente reofili ed adattati alle forti velocità di corrente. La meiofauna è invece abbondante anche in presenza di frequenti fenomeni di hydropeaking poiché, a differenza di organismi di dimensioni superiori come i macroinvertebrati, essa riesce a sfruttare i microrifugi normalmente presenti negli interstizi del sedimento.

Il fenomeno dell'hydropeaking innesca il drift catastrofico, che si traduce in un incremento di densità e diversità degli organismi driftati rispetto a situazioni con regime di portate costante. La conduzione di uno specifico esperimento volto allo studio delle dinamiche giornaliere del drift ha consentito di determinare il 'valore di fondo' del drift comportamentale, che coinvolge un numero di individui pressoché costante durante l'arco delle 24 ore. Ciò ha permesso di evidenziare gli impatti dell'hydropeaking che, soprattutto in corrispondenza dell'arrivo della prima ondata, innesca il drift catastrofico causando il sensibile aumento degli organismi trasportati dalla corrente.

Le sorgenti e headwaters montane studiate, pur essendo in stretta connessione idrologica, sono caratterizzate da habitat e popolamenti biologici del tutto indipendenti. I fattori responsabili di questa autonomia ecologica sono da ricercare in un complesso di interazioni che, a diversa scala spaziale e temporale, influiscono sugli ambienti studiati. L'area geografica di appartenenza e, su scala più ridotta, la variabilità a livello geologico e geomorfologico (in grado di generare una grande diversità di habitat) sono importanti fattori in grado di influenzare la composizione delle comunità di invertebrati acquatici. Su scala ancor minore gli ambienti acquatici studiati sono caratterizzati, al loro interno, da un elevato grado di patchiness. Il complesso mosaico di microhabitat sia sorgentizi (bentonico, muscicolo, sotterraneo) che lotici (bentonico ed iporreico) ospita a sua volta popolamenti di invertebrati caratteristici, che congiuntamente contribuiscono alle elevate biodiversità di questi ambienti acquatici. Infine, a questa complessità dovuta alla stratificazione e all'interazione dei fattori precedentemente descritti, si aggiunge la variabilità dovuta al susseguirsi delle stagioni che contribuisce ancor più a connotare in modo singolare sorgenti e headwaters, conferendo loro ben definite dinamiche stagionali.

La complessità e l'eterogeneità di questi ambienti richiede indubbiamente la prosecuzione e l'approfondimento delle indagini ecologiche, e in tal senso il presente studio può essere considerato come una base di partenza concettuale e metodologica. Sorgenti e headwaters, con le loro comunità caratteristiche di invertebrati, rappresentano componenti interattive nell'ambito dei sistemi acquatici montani, e pertanto dovrebbero essere studiate congiuntamente per raggiungere una migliore comprensione dei processi ecologici che ne regolano struttura e diversità.

8 Bibliografia

- ADEN E. 2005. Adaptation to darkness. In: Culver D.C. & White W.B. (Eds.), *Encyclopaedia of Caves*. Elsevier, Amsterdam, pp. 1-3.
- ALIFRACO G. & ANZOLLA M.F. 2008. *L'acqua che sarà - Costruzione del Piano di Tutela delle Acque*. Provincia di Parma, Assessorato Ambiente e Tutela del Territorio. Ed. Pitagora (Bologna), pp. 95-122.
- ALLAN J.D. 1997. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- ALLAN J.D. & RUSSEK E. 1985. The quantification of stream drift. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 42: 210-215.
- ALLEN K.R. 1951. The Horokiwi Stream: A study of a trout population. *N.Z. Marine Department Fisheries Bulletin* 10-10a: 1-231.
- ANDERSON L.G., HALL P.O.J., IVERFELDT A., VAN DER LOEFF M.M.R., SUNDBY B. & WESTERLUND S.F.G. 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnology and Oceanography* 31: 319-329.
- ANDERSON N.H. & CUMMINS K.W. 1979. Influence of diet on the life histories of aquatic insects. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36 : 335-342.
- ANDERWALD P.H., KONAR M. & HUMPESCH U.H. 1991. Continuous drift samples of macroinvertebrates in a large river, the Danube in Austria. *Freshwater Biology* 25: 461-476.
- ANGELIER E. 1953. Recherches écologiques et biogéographiques sur la faune des sables submergés. *Archives de zoologie expérimentale et générale* 90: 37-162.
- ANSELMETTI F.S., BÜHLER R., FINGER D., GIRARDI S., LANCINI A., RELLSTAB C. & STURM M. 2007. Effects of Alpine hydropower dams on particle transport and lacustrine sedimentation: *Aquatic Science* 69: 179-198.
- APAT. 2007. *IFF 2007 - Indice di funzionalità Fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata*. Manuale APAT, 325 pp.
- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. 1981. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. A.P.H.A., Washington, 1134 pp.
- ARTINGTON A.H., BUNN S.E., LEROY POFF N. & NAIMAN R.J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* 16(4): 1311-1318.
- ATEKWANA E.A. & KRISHNAMURTHY R.V. 2004. Investigating landfill-impacted groundwater seepage into headwater streams using stable carbon isotopes. *Hydrological Processes* 18(10): 1915-1926.
- BAIN M.B. & STEVENSON N.J. 1999. *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. American Fisheries Society, Bethesda, ML, 86 pp.
- BAKALOWICZ M. 1986. De l'hydrogéochimie en karstologie. *Journées sur le karst en Euskadi, Donostia-San Sebastian* 2: 105-129.
- BALTANÁS A., DANIELOPOL D.L., ROCHA J.R. & MARMONIER P. 1993. *Psychrodromus betharrami* n. sp. (Crustacea, Ostracoda): Morphology, Ecology and Biogeography. *Zoologischer Anzeiger* 231: 39-57.
- BARMUTA L.A. 1989. Habitat patchiness and macroinvertebrate community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia. *Freshwater Biology* 21: 223-236.
- BARON J.S., POFF N.L., ANGERMEIER P.L., DAHM C.N., GLEICK P.H., HAIRSTON N.G., JACKSON R.B., JOHNSTON C.A., RICHTER B.D. & STEINMAN A.D. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12: 1247-1260.
- BARQUÍN J. & DEATH R.G. 2004. Patterns of invertebrate diversity in streams and freshwater springs in Northern Spain. *Archiv für Hydrobiologie* 161(3): 329-349.
- BARQUÍN J. & DEATH R.G. 2006. Spatial patterns of macroinvertebrate diversity in New Zealand springbrooks and rhithral streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 768-786.
- BARQUÍN J. & DEATH R.G. 2009. Physical and chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: Do invertebrate communities correspond? *Aquatic Ecology* 43: 445-455.

- BARQUÍN J. & SCARSBROOK M. 2008. Management and conservation strategies for coldwater springs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 580-591.
- BAXTER C.V., FAUSCH K.D. & SAUNDERS W.C. 2005. Tangled webs: Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50: 201-220.
- BELFIORE C. 1983. Efemerotteri (Ephemeroptera). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. AQ/1/201 Consiglio Nazionale delle Ricerche, 111 pp.
- BERERA R., BIANCHINI C., PARICIANI L., RASCHIONI R. & COTTARELLI V. 2003. Studio della biocenosi interstiziale come possibile strumento per la valutazione della qualità ambientale del Fiume Orcia. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 80: 101-105.
- BERG M.B. & HELLENTHAL R.A. 1992. The role of Chironomidae in energy flow of a lotic ecosystem. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 26(2-4): 471-476.
- BIRD G.A. & HYNES H.B.N. 1981. Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. *Hydrobiologia* 77: 103-112.
- BISSON P.A., NIELSEN J.L., PALMASON R.A. & GROVE L.E. 1982. A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow. In: *Acquisition Utilization of Aquatic Habitat Inventory Information*. Armantrout Ed., American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, MD, pp. 62-73.
- BLASCHKE A.P., STEINER K.-H., SCHMALFUSS R., GUTKNECHT D. & SENGSCHMITT D. 2003. Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria. *International Review of Hydrobiology* 88: 397-413.
- BO T., CUCCO M., FENOGLIO S. & MALACARNE G. 2006. Colonisation patterns and vertical movements of stream invertebrates in the interstitial zone: a case study in the Apennines, NW Italy. *Hydrobiologia* 568: 67-78.
- BOHLE H.W. 1995. *Spezielle Ökologie: Limnische Systeme*. Springer, Berlin, Heidelberg, 267 pp.
- BOND N.R. & DOWNES B.J. 2003. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology* 48: 455-465.
- BONETTINI A.M. & CANTONATI M. 1996. Macroinvertebrate assemblages of springs of the River Sarca catchment (Adamello-Brenta Regional Park, Trentino, Italy). *Crunoecia* 5: 71-78.
- BONETTINI A.M. & CANTONATI M. 1998. 4. Il macrozoobenthos. In: Cantonati M. (Ed.), *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta*. Parco Adamello Brenta Documenti 11: 125-143.
- BORCHARDT M.A. & BOTT T.L. 1995. Meiofaunal grazing of bacteria and algae in a Piedmont Stream. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 278-298.
- BORNHAUSER K. 1913. Die Tierwelt der Quellen in der Umgebung Basels. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* (suppl.) 5: 1-90.
- BOSCO IMBERT J. & PERRY J.A. 2000. Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia* 436: 191-208.
- BOTOSANEANU L. 1998. *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 261 pp.
- BOTOSANEANU L. & HOLSINGER J.R. 1991. Some aspects concerning colonization of the subterranean realm - especially of subterranean waters: a response to ROUCH & DANIELOPOL, 1987. *Stygologia* 6: 11-39.
- BOTT T.L., BROCK J.T., DUNN C.S., NAIMAN R.J., OVINK R.W. & PETERSEN R.C. 1985. Benthic community metabolism in four temperate stream systems: an inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept. *Hydrobiologia* 123: 3-45.
- BOTTAZZI E., BRUNO M.C., MAZZINI M., PIERI V. & ROSSETTI G. 2008. First report on Copepoda and Ostracoda (Crustacea) from northern Apenninic springs (N. Italy): a faunal and biogeographical account. *Journal of Limnology* 67(1): 56-63.
- BOU C. & ROUCH R. 1967. Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* 265: 369-370.
- BOU C. 1974. Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Annales de Spéléologie* 29: 611-619.
- BOULTON A.J. 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in central Victoria. *Transactions of the Royal Society of South Australia* 113: 23-34.
- BOULTON A.J. 1993. Stream ecology and surface-hyporheic exchange: implications, techniques and limitations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 44: 553-564.
- BOULTON A.J. 2000a. The subsurface macrofauna. In: Jones J.B. & Mulholland P.J. (Eds.), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, London, pp. 337-361.

- BOULTON A.J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48: 1173-1185.
- BOULTON A.J. & LAKE P.S. 1992a. The macroinvertebrate assemblages in pools and riffles in two intermittent streams (Werribee and Lerderderg Rivers, southern central Victoria). *Occasional Papers from the Museum of Victoria* 5: 55-71.
- BOULTON A.J. & STANLEY E.H. 1995. Hyporheic processes during flooding and drying in a Sonoran Desert stream. II. Faunal dynamics. *Archiv für Hydrobiologie* 134: 27-52.
- BOULTON A.J., DOLE-OLIVIER M.-J. & MARMONIER P. 2003. Optimizing a sampling strategy for assessing hyporheic invertebrate biodiversity using the Bou-Rouch method: Within-site replication and sample volume. *Archiv für Hydrobiologie* 156(4): 431-456.
- BOULTON A.J., DOLE-OLIVIER M.-J. & MARMONIER P. 2004. Effects of sample volume and taxonomic resolution on assessment of hyporheic assemblage composition sampled using a Bou-Rouch pump. *Archiv für Hydrobiologie* 159(3): 327-355.
- BOULTON A.J., FINDLAY S., MARMONIER P., STANLEY E.H. & VALLET H.M. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 59-81.
- BOURG A.C.M. & BERTIN C. 1993. Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. *Environmental Science & Technology* 27: 661-666.
- BRANCELI A. & DUMONT H.J. 2007. A review of the diversity, adaptations and groundwater colonization pathways in Cladocera and Calanoida (Crustacea), two rare and contrasting groups of stygobionts. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* 168(1): 3-17.
- BRATRICH C., TRUFFER B., JORDE K., MARKARD J., MEIER W., PETER A., SCHNEIDER M. & WEHRLI B. 2004. Green hydropower: a new assessment procedure for river management. *River Research and Applications* 20: 865-882.
- BREHM J. 1986. Der pH-Wert von Buntsandsteinquellen und Bachen. II. Der Waldquell-pH-Wert nach der Höhenlage der Wasseraustritte und der Hangneigungsrichtung der Quell lenezugsgebiete im Knüllgebirge. *Beitrage Naturkunde Osthessen* 21: 53-66.
- BREHM J. & MEIJERING M.P.D. 1996. *Fließgewässerkunde. Einführung in die Limnologie der Quellen, Bache und Flüsse*. Quelle & Meyer, Heidelberg, 302 pp.
- BRETSCHKO G. 1985. Quantitative sampling of the fauna of gravel streams (Project RITRODAT-LUNZ). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2049-2052.
- BRETSCHKO G. 1992. Differentiation between epigeic and hypogeic fauna in gravel streams. *Regulated Rivers: Research & Management* 7: 17-22.
- BREWIN P.A. & ORMEROD S.J. 1994. Macroinvertebrate drift in streams of the Nepalese Himalaya. *Freshwater Biology* 32: 573-583.
- BRITTAJN J.E. & EIKELAND T.J. 1988. Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- BROWN J.H. 1971. Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography. *American Naturalist* 105: 467-478.
- BROWN A.V. & BRUSSOCK P.P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia* 220: 99-108.
- BRUNE G. 2002. *Springs of Texas*. Texas A&M University Press, College Station, TX, 566 pp.
- BRUNKE M. 1999. Colmation and depth filtration within streambeds: retention of particles in hyporheic interstices. *International Revue der Gesamten Hydrobiologie* 84: 99-117.
- BRUNKE M. & FISCHER H. 1999. Hyporheic bacteria-relationships to environmental gradients and invertebrates in a prealpine stream. *Archiv für Hydrobiologie* 146(2): 189-217.
- BRUNKE M. & GONSER T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37: 1-33.
- BRUNKE M. & GONSER T. 1999. Hyporheic invertebrates - the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 344-362.
- BRUNO M.C., MAIOLINI B., CAROLLI M. & SILVERI L. 2009 Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de Limnologie, International Journal of Limnology* 45: 1-14.
- BRUNO M.C., MAIOLINI B., CAROLLI M. & SILVERI L. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica*, in press.
- BUNN S.E. & ARTHINGTON A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.

- BUTLER M.J. & HOBBS I. 1982. Drift and upstream movement of invertebrates in a springbrook community. *Hydrobiologia* 89: 153-159.
- BUZAS M.A. & GIBSON T.G. 1969. Species diversity: benthonic foraminifera in western North Atlantic. *Science* 163: 72-75.
- CAISSIE D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51: 1389-1406.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. & RUFFO S. 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*, Vol. I. Provincia Autonoma di Trento, 357 pp.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. & RUFFO S. 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*, Vol. II. Provincia Autonoma di Trento, 127 pp.
- CANTONATI M. (ed.). 1998. *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco Documenti, Parco Naturale Adamello-Brenta, Strembo (TN), 177 pp.
- CANTONATI M., BERTUZZI E. & SPITALE D. 2007. *The spring habitat: biota and sampling methods*. Monografie del Museo Tridentino Scienze Naturali IV, 350 pp.
- CANTONATI M., GERECKE R. & BERTUZZI E. 2006. Springs of the Alps - sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia* 562: 59-96.
- CARLYLE G.C. & HILL A.R. 2001. Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. *Journal of Hydrology* 247: 151-168.
- CAROLLI M., BRUNO M.C., MAIOLINI B. & SILVERI L. Assessment of hydropeaking-induced alterations of benthic communities in experimental flumes. *Biologia Ambientale*, in press.
- CAROLLI M., MAIOLINI B., BRUNO M.C., SILVERI L. & SIVIGLIA A. 2009. Thermo-peaking in an hydropower impacted Alpine catchment. In: Gumiero M., Rinaldi B. & Fokkens B. (Eds.), *Proceedings of the 4th ECRR (European Center for River Restoration) International Conference for River Restoration*. Industrie Grafiche Vicentine, Vicenza, pp. 789-796.
- CÉRÉGHINO R. & LAVANDIER P. 1998. Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regulated Rivers: Research & Management* 14: 297-309.
- CÉRÉGHINO R., LEGALLE M. & LAVANDIER P. 2004. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. *Hydrobiologia* 519: 127-133.
- CEY E.E., RUDOLPH D.L., ARAVENA R. & PARKIN G. 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology* 37: 45-67.
- CHAFIQ M. & GIBERT J. 1993. Storage and dynamics of organic matter in different springs of small floodplain streams. *Hydrobiologia* 251: 199-209.
- CHRISTIANSEN K. 2004. Adaptation: morphological (external). In: Gunn J. (Ed.), *Encyclopaedia of Caves and Karst Science*. Fitzroy Dearborn, New York, pp. 7-9.
- CICOLANI B., D'ALFONSO S., DI FERDINANDO C. & DI SABATINO A. 1996. Gli acari acquatici delle sorgenti del Gran Sasso e proposte di biotipologie. In: Cicolani B. (Ed.), *Monitoraggio biologico del Gran Sasso*. Andromeda Editrice, Teramo, pp. 202-225.
- CLARET C., MARMONIER P., DOLE-OLIVIER M.-J., CREUZE DES CHATELLIERS M., BOULTON A.J. & CASTELLA E. 1999. A functional classification of interstitial invertebrates: supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 385-403.
- CLARKE K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- CLARKE K.R. & GORLEY R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, 448 pp.
- CLARKE K.R. & WARWICK R.M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (2nd Edn.). PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- COINEAU N. 2000. Adaptions to interstitial groundwater life. In: Wilkens H., Culver D.C. & Humphreys W.F. (Eds.), *Ecosystems of the world, vol. 30: Subterranean ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 189-210.
- COLBO M.H. 1991. A comparison of the spring-inhabiting genera of Chironomidae from the Holarctic with those from natural and man-made springs in Labrador. In: Williams D.D. & Danks H.V. (Eds.), *Arthropods of springs, with particular reference to Canada*. Memoirs Ent. Soc. Canada 155: 1-217, pp. 169-179.
- COLEMAN M.J. & HYNES H.B.N. 1970. The vertical distribution of the invertebrate faunas in the bed of a stream. *Limnology and Oceanography* 15: 31-40.

- COLLIER K.J. & SCARSBROOK M.R. 2000. Use of riparian and hyporheic habitats. In: Collier K.J. & Winterbourn M.J. (Eds), *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*. New Zealand Limnological Society, Christchurch, pp. 179-206.
- CONANT B. JR, CHERRY J.A. & GILLHAM R.W. 2004. A PCE groundwater plume discharging into a river: influence of the streambed and near-river zone on contaminant distributions. *Journal of Contaminant Hydrology* 73: 249-279.
- CONNELL J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- COOPER S.D., WALDE S.J. & PECKARSKY B.L. 1990. Prey exchange rates and the impact of predators on prey populations in streams. *Ecology* 71: 1503-1514.
- COOPER S.D., DIEHL S., KRATZ K. & SARNELLE O. 1998. Implications of scale for patterns and processes in stream ecology. *Australian Journal of Ecology* 23: 27-40.
- COTTARELLI V., BERERA R. & MAIOLINI B. 2002. Annotazioni faunistiche ed ecologiche su copepodi di alta e media quota di sorgenti e corsi d'acqua alpini, appenninici e sardi. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 78: 25-30.
- COTTARELLI V., BRUNO M.C. & BERERA R. 2007. Interstitial harpacticoids from Tuscany (Central Italy) groundwater: *Parastenocaris reidae* sp. nov., *Nitocrella ensifera* sp. nov., and notes on the morphology of *Parastenocaris* cf. *glacialis* Noodt (Crustacea: Copepoda). *Italian Journal of Zoology* 74(1): 83-99.
- COULL B.C. 1990. Are members of the meiofauna food for higher trophic levels? *Transactions of the American Microscopical Society* 109: 233-246.
- COWELL B.C., REMLEY A.H. & LYNCH D.M. 2004. Seasonal changes in the distribution and abundance of benthic invertebrates in six headwater streams in central Florida. *Hydrobiologia* 522: 99-115.
- CREMA S., FERRARESE U., GOLO D., MODENA P., SAMBUGAR B. & GERECKE R. 1996. Ricerche sulla fauna bentonica ed interstiziale di ambienti sorgentizi in area alpina e prealpina. *Report Centro Ecologia Alpina* 8: 1-106.
- CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M. & MARMONIER P. 1993. Ecology of benthic and interstitial ostracods of the Rhone River, France. *Journal of Crustacean Biology* 13(2): 268-279.
- CREUZE DES CHATELLIERS M., TURQUIN M.J. & GIBERT J. 1991. Les aquifères: des systèmes biologiques. *Hydrogéologie* 3: 163-185.
- CRISP D.T. & ROBSON S. 1979. Some effects of discharge upon the transport of animals and peat in a north Pennine headstream. *Journal of Applied Ecology* 16: 721-736.
- CRISP D.T., MATHEWS A.M. & WESTLAKE D.F. 1982. The temperatures of three different small streams in north west England. *Hydrobiologia* 35: 305-323.
- CULP J.M., WRONA F.J. & DAVIES R.W. 1986. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Canadian Journal of Zoology* 64: 1345-1351.
- CULVER D.C. & PIPAN T. 2007. What does the distribution of stygobiotic Copepoda (crustacea) tell us about their age? *Acta Carsologica* 36(1): 87-91.
- CUMMINS K.W. 1973. Trophic Relations of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183-206.
- CUSHING C.E. & WOLF E.G. 1984. Primary production in Rattlesnake Springs, a cold desert springstream. *Hydrobiologia* 114: 229-236.
- CUSHMAN R.H. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.
- CZACHOROWSKI S. 1990. Caddisflies (Trichoptera) of the springs of the Kraków-Częstochowa and Miechów Uplands (Poland). *Acta Hydrobiologica* 32: 391-405.
- D'ALBERTO L. & SAMBUGAR B. 1998. *Aspetti idrologici e faunistici delle sorgenti del Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi osservazioni preliminari*. Atti del Convegno Nazionale sull'inquinamento delle grotte e degli acquiferi carsici e possibili ricadute sulla collettività, pp. 147-156.
- D'AMBROSIO P., FIASCA B. & GALASSI D.M.P. 2003. Caratterizzazione tipologica, biologica ed ambientale di sistemi sorgivi del Gran Sasso (Abruzzo). *Thalassia Salentina* 26: 249-260.
- DAHM C.N., GRIMM N.B., MARMONIER P., VALETT H.M. & VERVIER P. 1998. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology* 40: 427-251.
- DANEHY R.J. & BILBY R.E. 2009. Periphyton and macroinvertebrate assemblage responses to flow regime in spring-fed headwaters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30(8): 1210-1214.
- DANIELOPOL D.L. 1976. The distribution of the fauna in the interstitial habitats of riverine sediments of the Danube and the Pisting (Austria). *International Journal of Speleology* 8: 23-51.

- DANIELOPOL D.L. 1979. On the origin and the antiquity of the *Pseudolimnocythere* species (Ostracoda, Loxoconchidae). *Biologia Gallo-Hellenica* 8: 99-107.
- DANIELOPOL D.L., GROSS M. & PILLER E. 2007. Taxonomic Diversity of Middle Miocene Ostracod Assemblages - A Useful Tool for Palaeoenvironmental Characterization of the Hainburg Area (Vienna Basin). *Joannea Geol. Paläont.* 55: 91-108.
- DANIELOPOL D.L., PILLER W.E. & HUBER T. 1991. *Pseudolimnocythere hainburgensis* nov. sp. (Ostracoda, Loxoconchidae) aus dem Miozän (Badenium) des Wiener Beckens. *N. Jb. Geol. Paläont. Mh.* 8: 458-469.
- DANIELOPOL D.L., POSPISIL P. & ROUCH R. 2000. Biodiversity in groundwater: a large scale view. *Tree* 15: 223-224.
- DANIELOPOL D.L., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M., MOESZLACHER F., POSPISIL P. & POPA R. 1994. Adaptation of Crustacea to interstitial habitats: a practical agenda for ecological studies. In: Gibert J., Danielopol D.L. & Stanford J.A. (Eds.), *Groundwater ecology*. Academic Press, San Diego, pp. 218-244.
- DANIELOPOL D.L., DREHER J., GUNATILAKA A., KAISER M., NIEDERREITER R., POSPISIL P., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M. & RICHTER A. 1992. *Ecology of organisms living in a hypoxic groundwater environment at Vienna (Austria); methodological questions and preliminary results*. U.S. Environmental Protection Agency, American Water Resources Association, pp. 79-90.
- DAVIDS C., DI SABATINO A., GERECKE R., GLEDHILL T. & SMIT H. 2007. Acari, Hydrachnidia I. In: Gerecke R. (Ed.), *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, Vol. 7, 2-1. Spektrum Elsevier, pp. 241-388.
- DAVIES-COLLEY R.J., HICKEY C.W., QUINN J.M. & RYAN P.A. 1992. Effects of clay discharges on streams, 1: Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* 248: 215-234.
- DEL ROSARIO R.B. & RESH V.H. 2000. Invertebrates in intermittent and perennial streams: is the hyporheic zone a refuge from drying? *Journal of North American Benthological Society* 19: 680-696.
- DELMARE-DEBOUTTEVILLE C. 1960. *Biologie des eaux souterraines littorales et continentales*. Hermann (Ed.), Paris, 740 pp.
- DELUCCHI C.M. 1989. Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. *Oecologia* 78: 199-207.
- DI LORENZO T., DE LAURENTIIS P. & GALASSI D.M.P. 2003. L'Indice di Protezione Naturale (IPN): nuovo metodo per la valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche captate per uso potabile. *Biologia Ambientale* 17(2): 19-29.
- DI LORENZO T., DE LAURENTIIS P. & GALASSI D.M.P. 2003. L'inferenza biologica nella valutazione del grado di protezione naturale di sorgenti carsiche captate. *Thalassia Salentina* 26: 241-248.
- DI SABATINO A., CICOLANI B. & GERECKE R. 2003. Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. *Freshwater Biology* 48: 2163-2173.
- DI SABATINO A., GERECKE R. & MARTIN P. 2000. The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnida). *Freshwater Biology* 44: 47-62.
- DI SABATINO A., BRUNI P., MICCOLI F.P., GIUSTINI M., VIGNINI P., TIMPERI G. & CICOLANI B. 2009b. Diversità delle comunità macrobentoniche e qualità ambientale delle sorgenti dei Monti della Laga (Parco Nazionale Gran Sasso-Laga, Appennino centrale). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 84: 15-24.
- DIEHL S., COOPER S.D., KRATZ K.W., NISBET R.M., ROLL S.K., WISEMAN S.M. & JENKINS T.M. JR. 2000. Effects of multiple, predator-induced behaviours on short-term population dynamics in open systems. *American Naturalist* 156: 293-313.
- DOLE-OLIVIER M.-J. 1998. Surface water-groundwater exchanges in three dimensions on a backwater of the Rhône River. *Freshwater Biology* 40: 93-109.
- DOLE-OLIVIER M.-J. & MARMONIER P. 1992. Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. *Freshwater Biology* 27: 177-191.
- DOLE-OLIVIER M.-J., CREUZE DES CHATELLIERS M. & MARMONIER P. 1993. Repeated gradients in subterranean landscape - Example of the stygofauna in the alluvial floodplain of the Rhône River (France). *Archiv für Hydrobiologie* 127(4): 451-471.
- DOLE-OLIVIER M.-J., MARMONIER P. & BEFFY J.L. 1997. Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshwater Biology* 37: 257-276.
- DOLE-OLIVIER M.-J., GALASSI D.M.P., MARMONIER P. & CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M. 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshwater Biology* 44(1): 63-91.
- DONAHUE W.F. & SCHINDLER D.W. 1998. Diel emigration and colonization responses of blackfly larvae (Diptera: Simuliidae) to ultraviolet radiation. *Freshwater Biology* 40: 357-365.
- DOPPELT B., SCURLOCK M., FRISSELL C. & KARR J. 1993. *Entering the Watershed: A New Approach to Save America's River Ecosystems*. Island Press, Washington D.C., 462 pp.
- DOWNES B.J., LAKE P.S., SCHREIBER E.S.G. & GLAISTER A. 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia* 123: 569-581.

- DUFRENE M. & LEGENDRE P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- DUMAS P., BOU C. & GIBERT J. 2001. Groundwater macrocrustaceans as natural indicators of the Ariège alluvial aquifer. *International Review of Hydrobiology* 86: 619-633.
- DUMNICKA E. 2006. Composition and abundance of oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) in springs of Kraków-Częstochowa Upland (Southern Poland): effect of spring encasing and environmental factors. *Polish Journal of Ecology* 54: 231-242.
- DUMNICKA E., GALAS J. & KOPERSKI P. 2007. Benthic Invertebrates in Karst Springs: Does Substratum or Location Define Communities? *International Review of Hydrobiology* 92(4-5): 452-464.
- DUMONT H.J. 1995. The evolution of groundwater Cladocera. *Hydrobiologia* 307: 69-74.
- DURBEC A. & LAFONT M. 1991. Sensibilité à la pollution des zones de captage en site alluvial. *Informations Techniques du CEMA-GREF* 83(4): 1-8.
- DUSSART B.H. 1967. *Les Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome I: Calanoïdes et Harpacticoïdes*. N. Boubée et Cie, Paris, 500 pp.
- DUSSART B.H. 1969. *Les Copépodes des Eaux Continentales d'Europe Occidentale. Tome II: Cyclopoïdes et Biologie*. N. Boubée et Cie, Paris, 165 pp.
- DUSSART B.H. & DEFAYE D. 1990. Répertoire mondial des Crustacés Copépodes des eaux intérieures. III. Harpacticoïdes. *Crustaceana*, Suppl. (Leiden Volume) 16: 1-384.
- EC (EUROPEAN COMMUNITY). 2000. Water Framework Directive (2000/60/EC). *Official Journal of the European Communities L* 327: 1-72.
- EFFENBERGER M., ENGEL J., DIEHL S., MATTHAEI C.D. 2008. Disturbance history influences the distribution of stream invertebrates by altering microhabitat parameters: a field experiment. *Freshwater Biology* 53: 996-1011.
- EFFENBERGER M., SAILER G., TOWNSEND C.R. & MATTHAEI C.D. 2006. Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates. *Freshwater Biology* 51: 312-332.
- ELLIOTT J.M. 1965. Invertebrate drift in a mountain stream in Norway. *Norsk Entomologisk Tidsskrift* 13: 97-99.
- ELLIOTT J.M. 1967. Invertebrate drift in a Dartmoor stream. *Archiv für Hydrobiologie* 63: 202-237.
- ERMAN N.A. 1981. Terrestrial feeding migration and life history of the stream-dwelling caddisfly, *Desmona bethula* (Trichoptera: Limnephilidae). *Canadian Journal of Zoology* 59: 1658-1665.
- ERMAN N.A. 1986. Movements of self-marked caddisfly larvae, *Chyranda centralis* (Trichoptera: Limnephilidae), in a Sierran spring stream, California, U.S.A. *Freshwater Biology* 16: 455-464.
- ERMAN N.A. 1998. Invertebrate richness and Trichoptera phenology in Sierra Nevada (California, U.S.A.) cold springs: sources of variation. In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 95 -108.
- ERMAN N.A. 2002. *Lessons from a Long-term Study of Springs and Spring Invertebrates (Sierra Nevada, California, U.S.A.) and Implications for Conservation and Management*. Conference Proceedings. Spring-fed Wetlands: Important Scientific and Cultural Resources of the Intermountain Region, 13 pp.
- ERMAN N.A. & ERMAN D.C. 1995. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. *Journal of the Kansas Entomological Society* 68(2): 50-64.
- FEDERICI P.R. & TELLINI C. 1983. La geomorfologia dell'Alta Val Parma (Appennino Settentrionale). *Rivista Geografica Italiana* 90: 393-428.
- FELETTI M. & GAITER S. 1996. Appunti sulle comunità biologiche delle acque sotterranee. *Biologia ambientale* 4: 5-20.
- FEMINELLA J.W. 1996. Comparisons of benthic macroinvertebrate assemblages in small streams along a gradient of flow permanence. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 651-669.
- FEMINELLA J.W. & RESH V.H. 1990. Hydrologic influences, disturbance, and intraspecific competition in a stream caddisfly population. *Ecology* 71: 2083-2094.
- FENOGLIO S., AGOSTA P., BO T. & CUCCO M. 2002. Field experiments on colonization and movements of stream invertebrates in an Apennine river (Visone, NW Italy). *Hydrobiologia* 474: 125-130.
- FERIS K.P., RAMSEY P.W., FRAZAR C., RILLIG M.C., GANNON J.E. & HOLBEN W.E. 2003b. Structure and seasonal dynamics of hyporheic zone microbial communities in free-stone rivers of the western United States. *Microbial Ecology* 46: 200-215.

- FETTE M., WEBER C., PETER A. & WEHRLI B. 2007. Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river. *Environmental Modeling & Assessment* 12: 257-267.
- FIASCA B., DI LORENZO T., DE LAURENTIIS P., PANTANI C. & GALASSI D.M.P. 2004. Biodiversità acquatica sotterranea nel Parco Nazionale del Gran Sasso-Monti della Laga: analisi taxocenotica (Crustacea, Copepoda) e proposte di conservazione. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 81: 157-166.
- FINDLAY S. 1995. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: the hyporheic zone. *Limnology and Oceanography* 40: 159-164.
- FINDLAY S. & SOBČZAK W.V. 2000. Microbial communities in hyporheic sediments. In: Jones J.B. & Mulholland P.J. (Eds.), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, London, pp. 287-306.
- FINDLAY S., STRAYER D., GOUMBLA C. & GOULD K. 1993. Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone. *Limnology & Oceanography* 38: 1493-1499.
- FISCHER J. 1993. Hygropetrische Faunenelemente als Bestandteile naturnaher Quellbiotope. *Crunoecia* 2: 69-77.
- FISHER S.G. 1983. Succession in streams. In: Barnes J.R. & Minshall G.W. (Eds.), *Stream Ecology: Application and Testing of General Ecological Theory*. Plenum, New York, pp. 7-27.
- FISHER S.G. & LIKENS G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43: 421-439.
- FLECKER A.S. 1984. The effects of predation and detritus on the structure of a stream insect community - a field test. *Oecologia* 64: 300-305.
- FLEISCHNER T.L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology* 8: 629-644.
- FOCHETTI R., RAVIZZA C.A. & TIerno DE FIGUEROA J.M. 2009. *Plecoptera*. Vol. 43 Fauna d'Italia, Calderini, Bologna, 536 pp.
- FOLCO G. & PEZZOLI E. 1980. *Gasteropodi, 2 (Gastropoda: Prosobranchia: Hydrobioidea, Pyrguloidea)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/47, 66 pp.
- FRANKEN R.J.M., STOREY R.G. & WILLIAMS D.D. 2001. Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream. *Hydrobiologia* 444: 183-195.
- FREEMAN M.C., PRINGLE C.M. & JACKSON C.R. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of The American Water Resources Association* 43(1): 5-14.
- FUCHS A., HAHN H.J. & BARUFKE K.-P. 2006. *Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg (Characterisation and description of the groundwater fauna of Baden-Württemberg, Germany)*. Grundwasserschutz 32, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW, Karlsruhe.
- FÜREDER L., SCHÜTZ C., WALLINGER M. & 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., WALLINGER M. & BURGER R. 2005. Longitudinal and seasonal pattern of insect emergence in alpine streams. *Aquatic Ecology* 39: 67-78.
- GALASSI D.M.P. 1997. Little known harpacticoid copepods from Italy and description of *Parastenocaris crenobia* n. sp. (Copepoda, Harpacticoida). *Crustaceana* 70: 694-709.
- GALASSI D.M.P. & DE LAURENTIIS P. 1997a. *Pseudectinosoma reductum*, a new ectinosomatid harpacticoid from springwaters in Italy (Crustacea: Copepoda). *Hydrobiologia* 356: 81-86.
- GALASSI D.M.P. & DE LAURENTIIS P. 1997b. Two new species of *Nitocrella* from groundwaters of Italy (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida). *Italian Journal of Zoology* 64: 367-376.
- GALASSI D.M.P., STOCH F., FIASCA B., DI LORENZO T. & GATTONE E. 2009. Groundwater biodiversity patterns in the Lessinian Massif of northern Italy. *Freshwater Biology* 54: 830-847.
- GASPARO F., GOVERNATORI G. & STOCH F. 2001. Osservazioni sulla fauna delle grotte e delle acque carsiche sotterranee delle Prealpi Carniche Orientali. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia* s. II, 12: 75-88.
- GATHMANN F.O., MANNE L.L. & WILLIAMS D.D. 2009. Spatial patterns in insect community composition in coldwater springs. *Aquatic Ecology* 43: 501-512.
- GAYRAUD S. & PHILIPPE M. 2003. Influence of bed-sediment features on the interstitial habitat available for macroinvertebrates in 15 French streams. *International Review of Hydrobiology* 88: 77-93.
- GAYRAUD S., HEROQUIN E. & PHILIPPE M. 2002. The clogging of stream beds: A review of mechanisms and consequences on habitats and macroinvertebrate communities. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 365-366: 339-355.

- GEORGE S. & MARTENS K. 2002. On a new species of Potamocypris (Crustacea, Ostracoda) from Chalakkudy River, Kerala (India), with a checklist of the Potamocypris species of the world. *Zootaxa* 66: 1-15.
- GERECKE R. 1996. Untersuchungen über Wassermilben der Familie Hydryphantidae (Acari, Actinedida) in der Westpalaearktis, II. Die Wassermilben der Familie Hydryphantidae Piersig, 1896 in den Mittelmeerländern. *Archiv für Hydrobiologie (suppl.)* 77(3-4): 337-513.
- GERECKE R., STOCH F., MEISCH K. & SCHRANKEL I. 2005. Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg. *Ferrantia* 41, 139 pp.
- GERECKE R. & DI SABATINO A. 1996. Water mites (Acari, Hydrachnellae) and spring typology in Sicily. *Crunoecia* 5: 35-41.
- GERECKE R. & FRANZ H. 2006. *Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Lebensgemeinschaften als Indikatoren des Klimawandels*. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht, 51 pp.
- GERECKE R., FRANZ H. & CANTONATI M. 2009. Invertebrate diversity in springs of the National Park Berchtesgaden (Germany): relevance for long-term monitoring. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30(8): 1229-1233.
- GERECKE R., FRANZ H. & SCHRANKEL I. 2002. *Funf Jahre Quellforschung im Nationalpark Berchtesgaden*. Mitt. Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht, 46: 67-72.
- GERECKE R., STOCH F., MEISCH C. & SCHRANKEL I. 2005. Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg, unter besonderer Berücksichtigung der Acari, Ostracoda und Copepoda. *Ferrantia* 41: 1-134.
- GERECKE R., MEISCH C., STOCH F., ACRI F. & FRANZ H. 1998. Eucrenon-hypocrenon ecotone and spring typology in the Alps of Berchtesgaden (Upper Bavaria, Germany). A study of microcrustacea (Crustacea: Copepoda, Ostracoda) and water mites (Acari: Halacaridae, Hydrachnellae). In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 167-182.
- GHETTI P.F. 1986. *I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione - Indice Biotico E.B.I. modificato*. Provincia Autonoma di Trento.
- GHETTI P.F. 1995. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.), in Notiziario dei Metodi Analitici*. IRSA-CNR. Supplemento a Quaderni, 100: 1-24.
- GHETTI P.F. 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nell'analisi dei corsi d'acqua*. Ed. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente.
- GHETTI P.F. & BONAZZI G. 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Manuali di utilizzazione degli indicatori biologici di qualità delle acque, AQ/1/27, C.N.R. Roma, 181 pp.
- GIBERT J. 1989. *The role of fauna in contaminated aquifers*. Scope Workshop on Groundwater Contamination, Stanford University, pp. 1-6.
- GIBERT J. & DEHARVENG L. 2002. Subterranean ecosystems: A truncated functional biodiversity. *BioScience* 52: 473-481.
- GIBERT J., DANIELOPOL D.L. & STANFORD A. 1994. *Groundwater Ecology*. Academic Press, San Diego, CA, 571 pp.
- GIBERT J., MATHIEU J. & FOURNIER F. 1997. *Groundwater/surface water ecotones: biological and hydrological interactions and management options*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GIBERT J., MARMONIER P., VANEK V. & PLÉNET S. 1995. Hydrological exchange and sediment characteristics in a riverbank: relationship between heavy metals and invertebrate community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 2084-2097.
- GIERE O. 1993. *Meiobenthology. The microscopic fauna in aquatic sediments*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 328.
- GILLER P.S. & MALMQVIST B. 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, 296 pp.
- GLAZIER D.S. 1991. The fauna of North American temperate cold springs: Pattern and hypotheses. *Freshwater Biology* 26: 527-542.
- GLAZIER D.S. 1998. Springs as model systems for ecology and evolutionary biology: A case study of *Gammarus minus* Say (Amphipoda) in Mid-Appalachian springs differing in pH and ionic content. In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 49-62.
- GLAZIER D.S. & GOOCH J.L. 1987. Macroinvertebrate assemblages in Pennsylvania (USA) springs. *Hydrobiologia* 150: 33-43.
- GOLLADAY S.W. & HAX C.L. 1995. Effects of an engineered flow disturbance on meiofauna in a north Texas prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 404-413.
- GOOCH J.L. & GLAZIER D.S. 1991. Temporal and spatial patterns in Mid-Appalachian springs. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 155: 29-49.

- GORE J.A., NESTLER J.M. & LAYZER J.B. 1989. Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking power hydroelectric operations. *Regulated Rivers: Research & Management* 3: 35-48.
- GOUNOT A.M. 1994. Microbial ecology of groundwaters. In: Gibert J., Danielopol D.L. & Stanford J.A. (Eds.), *Groundwater Ecology*. Academic Press, London, pp. 189-215.
- GRAHAM S. 1998. An assessment of the effects of reduced flow on the invertebrate fauna of the Hermit Hill Spring complex. In: *Proceedings of the Second Mound Spring Researches Forum and Spring Management Workshop*. Department for Environment and Heritage, Adelaide, pp. 14-15.
- GRAY L.J. & WARD J.V. 1982. Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 96: 177-184.
- GRIMM N.B. 1993. Implications of climate change for stream communities. In: Kareiva P.M., Kingsolver J.G. & Huey R.B. (Eds.), *Biotic Interactions and Global Change*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA, pp. 293-314.
- GRIMM N.B. & FISHER S.G. 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 293-307.
- GRIMM N.B., VALETT H.M., STANLEY E.H. & FISHER S.G. 1991. Contribution of the hyporheic zone to stability of an aridland stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1595-1599.
- GUARESCHI S. 2009. *Analisi delle comunità ad invertebrati bentonici e interstiziali nel bacino montano del Torrente Parma, con particolare riferimento agli impatti causati dalla produzione idroelettrica*. Tesi di Laurea Specialistica in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e le Risorse, Università degli Studi di Parma, A.A. 2007-2008.
- HAHN H. J. 1996. *Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden*. Edition Wissenschaft, Series Biologie No. 62. Tectum, Marburg.
- HAHN H.J. 2000. Studies on classifying of undisturbed springs in southwestern Germany by macrobenthic communities. *Limnologica* 30: 247-259.
- HAHN H.J. 2002a. Methods and difficulties of sampling stygofauna. In: Breh W., Gottlieb J., Hotzl H., Kern F., Liesch T. & Niessner R. (Eds.), *Proceedings of the second international conference and industrial exhibition "Field Screening Europe 2001"*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 201-206.
- HAHN H.J. 2009. A proposal for an extended typology of groundwater habitats. *Hydrogeology Journal* 17: 77-81.
- HAHN H.J. & MATZKE D. 2005. A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. *Limnologica* 35: 31-44.
- HAIGH M.J., SINGH R.B. & KRECEK J. 1998. Headwater Control: Matters Arising. In: Haigh M.J., Krecek J., Rajwar G.S., Kilmartin M.P. & Balkema A.A. (Eds.), *Headwaters: Water Resources and Soil Conservation*. Rotterdam, The Netherlands, pp. 3-24.
- HÁJEK M., HEKERA P. & HÁJKOVÁ P. 2002. Spring fen vegetation and water chemistry in the Western Carpathian flysch zone. *Folia Geobotanica* 37: 205-224.
- HAKENKAMP C.C. & MORIN A. 2000. The importance of meiofauna to lotic ecosystem functionality. *Freshwater Biology* 44: 165-175.
- HAKENKAMP C.C. & PALMER M.A. 2000. The ecology of hyporheic meiofauna. In: Jones J.B. & Mulholland P.J. (Eds.), *Streams and Ground Waters*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 307-336.
- HALL R.O. JR, WALLACE J.B. & EGGERT S.L. 2000. Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. *Ecology* 81(12): 3445-3463.
- HAMMER Ø., HARPER D.A.T. & RYAN P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
- HANCOCK P. 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29: 761-781.
- HARMON M.E., FRANKLIN J.F., SWANSON F.J., SOLLINS P., GREGORY S.V., LATTIN J.D., ANDERSON N.H., CLINE S.P., AUMEN N.G., SEDELL J.R., LIENKAEMPER G.W., CROMACK K. JR & CUMMINS K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- HAŠLER P. & POULÍČKOVÁ A. 2005. Cyanobacteria of the West Carpathian spring fens: single sampling. *Czech Phycology* 5: 43-55.
- HAUER F.R. & LAMBERTI G.A. 1996. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego, CA, 674 pp.
- HAUER F.R. & STANFORD J.A. 1982. Ecological responses of Hydropsychid caddisflies to stream regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1235-1242.

- HAVEL J.E., EISENBACHER E.M. & BLACK A.A. 2000. Diversity of crustacean zooplankton in riparian wetlands: colonization and egg banks. *Aquatic Ecology* 34: 63-76.
- HAWKINS C.P., KERSHNER J.L., BISSON P.A., BRYANT M.D., DECKER L.M., GREGORY S.V., MCCULLOUGH D.A., OVERTON C.K., REEVES G.H., STEEDMAN R.J & YOUNG M.K. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries* 18: 3-12.
- HAYFORD B. & HERRMANN S.J. 1998. Migration patterns of four macroinvertebrates along a rheocrene thermal spring. In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 75-83.
- HENDRICKS S.P. 1993. Microbial ecology of the hyporheic zone: a perspective integrating hydrology and biology. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 70-78.
- HENDRICKS S.P. & WHITE D.S. 1995. Seasonal biogeochemical patterns in surface water, subsurface hyporheic, and riparian ground water in a temperate stream ecosystem. *Archives of Hydrobiology* 134: 459-490.
- HERMAN J.S., CULVER D.C. & SALZMAN J. 2001. Groundwater ecosystems and the service of water purification. *Stanford Environment Law Journal* 20: 479-495.
- HERVANT F. & MALARD F. 2005. Adaptation to low oxygen. In: Culver D.C. & White W.B. (Eds.), *Encyclopaedia of caves*. Elsevier, Amsterdam, pp. 10-17.
- HIEBER M., ROBINSON C.T. & UEHLINGER U. 2003. Seasonal and diel patterns of invertebrate drift in different alpine stream types. *Freshwater Biology* 48: 1078-1092.
- HILDEBRAND S.G. 1974. The relation of drift to benthos density and food level in an artificial stream. *Limnology and Oceanography* 19: 951-957.
- HILDREW A.G. 1992. Food web and species interactions. In: Calow P. & Petts G.E. (Eds.), *The Rivers Handbook*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 309-330.
- HILDREW A.G. 1996. Whole river ecology: spatial scale and heterogeneity in the ecology of running waters. *Archiv für Hydrobiologie* 10: 324-343.
- HILL M.T.R. 1999. A freeze-corer for simultaneous sampling of benthic macroinvertebrates and bed sediment from shallow streams. *Hydrobiologia* 412: 213-215.
- HINTERLEITNER-ANDERSON D., HERSHEY A.E. & SCHULTZ J.A. 1992. The effects of river fertilization on mayfly (*Baetis* sp.) drift patterns and population density in an arctic river. *Hydrobiologia* 240: 247-258.
- HOFFSTEN P.O. & MALMQVIST B. 2000. The macroinvertebrate fauna and hydrogeology of springs in central Sweden. *Hydrobiologia* 436: 91-104.
- HOLOMUZKI J.R. & MESSIER S.H. 1993. Habitat selection by the stream mayfly *Paraleptophlebia guttata*. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 126-135.
- HOOVER S.E.R., SHANNON L.G.W. & ACKERMAN J.D. 2007. The effect of riparian condition on invertebrate drift in mountain streams. *Aquatic Science* 69: 544-553.
- HOSE G.C., JONES P. & LIM R.P. 2005. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia. *Hydrobiologia* 532: 81-90.
- HOWELL J.M., COYNE M.S. & CORNELIUS P. 1995. Fecal bacteria in agricultural waters of the Bluegrass Region of Kentucky. *Journal of Environmental Quality* 24: 411-419.
- HUHTA A., MUOTKA T. & TIKKANEN P. 2000. Nocturnal drift of mayfly nymphs as a post-contact antipredator mechanism. *Freshwater Biology* 45: 33-42.
- HUHTA A., MUOTKA T., JUNTUNEN A. & YRJÖNEN M. 1999. Behavioural interactions in stream food webs: the case of drift-feeding fish, predatory invertebrates and grazing mayflies. *Journal of Animal Ecology* 68: 917-927.
- HUMPHREYS W.F. 2002. *Groundwater ecosystems in Australia: an emerging understanding*. Proceedings of the International Association Hydrogeologists Conference, pp. 1-14.
- HUNT G.W. & STANLEY E.H. 2000. An evaluation of alternative procedures using the Bou-Rouch method for sampling hyporheic invertebrates. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 57: 1545-1550.
- HURYN A.D. 1996. An appraisal of the Allen paradox in a New Zealand trout stream. *Limnology and Oceanography* 41: 243-252.
- HÜPPOP K. 2005. Adaptation to low food. In: Culver D.C. & White W.B. (Eds.), *Encyclopaedia of caves*. Elsevier, Amsterdam, pp. 4-10.

- HYNES H.B.N. 1974. Further studies on the distribution of stream animals within the substratum. *Limnology and Oceanography* 19: 92-99.
- ILLIES J. 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 532 pp.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification *et de zonation* écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 1-57.
- ILMONEN J. & PAASIVIRTA L. 2005. Benthic macrocrustacean and insect assemblages in relation to spring habitat characteristics-patterns in abundance and diversity. *Hydrobiologia* 533: 99-113.
- ILMONEN J., PAASIVIRTA L., VIRTANEN R. & MUOTKA T. 2009. Regional and local drivers of macroinvertebrate assemblages in boreal springs. *Journal of Biogeography* 36: 822-834.
- IRVINE J.R. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1922-1927.
- IVERSEN T.M. 1976. Life cycle and growth of Trichoptera in a Danish spring. *Archiv für Hydrobiologie* 78: 482-493.
- IVERSEN T.M., WIBERG-LARSEN P., HANSEN S.B. & HANSEN F.S. 1978. The effect of partial and total drought on the macroinvertebrate communities of three small Danish springs. *Hydrobiologia* 60: 235-242.
- JAKOB C., ROBINSON C.T. & UEHLINGER U. 2003. Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquatic Science* 65: 223-231.
- JACOBI G.Z. & CARY S.J. 1996. Winter stoneflies (Plecoptera) in seasonal habitats in New Mexico, USA. *Journal of North American Benthological Society* 15: 690-699.
- KARANOVIC I. & PESCE G.L. 2001. Ostracods (Crustacea, Ostracoda) from underground waters of Puglia (Southern Italy), with redescription of *Pseudolimnocythere hypogea* Klie, 1938. *Thalassia Salentina* 25: 11-39.
- KARAYTUG S. 1999. *Copepoda: Cyclopoida. Genera Paracyclops, Ochrudacyclops and key to the Eucyclopinæ*. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World No. 14. Backhuys Publishers, Leiden, 217 pp.
- KAUFFMANN J.B. & KRUEGER W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications: a review. *Journal of Range Management* 37: 430-438.
- KING J.M., THARME R.E. & BROWN C.A. 1999. *Definition and Implementation of Instream Flows*. Thematic Report for the World Commission on Dams. Southern Waters Ecological Research and Consulting, Cape Town, South Africa.
- KINKLE B.K. & KANE T.C. 2000. Chemolithoautotrophic micro-organisms and their potential role in subsurface environments. In: Wilkens H., Culver D.C. & Humphreys W.F. (Eds.), *Ecosystems of the world, Vol. 30: subterranean ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 309-318.
- KOLASA J. 2000. The biology and ecology of lotic microturbellarians. *Freshwater Biology* 44: 5-14.
- KÖPPEN W. 1936. Das geographische System der Klimate. In: Köppen W. & Geiger R. (Eds.), *Handbuch der Klimatologie*. Gebruder Borntraeger, Berlin, pp. 1-44.
- KRUSKAL W.H. 1952. A non parametric test for the several sample problem. *Annals of Mathematical Statistics* 23: 525-540.
- KRUSKAL W.H. & WALLIS W.A. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47(260): 583-621.
- KURECK A. 1967. Über die tagesperiodische Ausdrift von *Niphargus aquilex schellenbergi* Karaman aus Quellen. *Zeitschrift der Morphologie und Ökologie der Tiere* 58: 247-262.
- LAFONT M. & VIVIER A. 2006. Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. *Hydrobiologia* 564: 171-181.
- LAKE P.S. & BARMUTA L.A. 1986. Stream benthic communities: persistent presumptions and current speculations. In: DeDecker P. & Williams W.D. (Eds.), *Limnology in Australia Commonwealth*. Scientific and Industrial Research Organization/W. Junk, Melbourne/Dordrecht, Australia/The Netherlands, pp. 62-276.
- LANCASTER J. & BELYEA L.R. 1997. Nested hierarchies and scale-dependence of mechanisms of flow refugium use. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 221-238.
- LANCASTER J. & HILDREW A.G. 1993. Flow refugia and microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 385-393.
- LANGTON P.H. & CASAS J. 1999. Changes in chironomid assemblage composition in two Mediterranean mountain streams over a period of extreme hydrological conditions. *Hydrobiologia* 390: 37-49.

- LECHTHALER W. & STOCKINGER W. 2005. *Trichoptera - Key to larvae from Central Europe*. CD-Rom-Edition, Vienna.
- LEMELY A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 87: 229-245.
- LENAT D.R. 1984. Agriculture and stream water quality: a biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management* 8: 333-344.
- LENAT D.R., PENROSE D.L. & EAGLESON K.W. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia* 79: 187-194.
- LENCIONI V., MAIOLINI B. & ROSSARO B. 2000. The kryal and rhithral Chironomid community in the Carè Alto system (Italian central-eastern Alps). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 711-715.
- LENCIONI V., MAIOLINI B., ZUCCATI S. & CORRADINI F. 2002. Zoobenthos drift in two high mountain streams in the de la Mare glacial system (Stelvio National Park, Trentino, Italy). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 78: 49-57.
- LENCIONI V., MAIOLINI B., FOCHETTI R., GRASSO M., BOSCAINI A. & DUMNICKA E. 2006. Artificial substrate colonization by invertebrates in two high altitude alpine streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1866-1870.
- LEOPOLD L.B., WOLMAN M.G. & MILLER J.P. 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology*. San Francisco: W.H. Freeman.
- LEROY POFF N. & MATTHEWS R.A. 1986. Benthic macroinvertebrate community structural and functional group response to thermal enhancement in the Savannah River and a coastal plain tributary. *Archiv für Hydrobiologie* 106(1): 119-137.
- LEROY POFF N., OLDEN J.D., VIEIRA N.K.M., FINN D.S., SIMMONS M.P. & KONDRATIEFF B. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25(4): 730-755.
- LINDEGAARD C. 1995. Chironomidae (Diptera) of European cold springs and factors influencing their distribution. *Journal of the Kansas Entomological Society* (suppl.) 68: 108-131.
- LINDEGAARD C., THORUP J. & BAHN M. 1975. The invertebrate fauna of the moss carpet in the Danish spring Ravnkilde and its seasonal, vertical, and horizontal distribution. *Archiv für Hydrobiologie* 75: 109-139.
- LINDEGAARD C., BRODERSEN K.P., WIBERG-LARSEN P. & SKRIVER J. 1998. Macrofaunal communities in Danish springs. In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 201-219.
- LINHART J., VLČKOVÁ Š. & UVÍRA V. 2001-2002. Moss-dwelling meiobenthos and flow velocity in low-order streams. *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium Biologica* 39-40: 111-122.
- LOGAN P. & BROOKER M.P. 1983. The macroinvertebrate fauna of riffles and pools. *Water Research* 17: 263-270.
- LOWE W.H. 2002. Landscape-Scale Spatial Population Dynamics in Human-Impacted Stream Systems. *Environmental Management* 30(2): 225-233.
- LOWE W.H. & LIKENS G.E. 2005. Moving Headwater Streams to the Head of the Class. *BioScience* 55(3): 196-197.
- MAC ARTHUR R.H. & WILSON E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MAC ARTHUR R.H. & WILSON E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University press, Princeton, 203 pp.
- MACKAY R.J. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 49: 617-628.
- MAGOULICK D.D. & KOBZA R.M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* 48: 1186-1198.
- MAIOLINI B. & LENCIONI V. 2001. Longitudinal distribution of macroinvertebrate assemblages in a glacially influenced stream systems in the Italian Alps. *Freshwater Biology* 46: 1625-1639.
- MAIOLINI B. & LENCIONI V. 2002. La fauna ad invertebrati. In: Stoch F. (Ed.), *Torrenti Montani - La vita nelle acque correnti*. Collana Quaderni Habitat, n. 5. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine, pp. 57-80.
- MAIOLINI B., SILVERI L. & LENCIONI V. 2006. *Hydroelectric power generation and disruption of the natural stream flow: effects on the zoobenthic community*. Proceedings of the XVI National meeting of the Italian Ecological Society, Viterbo-Civitavecchia 19-22 September 2006.
- MAIRE R. & POMEL S. 1994. Karst geomorphology and environment. In: Gibert J., Danielopol D.L. & Stanford J. (Eds.), *Groundwater Ecology*. Academic Press, London, pp. 130-157.
- MALARD F. & HERVANT F. 1999. Oxygen supply and the adaptations of animals in ground water. *Freshwater Biology* 41: 1-30.

- MALARD F., DOLE-OLIVIER M.-J., MATHIEU J. & STOCH F. (Eds.). 2002. *Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity*. <http://www.pascalis-project.com>
- MALARD F., TOCKNER K., DOLE-OLIVIER M.-J. & WARD J.V. 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47: 621-640.
- MALARD F., REYGROBELLET J.-L., MATHIEU J. & LAFONT M. 1994. The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in a fractured rock aquifer. *Archiv für Hydrobiologie* 131: 93-110.
- MALARD F., GALASSI D., LAFONT M., DOLÉDEC S. & WARD J.V. 2003. Longitudinal patterns of invertebrates in the hyporheic zone of a glacial river. *Freshwater Biology* 48: 1709-1725.
- MANDAVILLE S.M. 1999. *Bioassessment of Freshwaters Using Benthic Macroinvertebrates - A Primer*. First Ed. Project E-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. viii, Chapters I-XXVII, Appendices A-D, 244 pp.
- MANGIN A. 1985. Progrès récents dans l'étude hydrogéologique des karsts. *Stygologia* 1(3): 239-257.
- MANGIN A. 1986. Reflexion sur l'approche et la modelisation des aquifères karstiques. *Journées sur le karst en Euskadi, Donostia-San Sebastian* 2: 11-30.
- MARE M.F. 1942. A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organisms. *Journal of the Marine Biological Association UK* 25: 517-554.
- MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J. 1996. Spatial and temporal distribution of stream macroinvertebrates and trophic variables within the bed sediment of three streams differing by their morphology and riparian vegetation. *Archiv für Hydrobiologie* 136: 41-64.
- MARMONIER P. & CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M. 1992. Biogeography of the benthic and interstitial living ostracods (Crustacea) of the Rhone River (France). *Journal of Biogeography* 19: 693-704.
- MARMONIER P. & WARD J. 1990. Superficial and interstitial Ostracoda of the South Platte River (Colorado, U.S.A.) - Systematics and biogeography. *Stygologia* 5(4): 225-239.
- MARMONIER P., DOLE-OLIVIER M.-J. & CREUZE DES CHATELLIERS M. 1992. Spatial distribution of interstitial assemblages in the floodplain of the Rhone River. *Regulated Rivers: Research & Management* 7: 75-82.
- MARMONIER P., VERVIER P., GIBERT J. & DOLE-OLIVIER M.J. 1993. Biodiversity in Ground Waters. *Reviews in Ecology and Evolution* 8(11): 392-395.
- MARTIN D.C. & NEELY R.K. 2001. Benthic macroinvertebrate response to sedimentation in a *Typha angustifolia* L. wetland. *Wetlands Ecology and Management* 9: 441-454.
- MASCIOPINTO C., SEMERARO F., LA MANTIA R., INGUSCIO S. & ROSSI E. 2006. Stygofauna abundance and distribution in the fissures and caves of the Nardò (southern Italy) fractured aquifer subject to reclaimed water injections. *Geomicrobiology Journal* 23: 267-278.
- MATHIEU J., MARTIN D. & HUISSOUD P. 1984. Influence des conditions hydrologiques sur l'évolution de la structure spatiale et la démographie de l'Amphipode *Niphargus rhenorhodanensis*. Premiers résultats. *Mémoires de Biospéologie* 11: 27-36.
- MATHIEU J., MARMONIER P., LAURENT R. & MARTIN D. 1991. Récolte du matériel biologique aquatique souterrain et stratégie d'échantillonnage. *Hydrogéologie* 3: 187-200.
- MATTHAEI C.D., UEHLINGER U., MEYER E.I. & FRUTIGER A. 1996. Recolonization by benthic invertebrates after experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology* 35: 233-248.
- MATTHEWS R.C. JR & BAO Y. 1991. Alternative instream flow assessment methodologies for warm water river systems. In: Cooper J.L. & Hamre R.H. (Eds.), *Proceedings of Warmwater Fisheries Symposium 1*. U.S. Forest Service (General Technical Report RM-207), Fort Collins, CO, pp. 189-196.
- MATZKE D. & HAHN H.J. 2002. *Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken*. Unpubl. report to the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Project AzHA 3214/1-1.
- MAZZINI M. 2008. *Censimento e caratterizzazione ecologica delle sorgenti nel Parco dei Cento Laghi (Appennino Parmense)*. Tesi di Laurea Specialistica in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e le Risorse, Università degli Studi di Parma, A.A. 2006-2007.
- MCCABE D.J. 1998. Biological communities in springbrooks. In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 221-228.
- MCCABE D.J. & GOTELLI N.J. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia* 124: 270-279.

- McINTOSH A.R. & PECKARSKY B.L. 1996. Differential behavioural responses of mayflies from streams with and without fish to trout odour. *Freshwater Biology* 35: 141-148.
- MEISCH C. 1984. Revision of the Recent Western Europe species of genus *Potamocypris*. Part I: Species with short swimming setae on the second antennae. *Trav. Sc. Mus. Nat. Hist. Nat. Luxemb.* 3: 1-55.
- MEISCH C. 2000. *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin, 522 pp.
- MEISCH C. 2006. Gli Ostracodi. In: Sambugar B., Dessi G., Sapelza A., Stenico A., Thaler B. & Veneri A., *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, pp. 314-317.
- MERMILLOD-BLONDIN F., GAUDET J.P., GÉRINO M., DESROSIERS G. & CREUZÉ DES CHÂTELLIERS M. 2003. Influence of macroinvertebrates on physico-chemical and microbial processes in hyporheic sediments. *Hydrological Processes* 17: 779-794.
- MEYER J.L. 1994. The microbial loop in flowing waters. *Microbial Ecology* 28: 195-199.
- MEYER J.L. 2003. Where Rivers Are Born: *The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands*. Washington DC: American Rivers, Sierra Club.
- MEYER A., MEYER E.I. & MEYER C. 2003. Lotic communities of two small temporary karstic stream systems (East Westphalia, Germany) along a longitudinal gradient of hydrological intermittency. *Limnologica* 33: 271-279.
- MEYER J.L. & WALLACE J.B. 2001. Lost Linkages and Lotic Ecology: Rediscovering Small Streams. In: Press M.C., Huntly N.J. & Levin S. (Eds.), *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell Science, Malden, Massachusetts, pp. 295-317.
- MEYER J.L., STRAYER D.L., BRUCE WALLACE J., EGGERT S.L., HELFMAN G.S. & LEONARD N.E. 2007. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks. *Journal of the American Water Resources Association* 43(1): 86-103.
- MEZQUITA F., SANZ-BRAU A. & WANSARD G. 2000. Habitat preferences and population dynamics of Ostracoda in a helocrene spring system. *Canadian Journal of Zoology* 78: 840-847.
- MEZQUITA F., TAPIA G. & ROCA J.R. 1999. Ostracoda from springs on the eastern Iberian Peninsula: ecology, biogeography and palaeolimnological implications. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 48: 65-85.
- MEZZANOTTE E. & SAMBUGAR B. 2004. Contributo alla conoscenza della fauna delle sorgenti. In: Latella L. (Ed.), *Il Monte Pastello*. Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona, 2^a serie - Monografie Naturalistiche, pp. 283-292.
- MINCIARDI M.R., ROSSI G.L., AZZOLINI R. & BETTA G. 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA, Sezione Biologia Ambientale e Conservazione della Natura, 63 pp.
- MIRABDULLAYEV I.M. & DEFAYE D. 2002. On the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species complex (Copepoda, Cyclopidae). 1. *Acanthocyclops robustus* (G.O. Sars, 1863) and *Acanthocyclops trajani* n.sp.. *Selevinia* 1-4: 7-19.
- MIRABDULLAYEV I.M. & DEFAYE D. 2004. On the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species complex (Copepoda, Cyclopidae): *Acanthocyclops brevispinosus* and *A. einslei* sp. n.. *Vestnik Zoologii* 38: 27-37.
- MINSHALL G.W. 1968. Community dynamics of the benthic fauna in a woodland springbrook. *Hydrobiologia* 32: 305-339.
- MINSHALL G.W., PETERSEN R.C., CUMMINS K.W., BOTT T.L., SEDELL J.R., CUSHING C.E. & VANNOTE R.L. 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs* 53: 1-25.
- MOCHIZUKI S., KAYABA Y. & TANIDA K. 2006. Drift patterns of particulate matter and organisms during artificial high flows in a large experimental channel. *Limnology* 7: 93-102.
- MOLDOVAN O., IEPURE S. & FEKETE A. 2001. Recent Ecological Research on Groundwater in Transylvania (Romania). In: Griebler C., Danielopol D.L., Gibert J., Nachtnebel H.P. & Notenboom J. (Eds.), *Groundwater Ecology*. European Commission, Luxembourg, pp. 335-342.
- MOOG O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 5-14.
- MOOG O. & JANECEK B.F.U. 1991. River flow, substrate type and *Hydrurus* density as major determinants of macroinvertebrate abundance, composition and distribution. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1888-1896.
- MORETTI G. 1983. Tricotteri. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane (Trichoptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/196, 155 pp.
- MORI N. & BRANCELJ A. 2006. Macroinvertebrate communities of karst springs of two river catchments in the Southern Limestone Alps (the Julian Alps, NW Slovenia). *Aquatic Ecology* 40: 69-83.
- MORONI A. & BELLAVERE C. 2001. *Laghi e pozze del versante Nord dell'Appennino Settentrionale (Colle di Cadibona - Bocca Serriola)*. Supergrafica, Parma, 367 pp.

- MYERS M.J. & RESH V.H. 2002. Trichoptera and other macroinvertebrates in springs of the Great Basin: species composition, richness, and distribution. *Western North American Naturalist* 62: 1-13.
- NAEGELI M.W. & UEHLINGER U. 1997. Contribution of the hyporheic zone to ecosystem metabolism in a prealpine gravel-bed river. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 794-804.
- NELSON D. & MARLEY N. 2000. The biology and ecology of lotic tardigrades. *Freshwater Biology* 44: 93-108.
- NIEJALKE D.P. & RICHARDS J. 1998. Population biology of some spring snails. In: *Proceedings of the Second Mound Spring Researchers Forum and Spring Management Workshop*. Adelaide, pp. 25- 26.
- NOGARO G., MERMILLOD-BLONDIN F., FRANÇOIS-CARCAILLET F., GAUDET J.-P., LAFONT M. & GIBERT J. 2006. Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Freshwater Biology* 51: 1458-1473.
- O'DOHERTY E.C. 1985. Stream-dwelling copepods: their life history and ecological significance. *Limnology and Oceanography* 30: 554-564.
- ODUM H.T. 1957. Trophic structure and productivity of Silver springs. *Ecological Monographs* 27: 55-112.
- ODUM E.P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders Co., Philadelphia, 574 pp.
- OHIO EPA. 2001. *Clean rivers spring from their source: the importance and management of headwaters*. State of Ohio, Environmental Protection Agency, 4 pp.
- OHIO EPA. 2002. *Field Evaluation Manual for Ohio's Primary Headwater Streams*. Division of Surface Water, Ohio EPA.
- ORENDT C. 2000. The Chironomid communities of woodland springs and springbrooks, severely endangered and impacted ecosystems in a lowland region of eastern Germany (Diptera: Chironomidae). *Journal of Insect Conservation* 4: 79-91.
- ORGHIDAN T. 1959. Ein neuer lebensraum des unterirdischen wassres der hyporheischen biotope. *Archiv für Hydrobiologie* 55: 392-414.
- PAINE R.T. 1988. Food webs: road maps of interactions or grist for theoretical development? *Ecology* 69: 1648-1654.
- PALMER M.A. 1990a. Temporal and spatial dynamics of meiofauna within the hyporheic zone of Goose Creek, Virginia. *Journal of the North American Benthological Society* 9: 17-25.
- PALMER M.A., BELY A.E. & BERG K.E. 1992. Response of invertebrates to lotic disturbance: a test of the hyporheic refuge hypothesis. *Oecologia* 89: 182-194.
- PARZEFALL J. 2005. Behavioural adaptations. In: Culver D.C. & White W.B. (Eds.), *Encyclopaedia of caves*. Elsevier Academic Press, Amsterdam, pp. 51-56.
- PATRICK R. 1975. Stream communities. In: Cody M.L. & Diamond J.M. (Eds.), *Ecology and Evolution of Communities*. Belnap Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 445-459.
- PAVARI A. 1916. *Studio preliminare sulla coltura di specie forestali esotiche in Italia*. Annali del Regio Istituto Superiore Forestale Nazionale, Firenze.
- PECKARSKY B.L. 1984. Sampling the stream benthos. In: Downing J.A. & Rigler F.H. (Eds.), *A Manual on Methods for the Assessment of secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 11-161.
- PECKARSKY B.L., HORN S.C. & STATZNER B. 1990. Stonefly predation along a hydraulic gradient: a field test of the harsh-benign hypothesis. *Freshwater Biology* 24: 181-191.
- PEEL M.C., FINLAYSON B.L. & McMAHON T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Science* 11: 1633-1644.
- PENNAK R.W. 1981. Ecology of freshwater meiofauna. In: Higgins R.P. & Thiel H. (Eds.), *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Press, Washington, D.C., pp. 39-60.
- PENNAK R.W. 1989. *Freshwater Invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca*. (3rd Edn.) John Wiley and Sons, Inc., New York, 628 pp.
- PENNAK R.W. & WARD J.V. 1986. Interstitial faunal communities of the hyporheic and adjacent groundwater biotopes of a Colorado mountain stream. *Archiv für Hydrobiologie (suppl.)* 74: 356-396.
- PERLA B.S. & STEVENS L.E. 2008. Biodiversity and productivity at an undisturbed spring in comparison with adjacent grazed riparian and upland habitats. In: Stevens L.E. & Meretsky V.J. (Eds.), *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. University of Arizona Press, Tucson.
- PERLMUTTER D.G. & MEYER J.L. 1991. The impact of a stream-dwelling harpacticoid copepod upon detritally associated bacteria. *Ecology* 72: 2170-2180.

- PESCE G.L. 1996. *Biocenosi a Copepodi del bacino dell'alto corso del Fiume Vomano e alcune sorgenti del Gran Sasso. Monitoraggio Biologico del Gran Sasso*. Andromeda Ed., Colledara (Teramo), pp. 292-296.
- PESCE G.L., GALASSI D.M.P. & COTTARELLI V. 1995. *Parastenocaris lorenzae* n. sp., and first record of *Parastenocaris glacialis* Noodt (Copepoda, Harpacticoida) from Italy. *Hydrobiologia* 302: 97-101.
- PESCE G.L. & PAGLIANI T.A. 1999. Gli ambienti anchialini della Puglia e la loro fauna. *Thalassia Salentina* (suppl.) 23: 89-102.
- PETTS G.E. & AMOROS C. 1996. *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, London, UK, 308 pp.
- PICKETT S.T. A. & WHITE P.S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, 472 pp.
- PIERI V., CASERINI C., GOMARASCA S., MARTENS K. & ROSSETTI G. 2007. Water quality and diversity of the Recent ostracod fauna in lowland springs from Lombardy (northern Italy). *Hydrobiologia* 585: 79-87.
- PIMM S.L. 1982. *Food webs*. Chapman and Hall, London, UK, 219 pp.
- PLATT W.J., BECKAGE B., DOREN R.F. & SLATER H.H. 2002. Interactions of large-scale disturbances: prior fire regimes and hurricane mortality of savanna pines. *Ecology* 83: 1566-1572.
- PLENET S. & GIBERT J. 1993. *Etude du devenir des pollutions métalliques à l'interface cours d'eau/nappe alluviale*. Travaux de l'équipe "Hydrobiologie et Ecologie des Eaux Souterraines". U.A. CNRS 1451, Ecologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves.
- PLÉNÉT S., MARMONIER P., GIBERT J., STANFORD J.A., BODERGAT A.M. & SCHMIDT C.M. 1992. *Groundwater hazard evaluation: a perspective for the use of interstitial and benthic invertebrates as sentinels of aquifer metallic contamination*. First international conference on ground water ecology. U.S. Environmental Protection Agency, American Water Resources Association, pp. 319-329.
- POFF N.L. & HART D.D. 2002. How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. *BioScience* 52: 659-668.
- POFF N.L., PALMER M.A., ANGERMEIER P.L., VADAS R.L.J., HAKENKAMP C.C., BELY A., ARENSBURGER P. & MARTIN A.P. 1993. Size structure of the metazoan community in a Piedmont Stream. *Oecologia* 95: 202-209.
- POFF N.L., ALLAN J.D., PALMER M.A., HART D.D., RICHTER B.D., ARTHINGTON A.H., ROGERS K.H., MEYER J.L. & STANFORD J.A. 2003. River flows and water wars: emerging science for environmental decision making. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 298-306.
- POULÍČKOVÁ A., HÁJKOVÁ P., KŘENKOVÁ P. & HÁJEK M. 2004. Distribution of diatoms and bryophytes on the linear transects through spring fens. *Nova Hedwigia* 78(3): 411-424.
- POULSON T.L. & LAVOIE K.H. 2000. The trophic basis of subsurface ecosystems. In: Wilkens H., Culver D.C. & Humphreys W.F. (Eds.), *Ecosystems of the world, Vol. 30: subterranean ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 231-249.
- PRINGLE C.M. 1997. Exploring how disturbance is transmitted upstream: going against the flow. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 425-438.
- PRITCHARD G. 1991. Insects in thermal springs. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 155: 89-106.
- PRITCHARD G. & ZLOTY J. 1994. Life histories of two *Ameletus* mayflies (Ephemeroptera) in two mountain streams: the influence of temperature, body size, and parasitism. *Journal of the North American Benthological Society* 13: 557-568.
- PRODON R., THIBAUT J.C. & DEJAIVE P.A. 2002. Expansion vs. compression of bird altitudinal ranges on a Mediterranean island. *Ecology* 83(5): 1294-1306.
- PUCKETT L.J. 2004. Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones: results from thirteen studies across the US. *Water Science and Technology* 49(3): 47-53.
- PUHE J. & ULRICH B. 1985. Chemischer Zustand von Quellen im KaufungerWald. *Archiv für Hydrobiologie* 102(3): 331-342.
- QUINN J.M., DAVIES-COLLEY R.J., HICKEY C.W., VICKERS M.L. & RYAN P.A. 1992. Effects of clay discharges on streams, 2: Benthic invertebrates. *Hydrobiologia* 248: 235-247.
- RADWELL A.J. & BROWN A.V. 2008. Benthic meiofaunal assemblage structure of headwater streams: density and distribution of taxa relative to substrate size. *Aquatic Ecology* 42: 405-414.
- RAE J.G. 2004. The colonization response of lotic chironomid larvae to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia* 524: 115-124.
- RAMSAY P.M., RUNDLE S.M., ATTRILL M.J., UTTLEY M.G., WILLIAMS P.R., ELSMERE P.S. & ABADA A. 1997. A rapid method for estimating biomass size spectra of benthic metazoan communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54: 1716-1724.

- REID J.W. 1994. Latitudinal diversity patterns of continental benthic copepod species assemblages in the Americas. *Hydrobiologia* 292-293: 341-349.
- RESH V.H., BROWN A.V., COVICH A.P., GURTZ M.E., LI H.W., MINSHALL G.W., REICE S.R., SHELDON A.L., WALLACE J.B. & WISSMAR R.C. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-455.
- RICCI C. & BALSAMO M. 2000. The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs. *Freshwater Biology* 44: 15-28.
- RICHARDS C. & BACON K.L. 1994. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonisation of surface and hyporheic stream sediments. *Great Basin Naturalist* 54: 106-113.
- RICHARDSON C.P. & PARR A.D. 1988. Modified Fickian model for solute uptake by runoff. *Journal of Environmental Engineering* 144(4): 792-809.
- RICHARDSON J.S. & DANEHY R.J. 2007. A Synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53: 131-147.
- RICHARDSON W.B. 1990. Seasonal dynamics, benthic habitat use, and drift of zooplankton in a small stream in southern Oklahoma, USA. *Canadian Journal of Zoology* 69: 748-756.
- RICHTER B.D., BAUMGARTNER J.V., BRAUN D.P. & POWELL J. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management* 14: 329-340.
- RICHTER B.D., MATHEWS R., HARRISON D.L. & WIGINGTON R. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications* 13: 206-224.
- ROBERTSON A.L. 2000. Lotic meiofaunal community dynamics: colonisation, resilience and persistence in a spatially and temporally heterogeneous environment. *Freshwater Biology* 44: 135-147.
- ROBERTSON A.L., RUNDLE S.D. & SCHMID-ARAYA J.M. 2000. Putting the meio- into stream ecology: Current findings and future directions for lotic meiofaunal research. *Freshwater Biology* 44: 177-183.
- ROBINSON C.T., REED L.M. & MINSHALL G.W. 1992. Influence of flow regime on life history, production, and genetic structure of *Baetis tricaudatus* (Ephemeroptera) and *Hesperoperla pacifica* (Plecoptera). *Journal of the North American Benthological Society* 11: 278-289.
- ROBINSON C.T., TOCKNER K. & BURGHER P. 2004. Drift benthos relationships in the seasonal colonization dynamics of alpine streams. *Archiv für Hydrobiologie* 160: 447-470.
- ROBINSON C.T., UEHLINGER U. & MONAGHAN M.T. 2003. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences* 65: 210-222.
- ROCA J.R. & BALTANÁS A. 1993. Ecology and distribution of Ostracoda in Pyrenean springs. *Journal of Crustacean Biology* 13: 165-174.
- RODIER J. 1978. *L'analyse de l'eau*. Dunod, Paris, 1136 pp.
- RODRÍGUEZ S.E., BÉCARES E., SOTO F. & PACHO R. 1998. Colonization of aquatic macroinvertebrates in a high mountain stream using artificial substrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1120-1124.
- ROLL S.K., DIEHL S. & COOPER S.D. 2005. Effects of grazer immigration and nutrient enrichment on an open algae-grazer system. *Oikos* 108: 386-400.
- ROMERO A. 2004. Adaptation: Behavioural. In: Gunn J. (Ed.), *Encyclopaedia of Caves and Karst Science*. Fitzroy Dearborn, New York, pp. 3-4.
- ROSI-MARSHALL E.J. & WALLACE J.B. 2002. Invertebrate foodwebs along a stream resource gradient. *Freshwater Biology* 47: 129-141.
- ROSSARO B. 1985. The dynamics of colonization in an experimental channel, fed by the Po river waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2102-2105.
- ROSSETTI G., PIERI V. & MARTENS K. 2005. Recent ostracods (Crustacea, Ostracoda) found in lowland springs of the provinces of Parma and Piacenza (Northern Italy). *Hydrobiologia* 542: 287-296.
- ROUCH R. & DANIELOPOL D.L. 1987. L'origine de la faune aquatique souterraine, entre le paradigme du refuge et le modèle de la colonisation active. *Stygologia* 3(4): 345-372.
- RUNDLE S.D. & HILDREW A.G. 1992. Small fish and small prey in the food webs of some southern English streams. *Archiv für Hydrobiologie* 12: 25-35.
- RUNDLE S.D., BILTON D.T. & SHIOZAWA D.K. 2000. Global and regional patterns in lotic meiofauna. *Freshwater Biology* 44: 123-134.

- SABATER F. 1987. On the interstitial cladocera of the River Ter (Catalonia, NE Spain), with a description of the male of *Alona phreatica*. *Hydrobiologia* 144: 51-62.
- SABATER F. & VILA P.B. 1991. The hyporheic zone considered as an ecotone. *Oecologia Aquatica* 10: 35-43.
- SADA D.W. & VINYARD G.L. 2002. Anthropogenic changes in historical biogeography of Great Basin aquatic biota. In: *Great Basin aquatic systems history*. Smithsonian Contributions to Earth Science 33, Smithsonian Institute, Washington, DC, pp. 227-293.
- SAMBUGAR B., DESSI G., SAPELZA A., STENICO A., THALER B. & VENERI A. 2006. *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, 372 pp.
- SANSONI G. 2005. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 190 pp.
- SÄRKKÄ J., LEVONEN L. & MÄKELÄ J. 1997. Meiofauna of springs in Finland in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 347: 139-150.
- SAVATENALINTON S. & MARTENS K. 2009. On a freshwater species of the genus *Sanyuania* Zhao & Han 1980 (Crustacea, Ostracoda, Loxoconchidae) from Thailand, with a discussion on morphological evolution of the freshwater Loxoconchidae. *Journal of Natural History* 43(5-6): 259-285.
- SCHÄLCHLI U. 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235-236: 189-197.
- SCHMID D. 2004. *Ecosystem metabolism and nutrient uptake of springs in the Swiss Alps*. Diploma thesis, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).
- SCHMID P.E. & SCHMID-ARAYA J.M. 1997. Predation on meiobenthic assemblages: resource use of a tanypod guild (Chironomidae, Diptera) in a gravel stream. *Freshwater Biology* 38: 67-91.
- SCHMID P.E., TOKESHI M. & SCHMID-ARAYA J.M. 2000. Relation between population density and body size in stream communities. *Science* 289: 1557-1560.
- SCHMID-ARAYA J.M. 1994. The temporal and spatial distribution of benthic microfauna in sediments of a gravel streambed. *Limnology and Oceanography* 39: 1813-1821.
- SCHMID-ARAYA J.M. & SCHMID P.E. 1995. Preliminary results on diet of stream invertebrate species: the meiofaunal assemblages. *Jahresbericht Biologische Station Lunz* 15: 23-31.
- SCHMID-ARAYA J.M. & SCHMID P.E. 2000. Trophic relationships: Integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology* 44: 149-163.
- SCHMID-ARAYA J.M., HILDREW A.G., ROBERTSON A., SCHMID P.E. & WINTERBOTTOM J. 2002. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream. *Ecology* 83(5): 1271-1285.
- SCHMIDT S.I., HAHN H.J., WATSON G.D., WOODBURY R.J. & HATTON T.J. 2004. Sampling fauna in stream sediments as well as groundwater using one net sampler. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 32(2): 131-137.
- SCHREIBER E.S.G. 1995. Stream drift of Chironomidae: diel and seasonal patterns in the Acheron river, Victoria, Australia. In: Cranston P. (Ed.), *Chironomids: from Genes to Ecosystems*. CSIRO, Australia, pp. 205-223.
- SCHRÖDER T. 2001. Colonizing strategies and diapause of planktonic rotifers (Monogononta, Rotifera) during aquatic and terrestrial phases in a floodplain (Lower Oder Valley, Germany). *International Review of Hydrobiology* 86: 635-660.
- SCHWOERBEL J. 1961. Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. *Archiv für Hydrobiologie (suppl.)* 25: 182-214.
- SCHWOERBEL J. 1964. Die Bedeutung des hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der fließgewässer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15: 215-226.
- SEAR D.A. 1993. Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: Ecological implications for salmonids. *Regulated Rivers: Research & Management* 8(4): 373-390.
- SEGERS H. 1996. The biogeography of littoral *Lecane* rotifers. *Hydrobiologia* 323: 169-197.
- SHANNON C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423, 623-656.
- SHAW D.W. & MINSHALL G.W. 1980. Colonization of an introduced substrate by stream invertebrates. *Oikos* 34: 259-271.
- SHIELDS F.D. JR, SIMON A. & STEFFEN L.J. 2000. Reservoir effects on downstream river channel migration. *Environmental Conservation* 27(1): 54-66.
- SHIOZAWA D.K. 1991. Microcrustaceans from the benthos of nine Minnesota, USA streams. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 286-299.

- SKET B. 1999b. The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered. *Biodiversity and Conservation* 8: 1319-1338.
- SILVER P., PALMER M.A., SWAN C.M. & WOOSTER D. 2002. The small scale ecology of freshwater meiofauna. In: *Freshwater meiofauna: biology and ecology*, pp. 217-239.
- SILVESTER N.R. & SLEIGH M.A. 1985. The forces on microorganisms at surfaces in flowing water. *Freshwater Biology* 15: 433-448.
- SIMČIČ T., LUKANČIČ S. & BRANCELJ A. 2005. Comparative study of electron transport system activity and oxygen consumption of amphipods from caves and surface habitats. *Freshwater Biology* 50: 494-501.
- SMITH J.W.N. 2005. *Groundwater - surface water interactions in the hyporheic zone*. Environment Agency, Bristol, 65 pp.
- SMITH F. & BROWN A.V. 2006. Effects of flow on meiofauna colonization in artificial streams and reference sites within the Illinois River, Arkansas. *Hydrobiologia* 571: 169-180.
- SMITH H. & WOOD P.J. 2002. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia* 487: 45-58.
- SMITH H., WOOD P.J. & GUNN J. 2001. The macroinvertebrate communities of limestone springs in the Wye Valley, Derbyshire Peak District, UK. *Cave and Karst Science* 28: 67-78.
- SMITH H., WOOD P.J. & GUNN J. 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. *Hydrobiologia* 510: 53-66.
- SMITH I.M., COOK D.R. & SMITH B.P. 2001c. Water mites (Hydrachnidia) and other arachnids. In: Thorp J.H. & Covich A.P. (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, 2nd ed. Academic Press, San Diego, pp. 551-659.
- SMOCK L.A., GLADDEN J.E., RIEKENBERG J.L., SMITH L.C. & BLACK C.R. 1992. Lotic macroinvertebrate production in three dimensions: channel surface, hyporheic, and floodplain environments. *Ecology* 73: 876-886.
- SOKAL R.R. & ROHLF F.J. 1995. *Biometry*. Freeman, New York, NY, 887 pp.
- SOUSA W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual of Reviews of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- SPITALE D. & PETRAGLIA A. 2009. Springs like islands: implications on richness and species diversity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30(8): 1279-1282.
- SPRINGER A.E. & STEVENS L.E. 2009. Spheres of discharge of springs. *Hydrogeology Journal* 17: 83-93.
- STATSOFT INC. 2008. STATISTICA (data analysis software system), version 8.1. www.stasoft.com.
- STATZNER B., DEJOUX C. & ELOUARD J.-M. 1984. Field experiments on the relationship between drift and benthic densities of aquatic insects in tropical streams (Ivory Coast). *Revue D'hydrobiologie Tropicale* 17: 319-334.
- STEAD T.K., SCHMID-ARAYA J.M. & HILDREW A.G. 2003. All creatures great and small: patterns in the stream benthos across a wide range of metazoan body size. *Freshwater Biology* 48: 532-547.
- STEAD T.K., SCHMID-ARAYA J.M. & HILDREW A.G. 2004. The contribution of subsurface invertebrates to benthic density and biomass in a gravel stream. *Archiv für Hydrobiologie* 160(2): 171-191.
- STEAD T.K., SCHMID-ARAYA J.M. & HILDREW A.G. 2005. Secondary production of a stream metazoan community: Does the meiofauna make a difference? *Limnology and Oceanography* 50(1): 398-403. Web Appendix 1, 2.
- STEINMANN P. 1915. *Praktikum der Süßwasserbiologie. Teil 1: Die Organismen der fließenden Wassers*. Bornträger, Berlin, Germany, 184 pp.
- STEVENS L.E. & MERETSKY V.J. (Eds.). 2008. *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, 432 pp.
- STOCH F. 1993. Indagini faunistiche sui crostacei delle acque sotterranee della Val Torre (Italia nordorientale). *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine* 14: 167-183.
- STOCH F. 1997. La fauna delle acque carsiche sotterranee delle Valli del Natisone. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia* s. II, 9: 73-84.
- STOCH F. 1998a. *Moraria alpina* n. sp. and redescription of *Moraria radovnae* Brancelj 1988, new rank, from Italian and Slovenian Alps (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 73: 135-145.

- STOCH F. 1998b. Fauna a microcrostacei (Copepodi e Ostracodi). In: Cantonati M. (Ed.), *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco Documenti, Parco Naturale Adamello-Brenta, Strembo (TN), pp. 151-159.
- STOCH F. 2001. Invertebrate fauna. In: Minelli A. (Ed.), *Springs and spring watercourses*. Italian Habitats, Ministry of Environment and Friuli Museum of Natural History 2: 63-95.
- STOCH F. 2001. Primi risultati sull'uso degli organismi stigobi come indicatori della qualità ambientale. *Speleologia Veneta* 9: 157-163.
- STOCH F. 2000-2005. *CKmap for Windows*. Version 5.1. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura. <http://ckmap.faanaitalia.it>.
- STOCH F. 2003. Indagini ecologiche e faunistiche sulla meiofauna (Acari e Crostacei) di alcune sorgenti del Parco Naturale delle Prealpi Giulie (Italia nord-orientale). *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine* 25: 239-250.
- STOCH F. 2004. Prime osservazioni sulla fauna delle acque carsiche sotterranee delle Alpi Carniche. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia* s. II, 15: 87-95.
- STOCH F. 2006. I Copepodi. In: Sambugar B., Dessi G., Sapelza A., Stenico A., Thaler B. & Veneri A., *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, pp. 322-323.
- STOCH F. & BRUNO M.C. A new species of Acanthocyclops from groundwater of Northern Italy (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopidae). *Crustaceana Monograph*, subm.
- STOCH F. & TOMASIN G. 2002. La fauna delle acque carsiche sotterranee del Montello. *Speleologia Veneta* 10: 41-70.
- STOCH F., PIERI V., SAMBUGAR B. & ZULLINI A. 2009. La fauna delle acque sotterranee dell'alta Val Secchia (Appennino Reggiano). *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia* s. II 21: 143-160.
- STOCH F., VALENTI D., CHIESI M. & TOMASIN G. 2008. Monitoraggio biologico delle sorgenti saline di Poiano (Reggio Emilia). Atti del XX Congresso Nazionale di Speleologia, Iglesias, 27-30 aprile 2007. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia* s. II 21: 113-120.
- STOCKER S.Z.J. & WILLIAMS D.D. 1972. A freezing core method for describing the vertical distribution of sediments in a streambed. *Limnology and Oceanography* 17: 136-138.
- STRAYER D., MAY S., NIELSEN P., WOLHEIM W. & HAUSAM S. 1997. Oxygen, organic matter and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 131-144.
- STRONG D.R. 1992. Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in speciose ecosystems. *Ecology* 73: 747-754.
- SWAN C.M. & PALMER M.A. 2000. What drives small-scale spatial patterns in lotic meiofauna communities? *Freshwater Biology* 44: 109-121.
- SWEENEY B.W. 1984. Factors influencing life history patterns of aquatic insects. In: Resh V.H. & Rosenberg D.M. (Eds.), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publishers, New York, pp. 56-100.
- SWEENEY B.W., VANNOTE R.L. & DODDS P.J. 1986. Effects of temperature and food quality on growth and development of a mayfly, *Leptophlebia intermedia*. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 43: 12-18.
- TABACCHI E. 1990. A sampler for interstitial fauna in alluvial rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 5: 177-182.
- TACHET H., BOURNAUD M. & RICHOUX P. 2006. *Introduzione allo studio dei macroinvertebrati di acqua dolce: sistematica elementare e prospettiva ecologica*. Seconda edizione italiana. Université de Lyon & Association Française de Limnologie.
- TEAL J.M. 1957. Community metabolism in a temperate cold spring. *Ecological Monographs* 27: 283-302.
- THARME R.E. 1996. *Review of International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers*. Water law review final report for policy development for the Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. Freshwater Research Unit, University of Cape Town, South Africa.
- THARME R.E. & KING J.M. 1998. *Development of the Building Block Methodology for Instream Flow Assessments, and Supporting Research on the Effects of Different Magnitude Flows on Riverine Ecosystems*. Water Research Commission Report No. 576/1/98.
- THIENEMANN A. 1924. Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 151-190.
- THORUP J. & LINDEGAARD C. 1977. Studies on Danish springs. *Folia Limnologica Scandinavica* 17: 7-15.
- TILLY L.J. 1968. The structure and dynamics of Cone spring. *Ecological Monographs* 38: 169-197.

- TILMAN D., MAY R.M., LEHMAN C.L. & NOWAK M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- TOMAN M.J. & PODGÓRNIK S. 2000. Artificial substrate colonization by macroinvertebrates in a small stream ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 2567-2570.
- TOWNSEND C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36-50.
- TOWNSEND C.R. & HILDREW A.G. 1976. Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology* 45: 759-772.
- TOWNSEND C.R. & HILDREW A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-276.
- TRAUNSPURGER W. 2000. The biology and ecology of lotic nematods. *Freshwater Biology* 44: 29-45.
- TRISKA F.J., KENNEDY V.C., AVANZINO R.J., ZELLWEGER G.W. & BENCALA K.E. 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: Hyporheic processes. *Ecology* 70: 1893-1905.
- TROELSTRUP N.H. & HERGENRADER G.L. 1990. Effect of hydropower peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. *Hydrobiologia* 199: 217-228.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H. 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175-205.
- VALDERRAMA J.C. 1977. Methods used by the hydrographical department of the national board of fisheries. Goteborg, Sweden. In: Grasshof K. (Ed.), *Report of the Baltic Intercalibration Workshop*. Annex, Interim Commission for the Protection of the Environment of the Baltic Sea, pp. 13-40.
- VALENTIN S., LAUTERS F., SABATON C., BREIL P. & SOUCHON Y. 1996. Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout *Salmo trutta* in hydropowering conditions. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 317-330.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- VAUX W.G. 1968. Intragravel flow and interchange of water in a streambed. *Fishery Bulletin* 66: 479-489.
- VERVIER P., GIBERT J., MARMONIER P. & DOLE-OLIVIER M.-J. 1992. A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 93-102.
- VIEL G., DE NARDO M.T. & MONTAGUTI M. 2003. Schema Direttore della Pericolosità Geo-ambientale (scala 1:250.000). Servizio Geologico d'Italia, Regione Emilia Romagna.
- VLČKOVÁ Š., LINHART J. & UVÍRA V. 2001-2002. Permanent and temporary meiofauna of an aquatic moss *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium Biologica* 39-40: 131-140.
- VON FUMETTI S., NAGEL P. & BALTES B. 2007. Where a springhead becomes a springbrook - a regional zonation of springs. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* 169(1): 37-48.
- VON FUMETTI S., NAGEL P., SCHEIFHACKEN N. & BALTES B. 2006. Fattori governanti macrozoobentico assemblaggi in perenni sorgenti in nord-occidentale Svizzera. *Hydrobiologia* 568: 467-475.
- VON GUNTEN H.R., KARAMEYAS G., KRÄHENBÜHL U., KUSLYS M., GIOVANOLI R., HOEHN R. & KEIL R. 1991. Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. *Geochimica et Cosmochimica Acta* A55: 3597-3609.
- VUILLEUMIER F. 1970. Insular biogeography in continental regions. I. The northern Andes of South America. *American Naturalist* 104: 373-88.
- VUILLEUMIER F. 1973. Insular biogeography in continental regions. II. Cave faunas from Tessin, southern Switzerland. *Systematic Zoology* 22: 64-76.
- WAGNER F.H. & FEIO M.J. 2001. Abundance versus activity of invertebrates in the hyporheic zone - two hypothesis. In: Griebler C., Danielopol D.L., Gibert J., Nachtnebel H.P. & Notenboom J. (Eds.), *Groundwater Ecology. A Tool for Management of Water Resources*. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, pp. 363-367.
- WALLACE J.B., WEBSTER J.R. & LOWE R.L. 1992. High-Gradient Streams of the Appalachians. In: Hackney C.T., Adams S.M. & Martin W.A. (Eds.), *Biodiversity of Southeastern United States Aquatic Communities*. Wiley, New York, pp. 133-191.
- WALLACE J.B., EGGERT S.L., MEYER J.L. & WEBSTER J.R. 1997. Multiple trophic levels of a stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- WALLACE J.B., EGGERT S.L., MEYER J.L. & WEBSTER J.R. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69: 409-442.

- WALLACE M.P. & ALFARO C. 2001. Geologic/hydrogeologic setting and classification of springs. In: LaMoreaux P.E. & Tanner J.T. (Eds.), *Springs and bottled waters of the world: ancient history, source, occurrence, quality and use*. Springer, Berlin, 315 pp.
- WALTHER A. 2002. *Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the upper Rhône River*. Diplomarbeit, ETH Zürich/EAWAG Kastanienbaum, 82 pp.
- WARD J.V. & PALMER M.A. 1994. Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. *Hydrobiologia* 287: 147-156.
- WARD J.V. & STANFORD. 1979. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine T.D. & Bartell S.M. (Eds.), *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, pp. 29-42.
- WARD J.V. & TOCKNER K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- WARD J.V. & VOELZ N.J. 1998. Altitudinal distribution patterns of surfacewater and groundwater faunas. In: Bretschko G. & Helesic J. (Eds.), *Advances in River Bottom Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 135-142.
- WARD J.V. & WIENS J.A. 2001. Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecology & Hydrobiology* 1: 25-36.
- WARINGER J.A. 1992. The drifting of invertebrates and particulate organic matter in an Austrian mountain brook. *Freshwater Biology* 27: 367-378.
- WATERS T.F. 1965. Interpretation of invertebrate drift in streams. *Ecology* 46: 327-334.
- WATERS T.F. 1969. Invertebrate drift ecology and significance to stream fishes. In: Northcote T.G. (Ed.), *Symposium on Salmon and Trout in Streams*. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, University of British Columbia, Vancouver, Canada, pp. 121-134.
- WATERS T.F. 1972. The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology* 17: 253-272.
- WEBB B.W. & WALLING D.E. 1996. Long-term variability in the thermal impact of river impoundment and regulation. *Applied Geography* 16(3): 211-223.
- WEBB D.W., WETZEL M.J., REED P.C., PHILIPPE L.R. & YOUNG T.C. 1998. The macroinvertebrate biodiversity, water quality, and hydrogeology of ten karst springs in the Salem Plateau section of Illinois, USA. In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 39-47.
- WEBSTER J.R. & BENFIELD E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.
- WEIGAND E. 1998. *Limnologisch-faunistische Charakterisierung von Karstquellen, Quellbächen und unterirdischen Gewässern nach Choriotopen und biozonotischen Gewässerregionen Nationalpark o.o. Kalkalpen, Österreich*. Unpublished report, 173 pp.
- WEIGELHOFER G. & WARINGER J. 2003. Vertical Distribution of Benthic Macroinvertebrates in Riffles versus Deep Runs with Differing Contents of Fine Sediments (Weidlingbach, Austria). *International Review of Hydrobiology* 88(3-4): 304-313.
- WERUM M. 2001. Die Kieselalpengesellschaften in Quellen: Abhängigkeit von Geologie und anthropogener Beeinflussung in Hessen (Bundesrepublik Deutschland). *Schriftenreihe Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie* 273 S.
- WHITE D.S. 1993. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of The American Benthological Society* 12(1): 61-69.
- WHITE R.J. 1973. Stream channel suitability for coldwater fish. In: *Proceedings of the 28th Annual Meeting of the Soil Conservation Society of America (Plants, Animals and Man)*. Hot Springs, Arkansas, pp. 61-79.
- WHITTAKER R.J., WILLIS K.J. & FIELD R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchy theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- WILHELM F. 1956. Physikalisch-chemische Untersuchungen an Quellen in den Bayerischen Alpen und im Alpenvorland. *Munchn. Geogr. Hft.* 10: 1-97.
- WILLIAMS D.D. 1984. The hyporheic zone as a habitat for aquatic insects and associated arthropods. In: Resh V.H. & Rosenberg D.M. (Eds.), *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York, pp. 430-455.
- WILLIAMS D.D. 1989. Towards a biological and chemical definition of the hyporheic zone in two Canadian rivers. *Freshwater Biology* 22: 189-208.
- WILLIAMS D.D. 1993. Nutrient and flow vector dynamics at the hyporheic/groundwater interface and their effects on the interstitial fauna. *Hydrobiologia* 251: 185-198.

- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N. 1974. The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. *Freshwater Biology* 4: 233-256.
- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.
- WILLIAMS D.D. & WILLIAMS N.E. 1998. Invertebrate communities from freshwater springs: what can they contribute to pure and applied ecology? In: Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 251-261.
- WINTER T.C. 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal* 7: 28-45.
- WINTER T.C., HARVEY J.W., FRANKE O.L. & ALLEY W.M. 1999. *Groundwater and surface water: A single resource*. USGS Circular 1139, Denver, Colorado.
- WIPFLI M.S., RICHARDSON J.S. & NAIMAN R.J. 2007. Ecological Linkages Between Headwaters and Downstream Ecosystems: Transport of Organic Matter, Invertebrates, and Wood Down Headwater Channels. *Journal of the American Water Resources Association* 43(1): 72-85.
- WITT J.D.S., THRELOFF D.L. & HEBERT D.N. 2006. DNA barcoding reveals extraordinary cryptic diversity in an amphipod genus: implications for desert spring conservation. *Molecular Ecology* 15: 3073-3082.
- WONDZELL S.M. & SWANSON F.J. 1996a. Seasonal and storm dynamics of hyporheic zone of a 4th order mountain stream. I: hydrologic processes. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 3-19.
- WOOD P.J., GUNN G., SMITH H. & ABAS-KUTTY A. 2005. Flow permanence and macroinvertebrate community diversity within groundwater dominated headwater streams and springs. *Hydrobiologia* 545: 55-64.
- WOODWISS F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* 14:443-447.
- WOODWISS F.S. 1978. *Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. 2nd practical demonstration*. Summary Report Commission of the European Communities.
- WÖRMAN A. 1998. Analytical solution and timescale for transport of reactive solutes in rivers and streams. *Water Resources Research* 34(10): 2703-2716.
- WRIGHT-STOW A.E., COLLIER K.J. & SMITH B.J. 2008. Hyporheic production is substantially greater than benthic production for a common New Zealand caddisfly. *Hydrobiologia* 560: 295-310.
- WROBLICKY G.J., CAMPANA M.E., VALETT H.M. & DAHM C.N. 1998. Seasonal variation in surface-subsurface water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems. *Water Resources Research* 34: 317-328.
- WÜEST A., MOOSMANN L. & FRIEDL G. 2002. Alpine Hydroelectric Power Plants and their "Long-range Effects" on Downstream Waters. *EAWAG news* 55e: 18-20.
- YOUNG R.G. & HURYN A.D. 1997. Longitudinal patterns of organic matter transport and turnover along a New Zealand grassland river. *Freshwater Biology* 38: 93-107.
- ZBINDEN M., HIEBER M., ROBINSON C.T. & UEHLINGER U. 2008. Short-term colonization patterns of macroinvertebrates in alpine streams. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* 171(1): 75-86.
- ZOLLHÖFER J.M. 1999. *Spring Habitats in Northern Switzerland: Habitat Heterogeneity, Zoobenthic Communities, and Colonization Dynamics*. Diss. ETH No. 13 209, Zürich, 142 pp.
- ZOLLHÖFER J., BRUNKE M. & GONSER T. 2000. A spring typology integrating habitat variables and fauna. *Archiv für Hydrobiologie* 121: 349-376.

<http://www.arpa.emr.it>

<http://www.ente.provincia.parma.it>

<http://www.terna.it>

9 Allegati

Elenco degli allegati:

- *All. 1:* A.A.A./1: Modulo di campo per il rilevamento delle sorgenti
- *All. 2:* A.A.A./2: Modulo di campo per la caratterizzazione degli ambienti lotici
- *All. 3:* BOTTAZZI E., BRUNO M.C., MAZZINI M., PIERI V. & ROSSETTI G. 2008. First report on Copepoda and Ostracoda (Crustacea) from northern Apenninic springs (N. Italy): a faunal and biogeographical account. *Journal of Limnology* 67(1): 56-63.
- *All. 4:* Fauna sorgenti
- *All. 5:* BOTTAZZI E., BRUNO M.C., PIERI V., DI SABATINO A., SILVERI L., CAROLLI M. & ROSSETTI G. Spatial and seasonal distribution of invertebrates in Northern Apenninic rheocrene springs (in revisione).
- *All. 6:* Fauna sorgenti monitoraggio
- *All. 7:* Macroinvertebrati Surber
- *All. 8:* Meiofauna Surber
- *All. 9:* Macro e meiofauna trappole
- *All. 10:* Meiofauna Bou-Rouch
- *All. 11:* Macroinvertebrati drift
- *All. 12:* Meiofauna drift
- *All. 13:* Macroinvertebrati drift 24h

Gli allegati sono riportati sul CD.