

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PAVIA
Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente



**STUDIO DELLA DISTRIBUZIONE DELLE COMUNITÀ
DI MACROINVERTEBRATI BENTONICI ALL'INTERNO
DEL RETICOLO IDROGRAFICO VALDOSTANO**

Relatori:

Prof. Anna Carmen Occhipinti

Prof. Francesca Gigli Berzolari

Correlatori:

Dott. Andrea Mammoliti Mochet

Dott.ssa Valeria Roatta

Tesi di Laurea Magistrale
in Biologia Sperimentale ed Applicata
Curriculum Biologia Ambientale e Biodiversità di
Andrea Viana

Anno Accademico 2013/2014

INDICE

1. INTRODUZIONE	4
1.1 L'ecosistema fluviale.....	4
1.1.1 Energia e sostanza organica nei sistemi fluviali	6
1.1.2 Comunità delle acque correnti	8
1.1.3 Raggruppamenti trofico-funzionali.....	23
1.1.4 Zonazione delle acque correnti	25
1.2 Il <i>River Continuum Concept</i>	26
1.3 Il monitoraggio biologico delle acque correnti.....	28
1.4 La Direttiva comunitaria sulle acque e il metodo MacrOper	30
2. SCOPO DELLA RICERCA.....	32
3. AREA DI STUDIO.....	33
3.1 Inquadramento geografico e geologico	33
3.2 Inquadramento idrografico e idrologico	35
3.3 Le stazioni di campionamento	38
4. MATERIALI E METODI	50
4.1 Il metodo IBE	50
4.1.1 Raccolta dei dati biologici	51
4.1.2 Principi ecologici a fondamento dell' IBE	54
4.1.3 Tabelle di riferimento	54
4.2 Il metodo MacrOper	57
4.2.1 L'indice STAR_ICMi	62
4.3 Strumenti necessari alla raccolta dei dati biologici	64
4.4 Variabili che caratterizzano i siti di campionamento e le comunità bentoniche	67

4.5 Analisi statistica.....	69
5. RISULTATI.....	71
6. DISCUSSIONE.....	89
7. CONCLUSIONI.....	94
BIBLIOGRAFIA.....	96
ALLEGATO.....	103

1. INTRODUZIONE

I fiumi sono sistemi ecologici estremamente complessi e dinamici, di vitale importanza per un territorio, ove costituiscono ambienti unici e irripetibili; plasmano infatti il paesaggio di intere regioni, svolgendo un ruolo fondamentale in numerosi processi ecologici e ospitando comunità biologiche uniche e complesse. Un fiume non è solo l'acqua che scorre in un alveo ma anche tutto il territorio con il quale esso scambia materia ed energia; la fauna e la flora acquatica e terrestre che da esso dipendono; il sedimento e l'universo biologico che lo popola; la falda sotterranea, che a seconda delle stagioni viene alimentata dal fiume o lo alimenta.

Storicamente tutte le grandi civiltà si sono sviluppate a ridosso dei fiumi e hanno prosperato grazie alle funzioni che questi svolgono; numerosi ecosistemi e milioni di cittadini europei dipendono infatti dai fiumi alpini per l'approvvigionamento di acqua dolce, per il sostentamento alimentare e per le attività economiche (industria, turismo, attività forestali, navigazione). Le Alpi sono anche una delle aree dell'Europa continentale più ricche di biodiversità, grazie alla varietà degli habitat presenti. Esse ospitano più di 13.000 specie vegetali e più di 30.000 specie animali, comprese diverse specie ittiche endemiche, come la trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) una semispecie¹ presente solo nei torrenti sloveni ed italiani.

Nel corso dei secoli, il rapporto tra uomo e fiume è andato via via modificandosi, poiché le funzioni naturalmente svolte dai corsi d'acqua sono state talvolta trascurate a favore delle esigenze dello sviluppo socio-economico del territorio, per contenere il rischio di inondazioni, sostenere l'agricoltura attraverso l'irrigazione o generare energia idroelettrica. Tutto questo ha determinato una modificazione dell'ambiente naturale, che insieme al continuo sviluppo tecnologico, la crescente pressione antropica e la scarsa sensibilità ambientale, hanno portato ad un progressivo deterioramento della qualità delle risorse idriche.

Fortunatamente negli ultimi anni è avvenuta una progressiva maturazione culturale e da una primaria visione antropocentrica, secondo la quale il bene acqua doveva essere salvaguardato in funzione degli usi potabili, domestici e industriali, si è passati ad una visione ecosistemica, secondo la quale il ripristino della funzionalità ecologica rappresenta l'obiettivo primario.

1.1 L'ecosistema fluviale

Rii, torrenti e fiumi sono generalmente indicati con il termine di ambienti lotici, caratterizzati cioè dalla presenza di acqua corrente, in contrapposizione agli ambienti lentic, cioè stagni,

¹ Secondo la classificazione proposta da Gandolfi e Zerunian (1987).

paludi e laghi. Fiumi differenti mostrano differenti caratteristiche morfologiche e idrologiche, così come tratti diversi dello stesso fiume costituiscono ambienti estremamente dissimili.

I fiumi rappresentano una componente essenziale del ciclo dell'acqua sul nostro pianeta. Infatti essi drenano immense regioni delle terre emerse, raccogliendo le acque di precipitazione e quelle che provengono dalla fusione dei ghiacciai e dei nevai e convogliandole agli oceani. I fiumi trasportano acqua percorrendo enormi distanze e permettono la vita sul pianeta, così come la conosciamo; anche se costituiscono solo una piccola parte del 3% di acque dolci presenti sul pianeta, rispetto al 97% di acque salate, e anche se gran parte delle riserve di acqua dolce della Terra sono costituite dai ghiacci polari e dalle acque sotterranee, sicuramente i fiumi costituiscono una delle componenti più importanti e delicate dell'intero ciclo dell'acqua.

Il ciclo dell'acqua, o ciclo idrologico, è il percorso dell'acqua tra atmosfera, biosfera e geosfera. Il ciclo idrologico è composto da numerosi compartimenti, tra i quali l'acqua viene scambiata nella fase liquida, solida e gassosa. Il motore del ciclo è il calore solare: a causa del riscaldamento indotto dai raggi solari, l'acqua evapotraspira dalla superficie terrestre e ritorna nell'atmosfera. Circa il 90% dell'acqua atmosferica proviene dall'evaporazione diretta dagli oceani e dalle terre emerse, mentre il restante 10% traspira dai vegetali. Nell'atmosfera l'acqua condensa e si accumula in nuvole, spostate anche per lunghe distanze dai venti. L'acqua ricade infine sulla superficie sotto forma di nebbia, pioggia, neve o grandine. Una parte delle precipitazioni si infiltra nel sottosuolo, alimentando il sistema delle falde acquifere profonde, mentre le acque superficiali si raccolgono in una serie di aste fluviali, solchi che incidono il territorio e che drenano in modo capillare le terre emerse. Esiste una precisa suddivisione gerarchica delle aste fluviali; ogni ramo elementare, cioè senza affluenti, viene considerato come asta di primo ordine. Dall'incontro di due rami di pari ordine nasce un ramo di ordine superiore; così dall'incontro di due rami di primo ordine nasce un ramo di secondo ordine, da due di secondo uno di terzo e così via, mentre incontri tra segmenti di ordine differente non comportano variazioni di sorta (Strahler, 1952).

L'insieme delle aste fluviali interconnesse di un certo territorio forma il reticolo idrografico, che solitamente presenta un aspetto arborescente, con il tronco rappresentato dal corso d'acqua principale, e i rami da quelli minori. In pratica il reticolo idrografico è costituito dalla serie di canali naturali che drenano una determinata area, riunendosi via via in aste di maggiori dimensioni. L'area di territorio che invia le acque di precipitazione in un determinato reticolo viene denominata invece bacino imbrifero, e rappresenta la regione che, per peculiarità morfologiche raduna e invia le acque allo stesso fiume. Le caratteristiche geomorfologiche del bacino (litologia, suolo, pendenza) determinano direttamente molte caratteristiche del sistema

idrografico, tra cui la velocità della corrente, la qualità chimica delle acque, la disponibilità di sostanza organica e molto altro.

Analizzando la struttura trofica di un tratto di torrente appenninico o alpino si possono trovare molti vertebrati carnivori, numerosissimi invertebrati carnivori, onnivori e detritivori, ma pochi produttori, limitati a qualche sporadico ciuffo di muschi e alla sottilissima patina perifitica di alghe unicellulari. La piramide trofica risulta quindi profondamente sbilanciata e il sistema lotico si presenta generalmente povero di organismi autotrofi superiori, la cui presenza è ridottissima o nulla (Hynes, 1970). I sistemi lotici sono ambienti generalmente poco adatti alla presenza massiccia di produttori primari: la velocità della corrente ostacola infatti lo sviluppo del phytoplankton, e assieme all'elevata instabilità dell'alveo, alla torbidità e al trasporto solido, limita la presenza di piante superiori, come le fanerogame, che si trovano esclusivamente nei tratti planiziali. Alghe bentoniche e briofite invece, risentono meno di questi fattori e si riscontrano frequentemente nei tratti alti, caratterizzati da acque fredde e turbolente.

Foglie, rami e detrito vegetale prodotti in ecosistemi terrestri vengono però trasportati dalla gravità e dalle acque meteoriche nei sistemi fluviali, e in questo nuovo ambiente vengono trasformati e metabolizzati dai consumatori (Fenoglio & Bo, 2009).

Un corso d'acqua risulta quindi essere un sistema essenzialmente eterotrofo, costituito da un insieme di situazioni biotiche e abiotiche differenti: dalla sorgente alla foce variano continuamente le caratteristiche idrologiche, come la velocità della corrente, le caratteristiche morfologiche, quali la pendenza, l'ampiezza e la granulometria dell'alveo, le caratteristiche chimico-fisiche, come temperatura e ossigeno, le caratteristiche biologiche, come la struttura e la composizione della biocenosi (Cummins, 1979).

1.1.1 Energia e sostanza organica nei sistemi fluviali

Nei sistemi fluviali sono distinguibili quattro diverse categorie di sostanza organica, che costituiscono altrettante fonti di energia per le comunità biologiche (Giller & Malmqvist, 1998).

- Materiale organico autoctono: generato dai produttori primari fluviali, principalmente presenti nella patina perifitica, utilizzando le radiazioni solari;
- CPOM (Coarse Particulate Organic Matter): particellato organico grossolano, con dimensioni > 1mm. È costituito in gran parte da foglie e frammenti vegetali alloctoni, derivanti dalla vegetazione terrestre;

- FPOM (Fine Particulate Organic Matter): particolato organico fine, con dimensioni tra 0.45 μm e 1 mm. È costituito principalmente da prodotti dello sminuzzamento del CPOM, feci di invertebrati, particelle organiche trasportate dal vento e dalle acque di dilavamento;
- DOM (Dissolved Organic Matter): particelle organiche minuscole, con diametro $< 0.45 \mu\text{m}$. Il DOM può entrare nel sistema lotico attraverso le acque sotterranee o le acque di dilavamento del suolo, originandosi per lisciviazione dalle foglie oppure come essudato dei produttori primari autoctoni. È costituito principalmente da acidi fulvici, umici e idrofilici, carboidrati, amminoacidi, oltre a piccoli batteri, virus e sostanze colloidali (Volk *et al.*, 1997).

Il materiale organico prodotto internamente alimenta la catena trofica del pascolo, mentre il materiale alloctono e quello autoctono non vivente alimentano la catena trofica principale del fiume: la catena del detrito. I fiumi sono quindi sistemi energetici aperti, strettamente interconnessi con i tratti a monte e a valle e con un duplice ingresso energetico: autoctono, legato cioè alla produzione primaria interna, e alloctono, legato alla produzione primaria terrestre (Ghetti, 1985).

Gli input energetici autoctoni sono particolarmente importanti nei tratti medi dei fiumi, ove pendenza dell'alveo, velocità della corrente e profondità delle acque sono più favorevoli all'insediamento del periphyton e delle macrofite. Nei tratti alti, caratterizzati da acque fredde e turbolente, gli organismi autotrofi più diffusi sono le alghe bentoniche e le briofite. Scendendo verso valle, la pendenza dell'alveo si addolcisce mentre le temperature e l'irraggiamento solare aumentano: questo tratto è dominato da una ricca flora di alghe bentoniche. Dove il fiume incontra la pianura, le caratteristiche ambientali favoriscono la crescita di numerose macrofite; mentre nel tratto potamale, portata e torbidità fanno sì che queste siano poche e limitate ai bordi del fiume, le alghe diminuiscano nettamente e le briofite scompaiono.

La catena del detrito rappresenta però la componente fondamentale nelle dinamiche energetiche dei sistemi fluviali. In questo contesto, la caduta autunnale delle foglie è uno dei più importanti input energetici alloctoni dei torrenti delle aree temperate; le foglie che arrivano nel reticolo idrografico spinte dalla gravità e dalle acque di precipitazione vengono intrappolate dalle asperità del substrato e si depositano formando degli ammassi fogliari che sono poi degradati da una combinazione di processi fisici e biologici. Inizialmente, una prima frazione della massa secca di una foglia viene persa o lisciviata nelle prime ore come sostanza organica disciolta (fino al 20-25%). Dopo pochi giorni ifomiceti e batteri colonizzano le foglie, iniziando il processo di degradazione attraverso la produzione di enzimi cellulolitici. Dopo questa fase, cambiano la struttura e la composizione chimica della foglia, che può ora essere consumata da invertebrati

tagliuzzatori, rendendola a loro volta disponibile a moltissimi altri organismi, con la trasformazione di detrito grossolano in *pellets* (particelle fecali) e *orts* (frammenti di foglia), componenti fondamentali del FPOM, che vengono trasportati verso valle e ingeriti da altri consumatori (Pretty *et al.*, 2005).

Per quanto riguarda le comunità fluviali, la massima espressione della ricchezza biologica avviene solitamente nei mesi autunnali e invernali. La comunità macrobentonica viene infatti favorita proprio nella stagione fredda dalla concomitanza di due fattori: il consistente apporto organico, legato alla caduta delle foglie, e le basse temperature, che favoriscono la buona ossigenazione delle acque.

1.1.2 Comunità delle acque correnti

Le comunità delle acque correnti sono chiaramente condizionate da fattori di tipo idroclimatico, dalla composizione degli habitat, da fattori trofici e biotici. La diversificazione degli habitat è determinata dall'idrologia, dalla morfologia e dalla vegetazione riparia, ma in ciascun punto le condizioni idrodinamiche variano in funzione della portata; ne consegue, dunque, che non vi sia una grande stabilità degli habitat. Si usa spesso il termine di “*mosaici dinamici*”, a indicare l'associazione tra la grande eterogeneità spaziale e la forte variabilità temporale. In questa struttura, tutti gli elementi sono soggetti a perturbazioni fisiche anche violente. Poiché essi sono interconnessi, le zone protette dalla corrente possono servire da riparo per gli organismi quando gli altri elementi sono soggetti a perturbazioni. Questa organizzazione dello spazio permette la coesistenza di specie dotate di preferenze di habitat, di cicli di vita e di strategie molto diverse.

Uno dei grossi problemi cui devono far fronte gli organismi acquatici è quello dell'osmoregolazione, in quanto i fluidi interni sono ipertonici rispetto al mezzo esterno. Anche la concentrazione dell'ossigeno può essere un fattore limitante, e questo ha portato all'evolversi di strutture particolarmente adatte ad assorbire ossigeno dall'acqua come branchie, tracheobranchie, pigmenti respiratori, ecc. Altre strategie adattative importanti sono quelle atte a resistere alla forza della corrente. Esse comprendono la capacità di aderire al substrato, la presenza di veri e propri organi di ancoraggio al substrato, la forma del corpo affusolata o appiattita, nonché comportamenti come la reotassi positiva (strategia che fa orientare l'animale controcorrente) e la tigmotassi positiva (tendenza di organismi mobili a aggrapparsi saldamente al substrato, per contrastare l'effetto di trascinamento o *drift*).

Di seguito vengono descritte le principali comunità, animali e vegetali, rinvenibili nei fiumi, analizzando più nel dettaglio le comunità dei macroinvertebrati bentonici, che sono quelle che interessano più da vicino il tipo di monitoraggio preso in considerazione in questo lavoro.

La componente planctonica

La componente planctonica assume importanza nei tratti potamali e comprende organismi produttori (phytoplankton) e organismi consumatori (zooplankton). I principali gruppi dello zooplankton fluviale sono i Rotiferi, i Protozoi e, in misura minore, piccoli crostacei come Cladoceri e Copepodi. Il phytoplankton dei corsi d'acqua è tipicamente dominato da Diatomee e Alghe verdi, sebbene il contributo dei Cianobatteri possa essere importante in alcune situazioni, quali ad esempio corsi d'acqua più piccoli. Oltre che dalla portata, la biomassa del phytoplankton è influenzata da una serie di fenomeni che avvengono a monte, quali inoculi e aumenti locali delle popolazioni, associati alla presenza lungo il corso d'acqua di zone morte o piante sommerse.

La componente vegetale

Una prima schematica suddivisione raggruppa i popolamenti vegetali di ecosistemi fluviali in phytoplankton, periphyton, macrofite acquatiche, canneti (più correttamente fragmiteti, tifeti, scirpeti, cariceti), formazioni erbacee pioniere di greto, formazioni riparie arbustive ed arboree. Si tratta comunque di popolamenti e cenosi strettamente influenzati dalla presenza dell'acqua, costituiti da specie adattate, spesso in maniera esclusiva, agli ambienti fluviali. Quelli citati sono solo raggruppamenti funzionali in cui è possibile suddividere in maniera schematica i popolamenti vegetali e che forzatamente descrivono in modo semplificato la realtà ambientale. Non è possibile individuare nette suddivisioni tra un aggruppamento funzionale e l'altro, infatti molte specie possono essere comprese in più di uno di essi.

Il periphyton

Nell'ambito della vegetazione di ambiente acquatico il periphyton riveste un ruolo a sé stante per le sue peculiarità strutturali e funzionali. Il termine periphyton è ormai entrato nell'uso comune per indicare un insieme di microrganismi che vivono aderenti ai substrati sommersi di diversa natura (inorganici ed organici, viventi o morti), comprendente alghe, batteri, funghi, protozoi nonché detrito organico ed inorganico; inoltre, si considerano facenti parte del periphyton sia gli organismi aderenti al substrato sia quelli che lo penetrano o che si muovono all'interno del reticolo tridimensionale costituito dalle forme sessili. Normalmente quindi è una comunità strutturata costituita da organismi che hanno dimensioni variabili da pochi micron a diversi centimetri, comprendendo sia microalghe quali le Diatomee, gli organismi più rappresentativi della componente autotrofa del periphyton, sia alghe macrofittiche bentoniche, appartenenti a diversi gruppi tassonomici.



Fig. 1.1 - Ciottolo ricoperto da periphyton (Foto ARPA VdA)

Le Diatomee sono alghe brune, unicellulari, eucariote e autotrofe, appartenenti alla Classe delle Bacillariophyceae, generalmente delle dimensioni di pochi μm . Possono vivere isolate o formare colonie. Sono caratterizzate da una parete cellulare silicea chiamata frustulo costituito da due metà che si incastrano l'una nell'altra come una scatola e il suo coperchio. A seconda che vivano su ciottoli, su altri elementi vegetali macroscopici o su depositi di limo si parla rispettivamente di diatomee epilittiche, epifittiche e epipeliche.



Fig. 1.2 - *Navicula tripunctata*, specie di diatomea sensibile all'inquinamento (Foto ARPA VdA)

La componente autotrofa costituisce la porzione preponderante del periphyton in termini di biomassa e, dal punto di vista funzionale, ne caratterizza il ruolo ecologico, che è prevalentemente quello di produzione primaria in situ, data la ridottissima funzione svolta dal phytoplankton in acque correnti (a differenza di quanto accade in ambienti lentic). Accanto a ciò, non è secondaria la funzione che il periphyton svolge nei confronti della fauna invertebrata bentonica, che non solo lo utilizza a scopo alimentare, ma di esso sfrutta anche i particolari

microhabitat che si costituiscono alla superficie dei substrati immersi.

Le macrofite acquatiche

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi *taxa* vegetali macroscopicamente visibili presenti negli ambienti acquatici, palustri e di greto che caratterizzano gli ambiti fluviali. Questo raggruppamento, piuttosto eterogeneo, definito su base funzionale, è composto da angiosperme erbacee, pteridofite, briofite e da alghe filamentose. Composizione e struttura della comunità sono determinate dall'interazione complessa di numerosi fattori ambientali che agiscono in un corso d'acqua. Morfologia del corso d'acqua, granulometria, portata, velocità della corrente nonché luminosità, temperatura e concentrazione di nutrienti sono tutti fattori che condizionano lo sviluppo della comunità.



Fig. 1.3 - Comunità di macrofite acquatiche sommerse (Foto ARPA VdA)

La vegetazione riparia

L'ambiente ripario è una zona d'interfaccia o ecotono tra l'ambiente acquatico in senso stretto e il territorio circostante, contigua al corso d'acqua e ancora interessata dalle piene o dalla falda freatica fluviale. Esso si estende attraverso un'ampia fascia ecotonale costellata di deboli rilievi e bassure e di una vasta gamma tipologica di zone umide: alvei secondari interessati da un debole deflusso; meandri abbandonati collegati al fiume solo ad una estremità; oppure disgiunti, ma comunicanti con esso in occasione delle piene; stagni, acquitrini, paludi, aree inondabili, boschi igrofili. La definizione di ambiente ripario è strettamente connessa a quella di vegetazione riparia: è proprio la presenza delle formazioni vegetali riparie che delimita ed evidenzia l'esistenza di una zona riparia, rendendo possibile la distinzione tra aree prossime all'alveo, in cui la vegetazione è ancora influenzata dal corso d'acqua, e aree circostanti in cui sono insediate le formazioni zonali. Rispetto ai fattori ecologici, le specie riparie sono caratterizzate da adattamenti morfologici e fisiologici, quali la flessibilità di fusti e radici, la presenza di

aerenchimi o di radici avventizie, tipica di generi arborei quali *Populus*, *Salix* e *Alnus*. Oltre a questi adattamenti, ne sono presenti anche altri di tipo riproduttivo, come la riproduzione vegetativa per radicamento di porzioni vegetative (rami, fusti, radici), la dispersione di semi e frammenti vegetativi per trasporto acqueo (idrocoria), la produzione dei semi durante il ritiro delle acque di piena, al fine di permetterne la germinazione su substrati umidi, ma non dilavati. Dal punto di vista strutturale, la copertura vegetale degli ambienti ripari è costituita da diverse formazioni vegetali che s'insediano, una di fianco all'altra, con sviluppo parallelo rispetto al corso d'acqua, a partire dal limite esterno dell'alveo di morbida, strutturandosi in fasce di vegetazione. Al limite dell'acqua, nell'alveo di morbida, si rinviene la fascia a erbacee pioniere di greto. Tale popolamento non viene considerato ripario, ma piuttosto appartiene all'insieme dei popolamenti acquatici in senso lato. Nella porzione di letto definibile come alveo di piena, si rinvengono le formazioni arbustive riparie, generalmente a prevalenza di salici (saliceti arbustivi). Le formazioni arboree riparie, spesso a prevalenza di ontani (ontaneti) e/o di salici arborei (saliceti) e pioppi, si insediano esternamente agli arbusteti (Siligardi *et al.*, 2007).

In ambito peninsulare a clima mediterraneo, la composizione delle comunità riparie è frequentemente integrata da specie arbustive e arboree più termofile, quali *Tamarix gallica*, *Nerium oleander*, *Fraxinus oxycarpa*, *Platanus orientalis*. Tutte le specie che costituiscono le formazioni arbustive e arboree riparie sono igrofite e la loro crescita è influenzata dall'immediata vicinanza delle loro radici all'acqua. Rispetto a quanto descritto, si rinvengono sul territorio varie situazioni corrispondenti ad altrettante varianti dello schema proposto. La presenza/assenza e la dominanza di una o più formazioni riparie è determinata sia da fattori morfologici, sia dall'uso del territorio. In assenza di azioni di disturbo di origine antropica e ove la morfologia del territorio lo consenta, è possibile rinvenire tutte le formazioni riparie descritte.

La componente animale

I pesci

Per pesci delle acque dolci si intende l'insieme di Ciclostomi e Osteitti che compiono esclusivamente o che sono in grado di compiere il loro ciclo biologico nelle acque interne con salinità inferiore allo 0.5‰, e i pesci che svolgono nelle acque interne una fase obbligata del loro ciclo vitale. La fauna ittica italiana delle acque dolci comprende 48 *taxa* (specie, sottospecie, semispecie), che comprendono 13 *taxa* endemici (come ad esempio la trota marmorata, *Salmo trutta marmoratus*, una semispecie presente solo nei torrenti sloveni ed italiani, il ghiozzo di ruscello e l'alborella) e 9 subendemici (ad esempio la lampreda padana). È da notare come ben 31 dei 48 *taxa* siano considerati minacciati e rientrino nelle prime 3 categorie di rischio dell'IUCN (in pericolo critico, in pericolo e vulnerabile).



Fig. 1.4 - Ibrido tra trota marmorata e trota fario (©Erik Henchoz - Regione Autonoma Valle d'Aosta)

In Italia, come in tutta Europa, i gruppi sistematici più rappresentati sono indubbiamente i Ciprinidi, che colonizzano preferibilmente i tratti di fondovalle (*potamal*) e comprendono fra gli altri il barbo e il cavedano, e i Salmonidi, quali ad esempio la trota fario e il temolo, che hanno come ambiente di preferenza i tratti montani e pedemontani (*rhithral*).

La diversità e la composizione specifica delle comunità ittiche vengono determinate da una serie complessa di fattori naturali biotici, tra cui l'interazione fra pesci può essere considerato il fattore più importante, ed abiotici, fra i quali giocano un ruolo fondamentale la geologia del substrato e il regime termico e idrologico.

I macroinvertebrati bentonici

L'identificazione dei macroinvertebrati non ha significato sistematico, ma solo funzionale e pratico: secondo una delle definizioni maggiormente accreditate si intende comprendere in questo gruppo tutti gli invertebrati i cui ultimi stadi di sviluppo raggiungano almeno i 3-5 mm di lunghezza (Cummins, 1974). Sono in genere considerati macroinvertebrati gli organismi epibentonici, cioè che vivono sulla superficie dei sedimenti o, al di più, affossati nei primi centimetri di profondità. Ad essi appartengono i seguenti gruppi: Insetti, Crostacei, Molluschi, Irudinei, Turbellari, Oligocheti, Poriferi, Celenterati e Briozoi.

La ricognizione completa di tutte le specie che compongono una singola comunità è un compito estremamente impegnativo ed anche insolito. È più usuale effettuare studi di dettaglio su singoli *taxon* o indagini ecologiche sulle specie più comuni o a livello di genere e famiglia. Tuttavia è evidente che la ricchezza in *taxa* dipende da molte variabili e il numero stimato presente all'interno di una comunità dipende sempre dalle dimensioni del campione raccolto.

Un altro aspetto che emerge chiaramente dallo studio della comunità dei macroinvertebrati è che

relativamente pochi sono i *taxa* comuni, mentre la maggior parte sono del tutto rari. Nel primo di una lunga serie di studi effettuata sulla produttività di un corso d'acqua della Germania, si sono catturati circa 52.000 esemplari, appartenenti alla classe degli Insetti, all'interno dei quali furono identificate in totale 148 specie. Di queste, le 15 più abbondanti costituivano l'80% del numero totale di individui. Ciò evidenzia la relazione esistente tra dimensione del campione e ricchezza in *taxa* in un determinato sito, che a turno influenzano l'entità dello sforzo di cattura necessario per caratterizzare la comunità di un ecosistema (Allan, 1995).

In un recente studio (Baldaccini *et al.*, 2008) sono state affrontate le principali cause di disturbo dell'accuratezza di un campionamento di macroinvertebrati. La precisione del risultato di un campionamento standard può infatti risentire di una serie di variabili che, in parte, dipendono dai requisiti con cui è stata pianificata l'indagine, come il numero di campioni effettuati sul tratto oggetto di studio, in parte sono invece dipendenti dalle condizioni ambientali in cui si opera, come ad esempio la composizione e diversità del substrato; il livello di diversità della comunità; la diversa attitudine dei *taxa* presenti nella comunità ad essere dispersi nella colonna d'acqua o restare ancorati al substrato. Altri errori che influenzano la precisione del risultato possono originare dal grado di preparazione ed esperienza degli operatori che applicano la procedura di campionamento. La variabile che agisce maggiormente sulla precisione del risultato è tuttavia rappresentata dallo sforzo esercitato nella cattura degli organismi e quindi dalle dimensioni del campione: ne deriva come conseguenza che la raccolta di un campione limitato produce solo una quota dei *taxa* più comuni, mentre incrementando lo sforzo di cattura si produce un numero di *taxa* quasi indefinito. Il lavoro di Baldaccini e collaboratori tendeva a dimostrare quindi che, disponendo di risorse limitate, si deve accettare il fatto che solo una parte della comunità può essere esaminata e che d'altra parte è quasi impossibile, e sicuramente antieconomico, descrivere l'intera comunità; applicando infatti un campionamento standard si rilevano con sufficiente accuratezza le principali componenti della comunità.

Il ciclo vitale dei macroinvertebrati può durare da poche settimane fino ad alcuni anni. La maggior parte dei macroinvertebrati (Crostacei, Molluschi, Irudinei, Turbellari, Oligocheti, Poriferi, Celenterati e Briozoi) trascorre l'intero ciclo vitale nel mezzo acquatico (olobiotici), mentre, quasi tutti gli Insetti, trascorrono vita acquatica solo per completare una parte del loro ciclo vitale (anfibiociti). Tra questi vi sono forme che presentano più di una generazione l'anno (polivoltini), altri che si riproducono una sola volta l'anno (univoltini), altri ancora con intervalli di tempo maggiori dell'anno (semivoltini). La colonizzazione delle acque da parte dei macroinvertebrati, può avvenire per dispersione passiva, per deriva (*drift*) o attraverso il trasporto per opera di altri organismi come gli uccelli o i pesci, o per dispersione attiva, con la

risalita della corrente (*upstream*) o attraverso il volo degli organismi adulti, nel caso degli insetti, compensando così il fenomeno del *drift* (Tachet *et al.*, 2003).

Di seguito sono descritte le principali caratteristiche dei più importanti gruppi macrobentonici.

PLECOTTERI

I Plecotteri sono un ordine di Insetti eterometaboli, di medie o grandi dimensioni, con larve acquatiche che prediligono acque fredde, limpide e turbolente, tipiche dei corsi d'acqua di ordine minore. Sono particolarmente sensibili all'inquinamento organico e al conseguente abbassamento dei livelli di ossigeno dovuto ai processi di decomposizione. Popolano gli ambienti con substrati a massi e ciottoli, con elevata capacità di ritenzione della materia organica grossolana, insediandosi preferibilmente negli interstizi e nei pacchetti di foglie. Vi sono forme prevalentemente detritivore (Capniidae, Leuctridae, Nemouridae, Taeniopterygidae), che presentano un ciclo vitale sincronizzato con la caduta delle foglie; altri gruppi (Chloroperlidae, Perlidae, Perlodidae) hanno abitudini carnivore e si cibano di altri invertebrati. Le ninfe sono caratterizzate da due lunghi cerci e dall'assenza di apparati tracheobranchiali ai lati dell'addome (tranne alcuni generi), a testimonianza della loro relativa intolleranza alla carenza di ossigeno disciolto.



Fig. 1.5 - Plecottero del genere *Chloroperla* (Foto ARPA VdA)

EFEMEROTTERI

Gli Efemerotteri sono un ordine di Insetti a metamorfosi incompleta che trascorrono gran parte della loro vita allo stadio larvale, mentre la fase adulta ha una durata brevissima, appena il tempo necessario a compiere il ciclo vitale riproducendosi e deponendo le uova. Gli adulti infatti non si nutrono, avendo un apparato boccale involuto. Il ciclo vitale può essere univoltino (*Rhytrogena*),

polivoltino (*Ecdyonurus*, *Baetis*), o semivoltino (specie le cui larve si sviluppano in un periodo di due anni, es. *Ephemera*). La lunga permanenza in acqua conferisce agli Efemerotteri un importante ruolo di bioindicatori. Il tipo di alimentazione di questi insetti è prevalentemente erbivoro e detritivoro, mentre sono solo occasionalmente predatori.

Sono diffusi prevalentemente nelle acque correnti, solo alcuni generi sono adattati anche agli ambienti lentic; le ninfe hanno corpo affusolato, più o meno compresso dorso-ventralmente. Possiedono tracheobranchie addominali, in numero di 5-7 paia, e tre cerci (due cerci e un paracercio). La maggior parte degli Efemerotteri si nutre brucando la superficie esposta alla corrente e, nonostante i meccanismi di ancoraggio al fondo, molti di essi sono propensi al trasporto passivo (*drift*).



Fig. 1.6 - Efemerottero del genere *Baetis* (Foto ARPA VdA)

TRICOTTERI

I Tricotteri sono insetti olometaboli che colonizzano prevalentemente le acque correnti, anche se vi sono famiglie adattate alle acque stagnanti. Le uova sono deposte in acqua e generano larve in grado di produrre una sostanza sericea adesiva con la quale costruiscono astucci, utilizzando materiale reperito sul fondo dell'alveo, in cui vivono errando, o reti e tubuli fissi che utilizzano come rifugi e per catturare il cibo. La pupa affronta la metamorfosi all'interno dell'astuccio

tipico della famiglia di appartenenza o di un bozzolo di seta se l'astuccio non è presente. La maggior parte dei tricoteri ha un ciclo annuale (univoltino), mentre alcune specie sono polivoltine. I Tricotteri popolano diversi ambienti dulciacquicoli: alcune specie (madicole) vivono in ambienti igropetrici, bagnate solo da un velo d'acqua, altre frequentano elettivamente le sorgenti o le acque correnti, distribuendosi lungo le varie zone del fiume, i laghi dove colonizzano i banchi di vegetazione acquatica. Hanno uno spettro di specializzazione ecologica ampio e differenziato, e sono dei validi indicatori della qualità delle acque. Il regime alimentare dei tricoteri è tra i più vari, erbivori, detritivori, carnivori; alcuni raschiano e brucano nel periphyton, altri trinciano il detrito, succhiano la linfa delle alghe o catturano altri piccoli invertebrati.



Fig. 1.7 - Tricottero della famiglia Limnephilidae e astuccio (Foto ARPA VdA)

ODONATI

Gli Odonati sono insetti di medie e grandi dimensioni, emimetaboli con stadio larvale acquatico. Colonizzano prevalentemente ambienti di acque lentiche, ma sono presenti anche nelle acque correnti. Si possono distinguere due sottordini: Zigotteri e Anisotteri. Gli Zigotteri hanno per lo più ciclo univoltino, e gli stadi larvali hanno forma allungata e dotata di lamelle caudali o branchiali. Gli Anisotteri possono avere ciclo semivoltino, con una generazione ogni due anni o più (fino a 5 in ambienti alpini). Le larve degli Anisotteri hanno corpo corto e affusolato, e nella parte terminale dell'addome presentano una piramide caudale.

Gli Odonati vivono associati alla vegetazione del fondo o immersi nel sedimento fine con il classico comportamento di caccia "alla posta". Il principale carattere distintivo è rappresentato dalla maschera, organo di presa derivato da una modificazione dell'apparato boccale. Gli

Odonati sono quindi i predatori per eccellenza, e vivono perennemente infossati nei sedimenti sabbiosi o immersi nella vegetazione acquatica.



Fig. 1.8 - Odonato del genere *Calopteryx* con la caratteristica maschera boccale (Foto ARPA VdA)

DITTERI

I Ditteri hanno un ciclo vitale a metamorfosi completa (olometaboli) e, tra gli insetti acquatici, sono quelli che riescono a diffondersi nella più ampia varietà di ambienti.

Le larve sono vermiformi e prive di zampe articolate; possono essere eucefale, con capo distinto dal torace e ben visibile, emicefale, con capo piccolo e infossato nel torace, o acefale, con capo poco sviluppato e non visibile. Le larve occupano una vasta gamma di biotopi, dalle zone montane dei torrenti, con acque turbolente e molto ossigenate, a quelle stagnanti dei boschi umidi. La grande adattabilità di questo *taxon* è dovuta ai diversi tipi di respirazione, che può essere acquatica, tramite branchie cuticolari, tracheali, rettali, o aerea tramite stimmi e sifoni, o mista. I Ditteri rivestono i ruoli trofici più vari: si nutrono di detrito organico, diatomee e altre alghe, batteri, e piccoli invertebrati.



Fig. 1.9 - Ditteri delle famiglie Chironomidae (a sinistra) e Blephariceridae (a destra) (Foto ARPA VdA)

COLEOTTERI

I Coleotteri sono tra i pochi ordini di Insetti che presentano forme acquatiche sia allo stato larvale che allo stato adulto. Si possono distinguere forme marciatrici (Elmidae, Hydraenidae, Dryopidae), o natatorie (Haliplidae, Dytiscidae, Hydrophilidae), alcune anche di notevoli dimensioni. La respirazione sfrutta il sistema tracheale tipico delle specie terrestri, che si avvale nelle forme acquatiche di nuovi adattamenti che consentono di immagazzinare l'aria catturata dalla superficie o direttamente da piante acquatiche durante l'immersione. Le larve possono respirare attraverso i tegumenti o anche attraverso stimmi respiratori. Il regime alimentare è vario, e può essere misto in relazione alla fase del ciclo vitale. Le larve di Dytiscidae, Gyrinidae e Hydrophilidae sono carnivore, mentre le altre sono erbivore o detritivore. Tra gli adulti sono carnivore le famiglie Dytiscidae, Gyrinidae, onnivori gli Hydrophilidae ed erbivori gli altri.



Fig.1.10 - Coleottero della famiglia Elmidae (Foto ARPA VdA)

CROSTACEI

I Crostacei sono organismi olobionti, con ciclo vitale completamente acquatico. Tra i crostacei delle acque interne possiamo distinguere tre sottoclassi principali: i Branchiuri, con l'unico genere *Argulus*, tutti ectoparassiti dei pesci; una sottoclasse rappresentata da Branchiopodi, Copepodi e Ostracodi, che comprendono forme bentoniche e zooplanctoniche che colonizzano soprattutto le acque stagnanti; i Malacostraci, che comprendono forme di taglia media e grande. Tra i Malacostraci troviamo forme molto diffuse nelle acque correnti come gli Anfipodi (famiglia Gammaridae), e gli Isopodi (famiglia Asellidae). I Gammaridi sono buoni nuotatori e tendono ad occupare tutti gli habitat disponibili nei fiumi, dalla sorgente alla foce; gli Asellidi invece prediligono i tratti medio-bassi dei corsi d'acqua, fino alla foce. Un ordine molto importante è quello dei Decapodi; all'interno di questo gruppo troviamo forme più o meno

adattabili, che colonizzano tratti diversi del corso d'acqua. I gamberi Palemonidae tendono ad esempio a colonizzare i tratti medio-bassi del corso d'acqua, mentre gli Astacidi colonizzano i tratti medio-alti e sono particolarmente sensibili alla qualità delle acque. Infine i granchi Potamidae prediligono le acque calme o moderatamente correnti. Il loro regime alimentare è spesso misto, prevalentemente vegetariano e detritivoro, e talora carnivoro.



Fig. 1.11 - Crostaceo della famiglia Asellidae (Foto G. Fior)

MOLLUSCHI

I Molluschi delle acque interne comprendono Gasteropodi e Bivalvi. Nei corsi d'acqua correnti i Gasteropodi non sono molto ben rappresentati, e le comunità delle acque correnti sono spesso rappresentate solo dagli Ancilidi. Questa famiglia è riconoscibile dalla tipica forma della conchiglia, di tipo patelliforme con l'umbone rivolto all'indietro, un adattamento alla forza della corrente, insieme alla forma del piede che garantisce un sicuro ancoraggio al substrato, dove l'animale trova i tappeti di periphyton su cui brucare. Nei tratti con discreta idrodinamicità si possono trovare anche forme come i Neritidi, che appartengono invece alla sottoclasse dei Prosobranchi. Questi gasteropodi sono caratterizzati dalla presenza di un opercolo che chiude la conchiglia e dalla respirazione branchiale. Nei tratti più bassi del fiume si possono invece incontrare forme come *Limnea* e *Physa*, che si rifugiano nelle zone di calma, al riparo della corrente. La maggior parte dei gasteropodi si nutre raschiando il periphyton dai substrati duri o dagli steli per mezzo della radula. I Bivalvi comprendono forme molto piccole, come gli Sphaeriidae, dalle dimensioni dai 5 ai 10 mm, e forme di grandi dimensioni come gli Unionidae. Il genere *Anodonta* può raggiungere i 20 cm di lunghezza, e vive nei tratti potamali dei fiumi, dove lasciano profondi solchi scavati con il piede. I Dreissenidi si fissano ai substrati duri per mezzo di un filamento detto bisso, formando densi agglomerati. I Bivalvi tendono in genere a

colonizzare i tratti bassi dei fiumi, dove c'è una grande disponibilità di materia organica particolata fine, phytoplankton e batteri.



Fig. 1.12 - Gasteropode della famiglia Physidae (Foto F. Stoch)

PLATELMINTI

I Tricladi popolano sia le acque correnti che le acque stagnanti, colonizzando le superfici inferiori dei ciottoli o di larghe foglie, al riparo dalla luce. Il corpo, fortemente appiattito e allungato, è rivestito nella parte ventrale da migliaia di microscopiche ciglia che consentono all'animale di strisciare su tutte le superfici sommerse. L'intestino è suddiviso in tre rami, e comunica con l'esterno attraverso l'orifizio boccale, da cui si può estroflettere il faringe, un condotto muscoloso con cui penetrano nel corpo della preda, e ne succhiano i liquidi.



Fig. 1.13 - Triclade del genere *Dugesia* (Foto Wikipedia)

IRUDINEI

Questa classe appartiene al *phylum* degli Anellidi. Le specie di sanguisughe che si incontrano nelle acque correnti (*Dina*, *Erpobdella*, *Trocheta*), non sono in genere ematofaghe, ma si nutrono

prevalentemente di altri invertebrati. Le sanguisughe hanno il corpo depresso dorso ventralmente, diviso in numerosi anelli, e dotato di due ventose che usano per spostarsi. La resistenza a condizioni di anossia consente loro di sopravvivere a forme di inquinamento organico anche elevate, dove sono spesso gli unici invertebrati predatori.



Figura 1.14 - Irudineo del genere *Erpobdella* (Foto Wikipedia)

OLIGOCHETI

Gli Oligocheti sono una classe di vermi cilindrici molto diffusa sulla terraferma e anche negli ambienti acquatici di acque correnti e stagnanti. Il nome deriva dalla scarsa presenza di setole sulla superficie del corpo, che sono indispensabili alla locomozione. L'animale può infossarsi nel fango, dove trova anche la sua indispensabile fonte di cibo: il detrito e i microrganismi in esso contenuti. I Tubificidi e i Lumbriculidi rappresentano spesso la componente principale del macrobenthos profondo degli ambienti lentic. Vivono infossati nei primi centimetri del sedimento ed esercitano un'azione di rimescolamento dei fanghi. Quando il contenuto di O₂ della microzona scende sotto valori di guardia, i Tubificidi formano microtubuli da cui fuoriescono con la porzione posteriore del corpo che muovono vivacemente per provocare ricambio di acqua. I Naididi rappresentano spesso una delle componenti più importanti delle comunità dei corsi d'acqua correnti sottoposti a forti immissioni di materia organica disciolta. Gli Oligocheti Tubificidi insieme ai Ditteri Chironomidi costituiscono le forme più resistenti alle condizioni di inquinamento. In condizioni naturali sono distribuiti su tutti i tratti fluviali dove occupano i microhabitat a sedimenti molli.



Fig. 1.15 - Oligochete della famiglia Tubificidae (Foto Wikipedia)

1.1.3 Raggruppamenti trofico-funzionali

I macroinvertebrati bentonici svolgono un ruolo fondamentale nelle dinamiche ecologiche degli ambienti lotici, sono infatti proprio gli aspetti funzionali delle loro comunità a condizionare profondamente gli altri comparti dell'ecosistema fluviale (Vannote *et al.*, 1980). Nella descrizione e nell'analisi dei processi ecologici fluviali si è rivelata di grande utilità la classificazione dei macroinvertebrati in gruppi trofici funzionali o *Functional Feeding Groups*.

Questi raggruppamenti funzionali, anche estremamente eterogenei dal punto di vista tassonomico, sono accumulati non tanto dalla condivisione di una risorsa, quanto dalla modalità di reperimento e assunzione della stessa e quindi dalla condivisione dei meccanismi morfologici e comportamentali di acquisizione del cibo (Merritt & Cummins, 1996).

Tagliuzzatori (*shredders*): questi organismi si nutrono di CPOM, presente nel fiume sotto forma di tessuti vascolari e legno. La maggior parte degli *shredders* consuma infatti materia organica grossolana in decomposizione, come foglie, legno e tessuti di origine vegetale a prevalente provenienza alloctona. In questo contesto, i tagliuzzatori sostengono la catena del detrito di origine alloctona, costituendo un formidabile legame tra sistema fluviale e bacino imbrifero, e permettono di fatto la vita nei fiumi così come la conosciamo. Diversi studi hanno già dimostrato come gli *shredders* prediligano CPOM già colonizzato e condizionato da batteri e funghi che rendono il detrito più facilmente digeribile. I tagliuzzatori sono particolarmente abbondanti nei torrenti di basso ordine, là dove l'apporto di detrito di origine terrestre è maggiore.

Raschiatori (*scrapers*): il loro alimento prevalente è costituito dal periphyton e dal materiale ad esso associato. Questi organismi asportano il biofilm dal substrato grazie ad apparati boccali robusti e specializzati. Poiché la patina peritifca è maggiormente presente su sedimenti stabili e

grossolani in assenza di deposito, questi organismi si sono adattati alla vita nelle zone in cui la corrente è più rapida e presentano quindi particolari adeguamenti anatomici per la vita nelle acque veloci, come ad esempio l'appiattimento dorso-ventrale o la presenza di ventose (Cummins & Klug, 1979). Rimanendo quindi in stretto contatto con il substrato roccioso, i raschiatori si spostano lentamente, brucando le alghe incrostanti. Gli *scrapers* sono uno dei gruppi dominanti nei tratti alti e medi del fiume, là dove le caratteristiche ambientali permettono lo sviluppo di una notevole quantità di alghe bentoniche.

Raccoglitori (*collectors, gatherers*): sono un gruppo funzionale generalista e opportunista, particolarmente abbondante e diffuso nei diversi tratti del sistema fluviale. Questi organismi si nutrono di sedimenti fini di materia organica (FPOM) e di batteri ad essi associati, raccogliendoli direttamente dal substrato. I raccoglitori sono un gruppo vasto e diversificato, con rappresentanti nei principali ordini di invertebrati acquatici; prediligono le aree a corrente moderata o bassa, là dove si accumula il sedimento fine. Estremamente abbondanti lungo l'intera asta fluviale, rappresentano il gruppo dominante nei tratti potamali.

Filtratori (*filterers*): questi organismi filtrano il particolato organico in sospensione attraverso particolari adattamenti morfologici e comportamentali. Alcuni filtrano direttamente l'acqua trattenendo le particelle alimentari attraverso particolari strutture specializzate, come i ventagli mandibolari dei Ditteri Simuliidae, mentre altri costituiscono delle vere e proprie reti a maglie molto fini, formate da materiali setosi secreti da loro stessi, come i Tricotteri Hydropsychidae e Philopotamidae.

Predatori (*predators*): o consumatori secondari, si nutrono di altri organismi e sono all'apice della catena alimentare delle comunità macrobentoniche. Tra i predatori possiamo distinguere organismi con apparato boccale di tipo pungente-succhiante, *piercers*, che saggono direttamente i liquidi e i tessuti interni delle vittime, e organismi con apparato boccale masticatore, *engulfers*, i quali attaccano e smembrano le prede.

Gruppo trofico	Cibo	Meccanismo di nutrizione
Trituratori	Foglie, detrito legnoso, macrofite acquatiche viventi	Masticazione del detrito e delle macrofite, perforazione tessuti
Raccoglitori	Materia organica particellata fine	Filtraggio materiale in sospensione, raccolta materiale sedimentato
Raschiatori	Alghe bentoniche e biofilm	Pascolo delle superfici organiche e minerali
Perforatori	Cellule e linfa delle piante	Perforazione e succhiamento
Predatori	Tessuti animali	Perforazione e ingoiamento
Parassiti	Tessuti e fluidi animali	Endo e esoparrissitismo

Tab. 1.1 - Gruppi trofici funzionali di macroinvertebrati acquatici, loro cibo preferenziale e meccanismo di nutrizione (Cummins & Merrit, 1996, in Giller & Malmqvist, 1998, modificato)

Ordine	Trituratori	Raccoglitori	Raschiatori	Perforatori	Predatori	Parassiti
<i>Plecoptera</i>	+				+	
<i>Odonata</i>					+	
<i>Ephemeroptera</i>		+	+			
<i>Hemiptera</i>					+	
<i>Megaloptera</i>					+	
<i>Trichoptera</i>	+	+	+	+	+	
<i>Lepidoptera</i>	+		+			
<i>Coleoptera</i>	+	+	+		+	
<i>Hymenoptera</i>						+
<i>Diptera</i>	+	+	+		+	+

Tab. 1.2 - Gruppi trofici funzionali e loro rappresentazione nei principali ordini di Insetti (Cummins & Merrit, 1996, in Giller & Malmqvist, 1998, modificato)

1.1.4 Zonazione delle acque correnti

La zonazione dei corsi d'acqua nei climi temperati, è basata su fattori morfodinamici, sulle caratteristiche fisico-chimiche e sulle comunità di organismi invertebrati (Illies & Botosaneanu, 1963). Partendo dalla sorgente verso la foce, si possono così individuare tre zone principali: *crenal*, *rhithral* e *potamal*, le cui comunità sono chiamate rispettivamente *crenon*, *rhitron*, e *potamon* (Angelier, 2003). Il *crenal* corrisponde agli ambienti sorgivi, e vi si possono distinguere

le sorgenti vere e proprie (*eucrenal*), e i rivoli che vi si originano (*hypocrenal*). La temperatura di questi ambienti è in funzione dell'altitudine e della latitudine; può variare da 7.8 a 9.8°C fino a 500 m, e scende fino a 4.5°C a quote intorno a 1400 m. La temperatura è relativamente stabile nell'*eucrenal*, mentre presenta fluttuazioni giornaliere nell'*hypocrenal*. In questo ambiente la diversità è ridotta, con dominanza di briofite, e sono presenti forme, Psycodidae e Stratyomidae, che catturano l'aria direttamente dall'atmosfera attraverso stigmi respiratori.

Il *rhithral* inizia con i corsi d'acqua di secondo ordine, nati dalla confluenza di rivoli dell'*hypocrenal*. Le escursioni termiche non superano i 20°C in estate, e l'ossigeno si mantiene su livelli di saturazione, facilitati dall'elevata turbolenza delle acque. Il substrato è costituito prevalentemente da roccia, massi, ciottoli e ghiaia, che formano un mosaico di microhabitat che ospitano una comunità molto varia. Si tratta soprattutto di organismi stenotermi, con evidenti adattamenti alla corrente: forma del corpo appiattita o affusolata, organi di ancoraggio al substrato e tigmotassi positiva. Il substrato è colonizzato anche da alghe e briofite nei tratti più alti, che lasciano via via il posto ad un ricco periphyton e, successivamente, alle macrofite acquatiche.

Il *potamal* risulta dalla confluenza di corsi d'acqua montani e collinari e scorre nella piana alluvionale con pendenze ridotte, inferiori allo 0.15%. Il materiale depositato è prevalentemente caratterizzato da limi. Il letto fluviale è ampio e le acque sono a decorso lento e con moderata turbolenza. La temperatura può anche superare i 20-21°C in estate, ed è caratterizzata da escursioni stagionali, tanto che la comunità subisce una successione da specie stenoterme fredde da autunno a primavera, e di specie stenoterme calde d'estate. L'ecosistema è supportato dalle macrofite acquatiche, la cui attività fotosintetica condiziona in gran parte i livelli di ossigeno, che sono più alti durante il giorno, grazie alla fotosintesi, e più bassi durante la notte, a causa della respirazione. Nel *potamal* possiamo individuare zone di transizione (delta o estuario), dove le acque dei fiumi si uniscono al mare. Qui la presenza di gradienti di salinità e densità, può determinare una progressiva stratificazione verticale delle acque a diversa densità. L'alta variabilità delle caratteristiche fisico-chimiche e morfologiche, produce un ambiente ricco di diversità e di habitat, in grado di ospitare biocenosi particolari.

1.2 Il River Continuum Concept

I primi studi inerenti l'ecologia fluviale erano usualmente analisi rivolte a singoli tratti fluviali o particolari tematiche, tralasciando elementi peculiari dei torrenti e dei fiumi, quali il continuo movimento dell'acqua verso valle e la stretta connessione dell'intera asta fluviale.

Infatti, i fiumi dalla sorgente alla foce sono una "successione di ecosistemi", collegati

longitudinalmente dal flusso dell'acqua e con stretti legami con il territorio drenato. La teoria nota come *River Continuum Concept* (Vannote *et al.*, 1980) è basata sull'idea che i sistemi fluviali siano in una condizione di "equilibrio dinamico" e che la modificazione longitudinale delle caratteristiche abiotiche lungo l'asta fluviale abbia profonde ripercussioni sulle dinamiche funzionali e sulla composizione delle comunità biologiche. Il *River Continuum Concept* permette di descrivere un corso d'acqua come un sistema continuo nel quale le differenze longitudinali delle comunità insediate hanno caratteristiche clinali (la variazione clinale è la graduale variazione, nell'ambito di una medesima specie, di una o più caratteristiche morfologiche all'interno di una data area geografica, in risposta a un gradiente continuo di condizioni fisiche) piuttosto che zonali (le variazioni non seguono un gradiente continuo di condizioni fisiche, e sono quindi più nette; ogni zona presenta caratteristiche fisiche differenti) (Cushing *et al.*, 1983; Salmoiraghi & Gumiero, 1990). Inoltre mette in relazione le comunità biologiche con la disponibilità di materiale organico nei vari punti del corso d'acqua: ad una continua e integrata serie di gradienti fisici e chimici è associata una continua trasformazione delle componenti biotiche; ed anche la comunità macrobentonica varia nella sua composizione strutturale e funzionale lungo il corso del fiume, da monte verso valle (Salmoiraghi, 1992).

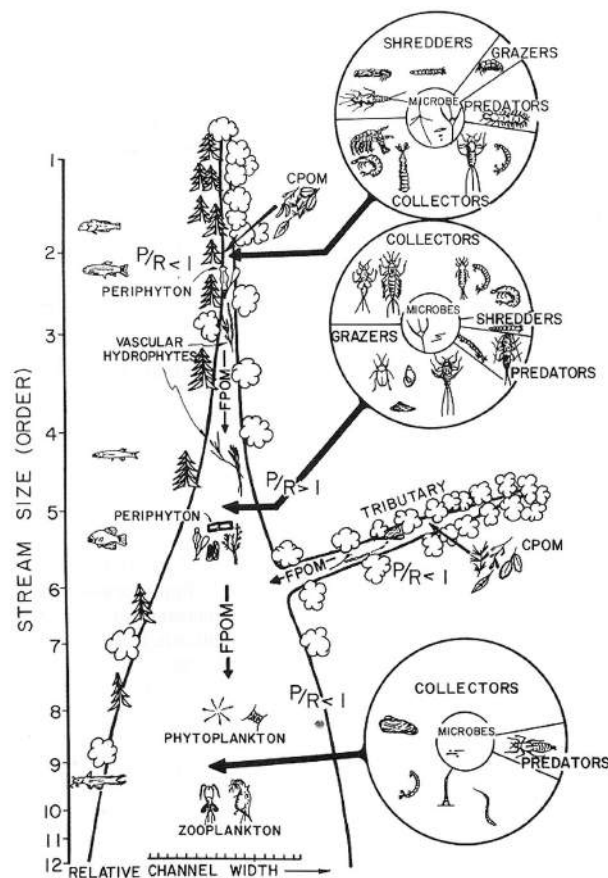


Fig. 1.12 - Relazioni esistenti tra ordine del corso d'acqua, input di energia e funzione dell'ecosistema, secondo il *River Continuum Concept* (Vannote *et al.*, 1980)

Questo approccio analitico, inoltre, connette strettamente l'ambiente terrestre a quello acquatico, considerando gli ecotoni quali la vegetazione come componenti essenziali del complesso lotico. Oltre alla produzione primaria interna, realizzata dagli organismi autotrofi (Minshall, 1978; Hill *et al.*, 1995) è infatti riconoscibile nei corsi d'acqua un importante input alloctono, costituito dalla sostanza organica prodotta in altri sistemi e convogliata da questi nel sistema lotico stesso (Cummins, 1974; Cummins *et al.*, 1981, 1989). Il bilancio tra autotrofia ed eterotrofia, e quindi l'importanza relativa dell'apporto interno (basato essenzialmente su periphyton, macrofite e phytoplankton) ed esterno (legato a foglie, legno e detrito di prevalente origine vegetale terrestre) variano lungo il corso del fiume e dipendono da fattori quali ampiezza e morfologia dell'alveo, velocità della corrente e caratteristiche idrologiche, temperatura e chimismo, substrato, copertura vegetazionale riparia, irraggiamento solare e altri ancora. Analizzando lo sviluppo longitudinale di un fiume, possiamo rilevare come le aste di basso ordine abbiano generalmente una bassa produttività interna, per l'elevata ombreggiatura, la corrente impetuosa e l'instabilità del substrato. In questi tratti, la produttività interna (P) è minore del consumo metabolico della comunità, o respirazione (R). Avendo un rapporto $P/R < 1$, questi tratti fluviali sono energeticamente eterotrofi, e dipendono in larga misura dagli input alloctoni. In questi ambienti, la comunità macrobentonica è costituita in gran parte da *shredders* o trituratori di particolato organico grossolano di origine alloctona (CPOM) e raccoglitori (detritivori). Scendendo verso valle l'alveo fluviale diventa più ampio, l'irraggiamento solare diretto aumenta, e la pendenza diminuisce: macrofite e specialmente periphyton (epilitico ed epifitico) assumono una maggiore importanza, per cui aumenta notevolmente l'input energetico autoctono. In questi tratti il fiume è autotrofo, con $P/R > 1$. Nella comunità macrobentonica diminuiscono i tagliuzzatori ed aumentano notevolmente gli *scrapers* o raschiatori di patina perifitica. Scendendo ancora verso valle, il tratto potamale è caratterizzato da elevata torbidità e acque profonde, con una notevole riduzione della luminosità. I produttori interni diminuiscono, e il materiale alloctono raccolto nel reticolo idrografico è ormai largamente sminuzzato. Il sistema ritorna eterotrofo ($P/R < 1$) e si basa essenzialmente sul detrito organico fine (FPOM) trasportato dalla corrente. Il gruppo trofico funzionale dominante nella comunità macrobentonica di questo tratto è quello dei *collectors* o raccoglitori.

1.3 Il monitoraggio biologico delle acque correnti

La storia dei bioindicatori per la valutazione della qualità delle acque inizia più di cento anni fa. I bioindicatori, coinvolgendo più livelli dell'organizzazione biologica, si pongono su gradi gerarchici diversi in un ambito di scala temporale e di attinenza ecologica. Infatti, vi sono

indicatori caratterizzati da un tempo di risposta breve ed un'attinenza ecologica bassa ed altri che presentano un tempo di risposta lungo, ma un'attinenza ecologica elevata. Le popolazioni animali costituiscono gli indicatori degli effetti prodotti dall'inquinamento sull'ambiente in cui vivono in virtù del fatto che esse presentano grande diversità fisiologica ed ecologica; sono in grado di reagire alla situazione ambientale nel suo complesso; esprimono l'effetto cumulativo di vari fattori; hanno una buona capacità di integrare le situazioni nel tempo. Il controllo biologico di qualità delle acque correnti basato sull'analisi della comunità dei macroinvertebrati è il più diffuso in tutta l'Unione Europea (Ghetti, 2001), ma esistono molti altri indicatori basati sull'analisi di altri gruppi biologici. Esistono infatti metodi che si basano sullo studio di varie componenti delle biocenosi delle acque correnti rappresentate da Batteri, Alghe, Protozoi, Macrofite, ecc. L'uso dei macroinvertebrati come indicatori è favorito da una serie di caratteristiche che li rendono adatti a questo scopo:

- elevata sensibilità all'inquinamento e capacità di reagire tempestivamente ai suoi effetti;
- buona conoscenza degli adattamenti morfologici e fisiologici di numerose specie rispetto all'ambiente in cui vivono;
- presenza di lunghi cicli vitali in numerosi *taxa* che consente di vincolarli alla continuità delle condizioni ambientali; la loro scomparsa è quindi facilmente imputabile a condizioni di stress;
- sufficiente stabilità di molti *taxa*, sui substrati in cui essi vivono, e quindi capacità di riflettere con immediatezza le condizioni di qualità delle acque e dei sedimenti;
- facilità di raccolta rispetto ad altri gruppi e identificazione accessibile anche a occhio nudo;
- sono cibo preferenziale per i pesci e costituiscono una componente fondamentale della catena alimentare dei fiumi e degli ambienti ad essi limitrofi, nelle varie forme del ciclo biologico.

Il metodo di monitoraggio biologico fino ad oggi più utilizzato in Italia è stato l'Indice Biotico Esteso, che comincia ad essere adottato verso la fine degli anni '70, nella sua versione originale elaborata da Woodiwiss (1978) e adattata alla realtà italiana da Ghetti e Bonazzi (1981). A partire da tale periodo, si moltiplicano le esperienze di applicazione del metodo, che consentono di affinarlo e adattarlo sempre più alla realtà italiana, fino ad essere universalmente riconosciuto con l'attuale acronimo IBE (Ghetti, 2001). L'IBE è un metodo che studia le comunità dei macroinvertebrati e trae informazioni sia dal valore di indicatore di alcuni *taxa*, più sensibili agli inquinanti, sia da una stima della diversità rilevata nella comunità. Il metodo tiene conto del fatto che:

- la ricchezza in specie aumenta fino a certi livelli in funzione del contenuto di sali nutritivi;
- la struttura della comunità varia da monte a valle lungo la zonazione longitudinale;

-i vari *taxa* manifestano una sensibilità diversa all'inquinamento.

Il metodo utilizza le comunità di riferimento costruite su corsi d'acqua che mantengono buone caratteristiche di qualità e misura il livello di allontanamento da queste della comunità esaminata. La selezione dei gruppi di macroinvertebrati utilizzati nel metodo per la definizione dell'Indice si è basata su criteri di sensibilità alle turbative ambientali che possono alterare lo stato di qualità di un corso d'acqua.

Dal punto di vista legislativo, la necessità di effettuare un costante monitoraggio biologico dei corsi d'acqua, si è affermata con il Decreto Legislativo 152/1999, che anticipa parte dei contenuti della successiva norma comunitaria in materia di acque, la Direttiva 2000/60/CE, nota come Direttiva Quadro per le Acque della Comunità Europea. Nasce quindi un nuovo metodo per lo studio della comunità dei macroinvertebrati, con la prospettiva di essere adattato alla realtà italiana e che risponda alle richieste della Direttiva. Tale metodo, dovrà quindi subentrare al metodo IBE e sostituirlo nel monitoraggio delle acque correnti previsto dalla normativa di recepimento della suddetta Direttiva che in Italia è rappresentata dal D.Lgs. 152/2006.

1.4 La Direttiva comunitaria sulle acque e il metodo MacrOper

La direttiva 2000/60/CE o Direttiva Quadro per le Acque (Water Framework Directive, WFD), recepita a livello nazionale dal Decreto Legislativo n.152 del 29 aprile 2006, ha introdotto un approccio innovativo alla valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali, ponendo al centro dell'attenzione le comunità biologiche dell'ecosistema fiume: dai produttori primari, quali alghe e flora acquatica, ai consumatori primari e secondari, come macroinvertebrati bentonici e fauna ittica. Per la prima volta vengono presi in considerazione gli aspetti idromorfologici che, unitamente agli elementi chimico-fisici, sono considerati a supporto degli elementi biologici nella definizione dello stato ecologico. Lo stato chimico, basato sul rispetto degli standard di qualità ambientali per le sostanze appartenenti all'elenco di priorità (tab. 1/A - D.M. 260/2010) e per gli altri inquinanti (tab. 1/B - D.M. 260/2010) completa la classificazione dei singoli corpi idrici.

Il fine ultimo della Direttiva europea è quello di sviluppare una politica comunitaria integrata per la politica delle acque che consenta di tutelare la risorsa idrica sia dal punto di vista qualitativo che quantitativo. In quest'ottica la Direttiva prevede, oltre alla predisposizione di un Piano di Gestione a livello di bacino idrografico, e la definizione di un programma di misure, anche la caratterizzazione dei corpi idrici e la loro classificazione secondo lo stato di qualità. Lo stato dei corpi idrici deve essere individuato in base alla qualità ecologica, la cui definizione si avvale principalmente di elementi biologici (struttura e composizione delle comunità acquatiche),

elementi chimico-fisici e elementi idromorfologici. La Direttiva fornisce una descrizione generale di 5 classi di stato ecologico per ognuna delle categorie di acque superficiali; queste classi sono: elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo. Ogni classe rappresenta un differente grado di disturbo antropico sulle condizioni di un particolare sottoinsieme di elementi biologici, idromorfologici e fisico-chimici che costituiscono l'ecosistema acquatico. Lo stato di qualità dei corpi idrici viene definito come rapporto di qualità ecologica (EQR = Ecological Quality Ratio) calcolato rapportando i valori dei parametri biologici di un dato corpo idrico con quelli predefiniti dalle condizioni di riferimento. Il rapporto è espresso come valore numerico compreso tra 0 e 1, e più precisamente i valori prossimi a 1 tendono allo stato ecologico "elevato", quelli prossimi allo 0 allo stato ecologico "cattivo". La gamma di valori risultanti da tali rapporti va a definire i limiti delle 5 classi di stato ecologico. (Siligardi *et al.*, 2007).

L'obiettivo è l'individuazione delle situazioni che si allontanano dalla realtà, e l'impegno per il raggiungimento dello stato "buono" entro il 2015, o comunque il divieto di deterioramento dello stato "elevato".

Per quanto riguarda i criteri per la valutazione della qualità ecologica, la direttiva dà specifiche indicazioni sul tipo di monitoraggio da effettuare; per i fiumi viene richiesto di considerare, tra i criteri per la valutazione della qualità ecologica, l'abbondanza delle comunità biologiche. Inoltre viene evidenziata la necessità di standardizzare i metodi, in modo da garantire la massima confrontabilità dei risultati ottenuti dai diversi operatori. I gruppi di lavoro CEN (Comité Européen de Normalisation) hanno redatto una serie di linee guida cui stanno cercando di adeguarsi numerosi paesi europei, attraverso fasi di sperimentazione e confronto tra i gruppi stessi. Nell'ambito della sperimentazione dei nuovi criteri definiti dalla WFD, nasce la proposta di un nuovo metodo di monitoraggio delle acque correnti in Italia, (Buffagni & Erba, 2007(a); Buffagni *et al.*, 2008) che nasce con l'intenzione di rispondere alle esigenze dettate dalla normativa europea, sia in merito alla registrazione delle abbondanze degli individui raccolti, sia in merito alla "standardizzazione" della procedura. Il metodo proposto da Buffagni, denominato MacrOper, si basa sull'uso dell'indice STAR_ICMi e sulla procedura di campionamento multihabitat originariamente proposta negli Stati Uniti per il "Rapid Bioassessment Protocol" (Barbour *et al.*, 1999). Tale procedura rientra nella maggior parte dei protocolli in uso a livello europeo. I principi alla base della tecnica sono stati testati durante il progetto europeo AQEM (Buffagni *et al.*, 2001; Hering *et al.*, 2004) da tutti i partner coinvolti. Per quanto riguarda l'Italia, la tecnica è quindi stata adattata al contesto nazionale, al fine di garantire il più possibile una continuità con il protocollo di campionamento del metodo IBE (Ghetti, 1997; APAT & IRSA-CNR, 2003).

2. SCOPO DELLA RICERCA

La ricerca ha due finalità:

1. la messa a punto di uno o più indicatori che permettano di stimare il valore naturalistico (proxy della biodiversità) sulla base della presenza di *taxa* di macrozoobenthos all'interno del reticolo idrografico valdostano
2. lo studio della relazione tra tali indicatori e le caratteristiche complessive dei siti di campionamento e dei bacini da essi sottesi, sia in termini di pressioni antropiche sia in termini di qualità naturali.

L'informazione derivante dal benthos, riferita a 17 anni di campionamento (dal 1997 al 2013) può essere considerata un indicatore di qualità ambientale da utilizzare in termini di:

- gestione degli idrosistemi (ad esempio all'interno di analisi multicriterio applicata alla compatibilità dello sfruttamento idroelettrico; a supporto della stesura di strumenti di pianificazione dell'utilizzo della risorsa idrica, ecc.)
- un'eventuale revisione della rete di monitoraggio definita ai sensi del D.Lgs. 152/2006
- possibili approfondimenti tematici (all'interno di progetti IUCN e UNESCO, studi tassonomici mirati su Liste Rosse ecc.).

Il lavoro descritto in questa tesi è stato svolto presso l'Agenzia Regionale per la protezione dell'Ambiente della Valle d'Aosta, sezione Acque, Suolo e Siti Contaminati.

3. AREA DI STUDIO

In questo capitolo, sono descritte brevemente le principali caratteristiche geografiche, geologiche e idrologiche della Valle d'Aosta, tratte e modificate dal Piano di Tutela delle Acque (PTA).

3.1 Inquadramento geografico e geologico

La Valle d'Aosta è una regione italiana situata sul versante interno della catena alpina, nella sua porzione nordoccidentale, ovvero nel punto in cui la catena si incurva a formare un immenso arco. La regione si estende, da Ovest a Est, per una lunghezza di circa 80 km ed una larghezza di 40 km. In Valle d'Aosta si trovano i più imponenti massicci delle Alpi, essi sono disposti a formare una sorta di rettangolo che ha per vertici il Monte Bianco (4.810 m) a Nord-Ovest, il Monte Rosa (4.633 m) a Nord-Est, il Gran Paradiso (4.061 m) a Sud-Ovest e la Colma di Mombarone (2.731 m) a Sud-Est. La notevole altezza di queste cime fa sì che la Regione abbia la quota media più alta d'Italia, 2.106 m.

Data la grande estensione delle terre poste a quote superiori ai 1.500 m, circa il 40% dell'intero territorio valdostano è caratterizzato da una superficie rocciosa o glaciale, il 51% da superficie a pascolo o foresta e solo il 9% è favorevole agli insediamenti umani e all'agricoltura; quest'ultima piccola porzione corrisponde essenzialmente al fondovalle principale e a quelli laterali.

La Valle d'Aosta si estende su una superficie di 3.262 km², coprendo l'intero tratto montano del bacino idrografico della Dora Baltea. Sotto il profilo morfologico, può essere divisa in tre settori:

- l'alta Valle, comprendente il settore più elevato del sistema vallivo, dallo spartiacque alpino del massiccio del Monte Bianco fino al limite occidentale della piana di Aosta, in prossimità della confluenza del torrente Grand Eyvia nella Dora Baltea;
- la media valle, comprendente la piana di Aosta e il settore pianeggiante di Fénis, Châtillon, Saint-Vincent fino alla stretta di Montjovet;
- la bassa valle, dalla stretta di Montjovet fino allo sbocco in pianura all'interno dell'Anfiteatro morenico di Ivrea.

Dal punto di vista geologico, il territorio della Valle d'Aosta appartiene al settore della catena alpina, denominato Alpi Occidentali. Si tratta di una catena collisionale strutturata per falde sovrapposte a vergenza nordoccidentale e caratterizzata da un'impronta metamorfica alpina.

La Valle d'Aosta taglia i maggiori sistemi strutturali in cui è suddiviso il lato interno della catena a vergenza europea; più precisamente da Est a Ovest:

- il Sistema Austroalpino composto da unità di crosta continentale e suddiviso in Zona Sesia Lanzo ed in un insieme di *klippen* denominati falda della Dent Blanche, i cui litotipi principali sono costituiti da micascisti eclogitici e gneiss minuti;
- la Zona Piemontese costituita da unità ofiolitiche che in Valle d'Aosta vengono suddivise in Zona del Combin e in Zona Zermatt-Saas Fee;
- le Unità Pennidiche Superiori anch'esse di pertinenza continentale, costituite dai cosiddetti Massicci Cristallini Interni del Monte Rosa e Gran Paradiso;
- il Sistema Pennidico Medio del Gran San Bernardo, unità di basamento e copertura;
- le Unità Pennidiche Esterne o Subbrianzonesi, affioranti dall'esterno del Sistema del Gran San Bernardo sino al fronte pennidico;
- il Sistema Elvetico-Ultraelvetico e Delfinese comprendenti unità di basamento del Monte Bianco e relative unità di copertura.

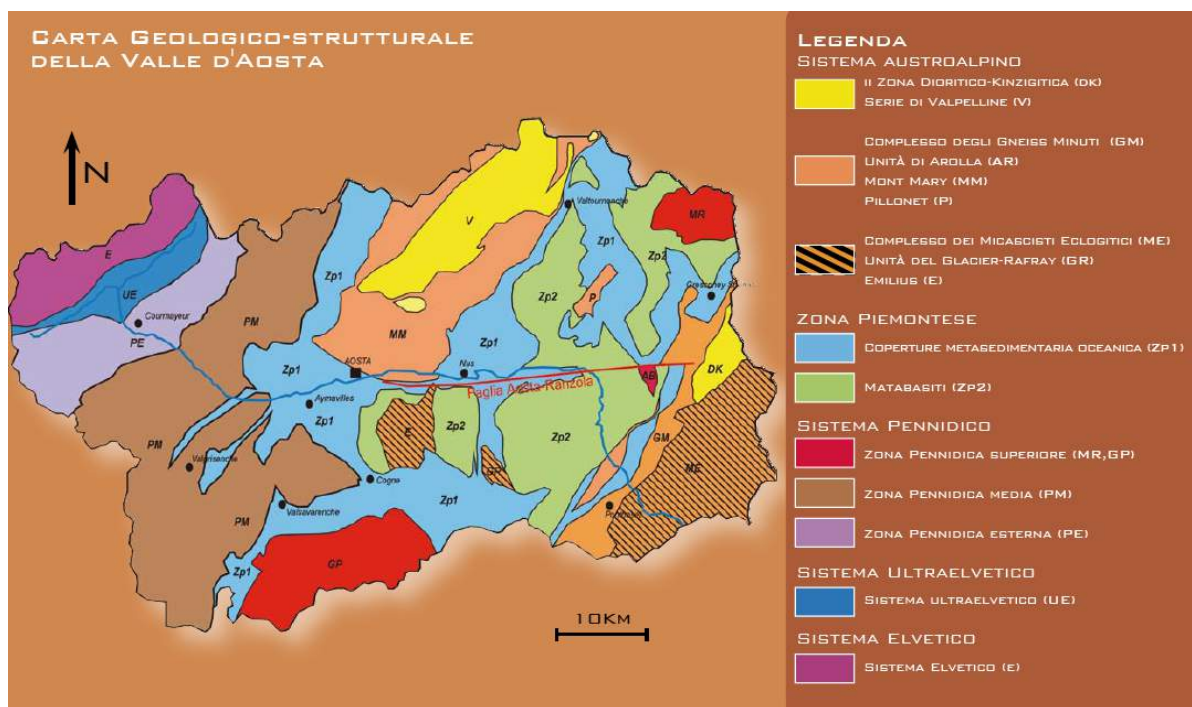


Fig. 3.1 - Carta geologico-strutturale della Valle d'Aosta (Bonetto & Gianotti, 1998, modificato)

In Valle d'Aosta, le formazioni superficiali sono tutte quaternarie e costituite da depositi glaciali, depositi alluvionali della Dora Baltea e dei suoi affluenti, depositi lacustri e di origine gravitativa. La conformazione valliva attuale conserva le tracce dirette del modellamento glaciale, sia come forme erosive che deposizionali, ad es. irregolarità nel profilo del versante, ovvero terrazzi formatisi durante i diversi stadi di approfondimento del grande Ghiacciaio Balteo, e rocce e dossi montonati. Con il ritiro dei ghiacciai, il successivo modellamento è

avvenuto ad opera dei corsi d'acqua laterali e della Dora Baltea, attraverso il progressivo approfondimento dei fondovalle glaciali e l'erosione delle forme di accumulo glaciale (ad es. le colline moreniche). In tutta la Regione quindi, la principale impronta morfologica è data dalla sovrapposizione del modellamento fluviale – torrentizio su quello glaciale.

Importanti forme di accumulo, dovute ai corsi d'acqua, sono presenti allo sbocco delle incisioni vallive laterali, dove si trovano imponenti conoidi alluvionali. Lungo il fondovalle principale, si riconoscono diversi ordini di terrazzi alluvionali, risultato dell'erosione operata dalla Dora Baltea all'interno dei suoi stessi depositi.

Per quanto concerne la *facies* dei depositi di tipo alluvionale, essa è variabile in relazione all'energia di trasporto (che dipende dalla velocità di corrente e dalla pendenza dell'alveo) ed è costituita da alternanza di ghiaie, sabbie e limi, per i depositi della Dora Baltea e da ghiaie ciottolose con blocchi, per i torrenti laterali.

Un ruolo fondamentale nel modellamento del territorio valdostano è svolto attualmente dalla gravità, che opera in sinergia con i vari agenti atmosferici. Sulla dinamica dei versanti attuali ha influito anche in modo indiretto il glacialismo per l'effetto, dilazionato nel tempo, della diminuzione di pressione delle masse glaciali conseguente al loro ritiro. Tale azione ha contribuito all'innescio di fenomeni di tipo gravitativo su interi versanti, noti come Deformazioni Gravitative Profonde di Versante.

3.2 Inquadramento idrografico e idrologico

Il crinale che corre continuo tra le alte cime della Regione funge, oltre che da confine con Svizzera a Nord, Francia a Ovest e Piemonte a Sud e ad Est, anche da spartiacque idrologico, e rende la Valle d'Aosta un unico bacino idrografico.

La Dora Baltea, il corso d'acqua principale della Regione, si snoda a partire dalla base del massiccio del Monte Bianco, dove nasce dalla confluenza della Dora di Veny con quella della Val Ferret, a circa 1.200 m di quota. Nel primo tratto, è moderatamente inclinata verso Sud – Est e procede in questa direzione fino al comune di Villeneuve, dopo aver inciso profonde gole; prosegue in direzione Ovest – Est attraversando il cuore della Regione fino al gradino di Montjovet che annuncia l'inizio della bassa valle, dove piega bruscamente in direzione Nord – Sud e poi Nord Ovest - Sud Est, facendosi strada tra i coni di deiezione degli affluenti. Superata la stretta di Bard, la Dora raggiunge la piana di Pont-Saint-Martin, ad una quota di circa 300 m; oltre il confine regionale, a 152 km dalla sorgente, confluisce nel Po.

I principali affluenti della Dora Baltea, partendo da Nord-Ovest e proseguendo in senso orario sono: l'Artanavaz (Valle del Gran San Bernardo), il Buthier (Valpelline), il Marmore

(Valtournenche), l'Evançon (Val d'Ayas), il Lys (Valle del Lys), l'Ayasce (Valle di Champorcher), il Grand Eyvia (Valle di Cogne), il Savara (Valsavarenche), la Dora di Rhêmes (Val di Rhêmes) e la Dora di Valgrisenche.

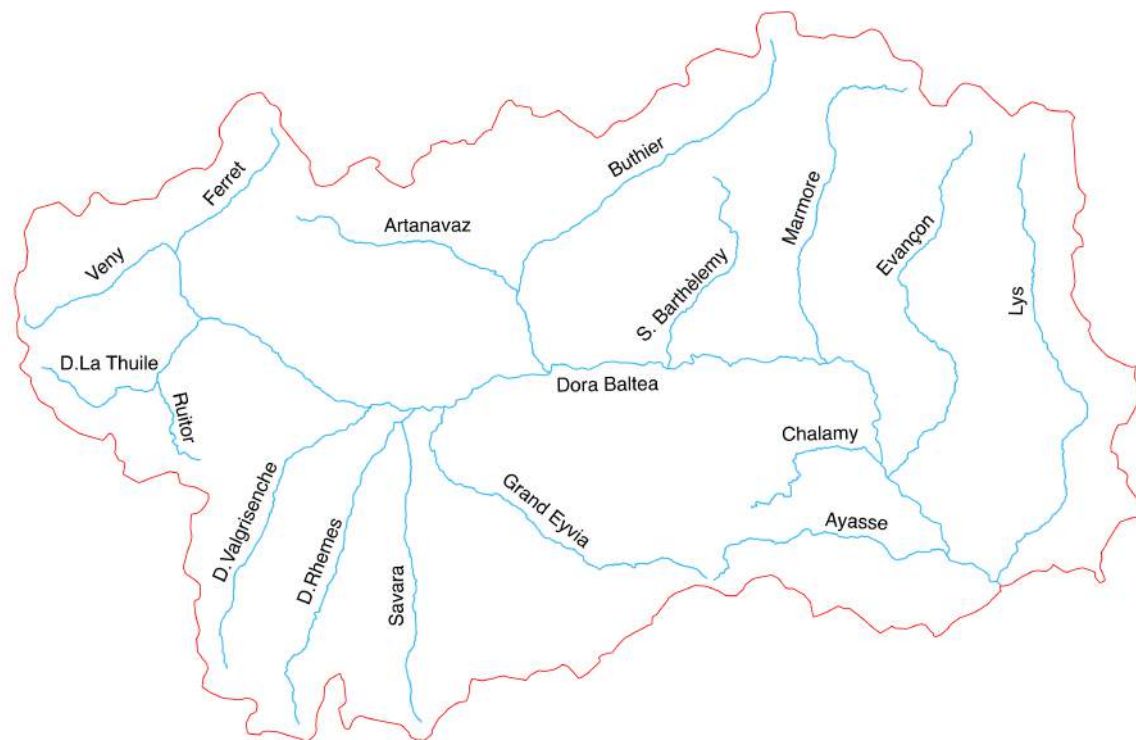


Fig. 3.2 - Principali corsi d'acqua della Valle d'Aosta (Piano di Tutela delle Acque, ARPA VdA)

La Valle d'Aosta presenta un regime pluviometrico di tipo convecto-orografico, dovuto cioè a piogge di tipo convettivo e orografico. La presenza dei rilievi infatti influenza profondamente la distribuzione delle precipitazioni; la massa d'aria che incontra la catena montuosa subisce una risalita forzata e, per il conseguente raffreddamento, il vapore acqueo condensa e genera precipitazioni (piogge orografiche). Le piogge convettive sono simili ma originano dalla risalita di aria calda presente a bassa quota, che salendo si raffredderà, con conseguente condensazione e formazione di nubi. Gli elevati massici montuosi che fanno da corona al territorio, interrotti solo nella zona sudorientale, limitano gli effetti delle perturbazioni, che giungono impoverite nel cuore delle valli ed in particolare di quella centrale. Nella piana di Aosta, perciò, le precipitazioni raggiungono medie annuali pari a circa 500 mm/anno, mentre nelle zone più piovose (massiccio del Monte Bianco, del Gran San Bernardo e valle del Lys) si raggiungono i 2.000 mm/anno.

Un ruolo importante, per quanto riguarda la natura e la distribuzione delle precipitazioni, è svolto dalla variabile temperatura. Durante la stagione invernale, le precipitazioni sono di tipo nevoso e,

ad alte quote, dove la temperatura è costantemente negativa, la neve rimane per tutto il periodo, per poi sciogliersi in corrispondenza dei rialzi termici primaverili ed estivi.

Da un punto di vista strettamente idrologico, la trasformazione degli afflussi in deflussi è fortemente condizionata dalla temperatura e dalla quota di nevai e ghiacciai. Quasi tutte le aste torrentizie dei bacini valdostani presentano, infatti, nella parte alta del loro corso, delle aree glaciali. Il regime idrico è quindi di tipo nivo-glaciale con poche eccezioni.

La distribuzione annuale delle portate presenta il minimo nel periodo invernale e il massimo a giugno-luglio, poiché lo scioglimento delle nevi e dei ghiacci è ritardato a causa delle alte quote. A tarda primavera e all'inizio dell'estate si verificano particolari eventi di piena, detti di morbida, dovuti esclusivamente a fenomeni di scioglimento legati alle temperature.

In base alla perennità e persistenza del deflusso naturale, alla morfologia dell'alveo, alla distanza dalla sorgente e all'origine del corso d'acqua è possibile suddividere i corpi idrici in sei differenti categorie. In particolare, in base all'origine si possono individuare due tipologie principali: glaciale (01GH), e da scorrimento superficiale (01SS). Queste sono caratterizzate da un differente regime idrologico, rispettivamente di tipo nivo-glaciale, cioè legato principalmente allo scioglimento delle nevi e dei ghiacci, e di tipo nivo-pluviale, cioè dipendente prevalentemente dalle precipitazioni atmosferiche e in parte dallo scioglimenti di nevai. Queste due tipologie possono essere ulteriormente differenziate in base alla distanza dalla sorgente, che fornisce indicazioni sulla taglia del corso d'acqua in quanto è correlata alla dimensione del bacino di cui può essere considerata un descrittore indiretto. La normativa vigente prevede le seguenti classi di taglia: molto piccolo (1N) se inferiore a 5km; piccolo (2N) se compresa tra 5 e 25 km; medio (3N) se compresa tra 25 e 75 km; grande (4N) se compresa tra 75 e 150 km.

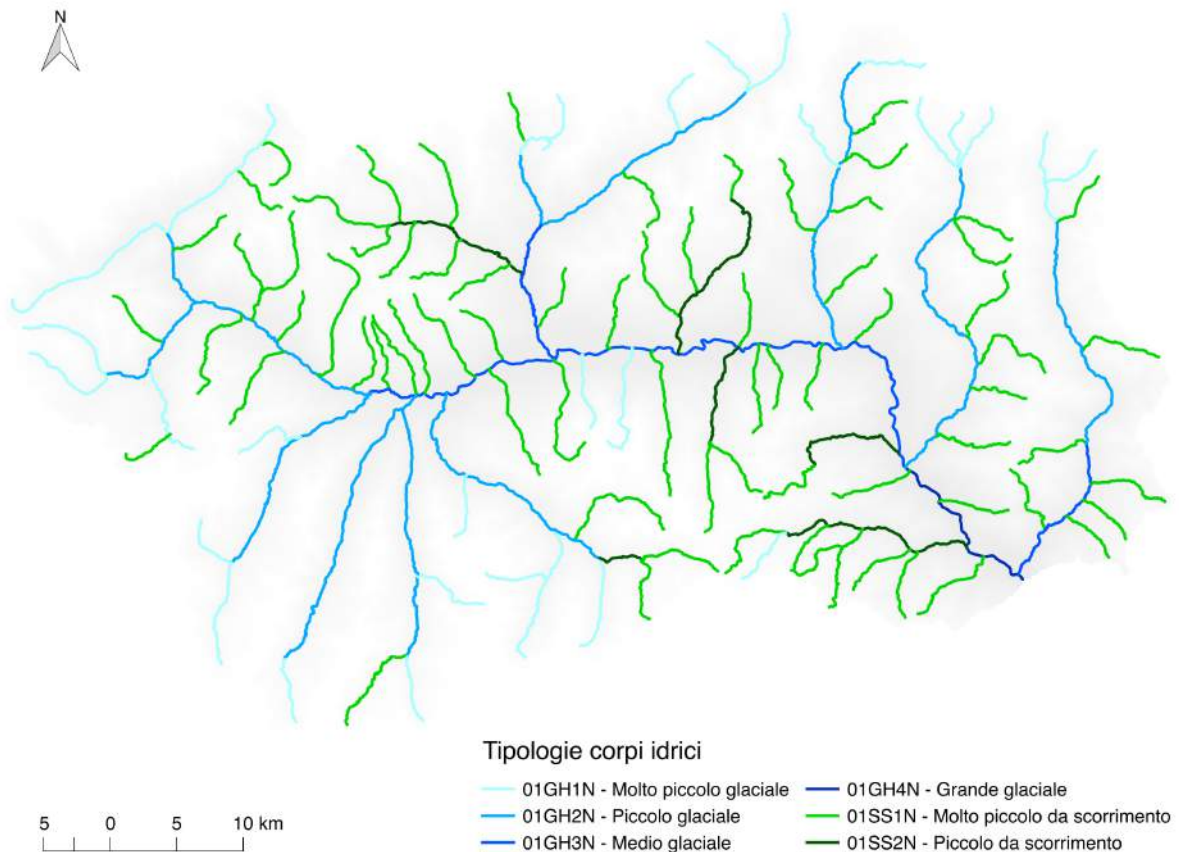


Fig. 3.3 - Tipizzazione dei corpi idrici in base all'origine e alla distanza dalla sorgente

3.3 Le stazioni di campionamento

ARPA Valle d'Aosta ha concluso nel 2009 l'attività di monitoraggio dei corsi d'acqua superficiali ai sensi del D.Lgs. 152/1999, abrogato dal D.Lgs. 152/2006, decreto che recepisce formalmente in Italia la Direttiva Europea 2000/60/CE. La rete di monitoraggio regionale prevedeva 38 stazioni di campionamento di cui 11 sull'asta della Dora Baltea e 27 sui principali affluenti in cui venivano valutati IBE, LIM e alcuni parametri inquinanti chimici.

ARPA e Regione Autonoma Valle d'Aosta hanno in seguito fornito il loro contributo alla redazione del Piano di Gestione del Distretto Idrografico del Po, adottato dall'Autorità di Bacino del Po il 24 febbraio 2010 e con valenza sessennale. Sono stati individuati 209 corpi idrici sul territorio regionale, suddivisi in reti di monitoraggio differenti, per parametri analitici, frequenze e cicli di campionamento in funzione dell'assegnazione di una classe di rischio. In considerazione dell'elevato numero di corpi idrici individuati e dell'aumento considerevole di impegno richiesto dall'applicazione dei nuovi metodi biologici, al fine di conseguire il miglior rapporto tra costi del monitoraggio ed informazioni utili per poter garantire un quadro generale coerente ed esauriente dello stato ecologico delle acque, come previsto dalla normativa, sono

state effettuate alcune modifiche e accorpamenti alla configurazione della rete di monitoraggio 2010-2015 che risulta essere caratterizzata da 144 corpi idrici e 152 stazioni di campionamento. Il procedimento adottato nella tesi per la selezione della stazioni e dei campioni ha previsto inizialmente la scelta dei corsi d'acqua principali: Dora di La Thuile, Dora di Rhêmes, Dora di Valgrisenche, Artanavaz, Ayasse, Buthier, Chalamy, Saint Barthélemy, Ruitor, Evançon, Grand Eyvia, Lys, Marmore e Savara. Successivamente, sono state individuate le stazioni disponibili con dati di STAR_ICMi e/o IBE sulla base delle quali è stata fatta una selezione cercando di scartare quelle poco rappresentative. Sono state scelte 57 stazioni della nuova rete e 35 della vecchia rete, alcune coincidenti, per un totale di 71 stazioni di campionamento. Per semplicità è stato creato un codice stazionario per la tesi, costituito dalle iniziali del corso d'acqua seguito da un numero crescente a partire dalla stazione più a monte e proseguendo verso valle (Es. EV1, EV2...EV6).

È stato creato infine un foglio di sintesi delle stazioni in cui si può vedere quanti campioni sono disponibili, e quindi la robustezza dei dati, quando sono state monitorate, che tipo di monitoraggio e la tipologia del corpo idrico in cui ricadono.

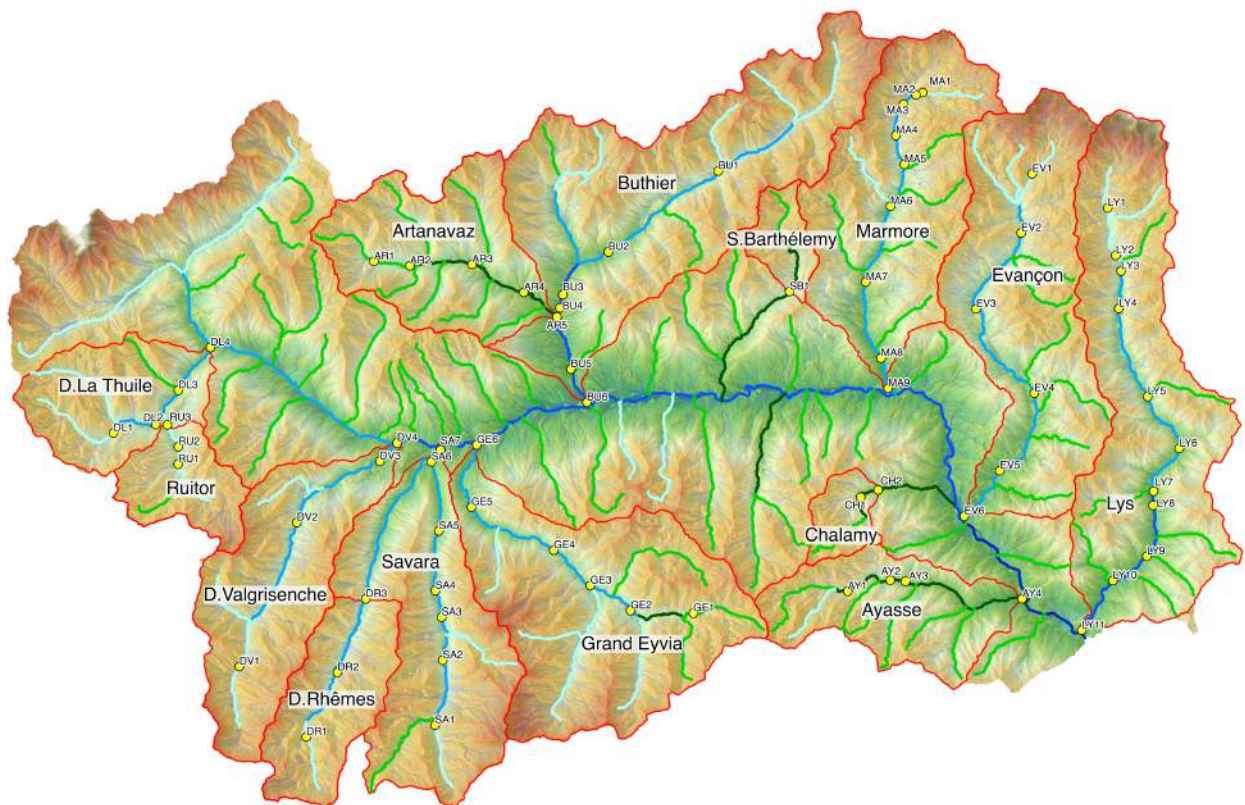


Fig. 3.4 - Ubicazione delle 71 stazioni di campionamento all'interno dei rispettivi bacini idrografici

Di seguito si riporta una breve descrizione dei singoli torrenti su cui sono ubicate le stazioni di monitoraggio, tratta dal Piano di Tutela delle Acque della Regione Valle d'Aosta.

Torrente Evançon

Il torrente Evançon scorre nella Val d'Ayas per circa 31 km e confluisce nella Dora Baltea, in sinistra orografica, a quota 360 m s.l.m. Poiché è alimentato dai ghiacciai del gruppo del Monte Rosa, ha un regime idrologico di tipo nivo-glaciale; le aree glaciali coprono infatti circa il 6% dell'intero bacino idrografico dell'Evançon, che ha una superficie di 245.82 km².

Nel Piano di Tutela regionale è stato classificato come corso d'acqua "significativo" ed il tratto tra Archesaz e Challand-Saint-Anselme è riconosciuto come area a pregio faunistico.



Fig. 3.5 - Torrente Evançon, monte Verraz; EV1 (Foto ARPA VdA)

Torrente Chalamy

Il torrente Chalamy nasce dal Mont Glacier a circa 2.560 m s.l.m. ed è un immissario di destra della Dora Baltea. Il suo bacino idrografico si estende per 47 km², è piuttosto articolato ed è caratterizzato da un tipico drenaggio a pettine, con 7 affluenti dal versante sinistro e 5 dal versante destro; vi sono oltre 30 laghi, fra cui il più grande bacino naturale della Valle d'Aosta, il Gran Lago posto a quota 2.492 m s.l.m. Il torrente è alimentato principalmente dall'apporto idrico dei bacini lacustri ad esso connessi, il cui contributo dipende in misura preponderante da pioggia e da neve, lo Chalamy ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-pluviale.

Di particolare pregio e valenza naturalistica sono le numerose torbiere originatesi da laghi ormai interrati presenti nell'area del Parco Naturale del Mont Avic; per questi motivi, lo Chalamy è stato classificato come asta fluviale di “particolare pregio”, secondo il Piano di Tutela delle Acque della Valle d'Aosta.



Fig. 3.6 - Torrente Chalamy, Ponte di Lese; CH2 (Foto ARPA VdA)

Torrente Ayasse

Il bacino idrografico del torrente Ayasse si estende su una superficie di 109.93 km² ed è orientato da Ovest verso Est. E' alimentato principalmente da acque di scorrimento superficiale, in quanto è coperto da aree glaciali solo per lo 0.31 % della superficie del suo bacino; ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-pluviale. Il torrente Ayasse è un tributario di destra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce a quota 335 m s.l.m.

Ricade, secondo il PTA della Regione Valle d'Aosta, tra le aste fluviali “significative” e di “particolare pregio”, dal momento che interessa aree a specifica valenza naturalistica.



Fig. 3.7 - Torrente Ayasse, Ponte Maddalene; AY2 (Foto ARPA VdA)

Torrente Marmore

Il torrente Marmore nasce a quota 4.478 m s.l.m. dal contributo nivo-glaciale del Monte Cervino e sfocia nella Dora Baltea, in sinistra orografica, a quota 450 m s.l.m. Si snoda nella valle del Cervino per circa 30 km, attraversando i comuni di Valtournenche, Antey St.André, Châtillon, Chamois, La Magdeleine e Torgnon. Secondo il PTA della Regione Valle d’Aosta, è classificato come corso d’acqua “significativo” e di “particolare pregio”.



Fig. 3.8 - Torrente Marmore, Ponte Filey; MA7 (Foto ARPA VdA)

Torrente Buthier

Il bacino del torrente Buthier è il più vasto tra tutti quelli degli affluenti della Dora Baltea, misura, infatti, 465.51 km²; si trova ad un'altezza media di 2.214 m s.l.m., compresa tra il picco di 4.173 m s.l.m. del Dent d'Herin ed i 570 m s.l.m. della sezione di chiusura alla confluenza con la Dora Baltea. Il torrente Buthier si origina dal ghiacciaio di Tsa de Tsan, riceve le acque di fusione del grande ghiacciaio delle Grandes Murailles e quindi si immette nel lago artificiale di Places de Moulin. Questo enorme invaso ha una capacità di 105 milioni di m³ d'acqua, il bacino idrografico che lo alimenta si estende su una superficie di 137 km², di cui 20 km² sono costituiti da aree glaciali. Gli affluenti principali del Buthier, lungo circa 39 km, sono l'Artanavaz, il Buthier d'Ollomont e lo Chenaille.



Fig. 3.9 - Torrente Buthier, foce; BU6 (Foto ARPA VdA)

Torrente Artanavaz

Il torrente Artanavaz ha origine dal piccolo ghiacciaio del Grand Golliaz, che un tempo occupava tutta la vallata ma del quale oggi sono rimasti pochi residui, scende per un tratto in forte pendenza fino alla piana di Saint-Leonard, dove riceve le acque del torrente Citrin e, poco più a valle, quelle del torrente Grand-Saint-Bernard.

In destra orografica, a valle di Etroubles, dopo aver aggirato un grande deposito morenico, il torrente Artanavaz riceve le acque di altri due affluenti e poi, incuneandosi in un alveo stretto e profondo, scende fino alla confluenza con il torrente Buthier. Secondo le registrazioni della

stazione idrologica posta al Col du Grand-Saint-Bernard, il bacino del torrente Artanavaz è quello con il livello di precipitazioni più alto di tutta la Valle d'Aosta.



Fig. 3.10 - Torrente Artanavaz, Pont Comba; AR2 (Foto ARPA VdA)

Torrente Saint Barthélemy

Il torrente Saint Barthélemy è un affluente posto sulla sinistra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce a quota 517 m s.l.m., poco a monte dell'abitato di Nus. Il bacino idrografico si estende su una superficie di 82.16 km²; la sua altezza media è di 2.097 m s.l.m., compresa tra la sezione di chiusura alla confluenza nella Dora Baltea e i 3.502 m s.l.m. della cima della Becca de Leseney. Pressoché nulla è l'area glaciale. Il torrente ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-pluviale. L'alveo del torrente è molto tortuoso ed incassato nel fondovalle. Esso ha origine a quota 2.575 m s.l.m. dal Lac de Leseney e si sviluppa per circa 19 km.

Gli apporti al torrente principale provengono essenzialmente dalla destra orografica, dove sono presenti compluvi di una certa importanza, come quelli dei torrenti Chaleby e Deché, spesso alimentati da nevai perenni. Il versante sinistro presenta una superficie molto più ridotta ed elevate pendenze: risulta quindi praticamente privo di corsi d'acqua perenni.

Il torrente Saint Barthélemy risente fortemente degli apporti legati allo scioglimento delle nevi primaverili e a forti eventi meteorici estivi e autunnali, peraltro non frequenti, ma conserva anche durante la stagione secca una buona portata, per la presenza di nevi perenni alla testata dei valloni.



Fig. 3.11 - Torrente Saint Barthélemy; SB1 (Foto ARPA VdA)

Torrente Grand Eyvia

Il bacino del torrente Grand Eyvia si estende per 257.84 km², ad un'altezza media di 2.468 m s.l.m., compresa tra la quota massima di 4.061 m s.l.m. del Mont Grand Paradis e la quota minima della sezione di chiusura, alla confluenza con la Dora Baltea, a 630 m s.l.m.

Il torrente Grand Eyvia, lungo circa 32 km, divide la valle in due parti asimmetriche: il versante sinistro scende gradualmente dalla linea di displuvio fino al fondovalle ed è composto da lunghi valloni; il versante destro è invece più ripido e presenta valloni di minore importanza.

Dalle numerose formazioni glaciali trae origine una fitta rete di torrenti che alimentano costantemente l'asta principale, che ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-glaciale.

Il torrente Grand Eyvia nasce dal ghiacciaio di Peradzà, scende per un tratto lungo il vallone d'Urtier sino all'alpe Chavanis, dove inizia ad approfondire il proprio alveo. Più a valle, supera il primo salto glaciale e poi scorre per un lungo tratto pianeggiante fino al secondo salto glaciale di Lillaz, che origina le famose cascate.

Il torrente attraversa poi la grande piana alluvionale di Cogne, a valle dell'abitato di Vieyes si incunea in una fossa profonda 40-50 m, che si riduce progressivamente fino alla piana alluvionale di Aymavilles, dove il Grand Eyvia confluisce nella Dora Baltea.



Fig. 3.12 - Torrente Grand Eyvia, Cote Piemont; GE1 (Foto ARPA VdA)

Torrente Savara

Il torrente Savara è, tra i bacini interni della Valle d'Aosta, quello che scorre ad un'altezza media più elevata: 2.513 m s.l.m. Nasce a quota 4.061 m s.l.m., sulla cima del Mont Gran Paradis e confluisce nella Dora Baltea a quota 750 m s.l.m. Il torrente Savara si snoda quindi, per gran parte del suo percorso, nel Parco Nazionale del Gran Paradiso e, all'altezza di Introd, riceve il contributo della Dora di Rhêmes prima di confluire nella Dora Baltea.

Nel PTA della Valle d'Aosta è classificato come asta fluviale “significativa” e di “particolare pregio”, considerata l'area a specifica valenza naturalistica.



Fig. 3.13 - Torrente Savara, Les Ecureuils; SA6 (Foto ARPA VdA)

Torrente Dora di Rhêmes

Il torrente Dora di Rhêmes nasce sul Col di Rhêmes, a circa 2.700 m, in località Sources de la Doire, dove vengono convogliate le acque provenienti dal ghiacciaio; vista la sua origine glaciale, le portate sono particolarmente significative nel periodo estivo. Una volta attraversata l'omonima Val di Rhêmes, dopo 28.9 km, confluisce nel torrente Savara a quota 730 m s.l.m. Secondo il Piano di Tutela delle Acque, è considerato un corso d'acqua "significativo" e di "particolare pregio".



Fig. 3.14 - Torrente Dora di Rhêmes, Pellaud; DR2 (Foto ARPA VdA)

Torrente Lys

Il Lys, lungo oltre 38 km, è un affluente di sinistra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce alla quota di 310 m s.l.m. Il bacino, orientato verso Sud, si estende per 280.5 km², dei quali il 5.5% è coperto da aree glaciali, presenti alla testata del bacino. L'altitudine media è di 2.062 m s.l.m., compresa tra quota 310 m s.l.m. della sezione di chiusura del bacino e quota 4.532 m s.l.m. del Lyskamm. Il dislivello, quindi, è di 4.222 m, il maggiore riscontrabile tra i bacini interni della Valle d'Aosta.

Il Lys riceve il contributo di 28 torrenti laterali principali ed una quarantina di torrentelli secondari, ma solo tre di questi hanno un regime glaciale, mentre gli altri sono alimentati da numerose sorgenti e laghi in quota ed ovviamente dalle precipitazioni meteoriche. Il Lys scorre a tratti profondamente incassato in forre, a tratti in piane esondabili, fino allo sbocco nella pianicoide su cui sorge il popoloso centro di Pont-Saint-Martin.



Fig. 3.15 - Torrente Lys, Ejo; LY1 (Foto ARPA VdA)

Torrente Dora di Valgrisenche

Il torrente Dora di Valgrisenche nasce ai piedi del ghiacciaio di Glairretta, nel bacino di Vaudet che percorre interamente per una lunghezza di 28.8 km fino a confluire in destra orografica nella Dora Baltea alla quota di 700 m s.l.m. Il bacino idrografico, esposto verso Sud-Est, si estende per 158.35 km², di cui circa il 12% costituito da aree glaciali. Il regime idrologico è dunque di tipo nivo-glaciale, con portate variabili che seguono l'andamento stagionale, essendo questo legato allo scioglimento delle nevi.

Secondo il PTA della Regione Valle d'Aosta, è classificato come corso d'acqua "significativo".



Fig. 3.16 - Torrente Dora di Valgrisenche, ponte Bezzi; DV1 (Foto ARPA VdA)

Torrente Dora di La Thuile

Il torrente Dora di La Thuile origina dalla Dora di Verney che, dopo aver ricevuto l'apporto dei torrenti, del lago di Chavannes e di Orgères, confluisce nel torrente Ruitor. A valle di tale confluenza affluiscono sull'asta principale i torrenti di Youlaz, Ecureuil e Torrent Sec.

Il bacino della Dora di La Thuile, che si estende su un'area di circa 147.5 km², comprende superfici glaciali abbastanza estese, concentrate soprattutto alla testata del vallone del Ruitor e, in minor misura, dei valloni del Breuil e di Chavannes, oltre ad una serie di glacio-nevati e nevai perenni che garantiscono un'abbondante alimentazione alla Dora anche durante il periodo secco. Di una certa importanza risulta anche la superficie lacuale, concentrata alla testata del vallone Ruitor (laghi del Ruitor e di Belle Combe) e nei pressi del passo del Piccolo San Bernardo (lac Verney), dove sono presenti laghi naturali fra i più estesi della regione.



Fig 3.17 - Torrente Dora di La Thuile, Petite Golette; DL2 (foto ARPA VdA)

4. MATERIALI E METODI

4.1 Il metodo IBE

L'Indice Biotico Esteso calcolato deriva dal "Trent Biotic Index" (Woodiwiss, 1964), aggiornato come "Extended Biotic Index - E.B.I." (Woodiwiss, 1978) ed è stato adattato per un'applicazione standardizzata ai corsi d'acqua italiani (Ghetti e Bonazzi, 1981; Ghetti, 2001).

Questo indice si basa sull'analisi della struttura delle comunità di macroinvertebrati bentonici. Scopo dell'indice è quello di formulare diagnosi della qualità di ambienti di acque correnti, sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento delle acque e dei sedimenti o da significative alterazioni fisiche dell'alveo bagnato, come la riduzione della portata causata da derivazioni idroelettriche.

Essendo i macroinvertebrati bentonici delle acque correnti composti da numerose specie con differenti livelli di sensibilità alle modificazioni ambientali e avendo cicli vitali relativamente lunghi, l'indice è particolarmente adatto a rilevare gli effetti dovuti ad un insieme di fattori di stress, che agiscono sull'ambiente in un lungo arco temporale. L'indice rileva quindi lo stato di qualità di un determinato tratto di corso d'acqua, integrando nel tempo gli effetti di differenti cause di disturbo (fisiche, chimiche, biologiche).

L'applicazione dell'IBE presenta i seguenti vantaggi:

- fornisce un giudizio sintetico e di facile interpretazione sulla qualità complessiva dell'ambiente fluviale;
- esprime un giudizio complementare al controllo fisico e chimico, verificando l'effetto d'insieme prodotto dalle diverse cause di inquinamento;
- individua e quantifica gli effetti di scarichi saltuari o accidentali di sostanze inquinanti, difficilmente rilevabili con altri metodi, se il campionamento non viene effettuato al momento dello sversamento.

Questo indice è quindi dotato di una buona capacità di "sintesi". Nel contempo, esso non consente di quantificare l'inquinamento e di risalire, secondo una relazione di causa-effetto, ai vari fattori che hanno indotto le modificazioni della comunità macrobentonica. Questo indice possiede dunque una bassa capacità "analitica". Esso esprime un giudizio di "qualità ecologica" dell'alveo bagnato e, solo indirettamente, di "qualità chimica e fisica" delle acque e dei sedimenti. Nel monitoraggio di qualità delle acque correnti, esso deve quindi considerarsi un metodo complementare al controllo chimico e fisico, in particolar modo per la definizione della qualità delle acque utilizzabili per le attività umane. L'indice biotico, invece, svolge un ruolo

centrale nella definizione della qualità dei corsi d'acqua relativamente alla protezione della vita acquatica.

4.1.1 Raccolta dei dati biologici

Nelle stazioni di monitoraggio descritte nel capitolo precedente, i campionamenti sono stati eseguiti da personale ARPA, seguendo il metodo previsto dal manuale di applicazione dell'IBE Indice Biotico Esteso (Ghetti, 2001).

I tecnici si spostano lungo un transetto completo da sponda a sponda, tracciato obliquamente contro corrente, per comprendere tutti i microhabitat rappresentativi dell'alveo, smuovendo il substrato manualmente e con gli stivali per raccogliere, all'interno del retino standard immanicato, gli organismi bentonici (Fig. 4.1).



Fig. 4.1 - Retino standard immanicato (a sinistra); raccolta del campione biologico lungo il transetto (a destra) (Foto archivio personale)

Terminato il campionamento, il contenuto del retino viene suddiviso in due o più vaschette di plastica e si svolge direttamente sul campo la procedura di *sorting* in vivo, che consiste nella separazione degli organismi dal substrato e nel loro riconoscimento tassonomico (Fig. 4.2).

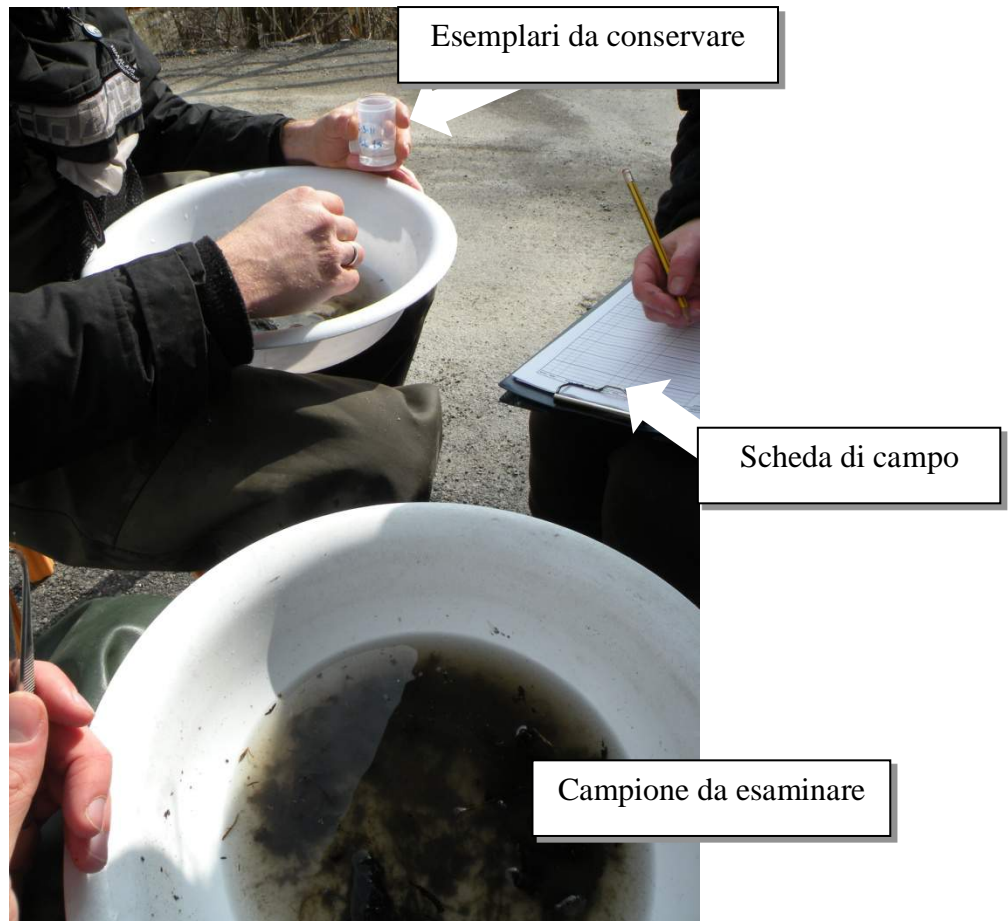


Fig. 4.2 - *Sorting* in vivo del campione svolto sul campo (Foto ARPA VdA)

La semplicità del metodo, che richiede una classificazione degli organismi a livello di famiglia o genere, e l'esperienza degli operatori rendono possibile una prima identificazione dei macroinvertebrati bentonici direttamente sul campo. Il metodo prevede, successivamente, una fase di controllo in laboratorio, supportata dall'utilizzo di guide di riconoscimento, per validare l'identificazione delle comunità campionate.

Il manuale IBE, inoltre, fornisce agli operatori una scheda di campo, al fine di favorire una lettura complessiva di alcuni parametri dell'ambiente circostante la stazione di campionamento secondo criteri il più possibile oggettivi (Fig. 4.3).

4.1.2 Principi ecologici a fondamento dell'IBE

Per applicare l'indice IBE, occorre seguire una procedura ben definita, di cui si riportano alcuni passaggi ritenuti significativi, tratti dal manuale IBE.

- Viene innanzitutto definito un livello di determinazione tassonomica per ciascun *taxon*, oltre al quale la sensibilità ecologica è ritenuta omogenea. Il livello di riconoscimento, definito Unità Sistemica (U.S.), è sempre superiore a quello specifico (genere o, più spesso, famiglia); non richiede, quindi, competenze tassonomiche specialistiche (Tab. 4.1).
- Il calcolo dell'indice valuta la presenza/assenza di *taxa* indicatori con sensibilità ecologica decrescente ed il numero totale di U.S. rispetto a valori attesi per date condizioni idrografiche. Le variazioni dei parametri abiotici principali lungo i corsi d'acqua sono legate soprattutto alla diminuzione della pendenza (granulometria del substrato, velocità di corrente, ossigeno disciolto) ed all'aumento di portata (maggiore ampiezza dell'alveo, maggiore profondità), che portano alla scomparsa "fisiologica" dei *taxa* più sensibili; la conseguente "penalizzazione" dell'ingresso orizzontale nella tabella viene compensata dall'aumento del numero di U.S., che consente di arrivare, in assenza di fenomeni di inquinamento, a valori comunque elevati di IBE anche per tratti prossimi alla foce (Tab. 4.2).
- Il calcolo dell'indice non valuta in alcun modo l'aspetto quantitativo delle presenze. Per ciascun *taxon*, tuttavia, viene stabilito un numero minimo di individui per garantire l'affidabilità del ritrovamento. Molti di questi organismi, infatti, possono essere trasportati a valle anche per alcuni chilometri, in misura variabile a seconda del loro grado di mobilità; di conseguenza, il loro ritrovamento in una data sezione potrebbe anche essere legato al fenomeno denominato *drift*. Se in una stazione di campionamento viene rilevata la presenza di un dato *taxon* con un numero di individui inferiore al numero di *drift*, quel *taxon* non deve essere considerato presente al fine del calcolo del valore IBE.
- La calibrazione dell'indice per le acque italiane ha individuato alcuni *taxa*, la cui sensibilità ecologica è inferiore a quella tipica del gruppo tassonomico di appartenenza: il genere *Leuctra* nei Plecotteri e le famiglie Baetidae e Caenidae negli Efemerotteri vengono computati nel gruppo dei Tricotteri, quest'ultimo è un gruppo caratterizzato da una sensibilità minore rispetto ai precedenti. Questa modifica è stata decisa per migliorare la precisione dell'indice.

4.1.3 Tabelle di riferimento

La definizione del valore dell'indice, da assegnare ad una determinata stazione del corso d'acqua, si basa su una tabella a doppia entrata (Tab. 4.2).

In ordinata, sono riportati alcuni gruppi di macroinvertebrati che, dall'alto verso il basso, riflettono una sempre minore sensibilità ai fattori di alterazione della qualità dell'ambiente. In ascissa sono invece riportati gli intervalli numerici, che fanno riferimento al numero totale di Unità Sistematiche (*taxa* al livello di classificazione previsto nella tabella 4.1) rinvenute nella stazione di campionamento.

La tabella dell'IBE presenta, quindi, un'entrata orizzontale (primo ingresso in tabella), che deve essere utilizzata in corrispondenza dell'U.S. più sensibile, presente nella comunità della stazione in esame. Particolare attenzione va posta all'entrata orizzontale, essendo quella che può determinare il maggior margine di errore.

La tabella consente, quindi, di tradurre in un indice numerico lo stato di qualità biologica di un ambiente, sulla base di due tipi di indicatori: la diversa sensibilità di alcuni gruppi di organismi alle alterazioni della qualità dell'ambiente (ordinata) e l'effetto prodotto da questa alterazione sulla "ricchezza in *taxa*" della comunità macrobentonica (ascissa).

Nei casi in cui il numero di Unità Sistematiche sia al limite minimo o massimo dell'intervallo indicato, si assegna un valore IBE intermedio, rispettivamente verso la classe inferiore o superiore. Se la classe intermedia così definita si colloca a cavallo dei limiti indicati per la definizione delle classi di qualità (CQ), anche queste vengono indicate come intermedie.

Gruppi Faunistici	Livelli di determinazione tassonomica per definire le "Unità Sistematiche"
Plecotteri	genere
Efemerotteri	genere
Tricotteri	famiglia
Coleotteri	famiglia
Odonati	genere
Ditteri	famiglia
Eterotteri	famiglia
Crostacei	famiglia
Gasteropodi	famiglia
Bivalvi	famiglia
Tricladi	genere
Irudinei	genere
Oligocheti	famiglia
Altri taxa da considerare nel calcolo dell'I.B.E.	
Sialidae (Megalotteri)	
Osmylidae (Planipenni)	
Prostoma (Nemertini)	
Gordiidae (Nematomorfi)	

Tab. 4.1 - Limiti obbligati per la definizione delle Unità Sistematiche (U.S.) di macroinvertebrati (APAT & IRSA-CNR, 2003)

Gruppi faunistici che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale in tabella (ingresso orizzontale)		Numero totale delle Unità Sistematiche costituenti la comunità (ingresso verticale)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-..
Plecoteri presenti (<i>Leuctra</i> °)	Più di una U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13*	14*
	Una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	13*
Efemeroteri presenti °° (Escludere Baetidae e Caenidae)	Più di una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	Una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Tricotteri presenti (Comprendere Baetidae e Caenidae)	Più di una U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	Una sola U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Gammaridi e/o Atiidi e/o Palemonidi presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Asellidi e/o Nifargidi presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligocheti o Chironomidi	Tutte le U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Altri organismi	Tutte le U.S. sopra assenti	0	1-	2-	3-	-	-	-	-	-

° Nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico *taxon* di *Plecoptera* sono contemporaneamente assenti gli *Ephemeroptera* (o presenti solo *Baetidae* e *Caenidae*), *Leuctra* deve essere considerata al livello di *Trichoptera* per definire l'entrata orizzontale in tabella.

°° Per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella, le famiglie *Baetidae* e *Caenidae* vengono considerate a livello dei *Trichoptera*.

- Giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di *drift* non scartati dal computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologia non valutabile con l'IBE (es. sorgenti, acque di scioglimento di nevai, acque ferme, zone deltizie, salmastre).

* Questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane, per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in *taxa*), che nel valutare eventuali effetti prodotti dall'inquinamento, trattandosi di ambienti con elevata ricchezza in *taxa*.

Tab. 4.2 - Tabella per il calcolo dell'Indice Biotico Esteso (APAT & IRSA-CNR, 2003)

Nella tabella che segue i valori di IBE sono stati raggruppati in 5 Classi di Qualità (CQ), ciascuna individuata da un numero romano. Queste classi consentono di rappresentare la qualità dei corsi d'acqua mediante 5 intervalli di giudizio; inoltre, possono essere facilmente visualizzate in cartografia, mediante colori convenzionali (azzurro, verde, giallo, arancione e rosso) o altro simbolismo grafico (Tab. 4.3).

I valori intermedi fra le classi vengono rappresentati mediante tratteggio formato dai colori corrispondenti alle due classi (Ghetti, 2001).

<i>Classe di Qualità</i>	<i>Indice IBE</i>	<i>Giudizio</i>	<i>Codice</i>	
			<i>Colore</i>	<i>Retinatura</i>
I	> = 10	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	azzurro	_____
II	8 - 9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	verde	///////
III	6 - 7	Ambiente inquinato o comunque alterato	giallo	X X X
IV	4 - 5	Ambiente molto inquinato o molto alterato	arancione	XXXXX
V	= < 3	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	rosso	=====

Tab. 4. 3 - Tabella di conversione dei valori di IBE in classi di qualità, con relativo giudizio e colore per la rappresentazione in cartografia (Manuale IBE, Ghetti, 2001)

4.2 Il metodo MacrOper

Come già accennato, il metodo MacrOper nasce come risposta alle esigenze dettate dalla Direttiva 2000/60/CE che prevede un campionamento di tipo quantitativo, in grado di valutare l'abbondanza numerica delle comunità biologiche e l'applicazione di metodi che siano il più possibile standardizzati, in modo da garantire la massima confrontabilità dei risultati ottenuti dai diversi operatori. Il metodo si basa su un campionamento, di tipo multihabitat proporzionale, che dovrebbe garantire la conformità alla Direttiva. La procedura viene di seguito sinteticamente riportata (Buffagni & Erba, 2007(a)).

Attribuzione Idroecoregione (HER)/Tipo fluviale

Il primo passo da effettuare per l'applicazione del metodo MacrOper è l'identificazione dell'Idroecoregione (HER), come previsto dalla Direttiva. Da questa identificazione dipenderanno infatti la superficie da campionare e l'area di campionamento. Nel presente lavoro l'area di studio appartiene tutta alla Idroecoregione 1 - Alpi Occidentali, per la quale è previsto il campionamento sui seguenti microhabitat minerali.

Microhabitat	Codice	Descrizione
Limo/Argilla < 6 μm	ARG	Substrati limosi, anche con importante componente organica, e/o substrati argillosi composti da materiale di granulometria molto fine
Sabbia 6 μm - 2 mm	SAB	Sabbia fine e grossolana
Ghiaia 0,2 - 2 cm	GHI	Ghiaia e sabbia molto grossolana
Microlithal 2-6 cm	MIC	Pietre piccole
Mesolithal 6-20 cm	MES	Pietre di medie dimensioni
Macrolithal 20-40 cm	MAC	Pietre grossolane
Megalithal > 40 cm	MGL	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi di cui viene campionata solo la superficie
Artificiale	ART	Calcestruzzo e tutti i substrati solidi non granulari immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	IGR	Sottile strato d'acqua su substrato solido, spesso ricoperto da muschi

Tab. 4.4 - Lista e descrizione dei microhabitat minerali (Buffagni *et al.*, 2007)

Definizione dell'area di campionamento: riffle, pool, generico

Il campionamento prevede che la raccolta del benthos venga effettuata in uno dei mesohabitat contigui che tipicamente caratterizzano i tratti medi dei corsi d'acqua come pozze (*pool*) e raschi (*riffle*), a seconda della Idroecoregione di appartenenza. Il campionamento richiede quindi il riconoscimento sul campo della sequenza *riffle/pool*. La sequenza *riffle/pool* si riconosce nel fiume per essere costituita da due aree contigue che presentano caratteristiche di turbolenza, profondità, granulometria del substrato e carattere deposizionale/erosionale comparativamente diverso. L'area di *pool* presenta minor turbolenza e substrato a granulometria più fine rispetto all'area di *riffle* e, di norma, a prevalente carattere deposizionale: nel complesso può essere considerata un'area lenticale, senza con questo intendere un'area dove la velocità di corrente sia nulla. L'area di *riffle* si presenta invece come caratterizzata da un prevalente carattere erosivo, da una minor profondità e da una turbolenza più elevata rispetto alla *pool*: nel complesso si può considerare come un'area lotica.

In relazione al tipo fluviale, il campione biologico deve essere raccolto nella sola area di *pool* o nella sola area di *riffle*. Qualora fosse impossibile individuare la sequenza *riffle/pool*, il campionamento viene effettuato in un tratto di torrente definito “generico”.

Definizione della superficie di campionamento

Il campionamento dovrà essere effettuato su una superficie complessiva di 1 m², derivante dalla raccolta di 10 repliche o unità di campionamento, distribuite proporzionalmente tra i microhabitat e le tipologie di flusso, ciascuna di area pari a 0.1 m² (o 0.05 m², a seconda dell'idroecoregione di appartenenza). ARPA Valle d'Aosta utilizza un retino con superficie di campionamento di 0.05 m² (Fig. 4.5); le repliche vengono quindi effettuate in doppio per ottenere la superficie totale prevista.



Fig. 4.5 - Campionamento con retino immanicato modificato (Foto ARPA VdA)

Il principale criterio per il riconoscimento delle tipologie di flusso è la modalità di increspatura della superficie dell'acqua. Seguono i principali tipi di flusso rinvenibili nei fiumi italiani.

Tipo di flusso	Codice	Definizione
Asciutto/no flow	DR	Assenza di acqua
Non percettibile/no perceptible flow	NP	É caratterizzato da assenza di movimento dell'acqua
Liscio/smooth	SM	Si tratta di un flusso laminare, con superficie dell'acqua priva di turbolenze
Increspato/Rippled	RP	La superficie dell'acqua mostra delle piccole increspature simmetriche, generalmente non più alte di un centimetro
Unbroken standing waves	UW	La superficie dell'acqua appare disturbata. Il fronte dell'onda non è rotto, anche se a volte le creste mostrano la presenza di schiuma bianca
Broken standing waves	BW	L'acqua sembra scorrere verso monte, contro corrente. Perché le onde possano essere definite "rotte" è necessario che ad esse siano associate creste bianche e disordinate
Chute	CH	L'acqua scorre aderente al substrato
Upwelling	UP	Questo flusso è caratterizzato da acqua che sembra in ebollizione con "bolle" che arrivano in superficie da porzioni più profonde di fiume
Flusso caotico/chaotic flow*	CF	È un misto dei flussi più veloci in cui nessuno è predominante
Cascata/Free fall*	FF	L'acqua cade verticalmente, ed è visibilmente separata dal substrato sottostante

* Raramente associati a raccolta di campioni biologici per attività di monitoraggio

Tab. 4.5 - Lista dei tipi di flusso (Buffagni *et al.*, 2007)

Definizione degli strumenti di campionamento

Per la raccolta quantitativa dei macroinvertebrati, necessaria per una corretta applicazione della WFD, è previsto l'uso del retino Surber o in alternativa, in ambienti dove la profondità delle acque non consente un idoneo utilizzo del Surber, potrà essere impiegato un retino immanicato modificato, dotato di una cornice, posta davanti all'imboccatura della rete, che delimiti l'area prevista per il campionamento.

La rete Surber aperta è fornita di pareti laterali, di solito metalliche (in acciaio o in lega di alluminio), che individuano un'area pari a 0.1 m^2 (o 0.05 m^2) ed è aperta sul davanti. La forma dell'intelaiatura del retino è di norma quadrata (raramente rettangolare). Le dimensioni dell'intelaiatura che definisce l'area di campionamento possono essere pari a circa $0.23 \times 0.22 \text{ m}$ e circa $0.32 \times 0.32 \text{ m}$ per aree unitarie rispettivamente di 0.05 e 0.1 m^2 . La forma della rete vera e propria è a cono, con una lunghezza approssimativa di $0.6 - 0.8 \text{ m}$. La dimensione delle maglie della rete è di $500 \mu\text{m}$. Nella parte terminale del sacco è presente un bicchiere di raccolta.



Fig. 4.6 - Posizionamento della rete Surber per il campionamento. La freccia blu indica la direzione del flusso (Erba *et al.*, 2007)

Stima della percentuale di copertura dei diversi microhabitat e allocazione delle singole repliche

In ciascuna area di campionamento debbono essere censiti gli habitat prevalenti (Tab. 4.4).

Di norma, la stima della composizione in habitat dovrà essere applicata nella sola area di *pool* o in quella di *riffle*. I singoli habitat devono essere registrati solo se presenti in percentuale di almeno 10%. Poichè il numero totale di unità di campionamento deve essere 10, ogni unità corrisponderà ad una percentuale di copertura pari ad almeno il 10%. Gli habitat presenti in percentuali di copertura inferiori al 10% non vengono presi in considerazione. La presenza di ciascun microhabitat dovrà dunque essere registrata sulla scheda di campo come 10% o multiplo di esso. La somma di tutti gli habitat registrati deve dare ovviamente il 100%.

Campionamento multihabitat proporzionale, quantitativo

Il sito di campionato deve essere rappresentativo di un tratto più ampio del fiume. Il campionamento inizia nel punto più a valle dell'area oggetto di indagine e prosegue verso

monte, in modo da non disturbare gli habitat che via via vengono campionati. Nel caso dell'utilizzo della rete Surber, il campionamento prevede l'utilizzo delle mani per l'esplorazione del substrato e la rimozione degli organismi. È importante che la rete sia ben aderente al fondo e che sia posizionata controcorrente. Gli individui raccolti con la rete vengono trasferiti in vaschette e quindi si procede allo smistamento e alla stima delle abbondanze dei diversi *taxa*. La stima delle abbondanze deve avvenire in modo più accurato rispetto a quanto previsto dal metodo IBE, in accordo con le richieste della WFD. In generale, per tutti i *taxa* è richiesto che si effettui il conteggio degli organismi fino alla soglia di dieci individui. Se un *taxon* è presente con abbondanze superiori a 10 individui si procederà alla stima numerica della abbondanza. Per la maggior parte dei *taxa*, sarà possibile effettuare la stima finale dell'abbondanza direttamente in campo. Sul materiale raccolto si procede in campo ad un primo riconoscimento e conteggio (Fig. 4.7).



Fig. 4.7 - Riconoscimento e conteggio in campo (Foto ARPA VdA)

La determinazione viene effettuata a livello di famiglia e in alcuni casi a livello di genere e completata in laboratorio tramite microscopio stereoscopico o microscopio ottico qualora ritenuto necessario. Per l'identificazione degli organismi sono utilizzate differenti chiavi dicotomiche. Vengono compilati elenchi faunistici e riportate le abbondanze dei *taxa* rinvenuti.

4.2.1 L'indice STAR_ICMi

Lo STAR_ICMi (STAR Intercalibration Common Metric Index) utilizzato nel metodo MacrOper è un indice multimetrico composto da sei metriche opportunamente normalizzate e ponderate

(Buffagni & Erba, 2007(b), Buffagni *et al.*, 2008). Tali metriche includono i principali aspetti che la Direttiva Quadro chiede di considerare. Le sei metriche sono: ASPT, $\text{Log}_{10}(\text{sel_EPTD}+1)$, 1-GOLD, Numero di Famiglie di EPT, Numero totale di Famiglie e indice di diversità di Shannon-Weiner. Il livello di identificazione richiesto è la Famiglia. Come è evidenziato nella tabella, le metriche sono raggruppate in tre categorie, in accordo con le indicazioni della Direttiva Quadro: Tolleranza, Abbondanza/Habitat, e Ricchezza/Diversità. Alle singole metriche è attribuito un peso diverso, mentre le tre categorie generali di metriche ricevono ciascuna lo stesso peso (0.333).

Una volta calcolate, tutte le metriche devono essere normalizzate, cioè il valore osservato deve essere diviso per il valore della metrica che rappresenta le condizioni di riferimento. La normalizzazione garantisce la comparabilità dei risultati ottenuti in aree diverse, dato che la composizione faunistica, e quindi il valore assoluto delle singole metriche, possono risultare molto diversi tra idroecoregioni e tra tipi fluviali differenti.

Tipo di informazione	Tipo di metrica	Nome della metrica	Taxa considerati nella metrica	Rif. bibliografico	Peso
Tolleranza	Indice	ASPT	Intera comunità (livello di famiglia)	Armitage et al. 1983	0,333
Abbondanza/ Habitat	Abbondanza	Log_{10} (Sel_EPTD+1)	Log_{10} (somma di Heptagenidae, Ephemeridae, Leptophlebiae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae + 1)	Buffagni et al. 2004; Buffagni & Erba, 2004	0,266
Ricchezza/ Diversità	Abbondanza	1-GOLD	1-(Abbondanza relativa di Gastropoda, Oligochaeta e Diptera)	Pinto et al. 2004	0,067
	Numero taxa	Numero totale di famiglie	Somma di tutte le famiglie presenti nel sito	Ofenböck et al. 2004	0,167
	Numero taxa	Numero di famiglie EPT	Somma delle famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	Böhmer et al. 2004	0,083
	Indice diversità	Indice di diversità di Shannon-Wiener	$DS-W = -\sum(n_i/A) \cdot \ln(n_i/A)$	Hering et al. 2004; Böhmer et al. 2004	0,083

Tab. 4.6 - Metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso attribuito nel calcolo (Buffagni & Erba, 2007(b))

Inoltre, in accordo con la WFD, è necessario esprimere lo stato ecologico in termini di Ecological Quality Ratio (EQR). I valori di indice rappresentativi della qualità ecologica devono essere riportati ad una scala ideale da 0 a 1, dove 0 rappresenta il minor valore ottenibile, mentre 1 corrisponde alla migliore situazione osservabile. Un ulteriore concetto per derivare i valori di EQR è la necessità di confrontare i singoli valori osservati, e.g. per un dato sito, con le condizioni di riferimento precedentemente stabilite, nei termini di un rapporto Osservati/Attesi (Buffagni & Erba, 2007(b); Buffagni *et al.*, 2008).

L'indice multimetrico finale, STAR_ICMi, è ottenuto dalla somma delle sei metriche normalizzate, ciascuna delle quali è moltiplicata per il proprio peso. Per quanto riguarda la metrica ASPT, prima di dividere il valore osservato per il valore di riferimento, si deve sottrarre preventivamente il valore 2 al valore grezzo della metrica stessa. Si è infatti osservato che tale metrica generalmente non raggiunge un valore inferiore a 2. Dopo il calcolo della media ponderata delle sei metriche, i valori risultanti vengono nuovamente normalizzati sul valore mediano di STAR_ICMi osservato per i siti di riferimento per ricondurre ad un ambito di variazione comune le situazioni rinvenibili in aree e circostanze differenti.

In ARPA Valle d'Aosta l'indice è attualmente calcolato attraverso l'utilizzo di un software creato appositamente per l'archiviazione e l'elaborazione di dati ambientali relativi alle acque: Waterlab (Gerbore, 2010).

4.3 Strumenti necessari alla raccolta dei dati biologici

In questo capitolo sono mostrati gli strumenti indispensabili alla raccolta dei campioni biologici, sia per il metodo IBE che per il metodo MacrOper, che si differenziano essenzialmente solo per il tipo di retino utilizzato (essendo i due tipi di campionamento rispettivamente di tipo qualitativo e quantitativo).

Rete Surber e retino immanicato



Fig. 4.8 - Rete surber (sinistra) e retino immanicato (destra). Il retino immanicato deve essere utilizzato insieme ad un quadrato (in giallo nella figura) che delimiti l'area di campionamento affinché il campione raccolto possa essere considerato quantitativo (Buffagni & Erba, 2007(a))

Vaschette e secchi



Fig 4.9 - Vaschette e secchi per la raccolta e lo smistamento dei macroinvertebrati bentonici (Erba *et al.*, 2007)

Colini, spruzzini e pinzette



Fig. 4.10 - Colini, spruzzette, provette, pinzette e barattolo (Erba *et al.*, 2007)

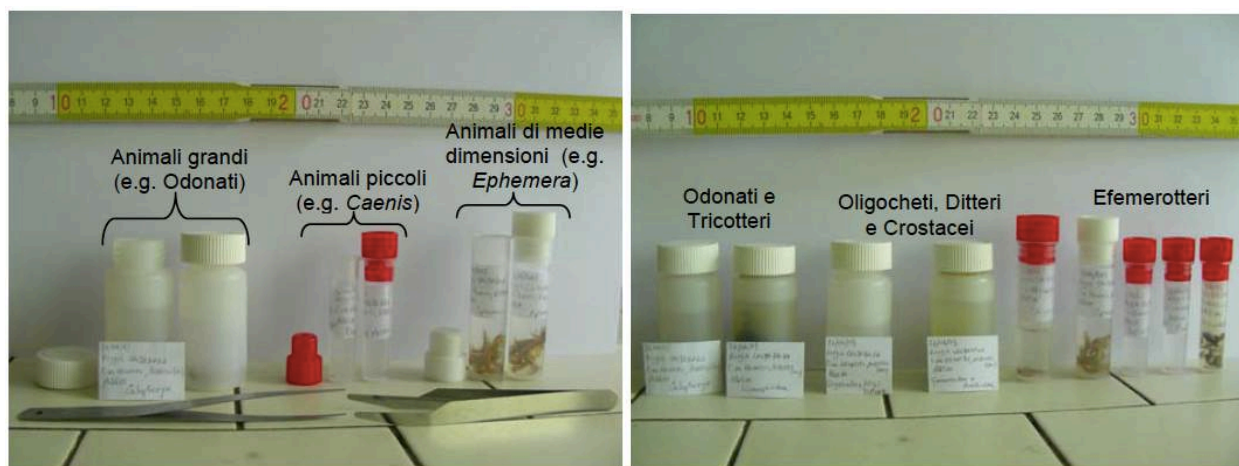


Fig 4.11 - Dettaglio per provette e pinzette (Erba *et al.*, 2007)

Altri materiali necessari al campionamento

Di seguito è riportato l'elenco di tutti i materiali necessari al campionamento:

- Stivali di gomma tutta coscia o a salopette;
- Guanti di gomma spessa (lunghezza 70 cm)
- Rete Surber
- Retino immanicato
- Secchi

- Vaschette bianche per lo smistamento, possibilmente con fondo a righe per facilitare lo smistamento
- Provette con tappo a tenuta.
- Spruzzette da 500 ml per l'alcool
- Alcool 70%
- Pinzette in acciaio
- Schede di campo
- Lenti d'ingrandimento
- Fotocamera

4.4 Variabili che caratterizzano i siti di campionamento e le comunità bentoniche

La base dati iniziale deriva da una serie di estrazioni effettuate dal database di ARPA Valle d'Aosta. È stato costituito un dataset (presentato in allegato), i cui record rappresentano le 71 stazioni di campionamento alle quali è associata una serie di variabili stazionali (14) e il numero di *taxa* di benthos (rilevati dal 1997 al 2013).

Agli elenchi faunistici riferiti alle singole stazioni sono stati quindi associati i parametri che descrivono i siti di campionamento, in cui sono stati applicati sia l'indice IBE sia l'indice STAR_ICMi. Sebbene i due indici abbiano metodiche di campionamento diverse, gli elenchi faunistici derivati da entrambi, sono stati considerati equivalenti e riuniti in un unico dataset in cui è stata considerata la presenza/assenza dei *taxa*, senza considerare le loro caratteristiche autoecologiche.

La rappresentazione delle variabili del dataset e le relative elaborazioni è stata effettuata mediante analisi GIS e MSExcel.

Di seguito si riporta l'elenco delle variabili utilizzate.

Origine: viene distinta, a seconda del regime idrologico, in glaciale, cioè derivante dallo scioglimento di ghiacciai e nevai, e a scorrimento superficiale, derivante invece prevalentemente dalle precipitazioni atmosferiche e in parte dallo scioglimento dei nevai.

Distanza dalla sorgente: è espressa, come indicato dalla normativa vigente, secondo classi di grandezza: 1N se inferiore ai 5km; 2N se compresa tra 5 e 25 km; 3N se compresa tra 25 e 75 km.

Quota: rappresenta l'altezza in metri sul livello del mare della stazione di campionamento.

Pendenza: indica l'angolo di pendenza in gradi, compresi tra 0 e 90, della stazione di campionamento, rispetto al piano orizzontale.

Esposizione: indica l'esposizione media dei bacini sottesi da ciascuna stazione di campionamento. Si misura in gradi (con valori compresi tra 0 e 360) partendo dal Nord in senso orario: 0°=Nord; 90°=Est; 180°=Sud; 270°=Ovest.

Superficie: esprime la superficie in km² del bacino idrografico sotteso dalla sezione di chiusura corrispondente alla stazione di campionamento.

Granulometria: stima la variabilità granulometrica all'interno della stazione di campionamento ed è espresso come media della somma dei valori di ordine di prevalenza delle granulometrie rilevate nel corso dei campionamenti stessi (limo, sabbia, ghiaia, ciottoli, massi, roccia). Alla granulometria dominante è associato il valore 1 ed alle altre rappresentate nel sito di campionamento valori ordinali, soggettivi, crescenti. Quando una granulometria non è presente nella stazione il valore associato è pari a 0. La variabile varia teoricamente tra 1 e 21.

Conducibilità: valore *mediano* della conducibilità in µS/cm rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati nella stazione di campionamento.

pH: Valore *mediano* di acidità pH (variabile tra 0 e 14) rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati nella stazione di campionamento.

Solidi sospesi: valore *mediano* dei solidi sospesi in mg/l rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati nella stazione di campionamento.

Magra solidi sospesi: valore *mediano* di solidi sospesi in mg/l rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati in periodo di magra idrologica (glaciale: novembre-aprile; scorrimento superficiale: ottobre-marzo) nella stazione di campionamento.

Morbida solidi sospesi: valore *mediano* di solidi sospesi in mg/l rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati in periodo di morbida idrologica (glaciale: maggio-ottobre; scorrimento superficiale: aprile-settembre) nella stazione di campionamento.

Temperatura: valore *mediano* di temperatura dell'acqua in °C rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati nella stazione di campionamento.

Magra temperatura: valore *mediano* di temperatura dell'acqua in °C rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati nel periodo di magra idrologica (glaciale: novembre-aprile; scorrimento superficiale: ottobre-marzo) nella stazione di campionamento.

Morbida temperatura: valore *mediano* di temperatura dell'acqua in °C rilevato nel corso dei monitoraggi effettuati nel periodo di morbida idrologica (glaciale: maggio-ottobre; scorrimento superficiale: aprile-settembre) nella stazione di campionamento.

Portata scarichi: sommatoria delle portate massime autorizzate in l/s di scarichi urbani presenti all'interno del bacino idrografico sotteso dalla stazione di campionamento.

Numero massimo di taxa: numero massimo di unità sistematiche (famiglie o generi di macroinvertebrati bentonici) rinvenute nella stazione di campionamento. Il valore assunto può essere compreso teoricamente tra 0 e 84.

La variabile numero massimo di *taxa* è stata ritenuta un buon indicatore del valore di biodiversità, poiché il numero massimo di *taxa* è influenzato dalle caratteristiche complessive del sito di campionamento e del bacino da esso sotteso, sia in termini di pressioni antropiche sia in termini di qualità naturali.

Pertanto tale variabile è stata considerata l'endpoint (variabile di risposta) dello studio.

4.5 Analisi statistica

Le variabili quantitative sono state descritte utilizzando come misura di posizione la mediana, e come misura di dispersione il 25^o e il 75^o percentile; le variabili qualitative sono state descritte utilizzando la frequenza percentuale.

Si è condotta un'analisi preliminare di tipo esplorativo per lo studio della relazione tra l'indicatore di biodiversità e le variabili esplicative, sia quantitative, sia qualitative:

- per quelle di tipo quantitativo, si è utilizzato il coefficiente di correlazione non parametrico Rho di Spearman;
- per quelle di tipo qualitativo si è analizzata la differenza del numero totale mediano di *taxa* nei vari livelli delle variabili stesse, utilizzando i test non parametrici di Mann-Whitney e Kruskal-Wallis.

La scelta dei test non parametrici è stata suggerita sia dalla relativamente bassa casistica, sia dalla volontà di proteggere l'attendibilità dei risultati da eventuali violazioni degli assunti di applicabilità degli analoghi test parametrici (normalità della distribuzione di probabilità delle variabili quantitative nella popolazione obiettivo).

Le variabili esplicative che sono risultate associate all'indicatore (numero totale di *taxa*) sono state inserite come variabili indipendenti in un modello di regressione di Poisson; tale modello matematico esprime la relazione tra un conteggio (y) e un set di n variabili indipendenti (x_i , $i=1\dots n$), che possono essere sia quantitative (chiamate covariate), sia qualitative (chiamate fattori), secondo il modello lineare:

$$\ln(Y) = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n$$

- b_i misura di quanto varia il $\ln(y)$ quando x_i varia di una unità,
- e^{b_i} misura in percentuale di quanto varia y quando x_i varia di una unità,

essendo il coefficiente di regressione (b_i) aggiustato per la presenza delle altre variabili indipendenti che rimangono costanti.

Si è utilizzato come riferimento un livello di significatività $\alpha=0.05$.

Le analisi sono state svolte con i software MSEXcel 2011 e SPSS 20.

5. RISULTATI

Nella tabella 5.1 sono descritte le variabili qualitative oggetto di studio.

ORIGINE	N	%	DISTANZA DALLA SORGENTE	N	%
Glaciale	58	81.7	<5 km	15	21.1
Scorrimento	13	18.3	5-25 km	48	67.6
			25-75 km	8	11.3
TOTALE	71	100		71	100

Tab. 5.1 - Descrizione delle variabili qualitative (numero di casi, valori percentuali)

Dalla tabella 5.1 si evince che l'81.7% dei bacini considerati è di origine glaciale, mentre solo il 18.3% è a scorrimento superficiale (fig. 4.12).

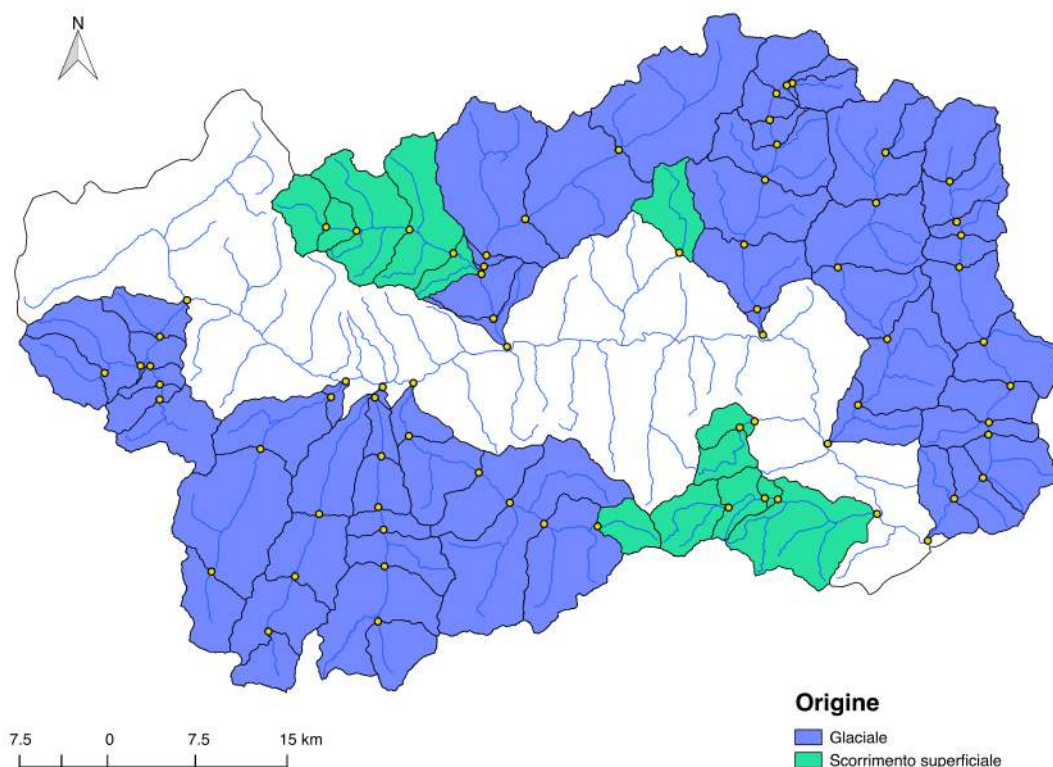


Fig. 4.12 - Rappresentazione cartografica dell'origine dei bacini idrografici

Per quanto riguarda invece la distanza dalla sorgente il 67.6% dei siti risulta essere compreso tra 5 e 25 km, il 21.1% si trova ad una distanza inferiore ai 5 km, mentre solo l'11.3% si trova ad una distanza compresa tra 25 e 75 km (fig 4.13).

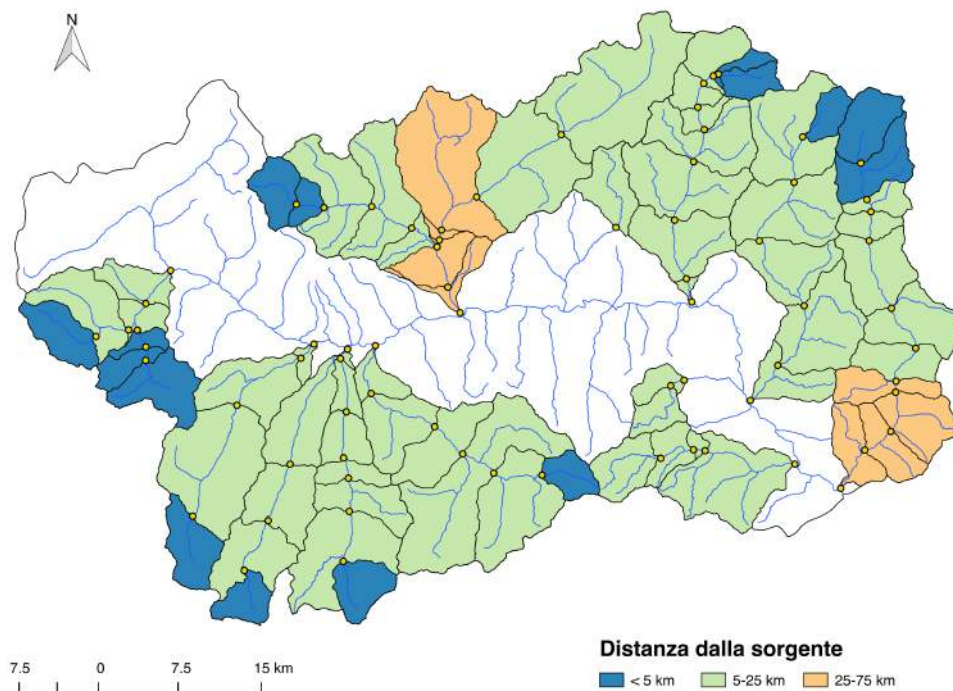


Fig. 4.13 - Rappresentazione cartografica della distanza dalla sorgente delle stazioni di campionamento

Nella tabella 5.2 sono descritte le variabili quantitative oggetto di studio.

Variabili quantitative	N	Mediana	25 [^] Pct	75 [^] Pct
QUOTA (m s.l.m.)	71	1410.00	875.70	1623.38
PENDENZA (°)	71	1.95	0.00	8.74
ESPOSIZIONE (°)	71	184.43	164.77	197.72
SUPERFICIE (km ²)	71	106.65	41.31	180.80
GRANULOMETRIA	70	5.07	3.00	7.91
CONDUCIBILITÀ (µs/cm)	68	193.33	123.44	240.70
SOLIDI SOSPESI (mg/l)	68	3.50	1.85	5.99
MAGRA SOLIDI SOSPESI (mg/l)	66	1.70	0.90	2.75
MORBIDA SOLIDI SOSPESI (mg/l)	68	7.35	2.95	15.88
TEMPERATURA (°C)	68	5.21	4.06	6.53
MAGRA TEMPERATURA (°C)	66	3.00	1.50	4.00
MORBIDA TEMPERATURA (°C)	68	7.63	5.81	9.00
pH	68	8.17	8.04	8.21
PORTATA SCARICHI (L/S)	71	1.36	0.00	44.14
NUMERO MASSIMO DI TAXA	71	20.00	22.00	26.00

Tab. 5.2 - Descrizione delle variabili quantitative (numero di casi, mediana, 25[^] e 75[^] percentile)

La tabella 5.2 mostra i valori mediani e i percentili 25^a e 75^a delle variabili quantitative. Si sottolinea che per alcune variabili la casistica non è completa in quanto in alcune stazioni non è stato possibile effettuare il campionamento a causa delle condizioni ambientali.

Le variabili quantitative sono state rappresentate anche graficamente e cartograficamente mediante software Quantum GIS 2.4.0 - Chugiak.

Quota

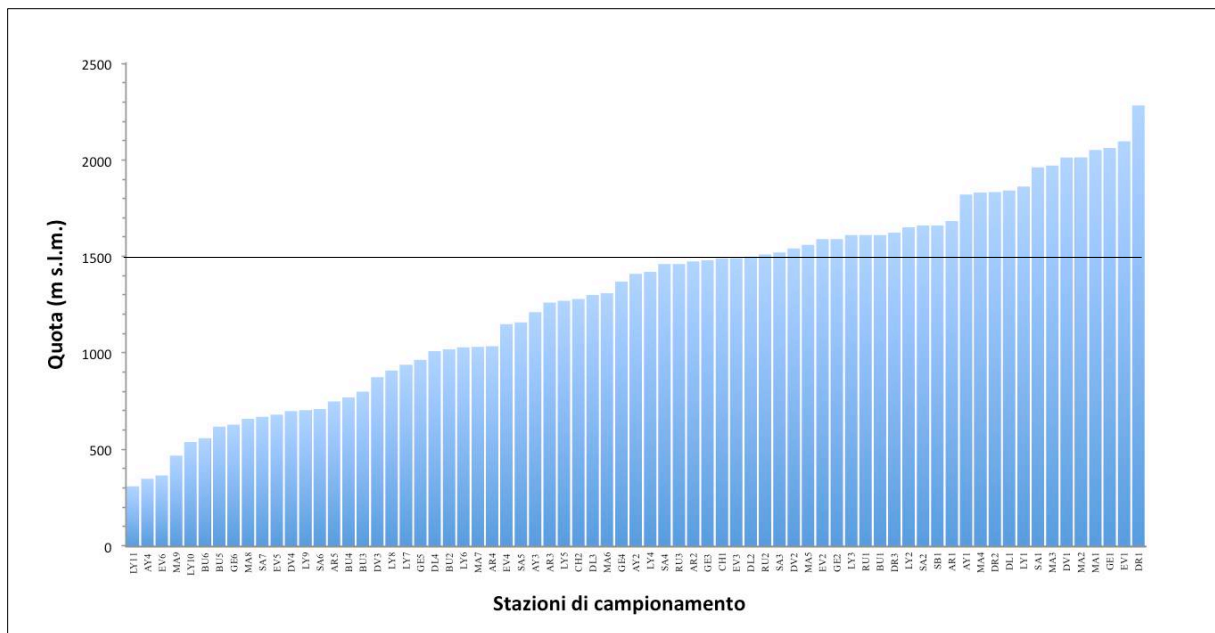


Grafico 5.1 - Quota (m s.l.m.) rilevata nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.1 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di quota (m s.l.m.). Si può osservare che oltre un terzo delle stazioni (38.0%) si trova al di sopra dei 1500 metri (mediana=1410.00, minimo=310.60, massimo=2280.00).

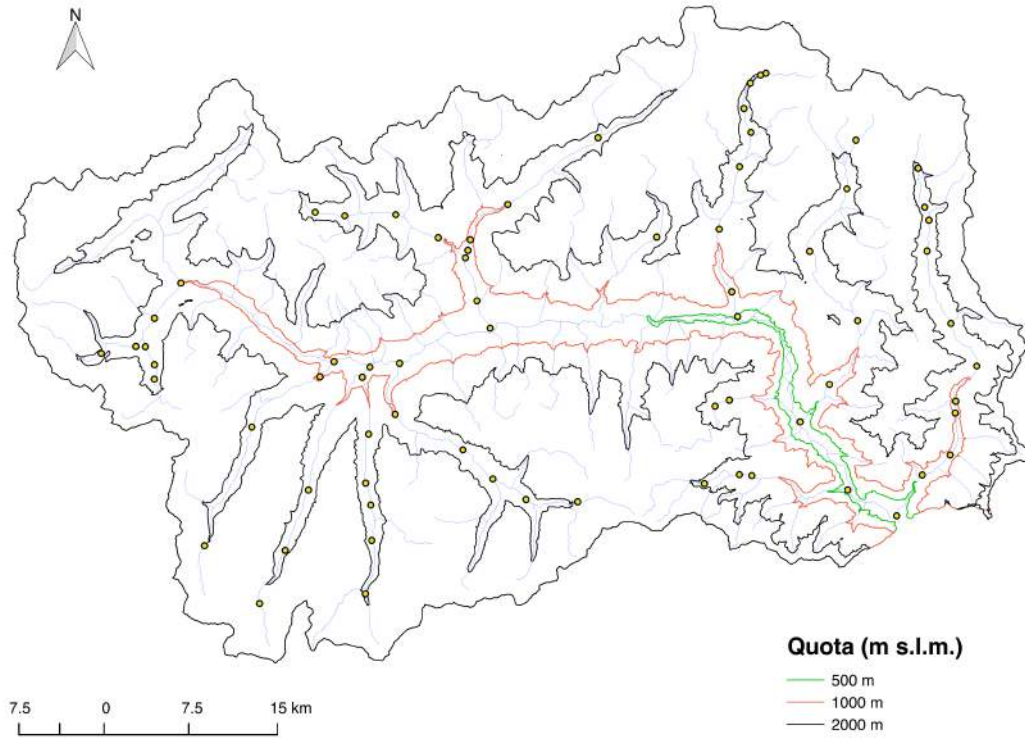


Fig. 4.14 - Rappresentazione cartografica tramite isoipse della quota (m s.l.m.) delle stazioni di campionamento

Pendenza

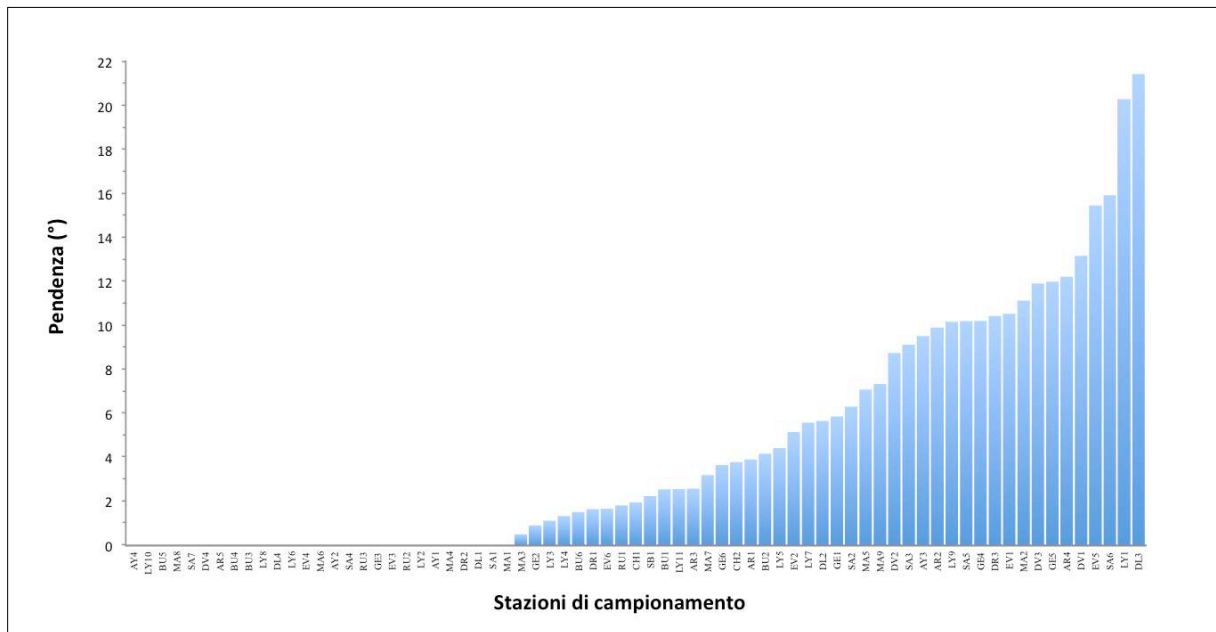


Grafico 5.2 - Pendenza (in gradi) rilevata nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.2 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di pendenza (°). Si può osservare che 27 stazioni su un totale di 71 (38.0%) hanno una pendenza di 0°, mentre il resto delle stazioni ha pendenza crescente fino a un massimo di 21.41° (mediana=1.95).

Esposizione

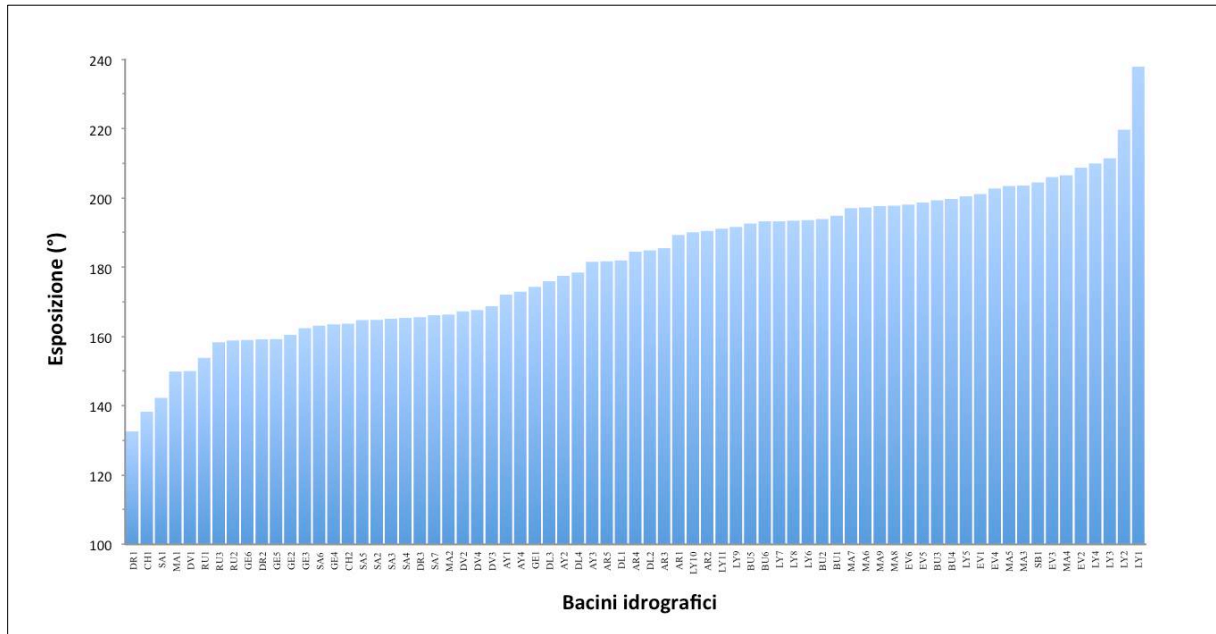


Grafico 5.3 - Esposizione (in gradi) dei bacini idrografici

Il grafico 5.3 mostra i bacini idrografici in ordine crescente di esposizione da 0 a 360 gradi partendo da Nord. Si può osservare che i bacini si trovano in un range di esposizione compreso tra 132.60 e 237.82 gradi (mediana = 184.43).

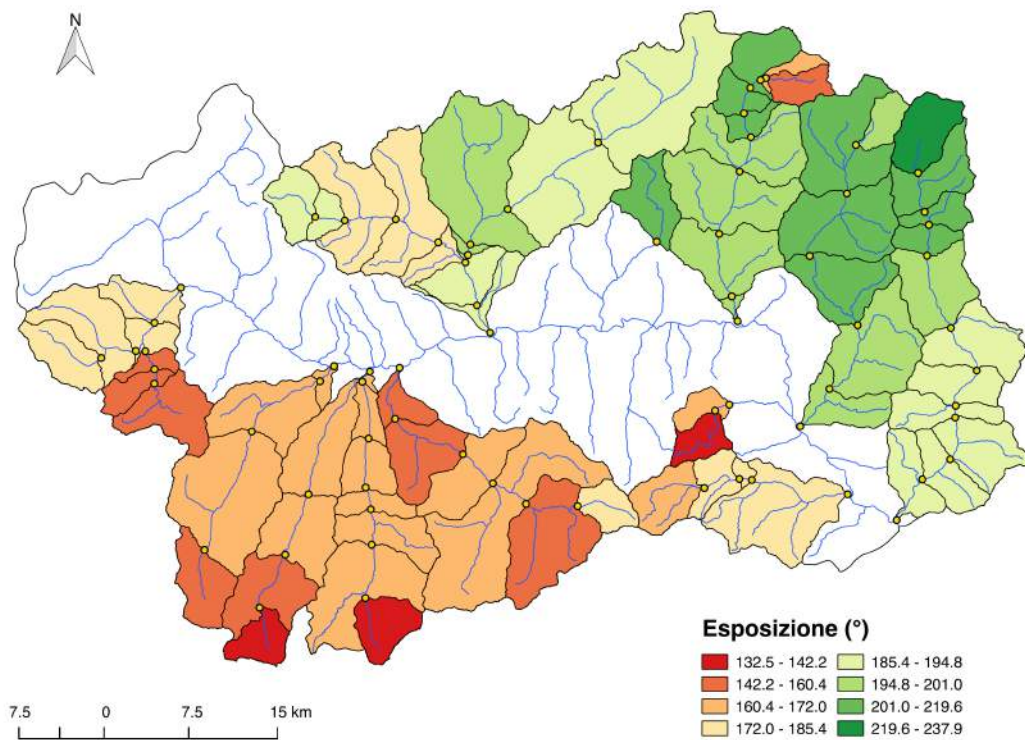


Fig. 4.15 - Rappresentazione cartografica dell'esposizione dei bacini idrografici

Superficie

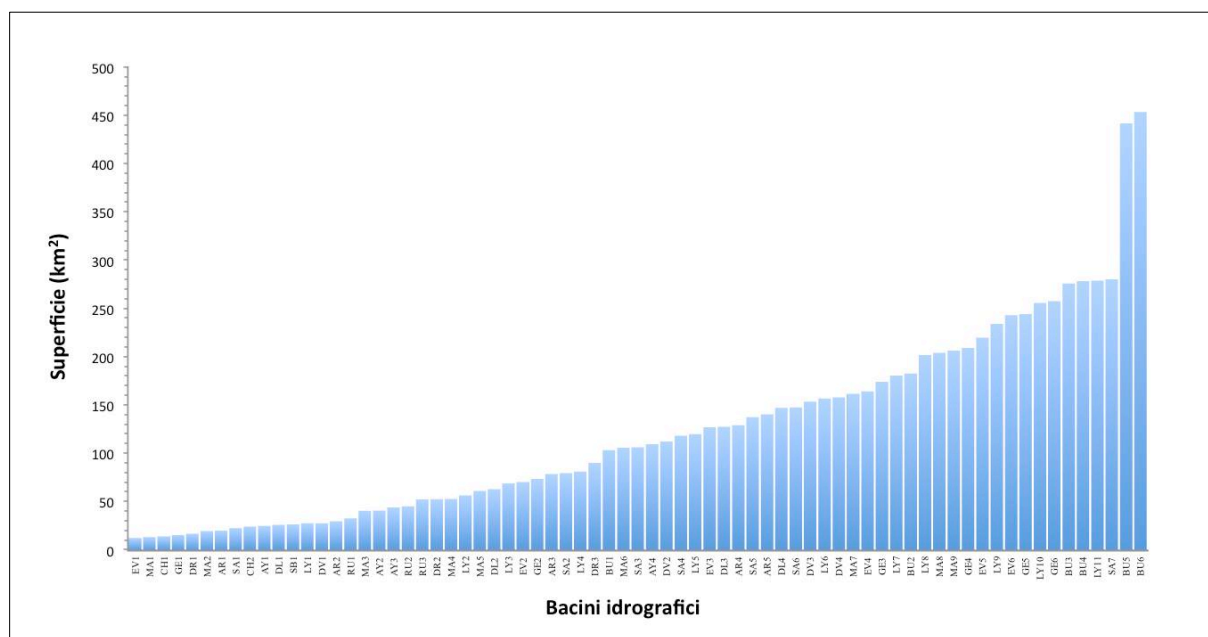


Grafico 5.4 - Superficie (km²) dei bacini idrografici

Il grafico 5.4 mostra i bacini idrografici in ordine crescente di superficie (km²). Si può notare che due bacini hanno una superficie nettamente superiore a quella degli altri (mediana=106.65, minimo=12.79, massimo=453.24).

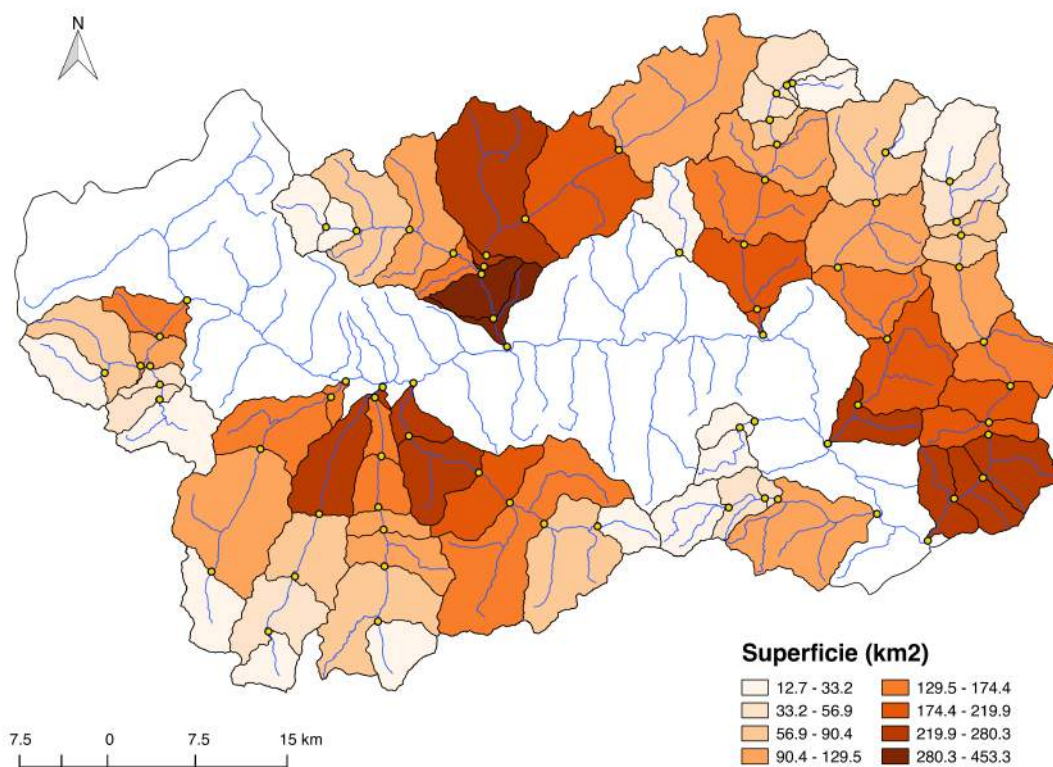


Fig. 4.16 - Rappresentazione cartografica della superficie dei bacini idrografici

Granulometria

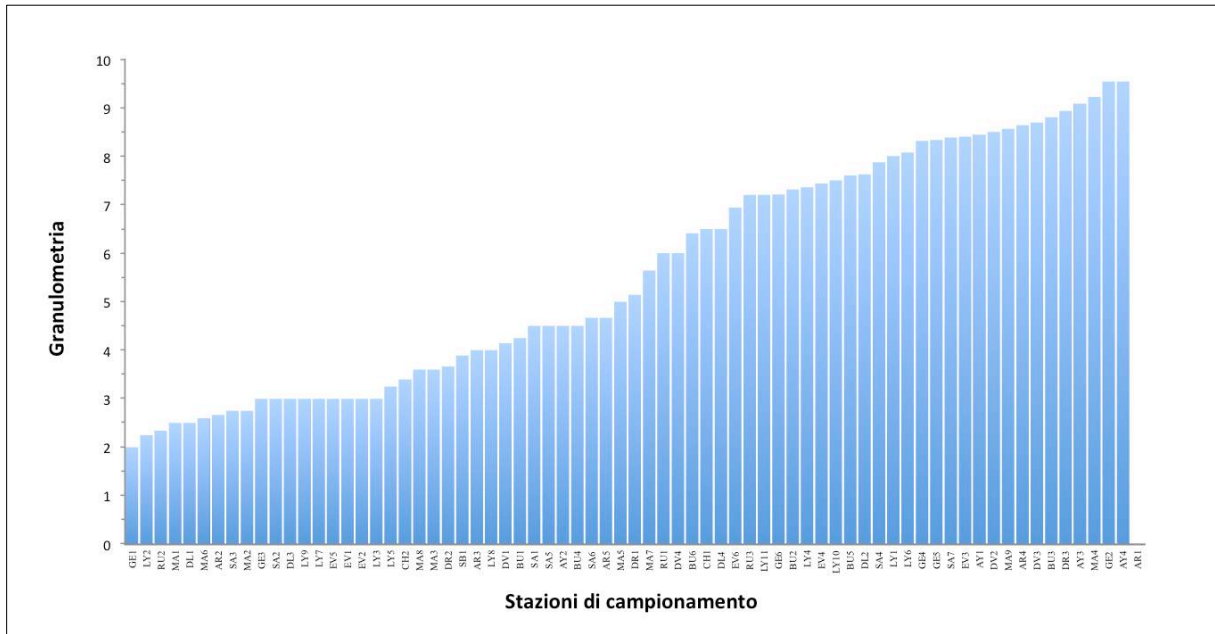


Grafico 5.5 - Granulometria rilevata nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.5 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di granulometria. Si osserva che da un valore minimo di 2.00 si arriva a un valore massimo di 9.54 con un valore mediano pari a 5.07.

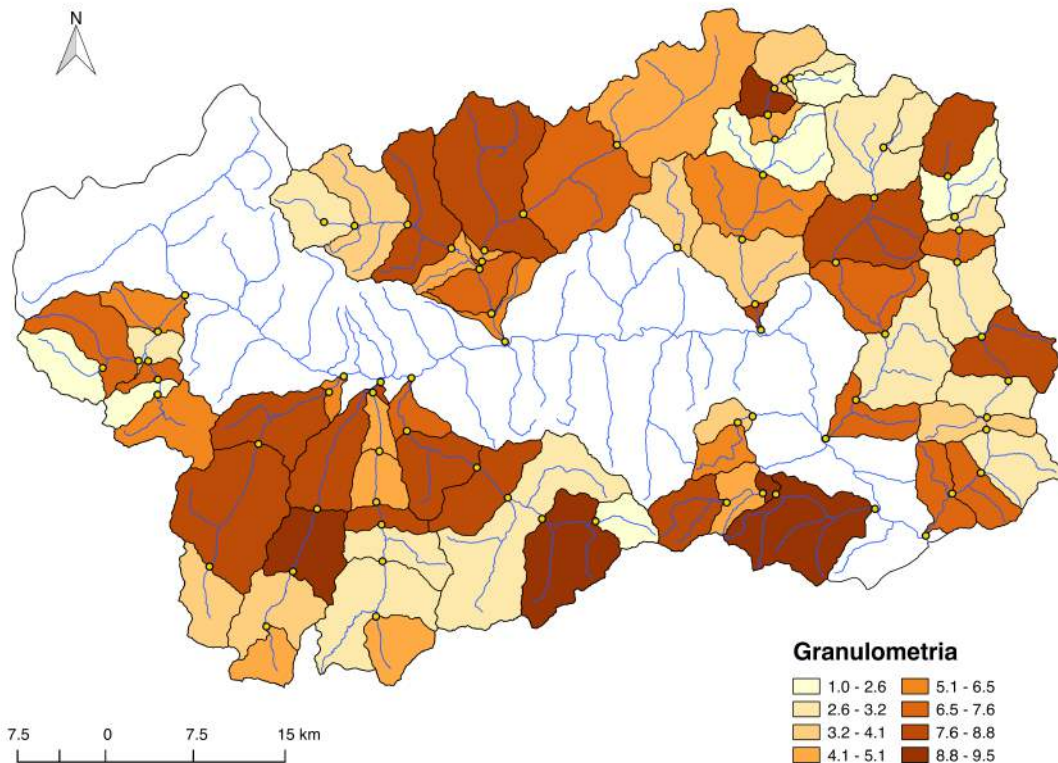


Fig. 4.17 - Rappresentazione cartografica della granulometria all'interno dell'area di studio

Conducibilità

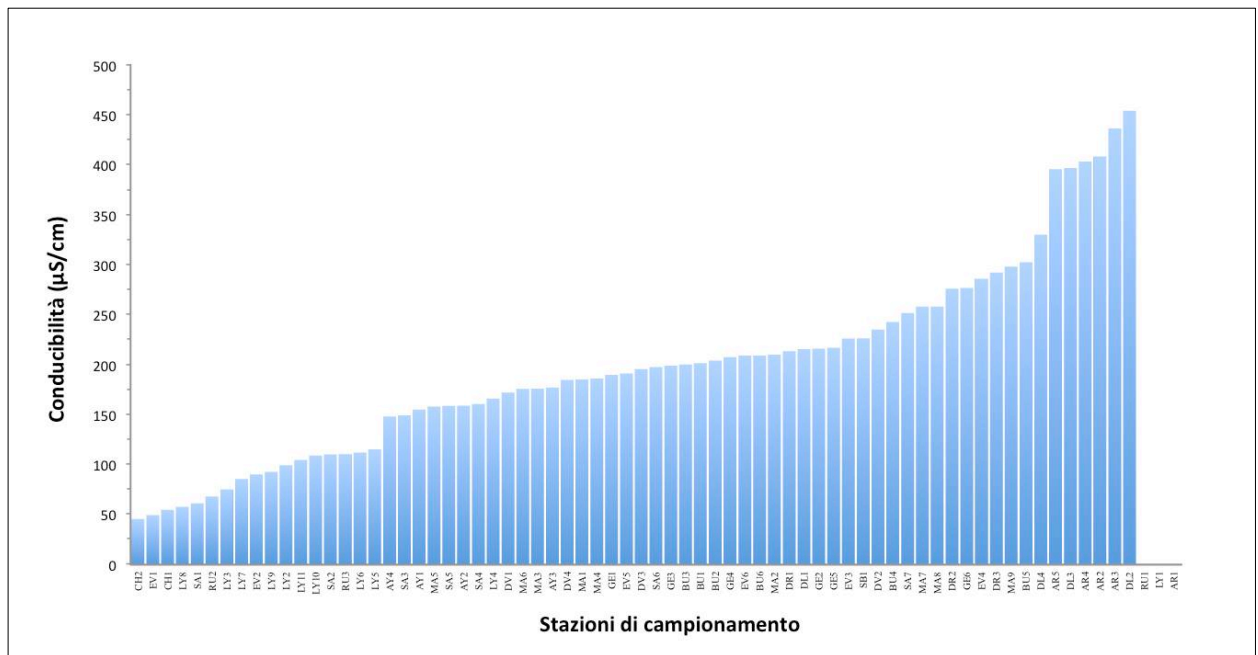


Grafico 5.6 - Valori medi di conducibilità (µS/cm) rilevati nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.6 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di conducibilità (µS/cm) (mediana= 193.33, minimo=45.40, massimo=454.00).

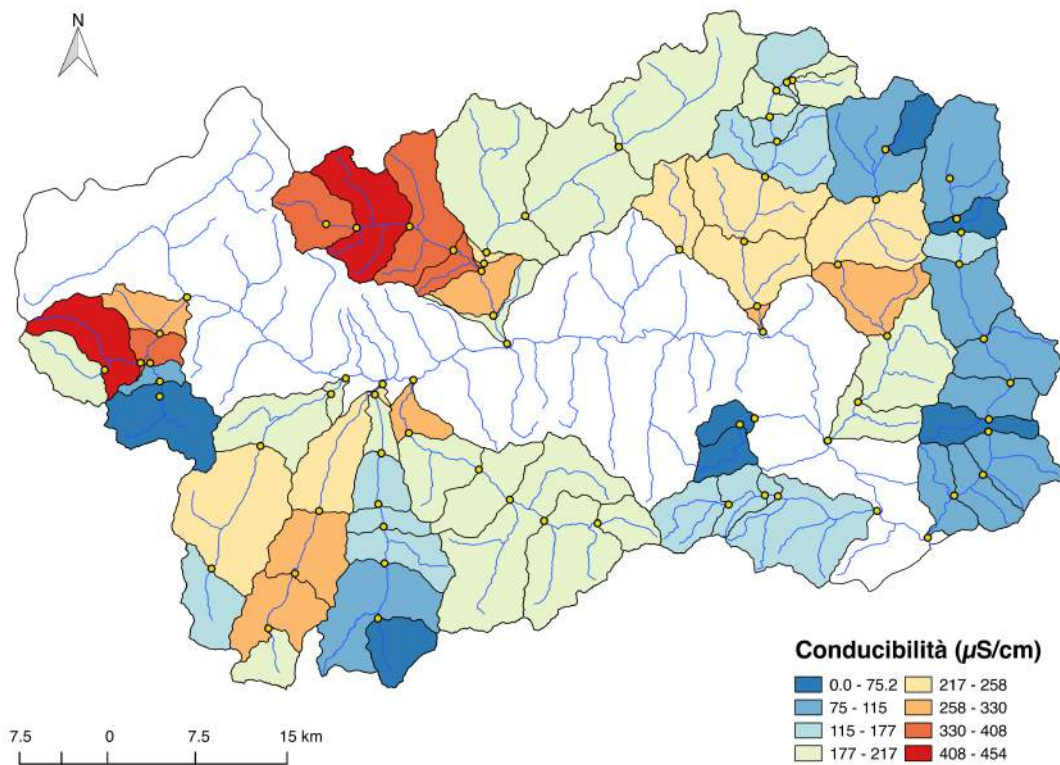


Fig. 4.18 - Rappresentazione cartografica dei valori di conducibilità (µS/cm) rilevati nell'area di studio

Solidi sospesi

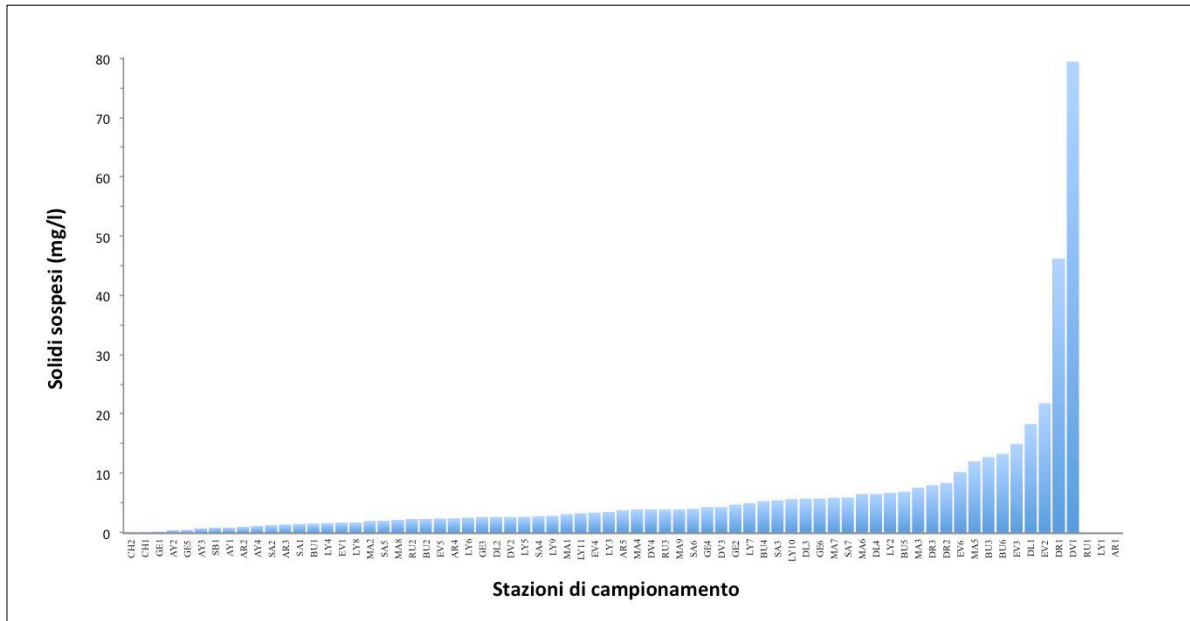


Grafico 5.7 - Solidi sospesi (mg/l) rilevati nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.7 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di solidi sospesi (mg/l). Si può osservare che la maggior parte delle stazioni ha valori relativamente costanti di solidi sospesi, ad eccezione di due stazioni che presentano un valore pari a 46.20 e 79.40 (mediana=3.50, minimo=0.20, massimo=79.40).

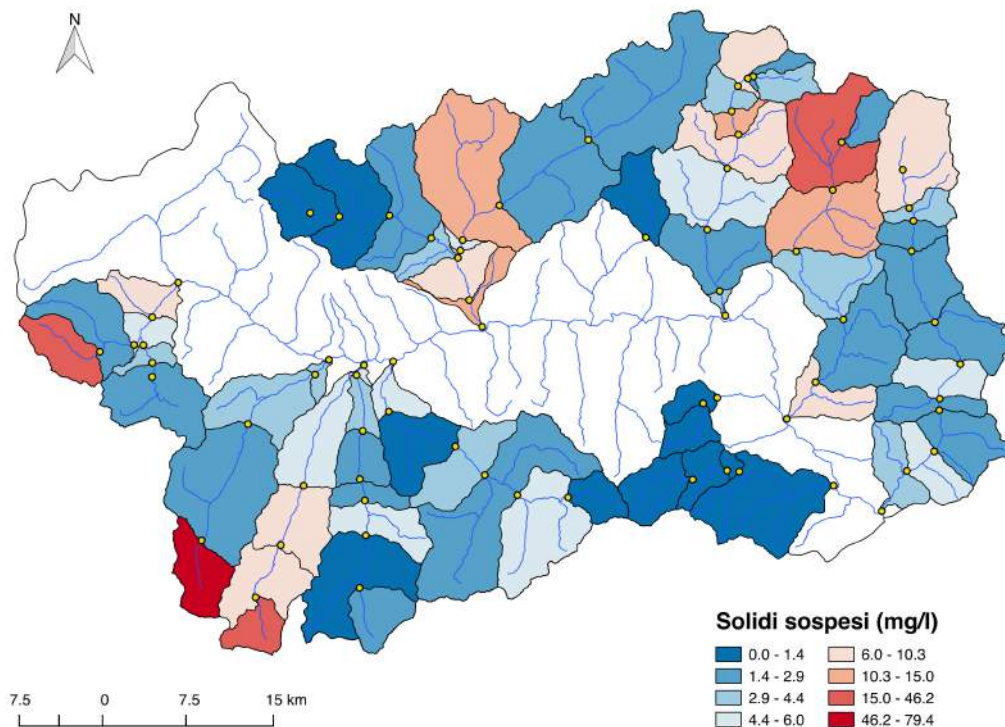


Fig. 4.19 - Rappresentazione cartografica dei solidi sospesi (mg/l) rilevati nell'area di studio

Magra e morbida solidi sospesi

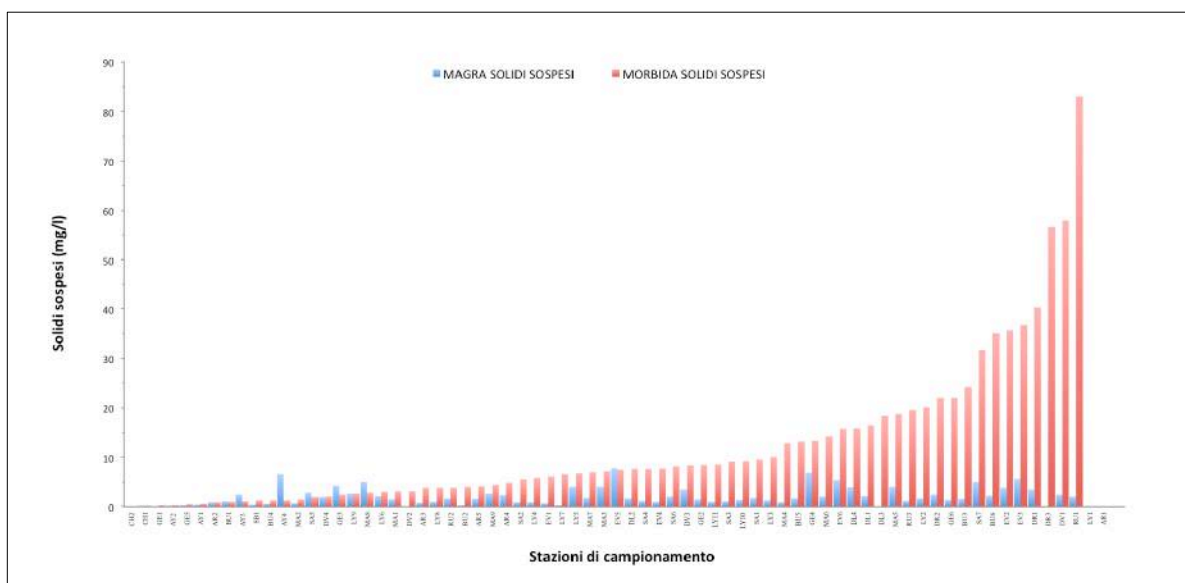


Grafico 5.8 - Solidi sospesi (mg/l) rilevati nelle stazioni di campionamento nei periodi di magra (azzurro) e morbida (rosso) idrologica

Il grafico 5.8 mostra la stessa variabile stratificata in periodo di magra (mediana=1.70, minimo=0.00, massimo=7.80) e morbida (mediana=7.35, minimo=0.20, massimo=83.00).

Temperatura

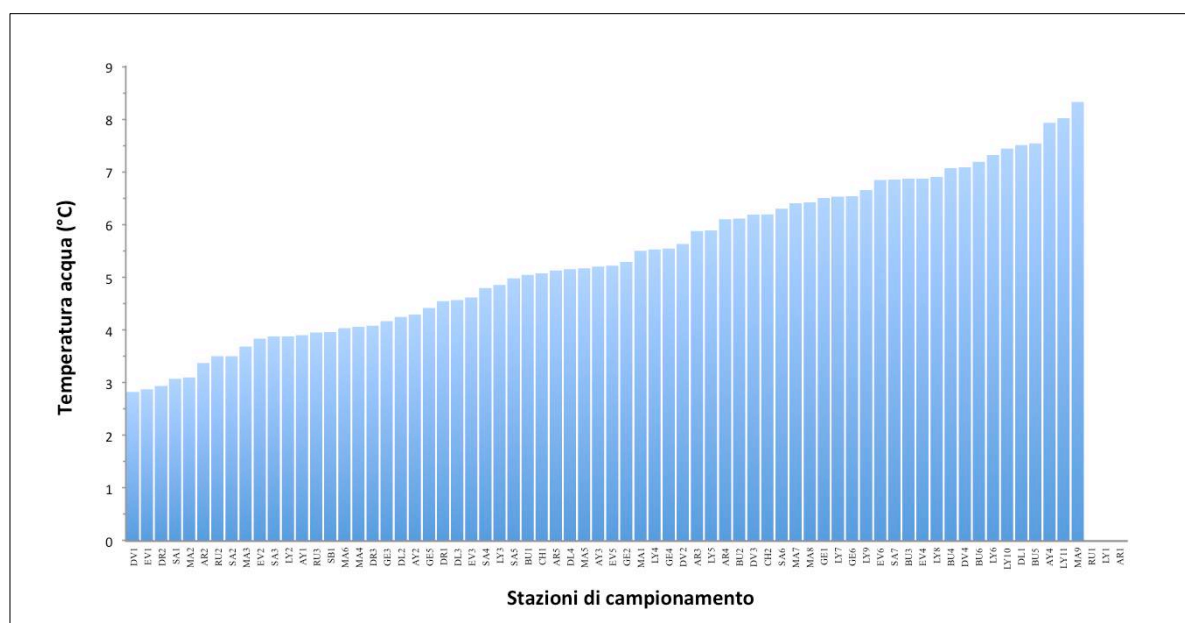


Grafico 5.9 - Temperatura (°C) rilevata nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.9 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di temperatura dell'acqua (°C) (mediana=5.21, minimo=2.83, massimo=8.32).

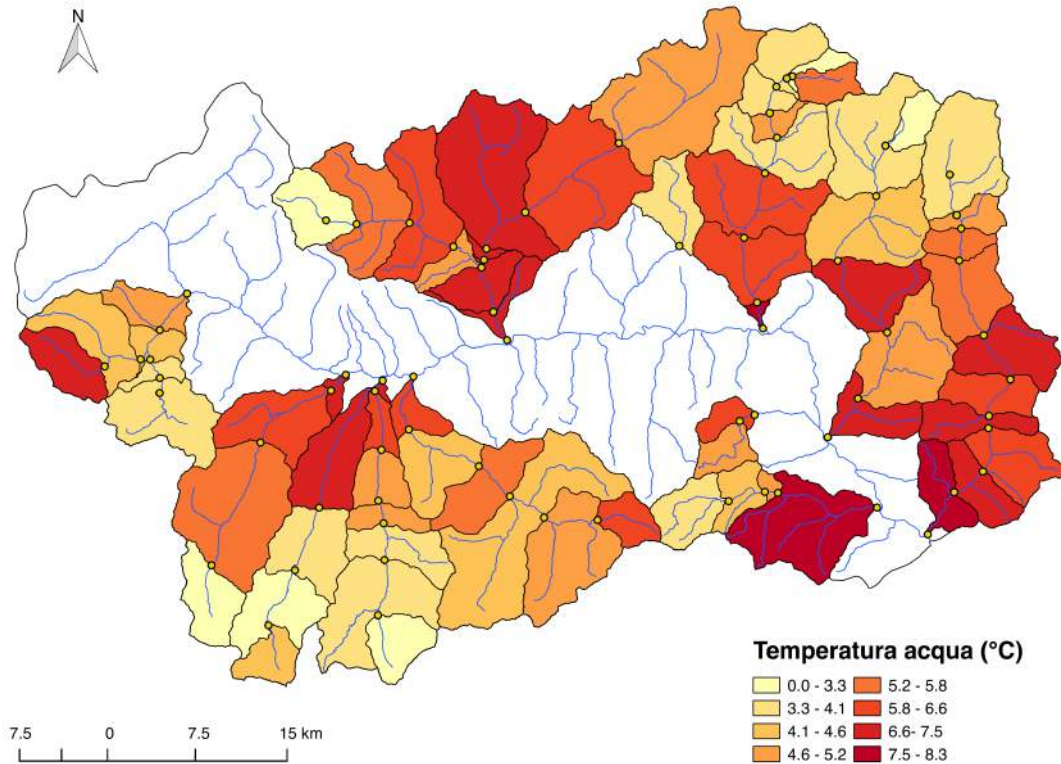


Fig. 4.20 - Rappresentazione cartografica dei valori di temperatura dell'acqua (°C)

Magra e morbida temperatura

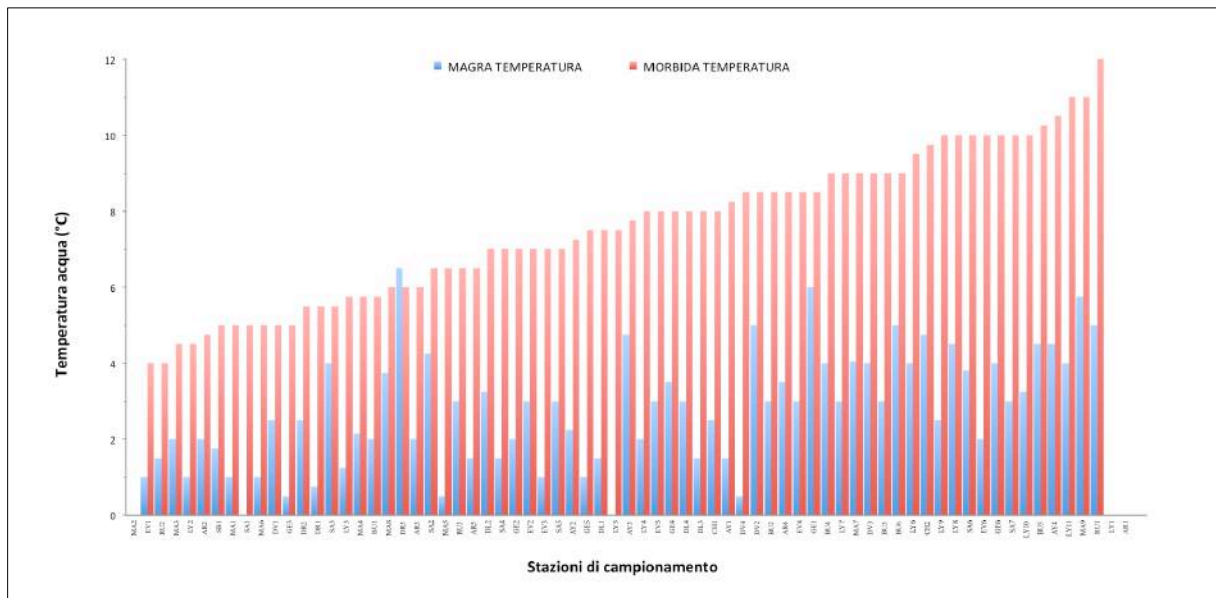


Grafico 5.10 - Temperatura (°C) rilevata nelle stazioni di campionamento nei periodi di magra (azzurro) e morbida (rosso) idrologica

Il grafico 5.10 mostra la stessa variabile stratificata in periodo di magra (mediana=3.00, minimo=0.50, massimo=6.50) e morbida (mediana=7.63, minimo=4.00, massimo=12.00).

pH

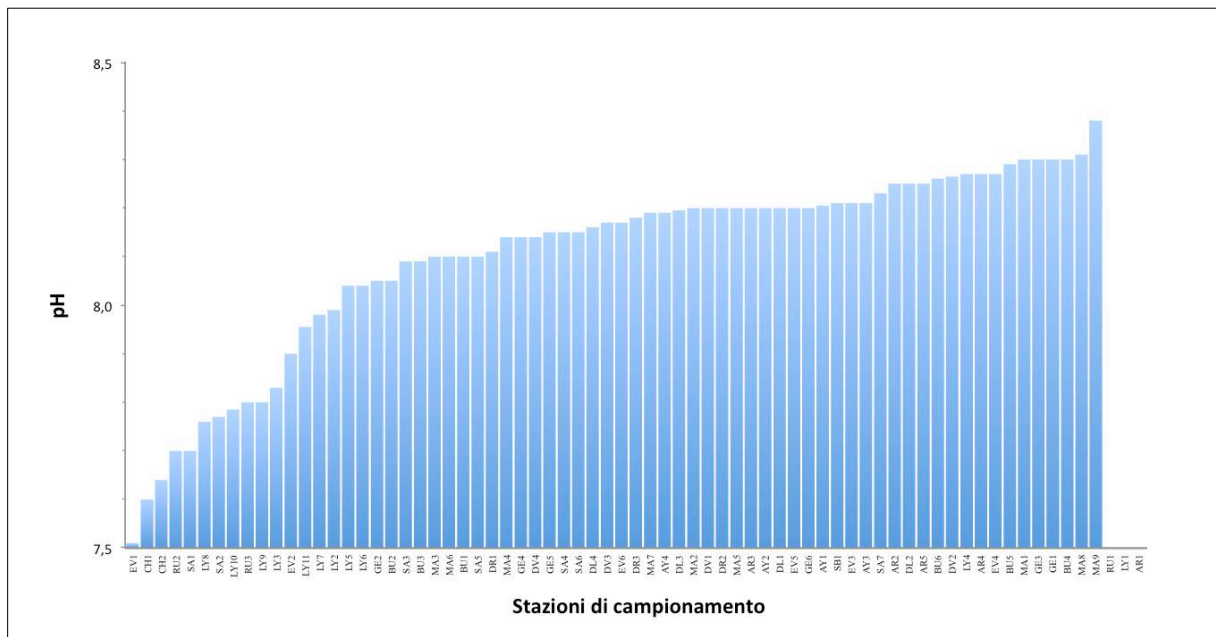


Grafico 5.11 - pH rilevato nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.9 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di pH (mediana=8.17, minimo=7.51, massimo=8.38).

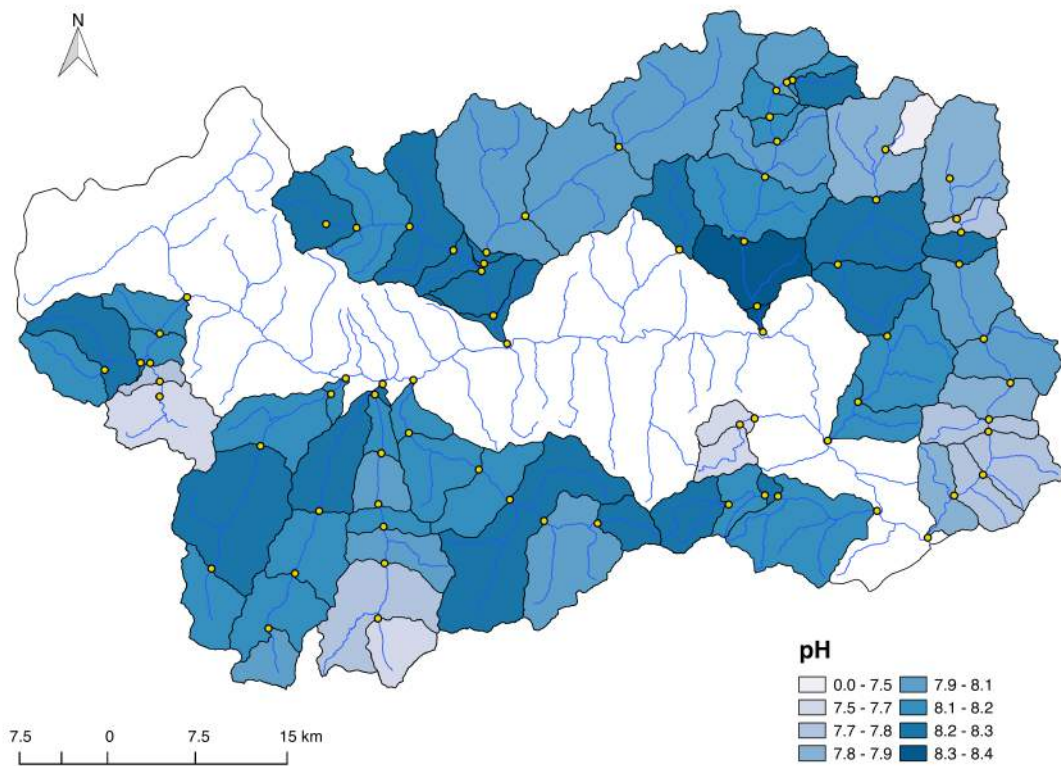


Fig. 4.21 - Rappresentazione cartografica dei valori di pH rilevati nell'area di studio

Portata scarichi urbani

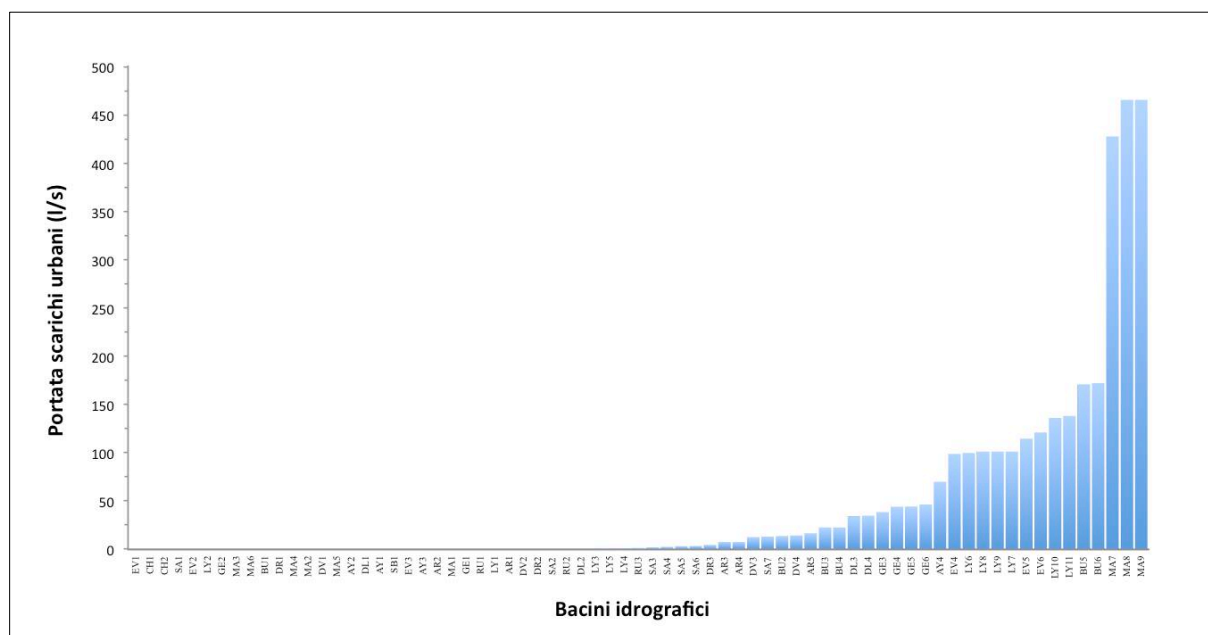


Grafico 5.12 - Sommatoria delle portate di scarichi urbani (l/s) all'interno dei bacini idrografici

Il grafico 5.12 mostra i bacini idrografici in ordine crescente di portata degli scarichi urbani (l/s). Si osserva che 27 bacini su un totale di 71 (35.2%) non presentano scarichi urbani (mediana=1.36, minimo=0.00, massimo=464.93).

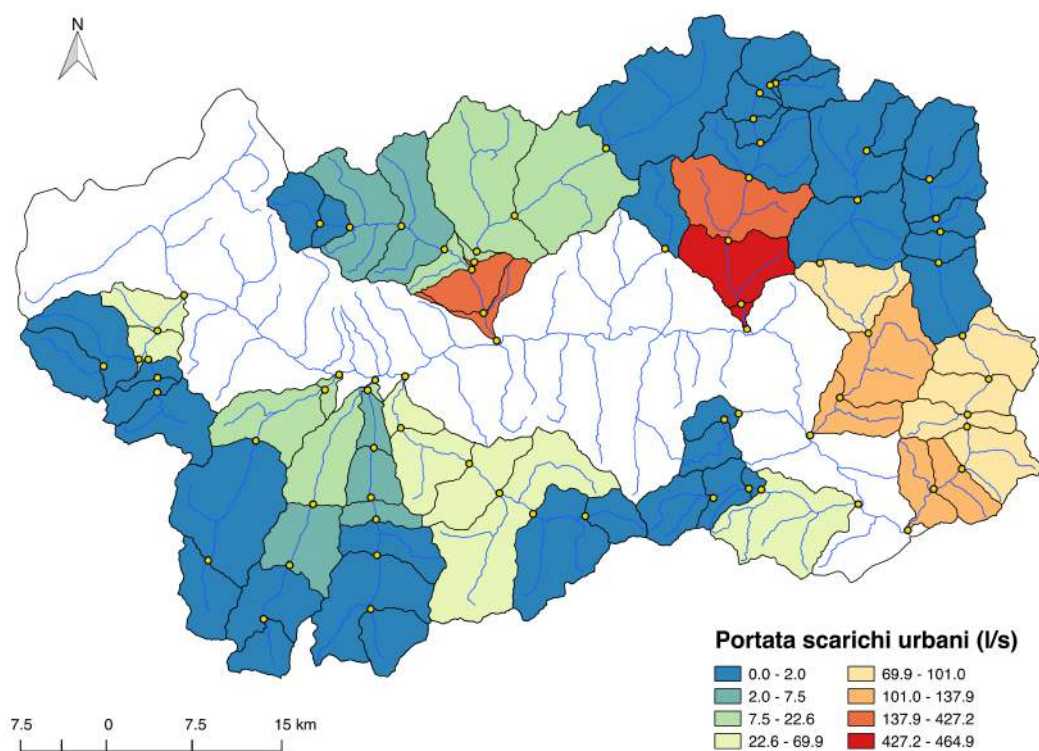


Fig. 4.22 - Rappresentazione cartografica della portata di scarichi urbani (l/s) all'interno dei bacini idrografici

Numero massimo di *taxa*

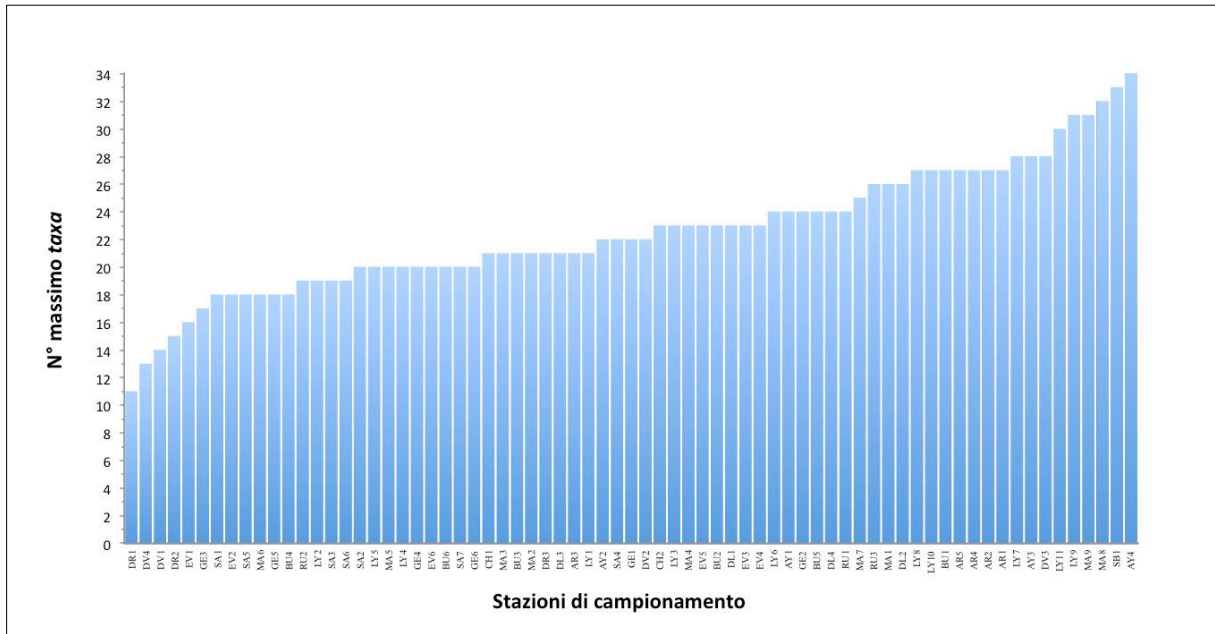


Grafico 5.13 - Numero massimo di *taxa* rilevato nelle stazioni di campionamento

Il grafico 5.13 mostra le stazioni di campionamento in ordine crescente di numero massimo di *taxa* (mediana=20, minimo=11, massimo=34).

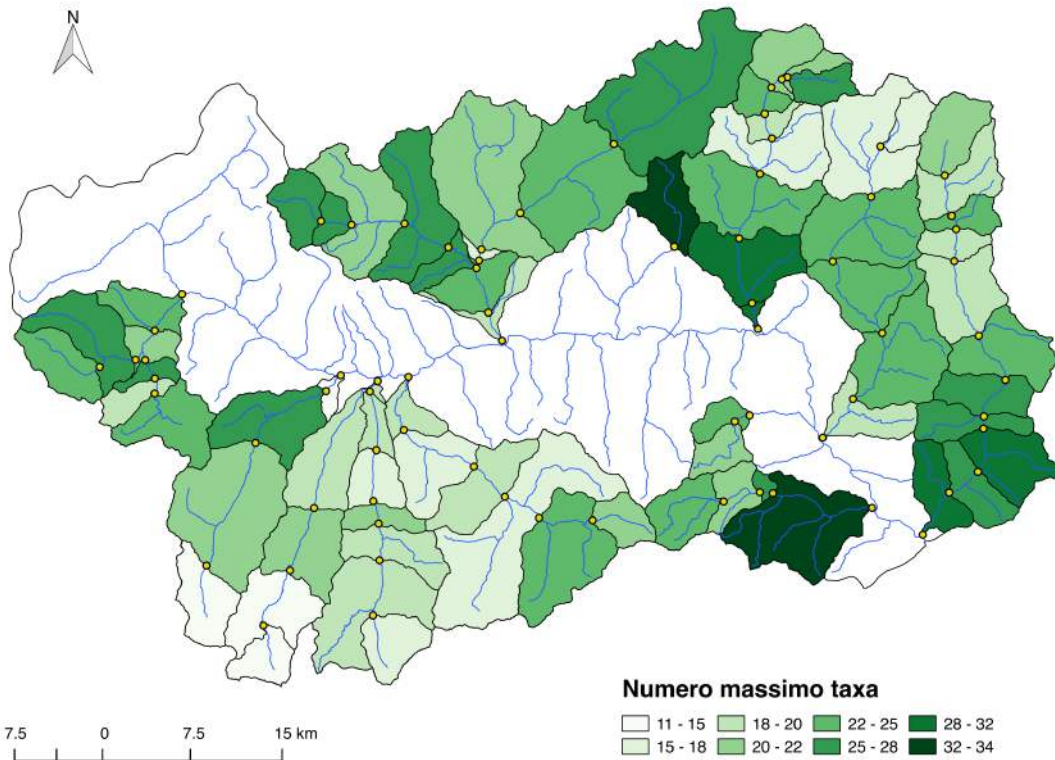


Fig. 4.23 - Rappresentazione cartografica del numero massimo di *taxa* all'interno dell'area di studio

Al fine di selezionare le variabili esplicative da inserire nel modello di regressione di Poisson, si è condotta un'analisi di associazione tra il logaritmo naturale dell'indicatore di biodiversità, espresso in unità logaritmiche (ln numero massimo di *taxa*), e le variabili quantitative in studio (tabella 5.3).

Covariate	N	Rho di Spearman	p-value
QUOTA	71	-0.281	0.018
PENDENZA	71	-0.048	0.689
ESPOSIZIONE	71	0.202	0.091
SUPERFICIE	71	0.091	0.451
GRANULOMETRIA	70	0.254	0.034
CONDUCIBILITÀ	68	0.126	0.306
SOLIDI SOSPESI	68	-0.274	0.024
MAGRA SOLIDI SOSPESI	66	-0.073	0.561
MORBIDA SOLIDI SOSPESI	68	-0.299	0.013
TEMPERATURA	68	0.388	0.001
MAGRA TEMPERATURA	66	0.325	0.008
MORBIDA TEMPERATURA	68	0.345	0.004
PH	68	0.153	0.213
PORTATA SCARICHI	71	0.218	0.068

Tab. 5.3 - Associazione tra ln n° max *taxa* e tutte le covariate (numero di casi, Rho di Spearman, p-value)

Dalla tabella si evince che l'associazione tra il logaritmo naturale del numero massimo di *taxa* e le covariate non risulta essere molto forte, ma, per alcune variabili, statisticamente significativa.

In particolare:

il ln n°max *taxa* risulta associato negativamente, in modo statisticamente significativo, con la quota (p=0.018), con i solidi sospesi (p=0.024), con la morbida solidi sospesi (p=0.013); risulta invece associato positivamente con la granulometria (p=0.034), con la temperatura (p=0.001), con la magra temperatura (p=0.008), con la morbida temperatura (p=0.004). Risulta inoltre un'associazione positiva borderline con l'esposizione (p=0.091) e con la portata scarichi (p=0.068).

Le tabelle 5.4 e 5.5 mostrano la differenza del valore mediano del numero massimo di *taxa*, espresso in unità logaritmiche ($\ln n^{\circ} \max \text{ di } taxa$), nei livelli delle variabili qualitative; sono riportati anche i valori mediani in unità originali ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$).

ORIGINE	N	25^Pct $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$)	Mediana $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$)	75^Pct $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$)	U di Mann-Whithney (p-value)
Glaciale	58	2.94 (19.00)	3.04 (21.00)	3.18 (24.00)	184.00 (0.003)
Scorrimento	13	3.09 (22.00)	3.30 (27.00)	3.31 (27.50)	

Tab. 5.4 - Associazione non parametrica tra $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ e l'origine (numero di casi, quartili, U di Mann-Whithney, p-value)

I risultati indicati in tabella 5.4 mostrano una differenza statisticamente significativa ($p=0.003$) dei valori mediani dell'indicatore passando dai corsi d'acqua di origine glaciale a quelli a scorrimento superficiale. Tale differenza è indicatrice di una relazione statisticamente significativa tra l'indicatore di biodiversità e l'origine. Si nota che i valori mediani sono superiore nei corsi d'acqua a scorrimento superficiale (27.00) rispetto a quelli glaciali (21.00).

DISTANZA	N	25^Pct $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$)	Mediana $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$)	75^Pct $\ln n^{\circ} \max \text{ taxa}$ ($n^{\circ} \max \text{ taxa}$)	Chi-quadrato di Kruskal-Wallis (p-value)
<5 Km	15	2.89 (18.00)	3.04 (21.00)	3.26 (26.00)	0.85 (0.36)
5-25 Km	48	3.00 (20.00)	3.09 (22.00)	3.21 (24.75)	
25-75 Km	8	3.01 (20.25)	3.24 (25.50)	3.37 (29.25)	

Tab. 5.5 - Associazione non parametrica tra $\ln(n^{\circ} \max \text{ taxa})$ e la distanza (numero di casi, quartili, chi-quadrato di Kruskal-Wallis, p-value)

I risultati mostrati in tabella 5.5 indicano assenza di differenza dei valori mediani dell'indicatore nei vari livelli di distanza ($p=0.36$). Questo evidenzia quindi l'assenza di relazione tra l'indicatore di biodiversità e la distanza; è comunque interessante notare come tali valori seguano un trend crescente passando dalla distanza minore a quella maggiore.

Nel modello di regressione di Poisson si sono inserite le seguenti variabili: origine, esposizione, granulometria, solidi sospesi e portata scarichi. Sono state escluse dal modello alcune variabili che, pur associate in modo rilevante dal punto di vista statistico all'indicatore di biodiversità, erano a loro volta fortemente correlate ($Rho > 0.70$) in modo statisticamente significativo a quelle

introdotte nel modello. Questa modalità di scelta delle variabili permette di tenere sotto controllo, in modo ragionato, il mascheramento o l'amplificazione di alcune relazioni con la variabile di risposta che altrimenti verrebbero eseguite automaticamente dal sistema.

La tabella 5.6 mostra il risultato derivante dal modello di regressione di Poisson, utilizzato per studiare la relazione tra l'indicatore di biodiversità e il set di variabili esplicative selezionato.

Covariate	b	ES(b)	p-value	e^b	IC(95%) e^b	
					Inferiore	Superiore
(INTERCETTA)	2.730	0.2740	0.000	15.339	8.965	26.245
ORIGINE - GH VS. SS	-0.177	0.0678	0.009	0.838	0.734	0.957
ESPOSIZIONE	0.002	0.0014	0.089	1.002	1.000	1.005
GRANULOMETRIA	0.015	0.0108	0.154	1.016	0.994	1.037
SOLIDI SOSPESI	-0.007	0.0031	0.032	0.993	0.987	0.999
PORTATA SCARICHI	0.001	0.0002	0.005	1.001	1.000	1.001

Tab. 5.6 - Regressione di Poisson - Variabile di risposta: n° massimo di *taxa*

La tabella mostra l'associazione tra l'indicatore di biodiversità, espresso sia come numero massimo di *taxa*, (e^b), sia come logaritmo naturale del numero massimo di *taxa* (b), e le variabili esplicative, essendo il coefficiente di regressione (b) aggiustato per la presenza di tutte le altre variabili che rimangono costanti.

Si evince che il logaritmo naturale del numero massimo di *taxa*:

- diminuisce in modo statisticamente significativo quando si passa da un torrente a scorrimento superficiale ad uno di tipo glaciale ($b=-0.177$; $p=0.009$); in altre parole il numero di *taxa* si riduce di circa il 16% passando da corsi d'acqua a scorrimento superficiale a quelli di origine glaciale ($e^b=0.838$)
- diminuisce in modo statisticamente significativo all'aumentare dei solidi sospesi ($b=-0.007$; $p=0.032$); in altre parole il numero di *taxa* diminuisce dell'1% circa per un aumento dei solidi sospesi di 1 mg/l ($e^b=0.993$)
- aumenta in modo statisticamente significativo all'aumentare della portata degli scarichi urbani ($b=0.001$; $p=0.005$); in altre parole il numero di *taxa* aumenta dello 0.1% quando la portata aumenta di 1 l/sec ($e^b=1.001$)

- aumenta in modo statisticamente non significativo all'aumentare della variabilità della granulometria ($b=0.015$; $p=0.154$)
- aumenta, con una significatività borderline, all'aumentare dell'esposizione ($b=0.002$; $p=0.089$); in altre parole il numero di *taxa* aumenta dello 0.2% quando l'esposizione aumenta di un grado (Nord=0°; Est=90°; Sud=180°; Ovest=270°) ($e^b=1.002$).

Poiché l'effetto dell'associazione, ai fini della discussione dei risultati, sembra essere poco informativo se relativo all'incremento di una unità della covariata in esame, si è proceduto alla valutazione dell'indicatore di biodiversità, e^b , per incrementi maggiori di 1, a seconda del tipo di covariata, come mostrato in tabella 5.7.

Covariate	Incremento covariata (Δ)	$e^{\Delta b}$
PORTATA SCARICHI (l/sec)	100	1.105
ESPOSIZIONE (°)	10	1.020

Tab. 5.7 - Variazione del n° max di *taxa* per incrementi delle variabili diversi da 1

Di conseguenza è possibile riformulare quanto sopra indicato come segue: per un aumento della portata degli scarichi urbani di 100 l/s il numero massimo di *taxa* aumenta del 10.5%.

Analogamente per un aumento dell'esposizione di 10° il numero massimo di *taxa* aumenta del 2%.

6. DISCUSSIONE

L'elaborazione del dataset ha permesso di quantificare la variabilità associata ai parametri descrittivi di bacini e siti di campionamento.

La tipologia prevalente dei siti di campionamento investigati, e quindi dei corsi d'acqua, presenta in genere:

- un'origine glaciale
- una temperatura dell'acqua ridotta
- un livello di solidi sospesi relativamente elevato
- una quota relativamente elevata
- una granulometria grossolana e poco variabile
- alvei molto incassati e poco esposti alla radiazione solare
- scarichi urbani concentrati principalmente in contesti antropizzati

Relativamente all'origine (glaciale o scorrimento superficiale), si osserva che il numero massimo di *taxa* è più elevato nei corsi d'acqua a scorrimento superficiale ovvero con regime nivopluviale.

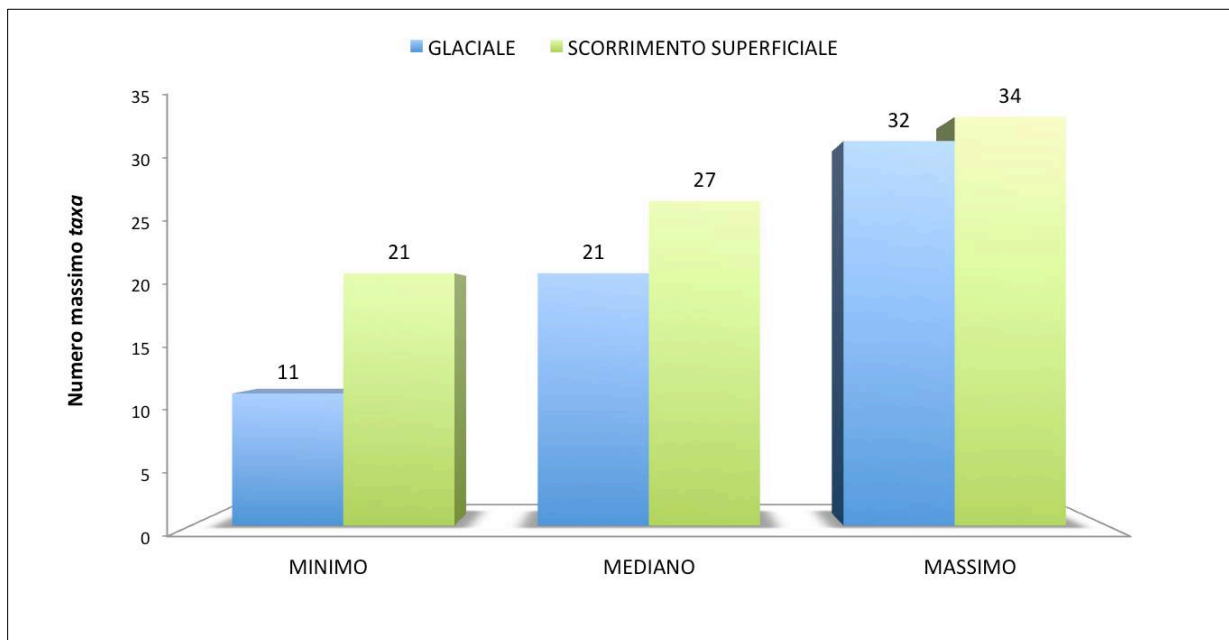


Grafico 6.1 - Numero massimo di *taxa* nei corsi d'acqua di origine glaciale e a scorrimento superficiale (valore minimo, mediano e massimo)

L'origine glaciale è connaturata anche a un range di temperature mediane più basse (soprattutto se si confrontano i valori relativi al periodo di magra e morbida idrologica) che comportano cicli metabolici più lenti e in particolare una minore attività alimentare, digestione e tassi di crescita

più lenti, e lo sviluppo rallentato di uova e ninfe (Sweeney, 1978; Humpesch, 1981; Allan, 1995; Huryn, 1996; Erba *et al.* 2003; Fenoglio *et al.*, 2005). Si ha quindi un minor input energetico all'interno del sistema che risulta in grado di smaltire meno velocemente il carico di nutrienti. Inoltre l'origine glaciale dei bacini comporta condizioni di oligotrofia più o meno spinta e comunità tendenzialmente con minor numero di *taxa*, sebbene altamente specializzati e sensibili (Milner & Petts, 1994; Maiolini & Lencioni, 2001; Bona *et al.*, 2005). In effetti il modello regressivo di Poisson mostra come passando da bacini a scorrimento a bacini glaciali la variabilità del numero di *taxa* (differenza tra numero minimo e massimo) aumenti notevolmente. In particolare il numero minimo di *taxa* risulta essere significativamente più basso nei bacini glaciali (n=11), rispetto a quelli a scorrimento superficiale (n=22). Questo risultato può avere ricadute gestionali molto importanti ad esempio quando, per l'elaborazione di indici ufficiali derivati dalla normativa (IBE o STAR_ICMi), viene utilizzata la metrica numero massimo di *taxa* per esprimere il valore dello stato del corso d'acqua in esame. Di fatto, comunità molto più povere di *taxa* sono spesso le più naturali.

Anche la presenza di solidi sospesi è strettamente associata alla glacialità del bacino.

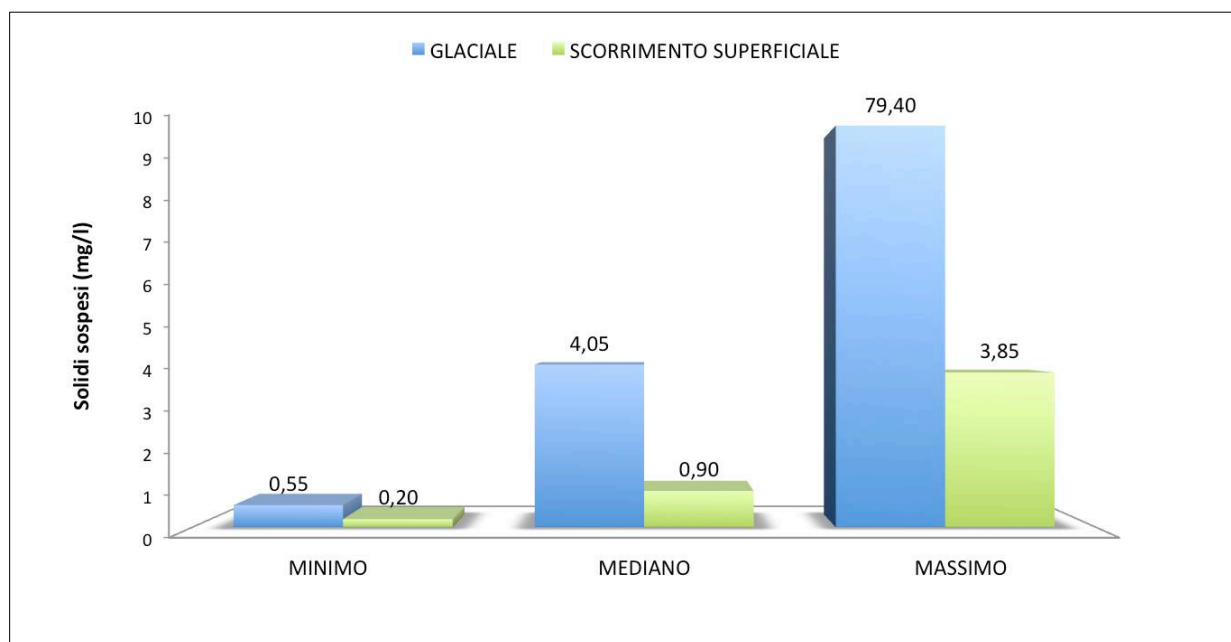


Grafico 6.2 - Variabile solidi sospesi (mg/l) stratificata in origine glaciale e da scorrimento superficiale (valore minimo, mediano e massimo)

L'effetto macroscopico è di tipo meccanico in quanto il carico solido abrade costantemente il substrato dell'alveo e limita fisicamente la possibilità di colonizzarlo da parte della vegetazione acquatica e del benthos, che tende ad essere trascinato a causa di un incremento del fenomeno di *drift*. Oltre a questo effetto abrasivo i solidi sospesi possono esercitare anche un'azione occlusiva

sui sistemi respiratori di pesci ed invertebrati (Cordone & Kelley, 1961; Berry *et al.*, 2003; Crowe & Hay, 2004). Maggiori solidi sospesi corrispondono quindi a popolazioni di benthos ancora più povere. Inoltre, i solidi sospesi aumentano la torbidità e quindi diminuiscono sensibilmente il passaggio della luce e la produttività primaria (Waters, 1995; Wood & Armitage, 1997). Nelle zone lentiche a minor velocità di corrente, una maggior torbidità comporta anche una maggiore riflessione della radiazione solare incidente e quindi un minor riscaldamento dell'acqua. Un altro effetto che limita il numero di *taxa* è legato al deposito di granulometria fine (limo, sabbia) in alcuni microhabitat che risultano colonizzabili solo da alcuni *taxa* altamente specializzati, come i Chironomidae, mentre substrati più eterogenei ospitano comunità più abbondanti e diversificate, come dimostrato in numerosi studi precedenti (Minshall, 1984; Ciutti *et al.*, 2004; Solimini *et al.*, 2001; Fenoglio *et al.*, 2004). Questo è legato al fatto che substrati omogeneamente fini presentano una bassa ossigenazione, un'elevata instabilità e una ridotta capacità di trattenere il particolato organico (Fenoglio & Bo, 2009).

Si evidenzia che il trasporto di sedimenti da parte del bacino della Dora Baltea (con estensione pari a 3.240 km²) è particolarmente elevato, quantificato in 600.000 tonnellate/anno di sedimenti immessi nel bacino del Po (con estensione complessiva di 71.000 km²); una superficie minore del 5% della superficie totale apporta oltre il 20% del carico solido complessivo (Vezzoli, 2004).

La quota media del reticolo idrografico in esame risulta essere particolarmente elevata (grafico 5.2). Oltre un terzo dei siti di campionamento è al di sopra dei 1500 m di quota. Questa situazione insieme alla pendenza e alla granulometria grossolana e poco variabile, costituisce una limitante naturale allo sviluppo delle comunità bentoniche.

L'esposizione dei bacini idrografici, influenzando sull'insolazione (maggiore nei bacini esposti a Sud e minore in quelli esposti a Nord), è generalmente interpretata in termini ecologici come proporzionale alla produttività primaria, ma nei torrenti dell'area di studio può essere "mascherata" da altri fattori quali l'incassamento dell'alveo e l'ombreggiamento della vegetazione. Di fatto, l'esposizione del bacino sotteso dal sito di campionamento sembra essere il descrittore meno influente sul numero massimo di *taxa*, versosimilmente perché il transetto usato per il campionamento può avere un'esposizione molto differente da quella del bacino sotteso e le condizioni stazionali possono essere sensibilmente diverse da quelle medie del bacino.

La sommatoria delle portate degli scarichi urbani costituisce l'unico descrittore, risultato significativo nel modello, legato a una pressione antropica. Questo fattore ha un rilievo

gestionale importante perchè è l'unico su cui si può intervenire direttamente, aumentando o diminuendo la portata degli scarichi dei reflui urbani immessi nel reticolo torrentizio.

L'interpretazione del dato derivante dalla relazione tra numero massimo di *taxa* e portata degli scarichi urbani non è tuttavia univoca: la presenza ridotta di scarichi, nelle condizioni di generale oligotrofia, può corrispondere sia a un'elevata sensibilità dei *taxa* presenti, quindi indirettamente a una buona condizione complessiva del corpo idrico, sia a una maggiore vulnerabilità nei confronti di eventuali pressioni, ad esempio l'autorizzazione di nuovi scarichi. Parallelamente, un carico organico elevato derivante dalla presenza di reflui immessi in acqua, può comportare un numero elevato di *taxa* meno sensibili. Di fatto, il numero massimo di *taxa* sembra rispondere in modo evidente al tenore di sostanza organica disciolta: quando la sommatoria degli scarichi è alta il numero massimo *taxa* aumenta in quanto sono più numerose le unità tassonomiche tolleranti al basso tenore di ossigeno considerate dagli indici IBE e STAR_ICMi.

Inoltre ad una comunità composta da un maggior numero di *taxa* sebbene più tolleranti, corrisponde una maggiore articolazione della rete trofica; di fatto una comunità più ricca e con *taxa* più tolleranti potrebbe essere maggiormente stabile e meno vulnerabile in termini di resistenza e resilienza dei popolamenti macrobentonici (Herbst & Kane, 2009).

I valori di nutrienti, in particolare fosforo e azoto, rilevati nei corsi d'acqua valdostani sono mediamente bassi rispetto a quelli rilevabili in aree di pianura, caratterizzate da maggiori pressioni antropiche, legate principalmente all'agricoltura intensiva. Ad esempio i valori di azoto nitrico (N-NO₃) variano tra 0.02 e 2.12 mg/l. Confrontandoli con i valori soglia per l'azoto nitrico estrapolati dall'indice LIMeco (tab 6.1), un descrittore integrato previsto dalla normativa che valuta nutrienti e ossigeno, risulta evidente quanto siano bassi i livelli rilevati all'interno dell'area di studio.

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-O ₂ % sat.	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)	< 0.03	≤ 0.06	≤ 0.12	≤ 0.24	> 0.24
N-NO ₃ (mg/l)	< 0.6	≤ 1.2	≤ 2.4	≤ 4.8	> 4.8
Fosforo totale (µg/l)	< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

Tab. 6.1 - Soglie dei parametri considerati per il calcolo dell'indice LIMeco

Inoltre il valore soglia di NO₃ utilizzato in normativa per definire una "Zona Vulnerabile da

nitriti” è di 50 mg/l, che corrisponde a 11.3 mg/l di N-NO₃, valore decisamente più elevato rispetto a quelli rilevati nell’area di studio considerata.

Le considerazioni suddette confermano su base quantitativa le conoscenze acquisite dagli operatori mediante il monitoraggio pluriennale dei corsi d’acqua valdostani, effettuato per l’applicazione degli indici previsti dalla normativa.

Il modello regressivo di Poisson utilizzato permette di associare un ordine di importanza alle variabili indipendenti considerate nello studio. In particolare, il numero massimo di *taxa*, inteso come valore proxy di biodiversità, è influenzato nell’ordine dalle seguenti variabili, che risultano statisticamente significative:

1. Origine
2. Solidi sospesi
3. Esposizione (con significatività borderline)
4. Sommatoria portata scarichi

Il modello quantifica l’effetto dei quattro parametri suddetti nel determinare il numero massimo di *taxa*. In particolare :

- il numero di *taxa* si riduce di circa il 16% passando da corsi d’acqua a scorrimento superficiale a quelli di origine glaciale
- il numero di *taxa* diminuisce dell’1% per un aumento dei solidi sospesi di 1 mg/l
- il numero di *taxa* aumenta del 10.5% quando la portata degli scarichi autorizzati aumenta di 100 l/sec
- il numero di *taxa* aumenta del 2% quando l’esposizione aumenta di 10°, all’interno del range di esposizione considerato (137°-270°)

Inizialmente anche il numero massimo di famiglie EPT era stato considerato come indicatore di biodiversità, oltre al numero massimo di *taxa*. Tuttavia tale variabile nel modello di regressione di Poisson non ha dato risultati rilevanti dal punto di vista statistico, e pertanto è stata esclusa come variabile di risposta.

7. CONCLUSIONI

Lo studio ha permesso di giungere alle seguenti conclusioni:

- L'elaborazione della base dati utilizzata e la sua rappresentazione in termini sintetici e cartografici rappresenta un plusvalore oggettivo di fondamentale importanza gestionale in particolare per l'uso delle risorse idriche e per la gestione degli ecosistemi fluviali e torrentizi.
- I fattori che influiscono maggiormente sul numero massimo di *taxa* nell'area di studio sono di tipo naturale (origine, solidi sospesi, esposizione) e non sono riferibili a pressioni e impatti antropici. Tuttavia, il numero massimo di *taxa* è una metrica considerata dagli indici utilizzati dalla normativa di riferimento per la definizione della qualità dei corpi idrici in relazione alle pressioni di origine antropica. Di conseguenza, il giudizio di stato di qualità ambientale è influenzato in modo significativo dai parametri naturali più che dalle pressioni antropiche correlate in particolare alla presenza di scarichi. Questa considerazione fornisce elementi quantitativi importanti per interpretare correttamente la base dati derivante dai monitoraggi istituzionali, la conseguente formulazione di stato ecologico e le relative misure di riqualificazione.
- L'elaborazione effettuata non considera il livello di sensibilità dei *taxa* agli inquinanti e/o alle pressioni ambientali, né le loro caratteristiche autoecologiche (FFG). Allo stesso modo non sono considerati i valori di IBE e STAR_ICMi derivati dai campionamenti, che hanno al loro interno meccanismi di compensazione e sono stati ideati con la finalità di biondificazione e di valutazione dello stato di qualità. Più correttamente bisognerebbe confrontare il numero massimo di *taxa* rinvenuti con le comunità di riferimento per una data tipologia di corpo idrico (come previsto da D.Lgs. 152/06 e D.M. 260/2010). Tuttavia tali liste sono attualmente in fase di revisione approfondita e non risultano disponibili.
- Il dataset considerato non ha al suo interno una quantificazione e una caratterizzazione del livello di artificializzazione per presenza di opere idrauliche in alveo in corrispondenza dei siti di campionamento. Analogamente, il dataset non evidenzia in modo diretto ed esplicito i punti di campionamento sottesi da derivazioni idriche.
- Il livello di integrità ambientale/impatto sul corso d'acqua è difficile da definire analizzando unicamente le comunità bentoniche in quanto, nel contesto oligotrofico dell'area di studio, esse sono sostenute da una capacità portante naturalmente limitata. Questa condizione si riflette anche sulla logica di assegnazione del giudizio di qualità, ai sensi della normativa

vigente D.M. 260/2010 che assegna un valore fondamentale agli elementi di qualità biologica (EQB: Macroinvertebrati - Diatomee - Macrofite - Ittiofauna). In particolare lo stato di qualità del corpo idrico è determinato dal peggiore tra gli EQB (“vince il peggiore”). In altre parole una comunità bentonica soggetta a limitanti naturali molto forti può portare a una sottostima dello stato ecologico dei corpi idrici.

- Il possesso di un dato cartografico e quantitativo riferibile alle condizioni ambientali dei corsi d’acqua risulta essere inoltre fondamentale per la gestione dei conflitti d’uso tra i diversi portatori di interesse (conservazione e mantenimento delle condizioni ambientali, fruizione idroelettrica, fruizione agricola, turismo, tutela del paesaggio, pesca sportiva) in particolare per supportare modelli gestionali basati sull’analisi multicriterio.

BIBLIOGRAFIA

- Allan J.D., 1995. Stream Ecology: Structure and function of running waters. Chapman e Hall, Londra, pp. 388.
- Angelier E., 2003. Ecology of streams and rivers. Science Publishers Inc., Enfield, pp. 215.
- APAT, IRSA-CNR, 2003. Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.). APAT *Manuali e Linee guida*, 3:1115-1136.
- Assessorato Territorio, Ambiente e Opere pubbliche, Dipartimento Territorio Ambiente e Opere Pubbliche, Regione Autonoma Valle d'Aosta, 2006. Piano di Tutela delle Acque, Musemeci S.p.A.
- Baldaccini G.N., Leone L.M., Taddei C., 2008. The running water macroinvertebrates community: sampling techniques. *Journal of Environmental Monitoring*, 11:756-760.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition). EPA. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C.
- Berry W., Rubinstein N., Melzian B., Hill B., 2003. The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: a review. US Environmental Protection Agency, National Health and Environmental Health Effects Laboratory, Rhode Island, Internal Report, pp. 58.
- Bona F., Falasco E., Fenoglio S., Badino G., 2005. Monitoraggio biologico dei sistemi fluviali in alta quota: un'esperienza nel gruppo del Monte Bianco. *XV Congresso della Società Italiana di Ecologia "Ambiente, risorse e sviluppo"*, 29:1-5.
- Bonetto F., Gianotti F., 1998. Guida al Giardino delle Rocce. Comune di Pollein, Regione Autonoma Valle d'Aosta.
- Buffagni A., Erba S., 2007(a). Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. IRSA-CNR *Notiziario dei metodi analitici*, 1:2-27.

- Buffagni A., Erba S., 2007(b). Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi ai sensi della 2000/60/CE (WFD): l'indice STAR_ICMi, IRSA-CNR. *Notiziario dei Metodi Analitici*, 1: 94-100.
- Buffagni A., Erba S., Aquilano G., Armanini D., Beccari C., Casalegno C., Cazzola M., Demartini D., Gavazzi N., Kemp J.L., Mirolo N., Rusconi M., 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte B. Descrizione degli habitat fluviali a supporto del campionamento biologico. IRSA-CNR *Notiziario dei Metodi Analitici*, 1:28-52.
- Buffagni A., Erba S., Pagnotta R., 2008. Definizione dello stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/CE (WFD): il sistema di classificazione MacrOper, IRSA-CNR. *Notiziario dei Metodi Analitici*, numero speciale: 24-46.
- Buffagni A., Kemp J.L., Erba S., Belfiore C., Hering D., Moog O., 2001. A Europe wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM project and its importance for southern Europe (with special emphasis in Italy). *Journal of Limnology*, 60:39-48.
- Ciutti F., Cappelletti C., Monauni C., Siligardi M., 2004. Influence of Substrate Composition and Current Velocity on Macroinvertebrates in a Semi-Artificial System. *Journal of Freshwater Ecology*, 19:455-460.
- Cordone A.J., Kelley D.W., 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *California Fish and Game*, 47:189-228.
- Crowe A., Hay J., 2004. Effects of fine sediments on river biota. Report N. 951 Mouteka Integrated Catchment Management Programme. Cawthron Institute, Nelson, pp. 38.
- Cummins K.W., 1974. Structure and Function of Stream Ecosystems. *Bioscience*, 24:631-641.
- Cummins K.W., 1979. The natural stream ecosystem. In: Ward, J.V., Stanford, J.A. (eds), *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York, pp. 398.
- Cummins K.W., Klug M.J., 1979. Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual review of Ecology and Systematics*, 10:147-172.

- Cummins K.W., Klug M.J., Ward G.M., Spengler G.L., Speaker R.W., Ovink R.W., Mahan D.C., Petersen R.C., 1981. Trends in Particulate Organic Matter Fluxes, Community Process and Macroinvertebrate Functional Group along a Great Lakes Drainage Basin River Continuum. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 21:841-849.
- Cummins K.W., Wilzbach M.A., Gates D.M., Perry J.B., Taliaferro W.B., 1989. Shredders and Riparian Vegetation. *BioScience*, 39:24-30.
- Cushing C.E., McIntire D.C., Cummins K.W., Minshall G.W., Petersen R.C., Sedell J.R., Vannote R.L., 1983. Relationships among Chemical, Physical and Biological Indices along a River Continuum based on Multivariate Analyses. *Archiv für Hydrobiologie*, 98:317-326.
- Erba S., Buffagni A., Alber R., Belfiore C, Bielli E., Armanini D.G., Cazzola M., Cuomo S., Demartini D., 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte C. Scheda di campionamento per i fiumi guadabili e note generali a supporto delle attività di campo. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici*, 1:53-68.
- Erba S., Melissano L., Buffagni A., 2003. Life cycles of Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) in a North Italian prealpine stream. In Gaino E. (ed), *Research update on Ephemeroptera and Plecoptera*. University of Perugia Press, Perugia, pp. 177-186.
- Fenoglio S., Bo T., 2009. Lineamenti di ecologia fluviale. Città Studi Edizioni, Torino, pp. 252.
- Fenoglio S., Bo T., Battezzore M., Morisi A., 2005. Growth Rate of *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff, 1852) (Ephemeroptera: Oligoneuriidae) in Two Rivers with Contrasting Temperatures (NW Italy). *Zoological Studies*, 44:271-274.
- Fenoglio S., Bo T., Cucco M., 2004. Small-scale macroinvertebrate distribution in a neotropical rainforest stream. *Caribbean Journal of Science*, 40:253-257.
- Gandolfi G., Zerunian S., 1987. I pesci delle acque interne italiane: aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti della Società italiana di Scienze naturali*, 128:3-56.

- Gazzetta Ufficiale della Comunità Europea L. 327 del 22/12/2000. Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, pp. 71.

- Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, supplemento ordinario n. 96 alla G.U. del 14 aprile 2006, n. 88. D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152. "Norme in materia ambientale" - Parte terza e relativi Allegati.

- Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, supplemento ordinario n. 101 alla G.U. del 29 maggio 1994, n. 124. D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152. 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.

- Gazzetta ufficiale della Repubblica Italiana, supplemento ordinario n. 30 alla G.U. del 7 febbraio 2010, n. 31. D.M. 8 novembre 2010, n. 260. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo.

- Gerbore J., 2010. Tesi di Laurea Magistrale: Waterlab, sviluppo di un sistema per la gestione dei dati ambientali relativi alle acque. Politecnico di Torino, III Facoltà di Ingegneria dell'Informazione, corso di Laurea in Ingegneria Informatica.

- Ghetti P.F., 1985. I corsi d'acqua come tipici ecosistemi aperti. *Atti del seminario di aggiornamento. Ecologia dell'Ambiente fluviale*, 1:171-189.

- Ghetti P.F., 1997. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.

- Ghetti P.F., 2001. Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti (Seconda Edizione). Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.

- Ghetti P.F., Bonazzi G., 1981. I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. Collana del Progetto Finalizzato C.N.R. "Promozione della Qualità dell'Ambiente", pp. 181.
- Giller P.S., Malmqvist B., 1998. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press, Oxford, pp. 296.
- Herbst D.B., Kane J.M., 2009. Responses of Aquatic Macroinvertebrates to Stream Channel Reconstruction in a Degraded Rangeland Creek in the Sierra Nevada. *Ecological Restoration*, 27:76-88.
- Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonschot P. F. M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516:1-20.
- Hill W., Ryon R.M., Schilling E.M., 1995. Light Limitation in a Stream Ecosystem: Responses by Primary Producers and Consumers. *Ecology*, 76:1297-1309.
- Humpesch U.H., 1981. Effect of temperature on larval growth of *Ecdyonurus dispar* (Ephemeroptera: Heptageniidae) from two English lakes. *Freshwater Biology*, 11:441-457.
- Hurn A.D., 1996. Temperature-dependent growth and lifecycle of *Deleatidium* (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in 2 high-country streams in New Zealand. *Freshwater Biology*, 36:351-361.
- Hynes H.B.N., 1970. The Ecology of Running Waters. University of Toronto Press, Toronto, pp. 555.
- Illies J., Botosoneanu L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 12:1-57.
- Maiolini B., Lencioni V., 2001. Longitudinal distribution of macroinvertebrate assemblages in a glacially influenced stream system in the Italian Alps. *Freshwater Biology*, 46:1625-1641.
- Merrit R.W., Cummins K.W., 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall Hunt, Dubuque, pp. 862.

- Milner A.M., Petts G.E., 1994. Glacial rivers: physical habitat and ecology. *Freshwater Biology*, 32:29-307.
- Minshall G.W., 1978. Autotrophy in Stream Ecosystems. *Bioscience*, 28:766-771.
- Minshall G.W., 1984. Aquatic insect-substratum relationships. In: Resh, V.H., Rosenberg D.M. (eds), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publishers, New York, pp. 358-400.
- Pretty J.L., Giberson D.J., Dobson M., 2005. Resource dynamics and detritivore production in an acid stream. *Freshwater Biology*, 50:578-591.
- Salmoiraghi G., 1992. Ecosistemi lotici: sequenza temporale e distribuzione spaziale delle comunità macrozoobentoniche. *Atti Società Italiana di Ecologia*, 15:195-220.
- Salmoiraghi G., Gumiero B., 1990. La fauna macrobentonica del Fiume Sieve (Mugello, Toscana) prima della costruzione della diga del Bilancino. *Rivista di Idrobiologia*, 29:663-649.
- Siligardi M., Avolio F., Baldaccini G., Barnabei S., Bucci M.S. Cappelletti C., Chierici M., Ciutti F., Floris B., Franceschini A., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni K., Negri P., Pineschi G., Pozzi S., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R. & Tamburro C., Zanetti M., 2007. I.F.F. - Indice di Funzionalità Fluviale. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), pp. 323.
- Solimini A., Benvenuti A., D'Olimpio R., De Cicco M., Carchini G., 2001. Size structure of benthic invertebrate assemblages in a Mediterranean river. *Journal of the North American Benthological Society*, 20:421-431.
- Strahler A.N., 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63:923-937.
- Sweeney B.W., 1978. Bioenergetic and developmental response of a mayfly to thermal variation. *Limnology and Oceanography*, 23:461-477.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P., 2000. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CRS Editions, Paris, pp. 587.

- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130-137.
- Vezzoli G., 2004. Erosion in the Western Alps (Dora Baltea Basin):2. Quantifying sediment yield. *Sedimentary Geology*, 171:247-259
- Volk C.J., Volk C.B., Kaplan L.A., 1997. Chemical composition of biodegradable Dissolved Organic Matter in streamwater. *Limnology and Oceanography*, 42:39-44.
- Waters T.F., 1995. Sediment in streams: sources, biological effects and control. American Fisheries Society, pp. 251.
- Wood P.J., Armitage P.D., 1997. Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management*, 21:203-217.
- Woodiwiss F.S., 1964. The Biological System of Stream Classification Used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 14:443-447.
- Woodiwiss F.S., 1978. Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Second practical demonstration. Summary report. Commission of the European Communities, Environment and Consumer Protection Service.