

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PAVIA

FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE, FISICHE E NATURALI

DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA E DELL'AMBIENTE

CORSO DI LAUREA SPECIALISTICA IN BIOLOGIA SPERIMENTALE E APPLICATA



ANALISI DELLE COMUNITA' MACROBENTONICHE IN
TORRENTI MONTANI PER LA VALUTAZIONE DELL'EFFETTO
DI DERIVAZIONI IDROELETTRICHE

Relatore:

prof. Anna Carmen Occhipinti

Correlatori:

dott. Andrea Mammoliti Mochet

dott. Roberto Lia

Tesi di laurea di

Matteo Barzan

Anno Accademico 2010/2011

A Emilia, Franco

Giuseppina ed Egidio

INDICE

CAPITOLO I – INTRODUZIONE.....	5
I. 1 - CORSI D’ACQUA, ECOSISTEMI A RISCHIO	5
I. 2 – IMPIANTI IDROELETTRICI.....	8
I. 3 – IMPATTI AMBIENTALI DELL’IDROELETTRICO SUI CORSI D’ACQUA.....	11
I. 3. 1 - Tratto a monte della derivazione.....	13
I. 3. 2 - Tratto sotteso alla derivazione.....	14
I. 3. 3 - Tratto a valle della restituzione	16
I. 4 - IMPATTO DEGLI IMPIANTI IDROELETTRICI SULLA COMUNITA’ MACROBENTONICA	21
I. 5 – PRODUZIONE IDROELETTRICA E FONTI RINNOVABILI	23
I. 6 – RIFERIMENTI NORMATIVI.....	28
I. 6. 1 – Produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili	28
I. 6. 2 – Tutela della risorsa idrica	29
I. 7 - DEFLUSSO MINIMO VITALE E SPERIMENTAZIONE CVA	30
I. 7. 1 – Criteri per la determinazione del DMV	31
I. 7. 2 – La sperimentazione CVA	35
 CAPITOLO II – OBIETTIVO DELLA RICERCA.....	 37
 CAPITOLO III – AREA DI STUDIO	 38
III. 1 – LA VALLE D’AOSTA	38
III. 1. 1 – Inquadramento geografico e geologico.....	38
III. 1. 2 – Inquadramento idrografico e idrologico	40
III. 2 – LE STAZIONI DI CAMPIONAMENTO	43
III. 2. 1 – Gruppo EVA-CHA-AYA	46
III. 2. 2 – Gruppo MARMORE.....	52
III. 2. 3 – Gruppo GSB - SB	56
III. 2. 4 – Gruppo PNGP	61
III. 2. 5 – Gruppo LYS.....	67
 CAPITOLO IV – MATERIALI E METODI.....	 70
IV.1 - RACCOLTA DEI DATI BIOLOGICI – IBE (INDICE BIOTICO ESTESO).....	70
IV. 1. 1 - Scopo e caratteristiche dell’IBE	73

IV. 1. 2 - Principi ecologici a fondamento dell' IBE	74
IV. 1. 3 - Tabelle di riferimento	75
IV. 1. 4 - Base dati utilizzata.....	79
IV.2 - RACCOLTA DEI DATI CHIMICO-FISICI - LIM (LIVELLO DI INQUINAMENTO DA MACRODESCRITTORI)	79
IV. 3 - ELABORAZIONE DEI DATI.....	80
IV. 4 – STATISTICA UNIVARIATA	82
IV. 4. 1 – Test χ^2	82
IV. 4. 2 – Test t di Student	83
IV. 5 – STATISTICA MULTIVARIATA	83
IV. 5. 1 – Principal Components Analysis (PCA)	85
IV. 5. 2 – Canonical Correspondance Analysis (CCA)	85
 CAPITOLO V – RISULTATI	 86
V. 1 – VALORE IBE.....	86
V. 2 - INDICI BIOTICI.....	88
V. 2. 1 - Δ Numero totale di <i>taxa</i>	89
V. 2. 2 - Δ Numero di <i>taxa</i> EPT.....	91
V. 2. 3 – Δ Numero <i>taxa</i> di Ditteri.....	96
V. 2. 4 – Δ Numero di <i>taxa</i> Trituratori	97
V. 2. 5 – Δ Numero di <i>taxa</i> Onnivori.....	98
V. 2. 6 - Δ Numero di <i>taxa</i> Detritivori.....	99
V. 2. 7 - Δ Numero di <i>taxa</i> con adattamenti morfologici per resistere alla corrente (<i>Clingers</i>).....	101
V. 3 – PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS	103
V. 4 – CANONICAL CORRESPONDANCE ANALYSIS.....	109
 CAPITOLO VI – DISCUSSIONE.....	 113
 CAPITOLO VII – CONCLUSIONI	 117
 BIBLIOGRAFIA.....	 118
 RINGRAZIAMENTI	 123

CAPITOLO I – INTRODUZIONE

I. 1 - CORSI D'ACQUA, ECOSISTEMI A RISCHIO

Storicamente tutte le grandi civiltà si sono sviluppate a ridosso dei fiumi e hanno prosperato grazie alle numerose funzioni che questi svolgono: fornitura d'acqua per tutti gli usi, irrigazione e arricchimento dei suoli per l'agricoltura, pesca, navigazione, produzione di energia, diluizione e depurazione dei reflui, ecc.

I fiumi sono degli ecosistemi complessi, paragonabili a mosaici composti da numerose tessere di natura biotica e abiotica. Il fiume non è solo l'acqua che scorre in un alveo. Un fiume è tutto il territorio con il quale esso scambia materia ed energia; è la fauna e la flora acquatica e terrestre che da esso dipendono; è il sedimento e l'universo biologico che lo popola, è la falda sotterranea che, a seconda delle stagioni viene alimentata dal fiume o lo alimenta.

L'importanza dei corsi d'acqua aumenta ulteriormente nella regione alpina; infatti essa è conosciuta anche come “**serbatoio idrico**” d'Europa.

Le Alpi sono la più importante riserva d'acqua dolce dell'Europa continentale: i fiumi Reno, Po, Rodano e diversi affluenti del Danubio originano da queste montagne. Numerosi ecosistemi e milioni di cittadini europei dipendono dai fiumi alpini per l'approvvigionamento di acqua dolce, per il sostentamento alimentare e per le attività economiche (industria, turismo, attività forestali, navigazione).

L'abbondanza d'acqua nella regione alpina è riconducibile a diversi fattori, tra cui le precipitazioni dovute al sollevamento ed al successivo raffreddamento dell'aria, le temperature più basse, la frequente copertura nevosa ed i più brevi periodi vegetativi che, nel complesso, comportano una minore evaporazione ed un maggiore ruscellamento. È in particolare nelle stagioni primaverile ed estiva che le pianure del Danubio, del Reno, del Rodano e del Po beneficiano delle acque provenienti dalle cime alpine.

Le Alpi, inoltre, sono 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 semispecie presente solo nei torrenti sloveni ed italiani.



Fig. I. 1 - Ibrido tra Trota Marmorata e Trota Fario ©Erik Henchoz – Regione Autonoma Valle d'Aosta.

Molte specie ittiche alpine sono minacciate da problemi di conservazione, quali l'ibridazione e la frammentazione degli habitat, provocata dalla presenza di impianti di produzione idroelettrica ed altre strutture.

Il rapporto tra uomo e fiume si è modificato nei secoli, 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 progressiva modificazione dell'ambiente naturale. E' stato stimato che circa l'80% dei corsi d'acqua alpini non sono più in condizioni naturali (Segretariato permanente della Convenzione delle Alpi, 2009). Il **cambiamento climatico**, inoltre, rende ancora più vulnerabili questi ecosistemi: il prevedibile aumento delle temperature delle acque sulle Alpi avrà probabilmente un effetto dannoso sulla biodiversità. Per esempio, le popolazioni ittiche legate per la loro sopravvivenza e/o alimentazione a fiumi e laghi a basse temperature si ridurranno notevolmente.

In particolare, le attività antropiche di seguito elencate causano degli impatti sui torrenti montani.

- **Urbanizzazione del fondo valle**

La maggior parte del territorio delle Alpi è da considerarsi inadeguato all'insediamento umano, perciò si registra un'alta concentrazione di abitanti nelle aree di fondo valle; da questa situazione è scaturita la necessità di regimare il corso naturale dei torrenti alpini, per proteggere gli abitati e le infrastrutture dalle piene; ne sono risultati, da un lato, una maggiore disponibilità di aree insediative ma, dall'altro, una depauperazione della diversità ecologica.

- **Uso del territorio ed agricoltura.**

L'area alpina è caratterizzata da condizioni climatiche difficili e pendii scoscesi; di conseguenza, anche le zone adatte alle attività agricole si trovano prevalentemente nel fondovalle, il che determina pressioni a danno dei fiumi alpini. In tali zone, agli interventi di protezione dalle alluvioni si sono sommate le tecniche di bonifica per aumentare la disponibilità di superfici da destinare all'agricoltura. In particolare, tra l'inizio del XIX e la metà del XX secolo, le zone umide e le piane alluvionali dei fiumi sono state sottoposte a massicci interventi di conversione, per ricavare terreni agricoli. Dal momento che l'accidentata morfologia dei terreni non permette un'agricoltura di tipo intensivo, l'impatto dell'attività agricola sulla qualità chimica dell'acqua è piuttosto limitato, dato l'uso modesto di fertilizzanti e pesticidi. La quantità d'acqua utilizzata per l'irrigazione è scarsa a causa delle abbondanti precipitazioni.

- **Turismo.**

L'impatto del turismo sui corsi d'acqua si manifesta in vario modo. La presenza dei turisti determina un aumento del fabbisogno di acqua corrente, che, a sua volta, provoca un aumento del volume di acque reflue da smaltire, le quali peggiorano la qualità dei torrenti alpini. Le fluttuazioni stagionali della densità di popolazione, inoltre, mettono a dura prova l'efficacia degli impianti di depurazione. In particolare, d'inverno le basse temperature riducono le prestazioni degli impianti; infatti, proprio in questa stagione, che nei corsi d'acqua alpini coincide con il periodo di minor deflusso delle acque, si rilevano le maggiori concentrazioni di inquinanti. Inoltre, dal momento che le infrastrutture per il turismo (hotel, parcheggi e centri commerciali) devono essere difese dagli eventi naturali, sono necessarie opere di protezione dalle alluvioni che, come già rilevato, provocano un impatto sull'equilibrio idromorfologico dei fiumi alpini.

- **Sfruttamento idroelettrico**

La pratica, molto diffusa nella regione alpina, di ricavare energia dall'acqua ha avuto un notevole impatto sull'ambiente ed ha portato alla riduzione della portata dei torrenti, con la conseguente perdita di habitat naturali, e all'interruzione della continuità fluviale, dovuta alla costruzione di dighe e opere di derivazione delle acque, che impediscono la naturale migrazione da valle a monte di pesci e altri organismi acquatici. Nel paragrafo I. 3 saranno descritti in modo più approfondito gli impatti causati dagli impianti idroelettrici sui torrenti alpini.

I. 2 – IMPIANTI IDROELETTRICI

In questo paragrafo, si descrive sommariamente il funzionamento e la struttura delle centrali idroelettriche.

Gli impianti idroelettrici sfruttano l'energia potenziale meccanica contenuta in un determinato volume d'acqua, che si trova ad una certa quota rispetto al livello in cui sono posizionate le turbine.

La **potenza** di un impianto idraulico dipende quindi dai seguenti fattori:

- dal **salto**, cioè dal dislivello esistente fra la quota in cui viene prelevata l'acqua e quella in cui la stessa viene restituita, dopo essere stata turbinata;
- dalla **portata**, cioè dalla quantità d'acqua che scorre nell'unità di tempo nella centrale, espressa in m^3/sec .

Un impianto idroelettrico tipico è composto da diverse strutture, alcune di queste possono essere presenti o meno a seconda del tipo di impianto, del periodo di costruzione e della portata del corso d'acqua. In generale, possono essere descritte le seguenti opere.

- **Opere di sbarramento:** strutture che intercettano l'acqua per alimentare un invaso. Le **dighe** sono opere di altezza notevole (da 5-7 metri a salire); oltre a fermare il flusso idrico di un fiume o elevare la quota di un lago naturale già esistente, creano un serbatoio utile per la regolazione delle portate. Le **traverse** sono invece opere di altezza modesta (meno di una decina di metri), che operano lo sbarramento di un fiume entro limiti precisi; solitamente sono costruite in maniera da essere tracimate dall'acqua in caso di portate elevate.
- **Opere di presa, filtraggio e derivazione dell'acqua:** consentono di trasportare l'acqua dallo sbarramento alla centrale; sono costituite da un manufatto di presa (dotato di griglie e di organi di intercettazione dei corpi sospesi) seguito da un'opera di derivazione, cioè un **condotto** che può essere di due tipi:
 - **canale a pelo libero**, in cui l'acqua è a contatto superiormente con l'atmosfera; il canale ha solitamente sezione trapezoidale e può essere scavato nel terreno e dotato di un rivestimento in calcestruzzo;
 - **condotta in pressione**, con sezione circolare e realizzata mediante tubazioni di acciaio che portano l'acqua dalla vasca di carico o dal pozzo piezometrico alla centrale;
- **Vasca di carico o pozzo piezometrico:** Il condotto di derivazione alimenta una vasca di carico quando il canale è a pelo libero, oppure con un pozzo piezometrico (che ha la

funzione di contenere i “colpi d’ariete”, enormi sovrappressioni che si generano quando la turbina viene fermata), nel caso di condotte in pressione.

- **Centrale di produzione:** edificio nel quale avviene la trasformazione dell’energia e che contiene i macchinari e gli apparati di comando e controllo tra cui:
 - la **turbina idraulica**, che è un dispositivo meccanico che trasforma l’energia potenziale e/o cinetica dell’acqua in energia meccanica, resa all’albero motore;
 - un **alternatore**, ovvero una macchina elettrica rotante, collegata direttamente alla turbina, in grado di trasformare in energia elettrica l’energia meccanica ricevuta dalla turbina;
 - un **trasformatore**, ovvero una macchina elettrica statica utilizzata per rendere le caratteristiche della corrente elettrica prodotta idonee al convogliamento nelle linee di trasmissione a grande distanza, attraverso l’abbassamento dell’intensità e innalzamento della tensione a migliaia di volt;
 - i **sistemi di controllo e automazione**, rappresentati da dispositivi che regolano il funzionamento dell’impianto, tramite la misura dell’energia elettrica prodotta, il controllo dei parametri funzionali, la gestione delle fasi di avvio e fermata, l’interfaccia con la rete. Molte centrali elettriche operano attualmente senza la presenza permanente di personale, grazie ai sistemi automatizzati.
- **Opere di restituzione:** permettono il trasporto dell’acqua in uscita dalla turbina e la restituzione al torrente a valle della centrale; solitamente sono costituite da un canale o una galleria e da un opportuno manufatto di sbocco.

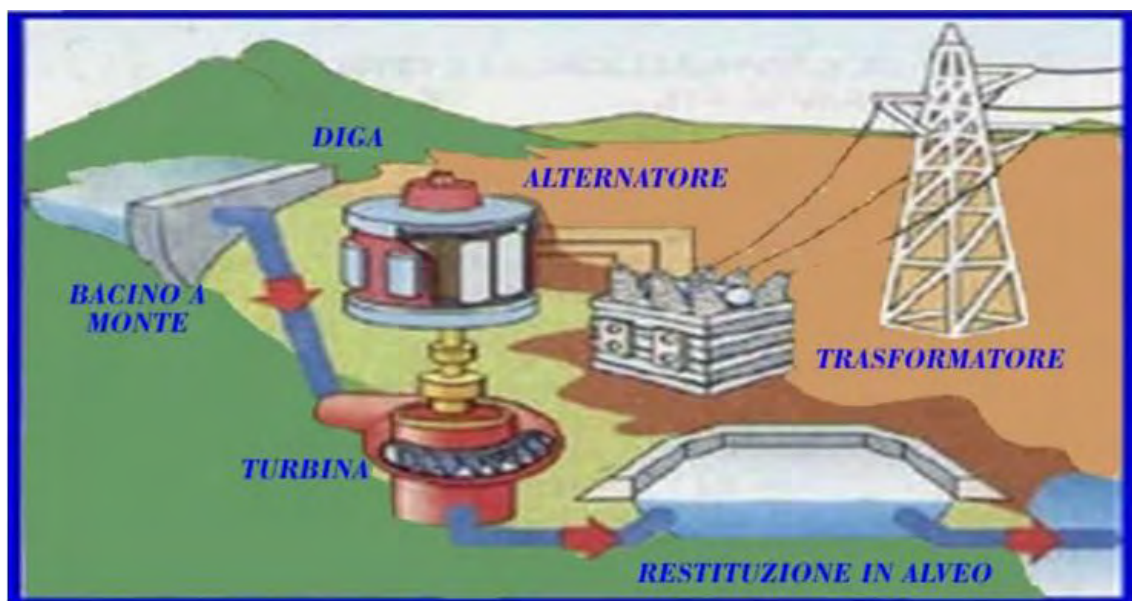


Fig. I. 2 – Schema generale di una centrale idroelettrica (Cannizzo et al., 2004).

In Italia, in base alla **potenza** nominale della centrale, gli impianti idroelettrici si suddividono in quattro tipi:

- micro impianti (Potenza minore di 100 kW);
- mini impianti (Potenza compresa tra 100 kW e 1 MW);
- piccoli impianti (Potenza compresa tra 1 MW e 10 MW);
- grandi impianti (Potenza superiore a 10 MW).

In base alla **tipologia** di impianto, le centrali sono generalmente classificate in tre gruppi.

➤ **Centrali ad acqua fluente**

In questo tipo di impianti, l'acqua viene derivata dal torrente mediante una traversa, immessa nelle turbine e restituita al corso d'acqua a valle della centrale.

➤ **Centrali a bacino**

A differenza delle centrali ad acqua fluente, queste necessitano di un lago artificiale costruito sbarrando un tratto fluviale mediante la realizzazione di una diga. Dall' invaso partono le condotte, che vengono dotate di un pozzo piezometrico, e convogliano l'acqua alle turbine.

➤ **Centrali con impianti ad accumulazione**

A differenza delle centrali a bacino, sono dotate di un bacino di raccolta anche a valle; l'acqua che ha generato energia elettrica durante il giorno, passando nelle turbine, può essere riportata mediante pompaggio al bacino di monte durante le ore di minor richiesta di energia (ad esempio di notte). Per questa operazione può essere utilizzata l'energia elettrica in eccesso prodotta costantemente da centrali elettriche a combustibile oppure da altre centrali idroelettriche ad acqua fluente. In altre parole, il bacino di monte viene "ricaricato" durante la notte e le masse d'acqua riportate a monte possono quindi essere riutilizzate nelle ore di maggiore richiesta energetica.

I. 3 – IMPATTI AMBIENTALI DELL’IDROELETTRICO SUI CORSI D’ACQUA

La sottrazione d’acqua da un fiume o da un torrente non comporta solo una riduzione della portata ma determina una serie di impatti, schematizzati nel grafico seguente (Fig. I. 3), che riguardano innanzitutto l’alterazione delle caratteristiche idrologiche del corso d’acqua (velocità di corrente, profondità, turbolenza, ecc.).

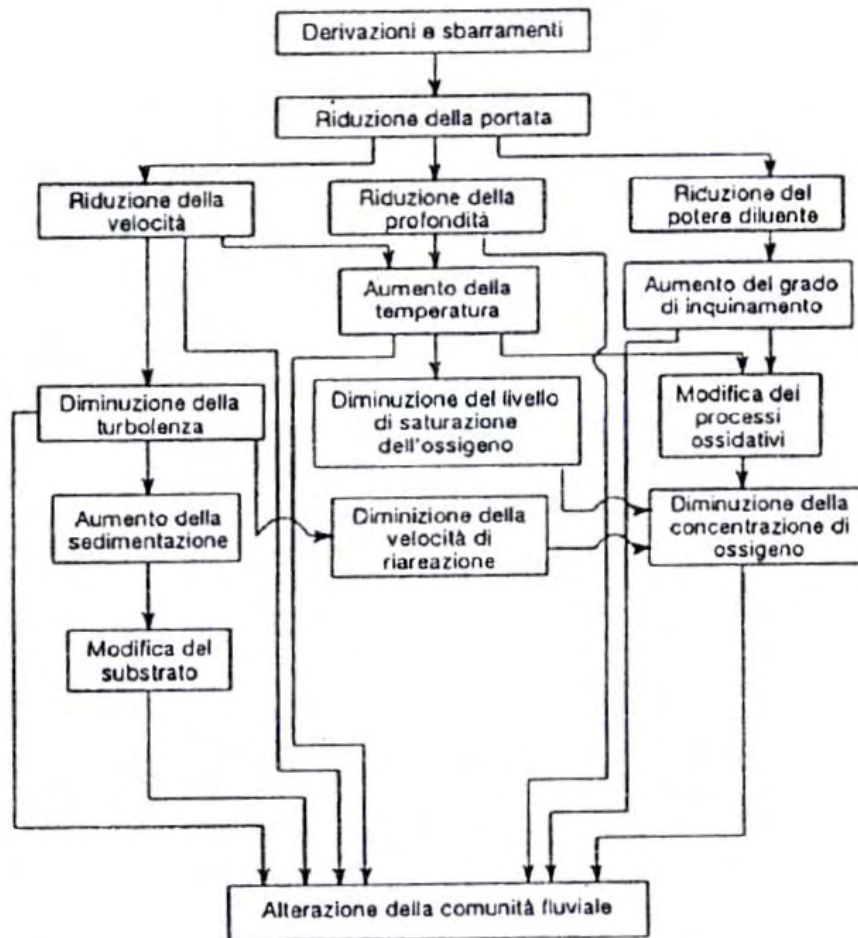


Fig. I. 3 – Schema riassuntivo dei possibili impatti sull’ecosistema fluviale a causa della riduzione di portata a valle di uno sbarramento idroelettrico (Marchetti et al., 1998).

La **variabilità naturale dei deflussi** determina il continuo rimaneggiamento del corso d’acqua, in primo luogo attraverso la variazione (in intensità temporale e spaziale) della *water force*, a cui sono soggetti gli organismi acquatici, ma anche attraverso i fenomeni di sommersione periodica degli organismi ripari in occasione dei periodi di piena. A tale proposito, la teoria del *flood pulse concept* (Junk, 1989) evidenzia l’importanza dello scambio laterale di acqua, di nutrienti e di organismi tra ambiti acquatici e ambiti ripari. L’andamento pulsante delle piene favorisce il

mantenimento e la rigenerazione di habitat diversificati, in relazione alla diversità morfologica, determinata proprio dalla variabilità del regime dei deflussi.

La variabilità dei deflussi è anche alla base anche della distribuzione longitudinale (da monte verso valle) di diverse *facies* litologiche, come descrive il modello denominato *River continuum concept* (Vannote, 1980).

In ultima analisi, quindi, la naturale variabilità dei deflussi è il motivo principale delle peculiari caratteristiche dell'ecosistema fluviale e, quindi, un fattore fondamentale da considerare per la conservazione dell'integrità ecosistemica e per la funzionalità dei corsi d'acqua.

Molte specie animali e vegetali necessitano infatti, nel corso del loro sviluppo, di una serie di habitat diversi, la cui disponibilità nel tempo è determinata dalla variabilità stagionale dei deflussi. La dinamica degli habitat influenza il successo di specie e comunità e ne determina anche la distribuzione e la struttura.

L'alterazione del regime idrologico indotto da una derivazione crea nuove condizioni a cui non è detto che il biota originario sia in grado di adattarsi e che, comunque, definiscono un sistema fiume "diverso" ed alterato rispetto a quello originario. In linea generale, la distanza dell'ecosistema fiume dallo stato originario è tanto più rilevante quanto più l'alterazione del regime idrologico è significativa.

Allo scopo di definire opportunamente tipologia ed entità degli impatti è necessario precisare questi concetti.

- La presenza di una derivazione determina nel corso d'acqua una **suddivisione in tratti** caratterizzati da pressioni distinte: tratto a monte della derivazione, tratto sotteso e tratto a valle della restituzione.
- La tipologia di derivazione, ad invaso o ad acqua fluente, determina pressioni e impatti diversi.
- Le caratteristiche ambientali del corso d'acqua, sia biotiche (specificità delle comunità presenti) che abiotiche (morfologia, pendenza, granulometria, velocità della corrente, ecc..) influiscono nella determinazione della tipologia e dell'intensità di impatto.
- La complessità dell'ecosistema fluviale può essere schematizzata mediante la definizione di "comparti ambientali bersaglio", porzioni o attributi di componenti ecosistemiche così definite:
 1. integrità chimico-fisica delle acque;
 2. integrità morfologica del corso d'acqua e dei suoi processi evolutivi, intesa anche come modalità di trasporto dei sedimenti;
 3. integrità delle comunità e degli habitat fluviali, suddivisi in acquatici e ripari.

Analizziamo ora gli impatti specifici sui diversi comparti ambientali in ognuno dei tre tratti di torrente considerati.

I. 3. 1 - Tratto a monte della derivazione

La presenza dell' opera di derivazione determina queste conseguenze:

- artificializzazione del corso d'acqua e del territorio fluviale;
- interruzione della continuità longitudinale biologica;
- interruzione della continuità morfologica (Minciardi, 2007).

1. *Impatti su integrità chimico fisica delle acque*

La presenza di una diga determina cambiamenti nelle caratteristiche fisico-chimiche delle acque relative a molti parametri, tra cui solidi sospesi, temperatura, chimismo.

2. *Impatti su integrità morfologica*

La derivazione comporta un cambiamento della sezione naturale del corso d'acqua, la cui estensione ed entità dipendono dalla dimensione degli impianti e tale mutamento è estremamente rilevante se è presente un invaso.

Le dighe o i grandi bacini di ritenuta alterano i meccanismi di trasporto solido in modo imponente (sino all'alterazione dell'apporto di sedimenti a livello dei litorali). Inoltre, nel caso di invasi, si pone la problematica degli effetti dei periodici interventi di svuotamento.

3. *Impatti su integrità degli habitat fluviali*

Comunità e habitat acquatici

L'interruzione della continuità longitudinale ha un forte impatto su comunità e habitat. Gli sbarramenti possono infatti rappresentare un ostacolo allo spostamento dei pesci, sia durante le migrazioni periodiche (per esigenze riproduttive), sia negli spostamenti giornalieri (per esigenze alimentari), e quindi determinano la frammentazione degli habitat e/o l'isolamento di popolazioni, se non sono presenti idonee strutture per la rimonta, in grado di garantire il superamento degli ostacoli nelle diverse condizioni idrologiche. Una diga ha un effetto barriera maggiore di quello di una traversa e può determinare un isolamento totale tra le comunità di monte e quelle di valle. (Forneris et al., 1996).

Oltre che sulle comunità ittiche, lo sbarramento determina impatti anche sulle altre comunità acquatiche. Sono riscontrabili variazioni strutturali di composizione della comunità di

macroinvertebrati bentonici: larve e ninfe di molti gruppi sistematici non si possono più disperdere lungo il corso d'acqua (drift comportamentale), con conseguente riduzione della possibilità di colonizzare gli habitat situati a valle. In alcuni casi, dighe molto alte possono interrompere anche la colonizzazione da valle verso monte ad opera di adulti volatori.

La presenza di un lago artificiale determina la sostituzione di habitat di acque lotiche (correnti) con habitat di acque lentiche (lacustri o stagnanti) con conseguente mutamento di struttura e composizione delle comunità animali e vegetali: la composizione delle comunità diatomiche a monte ed a valle della diga si differenzia per la forte presenza di specie di lago a valle della diga. Per quanto riguarda le comunità macrofittiche, le differenze possono essere meno evidenti soprattutto se il deflusso delle acque a valle della diga è comunque significativo e naturaliforme (Minciardi, 2007).

Comunità e habitat ripari

La struttura di derivazione produce discontinuità anche negli habitat ripari, che è tanto più rilevante quanto più la struttura è significativa in rapporto alle dimensioni del corso d'acqua e del corridoio fluviale.

Alcuni habitat ripari, particolarmente stenoeci in termini di idromorfia dei suoli e di apporto periodico di acqua dal fiume, come le formazioni arbustive ed arboree connotate dalla presenza di specie del genere *Alnus* e formazioni erbacee a alofite e le torbiere, possono risentire fortemente della presenza di interventi strutturali legati alle opere di presa, oltre che della sottrazione di acqua.

La presenza di un lago artificiale può influenzare anche le caratteristiche microclimatiche dell'area circostante, determinando variazioni nella struttura delle comunità vegetali riparie.

La morfologia della valle in corrispondenza dei laghi artificiali è spesso caratterizzata da rilevante acclività dei versanti per gran parte del perimetro del lago stesso. Ciò, unitamente alle periodiche variazioni di livello dell'acqua, determina quasi sempre l'assenza di formazioni igrofile su gran parte delle sue rive.

I. 3. 2 - Tratto sotteso alla derivazione

Nel tratto sotteso agiscono gli impatti derivanti dal prelievo idrico che comporta un'alterazione complessiva dello spettro delle portate che, in particolare, si esplica attraverso:

- diminuzione delle portate istantanea e media;
- alterazione dell'andamento idrologico;
- alterazione della *water force*.

Gli impatti idrologici ne generano altri sui comparti ambientali bersaglio definiti in precedenza.

1. Impatti su integrità chimico-fisica delle acque

La riduzione della portata determina una minore capacità diluente degli inquinanti ad opera del corso d'acqua. In presenza di apporti di inquinanti nel tratto sotteso, si assiste ad una concentrazione degli stessi, che si amplifica notevolmente nei periodi di minor portata. Si può dire che, complessivamente, la riduzione della portata determina una minore resilienza dell'ecosistema fluviale.

2. Impatti su integrità morfologica

L'entità della portata influisce direttamente sulla diversità morfologica in quanto essa costituisce l'agente primario della modellazione fluviale. Il calo della portata, quindi, contribuisce alla banalizzazione della morfologia fluviale, in quanto conduce ad un mutamento dei processi di erosione, trasporto e sedimentazione. Si ha una ridotta capacità di trasporto dei sedimenti rispetto al flusso a monte dell'opera di sbarramento, variazioni della velocità di trasporto e incremento della sedimentazione delle frazioni granulometriche fini (Ranghetti, 2011).

In presenza, poi, di un DMV artificialmente costante, la dinamicità del sistema fluviale si riduce in modo drammatico, dal punto di vista sedimentologico e morfologico, e influenza negativamente la diversità ecosistemica complessiva.

3. Impatti su integrità degli habitat fluviali

L'alterazione della variabilità naturale delle portate, solo parzialmente mitigabile attraverso l'adozione di un DMV modulato, determina la banalizzazione di comunità e habitat.

La contrazione degli ambiti fluviali, inoltre, può indurre a un processo di occupazione antropica dei territori originariamente di pertinenza fluviale.

Comunità e habitat acquatici

L'analisi degli impatti registrati dalle comunità acquatiche costituisce spesso il metodo tradizionale di valutazione degli impatti causati dalle derivazioni.

In particolare, per quanto riguarda la **comunità ittica**, la riduzione delle portate, l'aumento delle temperature, la diminuzione dell'ossigenazione del torrente incidono sugli organismi maggiormente esigenti, come ad esempio i Salmonidi, che richiedono per il loro sviluppo acque ben ossigenate e fredde. Si può osservare inoltre una diminuzione delle nicchie ecologiche, ad esempio le aree di frega e di rifugio, fondamentali per lo svolgimento dell'intero ciclo biologico.

L'incremento della densità del popolamento, dovuto alla riduzione fisica dell'alveo bagnato, determina un aumento sia della competizione intraspecifica per le risorse, sia della predazione ad opera di organismi ittiofagi (Marchetti et al., 1998).

Per quanto riguarda le **comunità vegetali**, nei corsi d'acqua naturali è possibile osservare una biocenosi diversificata e costituita, ad esempio, da macrofite, da alghe microscopiche e da *Periphyton*. Con portate livellate e poco turbolente, come quelle che si rilevano a valle delle dighe, tendono a svilupparsi densi ammassi di alghe filamentose, ad esempio la *Cladophora glomerata* e le diatomee (Marchetti et al., 1998); situazione aggravata nel caso di scarichi di acque ipolimniche dal serbatoio, ricche di elementi nutritivi. Una produzione abnorme di materiale vegetale sul pelo dell'acqua concorre a ridurre la quantità di luce che arriva sul fondo dell'alveo e, diminuendo nelle ore notturne il tenore d'ossigeno, influenza negativamente le biocenosi presenti.

All'impatto della derivazione sulla **comunità macrobentonica**, essendo quella di nostro diretto interesse, verrà dedicato il paragrafo seguente I. 4.

Comunità e habitat ripari

Il calo delle portate determina una riduzione dell'ampiezza complessiva del corridoio fluviale, con uno spostamento centripeto delle fasce di vegetazione riparia.

L'alterazione del regime idrologico modifica la struttura delle formazioni arbustive ed arboree. Gli arbusti della fascia riparia, non soggetti periodicamente al passaggio delle piene ordinarie, si sviluppano, tra una piena eccezionale e l'altra, fino a raggiungere grandi dimensioni. Le formazioni arboree riparie, invece, si caratterizzano per una progressiva perdita di igrofilia, determinata dalla progressiva espansione delle specie non riparie, tipiche delle aree circostanti.

Usualmente, le alterazioni descritte, se presenti in un territorio caratterizzato da buona naturalità, non vengono rilevate o difficilmente sono valutate in modo corretto, benché conducano alla riduzione dimensionale dell'ambito fluviale e ad una forte perdita di funzionalità del corso d'acqua.

I. 3. 3 - Tratto a valle della restituzione

Anche se in questa tesi ci siamo concentrati sull'analisi dell'eventuale impatto causato dalla derivazione, e non abbiamo esaminato quello dovuto alla restituzione pulsata delle acque nel

tratto a valle del rilascio, è ugualmente opportuno analizzare i forti impatti che si verificano anche in questa porzione di corso d'acqua¹.

Le pressioni che agiscono a valle della restituzione sono determinate dalla presenza di opere di derivazione con ritenuta d'acqua (dighe, invasi) situate a monte, e dalla pratica di utilizzo variabile delle acque, in funzione dei picchi di richiesta di produzione elettrica. La modalità di gestione del mercato dell'energia ha incrementato negli ultimi anni la costruzione di derivazioni che prevedono la restituzione pulsata delle acque.

Nel caso invece di impianti ad acqua fluente, con restituzione del deflusso pari al prelievo effettuato a monte, gli impatti nel tratto a valle della restituzione dovrebbero essere più limitati.

Gli effetti della restituzione pulsante si manifestano estesamente lungo il corso d'acqua, con intensità proporzionale al rapporto tra le portate turbinate e il deflusso residuo in alveo in assenza di restituzione.

La restituzione con andamento pulsante determina queste conseguenze:

- alterazione dell'andamento idrologico (che assume variabilità oraria/giornaliera);
- alterazione della *water force* (che assume con periodicità anomala un'intensità molto elevata) (Minciardi, 2007).

Gli impatti idrologici ne generano altri sui comparti ambientali bersaglio.

1. Impatti su integrità chimico fisica delle acque

L'acqua turbinata è caratterizzata da temperatura solitamente più bassa di quella che scorre nel corso d'acqua alla sezione di rilascio, perché proveniente da quote più elevate.

L'alterazione degli habitat, determinata dalla restituzione pulsata, compromette la funzionalità autodepurativa dell'ecosistema fluviale e quindi peggiora la qualità chimico fisica delle acque.

2. Impatti su integrità morfologica

A valle della restituzione, l'azione meccanica del corso d'acqua si manifesta con un'intensità che può essere amplificata dalle modalità di rilascio: nei periodi di picco si possono determinare una ripresa ed un incremento dei fenomeni erosivi; inoltre, l'eventuale compromissione della funzione stabilizzante, operata dalle formazioni riparie, può innescare fenomeni erosivi anomali.

La restituzione pulsata delle acque turbinate genera, pertanto, un'alterazione nella dinamica dei sedimenti.

¹ Si deve considerare che gli impianti CVA soggetti a rilascio sperimentale non sono dotati di invasi e/o dighe sebbene parte della Dora Baltea e del torrente Buthier sono interessati da rilasci di due grandi invasi a monte (Places de Moulin in comune di Bionaz e Beauregard in comune di Valgrisenche); si veda a tal proposito il capitolo III – Area di studio.

3. *Impatti su integrità degli habitat fluviali*

Le tipologie di impatto, che si manifestano in questo tratto si diversificano in base alla modalità di restituzione del deflusso.

Nel caso di restituzione pulsate gli organismi, le comunità e gli habitat sono soggetti ad un importante stress di tipo meccanico, con frequenza più che giornaliera; il brusco innalzamento della portata comporta anche una brusca variazione del livello di sommersione: fenomeno denominato *hydropeaking*.

Ai margini esterni dell'alveo bagnato si individuano, quindi, porzioni sostanzialmente indisponibili, sia alle comunità acquatiche sia a quelle riparie, per la brusca e periodica sommersione. Gli ambiti costantemente sommersi sono, invece, soggetti a rilevanti variazioni di portata e, conseguentemente, di *water force*.

I deflussi variabili comportano riduzioni della biodiversità, con contemporanea riduzione della densità degli organismi. Sopravvivono, infatti, solo le specie in grado di tollerare ampie variazioni di velocità e flusso.

Comunità e habitat acquatici

Negli habitat acquatici gli impatti sulle comunità sono rilevanti.

Per quanto riguarda la comunità diatomica, l'*hydropeaking* seleziona specie ecologicamente/morfologicamente più resistenti al processo di *washing away* e favorisce l'aumento di quelle in grado di aderire fortemente al substrato (ad es. le specie peduncolate).

La fauna ittica risulta soggetta a ripetuti fenomeni di stress motorio, nonché all'impossibilità di svolgere con successo il proprio ciclo riproduttivo, data la continua alternanza di sommersione e scopertura delle fasce laterali dell'alveo, normalmente utilizzate come aree di frega. Un aumento improvviso e consistente del carico idrico può determinare l'asportazione di substrati utili all'accoppiamento, trascinare avannotti e macroinvertebrati nelle aree più a valle e ridurre quindi le fonti di cibo disponibili (Milhous, 1982). L'aumento del materiale fine nell'acqua può determinare, inoltre, l'abrasione e l'occlusione degli apparati alimentari e respiratori dei pesci.

Le comunità a macrofite acquatiche risultano decisamente impoverite, in quanto un gran numero di queste specie è sensibile alla variazione della velocità di corrente; inoltre, si riduce notevolmente l'efficienza di colonizzazione, è stato infatti rilevato che le comunità più prossime alla riva sono assenti o fortemente depauperate nelle specie più sensibili all'azione meccanica del fiume ed allo stress idrico.

A livello di ecosistema, si deve prevedere la scomparsa di alcuni habitat tra cui, in primo luogo, le formazioni a idrofite e elofite "di bordo", tipiche delle porzioni più lentamente fluenti e

costituite da specie caratterizzate da capacità di ancoraggio limitate, perciò più sensibili a brusche variazioni di livello delle acque.

Complessivamente, l'alterazione idrologica dell'ambiente nella porzione sommersa e la sostanziale indisponibilità della porzione periodicamente emersa, salvo che per specie ampiamente tolleranti, conduce ad una contrazione anche di quegli habitat che continuano ad essere presenti.

Comunità e habitat ripari

Anche negli ambienti ripari gli impatti sono rilevanti, pur se minori rispetto a quelli rilevabili per gli habitat acquatici.

Si assiste, infatti, ad un drastico abbattimento dell'efficienza di colonizzazione delle specie che solitamente costituiscono le formazioni riparie, con danni più rilevanti a carico delle formazioni fisiologicamente insediate al limite dell'acqua. Ciò determina una riduzione della complessità dell'ecosistema ed anche della diversità per la maggior parte delle cenosi: la collocazione naturale rende gli habitat arbustivi particolarmente soggetti a tale tipologia di impatto.

I. 4 - IMPATTO DEGLI IMPIANTI IDROELETTRICI SULLA COMUNITA'

MACROBENTONICA

La valutazione dell'impatto causato dalla significativa diminuzione di portata sulla comunità macrobentonica fluviale è oggetto di numerosi lavori scientifici che hanno previsto l'applicazione di un gran numero di indici e indicatori. Di seguito è riportata una rassegna ragionata di tali ricerche di cui si riporta una selezione riferibile al contesto ambientale montano dell'area di studio.

Le specie di insetti che hanno lo stadio larvale a vita acquatica, (per esempio Chironomidi, Odonati, Plecotteri, Efemerotteri, ecc.) possono essere utilizzate, come gli altri macroinvertebrati bentonici, per valutare il livello trofico di corpi idrici e il loro stato di alterazione (Forneris et al., 1996).

E' stato visto come la riduzione delle portate concorra ad una variazione delle caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua rispetto alle condizioni di naturalità. Ad esempio, per gli sbarramenti con capacità d'invaso, le **modificazioni del regime termico** agiscono alterando il comportamento e le attività fisiologiche degli organismi che occupano le zone prossime alla diga. E' possibile, infatti, osservare una **modificazione dei cicli riproduttivi, dello sviluppo e della diapausa** con conseguente pressione selettiva sulla comunità. Alcuni organismi particolarmente esigenti, per esempio dell'Ordine dei Plecotteri ed Efemerotteri, hanno l'esigenza che la temperatura aumenti con una certa rapidità perché avvenga la schiusa e che superi i 13°C per lo sviluppo delle ninfe; qualora queste condizioni non siano presenti, la specie in questione può scomparire (Crosa et al., 1998). Anche la diminuzione del tenore d'ossigeno, dovuto all'aumento delle temperature e la riduzione della turbolenza dell'acqua concorrono a favorire specie meno esigenti.

Il calo delle portate può **compromettere anche il potere autodepurante del torrente**, che non riesce più a tamponare efficacemente eventuali carichi inquinanti in ingresso (Bettinetti et al., 2007). Viene così anche favorito l'incremento del carico trofico del torrente, dovuto agli eventuali apporti di azoto e fosforo delle acque di dilavamento provenienti dalle zone ripariali. Il mutamento delle caratteristiche chimiche del torrente concorre alla costituzione di una **comunità macrobentonica più tollerante agli stress ambientali**, che tende a sostituirsi a quella naturale.

Il calo delle portate determina una **diminuzione delle nicchie ecologiche**, ad esempio le aree trofiche, che sono fondamentali per la sopravvivenza dei macroinvertebrati. Di conseguenza, si assiste ad una **scomparsa delle specie sessili** e ad un aumento della densità nelle zone bagnate rimaste.

L'incremento della densità, dovuto alla riduzione fisica dell'alveo bagnato, determina un **aumento sia della competizione intraspecifica per le risorse sia della predazione**, da parte di pesci ed altri macroinvertebrati. Le conseguenze sono un **ridimensionamento dell'abbondanza della comunità** e talvolta una modificazione della biodiversità presente (Marchetti et al., 1998).

I deflussi di punta, cioè alte portate in brevi periodi, dovuti all'attività della centrale, creano un **aumento improvviso e consistente del carico idrico**, che determina **l'asportazione di substrati utili e trascina i macroinvertebrati nelle aree più a valle**; si verifica, infatti, un periodico e ripetuto *drift* catastrofico, con selezione degli organismi in grado di tollerare le brusche variazioni di flusso. A causa delle rapide variazioni di portata i macroinvertebrati privi di specifici adattamenti anatomici o comportamentali vengono "strappati" dal substrato e trasportati a valle, con conseguente perdita di diversità a livello delle comunità e mutamento della loro distribuzione longitudinale. Sono state documentate, infatti, variazioni di biomassa e di struttura delle comunità, nei casi di grandi fluttuazioni giornaliere di portata. (Bruno, 2009; Cerenghino R. & LavandierP., 1998)

Le **operazioni di svaso** che periodicamente vengono svolte, al fine di mantenere in sicurezza la diga ed evitare eventuali ostruzioni alle griglie di fondo, possono determinare seri problemi alla fauna macrobentonica presente nel torrente. Oltre a **microlesioni a livello dei tessuti**, si possono osservare, infatti, **insabbiamento degli organismi sessili e intorbidamento dell'acqua**, con conseguente difficoltà per gli organismi che utilizzano la vista.

Infine, i macroinvertebrati hanno anche l'importante compito di rendere disponibile il materiale organico degradando i residui vegetali e animali, operazione che consente il ricircolo dei nutrienti (Marchetti et al.,1998): gli impatti sulla comunità macrobentonica alterano questi processi e determinano un **incremento del carico trofico non utilizzato**.

A seguito di questi impatti, si può quindi osservare non solo una perdita in termini di abbondanza, ma anche una **banalizzazione della comunità** a favore di specie stress-tolleranti.

Oltre a ciò, ricordiamo che i macroinvertebrati rappresentano una delle fonti principali di cibo per i pesci e che, di conseguenza, qualsiasi impatto su questa componente ha ripercussioni anche sui livelli superiori della catena trofica (Marchetti et al., 1998).

I. 5 – PRODUZIONE IDROELETTRICA E FONTI RINNOVABILI

L'idroelettrico, con i suoi 945 GWh di energia prodotta annualmente (Fig. I. 4) è la principale fonte rinnovabile al mondo (tra le fonti rinnovabili, più della metà dell'energia prodotta proviene da impianti idroelettrici), nonché l'unica attualmente in grado di competere con le tradizionali fonti fossili (Ranghetti, 2011)

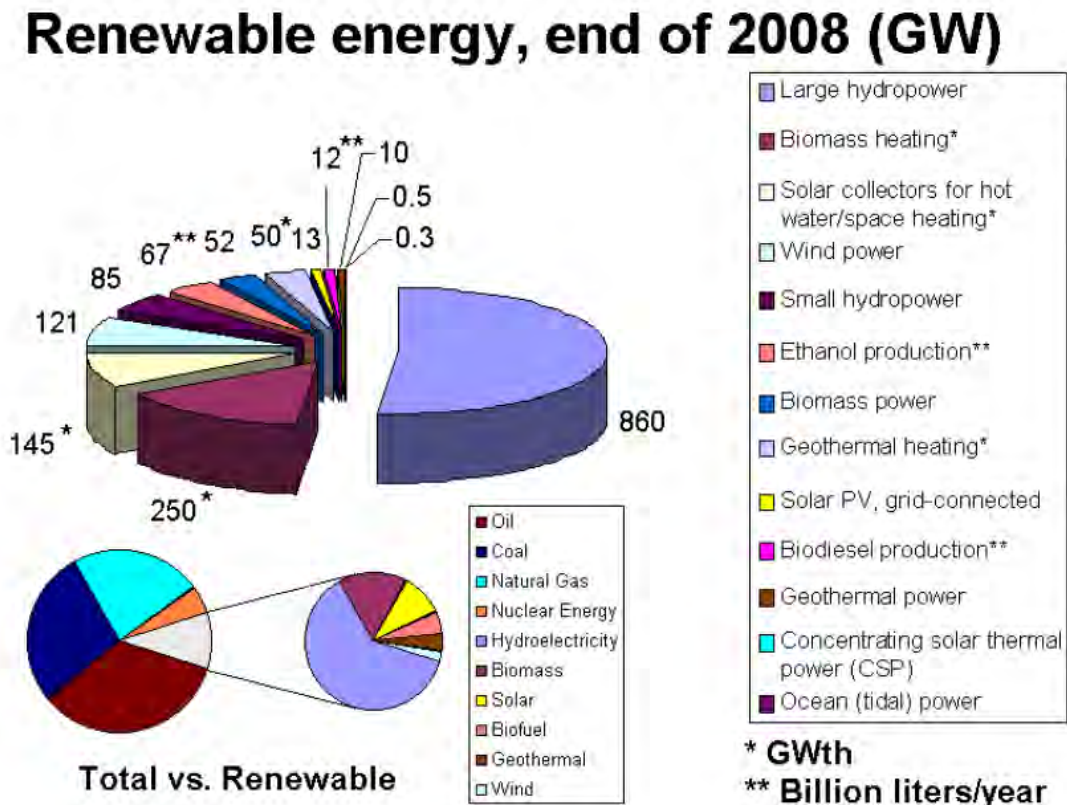


Fig. I. 4 – Ripartizione delle fonti di energia rinnovabile nel mondo al 2008. Dati REN 21, <http://www.ren21.net/>.

Come detto, il territorio alpino è particolarmente congeniale allo sfruttamento idroelettrico, per la ricchezza d'acqua e l'acclività dei versanti. La cartina di figura I. 5, tratta dal 2° Rapporto sullo Stato delle Alpi – Acqua, della Convenzione alpina, evidenzia il gran numero di impianti già realizzati sulle Alpi.

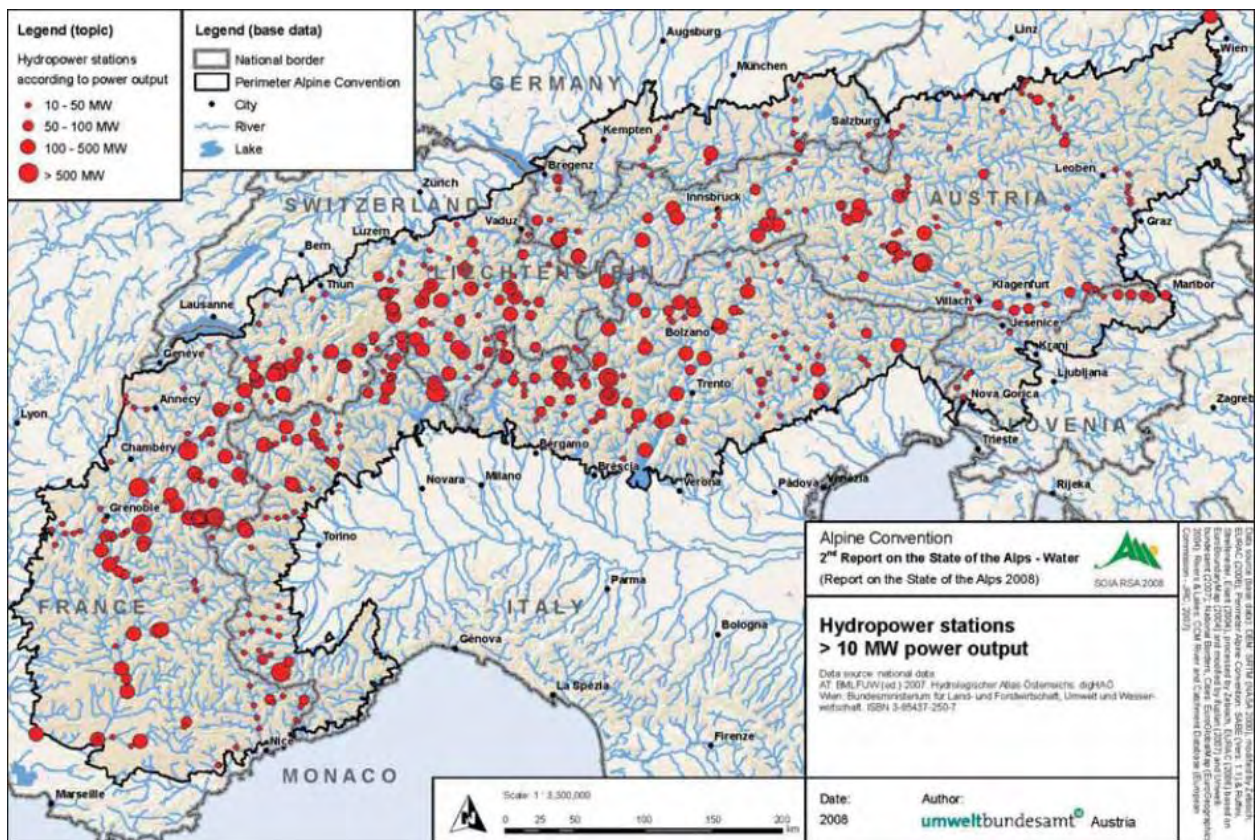


Fig. I. 5 - Centrali idroelettriche di potenza superiore a 10 MW nella regione alpina. (2° Rapporto sullo Stato delle Alpi – Acqua della Convenzione alpina)

Osservando la cartina della figura I. 6, che rappresenta la situazione italiana, si nota chiaramente che le regioni con la maggior potenza installata sono proprio quelle dell'arco alpino: Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Trentino Alto Adige e Veneto.

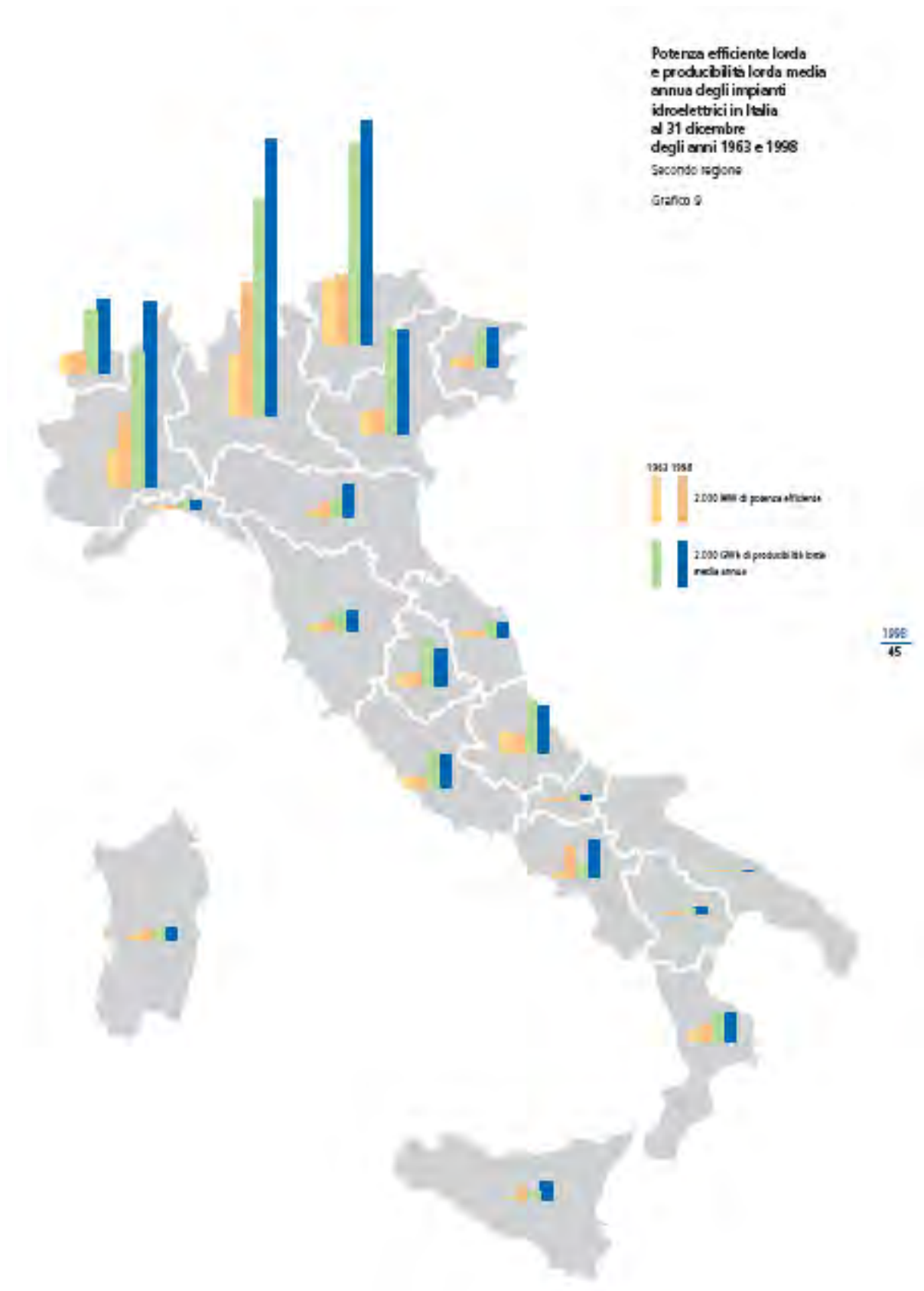


Fig. I. 6 – Potenza efficiente lorda e produttività lorda media annua degli impianti idroelettrici in Italia negli anni 1963 e 1998 (Fonte TERNA).

La Regione Autonoma Valle d'Aosta, per la stesura del Piano di Tutela delle Acque, ha censito e georeferenziato 670 punti di captazione idrica sul suo territorio; in questo numero sono inclusi tutti gli antichi diritti, le derivazioni ad uso idroelettrico di ogni dimensione, quelle ad uso industriale e quelle destinate all'uso potabile, piscicolo, zootecnico e le recenti concessioni per gli impianti di innevamento artificiale.

Gli antichi diritti rilevati sono esclusivamente a scopo irriguo e rappresentano buona parte della totalità delle derivazioni. Le concessioni ad uso idroelettrico sono 137 e di queste 105 sono intestate a privati mentre le restanti 32 appartengono a CVA, la Compagnia Valdostana delle Acque, società controllata dalla Regione. Le derivazioni destinate all'innervamento artificiale sono solo 14.

Dal confronto tra i dati si evince che prevalgono nettamente gli usi irrigui ed a scopo energetico con rispettivamente il 76% e il 20% del totale delle derivazioni (Fig. 1. 7).

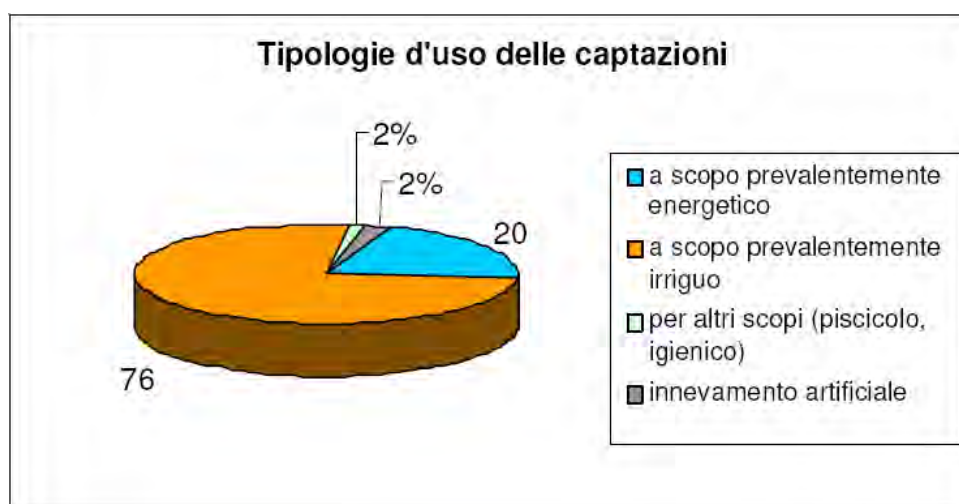


Fig. I. 7 – tipologie d'uso delle captazioni in Valle d'Aosta dal Piano di Tutela delle Acque della Regione Autonoma Valle d'Aosta.

Su un totale di 137 derivazioni a scopo idroelettrico, ben 37 sono ascrivibili alla categoria grandi derivazioni perché eccedono il limite di 3000 KW di potenza nominale media annua.

Sul territorio regionale vengono prodotti annualmente 2.764 GWh (dati 2006) di energia idroelettrica, dei quali 992 GWh vengono consumati in Regione e 1.732 GWh vengono esportati. (Da V Relazione sullo Stato dell'Ambiente in Valle d'Aosta. ARPA Valle d'Aosta), (Fig. I. 8).

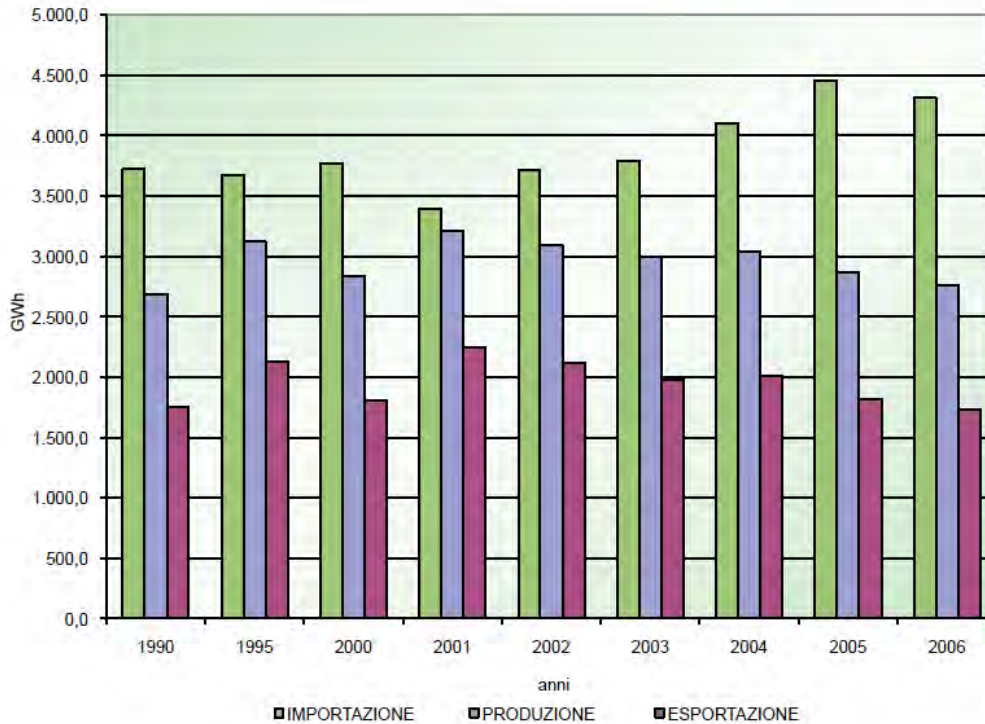


Fig. I. 8 – Importazione, produzione e consumo di energia in Valle d’Aosta. (Da 5° Relazione sullo Stato dell’Ambiente in Valle d’Aosta; elaborazione ARPA Valle d’Aosta).

Dal grafico di figura I. 9 si nota che il numero di impianti idroelettrici installati in Valle d’Aosta è in costante e rapido aumento, mentre la potenza installata ha iniziato a decrescere dai primi anni 90, perché recentemente sono stati realizzati quasi esclusivamente impianti mini idroelettrici e/o microidroelettrici.

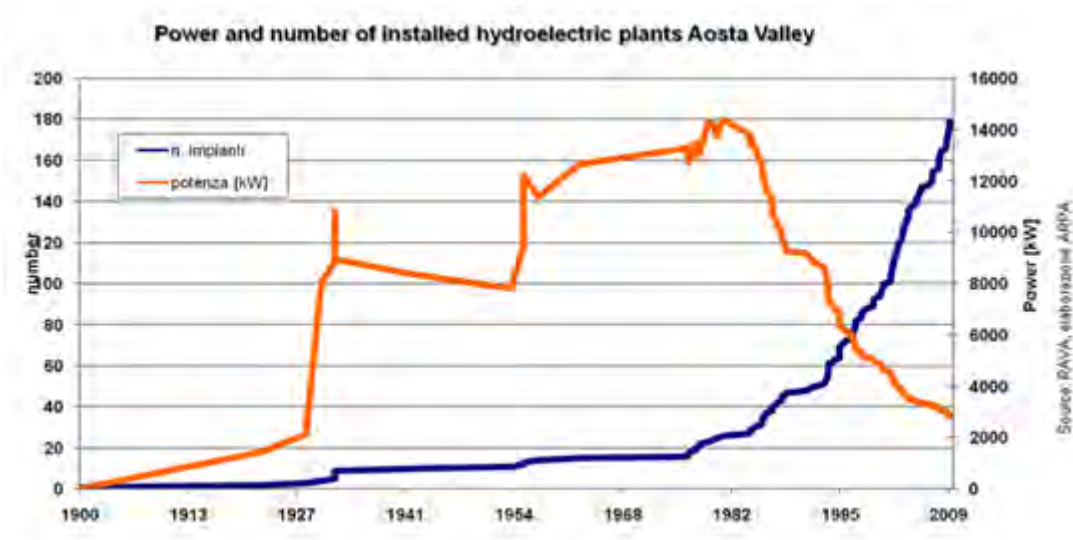


Fig. I. 9 – Potenza e numero di impianti idroelettrici installati in Valle d’Aosta. (Fonte Regione Autonoma Valle d’Aosta, elaborazione ARPA).

I. 6 – RIFERIMENTI NORMATIVI

I. 6. 1 – Produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili

La promozione delle fonti energetiche rinnovabili è una priorità per l'Unione Europea per diverse ragioni: la protezione dell'ambiente, la diversificazione del rifornimento energetico, la coesione sociale ed economica, ed anche la sicurezza; infatti esse consentirebbero di ridurre il consumo di combustibili fossili e quindi la dipendenza dai paesi esportatori con situazioni politiche instabili.

Incentivare le fonti rinnovabili costituisce anche una parte essenziale delle misure richieste per rispettare il protocollo di Kyoto sulla riduzione delle emissioni di gas serra.

La Direttiva RES-e (Direttiva 2001/77/EC) si prefigge l'obiettivo di aumentare in modo significativo il contributo delle energie rinnovabili nella produzione elettrica europea. La Direttiva comunitaria identifica i principi generali e individua le strategie per dirigere gli stati membri verso il raggiungimento dei propri obiettivi nazionali.

La nuova **Direttiva 2009/28/EC** è una delle leggi che riguardano l'energia e i cambiamenti climatici; questa indica gli obiettivi comunitari per la riduzione delle emissioni di gas serra, incoraggia l'efficienza energetica, la produzione di energia da fonti rinnovabili e il miglioramento della fornitura di energia.

Il **Decreto Legislativo n. 387/03**, con il quale è stata recepita in Italia la Direttiva 2001/77/CE, incentiva la promozione dell'energia elettrica prodotta da fonti rinnovabili e fissa le quote di produzione obbligate per il periodo dal 2007 al 2012 con i seguenti valori:

ANNO	QUOTA D'OBBLIGO (%)
2007	3,80
2008	4,55
2009	5,30
2010	6,05
2011	6,80
2012	7,55

Tab. I. 3 - Quote di produzione obbligate di energia rinnovabile (fonte sito Gestore Servizi Energetici).

La spinta comunitaria verso metodi di produzione elettrica a basse emissioni di CO₂, la sempre crescente richiesta di energia e l'aumento dei prezzi dei combustibili fossili, risultano pertanto

essere forti incentivi per lo sviluppo e il mantenimento della produzione idroelettrica, soprattutto nel territorio alpino, fortemente idoneo a questo tipo di produzione.

I. 6. 2 – Tutela della risorsa idrica

Già Prima dell'emanazione delle direttive sulla produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili, però, erano vigenti diverse norme nazionali e comunitarie varate per tutelare i corsi d'acqua e regolare lo sfruttamento delle risorse idriche.

A partire dagli anni '70, infatti, si è sviluppata una coscienza ambientale diretta a promuovere uno sviluppo sostenibile e una gestione integrata della risorsa idrica. In Italia, il primo passo verso questa direzione è stato fatto dalla **Legge Merli** (L. 319/76), che considerava però la qualità dell'acqua solo nei suoi aspetti igienico-sanitari e pertanto prevedeva un approccio prettamente analitico ai parametri chimico-fisici e batteriologici degli scarichi.

In seguito, la **Legge Galli** (L. 36/94) "Disposizioni in materia di risorse idriche" ha introdotto il principio di salvaguardia del bene acqua a garanzia della tutela del patrimonio idrico.

Una svolta decisiva è stata però condotta con l'approvazione del **D.L.vo 152/99**, recante le disposizioni in materia di tutela delle acque superficiali, integrato e modificato dal **D.L.vo 258/2000**, il cui scopo principale è tutelare gli aspetti biologici, chimico-fisici e idromorfologici delle acque superficiali.

Secondo la norma, la risorsa idrica deve essere quindi preservata sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo, affinché possa supportare lo sviluppo delle biocenosi naturali.

Negli stessi anni, a livello comunitario, è stato revisionato il quadro legislativo in materia di tutela delle acque cercando di superare i problemi organizzativi e operativi emersi negli stati membri. L'applicazione delle diverse normative nazionali, infatti, ha permesso di ottenere alcuni importanti risultati nella tutela e nel risanamento degli ambienti acquatici, senza tuttavia raggiungere una svolta decisiva nella prevenzione delle alterazioni a carico dei fiumi. Per far fronte a questa esigenza, è stata emanata la Direttiva Quadro **2000/60/CE** (*Water Framework Directive – W.F.D.*) che, a livello italiano, è stata recepita dal **D.L.vo 3 aprile 2006 n.152** "Norme in materia ambientale". La Direttiva quadro 2000/60/CE, all'*Articolo 1*, sancisce i principi e le strategie per il raggiungimento degli obiettivi di qualità in materia di acque:

- prevenire un peggioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, terrestri e delle zone umide;
- promuovere un utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- ridurre l'inquinamento e migliorare l'ambiente acquatico;

- contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

La Direttiva introduce anche due importanti aspetti innovativi. In primo luogo, mira ad un utilizzo sostenibile della risorsa idrica e non più a proteggere solo particolari usi dell'ambiente acquatico dall'inquinamento o dagli impatti di sostanze chimiche tossiche. Inoltre, prevede un approccio multidisciplinare alla risorsa idrica, definito *Integrated Water Resource Management*, (*I.W.R.M.*) che considera gli effetti economici, sociali, ambientali, ecc., che una politica di gestione ambientale potrebbe e dovrebbe avere.

La Direttiva Europea, in definitiva, classifica le diverse tipologie di ambienti acquatici, fornisce strumenti per la pianificazione degli obiettivi di qualità degli ecosistemi e fissa scadenze perentorie per il loro raggiungimento.

I. 7 - DEFLUSSO MINIMO VITALE E SPERIMENTAZIONE CVA

In ambito normativo da tempo è stato recepito il concetto di Deflusso Minimo Vitale (DMV), inteso, in termini molto generali, come un valore minimo di portata da rilasciare a valle dell'opera di presa. Nell'intenzione del legislatore questo rilascio deve permettere il mantenimento (o il raggiungimento) di un determinato stato di qualità chimica, fisica, microbiologica e biologica nel tratto a valle dell'opera di derivazione idrica

Con il D.Lgs. 152/99 e s.m.i. e con il Decreto del Ministero dell'Ambiente del 28 luglio 2004 il DMV viene definito come la portata istantanea da determinare in ogni tratto omogeneo del corso d'acqua al fine di garantire la salvaguardia delle caratteristiche fisiche del corpo idrico e delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque, nonché il mantenimento delle biocenosi nelle condizioni naturali locali. In particolare, il Decreto del Ministero dell'Ambiente del 28 luglio del 2004 fa riferimento al concetto di variabilità del regime naturale dei deflussi.

E' evidente che la sola valutazione quantitativa delle portate medie e la conseguente garanzia di mantenimento di un DMV limitato, statico o/e insufficientemente modulato non è generalmente considerato dalla comunità scientifica come adeguata a garantire un significativo livello di integrità dei corsi d'acqua.

La Direttiva Europea 2000/60/CE sottolinea l'importanza della definizione del DMV nella gestione integrata della risorsa idrica, finalizzata al raggiungimento degli obiettivi di qualità stabiliti per ciascun bacino.

Nel calcolo del valore di DMV. si tende quindi a optare per una soluzione di compromesso che deve portare al mantenimento o al raggiungimento degli obiettivi ecologici prefissati, tenendo conto però delle varie richieste d'uso della risorsa idrica. La definizione di uno specifico DMV

dovrebbe essere definita a valle di un processo decisionale che veda la cooperazione dei vari soggetti interessati. Di conseguenza, al fine di definire la portata minima necessaria alla realtà del bacino in studio, l'applicazione delle mere formule prestabilite può risultare limitante e poco efficace, seppur di più semplice applicazione.

Alla luce di queste considerazioni, la Regione Valle d'Aosta ha previsto, all'Allegato G del Piano di Tutela delle Acque “*Modalità di determinazione e di applicazione delle portate di deflusso minimo vitale*”, la possibilità di stabilire i valori di DMV anche sulla base di attività sperimentali oltre che con le consuete formule. La Compagnia Valdostana delle Acque (CVA S.p.A.), che gestisce buona parte delle maggiori derivazioni idroelettriche valdostane, ha quindi deciso di intraprendere un'attività sperimentale di lungo periodo. Scopo di tale sperimentazione è quindi quello di definire un deflusso minimo che consenta uno sfruttamento sostenibile della risorsa idrica. L'attività sperimentale e i vari criteri per la definizione del DMV vengono approfonditi nei paragrafi seguenti.

I. 7. 1 – Criteri per la determinazione del DMV

Di seguito, si riporta la descrizione dei tre criteri individuati dalla Regione Valle d'Aosta, nell'Allegato G del Piano di Tutela delle Acque, per la definizione del Deflusso Minimo Vitale.

Criterio N°1

L'Autorità di Bacino del Po, nell'allegato B “*Criteri di regolazione delle portate in alveo*” della Deliberazione del Comitato Istituzionale n. 7/2002, ha definito i criteri per la definizione del DMV nei corpi idrici superficiali del bacino Padano e la regolamentazione dei rilasci da parte delle derivazioni. La formula che consente il calcolo del deflusso minimo considera fattori riferiti al regime idrologico del torrente e parametri correttivi legati alle caratteristiche ecosistemiche del torrente stesso.

La portata minima in una determinata sezione del corpo idrico viene quindi calcolata come segue:

$$\text{DMV} = K * Q_{\text{meda}} * S * M * Z * A * T$$

Equazione 1: Calcolo del DMV con il criterio N°1.

La componente idrologica è definita dai seguenti fattori:

- K= coefficiente per aree geografiche;
- Q meda = portata specifica media annua;

- S= superficie del bacino sottesa dalla sezione del corpo idrico in km².

I fattori correttivi legati alle caratteristiche ambientali sono questi:

- M= parametro morfologico;
- Z= massimo tra i parametri N (naturalistico), F (fruizione) e Q (qualità);
- A= parametro concernente l'interazione tra acque superficiali e sotterranee;
- T= parametro riguardante la modulazione nel tempo del DMV

I criteri idrologici inseriti nel calcolo hanno significato di obbligo generale, mentre i fattori correttivi possono essere adeguati alle varie realtà specifiche dalle Regioni, previa emanazione dei necessari provvedimenti normativi.

Criterio N° 2

Secondo il PTA della Valle d'Aosta il criterio N°2 “è finalizzato a garantire la compatibilità del prelievo con le condizioni ambientali del corso d'acqua” pertanto la formula si compone di una componente idrologica variabile e un fattore correttivo:

$$\text{DMV (mensile)} = Q_{\text{media mensile}} * S * Z_{\text{decimale}} (l/s)$$

Equazione 2: Calcolo del DMV con il criterio N°2.

Il valore del Deflusso Minimo Vitale quindi varia mensilmente.

Con il termine Q media mensile si intende la portata specifica media mensile per unità di superficie del bacino in l/s/km². (Tab. I. 4).

Dora Baltea da Villeneuve a Pont-Saint-Martin: q _{MEDIAMENSILE} (in l/s/km ²),											
q _{gen}	q _{feb}	q _{mar}	q _{apr}	q _{mag}	q _{giu}	q _{lug}	q _{ago}	q _{set}	q _{ott}	q _{nov}	q _{dic}
9.47	8.76	9.84	17.31	41.08	70.42	60.05	46.61	31.06	20.22	15.98	11.38

Altri corsi d'acqua: $q_{MEDIAMENSILE}$ (l/s/km²)	
H = altitudine media del bacino (m s.l.m.)	
$q_{MEDA} = 0,004204856 * H + 0,02302933 * A$ (l/s/km ²)	

qgennaio	0,231656449 * q_{MEDA}	qluglio	0,034169591 * H
qfebbraio	0,211382342 * q_{MEDA}	qagosto	0,025126331 * H
qmarzo	0,245702885 * q_{MEDA}	qsettembre	0,01019068 * H + + 0,380281169 * q_{MEDA}
qaprile	0,457959942 * q_{MEDA}	qottobre	0,703911596 * q_{MEDA}
qmaggio	1,478190999 * q_{MEDA}	qnovembre	0,434878021 * q_{MEDA}
qgiugno	0,012059623 * H + + 1,92348292 * q_{MEDA}	qdicembre	0,286993259 * q_{MEDA}

Tab. I. 4 - Valori di Q media mensile per il fiume Dora Baltea e per gli altri corsi d'acqua.

Il parametro **S** indica la superficie del bacino sottesa dalla sezione del corpo idrico in Km².

Il parametro **Z decimale** corrisponde alla parte decimale del parametro Z precedentemente esposto nel criterio N°1.

Infine, come sottolineato nel PTA Regionale, *“I valori mensili del DMV mensile così calcolato sono da confrontarsi con il criterio N°1: tutti i valori del DMV mensile che dovessero risultare minori del DMV del criterio N°1 sono incrementati del 20%”*.

Criterio N°3

Secondo l'Allegato G del PTA della Regione Autonoma Valle d'Aosta, *“Il criterio N°3 è finalizzato a garantire la compatibilità del prelievo con le condizioni ambientali del corso d'acqua attraverso la valutazione puntuale della realtà del sito...ove è in atto oppure è prevista la derivazione”*.

La valutazione del Deflusso Minimo Vitale è differente a seconda che si tratti di una nuova derivazione o di una centrale già operativa.

Nuove Derivazioni

Nel caso di una derivazione nuova e per i soli bacini di superficie superiore ai 10 Km², si applica la formula del criterio N°2 con l'introduzione di fattori correttivi volti a prendere in considerazione le varie realtà ambientali locali:

$$DMV = k \cdot (Q_{MEDIAMENSILE} \cdot S) \cdot (\text{Fattori correttivi}) \text{ (in l/s)}$$

↑
(Fattore idrologico)

Equazione 3: Calcolo del DMV con il criterio N°3.

Il parametro “Fattore idrologico” viene calcolato secondo il criterio N°2 si ottengono quindi 12 valori di portata, uno per ogni mese dell’anno. I fattori correttivi prevedono un’analisi dettagliata dell’ecosistema, poiché devono essere monitorati i vari comparti ambientali, le biocenosi acquatiche e lo stato naturalistico complessivo del fiume.

I valori che possono assumere i fattori correttivi sono uguali o superiori a 1.

Derivazioni esistenti

Nel caso di derivazioni, esistenti il PTA prevede un’indagine di dettaglio per evidenziare le eventuali criticità incidenti sul bacino con la collaborazione dei concessionari, al fine di rendere idonee le centrali ottimizzandone il funzionamento.

Devono quindi essere valutati i seguenti parametri:

1. lo stato ambientale del tratto sotteso mediante l’Indice di Funzionalità Fluviale (Siligardi et al., 2000 e succ. aggiornamenti);
2. le criticità ambientali locali mediante un monitoraggio avanzato dell’ecosistema fluviale.

Nell’Allegato G del PTA della Regione Valle d’Aosta, si sottolinea che il progetto sperimentale deve definire la portata idrica con la quale avviare la sperimentazione e rispetto alla quale misurare gli eventuali rilasci incrementali. Per la determinazione delle portate idriche viene quindi suggerita, in via sperimentale, la formula seguente dove i parametri K, Q meda e S sono quelli definiti nel criterio N°1:

$$DMV = 0,20 \cdot (K \cdot Q_{meda} \cdot S)$$

Equazione 4: Calcolo del DMV per il criterio N°3 con il quale avviare la fase sperimentale per le derivazioni già esistenti.

I. 7. 2 – La sperimentazione CVA

A seguito della decisione della Compagnia Valdostana delle Acque (CVA S.p.A.) di applicare il criterio N°3 del PTA, il Dipartimento Territorio, Ambiente e Risorse Idriche della Regione Valle d'Aosta ha istituito nel 2007 un tavolo tecnico con il compito di definire, coordinare e sovrintendere l'attività di sperimentazione del Deflusso Minimo Vitale per gli impianti idroelettrici della Compagnia.

Al fine di superare i limiti dell'approccio attuale, per la definizione del metodo sperimentale sono stati riconosciuti necessari tre passaggi fondamentali:

- individuare gli indicatori influenzati dalla variazione dei rilasci (tipicamente di tipo ambientale, economico, sociale);
- stabilire, mediante opportune misure sperimentali, le relazioni quali-quantitative esistenti tra la portata del corso d'acqua e lo stato delle diverse variabili dipendenti;
- scegliere quale politica gestionale risulti il miglior compromesso.

Considerando la compresenza di obiettivi di diversa natura ed il conflitto che ne deriva, la scelta della politica di gestione dei rilasci deve necessariamente essere affrontata tramite metodologie di **Analisi a molti criteri**, per tenere in giusta considerazione tutti i portatori di interesse.

Lo scopo della sperimentazione è quello di individuare le portate di DMV da rilasciare a valle di ogni derivazione considerata, pertanto risulta fondamentale testare la risposta delle grandezze ecosistemiche di interesse al variare della portata. In particolare, nella sperimentazione si considerano gli aspetti di tipo ambientale che, essendo caratterizzati tipicamente da processi molto complessi, sono in genere più difficili da modellare rispetto alla pura perdita economica dovuta ai rilasci.

Il primo passaggio, avviato prima dell'inizio della sperimentazione, è consistito nell'effettuare una caratterizzazione iniziale del territorio coinvolto e assoggettato da decenni alle pressioni dovute alle derivazioni idroelettriche, effettuando un campionamento di bianco precedente i rilasci sperimentali.

Lo stato di riferimento così ottenuto sarà utilizzato per confrontare e valutare le risposte ecosistemiche legate ai futuri rilasci in alveo.

Su tutte le 28 prese del Gruppo CVA coinvolte nella sperimentazione sono state eseguite le misure di base indicate dal PTA:

- **LIM**
- **IBE**
- **pH**

- **torbidità**
- **temperatura**
- **IFF**

L'attività sperimentale è stata suddivisa in due fasi.

La prima fase, avviata il 31/12/2008 ha una durata di 3 anni, durante i quali si stanno effettuando sulle prese coinvolte misure e rilasci differenti a seconda dei bacini di appartenenza.

La seconda fase partirà entro il 31/12/2011 e dovrà concludersi entro e non oltre il 31/12/2013. Nei due anni saranno sperimentate e monitorate politiche di rilascio individuate tramite un'analisi a molti criteri per ciascuna derivazione.

La valutazione a molti criteri permette di confrontare due o più alternative (ad esempio tra diverse percentuali di rilascio) sulla base di differenti criteri di valutazione, o obiettivi, in conflitto tra loro, (ad es. derivazione d'acqua per produzione elettrica e disponibilità idrica per il rafting). L'analisi a molti criteri classica attribuisce un punteggio ad ogni alternativa, se ne ricava quindi un ordinamento, sia complessivo sia in base ai singoli obiettivi, che servirà come strumento di supporto alle decisioni della pubblica amministrazione.

In sintesi, nel caso della gestione dei rilasci nelle derivazioni idroelettriche della CVA, la metodologia prevede i passi di seguito spiegati.

- Definizione delle alternative. Ciascuna alternativa potrebbe essere rappresentata da una diversa percentuale del rilascio per la derivazione in esame (20% del D.M.V., 50 % del D.M.V., 150% del D.M.V.).
- Definizione dei criteri di valutazione cioè dell'insieme di parametri che misurano le prestazioni di un'alternativa rispetto ad un obiettivo (ad es. per l'obiettivo qualità delle acque i criteri possono essere CQ, BOD,...).

Gli obiettivi ed i criteri di valutazione sono stati individuati in fase preliminare dal tavolo tecnico (es. produzione idroelettrica, tutela ambientale dei corpi idrici a valle delle prese, tutela paesaggistica, attività ricreative quali pesca, kayak, rafting, ecc). La selezione dei criteri utili alla decisione, soprattutto per quanto riguarda gli obiettivi ambientali, deriverà dai risultati della fase I di sperimentazione.

- Definizione del vettore dei pesi, cioè dell'importanza relativa dei singoli obiettivi.

Nei primi tre anni della sperimentazione ci si aspetta di ottenere, dalle analisi su tutte le derivazioni, una serie di elementi sufficienti per definire il deflusso minimo vitale per ogni singola presa. Successivamente l'analisi a molti criteri sarà utilizzata per definire la politica di rilasci ritenuta più idonea a raggiungere gli obiettivi del PTA, nel rispetto delle attese dei differenti portatori di interesse.

CAPITOLO II – OBIETTIVO DELLA RICERCA

L'obiettivo della tesi di laurea, svolta in collaborazione con l'ARPA Valle d'Aosta e inserita nella sperimentazione della CVA, è quello di analizzare la composizione delle comunità macrobentoniche, campionate a monte e a valle di derivazioni idroelettriche, allo scopo di evidenziare un eventuale impatto sullo stato delle comunità suddette e, più in generale, riferirlo agli effetti complessivi delle derivazioni stesse sul comparto ambientale.

In particolare, si vuole evidenziare l'eventuale risposta delle comunità macrobentoniche alla pressione derivante dalla presenza di derivazioni idroelettriche e all'effettuazione di rilasci sperimentali dalle opere di presa.

Le informazioni raccolte dalle analisi svolte nella tesi saranno utilizzate all'interno del sistema di supporto alla decisione basato sull'analisi multi criterio, discussa alla fine del paragrafo precedente (1. 5. 2 – Sperimentazione CVA).

I campionamenti di macroinvertebrati sono stati condotti seguendo il metodo IBE (Ghetti, 2001), che verrà illustrato in dettaglio nel capitolo IV - Materiali e metodi.

Le motivazioni dell'utilizzo della base informativa derivata dall'applicazione dell'IBE sono di seguito riportate:

- **Riferimenti espliciti alla normativa:** l'IBE rappresenta un indicatore di qualità ecosistemica in linea con quanto richiesto dall'attuale normativa regionale in materia di tutela della risorsa idrica (Piano di Tutela delle Acque della Regione Autonoma Valle d'Aosta – Allegato D “Azioni per il monitoraggio dell'attuazione del Piano”- Capitolo 2).
- **Estensione temporale e spaziale della base dati disponibile:** i dati dei campionamenti di macroinvertebrati bentonici, condotti secondo il metodo IBE, sono disponibili per tutto il reticolo idrografico valdostano a partire dall'anno 2003 e, con copertura meno omogenea, dal 1996 (rete ARPA). Questa abbondanza di dati pregressi risulta utile per operare confronti con la situazione attuale e futura.
- **Coerenza con il piano di sperimentazione:** nel piano di sperimentazione della CVA, è espressamente richiesto di considerare parametri e indicatori significativi per la specifica situazione in studio e, a tal riguardo, è prevista ufficialmente l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso. È previsto inoltre lo sviluppo di indicatori complementari all'IBE, elaborabili utilizzando la stessa base dati a disposizione; tali indicatori sono stati denominati genericamente con il termine “sub IBE” e considerano le caratteristiche auto ecologiche dei taxa rilevati.

CAPITOLO III – AREA DI STUDIO

III. 1 – LA VALLE D’AOSTA

In questo capitolo, descriviamo brevemente le principali caratteristiche geografiche, geologiche e idrologiche della Valle d’Aosta, tratte e modificate dal Piano di Tutela delle Acque.

III. 1. 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 ed all’agricoltura; quest’ultima piccola porzione corrisponde essenzialmente al fondovalle principale ed a quelli laterali.

La Valle d’Aosta si estende su una superficie di 3.262 km² e, 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.

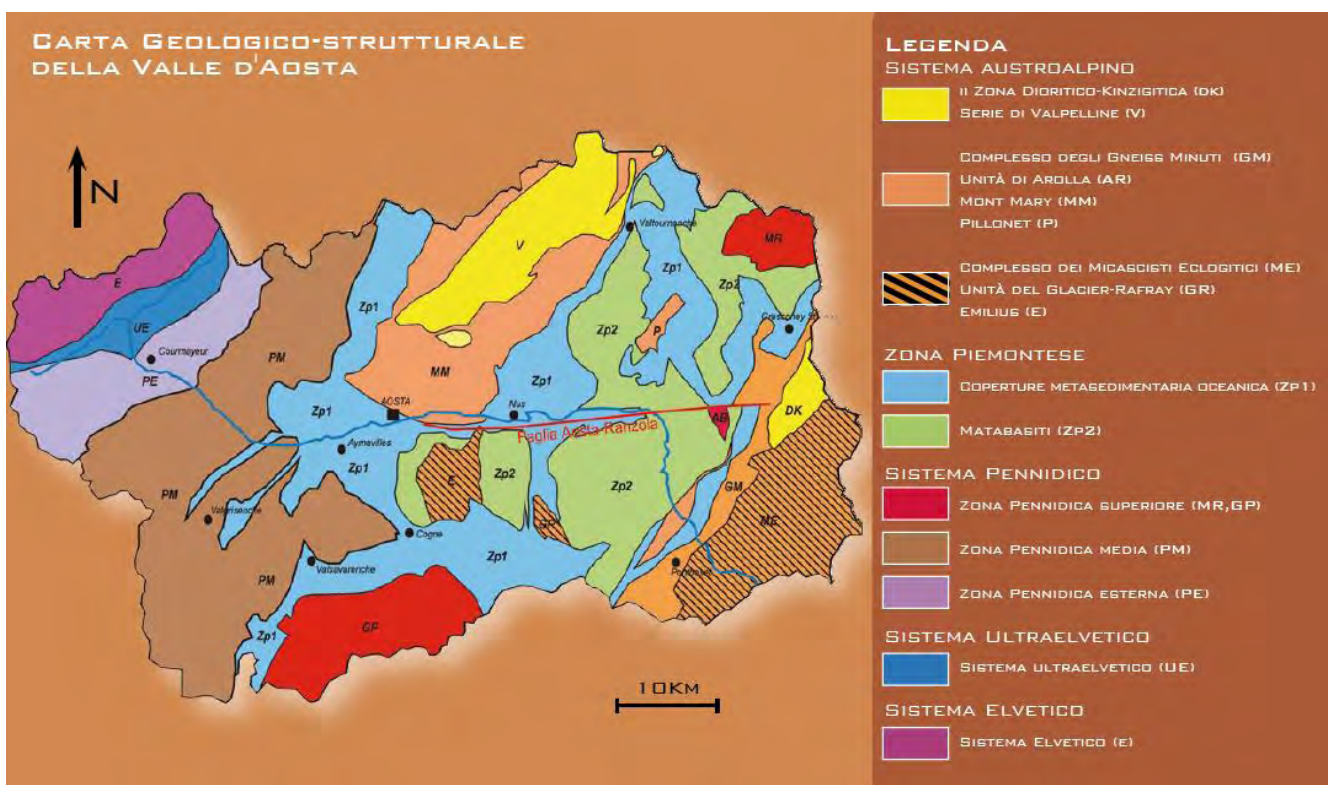


Fig. III. 1 – Carta geologico - strutturale della Valle d'Aosta.

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'insorgere di fenomeni di tipo gravitativo su interi versanti, noti come Deformazioni Gravitative Profonde di Versante.

III. 1. 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'Ayasse (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. III. 2 – Principali corsi d'acqua della Valle d'Aosta. Da Piano di Tutela delle Acque, 2006.
Capitolo 5 - Quadro conoscitivo - Corpi idrici.

La Valle d'Aosta presenta un regime pluviometrico di tipo convecto-orografico. La presenza dei rilievi 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. Gli elevati massicci 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.

III. 2 – LE STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

Dopo aver delineato il reticolo idrografico della Regione, in questo paragrafo descriviamo i singoli tratti dei corsi d'acqua, in cui sono ubicate le opere di presa. In questa tesi, abbiamo analizzato congiuntamente i dati raccolti da ARPA Valle d'Aosta e da CVA mediante il supporto tecnico della società specializzata *Eaulogie* S.r.l. relativamente a tutte le stazioni di campionamento, individuate nei pressi degli impianti che rientrano nel piano sperimentale, tranne quelle collocate sul torrente Dora Baltea.

Nella tabella seguente sono indicate le 28 opere di presa principali, il loro bacino di appartenenza e la centrale idroelettrica alla quale convogliano le acque (Tab. III. 1).

BACINO DI APPARTENENZA	NOME PRESA	CENTRALE COINVOLTA	BACINO DI APPARTENENZA	NOME PRESA	CENTRALE COINVOLTA
Lys	Lys Balma	Sendren	Grand Eyvia	Lillaz	Lillaz
	Bielciuken	Zuino		La Nouva	Chavonne
	Issime	Issime		Grand Eyvia	Aymavilles
	Guillemore	Pont-Saint-Martin	Savara	Fenille	Chavonne
Evançon	Brusson	Isollaz	Dora di Rhêmes	Sorresamont	Champagne I
	Isollaz	Verrès	Dora Baltea	La Salle	Champagne II
Marmore	Perrères	Maen		Mecosse	Grand'Eyvia
	Ussin	Covalou		Sarre	Quart
	Covalou	Châtillon		Nus	Saint Clair
Saint Barthélemy	St Barthélemy	Nus		Saint Clair	Montjovet
Artanavaz e Buthier	Buthier	Signayes		Montjovet	Hone I
	Artanavaz	Signayes		Bard	Bard
	Buthier (ao)	Quart	Pont Saint Martin	Quincinetto	
Ayasse	Outrelève	Hone II	Chalamy	Chevrère	Champdepraz

Tab. III. 1 – Opere di presa e centrali idroelettriche, suddivise per bacini, coinvolte nella sperimentazione CVA.

La scelta delle stazioni di campionamento lungo i torrenti è stata determinata prendendo come riferimento il sito di derivazione. Tale sbarramento determina un'interruzione del *continuum* fluviale, ovvero una variazione delle caratteristiche idrologiche ed ecologiche; pertanto, le stazioni di monitoraggio considerate sono collocate, in ogni torrente, nei tratti rispettivamente **a monte dell'opera di presa e a valle della stessa** (ovvero nel tratto sotteso dalla captazione) (Fig. III. 3).

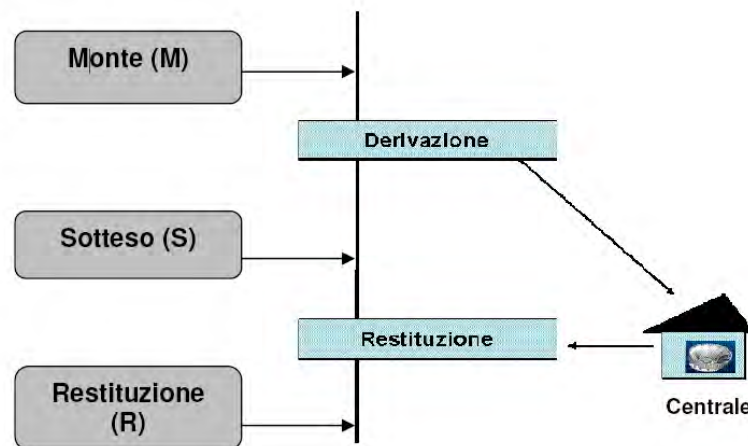


Fig. III. 3 – Collocazione delle stazioni di campionamento in funzione delle diverse opere di un impianto idroelettrico.

Le stazioni di campionamento “a monte” forniscono un quadro della qualità ambientale del torrente in assenza della pressione antropica esercitata dall’opera di presa: tali siti di campionamento sono stati pertanto collocati a una distanza tale da non essere influenzati dallo sbarramento e sono ritenuti rappresentativi dell’intera asta fluviale a monte della captazione idrica.

Le stazioni “a valle” dell’ opera di presa risentono direttamente della riduzione di portata liquida e solida determinata dalla derivazione idroelettrica. Tali punti di monitoraggio sono stati collocati, in generale, a un centinaio di metri dallo sbarramento, in modo da tener conto prioritariamente dell’effetto della diminuzione delle portate, considerando trascurabili gli effetti di altre pressioni antropiche (ad es. gli scarichi civili) o delle forzanti ambientali (substrato, pendenza , esposizione, copertura vegetale, ecc.) non determinate direttamente dalla derivazione. I tratti interessati dalla restituzione delle acque derivate forniscono un quadro della situazione a valle della restituzione dell’acqua turbinata: tale tratto, però, non è sempre campionabile in quanto inaccessibile o soggetto a frequenti opere di risistemazione idraulica. Non tutte le centrali, inoltre, restituiscono le acque derivate all’interno dello stesso bacino o torrente ma le convogliano direttamente all’interno della Dora Baltea.

Abbiamo suddiviso le numerose stazioni di campionamento in 5 gruppi, in base ad accorpamenti geografici (Fig. III. 4):

1. EVA-CHA-AYA: il gruppo include le stazioni dei torrenti Evançon, Chalamy ed Ayasse;
2. MARMORE: il gruppo considera le stazioni del torrente Marmore;
3. GSB - SB: il gruppo, denominato Gran San Bernardo, include le stazioni situate sui torrenti Buthier, Artanavaz e Saint Barthélemy;
4. PNGP: il gruppo, denominato Parco Nazionale del Gran Paradiso, comprende le stazioni dei torrenti Grand Eyvia, Savara e Dora di Rhêmes;
5. LYS: il gruppo comprende tutte le stazioni del torrente Lys.

Si è deciso di escludere dalle elaborazioni tutte le stazioni collocate sulla **Dora Baltea**, perché la quasi totalità di questi siti di campionamento si trovano a valle o sottesi a derivazioni idroelettriche (mancano quindi stazioni che identificano chiaramente una situazione a monte e a valle di una presa) ed inoltre sono fortemente disturbati dagli apporti dei corsi d'acqua laterali o dai rilasci di altre centrali. Questa complessità del sistema rende la risposta delle variabili biologiche soggetta ad un elevato grado di incertezza.

L'area della media/bassa Dora Baltea, inoltre, viene affrontata diversamente rispetto alle altre, già a partire dallo svolgimento del campionamento dei macroinvertebrati bentonici, data l'impossibilità di eseguire un transetto completo del corso d'acqua.

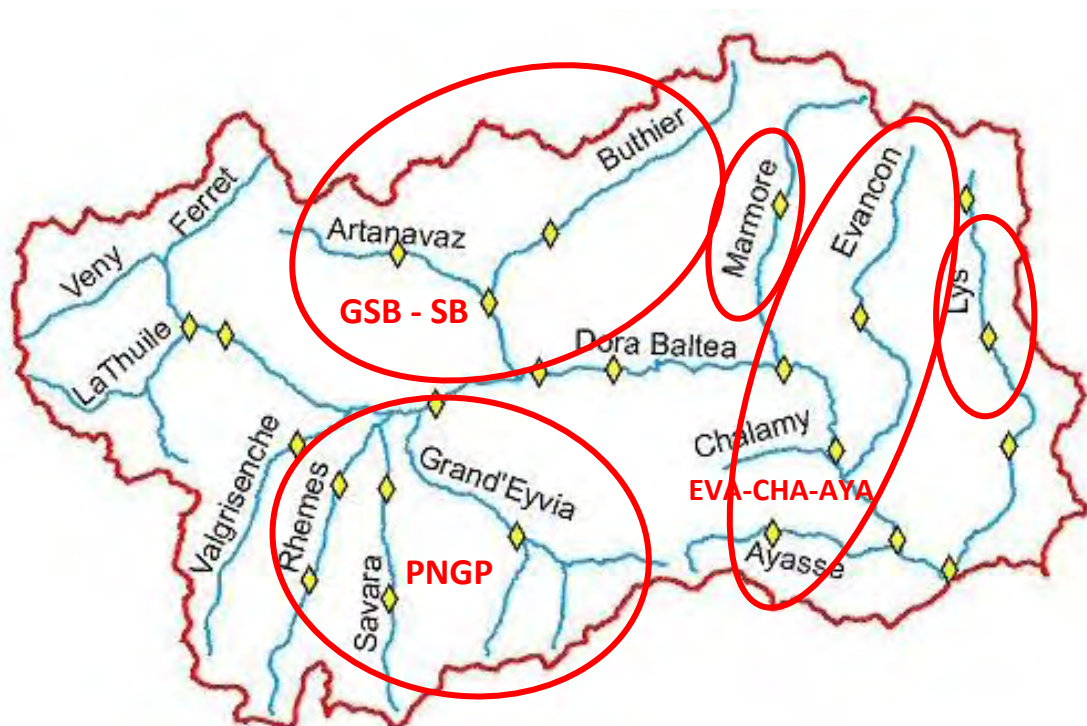


Fig. III. 4 – Indicazione dei 5 gruppi in cui sono state suddivise le stazioni di campionamento.

III. 2. 1 – Gruppo EVA-CHA-AYA

Questo raggruppamento comprende le stazioni di monitoraggio situate sui torrenti Evançon, Chalamy e Ayasse; in questo paragrafo, riportiamo una breve descrizione dei singoli torrenti, tratta dal Piano di Tutela delle Acque della Regione Valle d’Aosta, ed indichiamo in modo preciso l’ubicazione delle stazioni di campionamento, riportando il codice utilizzato da *Eaologie* (es. EV 1S Ponte Archesaz) ed il codice usato in questa tesi, che è stato semplificato per esigenze grafiche e di calcolo statistico (Es. EV1S).

Torrente Evançon



Fig. III. 5 - Torrente Evançon a monte di Brusson.

Il torrente 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.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Le stazioni di campionamento prese in considerazione sul torrente Evançon sono state collocate a monte e a valle delle derivazioni di Brusson e Isollaz (Tab. III. 2).

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
EV1M	EV1M Volon	monte	Brusson	Isollaz
EV1S	EV1S ponte Archesaz	sotteso		
EV2M	EV1/2 Isollaz	monte	Isollaz	Verrès
EV2S	EV2S Tarnod	sotteso		

Tab. III. 2 – Stazioni di campionamento sul torrente Evançon.

La centrale di Isollaz deriva le acque dell'Evançon tramite l'opera di presa collocata nel Comune di Brusson. Nei pressi della captazione, sono presenti diverse pressioni antropiche, come il depuratore comunale e altre derivazioni a scopo irriguo. Le stazioni di campionamento sono state posizionate a circa 200 m a monte e a 300 m a valle della presa.

Nel Comune di Isollaz è collocata l'opera di presa della centrale di Verrès ed i campionamenti hanno interessato le stazioni a circa 150 m a monte e a valle della presa, come indicato dalla cartina seguente (Fig. III. 6).

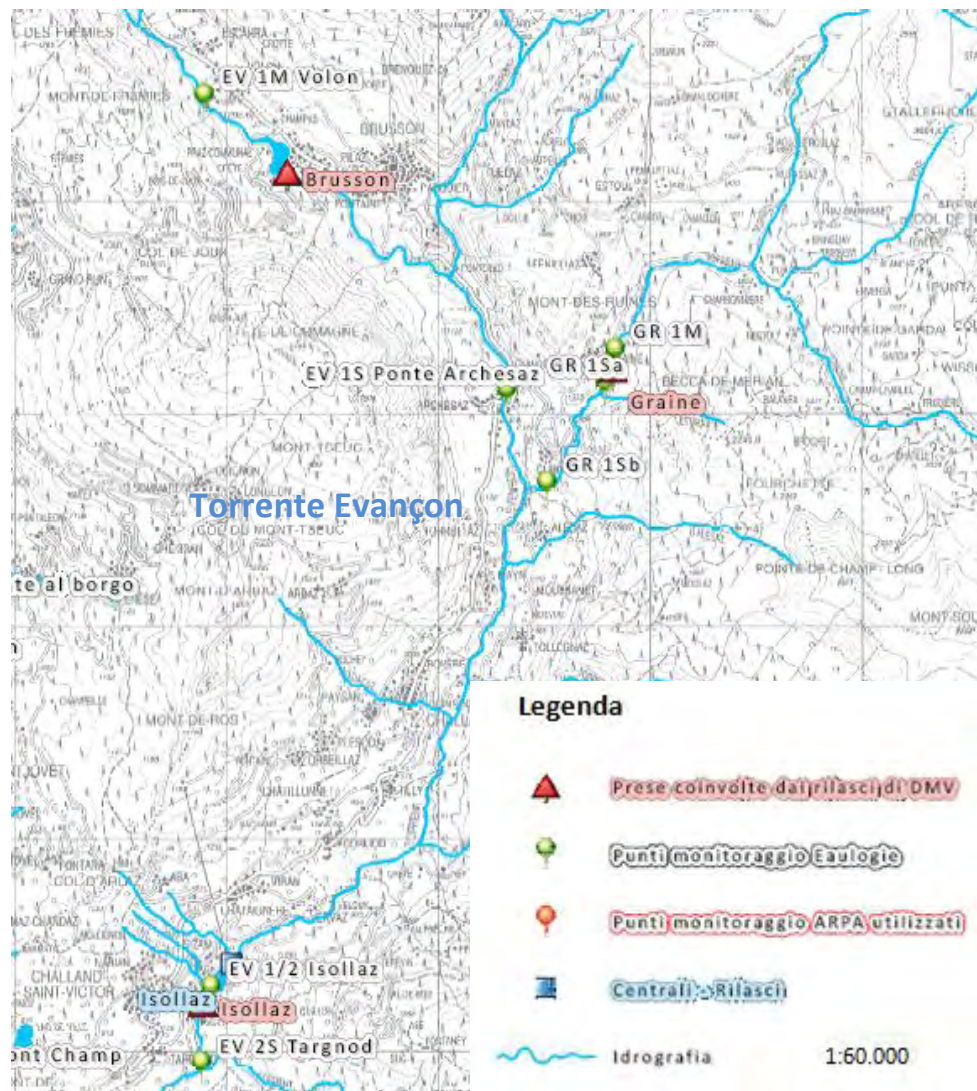


Fig. III. 6 – Cartografia delle stazioni di campionamento, opere di presa e rilasci sul torrente Evançon.

Torrente Chalamy



Fig. III. 7 - Torrente Chalamy in località Chevrères, sullo sfondo il Mont Avic.

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.

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.

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.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Il torrente, in località Chevrère, è interrotto dall'opera di presa della centrale idroelettrica di Champdepraz. Le stazioni di campionamento sono state posizionate a circa 50 m a monte e 200 m a valle dello sbarramento, come rilevabile dalla cartina di Fig. III. 8. L'area interessata dall'opera di restituzione delle acque derivate non è stata considerata, in quanto soggetta a frequenti lavori in alveo e a periodi di asciutta.

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
CH1M	CH1M Chevrère	monte	Chevrère	Chamdepraz
CH1S	CH1S Gettaz	sotteso		

Tab. III. 3 – Stazioni di campionamento sul torrente Chalamy.

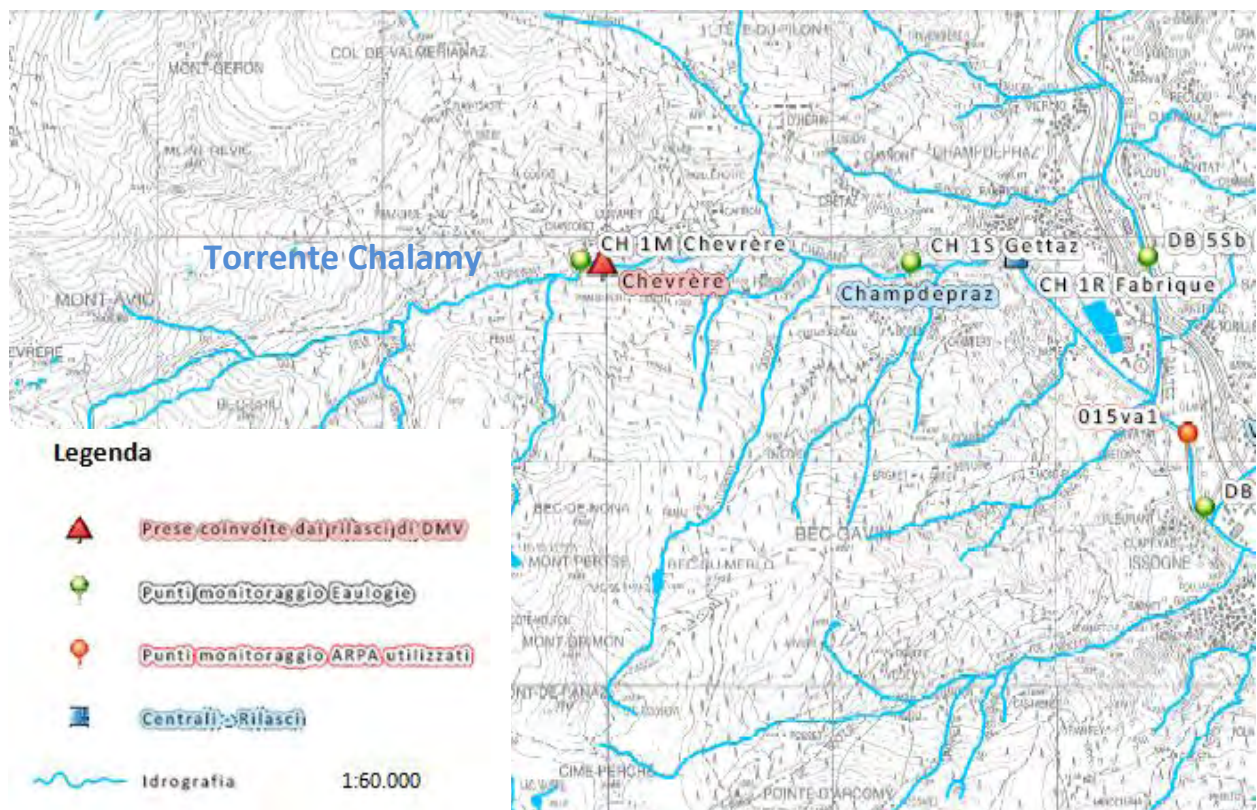


Fig. III. 8 – Cartografia delle stazioni di campionamento, dell'opera di presa e del rilascio sul torrente Chalamy.

Torrente Ayasse



Fig. III. 9 – Torrente Ayasse nei pressi della confluenza in Dora Baltea, sullo sfondo il forte di Bard.

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.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Le stazioni di campionamento scelte lungo il torrente Ayasse (Tab. III. 4) sono state collocate, nel Comune di Outrelève, a monte e a valle dell'opera di presa della centrale di Hone II.

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
AY1M	AY1M Outrelève	monte	Outrelève	Hone II
AY1S	AY1S Chataigne	sotteso		

Tab. III. 4 – Stazioni di campionamento sul torrente Ayasse.

I punti di prelievo dei campioni biologici sono stati collocati a circa 100 m a monte e a 200 m a valle della derivazione, e si inseriscono in un ambiente ad elevata naturalità, influenzato dalla presenza di comunità arboree mature e consolidate (Fig. III. 10).

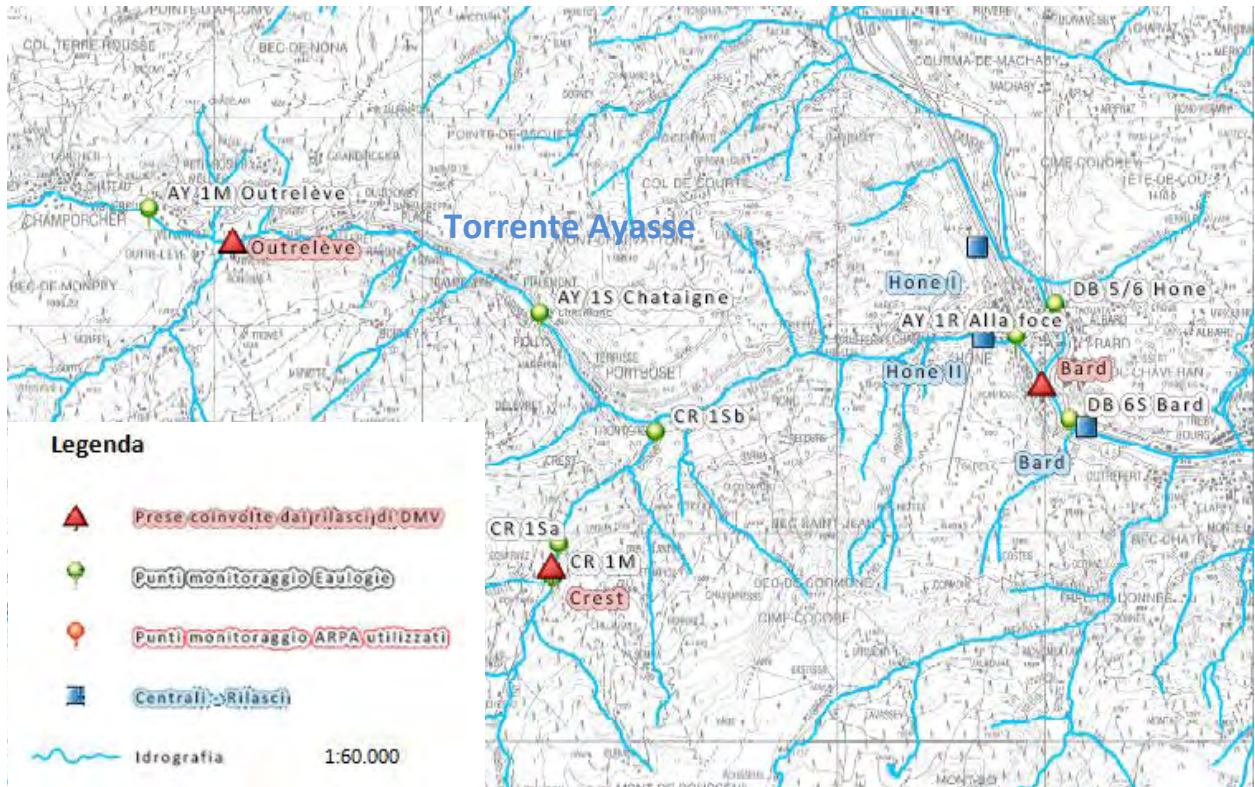


Fig. III. 10 – Cartografia delle stazioni di campionamento, opere di presa e rilasci sul torrente Ayasse.

III. 2. 2 – Gruppo MARMORE



Fig. III. 11 – Torrente Marmore in località Perrères.

Il torrente Marmore nasce a quota 4.478 m s.l.m. dal contributo nivo-glaciale del Monte Cervino e sfocia in Dora Baltea, in riva 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”.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Sul torrente Marmore sono state considerate tre opere di presa, definite secondo i nomi dei Comuni di appartenenza, Perrères, Ussin e Covalou. Le acque delle prese di Perrères e Ussin sono restituite al torrente stesso, mentre la presa di Covalou serve la centrale di Châtillon, che recapita le acque direttamente in Dora Baltea. Dato lo schema idroelettrico del torrente Marmore, sono state prese in considerazione le stazioni di campionamento riportate nella tabella seguente (Tab. III. 5).

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
MA1M	MA1M Perrères	monte	Perrères	Maen
MA1S	MA1S Pesontze	sotteso		
MA2M	MA1/2 Maen	monte	Ussin	Covalou
MA2S	MA2S Ponte Filey	sotteso		
MA3S	MA3Sa Covalou	sotteso	Covalou	Châtillon

Tab. III. 5 – Stazioni di campionamento sul torrente Marmore.

L'opera di presa, collocata in località Perrères, derivando l'acqua per conto della Centrale di Maen, concorre alla creazione di un bacino artificiale che si inserisce in un contesto agricolo-pastorale interrotto da boschi di versante. Le stazioni di campionamento sono state collocate a circa 300 m a monte del bacino e 100 m a valle dell'opera di presa.

Anche lo sbarramento presente nel comune di Ussin determina la formazione di un invaso artificiale di ampie dimensioni, circondato da prati interrotti da insediamenti civili e industriali. Come per la stazione precedente, i punti di campionamento sono stati collocati a circa 300 m a monte dell'invaso e a valle della captazione.

La centrale di Châtillon capta le acque tramite l'opera di presa collocata nel Comune di Covalou. La stazione a monte dell'opera di presa è stata posizionata appena a valle dello scarico del depuratore comunale; purtroppo non è stato possibile escludere tale impatto, in quanto, nel tratto a monte dello scarico, l'alveo del torrente non è accessibile in sicurezza. L'ultima stazione presente sul torrente Marmore è stata posizionata a circa 200 m a valle dell'opera di presa della centrale di Châtillon.

Le cartine di Fig. III. 12 e Fig. III. 13 mostrano la collocazione delle stazioni di campionamento e delle prese sul torrente Marmore.

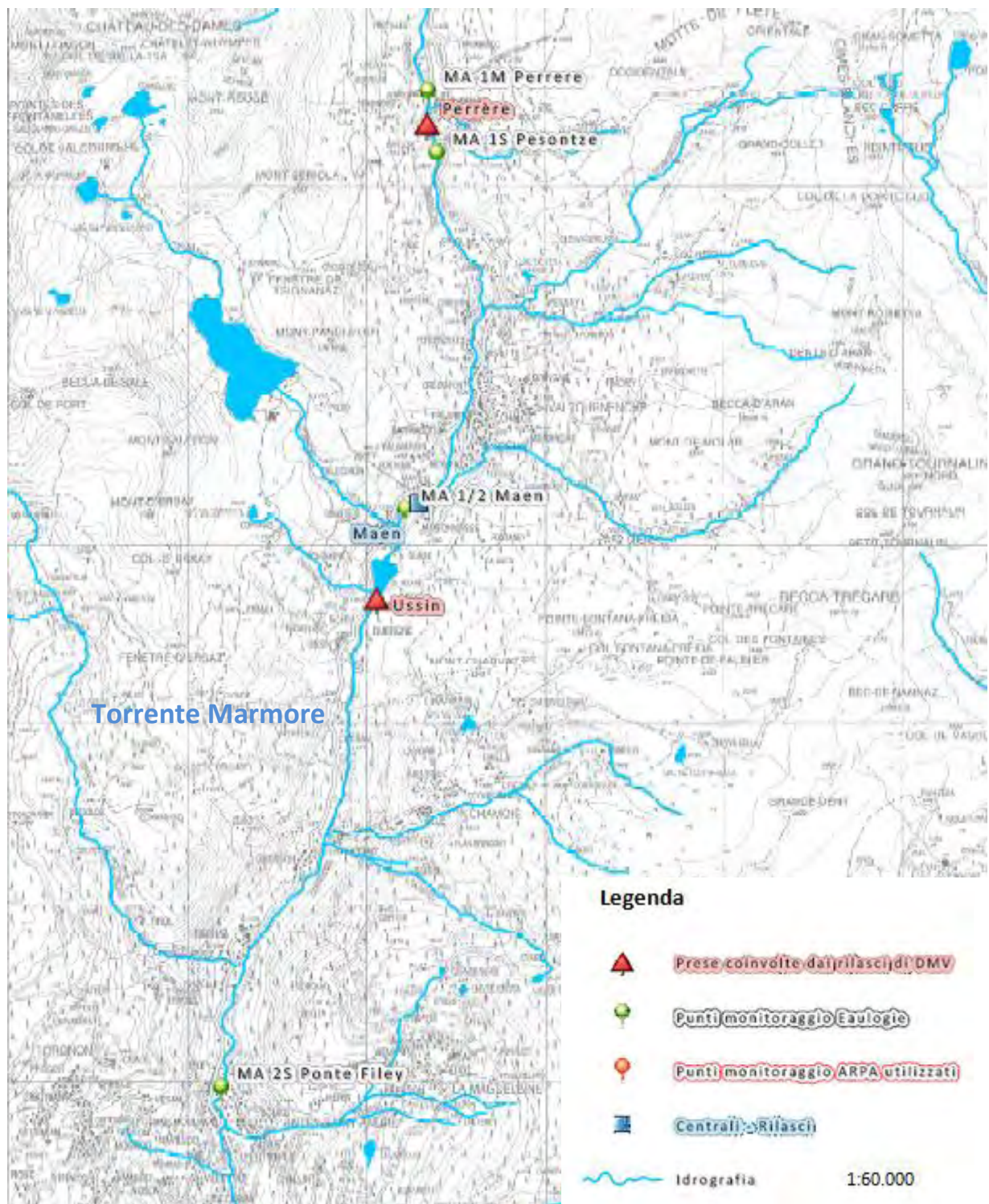


Fig. III. 12 – Stazioni di campionamento a monte e a valle delle prese di Perrères e Ussin sul torrente Marmore.

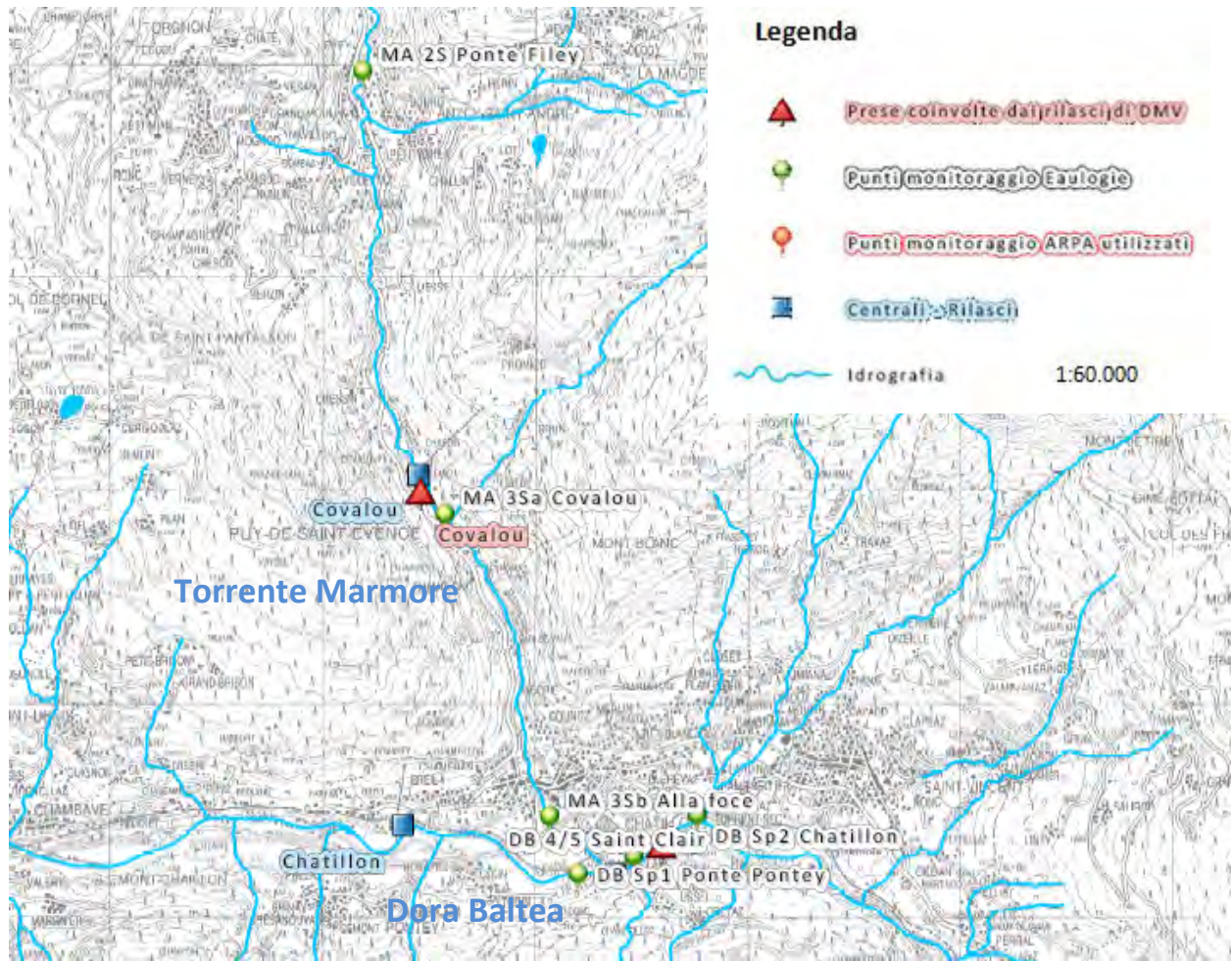


Fig. III. 13 – Stazioni di campionamento a monte e a valle della presa di Covalou sul torrente Marmore.

III. 2. 3 – Gruppo GSB - SB

Il gruppo denominato Gran San Bernardo comprende le stazioni di campionamento collocate sui torrenti Buthier, Artanavaz e Saint Barthélemy.

Torrente Buthier



Fig. III. 14 – Diga del Places de Moulin sul 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 torrente Buthier, lungo circa 39 km, sono l'Artanavaz, il Buthier d'Ollomont e lo Chenaille.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Durante la stesura del piano di monitoraggio della sperimentazione CVA è stato scelto di collocare 4 stazioni sul torrente Buthier. Una a monte ed una a valle della presa di Signayes, ed una a monte ed una a valle della presa di Quart. Come si può riscontrare nella cartina di Figura

III. 16, l'ultimo sito di campionamento (BU 2S Alla foce) si trova all'interno della città di Aosta ed in prossimità della confluenza del Buthier nella Dora Baltea.

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
BU1M	BU 1M Ponte Thoules	monte	Signayes	Signayes
BU1S	BU 1Sa Prailles	sotteso		
BU2M	BU 1/2 Poligono tiro	monte	Quart	Quart
BU2S	BU 2S Alla foce	sotteso		

Tab. III. 6 – Stazioni di campionamento sul torrente Buthier.

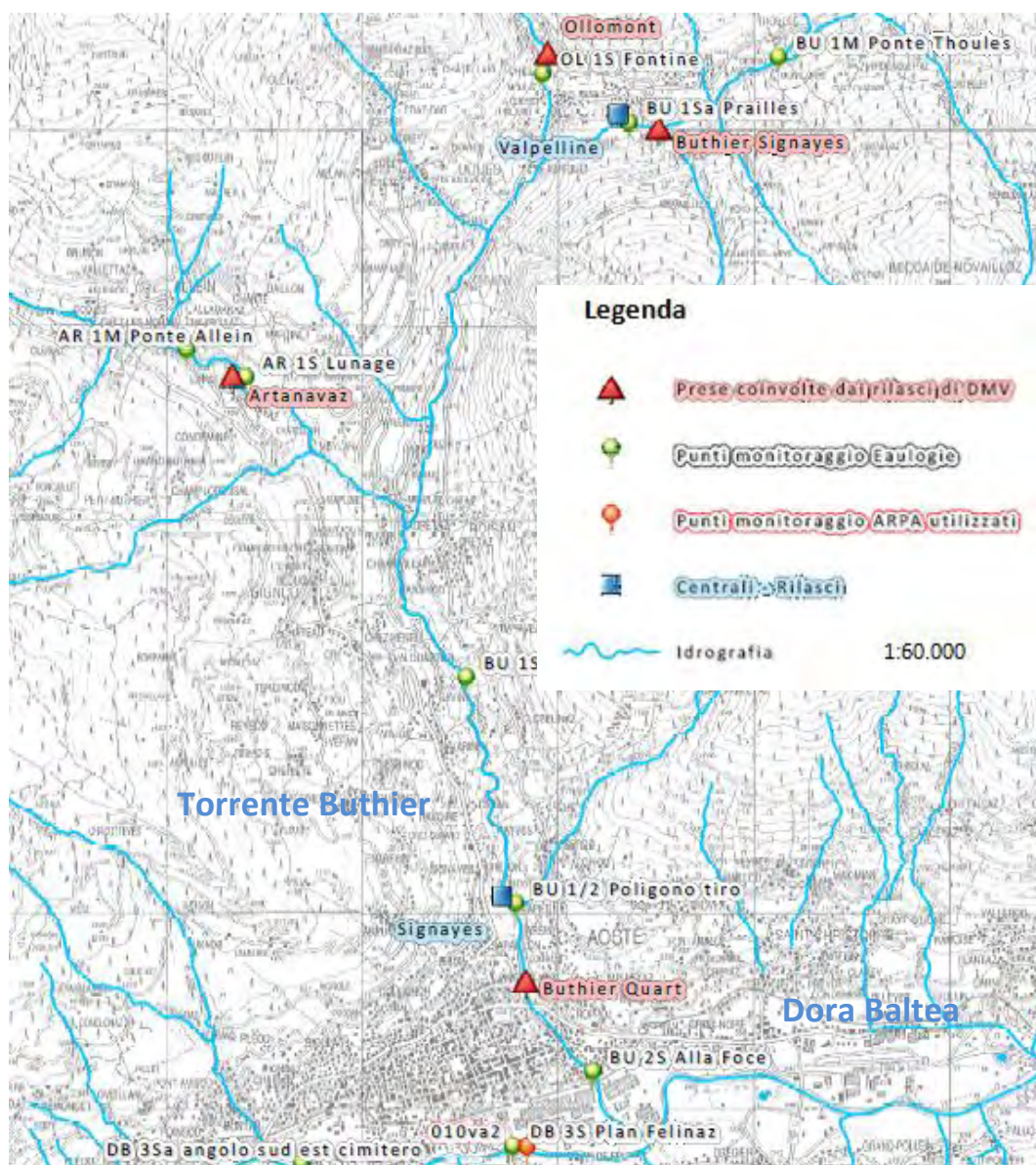


Fig. III. 15 – Stazioni di campionamento a monte e a valle delle prese di Signayes e Quart sul torrente Buthier, e a monte e a valle della presa sul torrente Artanavaz.

Torrente Artanavaz



Fig. III. 16 – Centrale idroelettrica di La Clusaz e opera di presa sul torrente Artanavaz nel Comune di Allein.

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.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Sul torrente Artanavaz ci sono 4 centraline; l'opera di presa di CVA è ubicata nel Comune di Allein e serve la centrale idroelettrica di Signayes, le stazioni di campionamento sono state collocate 200 m a monte e a 50 m a valle della derivazione (vedi ancora Fig. III. 15 e Tab. III. 8).

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
AR1M	AR 1M Ponte Allein	monte	Artanavaz	Signayes
AR1S	AR 1S Lunage	sotteso		

Tab. III. 7 – Stazioni di campionamento sul torrente Artanavaz.

Torrente Saint Barthélemy



Fig. III. 17 – Torrente Saint Barthélemy in inverno.

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.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Una stazione di campionamento è stata posta a 200 m a monte ed una a 50 m a valle dell'opera di presa di Saint Barthélemy; la centrale di Nus convoglia le acque direttamente nella Dora Baltea (Tab. III. 8 e Fig. III. 18)

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
SB1M	SB 1M	monte	Saint Barthélemy	Nus
SB1S	SB 1Sa Val Dessous	sotteso		

Tab. III. 8 – Stazioni di campionamento sul torrente Saint Barthélemy.

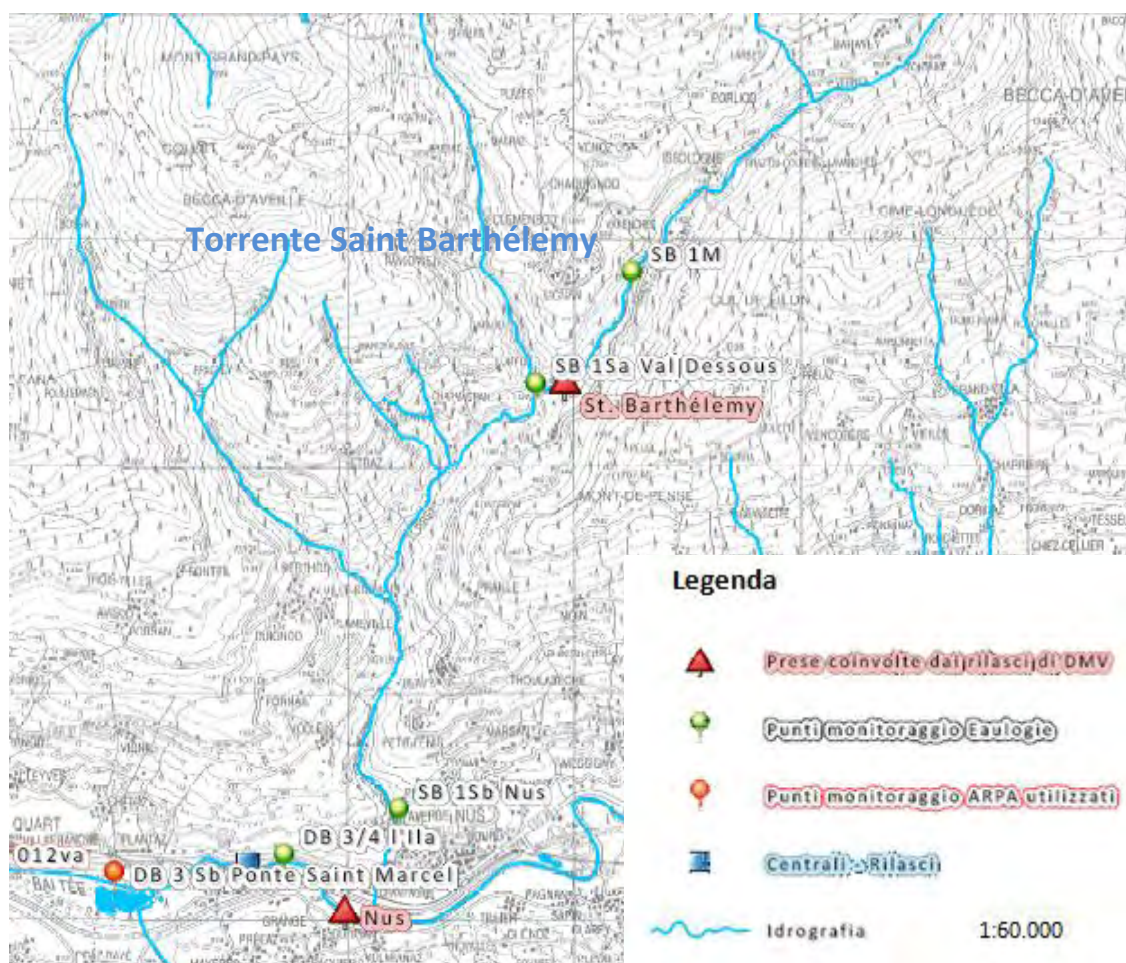


Fig. III. 18 – Cartografia delle stazioni di campionamento e dell' opera di presa sul torrente Saint Barthélemy.

III. 2. 4 – Gruppo PNGP

Il gruppo denominato Parco Nazionale del Gran Paradiso comprende le stazioni di campionamento collocate sui torrenti Grand Eyvia, Savara e Dora di Rhêmes.

Torrente Grand Eyvia



Fig. III. 19 – Torrente Grand Eyvia nell’alto vallone dell’Urtier.

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.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Sul torrente Grand Eyvia il gruppo CVA possiede la concessione per tre derivazioni denominate Lillaz, La Nouva e Grand Eyvia (Tab. III. 9); si è scelto di elaborare i dati provenienti dalle stazioni di campionamento collocate a monte e a valle delle prime due prese, e dalla stazione GE 3Sa Aymavilles situata a valle della presa di Grand Eyvia (Fig. III. 19).

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
GE1M	GE 1M Urthier	monte	Lillaz	Lillaz
GE1S	GE 1S Lillaz	sotteso		
GE2M	GE 2M Ponte Laval	monte	La Nouva	Grand Eyvia
GE2S	GE 2S Vieyes	sotteso		
GE3S	GE 3Sa Aymavilles	sotteso	Grand Eyvia	Chavonne

Tab. III. 9 – Stazioni di campionamento sul torrente Grand Eyvia.

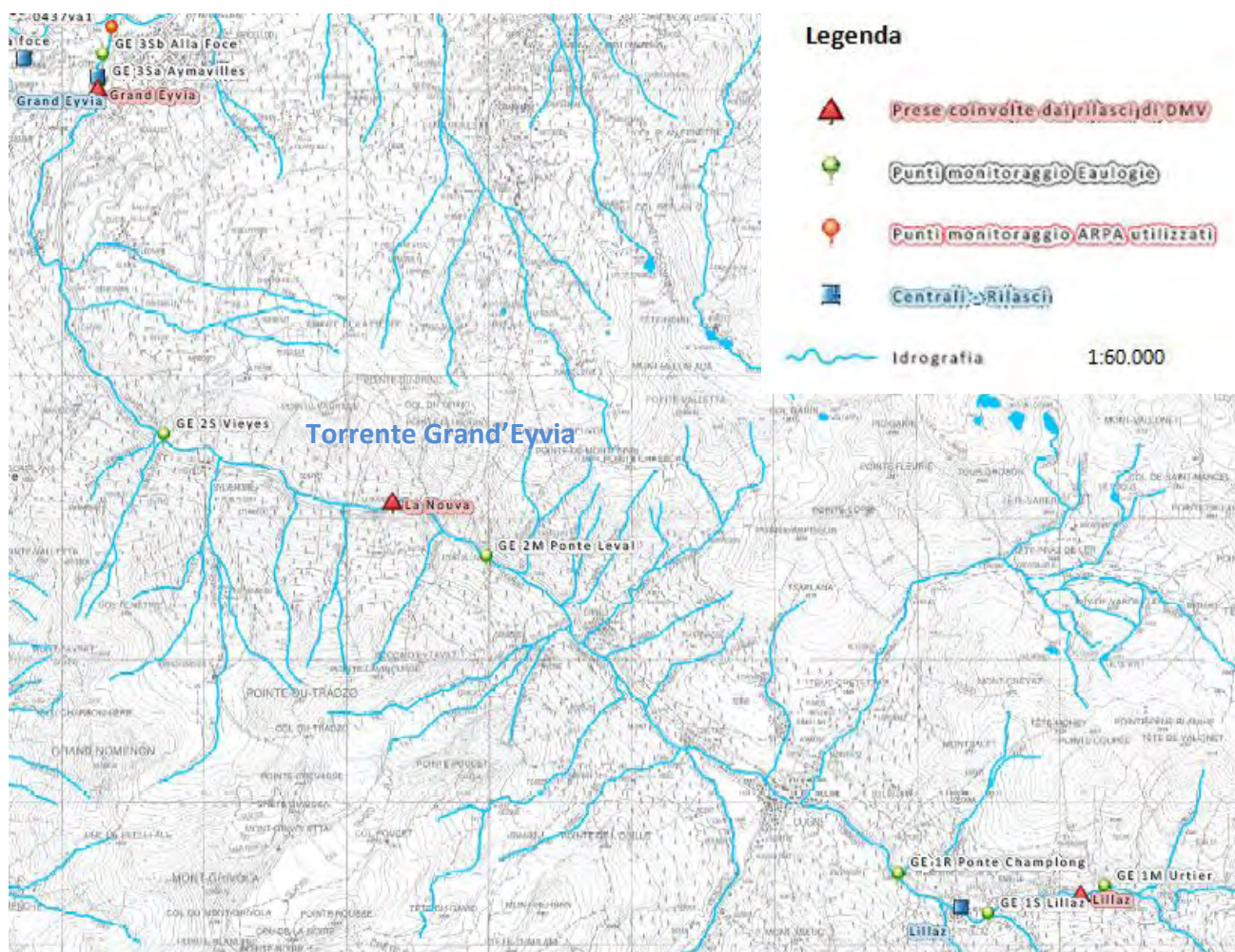


Fig. III. 20 – Stazioni di campionamento a monte e valle delle prese di Lillaz, La Nouva e Grand Eyvia sul torrente omonimo.

Torrente Savara



Fig. III. 21– Torrente Savara, tratto a valle delle presa di Fenille.

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 Piano di Tutela delle Acque della Valle d’Aosta è classificato come asta fluviale “significativa” e di “particolare pregio”, considerata l’area a specifica valenza naturalistica.

Descrizione delle stazioni di campionamento

Il torrente è stato analizzato in località Fenille, Comune di Valsavarenche; in particolare, sono stati campionati i tratti a monte e a valle dell’opera di presa della centrale di Chavonne (Tab. III. 10). Le porzioni di corso d’acqua in cui sono stati svolti i campionamenti, a circa 200 m a monte e a valle della presa, risentono, dal punto di vista naturalistico, della presenza di opere di difesa spondale. Viste le numerose modifiche antropiche, la meandricazione è quasi del tutto assente e l’alveo del torrente risulta pressoché rettilineo.

Le acque turbinate non vengono restituite al torrente ma convogliate in Dora Baltea (Fig. III. 22).

codice stazioni	codice EauLogie	posizione	opera di presa	centrale servita
SA1M	SA 1M Fenille	monte	Fenille	Chavonne
SA1S	SA 1S Molère	sotteso		

Tab. III. 10 – Stazioni di campionamento sul torrente Savara.

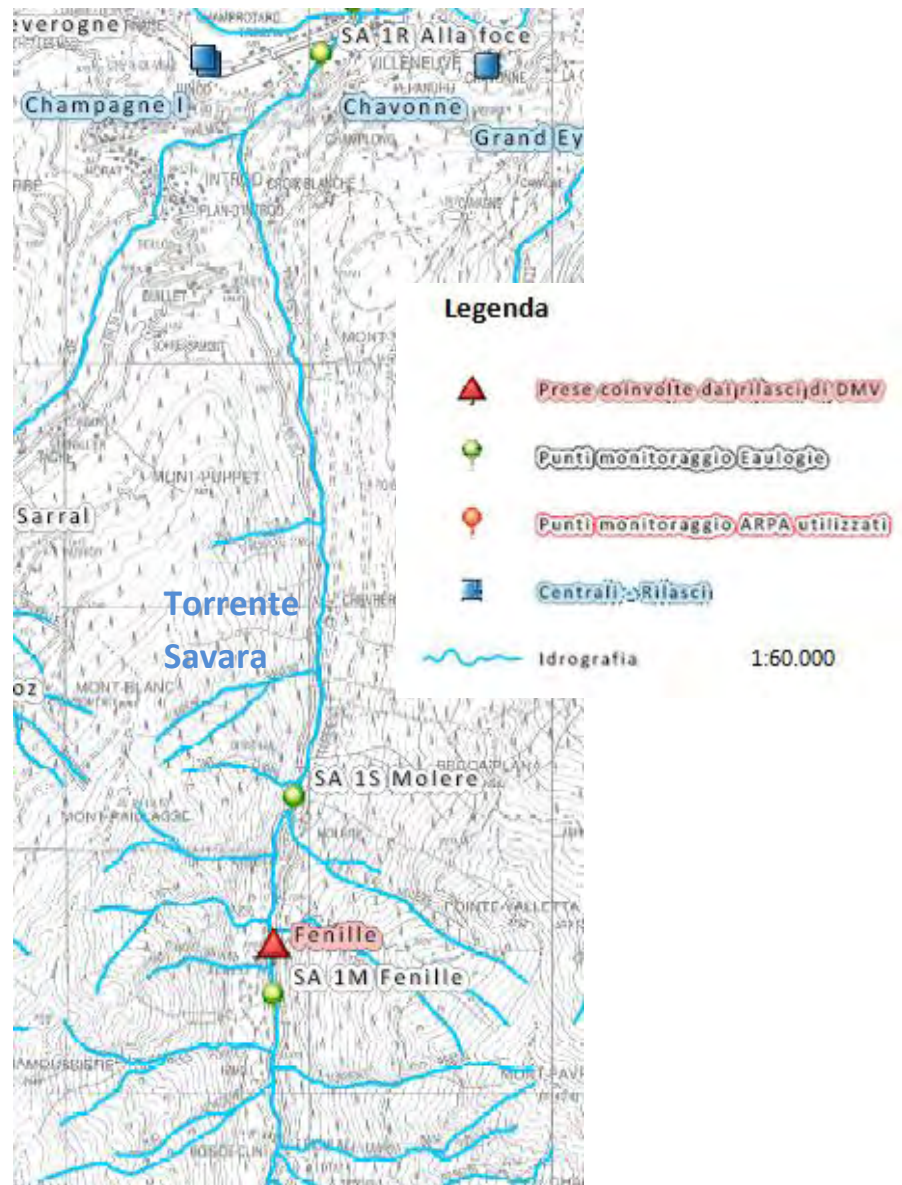


Fig. III. 22 – Stazioni di campionamento a monte e valle della presa di Fenille sul torrente Savara.

Torrente Dora di Rhêmes



Fig. III. 23 – Torrente Dora di Rhêmes, tratto a valle della presa 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 della Valle D'Aosta, è considerato un corso d'acqua "significativo" e di "particolare pregio".

Descrizione delle stazioni di campionamento

Sono state analizzate l'area a monte e a valle dell'opera di presa della centrale di Champagne I, nel Comune di Sorresamont. Le acque turbinate non vengono restituite al torrente Dora di Rhêmes, ma convogliate in Dora Baltea; per tale motivo, non è stata inserita una stazione di monitoraggio nell'area di restituzione (Tab. III. 11).

Il monitoraggio ha interessato i tratti a circa 300 m a monte e a circa 200 m a valle della derivazione. Nonostante la presenza di argini artificiali e di alcuni scarichi di origine civile, l'area mantiene un buon grado di naturalità (Fig. III. 22).

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
RH1M	RH 1M Cachoz	monte	Rhêmes	Champagne I
RH1S	RH 1S Sarral	sotteso		

Tab. III. 11 – Stazioni di campionamento sul torrente Dora di Rhêmes.

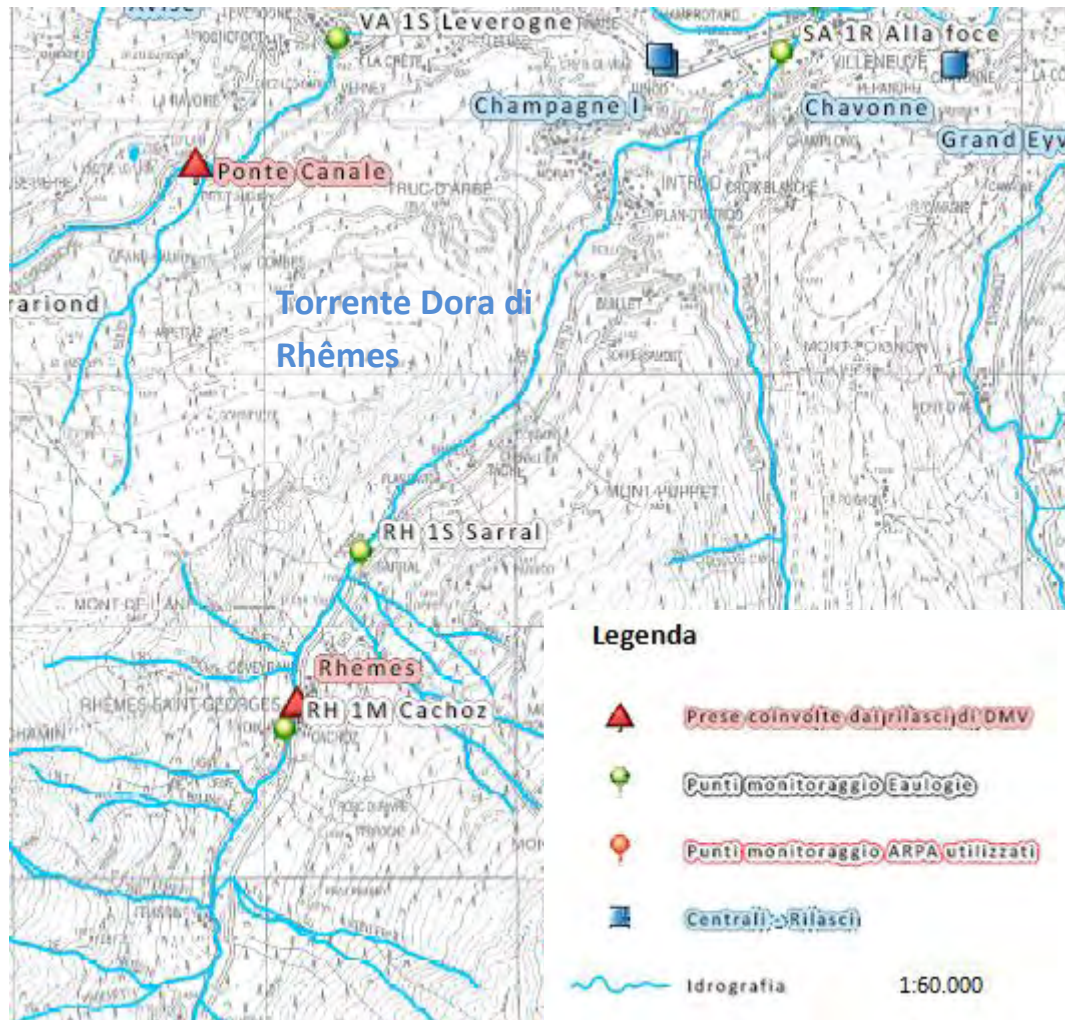


Fig. III. 24 – Stazioni di campionamento a monte e valle della presa di Rhêmes sul torrente Dora di Rhêmes.

III. 2. 5 – Gruppo LYS



Fig. III. 23 – Torrente Lys a Gressoney Saint Jean.

Questo gruppo comprende le stazioni di campionamento situate sul 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 piana-conoide su cui sorge il popoloso centro di Pont-Saint-Martin.

Descrizione delle stazioni di campionamento.

A Leschelbalmo, si trova una grande soglia e le acque del Lys vengono intercettate da un primo sbarramento artificiale che convoglia le acque nella centrale di Flue.

Poco a valle dell'abitato di Gressoney-Saint-Jean, le acque del Lys confluiscono nel bacino artificiale di Bieltschocke, da dove vengono convogliate in gran parte, per mezzo di un canale, alle centrali di Zuino.

A Guillemore, le acque del Lys, dopo aver ricevuto l’apporto di diversi affluenti, vengono nuovamente captate e, in parte, convogliate alla centrale idroelettrica di Pont-Saint-Martin. Nella zona di Issime è presente un’altra centrale; quindi, in totale, le acque del torrente Lys e dei suoi affluenti alimentano quattro centrali idroelettriche del gruppo CVA. Le stazioni di campionamento sono state disposte a monte e a valle delle derivazioni, come riportato nella tabella sottostante (Tab. III. 12) ed illustrato nelle due cartine seguenti (Fig. III. 25 e Fig. III. 26).

codice stazioni	codice Eaulogie	posizione	opera di presa	centrale servita
LY1M	LY 1M Lysbalma	monte	Lys Balma	Sendren
LY1S	LY 1Sa Biela	sotteso		
LY2M	LY 2M Tschoarde	monte	Bielciucken	Zuino
LY2S	LY 2Sa Weissmatten	sotteso		
LY3M	LY 2Sb Ponte schiena d'asino	monte	Issime	Issime
LY3S	LY 3S Zuino	sotteso		
LY4S	LY 4S Core	sotteso	Guillemore	Pont St. Martin

Tab. III. 12 – Stazioni di campionamento sul torrente Lys.

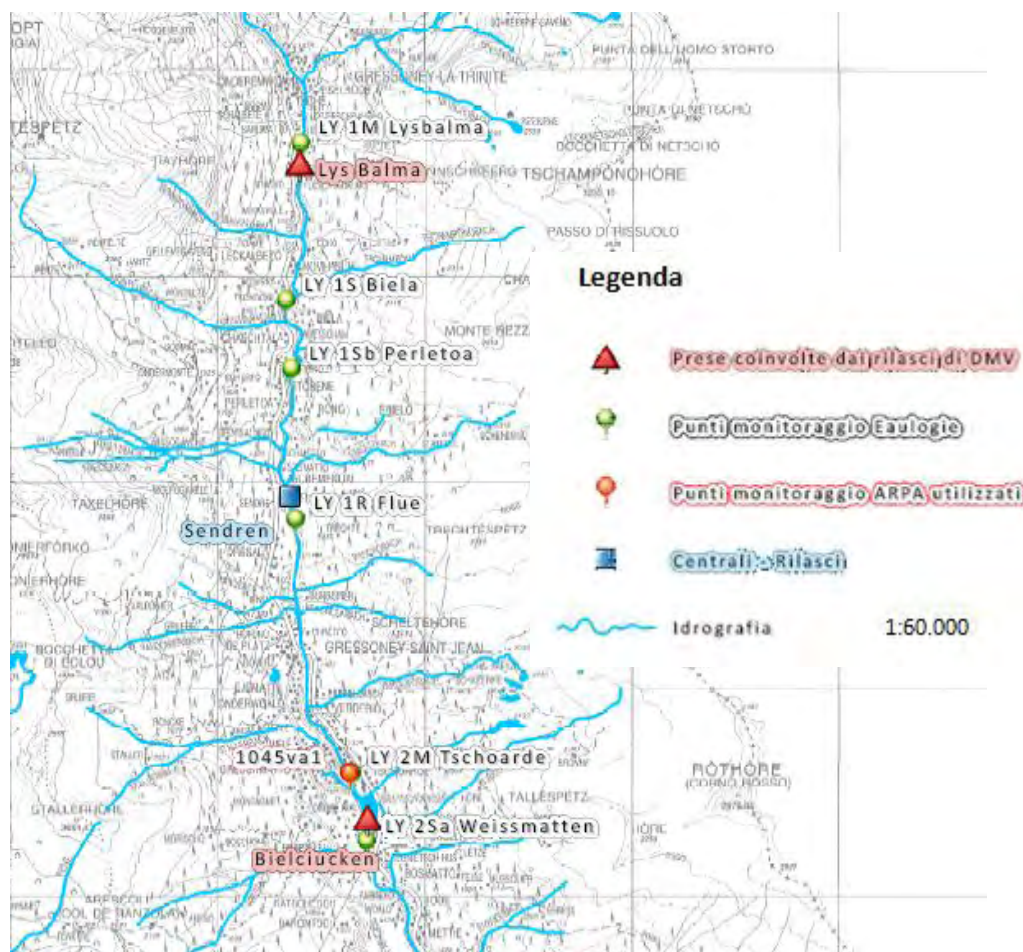


Fig. III. 25 – Stazioni di campionamento a monte e valle delle prese di Lys Balma e Bielciucken sul torrente Lys.



Fig. III. 26 – Stazioni di campionamento a monte e valle delle prese di Issime e Guillemore sul torrente Lys.

CAPITOLO IV – MATERIALI E METODI

IV.1 - RACCOLTA DEI DATI BIOLOGICI – IBE (INDICE BIOTICO ESTESO)

Nelle stazioni di monitoraggio descritte nel capitolo precedente, i campionamenti sono stati eseguiti dagli operatori della società specializzata *Eaologie S.r.l.* seguendo il metodo previsto dal manuale di applicazione dell'IBE Indice Biotico Esteso, versione APAT 2001 (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. IV. 1).

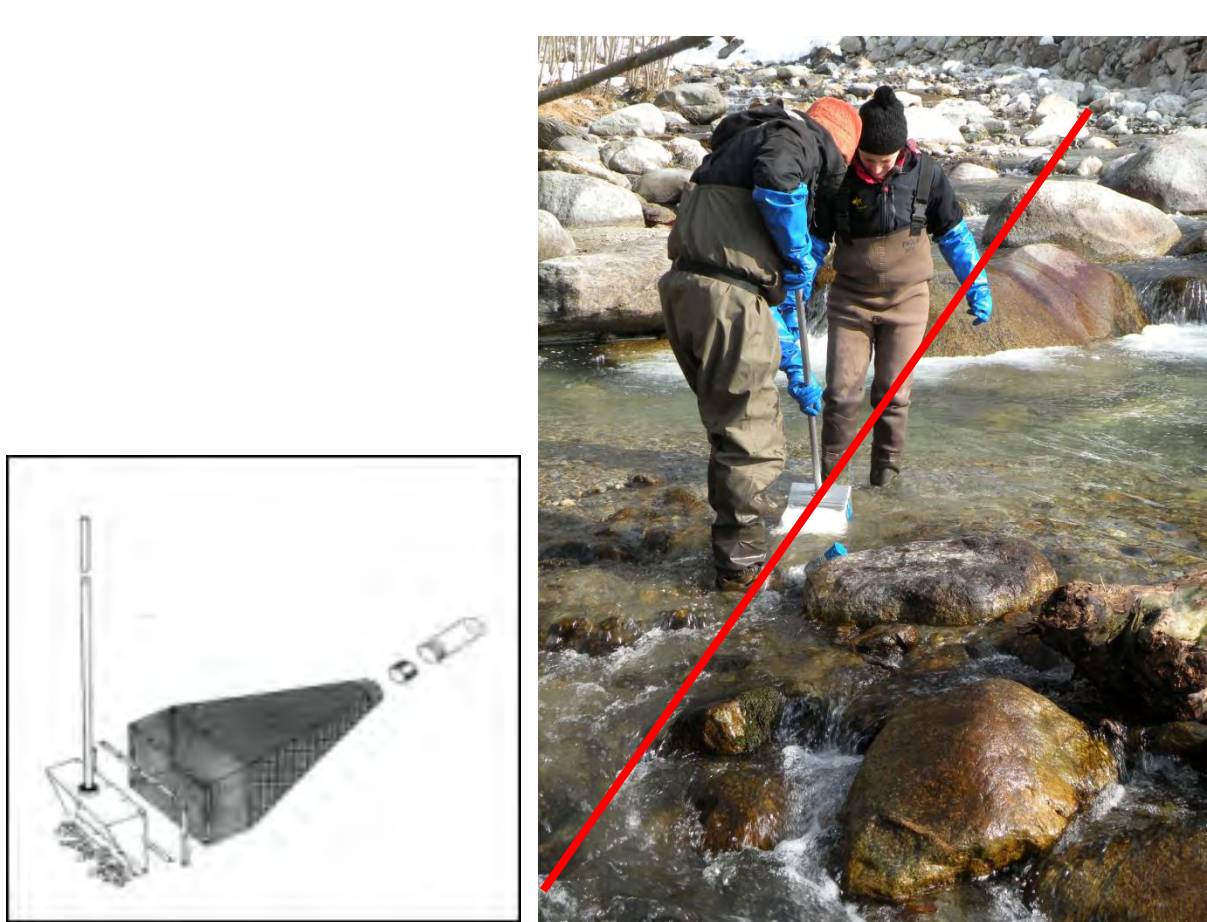


Fig. IV. 1 - Retino standard immanicato (a sinistra); operatori nell'atto di prelevare il campione biologico lungo il transetto (a destra).

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. IV. 2).

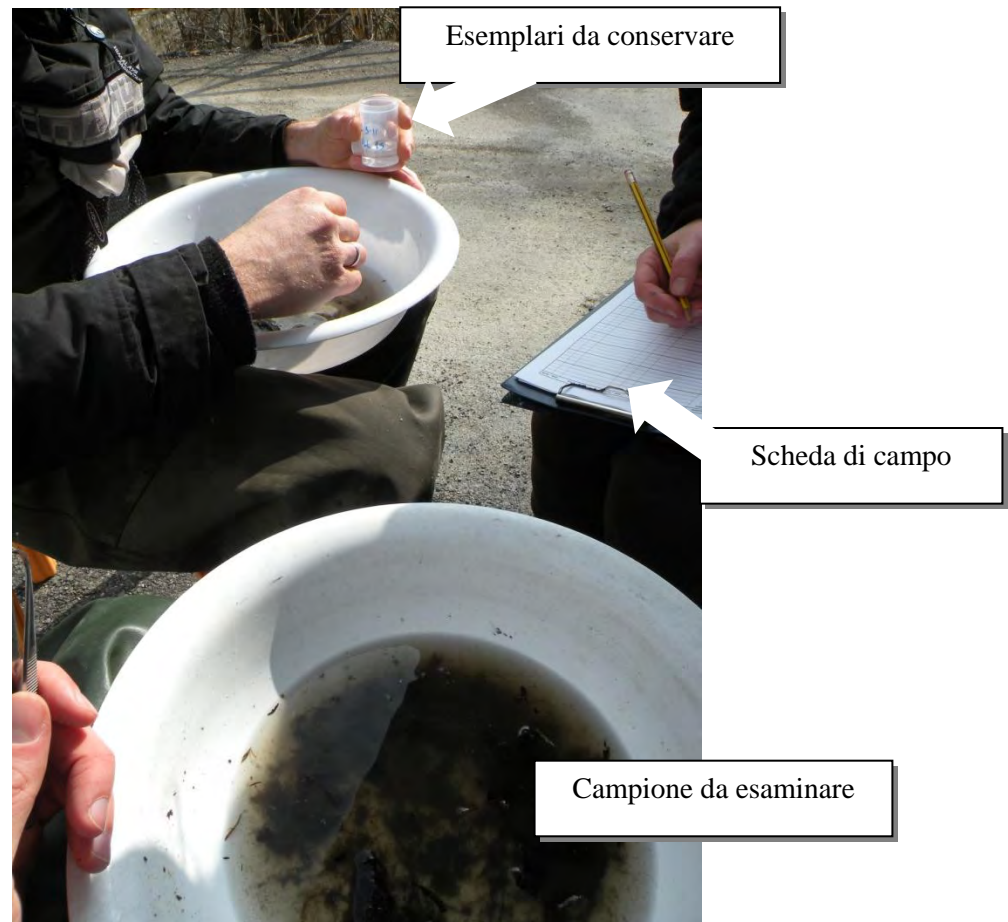


Fig. IV. 2 – *Sorting* in vivo del campione svolto sul campo.

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. IV. 3).

IV. 1. 1 - Scopo e caratteristiche dell'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 popolazioni 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.

IV. 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. IV. 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. IV. 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.

IV. 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. IV. 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 IV.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 (<i>taxa</i>)	Livelli di determinazione tassonomica
Plecoptera	genere
Ephemeroptera	genere
Trichoptera	famiglia
Coleoptera	famiglia
Odonata	genere
Diptera	famiglia
Heteroptera	famiglia
Crustacea	famiglia
Gasteropoda	famiglia
Bivalvia	famiglia
Turbellaria	genere
Hirudinea	genere
Oligochaeta	famiglia
altri <i>taxa</i> da considerare nel calcolo dell' IBE	
Sialidae (Megaloptera)	
Osmylidae (Neuroptera)	
Prostoma (Nemertini)	
Gordiidae (Nematomorpha)	

Tab. IV. 1- Limiti obbligati per la definizione delle Unità Sistematiche (U.S.), tratta dal Manuale IBE (Ghetti, 2001).

<i>Ingresso</i>	<i>orizzontale</i>	<i>Numero totale delle Unità Sistematiche (U.S.)</i>								
<i>Vertical</i>										
<i>Taxa</i>	<i>da</i>	0	2	6	11	16	21	26	31	36
	<i>a</i>	1	5	10	15	20	25	30	35	>36
<i>Plecoptera</i> (<i>Leuctra</i> ⁽¹⁾)	> 1 U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13*	14*
	1 U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	13*
<i>Ephemeroptera</i> , (escludere <i>Baetidae</i> , <i>Caenidae</i> ⁽²⁾)	> 1 U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	1 U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
<i>Trichoptera</i> , (comprendere <i>Baetidae</i> , <i>Caenidae</i>)	> 1 U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	1 U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10	-
<i>Gammaridae</i> e/o <i>Atiidae</i> e/o <i>Palaemonidae</i>	Precedenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
	U.S. assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asellidae</i> e/o <i>Niphargidae</i>	Precedenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
	U.S. assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oligochaeta</i> o <i>Chironomidae</i>	Precedenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
	U.S. assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Altri organismi	Precedenti	0	1	-	-	-	-	-	-	-
	U.S. assenti	-	-	-	-	-	-	-	-	-

⁽¹⁾ 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.

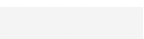




⁽²⁾ Per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella, le famiglie *Baetidae* e *Caenidae* vengono considerate a livello dei *Trichoptera*.

- 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. IV. 2 - Tabella per il calcolo dell'Indice Biotico Esteso; tratta dal Manuale IBE (Ghetti, 2001).

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. IV. 3). I valori intermedi fra le classi vengono rappresentati mediante tratteggio formato dai colori corrispondenti alle due classi.

<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	
IV	4 - 5	Ambiente molto inquinato o molto alterato	arancione	
V	≤ 3	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	rosso	

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

Questa soluzione grafica consente di rappresentare direttamente in cartografia il giudizio sullo stato di qualità di un determinato tratto di corso d'acqua. (Ghetti, 2001).

IV. 1. 4 - Base dati utilizzata

Come esposto in precedenza, il dato derivato dall'applicazione dell'IBE è di tipo qualitativo, poiché il metodo non prevede il conteggio di tutti gli organismi presenti nel campione ma solo una stima dell'abbondanza dei singoli *taxa* a livello di genere o famiglia.

Gli indici di abbondanza assegnati sono codificati come segue:

- **I**, se l'Unità Sistemática è presente con un numero di individui appena superiore al numero di *drift* (che è indicato nel Manuale IBE per ciascun *taxon*);
- **L**, se il *taxon* è abbondante;
- **U**, se l'Unità Sistemática in oggetto è dominante, ovvero costituisce la maggior parte degli organismi del campione.

Gli indici di abbondanza adottati sono semi-quantitativi e limitano il numero di indicatori e / o indici applicabili per l'elaborazione dei dati raccolti. Inoltre, un altro limite di questa tipologia di dati consiste nel non avere a disposizione il numero e l'elenco delle *specie* che costituiscono la comunità macrobentonica del sito in studio, ma solo un elenco di *taxa* classificati a livello tassonomico di genere (nel caso di rinvenimento di Plecotteri ed Efemerotteri) o, più spesso, di famiglia (per le restanti unità sistematiche considerate dal metodo).

IV.2 - RACCOLTA DEI DATI CHIMICO-FISICI - LIM (LIVELLO DI INQUINAMENTO DA MACRODESCRITTORI)

Come scritto nel capitolo I – Introduzione, il progetto di sperimentazione della Compagnia Valdostana delle Acque ha previsto anche la raccolta di dati chimico fisici; in particolare, il personale di ARPA Valle d'Aosta e di *Eaulogie* ha prelevato, in ogni stazione di monitoraggio considerata, i campioni d'acqua per il calcolo del livello di inquinamento da macrodescrittori (LIM).

Le analisi sono state svolte in parte presso il laboratorio di ARPA per i campioni ascritti alla rete di monitoraggio istituzionale dell'Agenzia e presso un laboratorio privato certificato per i restanti campioni derivanti dalla sperimentazione.

Come previsto dal modello analitico suggerito dalla Tabella 7 del DLgs. N.152 del 1999, questo indice analizza i seguenti parametri:

- ossigeno disciolto, calcolato con il metodo di Winkler modificato;

- domanda biologica di ossigeno (BOD₅), parametro che valuta il consumo di ossigeno da parte dei microrganismi naturalmente presenti nell'acqua in cinque giorni durante i quali il campione viene tenuto a 20°C ed al buio;
- domanda chimica di ossigeno (COD), parametro che valuta il consumo di ossigeno in presenza di un ossidante chimico molto forte quale il bicromato di potassio; il valore di COD è sempre maggiore del valore di BOD; per la determinazione del COD, il campione è stato mineralizzato nel termoreattore a 148 °C per 2 ore;
- azoto ammoniacale (N-NH₄), parametro indicatore di inquinamento organico;
- azoto nitrico (N-NO₃);
- fosforo totale (P-PO₄) per l'analisi quantitativa i campioni sono stati sottoposti a mineralizzazione in termoreattore a 120 °C per 30 minuti;
- carico di colifecali (*Escherichia coli*) parametro indicatore di inquinamento fognario.

Questi dati sono stati utilizzati in un'analisi statistica multivariata, la CCA (i cui principi saranno esposti nell'ultimo paragrafo del corrente capitolo), che permette di incrociare i valori di questi parametri (in particolare abbiamo considerato OD, BOD₅, COD, T e pH) con i dati biologici, provenienti dall'applicazione dell'IBE per valutare se l'interazione tra variabili biotiche e abiotiche potesse meglio evidenziare una differenza significativa tra stazioni a monte e a valle delle derivazioni.

IV. 3 - ELABORAZIONE DEI DATI

Nella prima fase dell'elaborazione dei dati, derivati dai campionamenti condotti come illustrato nei paragrafi precedenti, abbiamo selezionato le stazioni che presentano le seguenti caratteristiche:

- dati di IBE e LIM completi per le quattro stagioni per gli anni 2008, 2009 e 2010;
- poste il più possibile vicino all'opera di presa;
- campionate lo stesso giorno, per evitare differenze di portate non dovute alla derivazione.

Le stazioni così individuate sono:

- CH 1M Chevrère e CH 1S Gettaz poste rispettivamente a monte e valle della presa di Champdepraz sul torrente Chalamy;
- RH 1M Cachoz e RH 1S Sarral poste rispettivamente a monte e a valle della presa di Rhêmes sulla Dora di Rhêmes;

- EV 2M Isollaz e EV 2S Tarnod poste rispettivamente a monte e a valle della presa di Isollaz sul torrente Evançon;
- LY 2M Tschoarde e LY 2S Weissmatten poste rispettivamente a monte e a valle della presa di Bielciucken sul torrente Lys;
- SB 1M e SB 1Sa Val Dessous poste rispettivamente a monte e a valle delle presa Saint Barthélemy sul torrente omonimo.

Sono stati utilizzati, al fine di evidenziare differenze tra le comunità macrobentoniche campionate a monte e a valle di queste cinque derivazioni idroelettriche, i seguenti indici ed indicatori selezionati mediante un accurato esame bibliografico.

- **Δ Numero totale di taxa.** Gli indici di ricchezza di *taxa*, sia a livello identificativo di specie che a livello di famiglie o generi, riflettono la diversità e la complessità delle comunità acquatiche. La risposta che ci si attende da questo parametro è che ad un decremento della portata del torrente corrisponda un decremento in termini di salute ed abbondanza delle comunità stesse (Barbour et al., 1999).
- **Δ Numero di taxa EPT.** Il numero di taxa appartenenti agli ordini Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri è riconosciuto essere una delle metriche più sensibili alle alterazioni a carico del corso d'acqua, è stato applicato con successo in numerosi studi e incorporato in numerosi programmi di monitoraggio (Lenat D.R. & Penrose D.L., 1996; Malmqvist B. & Englund G., 1996) Questo indicatore, inoltre, è annoverato tra quelli raccomandati per la valutazione degli impatti derivanti da alterazioni del flusso naturale in Lillie et al. (2009). Alcuni gruppi di *taxa* possono indicare la presenza di particolari condizioni. In questo caso la percentuale di EPT sul totale del campione diminuisce all'aumentare degli impatti antropici.
- **Δ Numero di taxa di Diptera.** Alcuni gruppi di *taxa* possono indicare la presenza di particolari condizioni. In questo caso, la percentuale di Ditteri sul totale del campione aumenta all'aumentare degli impatti antropici.
- **Δ Numero di taxa Trituratori, Onnivori e Spazzini** Le modalità di nutrizione così come i gruppi trofici forniscono informazioni sul bilanciamento delle strategie di nutrizione nelle comunità bentoniche. L'assunto è che, in presenza di perturbazioni ambientali che si riflettono sulle dinamiche nutrizionali, risulterà evidente uno

sbilanciamento nella presenza dei diversi gruppi trofici funzionali (ad es. raschiatori, collettori, erbivori, trituratori, carnivori, ...).

- **Δ Numero di *Taxa* con adattamenti morfologici per resistere alla corrente (Clingers).** Le misure di adattamento morfologico sono quelle che distinguono le abitudini di vita dei macroinvertebrati bentonici. Tra gli adattamenti morfologici propri dei macroinvertebrati, si possono distinguere i vari meccanismi per mantenere la posizione e muoversi in ambiente acquatico. Le categorie di adattamento morfologico includono meccanismi di movimento e posizionamento come quelli propri dei pattinatori, dei nuotatori, e degli scavatori ed esse forniscono una panoramica delle abitudini degli insetti acquatici. Gli adattamenti morfologici risultano essere in alcuni casi più indicativi rispetto ai gruppi di alimentazione funzionale (Barbour et al. 1999).

È stata associata la modalità di nutrizione, il ruolo trofico e la reofilia ai diversi *taxa* rinvenuti nei campioni basandoci sulla tabella “Autoecologia” presente nel manuale IBE (Ghetti, 2001).

IV. 4 – STATISTICA UNIVARIATA

Per valutare se le differenze presenti tra le comunità di macroinvertebrati bentonici campionate a monte e a valle delle derivazioni idroelettriche siano dovute a fattori casuali oppure no, ad ognuno degli indici e indicatori suesposti sono stati applicati due test di statistica univariata: il test χ^2 e il test t di Student.

IV. 4. 1 – Test χ^2

Il test chi quadrato è uno dei test di verifica d'ipotesi usati in statistica che utilizzano la variabile casuale Chi quadrato per verificare se l'ipotesi nulla è compatibile con i dati. Lo scopo del test χ^2 è quello di conoscere se le frequenze osservate (i dati delle stazioni di valle, nel nostro caso) differiscono significativamente dalle frequenze attese (i dati delle stazioni di monte).

Se $\chi^2 = 0$, le frequenze osservate coincidono esattamente con quelle attese. Se invece $\chi^2 > 0$, esse differiscono. Più grande è il valore di χ^2 , più grande è la discrepanza tra le frequenze osservate e quelle attese. Nella pratica le frequenze attese vengono calcolate sulla base di un'ipotesi H_0 . Se sulla base di questa ipotesi il valore calcolato di χ^2 è più grande di un certo valore critico (tabulato per vari livelli di significatività, per le nostre analisi si è usato un α del 5%), dovremmo concludere che le frequenze osservate differiscono significativamente dalle frequenze

attese e dovremmo rifiutare H_0 al corrispondente livello di significatività. Altrimenti dovremmo accettarla, o almeno non rifiutarla.

IV. 4. 2 – Test t di Student

La distribuzione T di Student viene usata in statistica per stimare il valore medio di una popolazione quando sia disponibile un campione di piccole dimensione (meno di 30 elementi) e i valori sono distribuiti come una variabile casuale normale. Il Test t di Student verifica se la differenza tra media campionaria (nel nostro caso corrispondente alla media dei valori nelle stazioni a valle delle prese) e media attesa (media dei valori delle stazioni a monte) è statisticamente significativa.

Si è deciso di utilizzare sempre il test bilaterale con N-1 gradi di libertà.

IV. 5 – STATISTICA MULTIVARIATA

Vista l'esiguità dei risultati significativi ottenuti con i test di statistica univariata (vedi capitolo V – Risultati) applicati alle cinque prese considerate, si è pensato di adottare un approccio multivariato (Jackson D.A., 1993; Podani J., 2000) all'analisi dei dati IBE e dei dataset derivati, per tutte le derivazioni di CVA, che consenta di evidenziare differenze tra le comunità di monte e valle determinate da più fattori (variabili indipendenti); in questo caso, la razionalizzazione dei dati è stata fatta trasformando gli indici di abbondanza dei *taxa* in valori numerici con questa modalità.

- *Taxon* **assente** o presente nel campione con un numero di individui minore o uguale al numero di *drift* → valore numerico assegnato **0**.
- *Taxon* **presente** con un numero appena superiore al numero di *drift*, indice di abbondanza **I** → valore numerico **1**.
- *Taxon* **abbondante** nel campione in esame, indice di abbondanza **L** → valore numerico corrispondente **2**.
- *Taxon* **dominante**, indice di abbondanza **U** → valore numerico assegnato **3**.

Eseguendo questo tipo di trasformazione, è stato poi necessario razionalizzare ulteriormente il numero di variabili, per non avere interi campi della matrice costituiti solo da zeri, con il rischio di inficiare la bontà del risultato finale. Abbiamo deciso di mantenere come variabili i gruppi EPT (Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri), Coleotteri, Ditteri, Tricladi e Oligocheti. La scelta è caduta sui gruppi che contenevano informazioni significative per il numero di individui

campionati, mentre i gruppi rilevati di rado sono stati considerati poco significativi e quindi scartati.

Per esigenze del software statistico utilizzato e per semplificare ulteriormente la lettura dei risultati, in questa tesi i codici delle stazioni sono stati abbreviati rispetto ai codici utilizzati da *Eaulogie*. Le prime due lettere indicano il corso d'acqua, il numero indica la presa, 1 per quella più a monte, e la lettera finale indica la posizione rispetto all'opera di presa: M = monte, S = sotteso, ovvero a valle.

A causa della non completa uniformità dei dati in nostro possesso non è stato possibile effettuare un confronto stagionale, infatti, i campionamenti IBE effettuati da *Eaulogie* sono stagionali, quindi quattro all'anno, mentre quelli di ARPA sono semestrali.

I dati di presenza/assenza dei vari *taxa* bentonici presentano delle variazioni stagionali, (Cortes R.M., 1992; Hilsenhoff, W.L., 1988) imputabili sia al ciclo di vita e alla fenologia dei *taxa*, sia ad eventuali pressioni ambientali periodiche (ad esempio, minore diluizione degli scarichi in acque superficiali nel periodo invernale). Per l'analisi multivariata si è deciso quindi di considerare un dato di presenza cumulata nel corso dell'intero anno, sottostimando di fatto i dati di presenza/assenza delle stazioni ARPA per le quali sono disponibili solamente due campionamenti all'anno: questa operazione potrebbe essere considerata un'approssimazione eccessiva, tuttavia l'altra scelta possibile sarebbe stata quella di ricostruire teoricamente i dati delle stagioni mancanti nei campionamenti ARPA; in questo caso i dati sarebbero stati falsati da una previsione effettuata su basi eccessivamente empiriche.

Tenendo conto di questi accorgimenti, abbiamo preparato le tabelle (ad es. Tab. IV. 4) per i 5 gruppi di stazioni di campionamento (vedi capitolo III – Area di studio), su queste tabelle abbiamo effettuato un'analisi delle componenti principali PCA (Richards C. & Host G., 1994; Angradi T.R., 1996; Bournaud *et al.*, 1996. Lucadamo L. *et al.*, 2005) utilizzando il software statistico R. (R Development Core Team - 2008) e l'interfaccia utente Rcommander 1.6-3 (Graphical User Interface).

	EPT	COLEOTTERI	DITTERI	TRICLADI	OLIGOCHETI
EV1M	17	0	12	1	9
EV1S	12	0	9	2	7
EV2M	28	1	13	2	7
EV2S	25	0	16	5	6
AY1M	26	1	12	2	1
AY1S	20	2	9	3	2
CH1M	20	3	6	2	1
CH1S	22	6	9	2	0

Tab. IV. 4 – Esempio di tabella per il gruppo EVA-CHA-AYA con le stazioni di campionamento e le variabili biologiche considerate per la PCA.

IV. 5. 1 – Principal Components Analysis (PCA)

La PCA è un tipo di analisi multivariata, che ha lo scopo di spiegare la varianza totale di una serie di dati. Il metodo ridispone i dati in base a nuovi assi teorici, ricalcolati secondo la quantità di varianza che sono in grado di “spiegare”; sostanzialmente, se esiste una forte correlazione lineare tra le variabili, la PCA permetterà di individuare dei raggruppamenti, generati da una similarità esistente nella risposta dei gruppi di dati, relativi alle stazioni di campionamento.

Le variabili considerate per l’effettuazione dell’analisi PCA devono essere indipendenti tra loro, ad es., per applicare la PCA nel modo corretto, non è possibile utilizzare come variabili l’IBE (come indice aggregato) e la variabile EPT, in quanto sono dipendenti una dall’altra (infatti quando aumenta il numero di EPT, aumenta anche il valore IBE e viceversa).

Successivamente alla PCA abbiamo effettuato una classificazione gerarchica dei cluster (in accordo a Matthews G.B., Matthews R.A. & Hachmoller B.,1991; Wohl D.L., Wallace J.B. & Meyer J.L., 1995) per evidenziare eventuali raggruppamenti delle stazioni in base ai dati biotici ottenuti dalle schede IBE. Questo tipo di analisi dei cluster tratta dati già ordinati attraverso la PCA e permette quindi di individuare raggruppamenti maggiormente significativi.

IV. 5. 2 – Canonical Correspondance Analysis (CCA)

Successivamente per valutare se l’interazione tra variabili biotiche ed abiotiche potesse meglio evidenziare una differenza significativa tra stazioni a monte e a valle delle derivazioni, si è utilizzata come tipologia di analisi multivariata la CCA (in accordo a: Cortes R.M. 1992; Malmqvist B. & Maki M., 1994; Zamora-Munoz, C. & Alba-Tercedor J. 1995), che prevede l’incrocio di due matrici, generalmente una biologica ed una abiotica. Per semplificare il significato della CCA potremmo dire che questa è assimilabile ad una doppia analisi delle componenti principali ottenuta trovando la miglior correlazione possibile tra le componenti dei due gruppi. I nuovi assi estratti dalla CCA sono le *variabili canoniche*, e la correlazione tra le variabili (una del primo ed una del secondo gruppo) è la *correlazione canonica*.

Sono state preparate tre matrici: una con i dati biotici (contenente le abbondanze in forma numerica di EPT, coleotteri, ditteri, crostacei, tricladi e oligocheti), una con i dati abiotici derivati dal LIM (Ph, COD, BOD₅, Ossigeno Disciolto e Temperatura) ed una con i dati topografici (altitudine, pendenza ed esposizione) per tutte le stazioni di campionamento negli anni 2008, 2009 e 2010. Per la CCA infine, è stato possibile utilizzare tutti e quattro i dati dei campionamenti stagionali poichè disponibili per tutte le stazioni di campionamento indagate.

CAPITOLO V – RISULTATI

V. 1 – VALORE IBE

Innanzitutto è stato esaminato il set di valori dell'indice IBE nelle varie stazioni di monitoraggio. Per ognuna delle cinque prese considerate (Chalamy, Dora di Rhêmes, Isollaz, Bielciucken e Saint Barthélemy) riportiamo il valore IBE come restituito dal metodo, il corrispondente valore decimale e la rispettiva classe di qualità.

Le prime due lettere del codice delle stazioni identificano il torrente, mentre l'ultima lettera indica se il sito di campionamento è collocato a monte (lettera M) o a valle (lettera S - sotteso) della derivazione idroelettrica.

codice stazione	stagione	2008			2009			2010		
		IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità
CH 1M	inverno	10	10	I	10	10	I	9	9	II
CH 1M	primavera	11/10	10,6	I	9	9	II	10/11	10,4	I
CH 1M	estate	10	10	I	10/11	10,4	I	10	10	I
CH 1M	autunno	9	9	II	10	10	I	9	9	II
CH 1S	inverno	9/10	9,4	II	10	10	I	9/8	8,6	II
CH 1S	primavera	9/10	9,4	II				8	8	II
CH 1S	estate	10	10	I	10	10	I	9/10	9,4	II
CH 1S	autunno	10	10	I	10	10	I	9/10	9,4	II

Tab. V. 1 – Valori IBE per la presa di Champdepraz sul torrente Chalamy.

codice stazione	stagione	2008			2009			2010		
		IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità
RH 1M	inverno	9/8	8,6	II	8	8	II	8/9	8,4	II
RH 1M	primavera	4	4	IV	9	9	II	9	9	II
RH 1M	estate	9/8	8,6	II	9/8	8,6	II	9	9	II
RH 1M	autunno	9	9	II	9	9	II	9	9	II
RH 1S	inverno	5	5	IV	8	8	II	8	8	II
RH 1S	primavera	5	5	IV	8	8	II	9/8	8,6	II
RH 1S	estate	8	8	II	7	7	III	8/9	8,4	II
RH 1S	autunno	8/9	8,4	II	9/8	8,6	II	8/9	8,4	II

Tab. V. 2 – Valori IBE per la presa di Rhêmes sul torrente Dora di Rhêmes.

codice stazione	stagione	2008			2009			2010		
		IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità
EV 2M	inverno	9/10	9,4	II	7/8	7,4	III	10/9	9,6	I
EV 2M	primavera	8	8	II	9	9	II	10	10	I
EV 2M	estate	9	9	II	9	9	II	9	9	II
EV 2M	autunno	9	9	II	10/11	10,4	I	9	9	II
EV 2S	inverno	8	8	II	9	9	II	9/10	9,4	II
EV 2S	primavera	9	9	II	9/10	9,4	II	8	8	II
EV 2S	estate	9	9	II	10	10	I	9/10	9,4	II
EV 2S	autunno	9	9	II	10/9	9,6	I	10	10	I

Tab. V. 3 – Valori IBE per la presa di Isollaz sul torrente Evançon.

codice stazione	stagione	2008			2009			2010		
		IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità
LY 2M	inverno	1	1	V	8	8	II	no dati		
LY 2M	primavera	8	8	II	9/8	8,6	II	8/9	8,4	II
LY 2M	estate	9	9	II	7	7	III	9	9	II
LY 2M	autunno	10	10	I	6/5	5,6	III	8	8	II
LY 2S	inverno	9/8	8,6	II	9	9	II	6	6	III
LY 2S	primavera	9/8	8,6	II	8	8	II	6/7	6,4	III
LY 2S	estate	9	9	II	8	8	II	8	8	II
LY 2S	autunno	10	10	I	7/6	6,6	III	8	8	II

Tab. V. 4 – Valori IBE per la presa di Bielciucken sul torrente Lys.

codice stazione	stagione	2008			2009			2010		
		IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità	IBE da metodo	IBE decimale	Classe di qualità
SB 1M	inverno	9/10	9,4	II	10	10	I	10/9	9,6	I
SB 1M	primavera	10/9	9,6	I	11	11	I	10	10	I
SB 1M	estate	10	10	I	9/10	9,4	II	10	10	I
SB 1M	autunno	11	11	I	10/11	10,4	I	10/9	9,6	I
SB 1S	inverno	9	9	II	9	9	II	10/9	9,6	I
SB 1S	primavera	9	9	II	11/10	10,6	I	11/10	10,6	I
SB 1S	estate	10	10	I	10	10	I	10	10	I
SB 1S	autunno	9	9	II	11/10	10,6	I	11	11	I

Tab. V. 5 – Valori IBE per la presa di Saint Barthélemy sul torrente omonimo.

Osservando le tabelle sopra riportate notiamo che non è evidenziabile una differenza significativa tra valore IBE a monte e valore IBE nel tratto sotteso per nessuna delle prese considerate e per nessuna stagione dei tre anni di campionamento.

V. 2 - INDICI BIOTICI

Considerata la risposta poco significativa dell'indice IBE, si è deciso di applicare un set di indicatori elaborabili a partire dalla stessa base dati ma con diversi algoritmi di aggregazione; tali indici sono stati genericamente denominati "sub-IBE", e sono:

- Δ Numero totale di *taxa*.
- Δ Numero di *taxa* EPT.
- Δ Numero di *taxa* di Diptera.
- Δ Numero di *taxa* Trituratori.
- Δ Numero di *taxa* Onnivori.
- Δ Numero di *taxa* Detritivori.
- Δ Numero di *taxa* con adattamenti morfologici per resistere alla corrente (*Clingers*).

Tali sub-indici sono stati calcolati a partire dai dati raccolti in tutti e quattro i campionamenti stagionali per gli anni 2008, 2009 e 2010 nelle stazioni poste a monte e valle delle cinque opere di presa descritte in precedenza sui torrenti Chalamy, Dora di Rhêmes, Evançon, Lys e Saint Barthélemy.

V. 2. 1 - Δ Numero totale di *taxa*

Numero totale di <i>taxa</i>									
COD staz	stag	2008	2009	2010	COD staz	stag	2008	2009	2010
CH 1M	inv	18	18	14	LY 2M	inv	0	8	0
CH 1M	prim	21	12	20	LY 2M	prim	9	11	10
CH 1M	est	17	20	17	LY 2M	est	14	8	14
CH 1M	aut	14	19	14	LY 2M	aut	17	6	8
CH 1S	inv	15	17	11	LY 2S	inv	11	14	7
CH 1S	prim	15	5	12	LY 2S	prim	11	9	10
CH 1S	est	19	17	15	LY 2S	est	14	8	8
CH 1S	aut	20	19	15	LY 2S	aut	19	11	9
RH 1M	inv	11	9	10	SB 1M	inv	15	17	16
RH 1M	prim	3	12	14	SB 1M	prim	16	22	19
RH 1M	est	11	11	12	SB 1M	est	18	15	19
RH 1M	aut	13	12	12	SB 1M	aut	24	20	16
RH 1S	inv	5	8	8	SB 1S	inv	14	13	16
RH 1S	prim	4	8	11	SB 1S	prim	14	21	21
RH 1S	est	6	8	10	SB 1S	est	19	17	17
RH 1S	aut	10	11	10	SB 1S	aut	12	21	24
EV 2M	inv	15	10	16					
EV 2M	prim	14	14	17					
EV 2M	est	13	14	14					
EV 2M	aut	13	20	14					
EV 2S	inv	12	12	15					
EV 2S	prim	12	15	12					
EV 2S	est	14	17	15					
EV 2S	aut	13	16	18					

Tab. V. 6 – Valori numerici dell'indice Δ Numero totale di *taxa* per le cinque prese considerate negli anni 2008, 2009 e 2010.

Riportiamo di seguito solo i grafici da cui si evincono dei risultati significativi ai fini di questo studio.

Dora di Rhêmes

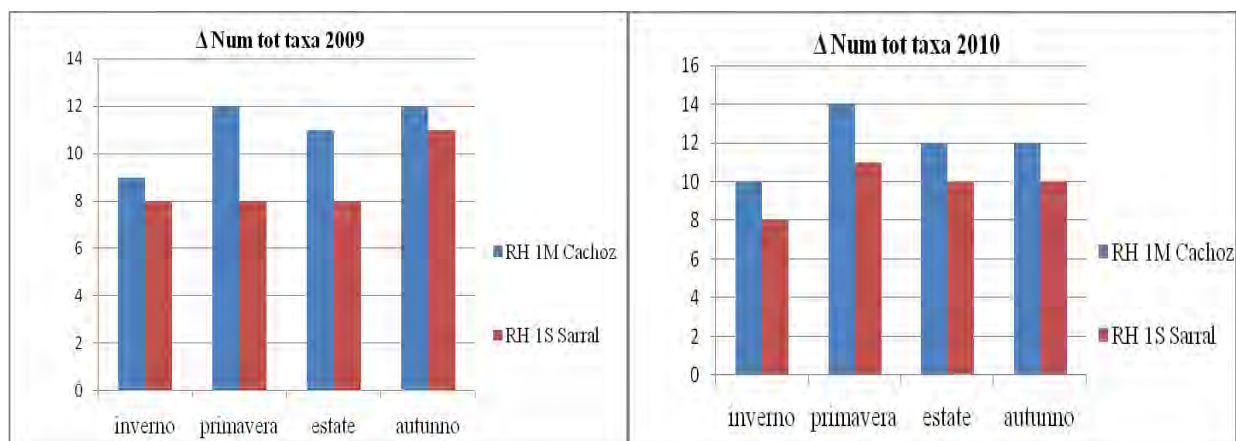


Fig. V. 1 – Δ Numero totale di *taxa* per le stazioni a monte “RH 1M” e valle “RH 1S” della presa di Rhêmes sul torrente Dora di Rhêmes per gli anni 2009 e 2010.

Lys Bielciucken

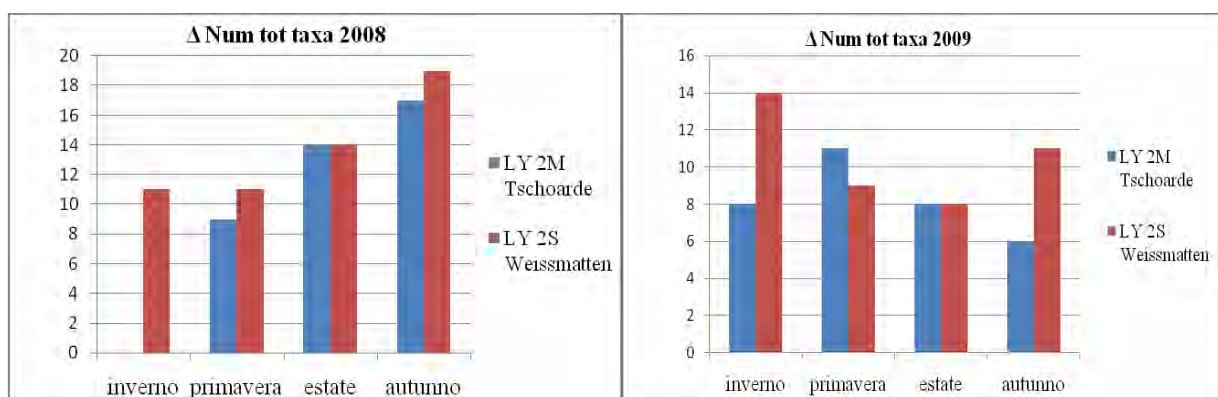


Fig. V. 2 – Δ Numero totale di *taxa* per le stazioni a monte “LY 2M” e valle “LY 2S” della presa di Bielciucken sul torrente Lys per gli anni 2008 e 2009.

Dai grafici si evince che il numero totale di *taxa* tende ad essere minore nelle stazioni a valle della presa. Questa situazione si verifica sempre sulla Dora di Rhêmes (Fig. V. 1) ma la differenza è statisticamente significativa solo per l’anno 2010 (Tab. V. 7).

Questa tendenza, tuttavia, non è evidente per tutte le altre opere di presa. Il test del Chi quadro applicato ai dati del 2009 per la presa di Bielciucken sul torrente Lys indica una differenza statisticamente significativa ($P = 0,023$) opposta a quella attesa, infatti, in questo caso, il numero totale di *taxa* è maggiore nella stazione posta a valle della presa (vedi Fig. V. 2).

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ tot taxa	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,057	P=0,037	NS	NS	NS	NS	NS	NS
presa	Bielciucken						St. Barthélemy											
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010						
Δ tot taxa	NS	P=0,023	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS						

Tab. V. 7 – Significatività statistica e valori di P per i test CHI quadrato e t di Student applicati all’indice Δ Numero totale di *taxa*.

V. 2. 2 - Δ Numero di *taxa* EPT

Numero di <i>taxa</i> EPT									
COD staz	stag	2008	2009	2010	COD staz	stag	2008	2009	2010
CH 1M	inv	14	11	10	LY 2M	inv	0	5	0
CH 1M	prim	11	8	12	LY 2M	prim	7	8	4
CH 1M	est	10	11	11	LY 2M	est	8	4	8
CH 1M	aut	9	13	12	LY 2M	aut	10	3	6
CH 1S	inv	10	11	8	LY 2S	inv	7	7	3
CH 1S	prim	11	2	7	LY 2S	prim	6	4	3
CH 1S	est	9	5	6	LY 2S	est	6	4	4
CH 1S	aut	12	11	11	LY 2S	aut	10	4	5
RH 1M	inv	5	6	7	SB 1M	inv	10	10	11
RH 1M	prim	1	7	8	SB 1M	prim	11	12	11
RH 1M	est	8	6	8	SB 1M	est	13	10	12
RH 1M	aut	7	8	7	SB 1M	aut	16	13	10
RH 1S	inv	3	5	5	SB 1S	inv	10	8	10
RH 1S	prim	3	5	7	SB 1S	prim	7	11	12
RH 1S	est	5	3	6	SB 1S	est	13	9	9
RH 1S	aut	6	8	8	SB 1S	aut	8	13	15
EV 2M	inv	9	6	9					
EV 2M	prim	6	8	8					
EV 2M	est	6	7	6					
EV 2M	aut	6	12	8					
EV 2S	inv	4	6	8					
EV 2S	prim	6	8	6					
EV 2S	est	5	7	6					
EV 2S	aut	7	8	8					

Tab. V. 8 – Valori numerici dell'indice Δ Numero di *taxa* EPT per le cinque prese considerate negli anni 2008, 2009 e 2010.

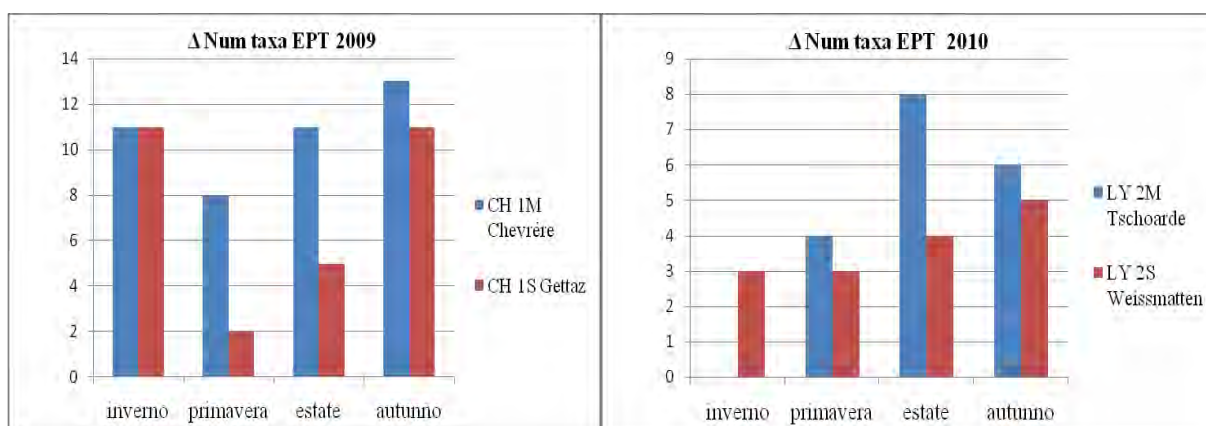


Fig. V. 3 – Δ Numero di *taxa* EPT presa di Champdepraz anno 2009 (sinistra) e presa di Bielciucken anno 2010 (destra).

I grafici di Fig. V. 3, relativi ai 4 campionamenti del 2009 per la presa di Champdepraz e del 2010 nelle stazioni a monte e valle della presa di Bielciucken sul torrente Lys, mostrano una

diminuzione del numero di *taxa* EPT (efemerotteri, plecoteri e tricoteri) nelle stazioni a valle della captazione; tale diminuzione, benché risulti statisticamente significativa solo in questi due casi (tab. V. 9) si riscontra in numerosi casi ed è quindi stata indagata in modo particolare.

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
test	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ tot EPT	NS	P=0,044	NS	NS	NS	P=0,057	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
presa	Bielcrucken						St. Barthélemy											
test	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010						
Δ tot EPT	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,040	NS	NS	NS	NS	NS	NS						

Tab. V. 9 - Significatività statistica e valori di P per i test CHI quadrato e t di Student applicati all'indice Δ Numero di *taxa* EPT.

È stato considerato il *range* di variabilità degli EPT nella stazione di monte, calcolato come il valor medio più o meno la deviazione standard; tale *range* è stato rappresentato dalle linee colorate nei grafici.

In effetti, esaminando i dati riferiti alle cinque derivazioni in analisi, si nota come i valori degli EPT nella stazione sottesa alla presa di Champdepraz sul torrente Chalamy (quadrati di colore rosso in figura V. 4) siano inferiori ai valori di EPT nella stazione di monte, e siano spesso più variabili, soprattutto per gli anni 2009 e 2010.

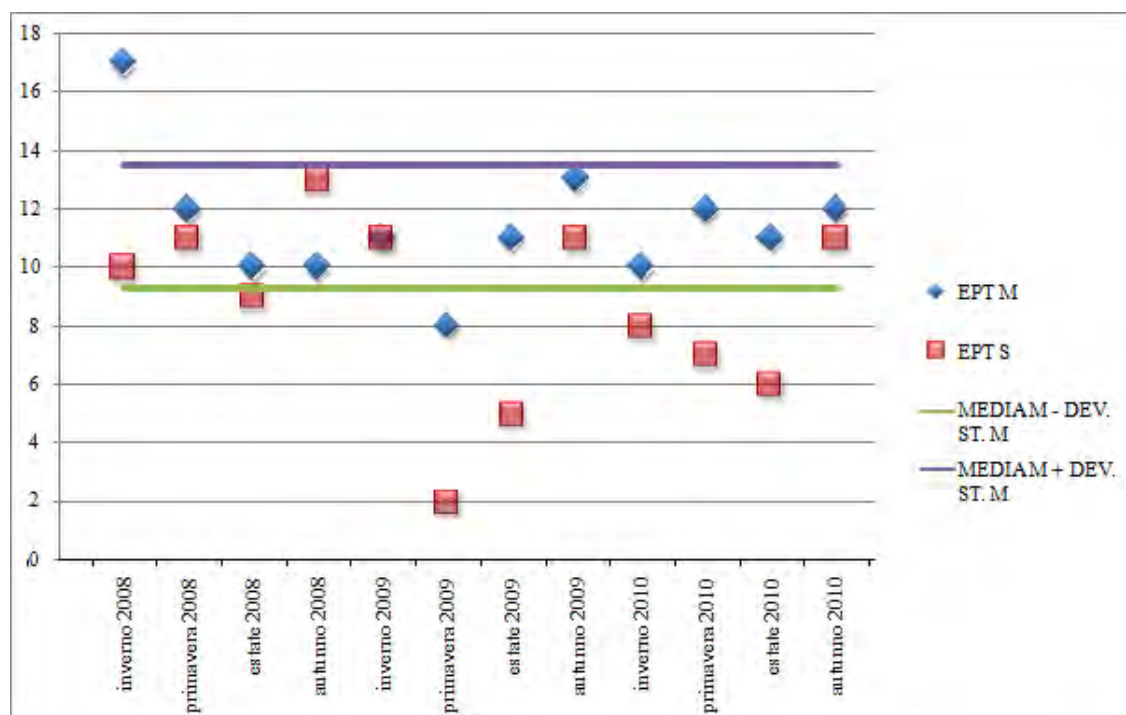


Fig. V. 4 – EPT e *range* di variazione per la presa di Champdepraz sul torrente Chalamy.

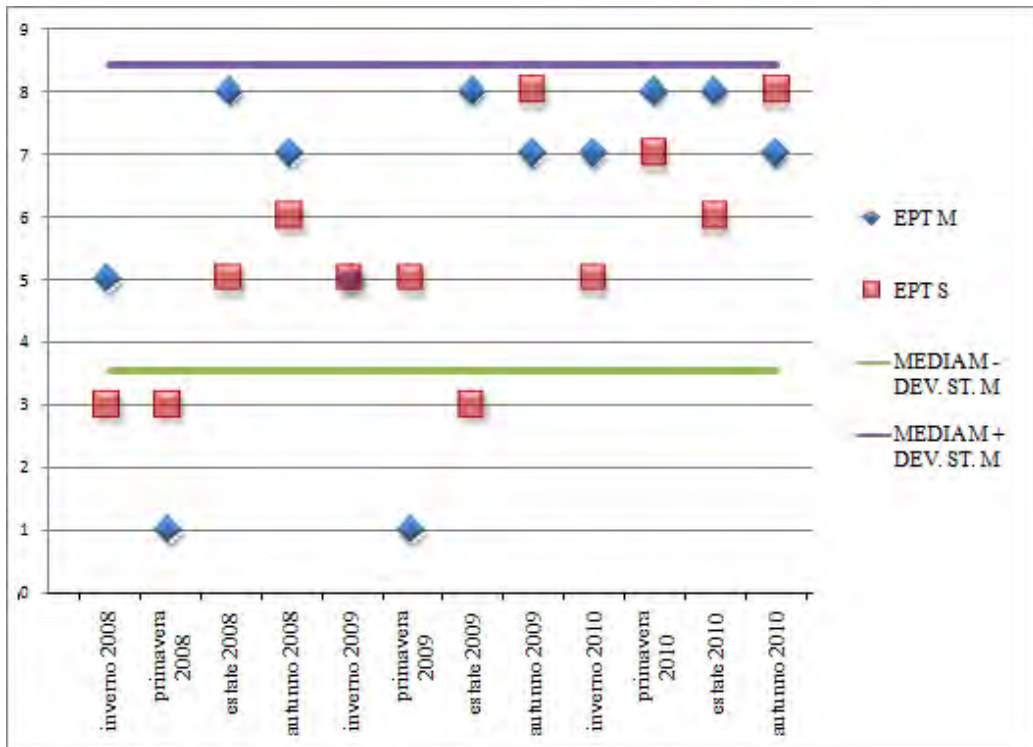


Fig. V. 5 – EPT e range di variazione per la presa collocata sulla Dora di Rhêmes.

La stessa elaborazione applicata ai dati relativi alle stazioni poste a monte e a valle della presa sul torrente Dora di Rhêmes evidenzia come, anche in questo caso, il numero di EPT nella stazione sottesa sia quasi sempre minore del numero di EPT della stazione di monte; per questa derivazione, però, il *range* di variazione è più ampio, poiché è maggiore la deviazione standard.

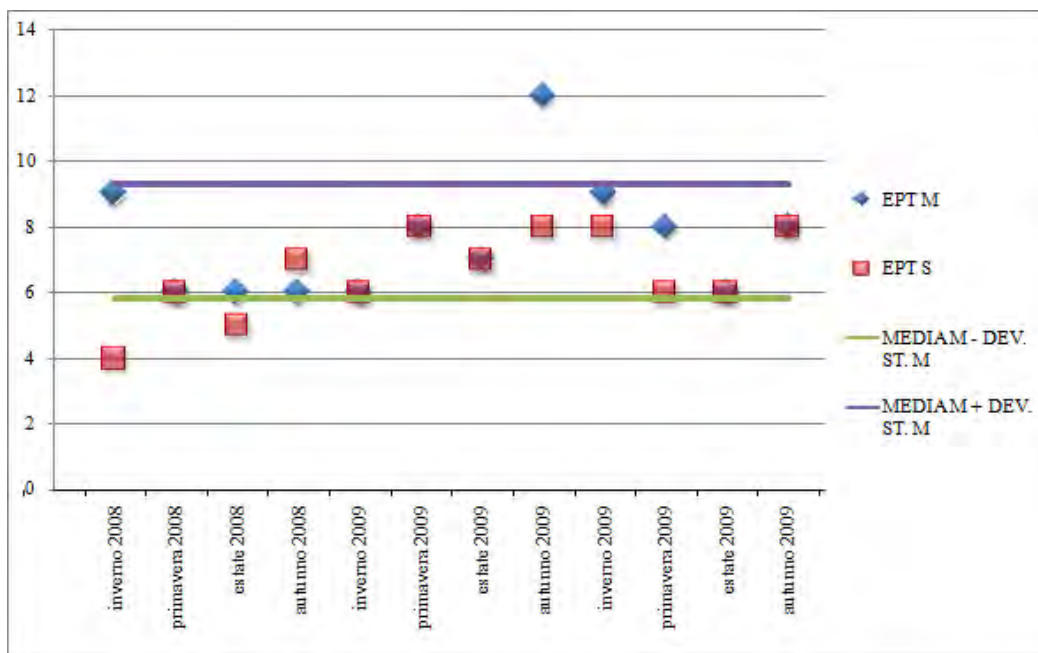


Fig. V. 6 – EPT e range di variazione per la presa collocata sul torrente Evançon.

Osservando il grafico di figura V. 6, relativo alla presa di Isollaz sul torrente Evançon, si nota come questa volta il *range* di variazione degli EPT nella stazione di monte sia più ristretto e che solo due valori ne siano esclusi mentre sono addirittura sei i casi in cui il numero di EPT è uguale a monte e a valle della presa.

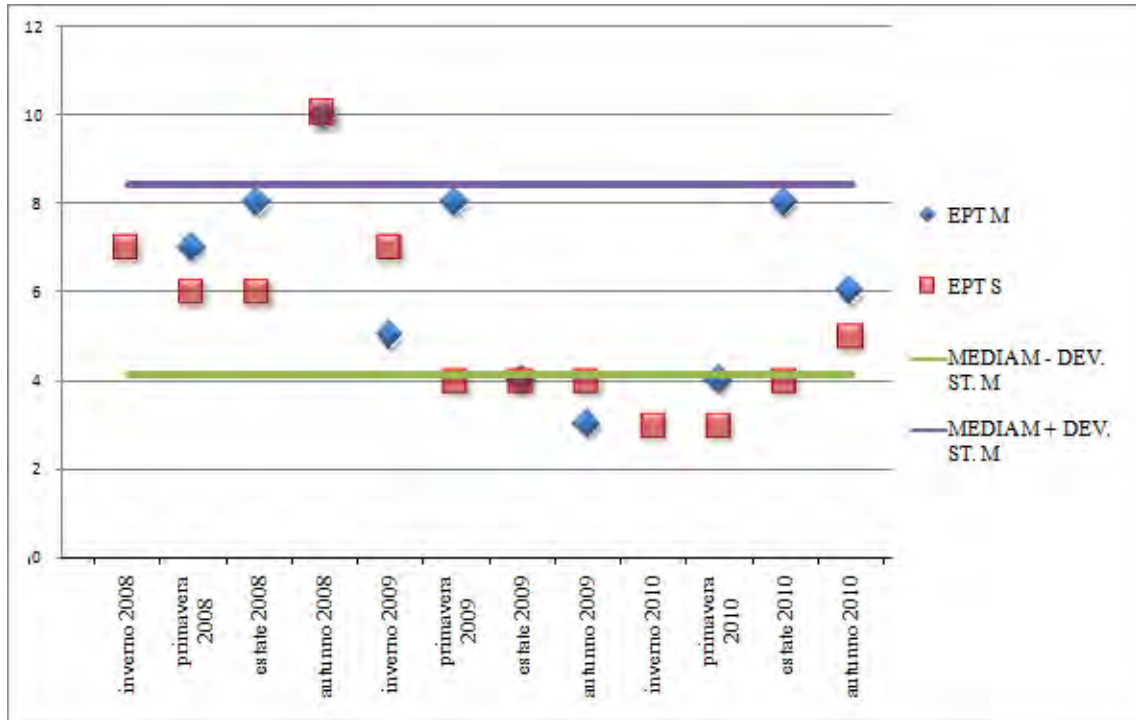


Fig. V. 7 – EPT e range di variazione per la presa collocata sul torrente Lys.

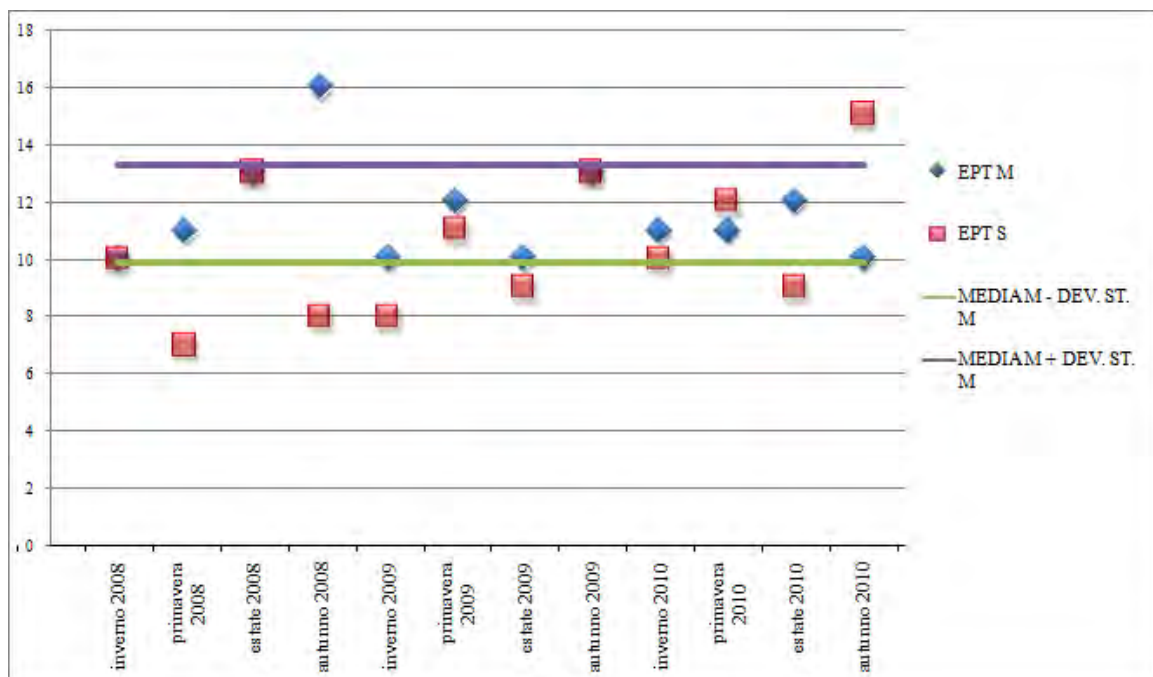


Fig. V. 8 – EPT e range di variazione per la presa collocata sul torrente Saint Barthélemy.

Osservando l'ultimo di questa serie di grafici (Fig. V. 8), relativo al torrente Saint Barthélemy, si nota nuovamente che i valori di EPT nella stazione a valle della presa sono minori del limite inferiore del *range* di variazione in ben cinque casi.

Questo metodo di elaborazione dell'indicatore EPT è stato testato anche su due stazioni poste sul torrente Buthier a monte e a valle di una derivazione idroelettrica, non facenti parte della sperimentazione CVA, per le quali è disponibile una base dati più estesa (a partire dall'inverno 2002); questa elaborazione parallela ha permesso di rilevare *un minor valore assoluto del sub-indice EPT a valle della derivazione rispetto a monte e una sua maggiore variabilità stagionale*. (Fig. V. 9).

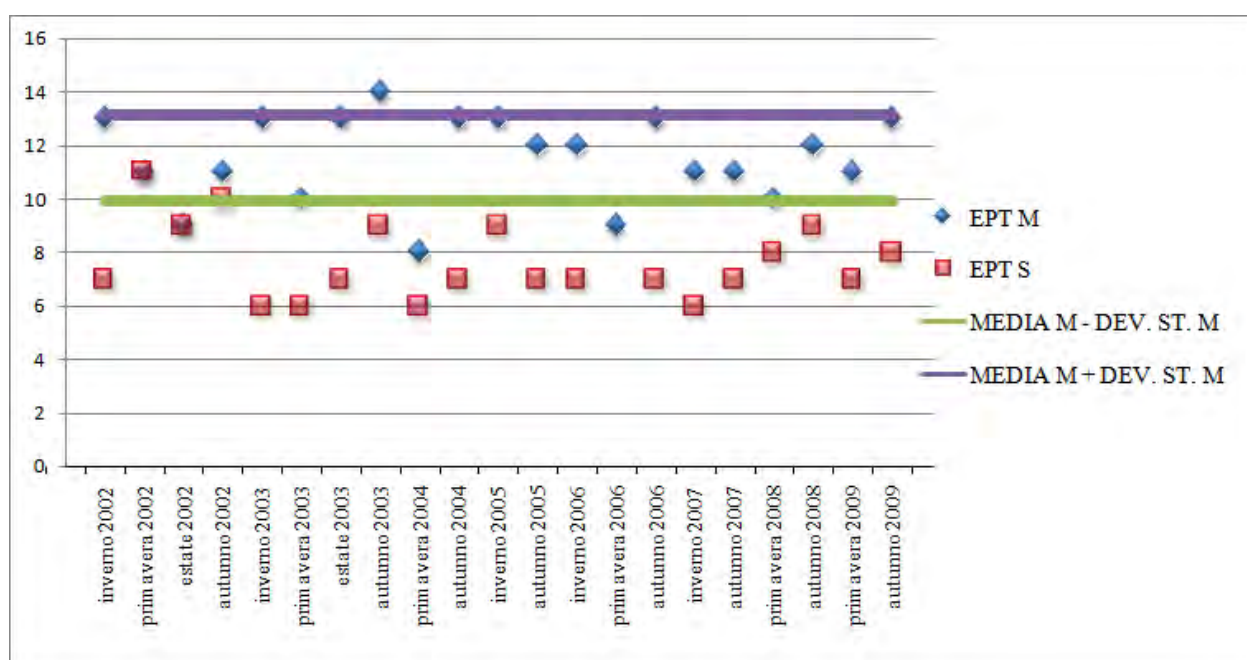


Fig. V. 9 – EPT e *range* di variazione per le stazioni BU Thoules (M) e BU Ponte incrocio (S) sul torrente Buthier.

V. 2. 3 – Δ Numero *taxa* di Ditteri

Numero di <i>taxa</i> ditteri									
COD staz	stag	2008	2009	2010	COD staz	stag	2008	2009	2010
CH 1M	inv	2	4	3	LY 2M	inv	0	3	0
CH 1M	prim	6	3	5	LY 2M	prim	2	3	3
CH 1M	est	4	4	3	LY 2M	est	3	2	4
CH 1M	aut	2	2	1	LY 2M	aut	4	3	1
CH 1S	inv	3	3	2	LY 2S	inv	2	4	2
CH 1S	prim	2	3	3	LY 2S	prim	3	2	3
CH 1S	est	4	3	4	LY 2S	est	4	2	3
CH 1S	aut	5	2	2	LY 2S	aut	4	3	2
RH 1M	inv	5	3	3	SB 1M	inv	5	5	5
RH 1M	prim	2	5	4	SB 1M	prim	3	6	6
RH 1M	est	3	4	3	SB 1M	est	4	4	6
RH 1M	aut	4	3	4	SB 1M	aut	6	5	5
RH 1S	inv	2	3	3	SB 1S	inv	4	5	5
RH 1S	prim	1	3	3	SB 1S	prim	5	7	6
RH 1S	est	1	2	3	SB 1S	est	6	7	7
RH 1S	aut	3	3	2	SB 1S	aut	1	5	5
EV 2M	inv	3	2	3					
EV 2M	prim	2	3	4					
EV 2M	est	4	2	4					
EV 2M	aut	3	3	2					
EV 2S	inv	3	3	3					
EV 2S	prim	3	4	4					
EV 2S	est	5	5	4					
EV 2S	aut	3	4	3					

Tab. V. 10 – Valori numerici dell'indice Δ Numero *taxa* di ditteri per le cinque prese considerate negli anni 2008, 2009 e 2010.

Per quanto riguarda l'indice che considera la percentuale di *taxa* appartenenti all'ordine dei ditteri sul totale delle unità sistematiche rinvenute nel campionamento abbiamo rilevato come esso sia frequentemente *maggiore nella stazione posta a valle della derivazione*, vedere, ad es., la Fig. V.10 che riguarda i campionamenti del 2008 e 2009 per la presa di Isollaz sull'Evançon.

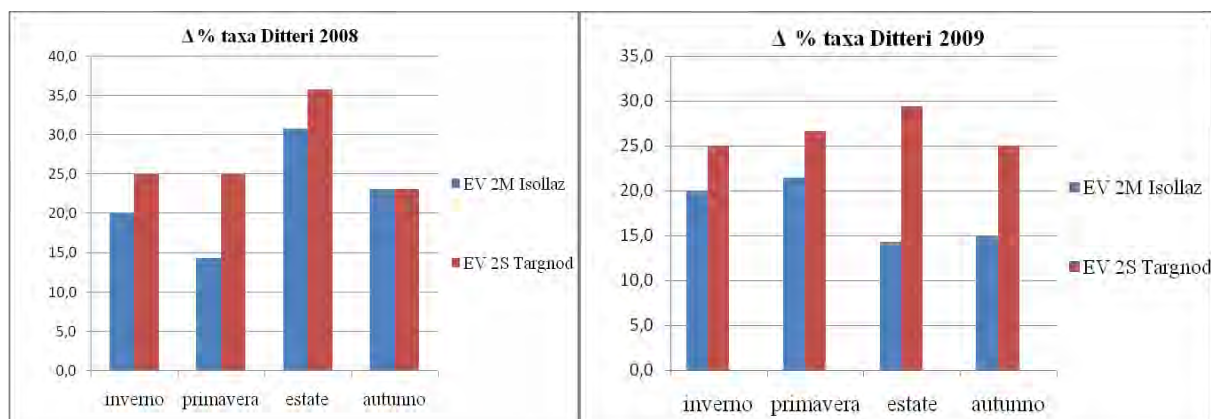


Fig. V. 10 – Δ % *taxa* di ditteri sul totale delle U.S. presa di Isollaz, torrente Evançon anno 2008 (sinistra) e 2009 (destra)

Per altre opere di presa però la percentuale di *taxa* appartenenti all'ordine dei ditteri è maggiore nella stazione di valle *solo per alcune stagioni*, ad es., in primavera ed estate per i campionamenti del 2008 sul torrente Saint Barthélemy oppure è sempre maggiore nella stazione di monte, come accade per i campionamenti del 2008 sulla Dora di Rhêmes (Fig. V. 11), dove tale differenza è anche statisticamente significativa con un valore di $P=0,035$ (tab. V. 11).

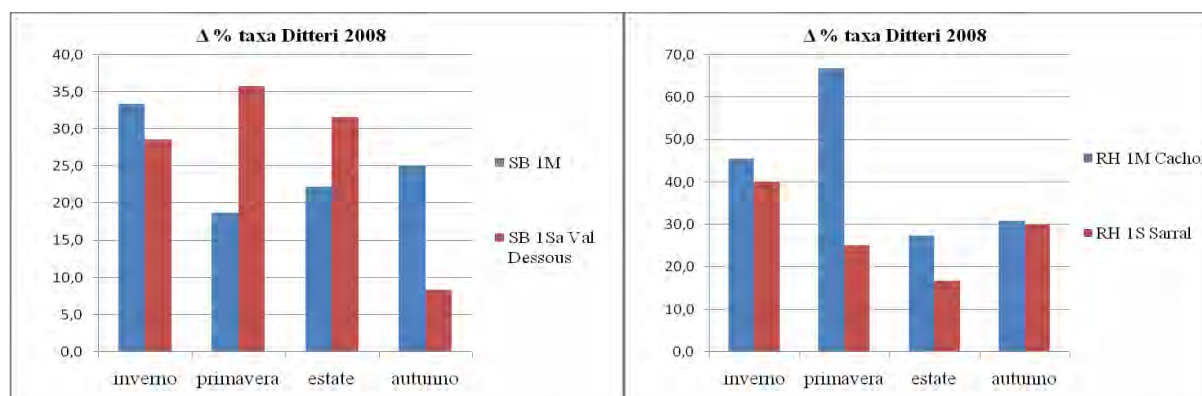


Fig. V. 11 – Δ % *taxa* di ditteri sul totale delle U.S. dei campionamenti dell'anno 2008 per i torrenti Saint Barthélemy (sinistra) e Dora di Rhêmes (destra).

Come evidenziato nella sottostante tabella V. 11, l'applicazione dei test di statistica univariata evidenzia differenze significative solo in tre casi su 30: test t di Student per la presa di Rhêmes per gli anni 2008 e 2009 e per il 2009 per la presa di Isollaz sul torrente Lys.

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ ditteri	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,035	P=0,028	P=0,057	NS	NS	NS	NS	P=0,035	NS
presa	Bielciucken						St. Barthélemy											
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010						
Δ ditteri	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS						

Tab. V. 11 – Significatività statistica per l'indice Δ Numero *taxa* di ditteri.

V. 2. 4 – Δ Numero di *taxa* Trituratori

L'applicazione di questo indice non è risultata significativa in quanto non ha permesso di evidenziare nessuna tendenza di variazione tra i dati; infatti, i *taxa*, che, come modalità di nutrizione, appartengono alla categoria trituratori, hanno generalmente la stessa frequenza nelle stazioni poste a monte e in quelle poste a valle delle prese.

L'applicazione dei test Chi quadro e t di Student infatti *non rileva alcuna differenza statisticamente significativa*, come indicato dalla tabella V. 12.

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
test	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ trituratori	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
presa	Bielciucken						St. Barthélemy											
test	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010						
Δ trituratori	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS						

Tab. V. 12 – Significatività statistica per l'indice Δ % *taxa* Trituratori sul totale delle U.S. campionate.

V. 2. 5 – Δ Numero di *taxa* Onnivori

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
test	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ onnivori	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,04	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,009	NS	NS	NS	NS	NS	NS
presa	Bielciucken						St. Barthélemy											
test	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010						
Δ onnivori	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS						

Tab. V. 13 – Significatività statistica per l'indice Δ Numero di *taxa* Trituratori.

L'applicazione del test t di Student all'indice Δ Numero di *taxa* Onnivori evidenzia una *differenza statisticamente significativa solo in due casi* (Tab. V. 13): i campionamenti del 2010 sul torrente Chalamy e i dati sempre del 2010 sulla Dora di Rhêmes (Fig. V. 12).

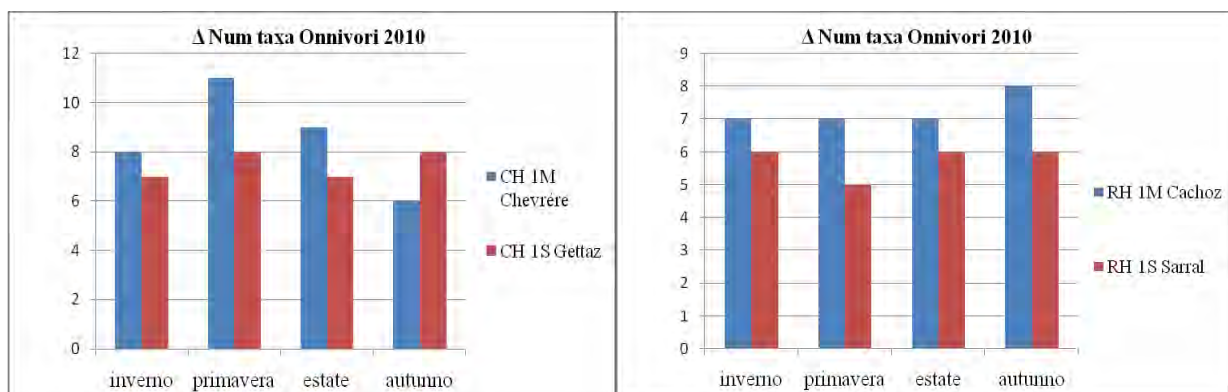


Fig. V. 12 – Δ Numero di *taxa* onnivori dei campionamenti dell'anno 2010 per la presa di Champdepraz sul torrente Chalamy (sinistra) e Dora di Rhêmes (destra).

Da questi grafici risulta che il numero di *taxa* onnivori, ovvero di tutti quei *taxa* che hanno più di un ruolo trofico, sia maggiore nelle stazioni poste a monte della captazione idrica, questo pattern però non è confermato dall'analisi dei dati su tutte le stazioni; nel grafico di figura V. 13 per

esempio, si evidenzia come nell'anno 2009, in tutti e quattro i campionamenti stagionali i *taxa* onnivori siano presenti in numero maggiore nella stazione posta a valle della presa di Isollaz sul torrente Evançon.

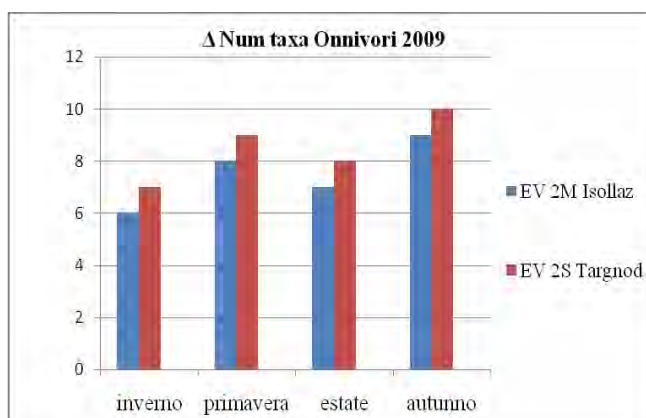


Fig. V. 13 – Δ Numero di *taxa* onnivori dei campionamenti dell'anno 2009 per la presa di Isollaz sul torrente Evançon.

V. 2. 6 - Δ Numero di *taxa* Detritivori

Numero di <i>taxa</i> detritivori									
COD staz	stag	2008	2009	2010	COD staz	stag	2008	2009	2010
CH 1M	inv	10	9	8	LY 2M	inv	0	4	0
CH 1M	prim	8	7	10	LY 2M	prim	5	6	7
CH 1M	est	9	9	10	LY 2M	est	7	4	7
CH 1M	aut	7	9	9	LY 2M	aut	7	2	6
CH 1S	inv	9	9	6	LY 2S	inv	6	7	4
CH 1S	prim	5	2	5	LY 2S	prim	7	5	5
CH 1S	est	6	5	5	LY 2S	est	6	3	3
CH 1S	aut	9	9	8	LY 2S	aut	10	6	5
RH 1M	inv	4	3	5	SB 1M	inv	6	8	8
RH 1M	prim	1	7	6	SB 1M	prim	8	12	10
RH 1M	est	5	4	6	SB 1M	est	9	7	10
RH 1M	aut	6	6	6	SB 1M	aut	12	11	8
RH 1S	inv	3	4	4	SB 1S	inv	8	7	9
RH 1S	prim	2	4	6	SB 1S	prim	6	10	12
RH 1S	est	4	5	5	SB 1S	est	11	7	8
RH 1S	aut	5	5	6	SB 1S	aut	7	10	12
EV 2M	inv	7	5	9					
EV 2M	prim	7	9	7					
EV 2M	est	7	8	5					
EV 2M	aut	6	10	8					
EV 2S	inv	6	5	7					
EV 2S	prim	5	8	6					
EV 2S	est	5	7	6					
EV 2S	aut	6	7	9					

Tab. V. 14 – Valori numerici dell'indice Δ Numero di *taxa* Detritivori per le cinque prese considerate negli anni 2008, 2009 e 2010.

Dall'analisi dei dati si evidenzia che il numero di taxa a cui è stato associato il ruolo trofico di detritivori è maggiore nella stazione di campionamento posta a monte della presa solo in alcuni casi, ovvero per tutti e quattro i campionamenti sullo Chalamy nel 2010 (Fig. V. 14).

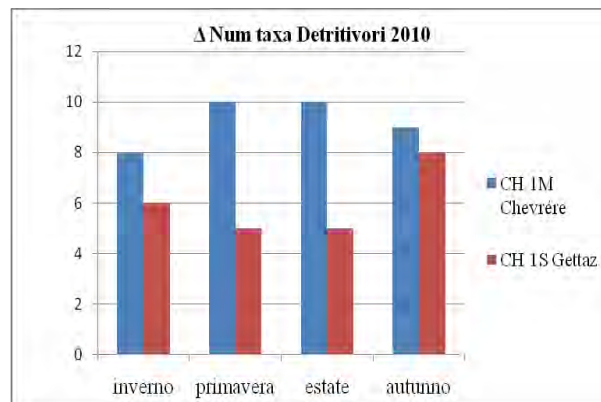


Fig. V. 14 – Δ Numero di taxa Detritivori, campionamenti dell'anno 2010 per la presa di Champdepraz sul torrente Chalamy.

I grafici sottostanti (Fig. V. 15) evidenziano come questo indice *non dia risposte costanti nei diversi anni*, infatti nelle stesse stazioni di campionamento, poste a monte e a valle della presa di Bielciucken sul torrente Lys, per l'anno 2009 il test Chi quadro indica una differenza statisticamente significativa ($P=0,013$) con una distribuzione di taxa detritivori maggiore nella stazione a valle, mentre per l'anno 2010 il test t di Student indica con un valore di $P=0,04$ una distribuzione maggiore dei detritivori nella stazione di monte (Tab. V. 15).

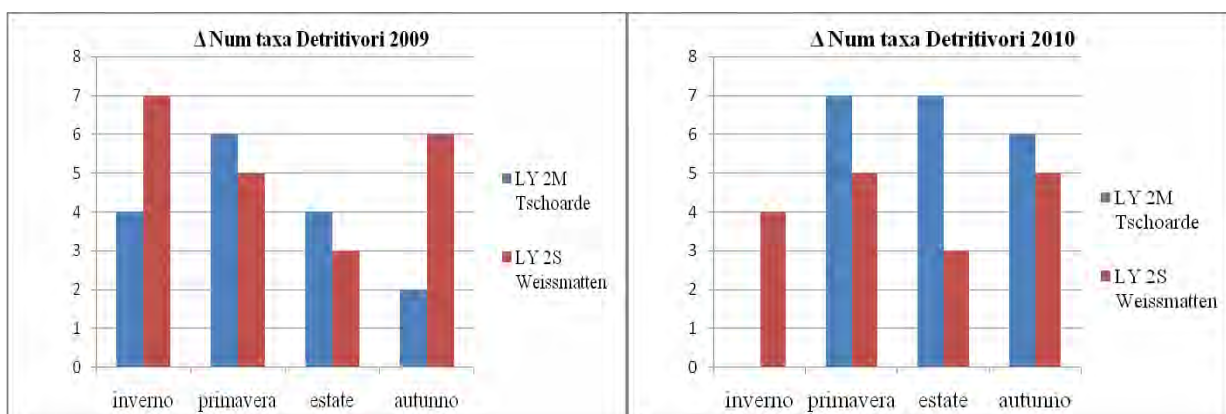


Fig. V. 15 – Δ Numero di taxa Detritivori, campionamenti dell'anno 2009 (sinistra) e 2010 (destra) per la presa di Bielciucken sul torrente Lys.

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ Detritivori	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,02	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,02	NS	NS
presa	Bielciucken						St. Barthélemy											
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010			
Δ Detritivori	NS	P=0,013	NS	NS	NS	P=0,04	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS			

Tab. V. 15 – Significatività statistica per l'indice Δ Numero di *taxa* Detritivori.

V. 2. 7 - Δ Numero di *taxa* con adattamenti morfologici per resistere alla corrente (Clingers).

Numero di <i>taxa</i> reofili									
COD staz	stag	2008	2009	2010	COD staz	stag	2008	2009	2010
CH 1M	inv	15	16	13	LY 2M	inv	0	7	0
CH 1M	prim	17	11	16	LY 2M	prim	8	10	6
CH 1M	est	13	17	13	LY 2M	est	10	5	12
CH 1M	aut	12	16	14	LY 2M	aut	14	5	7
CH 1S	inv	12	15	9	LY 2S	inv	8	11	4
CH 1S	prim	13	4	10	LY 2S	prim	8	5	6
CH 1S	est	14	12	12	LY 2S	est	10	5	6
CH 1S	aut	18	16	13	LY 2S	aut	13	7	6
RH 1M	inv	9	8	9	SB 1M	inv	14	15	14
RH 1M	prim	2	10	12	SB 1M	prim	13	19	15
RH 1M	est	10	10	10	SB 1M	est	16	14	17
RH 1M	aut	11	10	10	SB 1M	aut	20	19	13
RH 1S	inv	4	7	7	SB 1S	inv	13	11	13
RH 1S	prim	3	7	9	SB 1S	prim	9	17	17
RH 1S	est	5	5	8	SB 1S	est	18	16	16
RH 1S	aut	9	10	9	SB 1S	aut	9	19	20
EV 2M	inv	12	8	13					
EV 2M	prim	9	11	12					
EV 2M	est	9	12	10					
EV 2M	aut	8	17	10					
EV 2S	inv	8	11	13					
EV 2S	prim	8	12	11					
EV 2S	est	9	13	11					
EV 2S	aut	10	14	12					

Tab. V. 16 – Valori numerici dell'indice Δ Numero di *taxa* Reofili per le cinque prese considerate negli anni 2008, 2009 e 2010.

Per quanto riguarda i *taxa* maggiormente reofili (*clingers*) abbiamo rilevato come nella maggior parte dei casi vi sia una loro *riduzione a valle della presa*, ad es. nella figura V. 16 relativa ai campionamenti del 2010 sul torrente Chalamy e sulla Dora di Rhêmes.

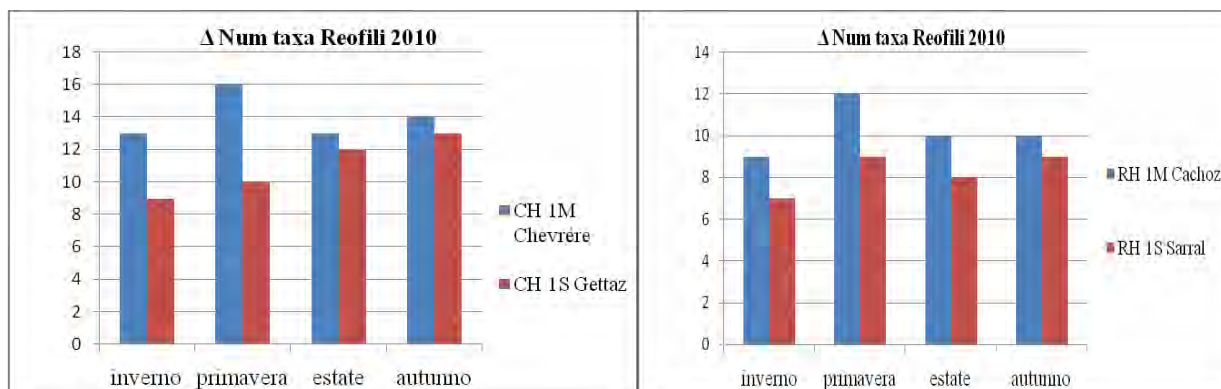


Fig. V. 16 – Δ Numero di taxa reofili campionati nel 2010 per le prese di Champdepraz sul torrente Chalamy (sinistra) e sul torrente Dora di Rhêmes (destra).

I test statistici applicati, però, hanno evidenziato differenze significative solo nei due casi rappresentati dai grafici in Fig. V.16 per l'anno 2010.

presa	Chalamy						Rhêmes						Isollaz					
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student		
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Δ reofili	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,046	NS	NS	NS	NS	NS	P=0,025	NS	NS	NS	NS	NS	NS
presa	Bielciucken						St. Barthélemy											
	$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student			$\chi^2_{\alpha=0,05}$			t student								
anno	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010						
Δ reofili	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS						

Tab. V. 17 – Significatività statistica per l'indice Δ Numero di taxa Reofili.

V. 3 – PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS

Successivamente è stata applicata la *Principal Component Analysis* (PCA) e una successiva gerarchizzazione per cluster a tutto il set di dati, quindi a tutte le stazioni di campionamento, suddivise nei 5 gruppi descritti nel capitolo III - Area di studio, per gli anni 2008, 2009 e 2010.

Nella quasi totalità dei casi, i cluster raggruppano stazioni poste a monte e a valle della stessa presa; sostanzialmente, nei due siti di campionamento (monte e valle), *la composizione delle comunità macrobentoniche non presenta differenze significative*.

Riportiamo di seguito i grafici che evidenziano i risultati maggiormente rappresentativi.

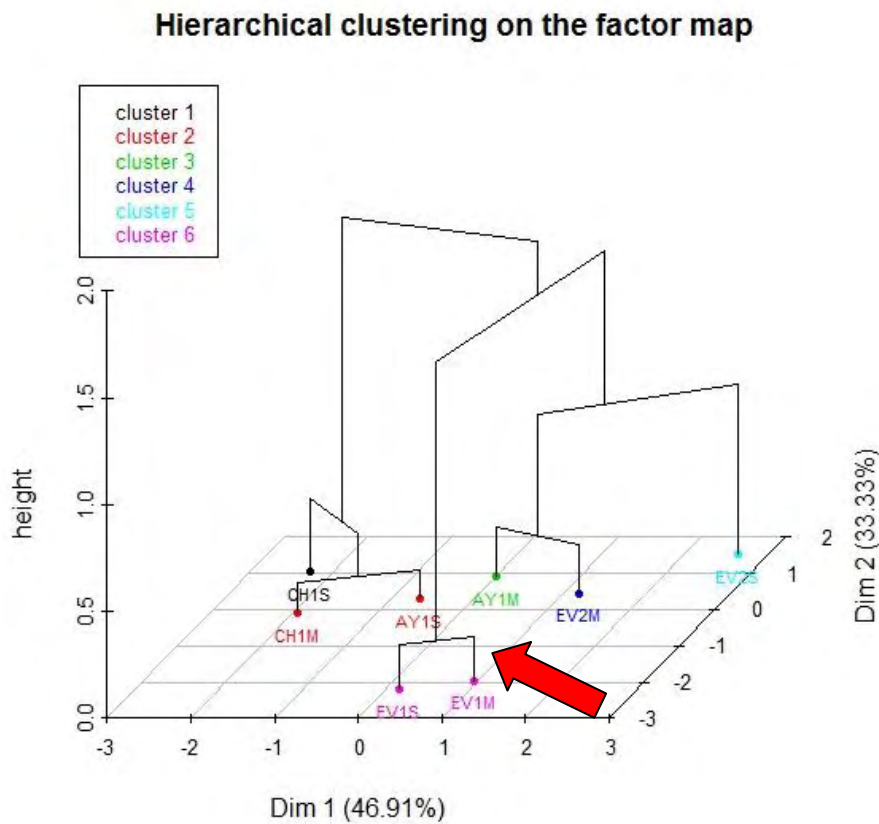


Fig. V. 17 – Clustering gerarchico relativo al gruppo EVA-CHA-AYA per l'anno 2008.

Hierarchical clustering on the factor map

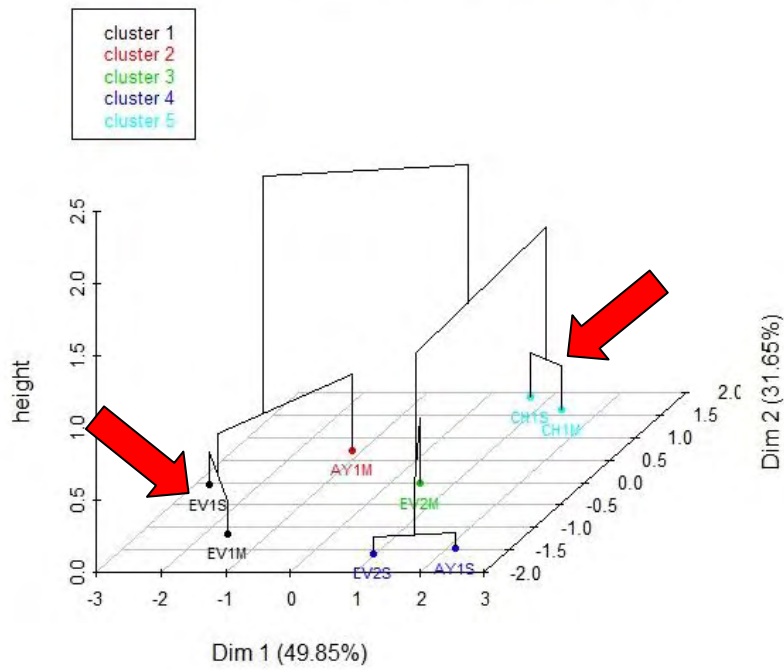


Fig. V. 18 – Clustering gerarchico relativo al gruppo EVA-CHA-AYA per l'anno 2009

Hierarchical clustering on the factor map

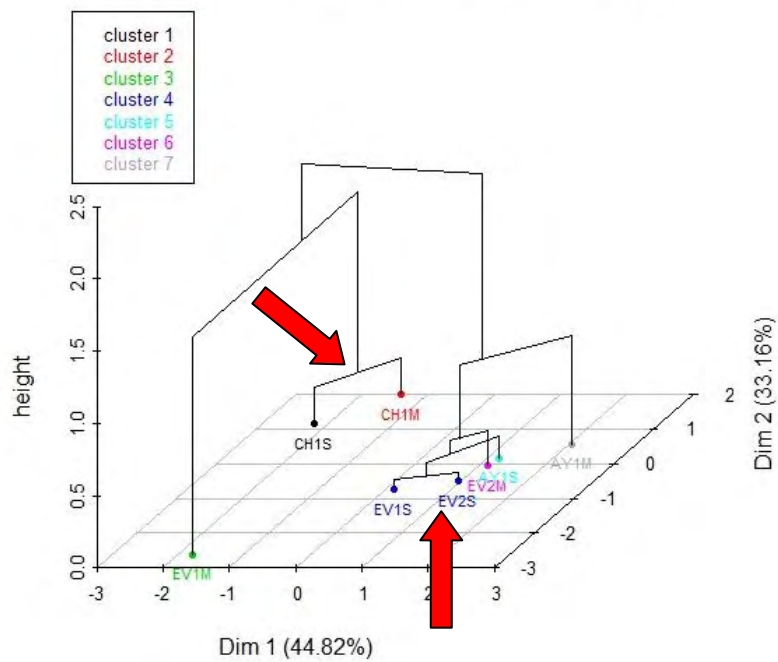


Fig. V. 19 – Clustering gerarchico relativo al gruppo EVA-CHA-AYA per l'anno 2010

Esaminando i grafici relativi al gruppo EVA-CHA-AYA, che comprende le stazioni di campionamento collocate sui torrenti Evançon, Chalamy e Ayasse, si nota, che le stazioni EV1M ed EV1S (evidenziate dalle frecce nei grafici), poste rispettivamente a monte e valle della presa di Brusson sul torrente Evançon, sono sempre collocate molto vicino sulla mappa dei fattori e raggruppate nello stesso cluster per tutti e tre gli anni; la stessa situazione si ripete per le stazioni CH1M e CH1S poste rispettivamente a monte e a valle della presa di Champdepraz sul torrente Chalamy. Ciò indica che le comunità di macroinvertebrati bentonici campionate a monte e a valle di queste due prese non differiscono in maniera significativa.

La PCA non evidenzia differenze significative tra le comunità macrobentoniche “di monte” e “di valle” anche per gli altri gruppi di stazioni considerati (MARMORE, PNGP e GSB-SB).

Si veda, ad esempio, il grafico di figura V. 20 relativo al gruppo Gran San Bernardo - Saint Barthélemy per l’anno 2009, in cui due stazioni di campionamento sul torrente Buthier (BU2M e BU1S) sono raggruppate nello stesso cluster pur rappresentando dati raccolti, rispettivamente, in una stazione posta a monte e in una stazione posta a valle di due diverse derivazioni idroelettriche.

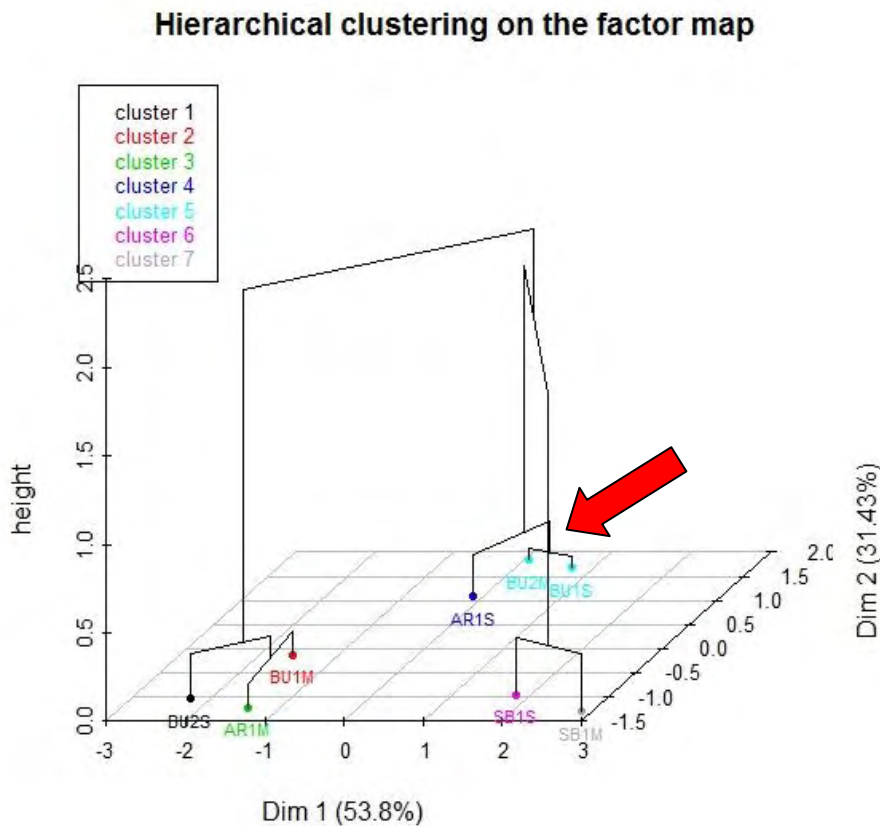


Fig. V. 20 – Clustering gerarchico relativo al gruppo GSB-SB per l’anno 2009.

L'unico gruppo di stazioni in cui la PCA evidenzia una differenza tra le stazioni poste a monte e quelle poste a valle delle derivazioni è il gruppo LYS.

Nell'anno 2008 le stazioni LY1S, LY2S e LY4S, tutte poste a valle di derivazioni idroelettriche, sono raggruppate nello stesso cluster ed occupano una ristretta porzione di spazio sulla mappa dei fattori, ben distante dalle stazioni di monte, fa eccezione la stazione LY3S (Fig. V. 21).

Questa buona differenziazione tra i siti (pur considerando il numero ristretto di stazioni, che diminuisce la significatività dei risultati) può essere dovuta al fatto che nel 2008, primo anno della sperimentazione CVA, è stato previsto di non effettuare rilasci dalle opere di presa.

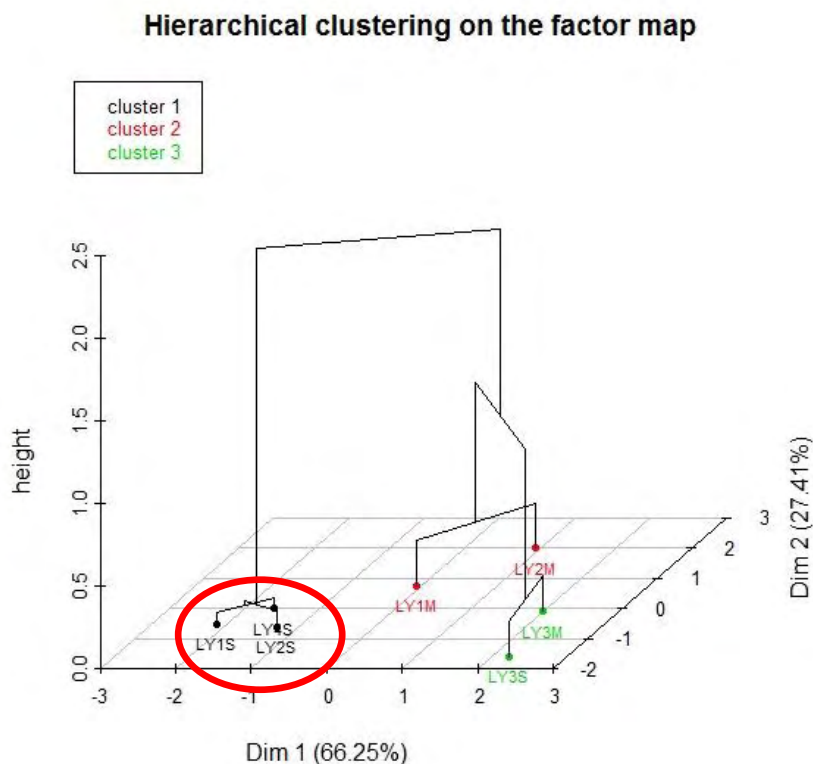


Fig. V. 21 – Clustering gerarchico relativo al gruppo LYS per l'anno 2008.

Per quanto riguarda l'anno 2009 si osserva ancora un buon apparentamento, questa volta tra le stazioni di monte LY1M, LY2M e LY3M, ciò indica una buona similitudine tra le comunità macrobentoniche campionate in questi tre siti. Le stazioni di campionamento poste a valle delle diverse opere di presa sul torrente Lys, invece, sono posizionate in maniera meno definita all'interno della mappa dei fattori (Fig. V. 22).

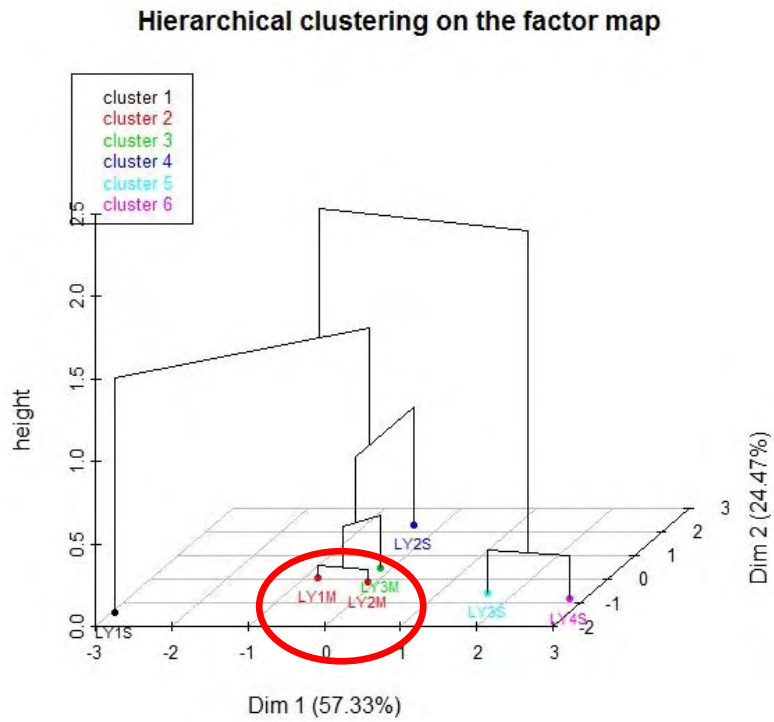


Fig. V. 22 – Clustering gerarchico relativo al gruppo LYS per l'anno 2009.

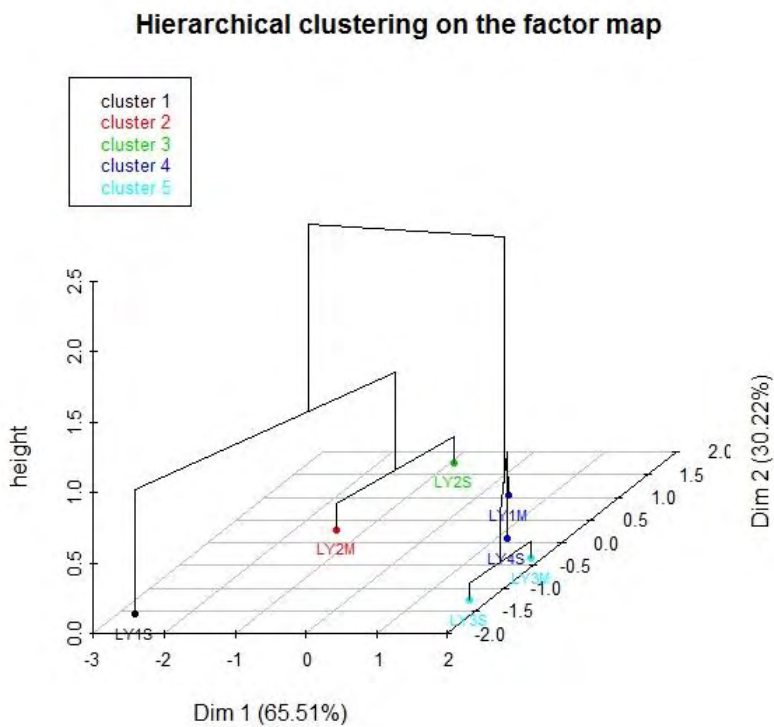


Fig. V. 23 – Clustering gerarchico relativo al gruppo LYS per l'anno 2010.

La PCA applicata ai dati del 2010, invece, non evidenzia apparentamenti tra i siti di monte e quelli di valle; al contrario le stazioni LY 2M e LY2S (rispettivamente a monte e a valle della presa di Bielciucken) vengono accorpate, così come le stazioni LY3M e LY3S, ciò significa che i popolamenti macrobentonici campionati nel 2010 presentano una composizione simile sia a monte che a valle di queste due prese. Tale risultato potrebbe essere dovuto al fatto che nel 2009 e 2010 il gruppo CVA ha applicato i rilasci dalle opere di presa come previsto nel piano sperimentale (vedi capitolo I Sperimentazione CVA).

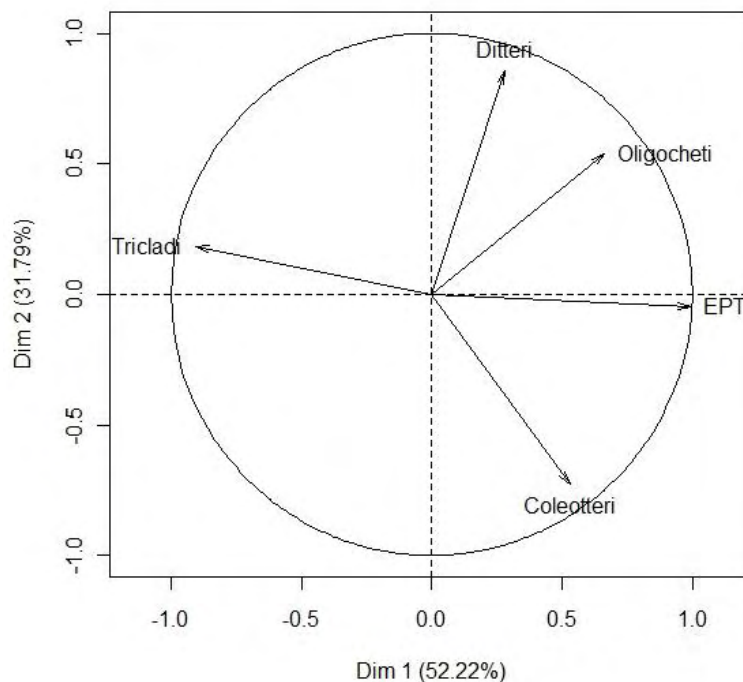


Fig. V. 24 – Importanza delle variabili biologiche per le stazioni del gruppo Marmore nell’anno 2009.

Questo grafico (Fig. V. 24) illustra il contributo delle diverse variabili considerate nello spiegare la varianza dei dati, e quindi nel collocare i siti di campionamento nella mappa dei fattori della PCA.

In particolare tanto più un vettore è vicino a un asse, e tanto più si avvicina alla circonferenza, tanto maggiore è il suo peso nel determinare il posizionamento delle stazioni sul plot della PCA.

Il grafico di figura V. 24 si riferisce ai dati dell’anno 2009 relativi alle stazioni di campionamento del gruppo MARMORE, ma si è visto che per la maggior parte dei gruppi di stazioni analizzati le due variabili che hanno maggior importanza nel posizionare i dati sulla mappa dei fattori, e quindi nel differenziare le comunità macrobentoniche, sono *EPT* e *ditteri*.

V. 4 – CANONICAL CORRESPONDANCE ANALYSIS

La notevole quantità di dati analizzati porta ad una oggettiva complicazione nella lettura dei risultati, tuttavia il plot ottenuto dalla *Canonical Correspondance Analysis* (CCA), non permette di individuare in maniera chiara la presenza di particolari gradienti, determinati o da condizioni fisico-chimiche o da alterazioni ecologiche evidenti, che potrebbero quindi influenzare il posizionamento spaziale dei risultati dell'analisi multivariata. In tutti e tre gli anni, infatti, vediamo come le stazioni di campionamento siano concentrate nella parte centrale del grafico e manchi una differenziazione tra le stazioni poste a monte e quelle poste a valle della presa.

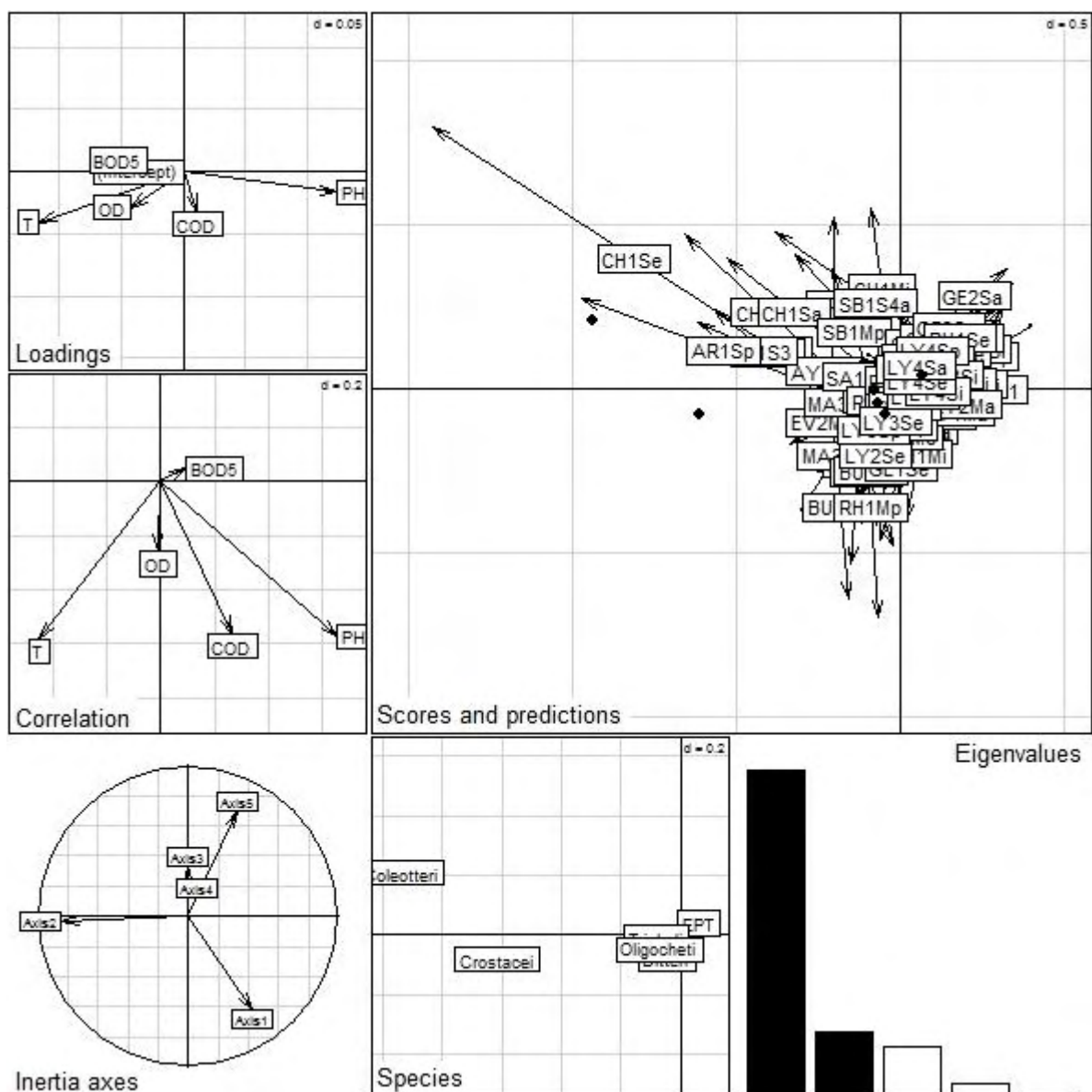


Fig. V. 25 – Plot CCA anno 2008 per tutte le stazioni considerate

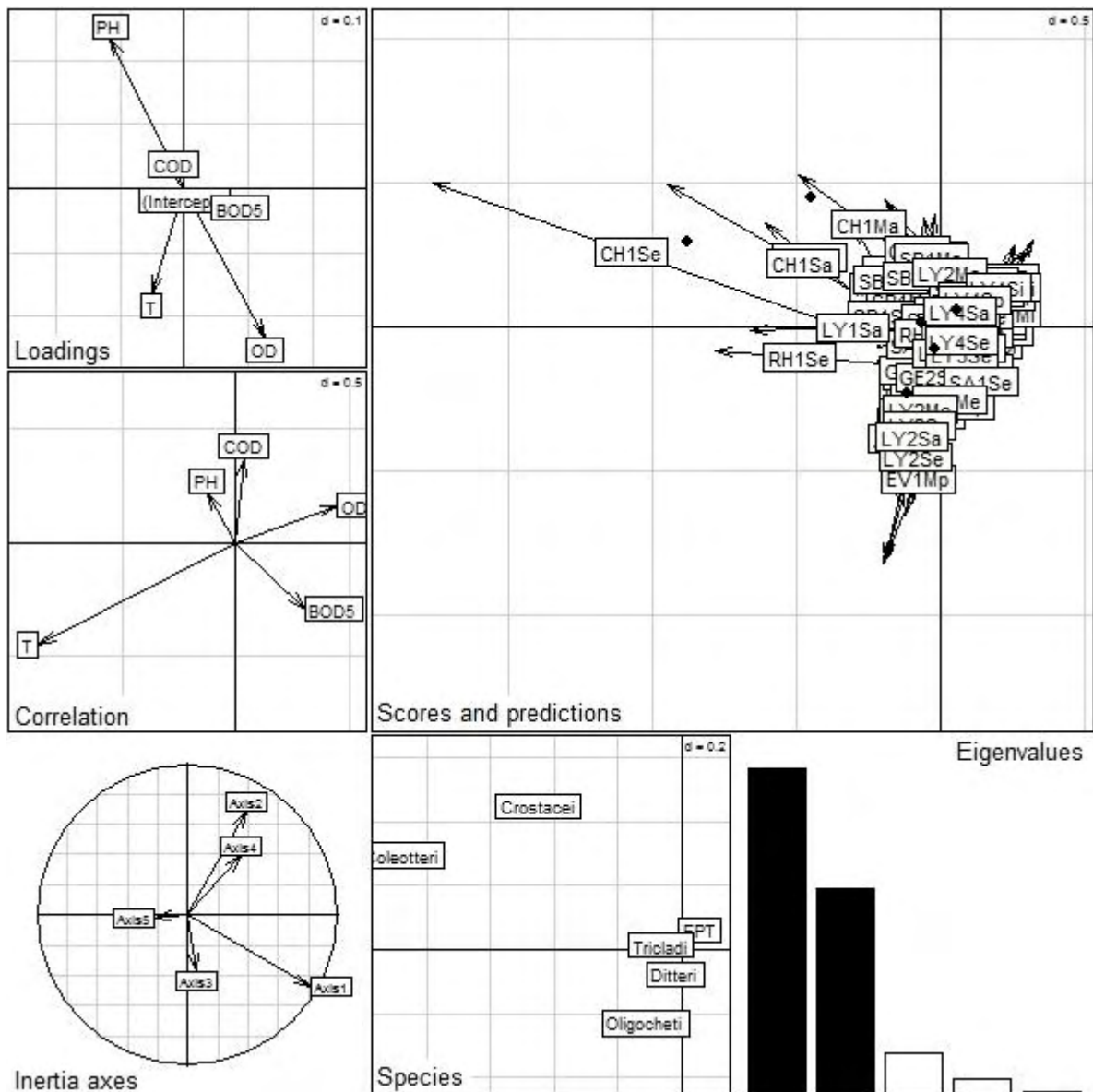


Fig. V. 26 – Plot CCA anno 2009 per tutte le stazioni considerate

L'unica informazione che sembra emergere dal Plot della CCA applicata ai dati dell'anno 2009 è una tendenza di alcune stazioni poste sul torrente Chalamy a portarsi nella porzione sinistra del grafico: questa differenziazione è dovuta alla variabile biologica coleotteri in quanto, osservando i dati grezzi, rileviamo come i coleotteri siano presenti solo in rari casi e proprio limitatamente al torrente Chalamy.

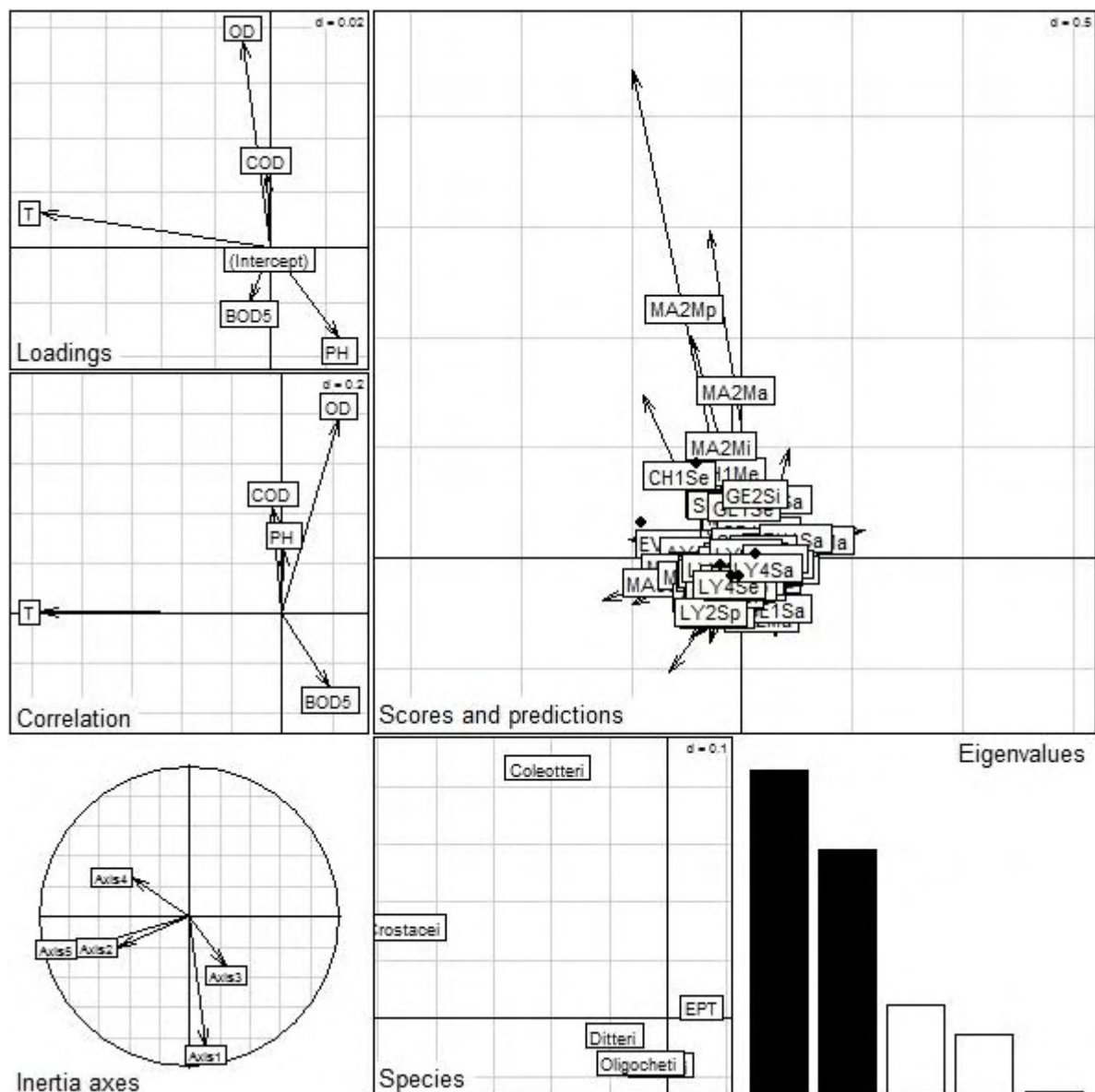


Fig. V. 27 – Plot CCA anno 2010 per tutte le stazioni considerate

La stessa considerazione vale per i dati del 2010 (Fig. V. 27) in cui a risentire del'influsso della variabile coleotteri sono alcune stazioni dal torrente Marmore.

La CCA permette di evidenziare il contributo delle diverse variabili biologiche nel differenziare le stazioni di campionamento.

Il grafico di figura V. 28 è relativo ai dati del 2010 ed indica chiaramente che le variabili biologiche più importanti sono *i ditteri e gli EPT* (efemerotteri, plecoteri e tricoteri), risultato in accordo con quello che emerge dall'applicazione della PCA.

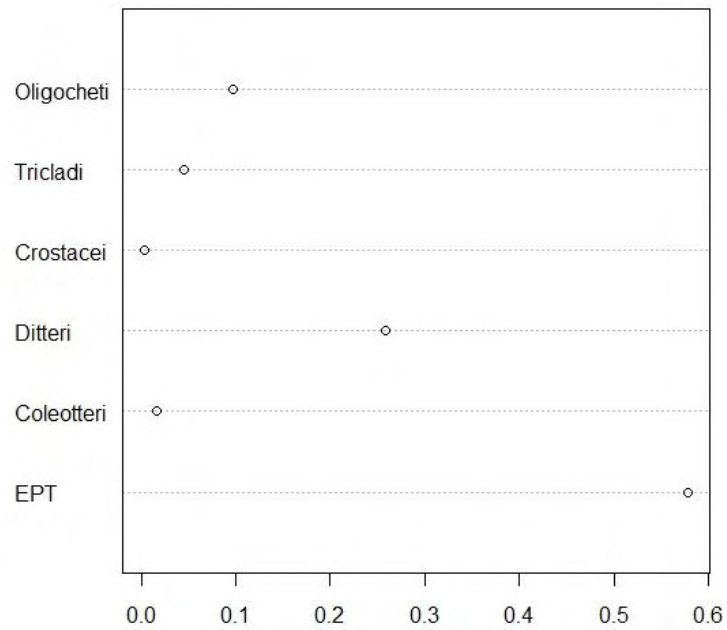


Fig. V. 28 – Variabili biologiche CCA 2010. In ascissa viene riportato il valore relativo (adimensionale) che rappresenta la correlazione tra le variabili originali (in ordinata) e le variabili canoniche che determinano il risultato del plot della CCA. In questo caso il valore attribuito alle variabili *EPT* e *Ditteri* è elevato perché esse sono presenti nella maggior parte dei siti e quindi ne determinano fortemente la collocazione spaziale all'interno del plot ottenuto.

CAPITOLO VI – DISCUSSIONE

L'analisi della composizione delle comunità macrobentoniche, campionate a monte e a valle delle derivazioni idroelettriche considerate, sembra non evidenziare un impatto costante e significativo sullo stato delle comunità stesse. Di fatto, la risposta del macrozoobenthos, campionato seguendo il metodo IBE e analizzato mediante analisi statistica univariata e multivariata, non risulta essere ben identificabile e univoca; in sintesi, la composizione delle comunità a valle delle opere di presa considerate non risente esplicitamente della pressione derivante dalla presenza di derivazioni idroelettriche e/o dall'effettuazione di rilasci sperimentali. È chiaro che **tale impatto non viene rilevato dai valori dell'indice IBE**; non si evidenzia una differenza significativa tra valori dell'indice a monte e nel tratto sotteso per nessuna delle prese considerate e per nessuna stagione dei tre anni di campionamento.

L'assenza di risposta dell'IBE è particolarmente importante perché l'indice rappresenta una delle principali richieste informative a tutela della sostenibilità ambientale del prelievo direttamente contemplato in **normativa**.

L'analisi delle comunità bioindicatrici è stata a lungo finalizzata alla valutazione della qualità dell'acqua ma alcune comunità acquatiche sono **scarsamente sensibili**, in termini qualitativi, **alla riduzione delle portate**. In particolare, l'analisi delle comunità costituite da organismi di **piccole dimensioni** (che necessitano di spazio-habitat di piccole dimensioni), come il macrozoobenthos, può essere di minore utilità rispetto a quella delle comunità di organismi più grandi (quali macrofite e pesci), che necessitano di spazi-habitat di maggiori dimensioni. In aggiunta a ciò, le variazioni di densità (abbondanza/m²) delle comunità di tali organismi sono più facilmente rilevabili.

Relativamente al macrobenthos, l'applicazione di indici biotici quali l'IBE, **in assenza di pressioni significative derivanti da inquinanti, non consente la rilevazione dell'impatto**. Infatti, la maggior parte degli indici biotici è stata elaborata allo scopo di valutare l'integrità di corsi d'acqua di differenti dimensioni e, quindi, non ha la sensibilità per differenziare la risposta in funzione della variazione quantitativo/dimensionale del corso d'acqua.

La maggioranza di questi indici, quindi, non registra gli impatti derivanti dalla presenza di derivazioni che non conducano a un'alterazione del chimismo delle acque (per riduzione del potere diluente su scarichi organici o inquinanti di altro tipo).

E' possibile, inoltre, che le comunità macrobentoniche siano state in grado di adattarsi all'effetto della riduzione della portata, questo, infatti, è un impatto cronico in essere già da quasi un secolo.

Il **limitato dettaglio tassonomico**, proprio del metodo IBE, che prevede il riconoscimento degli organismi bentonici solo a livello di famiglie e generi, **riduce il potere diagnostico** dell'analisi. Indagare le comunità macrobentoniche determinando gli organismi a livello di specie impedirebbe che l'impatto sia mascherato dalle vicarianze, si intende che alcuni organismi non riescono a vivere a valle delle captazioni ma vengono sostituiti da *taxa* più tolleranti. Diversi studi presentati al convegno del progetto SHARE ad Innsbruck nell'ottobre del 2011 rilevano, infatti, l'importanza di specie/generi diagnostici come i coleotteri dei generi *staphylinidae* e *carabidae*. (Schatz et al., 2003).

Alcuni risultati maggiormente interessanti provengono dall'applicazione dei **sub indici** come di seguito riportato.

Dai risultati ottenuti, si evince che il sub indice Δ **numero totale di taxa** tende ad assumere un valore minore nelle stazioni a valle della presa. Questa tendenza, tuttavia, non è evidente per la totalità delle opere di presa e non è costante nei diversi periodi di campionamento.

Anche il valore assoluto del sub indice Δ **numero di taxa EPT** è spesso minore a valle della derivazione rispetto alla stazione di monte e presenta una maggiore variabilità stagionale proprio nelle stazioni sottese.

Il risultato ottenuto nei numerosi casi in cui i valori di EPT della stazione a valle della presa sono minori del limite inferiore del *range* di variazione dei valori del numero di EPT della stazione a monte permette di affermare che questo sub indice fornisce una discreta risposta alla pressione derivante dalla riduzione della portata.

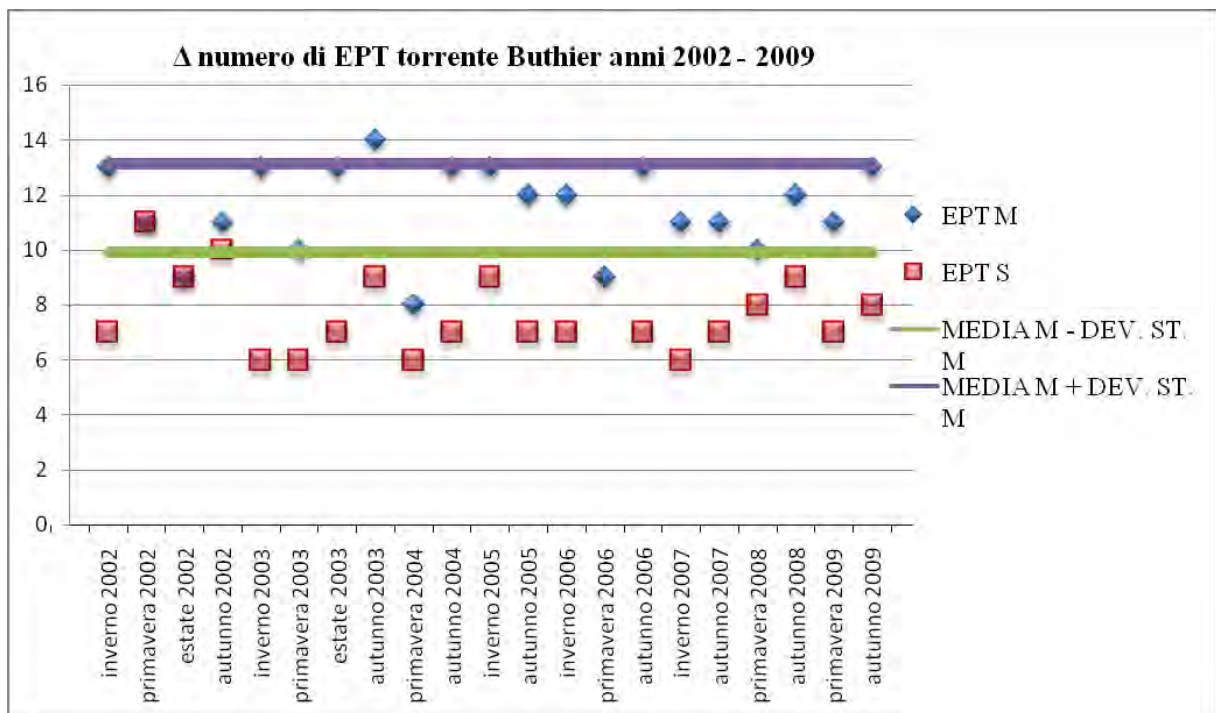


Fig. VI. 1 - Δ numero di EPT per il torrente Buthier negli anni dal 2002 al 2009, dati ARPA VdA.

Δ numero di *taxa* EPT è il sub indice più reattivo anche perché, in accordo a quanto già detto, concentra l'attenzione su *taxa* determinati a maggior livello di dettaglio tassonomico.

Per quanto riguarda l'indice che considera la percentuale di *taxa* appartenenti all'ordine dei **ditteri** sul totale delle unità sistematiche rinvenute nel campionamento è stato rilevato come esso sia frequentemente maggiore nella stazione posta a valle della derivazione ma, anche in questo caso, la risposta non è univoca e costante.

Stando ai risultati ottenuti nel presente studio, i sub indici Δ Numero di *taxa* Trituratori, Δ Numero di *taxa* Onnivori e Δ Numero di *taxa* Detritivori non sembrano rispondere in modo significativo alla pressione derivante dalla presenza della derivazione.

Passando alla discussione sui risultati ottenuti dall'applicazione dei test di statistica multivariata, occorre rilevare come, secondo la *Principal Component Analysis* (PCA), la composizione delle comunità macrobentoniche campionate a monte e a valle delle derivazioni non presenti differenze significative.

Un risultato interessante che emerge dall'applicazione della PCA è quello rilevabile dal grafico di Fig. VI. 2, tale grafico indica chiaramente che le due variabili che hanno maggior importanza nel posizionare i dati sulla mappa dei fattori, e quindi nel differenziare le comunità macrobentoniche, sono gli EPT e i ditteri.

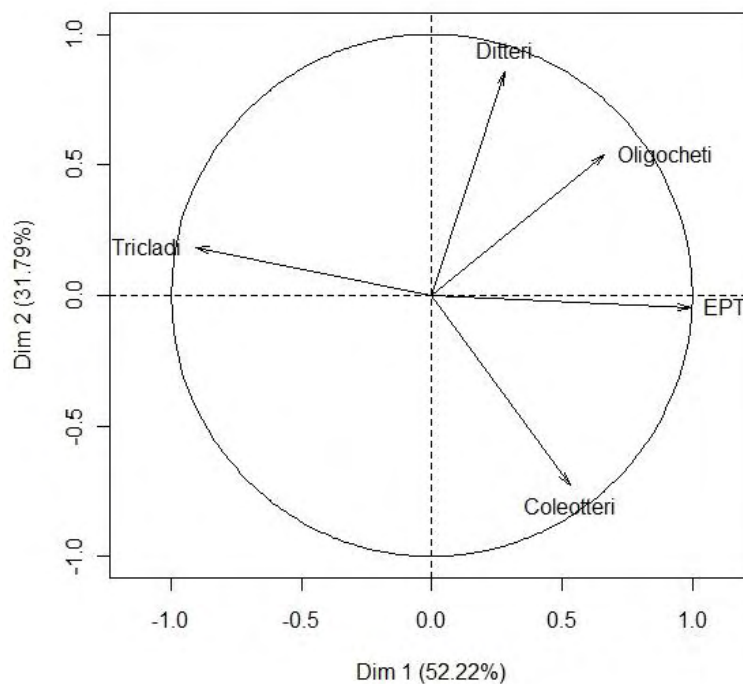


Fig. VI. 2 – Importanza delle variabili biologiche per le stazioni del gruppo Marmore nell'anno 2009.

Tale risultato viene confermato anche dalla *Canonical Correspondance Analysis* come è possibile osservare dal grafico di figura VI. 3.

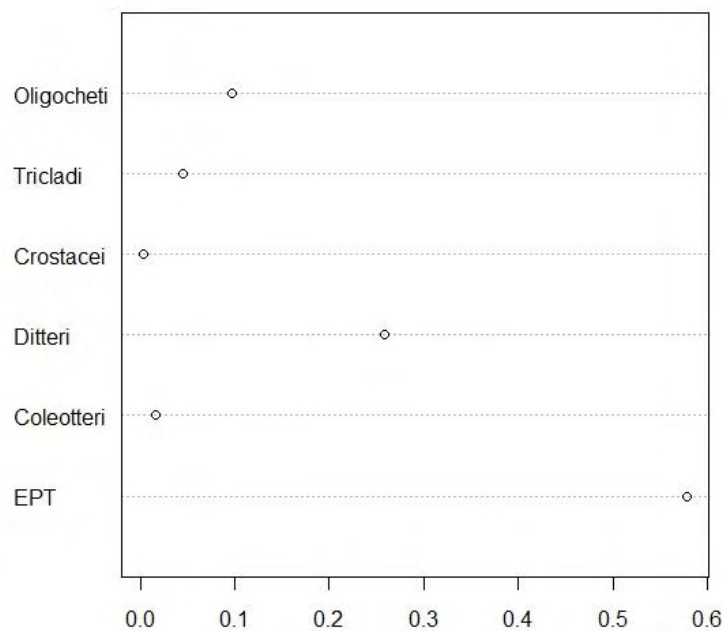


Fig. VI. 3 – Variabili biologiche CCA 2010.

L'analisi dei grafici risultanti dall'applicazione della CCA non permette invece di evidenziare un contributo delle variabili chimico fisiche considerate (i cinque parametri derivati dal LIM) nel differenziare le comunità macrobentoniche proprie delle diverse stazioni di campionamento.

CAPITOLO VII – CONCLUSIONI

Dopo aver analizzato i risultati presentati nel capitolo V è possibile concludere che il metodo di campionamento e di elaborazione dei dati utilizzato in questo studio non è in grado di rilevare effetti significativi ascrivibili alle derivazioni idroelettriche. Non si evidenzia una differenza statisticamente significativa tra le stazioni poste a monte e a valle delle prese neppure nel 2008, primo anno della sperimentazione CVA in cui il rilascio sperimentale è stato tenuto pari a zero.

Si può quindi concludere che il benthos, campionato ed elaborato con i metodi descritti, non risulta essere un indicatore affidabile dell'effetto ambientale delle derivazioni.

Avendo a disposizione una base dati sulle comunità macrobentoniche molto ampia e dettagliata si suggerisce, però, la continuazione delle ricerche su questa comunità, esaminando serie storiche di maggior durata con lo stesso approccio statistico e approfondendo le determinazioni tassonomiche a livello di genere e specie sui *taxa* che si è visto avere una maggior sensibilità all'effetto delle derivazioni idroelettriche.

BIBLIOGRAFIA

- Angradi T.R., 1996.- *Inter-habitat variation in benthic community structure, function, and organic matter storage in 3 Appalachian headwater streams*. Journal of the North American Benthological Society 15:42-63.
- Barbour, M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., and Stribling J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Bettinetti R., Crosa G., Galassi S., 2007. *Ecologia delle acque interne*. Città Studi Edizioni. Pag. 2-58.
- Bertozzi M.C., 2002 - *Macroinvertebrati d'acqua dolce* – manuale da campo per il riconoscimento e la classificazione nei corsi d'acqua della Pianura Padana. ARPA Lombardia, pp. 36.
- Bournaud M. Cellot B. Richoux P. and Berrahou A., 1996 - *Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: congruity of patterns for identification to species or family*. Journal of the North American Benthological Society 15:232-253.
- Bruno M.C. et al. - *Short time-scale impacts of hydropowering on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy)* – Limnologica, 2009;
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1994 - *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiani*, vol. I-II. Provincia Autonoma di Trento, Museo di Storia Naturale. Trento, pp. 484.
- Cereghino R. & Lavandier P., 1998 - *Influence of hydropowering on the distribution and larval development of the plecoptera from a mountain stream* - Regul. Rivers: Res. Mgmt. 14: 297–309.
- Convenzione delle Alpi - Segnali alpini – Edizione speciale 2. *L'acqua e la gestione delle risorse idriche. Relazione sullo Stato delle Alpi*.
- Convenzione delle Alpi. Platform Water Management in the Alps. *Situation report on hydropower generation in the alpine region focusing on small hydropower*, pp. 30/32.

- Cortes, R.M., 1992 - *Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of those communities*. Archiv fuer Hydrobiologie 126:85-103.
- Crosa G., Marchetti R., 1998. *Valutazione dei flussi idrici minimi accettabili*. Provini A., Galassi S., Marchetti R. – *Ecologia Applicata*, Nuova edizione. Società Italiana di Ecologia ed. Città Studi Edizioni. Pag. 294-314.
- Decreto Legislativo 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*. Gazz. Uff. Rep. Ital., s.o. G.U. n. 124 del 29 maggio 1999: 1-124.
- Decreto Legislativo 18 agosto 2000, n. 258 "*Disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, in materia di tutela delle acque dall'inquinamento, a norma dell'articolo 1, comma 4, della legge 24 aprile 1998, n. 128*" pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 218 del 18 settembre 2000 - Supplemento ordinario n. 153
- Decreto Legislativo 03 Aprile 2006, n. 152. *Norme in materia Ambientale*. Gazz. Uff. Rep. Ital., s.o. G.U. n. 124 del 29 maggio 1999.
- Decreto Legislativo 29 dicembre 2003, n. 387. *Attuazione della direttiva 2001/77/CE relativa alla promozione dell'energia elettrica prodotta da fonti energetiche rinnovabili nel mercato interno dell'elettricità*. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 25 del 31 gennaio 2004 - Supplemento Ordinario n. 17.
- Direttiva 2001/77/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 27 settembre 2001 - *Promozione dell'energia elettrica prodotta da fonti energetiche rinnovabili nel mercato interno dell'elettricità*. (Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L. 283 del 27 ottobre 2001).
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 *establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000: 1-72.
- Forneris G., Pascale M., Perosino G.C., 1996. *Idrobiologia*. Consorzio Regionale Tutela, Incremento, Esercizio della Pesca (Valle d'Aosta). Edizioni EDA, Torino.
- 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", AQ/1/127.

- Ghetti P.F., 2001 - *Indice Biotico Esteso (I.B.E.)*. Manuale di Applicazione. Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.

- Hilsenhoff, W.L., 1988 - *Seasonal correction factors for the biotic index*. Great Lakes Entomologist 21:9-13.

- Jackson D.A., 1993 - *Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods*. Hydrobiologia 268:9-26.

- Junk, W.J., P.B. Bayley, and R.E. Sparks. 1989. *The flood pulse concept in river-floodplain systems*. p. 110-127. In D.P. Dodge [ed.] Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.

- LEGGE n. 319 del 10 Maggio 1976 “*Legge Merli*”, *Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento*. Gazzetta Ufficiale n. 650 del 29 maggio 1979.

- LEGGE n. 36 del 5 gennaio 1994 “*Legge Galli*”, *Disposizioni in materia di risorse idriche*. Gazzetta Ufficiale n. 14 del 19 gennaio 1994.

- Lenat, D.R and Penrose D.L., 1996 - *History of the EPT Taxa Richness Metric*. Bulletin of the North American Benthological Society 13(2):305-306.

- Lillie R., Szczytko S. and Miller M., 2009 *Macroinvertebrate Data Interpretation Guidance Manual* - Wisconsin Department of Natural Resources, PO Box 7921, Madison, WI 53707.

- Lucadamo L., Battegazzore M., Mezzotero A., Morisi A., Gallo L., 2005 - *Analisi trofico-funzionale delle comunità macrobentoniche del bacino del Fiume Tacina (Crotona, Calabria)* . XV Congresso della Società Italiana di Ecologia.

- Malmqvist, B. and Englund G., 1996 - *Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids*. Hydrobiologia 341:145-

- Marchetti R., 1998 - *Effetti biologici degli interventi di regolazione dei corsi d'acqua*. Proveni A., Galassi S., Marchetti R. – *Ecologia Applicata*, Nuova edizione. Società Italiana di Ecologia ed. Città studi edizioni. pp:283-293.

- Matthews G.B., Matthews R.A. and Hachmoller B., 1991 - *Mathematical analysis of temporal and spatial trends in the benthic macroinvertebrate communities of a small stream*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48:2184-2190.

- Milhous R.T., 1982. *Effects of sediment transport and flow regulation on the ecology of gravel-bed rivers*. Gravel-Bed rivers. Fluvial processes, Engineering and Management. United States Fish and wildlife service, Fort Collins Colorado USA.

- Minciardi M.R., Rossi G.L., *Modalità ecosistemiche di valutazione dell'impatto derivante dalla presenza di derivazioni in un corso d'acqua*. ENEA – Divisione Biotecnologie, Agroindustria e Protezione della Salute. Centro Ricerche Saluggia, Vercelli.

- Petersen R.C., 1992 - *The RCE: A Riparian, Channel, and Environmental inventory for small streams in agricultural landscape*. Freshwater Biology, 27, 1992: 295-306.

- Podani, J., 2000 - *Introduction to the exploration of multivariate biological data*. Backhuys Publishers, 407 pp.

- R Development Core Team (2008), R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org>.)

- Ranghetti L., 2011 – *Impatto delle opere di captazione idroelettrica sugli ambienti lotici del Parco nazionale del Gran Paradiso* - Tesi di laurea specialistica, Università di Pavia: 151 pp.

- Richards C. and Host G., 1994 - *Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach*. Water Resources Bulletin 30:729-738.

- Sansoni G., 1988 – *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia autonoma di Trento.

- Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maialini B., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Rossi G., Sansoni G., Spaggiari R., Zanetti M., 2003 - *IFF Indice di funzionalità fluviale*. Manuale ANPA. pp. 221.

- Siligardi M. (a cura di) - *IFF Indice di funzionalità fluviale*. Manuale ANPA 2° Edizione, giugno 2003: 221 pp.

- Siligardi M. (a cura di), 2007 - *IFF 2007. Indice di funzionalità fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata*. Manuale APAT 2007: 325 pp.

- Vannote, R., G. Minshall, K. Cummins, J. Sedell e C. Cushing, 1980 *The river continuum concept*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, 1, pp. 130–137.

- Wohl, D.L., Wallace J.B. and Meyer J.L., 1995 - *Benthic macroinvertebrate community structure, function and production with respect to habitat type, reach and drainage basin in the southern Appalachians (U.S.A.)*. Freshwater Biology 34:447-464.
- 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.
- Zamora-Munoz C. and J. Alba-Tercedor, 1995 - *Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods*. Journal of the North American Benthological Society 15:332-352.

SITOGRAFIA

- Cannizzo R. et al., *Le energie alternative e rinnovabili*. Gruppo Geotermico e idroelettrico. <<http://oldweb.ct.infn.it/~ifts/idroelettrica.htm>> Aggiornato 2004.
- Compagnia Valdostana delle Acque <http://www.cva-ao.it/home.asp>
- Gestore Servizi Energetici. *Incentivazioni fonti rinnovabili. Quadro normativo*. <http://www.gse.it/attivita/Incentivazioni%20Fonti%20Rinnovabili/Pagine/QuadroNormativo.aspx>
- Regione Autonoma Valle d'Aosta. *Piano di tutela delle Acque*. www.regione.vda.it
- Renewable Energy policy Network for the 21st century. <http://www.ren21.net/>
- Agenzia Regionale Protezione Ambiente Valle d'Aosta. *V Relazione sullo Stato dell'Ambiente in Valle d'Aosta*. www.arpa.vda.it

RINGRAZIAMENTI

Giunto al termine della stesura di questa tesi specialistica, sento il dovere di ringraziare, innanzitutto, la mia famiglia, per il clima sereno in cui mi ha cresciuto, per l'educazione ricevuta e per l'appoggio mai venuto meno; ho apprezzato in modo particolare la libertà e la fiducia datami nella scelta del percorso di studi e l'aiuto ricevuto in questi cinque anni di Università a Pavia, che ricorderò senza dubbio come un periodo felice e di grande crescita, non solo professionale, ma anche culturale ed umana.

Desidero ringraziare inoltre tutte le persone che hanno fatto sì che questo quinquennio sia stato così positivo, in particolare tutti i ragazzi conosciuti al Collegio Don Bosco, i coinquilini dei due appartamenti: Lemon, Pez, Paul, Bitol, Brie, Papi, Tucci, Bubu e lo Zio Toni. Ricordo con simpatia anche i compagni di corso della triennale e della specialistica. Un grazie va anche ai docenti che mi hanno trasmesso competenze ad insegnamenti importanti. Fra questi desidero ringraziare, oltre alla relatrice, Professoressa Occhipinti, che mi ha permesso di partecipare a questo progetto di ricerca, il Professor Sconfietti, la Dottoressa Pesci e il Dottor Paganelli per l'aiuto puntuale e generoso datomi nella stesura della tesi triennale, valida preparazione a questo più ampio lavoro. Ringrazio di cuore inoltre i due correlatori dell'ARPA Valle d'Aosta: il Dottor Mammoliti Mochet e il Dottor Lia, insieme alla Dottoressa Bozzo e ad Andrea Zecchino, senza il fondamentale aiuto dei quali non sarei riuscito a conseguire questo risultato. Ringrazio ancora i Dottori Spairani, Guindani e Marconato della società specializzata in servizi ambientali *Eaologie*, per avermi dato l'opportunità di seguire le attività di campo.

Ringrazio infine l'amico Vitto, così gentile da prestarmi il suo portatile quando si è rotto il mio, e Checco e coinquilini per avermi gentilmente ospitato ad Aosta.