



Università degli Studi di Torino
Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

**Tesi di Laurea Magistrale in Analisi e Gestione
dell'Ambiente**

*“Valutazione del disturbo provocato dalle derivazioni
idroelettriche sulla comunità macrobentonica
fluviale”*

Candidato: Andrea Zecchino

Relatrice: Prof.ssa Francesca Bona

Correlatore/i: Ing. Raffaele Rocco
Dott.sa Elisa Santelli

**Anno Accademico
2010 - 2011**

VALUTAZIONE DEL DISTURBO PROVOCATO DALLE DERIVAZIONI IDROELETTRICHE SULLA COMUNITÀ MACROBENTONICA FLUVIALE

RIASSUNTO

L'obiettivo di questo studio è quello di analizzare la comunità macrobentonica, confrontando le comunità campionate nel tratto a monte ad una derivazione con quelle presenti nel tratto sotteso, per valutare gli effetti dovuta alla presenza delle derivazioni idroelettriche e al rilascio Deflusso Minimo Vitale (DMV). I dati sono stati raccolti grazie ad un tirocinio formativo universitario presso il Dipartimento di Difese del Suolo e Risorse Idriche della Regione Valle d'Aosta. Questi consistono in dati di biodiversità provenienti dai campionamenti IBE ed alcuni parametri chimici/fisici, entrambi ottenuti dalla campagne di caratterizzazione ambientale dei torrenti soggetti a derivazione dal gruppo C.V.A. L'area di studio comprende cinque torrenti: Chalamy, Dora di Rhemes, Evançon, Lys e Saint-Barthélemy. L'analisi dei dati ha visto l'applicazione di indicatori relativi al macrobenthos per confrontare le comunità campionate nel tratto a monte ad una derivazione con quelle nel tratto sotteso. Le analisi statistiche univariate sono servite per confermare la significatività dei risultati ottenuti con gli indicatori del macrobenthos mentre le analisi statistiche multivariate sono state applicate per valutare la somiglianza delle comunità campionate. La regressione lineare multipla è servita per verificare l'esistenza di una relazione lineare tra la ricchezza tassonomica del macrobenthos ed alcuni parametri chimici/fisici. I risultati mostrano una perdita di biodiversità nel tratto sotteso alle derivazioni, rispetto ai tratti a monte. Il rilascio di differenti valori di DMV sembra sortire qualche effetto positivo sulle comunità macrobentoniche nel tratto sotteso alle derivazioni, che in termini di composizione tendono ad assomigliare alle comunità campionate a monte. Ulteriori studi sono necessari per confermare questo risultato. Infine, non c'è una relazione lineare tra la ricchezza tassonomica del macrobenthos e i parametri chimici/fisici selezionati.

EVALUATION OF THE DISTURBANCE CAUSED BY HYDROELECTRIC DERIVATIONS ON RIVERINE MACROBENTHIC COMMUNITY

ABSTRACT

The objective of this study is to analyze the macrobenthic community, by comparing the community sampled above the derivation with the community sampled below it, to evaluate the effects of hydroelectric derivations activity and Minimum Vital Flow. The data was earned by an university internship program to Department of Soil and Water Resources of Region Valle d'Aosta. It consists in biodiversity data (got from IBE index) and chemical/physical informations gained from environmental characterization campaign of streams subject to derived from the C.V.A. society. The study area includes five streams: Chalamy, Rhemes's Dora, Evançon, Lys and Saint-Barthélemy. The data processing consisted in application of benthic metrics to compare the macrobenthic community sampled above and below the hydroelectric derivations. Univariate statistical analysis were used to assess the significance of benthic metrics results and multivariate statistical analysis were applied to evaluate the similarity between the communities sampled. Multiple regression model was used to identify the linear relationship between taxonomic richness of macrobenthic communities and some chemical parameters / physical. The results got from this study show that there is a loss of biodiversity below hydroelectric derivations in comparison from the above. The releases of different Minimum Vital Flows appear to be positive to macrobenthic community composition below hydroelectric derivations, which composition is more similar to the one sampled above the derivations. But more studies are needed to confirm this results. There is no linear relationship between taxonomic richness of macrobenthic communities and chemical/physical parameters selected as showed from multiple regression model.

INDICE

1 – INTRODUZIONE	<i>pag. 1</i>
2 – SCOPO DEL LAVORO	<i>pag. 6</i>
3 – MATERIALI E METODI	<i>pag. 8</i>
3.1 Area di studio	<i>pag. 8</i>
3.1.1 <i>Inquadramento fisico</i>	<i>pag. 8</i>
3.1.2 <i>Inquadramento idrografico</i>	<i>pag. 9</i>
3.1.3 <i>Inquadramento climatico</i>	<i>pag. 10</i>
3.2 Dati analizzati	<i>pag. 13</i>
3.2.1 <i>Chalamy</i>	<i>pag. 14</i>
3.2.2 <i>Dora di Rhemes</i>	<i>pag. 15</i>
3.2.3 <i>Evançon</i>	<i>pag. 17</i>
3.2.4 <i>Lys</i>	<i>pag. 19</i>
3.2.5 <i>Saint-Barthélemy</i>	<i>pag. 21</i>
3.2.6 <i>Il metodo I.B.E.</i>	<i>pag. 23</i>
3.3 Analisi dei dati	<i>pag. 26</i>
3.3.1 <i>Analisi biotiche</i>	<i>pag. 26</i>
3.3.2 <i>Analisi statistiche univariate</i>	<i>pag. 27</i>
3.3.3 <i>Analisi statistiche multivariate</i>	<i>pag. 29</i>
4 – RISULTATI	<i>pag. 31</i>
4.1 Indicatori relativi al macrobenthos	<i>pag. 31</i>
4.1.1 <i>Misure di ricchezza</i>	<i>pag. 31</i>
4.1.2 <i>Misure di composizione</i>	<i>pag. 34</i>
4.1.3 <i>Misure trofiche e di alimentazione</i>	<i>pag. 37</i>
4.1.4 <i>Misure di adattamento all'habitat</i>	<i>pag. 41</i>
4.2 Analisi statistiche univariate	<i>pag. 44</i>
4.2.1 <i>Tabelle di contingenza 2x2 e Nx2 con Test χ^2</i>	<i>pag. 44</i>
4.2.2 <i>Test t-Student per il confronto tra due campioni indipendenti (e analogo Test non parametrico di Welch)</i>	<i>pag. 46</i>

4.2.3 <i>Analisi della varianza a due criteri di classificazione con interazione tra fattori</i>	<i>pag. 47</i>
4.3 Analisi statistiche multivariate	<i>pag. 51</i>
4.3.1 <i>Regressione lineare multipla</i>	<i>pag. 51</i>
4.3.2 <i>Analisi delle componenti principali e Clustering gerarchico</i>	<i>pag. 52</i>
5 – DISCUSSIONE	<i>pag. 68</i>
6 – CONCLUSIONI	<i>pag. 73</i>
7 – BIBLIOGRAFIA	<i>pag. 75</i>
ALLEGATI	<i>pag. 81</i>
<i>Allegato 1 - Progetto di sperimentazione DMV del gruppo C.V.A.</i>	<i>pag. 81</i>
<i>Allegato 2 - Criteri per il rilascio del DMV</i>	<i>pag. 86</i>
<i>Allegato 3 - Analisi statistiche applicate</i>	<i>pag. 88</i>
<i>Allegato 4 - Dati biotici e abiotici dei torrenti considerati</i>	<i>pag. 99</i>
<i>Allegato 5 - Grafici dell'interazione tra fattori, ANOVA</i>	<i>pag. 117</i>

1 – INTRODUZIONE

Provvedimenti normativi quali il "Testo Unico sulle acque" D.Lgs 152/99 (REPUBBLICA ITALIANA, 1999), abrogato in favore del "Testo Unico ambientale" D.Lgs 152/06 (REPUBBLICA ITALIANA, 2006), e la Direttiva 2000/60/CE (Water Frame Directory) (UNIONE EUROPEA, 2000), contemplando obiettivi di qualità ambientale basati sullo stato ecologico oltre che sullo stato chimico dei corpi idrici, hanno istituito un quadro per la protezione delle acque superficiali, di transizione, costiere e sotterranee.

Nella definizione dello stato ecologico dei corpi idrici, assumono grande importanza una serie di elementi biologici come la flora acquatica, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica. Questo perché l'approccio biologico per gli studi di qualità ambientale, rispetto a quello chimico, permette di rilevare le modificazioni dello stato di salute dell'ambiente oltre ad una migliore comprensione dell'ecosistema e del suo funzionamento.

In quest'ottica la Regione Autonoma Valle d'Aosta ha approvato, con la deliberazione del Consiglio regionale n. 1788/XII dell'8 febbraio 2006, il Piano regionale di Tutela delle Acque (PTA) grazie al quale vengono definite le azioni, le regole, i comportamenti e gli interventi necessari alla tutela della qualità ambientale, all'interazione tra gli aspetti della gestione delle acque con altri aspetti delle politiche territoriali e alla creazione di un sistema per la tutela qualitativa e quantitativa sia delle risorse idriche superficiali che sotterranee (REGIONE VALLE D'AOSTA, 2006).

Il PTA si configura quindi come strumento di programmazione attraverso il quale connettere l'uso delle risorse idriche alla salvaguardia, alla riqualificazione dei corpi idrici e alla gestione ecocompatibile del sistema anche ai sensi della Legge 5 gennaio 1994 n.36 "Disposizioni in materia di risorse idriche" (REPUBBLICA ITALIANA, 1994).

Gli obiettivi che si intendono raggiungere con il piano sono tre:

- obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione;
- di tutela e riqualificazione dell'ecosistema fluviale;
- di tutela quantitativa della risorsa idrica.

Il cui raggiungimento è previsto grazie:

- alla realizzazione di interventi di riqualificazione ambientale per migliorare le condizioni dei corsi d'acqua a tutela delle componenti ambientali e dell'ittiofauna;
- al miglioramento delle qualità delle acque attraverso il trattamento dei reflui idrici, la riorganizzazione del Servizio Idrico integrato, la ridefinizione della disciplina

degli scarichi e l'adozione di specifiche indicazioni tecniche per la gestione degli effluenti zootecnici;

- alla salvaguardia del regime idrologico e dell'ambiente fluviale attraverso la determinazione di portate di Deflusso Minimo Vitale (DMV), la nuova disciplina delle procedure di autorizzazione alla derivazione di acque pubbliche e la revisione delle concessioni di derivazione di acqua pubblica.

Il piano non si limita alla sola componente acqua ma analizza l'intero sistema fluviale considerando tutti gli elementi che concorrono alla funzionalità ecologica, dalle fasce riparie alle porzioni di territorio circostante, ecc.

La Compagnia Valdostana delle Acque (CVA), società per la produzione di energia elettrica della Regione Autonoma della Valle d'Aosta, seguendo le indicazioni del PTA per cui sulle derivazioni a scopo idroelettrico esistenti sul territorio regionale deve essere effettuato un controllo ambientale per verificare il tipo di impatto che le stesse creano sull'ambiente acquatico oltre ad individuare le azioni di recupero e i valori del DMV, ha presentato un piano di azione articolato in tre fasi (vedi ALLEGATO 1):

- la prima fase prevede (attraverso misure di base indicate dal PTA che comprendono: LIM, IBE, pH, torbidità, temperatura, IFF, ittiofauna e scheda idromorfologica) la ricostruzione delle caratteristiche ambientali e la valutazione dello stato di qualità dei tratti di torrente oggetto di prelievo idroelettrico da parte della stessa società;
- la seconda fase consiste nel verificare come variano le condizioni ambientali, accertate nella prima fase, in un selezionato numero di bacini sperimentali in funzione del rilascio di differenti valori di DMV, il tutto tramite un'analisi a molti criteri per ciascuna derivazione;
- nella terza fase verranno estesi i risultati precedentemente acquisiti su tutti i corsi d'acqua e, oltre a determinare per ciascuna derivazione i valori di DMV, saranno verificati i loro effetti sulle condizioni ambientali.

Seguendo le indicazioni fornite dalla sperimentazione, questo studio analizza le comunità di macroinvertebrati bentonici come bioindicatore per valutare il disturbo provocato dalla presenza delle derivazioni idroelettriche e dal rilascio DMV nei principali torrenti della Valle d'Aosta.

Prima di tutto occorre chiarire tre concetti:

- per **comunità** si intende l'insieme delle popolazioni che vivono in un dato ambiente, i cui individui instaurano tra loro un rapporto di interdipendenza. La struttura di una comunità è determinata da fattori abiotici (luce, temperatura, ossigeno, ecc.) e biotici (competizione, predazione, ecc.). Una modifica della struttura della comunità riflette un'alterazione dell'ambiente, ma le complesse interazioni tra fattori biotici e abiotici rendono difficile dimostrare una relazione diretta di causa-effetto tra le modifiche dell'ambiente e quelle della comunità;
- i **macroinvertebrati bentonici** (o macrobenthos) sono una comunità di organismi facilmente visibili ed osservabili ad occhio nudo (dimensioni superiori al millimetro), che vivono almeno una parte della loro vita in relazione ai substrati sommersi di tutti i corpi idrici. Sono costituiti principalmente da insetti (larve e adulti), crostacei, molluschi, platelminti, anellidi;
- per **bioindicatore** si intende un organismo o un sistema biologico usato per valutare una modificazione, generalmente degenerativa, della qualità di un ambiente.

Il macrobenthos risulta essere un bioindicatore affidabile grazie a caratteristiche quali la scarsa mobilità, la lunghezza del ciclo vitale, la presenza di gruppi con differente sensibilità alle cause di alterazione, la relativa facilità di campionamento e di identificazione, i molteplici ruoli nella rete trofica, l'ampia diffusione nei corsi d'acqua. Sono quindi molto sensibili a cambiamenti nel loro habitat (sia nello spazio che nel tempo) e sottoposti agli effetti del disturbo per tutta la durata del loro ciclo vitale con conseguenti variazioni nella composizione specifica, nella struttura e nella densità dei popolamenti.

Particolarmente importanti sono gli effetti dello stress cronico che possono agire su questo bioindicatore. Non essendo immediati e manifestandosi a lungo termine, possono influenzarne determinate caratteristiche senza provocare la morte degli individui (come accadrebbe in caso di stress acuto) ma modificando i rapporti quantitativi tra le specie e di conseguenza la struttura della comunità.

Studi precedenti hanno evidenziato come il macrobenthos sia un buon indicatore della qualità dell'ambiente, capace di fornire informazioni sulla stabilità, sulla produttività e sull'eterogeneità dell'ecosistema oltre alla presenza di impatti sullo stesso. Diverse analisi condotte su questo indicatore, sia in termini di biodiversità che di abbondanze relative, hanno permesso di individuare come esso risponda al disturbo creando dei veri e propri gradienti (ROGERS, 1998; MONTAGNA, 2004) soprattutto nei taxa appartenenti a famiglie sensibili quali efemerotteri, plecoteri e tricoteri (BOURNAUD, 1996; YOUNG-SEUK PARK *et al.* 2007).

A questo proposito è stato riscontrato che le derivazioni idriche, impiegate per la produzione di energia elettrica o per altri fini, causano un'interruzione nel continuum fluviale, impattando sulla comunità macrobentonica in modi diversi. La presenza e l'attività di una derivazione idroelettrica comporta l'alterazione delle caratteristiche idrologiche del corpo idrico a causa delle fasi di produzione dell'energia elettrica che prevedono captazione, stoccaggio e rilascio di acque turbinate (CORTES *et al.* 2002; MAIOLINI *et al.* 2007). Connesso a questo fenomeno c'è l'hydropeaking ovvero le variazioni di portata determinate dalle immissioni intermittenti delle acque turbinate a valle delle centrali (SCHEURER *et al.* 2003; BRAGG *et al.* 2005) con conseguenti variazioni longitudinali del flusso, mobilizzazione dei sedimenti, aumento della capacità erosiva dell'acqua e instabilità del substrato (JAKOB *et al.* 2003; BRUNO *et al.* 2009). È importante segnalare che, come conseguenza, questi fenomeni possono influenzare la diversità della vegetazione riparia, il livello di degrado e la distanza dal corpo idrico; fattori che, secondo KOPERSKI (2010), influenzano la biodiversità della comunità macrobentonica. A questi si sommano le variazioni di determinati parametri chimico-fisici del corpo idrico quali temperatura, torbidità, conducibilità elettrica, ecc. (CEREGHINO *et al.* 1998a e 1998b).

Secondo CORTES *et al.* (1998) in questo ambito è difficile isolare le singole cause responsabili dei cambiamenti nella comunità di macroinvertebrati, soprattutto se le risposte cambiano da fiume a fiume (GARCIA DE JALON *et al.* 1992).

Nonostante questo i risultati ottenuti da diversi studi dimostrano che le derivazioni idroelettriche possono compromettere la struttura della comunità macrobentonica, le relazioni trofiche e la dinamica della stessa anche in aree distanti dalla zona di impatto. Dal punto di vista strutturale si assiste ad una riduzione significativa dell'abbondanza relativa dei macroinvertebrati e, in misura minore, del numero di taxa nelle zone sottoposte al disturbo. Per quanto riguarda la composizione, invece, si passa da una comunità di specie

stenovalenti, quali plecotteri ed efemerotteri, ad una composta da specie eurivalenti quali ditteri e oligocheti (PRAT *et al.* 1996; ROBINSON *et al.* 2001 e 2003; LUCADAMO *et al.* 2007).

L'hydropeaking è maggiormente responsabile della zonazione longitudinale delle popolazioni, infatti molti taxa tendono a distribuirsi in aree del corpo idrico dove l'impatto di questo fenomeno è molto attenuato. Le conseguenti variazioni di temperatura e altri parametri non sembrano avere molta influenza sul popolamento macrobentonico (CEREGHINO *et al.* 1998a, 1998b e 2002). Altra conseguenza dell'hydropeaking è l'aumento del fenomeno di drift (BRUNO *et al.* 2009) favorito anche dall'alterazione delle condizioni del substrato e dalla formazione di turbolenze che rendono difficile per i macroinvertebrati mantenere la posizione (BROOKS *et al.* 2005), soprattutto per quelli limnofili che non possiedono adattamenti per resistere alla velocità della corrente (JAKOB *et al.* 2003).

Dal punto di vista dei rapporti percentuali nelle diverse strategie di alimentazione dei macroinvertebrati, il cui squilibrio è spesso sinonimo di condizioni di stress, nel tratto sotteso ad una derivazione si registra una riduzione del numero di taxa collettori e raschiatori, considerati organismi sensibili e quindi rappresentativi di un ambiente in buone condizioni, dovuta principalmente all'aumento della torbidità dell'acqua e alla conseguente diminuzione della massa del periphyton (GORAN ENGLUND *et al.* 1996).

2 – SCOPO DEL LAVORO

In condizioni naturali, il regime idrologico di un corso d'acqua dipende dalle caratteristiche geomorfologiche, climatiche ed ambientali del bacino di appartenenza. Insieme alla qualità delle acque, è una dei principali responsabili della distribuzione e abbondanza delle specie che vivono in ambiente lotico (CORTES, 1992). La produzione di energia da fonte idroelettrica altera queste variabili determinando improvvisi cambiamenti nella velocità della corrente, scarico di ingenti quantità di acqua, torbidità, instabilità del substrato e variazioni della temperatura a valle delle centrali (BODALY *et al.*, 1984).

L'ipotesi su cui è basato questo studio, svolto in parte attraverso un tirocinio formativo universitario (stage) in collaborazione con la REGIONE AUTONOMA VALLE D'AOSTA – DIPARTIMENTO DI DIFESA DEL SUOLO E RISORSE IDRICHE, prevede che la presenza di una derivazione idroelettrica e il rilascio di DMV variabili nel corso degli anni determinino un cambiamento delle caratteristiche di un corso d'acqua tale da provocare una variazione della ricchezza tassonomica del macrobenthos.

Pertanto, gli obiettivi che si intendono raggiungere sono:

- analisi della comunità di macroinvertebrati bentonici poste vicino ad opere di presa idroelettrica allo scopo di valutare gli effetti cronici dovuti alla presenza di una derivazione e il grado di scostamento della comunità riscontrata rispetto ad una tipologia di comunità attesa, in questo caso poste "a monte" delle stesse derivazioni idroelettriche, secondo i principi sanciti dalla DIRETTIVA 2000/60/CE;
- valutazione degli effetti provocati dal rilascio, nel corso degli anni, di quantitativi variabili di DMV sulla comunità macrobentonica;
- verifica dell'esistenza di una relazione lineare tra alcuni parametri fisici e chimici (pH, BOD₅, COD, solidi sospesi, ossigeno disciolto, temperatura e portata del corso d'acqua) e la biodiversità del macrobenthos fluviale;
- determinazione del grado di similarità o dissimilarità delle comunità macrobentoniche campionate nel tempo e nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione idroelettrica.

Per lo svolgimento delle analisi si è deciso di procedere attraverso quattro fasi.

La prima fase ha visto l'applicazione di quattro categorie di metriche o indicatori ai dati del macrobenthos ottenuti dai campionamenti I.B.E. e consistono in:

- misure di ricchezza;
- misure di composizione;
- misure trofiche e di alimentazione;
- misure di adattamento all'habitat.

Per ognuna di esse è stata valutata una previsione di risposta all'aumentare del disturbo. Successivamente, attraverso un grafico temporale, è avvenuto il confronto delle misure applicate tra la stazione di campionamento presente nel tratto "sotteso" ad una derivazione e quella posta "a monte" della stessa (utilizzata come riferimento) per verificare se le previsioni di risposta venissero o meno confermate e come queste variano nel tempo. L'obiettivo è quello di scoprire se gli indicatori selezionati, attraverso l'analisi della ricchezza tassonomica delle diverse categorie di taxa considerate, rispondono al disturbo provocato dalla presenza di una derivazione idroelettrica e dal rilascio di differenti valori di DMV nel corso degli anni.

Nella seconda fase dell'elaborazione sono stati applicati una serie di metodi statistici univariati ai dati ottenuti nella fase precedente per verificare se le eventuali differenze nelle comunità macrobentoniche campionate, nel corso degli anni e nei pressi di una derivazione idroelettrica, sono dovute a fattori casuali oppure no (quindi statisticamente significative). Queste analisi comprendono il confronto tra distribuzioni attese e osservate ed il confronto delle medie tra gruppi.

Nella terza fase si è ricercata una possibile relazione tra la biodiversità del macrobenthos ed alcuni parametri fisici e chimici, misurati nelle stesse stazioni di campionamento, grazie ad analisi di regressione multipla (o multivariata). Lo scopo è quello di determinare come varia la ricchezza in specie al variare di determinati parametri, verificare l'esistenza di una relazione di tipo lineare tra le variabili considerate e individuare quale di queste apporta il maggiore contributo.

La quarta fase ha visto l'applicazione di una serie di tecniche statistiche multivariate di classificazione e ordinamento per assegnare ogni campione ad un gruppo o classe e per individuare il grado di somiglianza tra le comunità macrobentoniche campionate. Lo scopo è quello di ottenere una mappa dei campionamenti eseguiti nella diverse stazioni e negli anni, dove le distanze tra i campioni rappresentano le differenze presenti negli stessi.

3 – MATERIALI E METODI

3.1 Area di studio

3.1.1 Inquadramento fisico

La Valle d'Aosta (Fig. 3.1) è una regione italiana situata sul versante interno della catena alpina nella sua porzione nord - occidentale, confinante con la Francia a ovest, con la Svizzera a nord e con il Piemonte a sud e ad est. Con una superficie di 3261 km², è caratterizzata da un territorio quasi interamente montuoso con la quota media più alta d'Italia (2106 m). Le principali vette presenti comprendono: Monte Bianco (4810 m, quota massima registrata in Regione), Grandes Jorasses (4208 m), Dent - d'Herens (4179 m), Cervino (4474 m), Breithorn (4165 m), Lyskamm (4477 m), Gran Paradiso (4061 m), Rutor (3485 m) e Grivola (3968 m), tutti contraddistinti dalla presenza di ghiacciai perenni, circa 200 con una superficie totale di 170 km² pari a circa il 5% del territorio, che occupano sia circhi glaciali posti al di sopra del limite delle nevi perenni che il fondovalle a quote più basse.

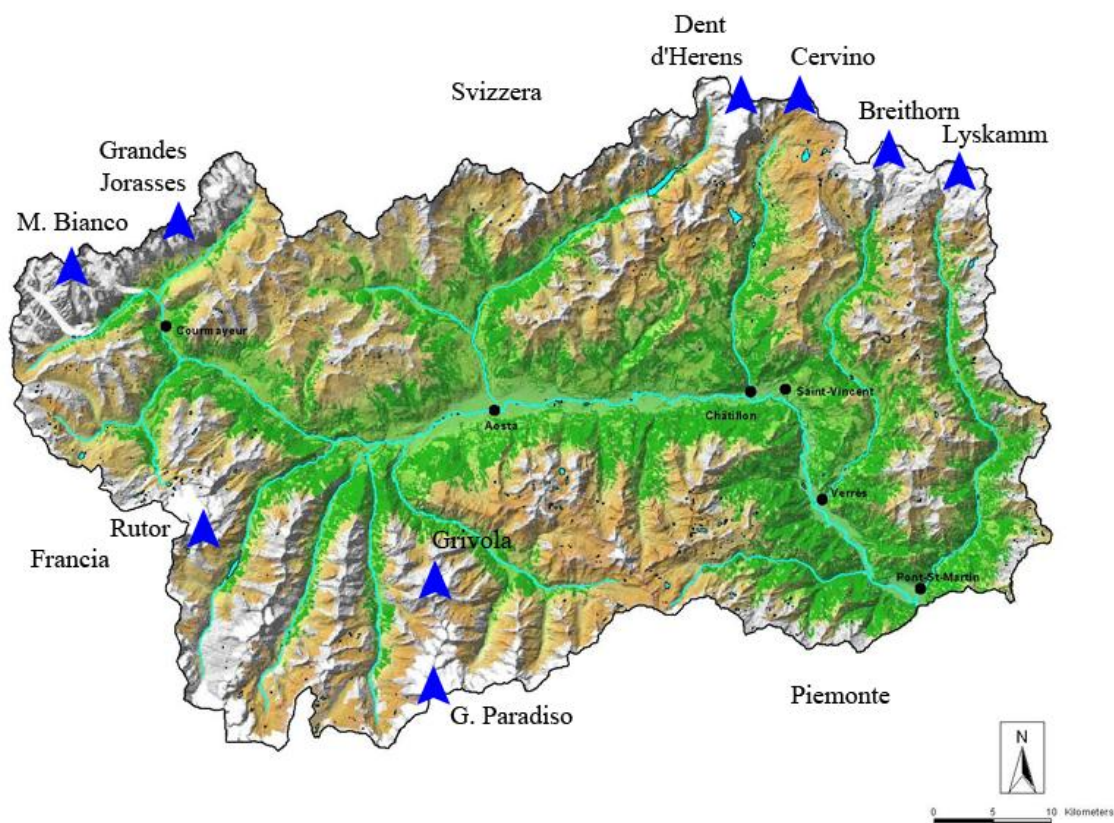


Figura 3.1 - Carta fisica della Valle d'Aosta

Dato che l'80% circa del territorio regionale è posto a quote superiori ai 1500 m, ne risulta che solo una piccola frazione risulta favorevole agli insediamenti umani (circa il 9% contro

il 40% di superficie rocciosa o glaciale e il 51% di superficie a pascolo e foresta), corrispondente al fondovalle della Dora Baltea e di alcune valli laterali, con una quota minima di circa 312 m. Quest'ultimo è caratterizzato da estesi depositi alluvionali terrazzati mentre, nel tratto da Chatillon a Montjovet, i depositi di fondovalle sono invece di tipo lacustre. Per quanto riguarda il fondovalle principale, in virtù di orientazione e altimetria, esso può essere diviso in tre settori: Alta Valle (da Courmayeur (1200 m s.l.m.) a Villeneuve (700 m s.l.m.), con orientamento NW-SE), Media Valle (da Villeneuve a Saint-Vincent (550 m s.l.m.), con orientamento EW) e Bassa Valle (da Montjovet (400 m s.l.m.) a Pont-Saint-Martin (350 m s.l.m.), con orientamento NNW-SSE). Per quanto riguarda le valli laterali, il loro orientamento è di tipo nord-sud o sud-nord a seconda che siano rispettivamente in sinistra o in destra orografica rispetto alla valle principale.

3.1.2 Inquadramento idrografico

Il territorio della Valle d'Aosta appartiene al bacino idrografico del Po. Il principale corso d'acqua superficiale è la Dora Baltea che ha origine, con i suoi due rami Dora di Veny e Dora di Ferret, dai ghiacciai del Monte Bianco.

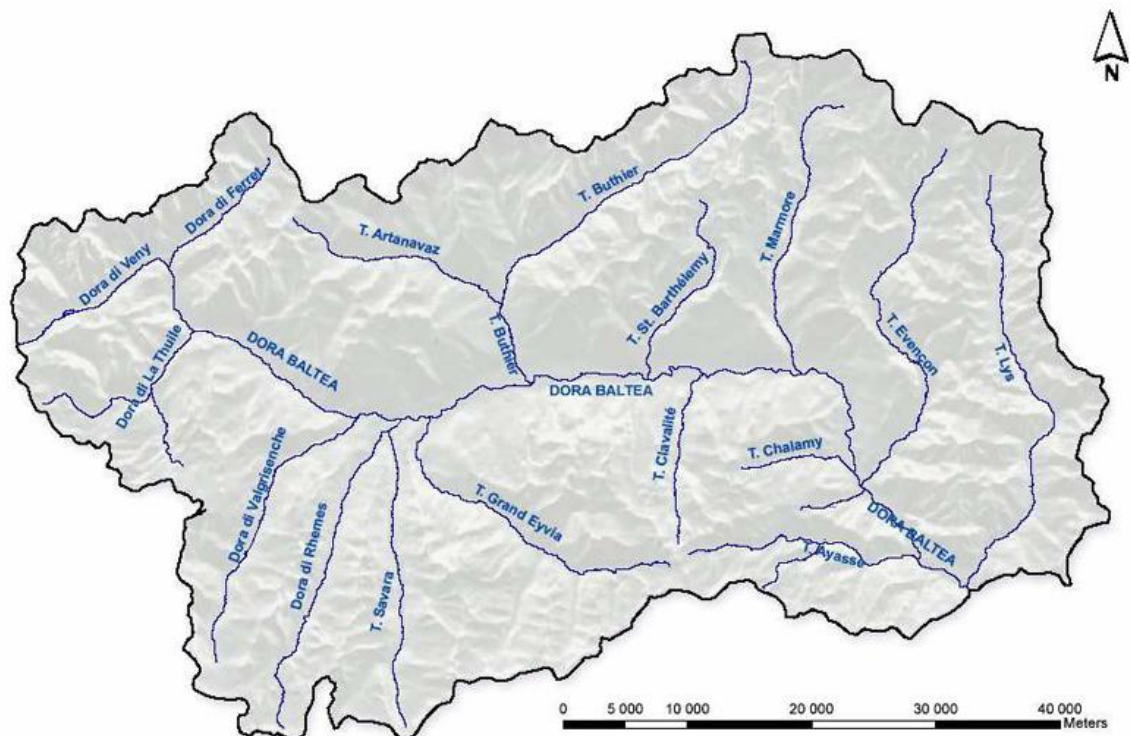


Figura 3.2 - Idrografia della Regione Valle d'Aosta

Con un percorso diretto da nord-ovest a sud-est (alta valle), seguito da un andamento ovest-est a monte di Aosta fino a Saint-Vincent (media valle) per poi piegare verso sud-est (bassa valle), confluisce nel Po dopo circa 152 km. E' caratterizzato da un regime idrologico di tipo nivo-glaciale, condizionato dalla presenza dei ghiacciai, con minimi invernali e massimi estivi. Nel suo percorso valdostano, la Dora Baltea riceve il contributo di molti affluenti caratterizzati da una regime idrologico di tipo glaciale (con portate nulle in inverno, molto variabili nelle altre stagioni) e nivo-glaciale (che presentano portate elevate a partire dal mese di maggio e scarse a settembre) (BINI, 1998). I tributari di destra orografica, che discendono dal versante settentrionale del massiccio del Gran Paradiso, sono i torrenti Dora di La Thuile, Dora di Valgrisenche, Dora di Rhemes, Savara, Grand'Eyvia, Clavalitè, Chalamy e Ayasse. I tributari in sinistra orografica, che discendono dai massicci del monte Cervino e del Monte Rosa, sono i torrenti Buthier, Saint-Barthélemy, Marmore, Evançon e Lys (Fig. 3.2) (AA. VV., 2006A).

3.1.3 Inquadramento climatico

Le condizioni climatiche della Valle d'Aosta sono determinate, oltre che dai processi climatici a livello continentale, dalla sua morfologia. Le forti variazioni altimetriche, l'orientazione dei versanti e del fondovalle generano delle situazioni di innevamento prolungato o breve a seconda che il versante considerato sia quello a nord o a sud. Queste caratteristiche comportano una estrema variabilità delle condizioni climatiche con situazioni microclimatiche molto diverse tra loro.

La temperatura varia in funzione della quota e dell'esposizione con un gradiente termico verticale medio di 0,65 °C ogni 100 m di altitudine, variabile con valori massimi d'estate e minimi d'inverno e possibili casi di inversione termica. Inoltre la distribuzione termica segue fedelmente il rilievo montuoso (Fig. 3.3). Le particolari condizioni di esposizione dei versanti conferiscono, a quelli esposti a sud, condizioni miti rispetto a quelli esposti a nord (AA. VV., 2003). La temperatura media annua è di 10-12 °C nel fondovalle, scende a circa 7,5 °C a 1200 m di quota. Tra i 2000 e i 2500 m si ha una variabilità di dati compresa tra i 3 e i -2 °C; al di sopra del limite climatico delle nevi persistenti (3100 m) la temperatura è quasi costantemente sotto gli 0 °C. L'isoterma 0°C si colloca attorno a 2500 m, la -5°C è prossima a 3400 m (AA.VV., 2003).

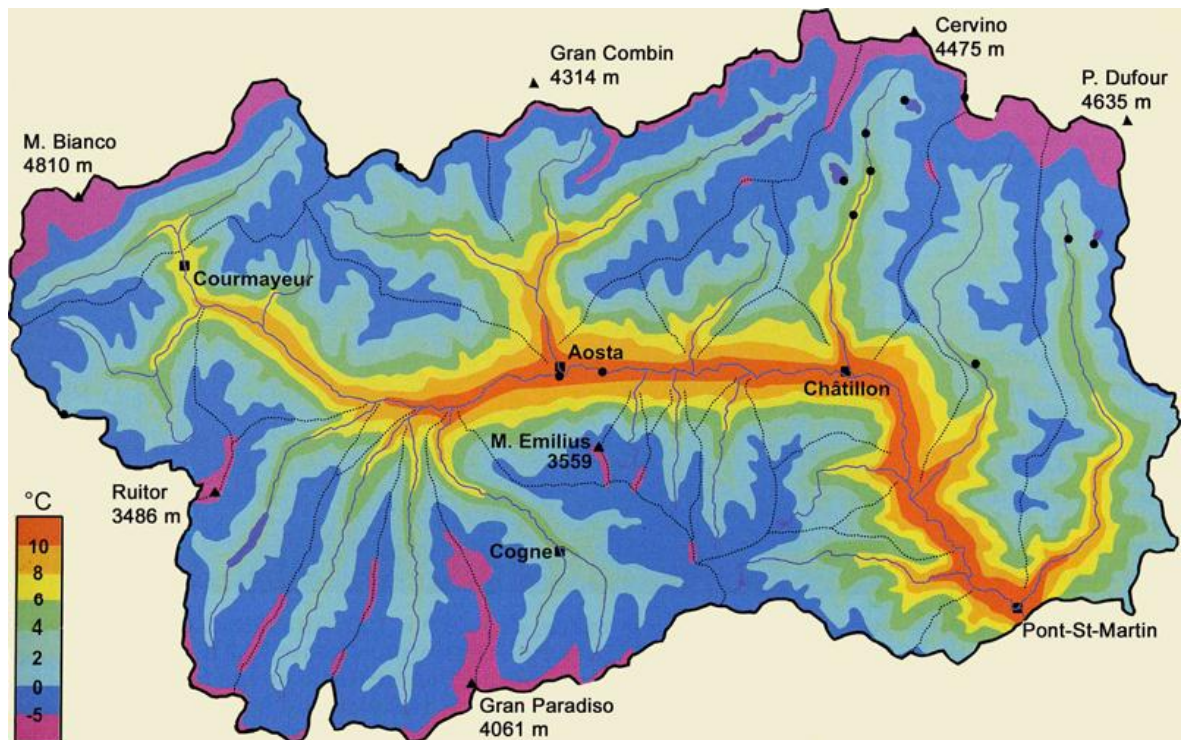


Figura 3.3 - Carta delle isoterme medie annue

Per quanto riguarda le precipitazioni, anch'esse sono influenzate dalla presenza dei rilievi, con valori medi annui di circa 950 mm. I valori più bassi di precipitazione media (circa 500 mm annui) vengono raggiunti nella conca di Aosta (AA.VV., 2003) ed aumentano man mano che ci si sposta verso i confini regionali (Fig. 3.4). Tuttavia il fondovalle è ricco d'acqua grazie all'apporto proveniente dalla fusione delle masse di neve e ghiaccio in alta montagna. Il regime pluviometrico è di tipo sub-litoraneo alpino contraddistinto da due massimi nelle stagioni primaverile ed autunnale e due minimi in estate e in inverno.

La quantità di neve annuale, invece, è fortemente influenzata dai gradienti di temperatura e precipitazione e si aggira intorno ai 30 cm ogni 100 m. In termini di distribuzione annuale, le precipitazioni nevose cominciano sporadiche nei mesi di ottobre e novembre al di sopra dei 1600-1800 m per poi diminuire a dicembre. A febbraio aumentano di nuovo mentre a marzo, alle basse quote, comincia la fusione del manto nevoso che, con il passare nei mesi, si fa sempre più intensa anche a quote maggiori. Anche in questo caso il fondovalle presenta i valori di nevosità più bassi, intorno ai 50 cm (Fig. 3.5) (AA.VV., 2003).

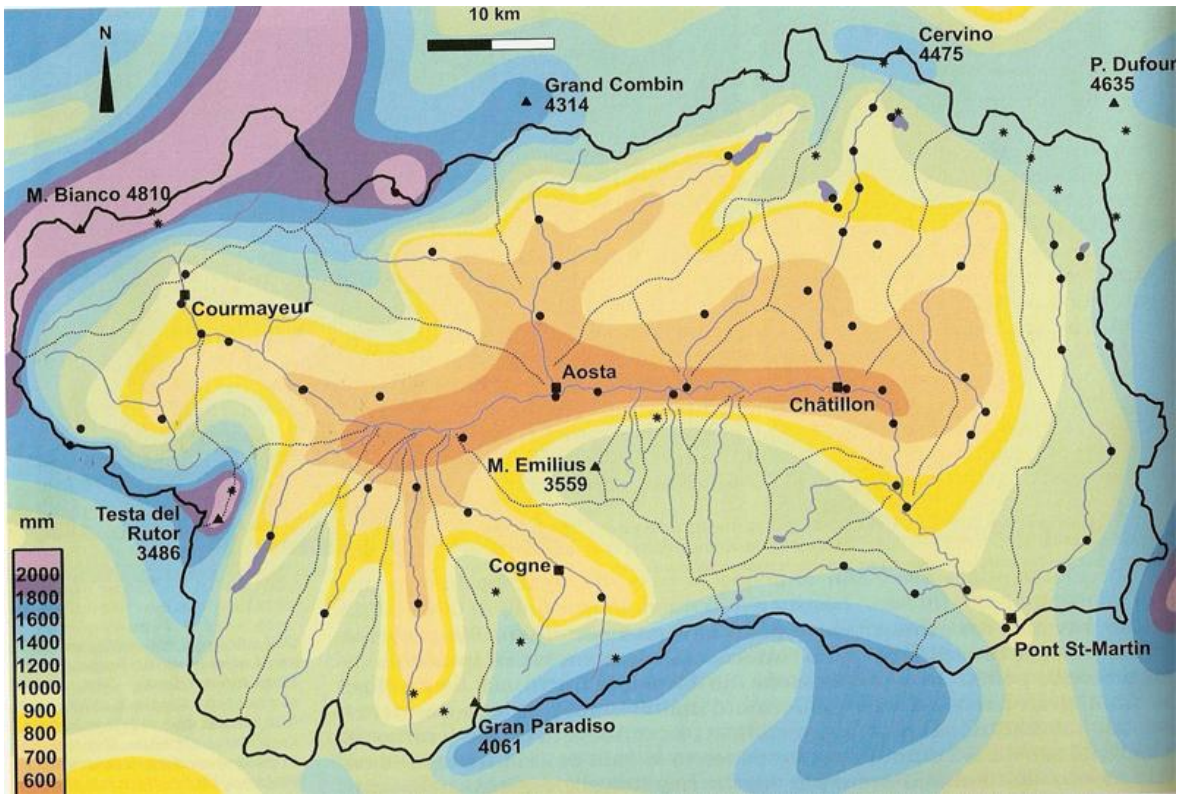


Figura 3.4 - Carta delle isoiete (mm di pioggia e neve fusa) in Valle d'Aosta, calcolata sui valori medi annuali 1920-2000.

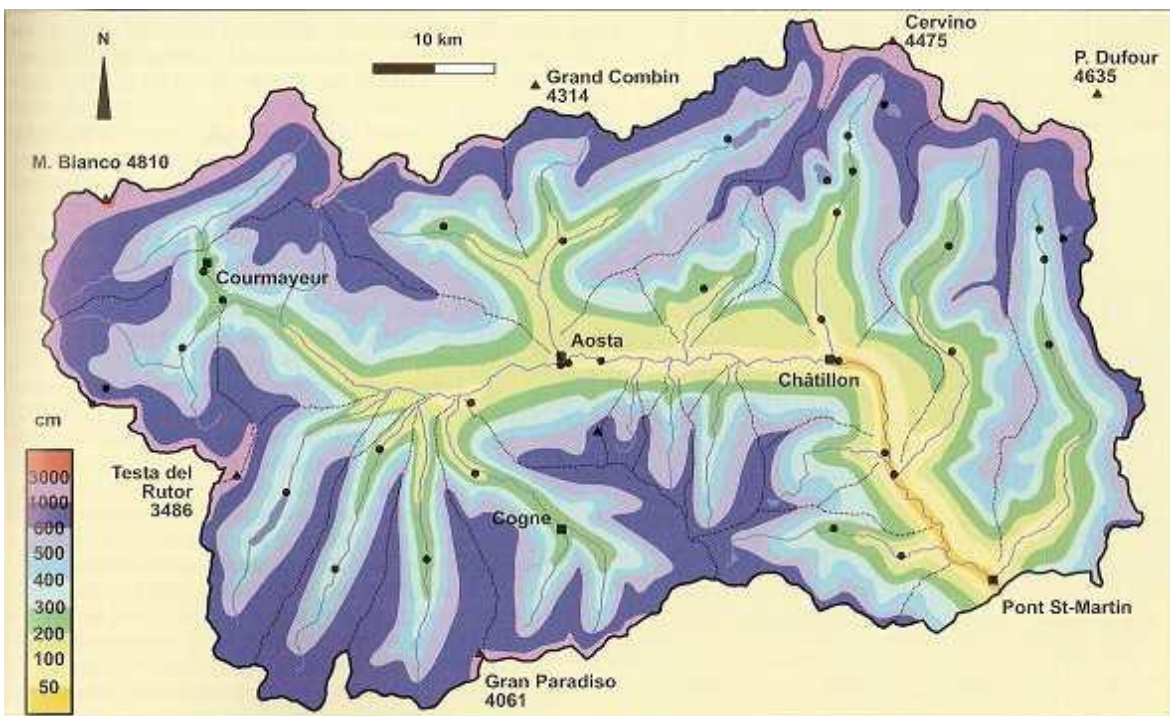


Figura 3.5 - Carta della quantità media annua di neve fresca in cm, basata su misure del periodo 1920-2000

In definitiva il clima della regione può essere definito di tipo semi-continentale di montagna, temperato-freddo, con precipitazioni scarse (AA.VV., 2003).

3.2 Dati analizzati

I dati su cui è stato condotto questo studio provengono dalle campagne di monitoraggio ambientale, eseguite da Eaulogie S.r.l. tra il 2008 e il 2010, dei torrenti della Regione Autonoma Valle d'Aosta soggetti a derivazione del gruppo C.V.A. (Compagnia Valdostana Acque) (vedi ALLEGATO 4). Mentre i valori di Deflusso Minimo Vitale (DMV), indicati dalla Regione, Ufficio Gestione Risorse e Demanio Idrico, sono stati calcolati utilizzando il criterio 3 (ALLEGATO 2) indicato nel PTA, per le derivazioni esistenti (AA. VV., 2006B). In particolare, il lavoro si concentra sulla ricchezza tassonomica del macrobenthos ottenuta dai campionamenti I.B.E. (esclusi i taxa di drift) e su alcuni parametri chimici e fisici, misurati nelle medesime stazioni di campionamento, che consistono in: pH, BOD₅ (mg/l; misura indiretta del contenuto di materia organica biodegradabile presente in un campione d'acqua), COD (mg/l; rappresenta la quantità di ossigeno necessaria per la completa ossidazione dei composti organici ed inorganici presenti in un campione di acqua), solidi sospesi (mg/l), ossigeno disciolto (ppm), temperatura (°C) e portata (m³/s).

Occorre fare una precisazione importante: per le analisi non sempre è stato possibile utilizzare tutti i dati in nostro possesso. Questo perché, a seconda del torrente considerato, i campionamenti I.B.E. sono stagionali o semestrali, mentre le misurazioni dei parametri chimici e fisici selezionati possono essere mensili, bimensili o trimestrali. Ciò significa che le date in cui sono state effettuate le misurazioni non sempre coincidono. Altre cause quali l'eccessiva o l'insufficiente portata del torrente, la presenza di ghiaccio nei mesi invernali, ecc. hanno contribuito a rendere disomogenei i dati. Quindi, prima di passare alle analisi vere e proprie, è stato necessario fare una sorta di inventario per valutare la completezza delle informazioni in nostro possesso.

Dopo aver riportato tutti i dati su fogli di calcolo Excel, sono stati individuati cinque torrenti (Chalamy, Dora di Rhemes, Evançon, Lys e Saint-Barthélemy) le cui stazioni di campionamento presentano, per gli anni dal 2008 al 2010, le seguenti caratteristiche:

- almeno una stazione nel tratto "a monte" e "sotteso" ad una derivazione;
- dati di I.B.E. stagionali;
- parametri fisici/chimici completi il più possibile per le quattro stagioni (a questo proposito il torrente Evançon, Lys e Saint-Barthélemy non sono stati considerati in quanto, nonostante i dati fossero completi, i periodi di campionamento I.B.E. non coincidono con i periodi rilevamento dei parametri fisici e chimici);
- stazioni sottese poste il più vicino possibile all'opera di presa idroelettrica.

Dopo aver completato questo primo passaggio del lavoro, si è passati poi con l'analisi dei dati. Di seguito sono riportate alcune informazioni riguardanti i torrenti analizzati e i metodi applicati per la sperimentazione.

3.2.1 Chalamy

Il torrente Chalamy nasce dal Mont Glacier a circa 2560 m s.l.m. e dopo aver attraversato un territorio caratterizzato dall'elevata naturalità, a parte la presenza della centrale idroelettrica e opere di regimazione in corrispondenza della foce, si immette nella Dora Baltea, di cui è tributario di destra. È caratterizzato da un bacino di 47 km² di superficie e raccoglie l'apporto di numerosi immissari, 7 dal versante sinistro e 5 dal versante destro. Si tratta di un torrente di tipo nivo-pluviale con portate minime in inverno e massime in tarda primavera con possibili picchi improvvisi dovuti ad eventi piovosi intensi; la portata media è di 0,4 m³/s. Le criticità individuate consistono nella riduzione della portata in tutto il tratto sotteso, legata alla derivazione di CVA, e nella completa artificializzazione del tratto a valle della centrale con acqua che va a perdersi quasi sempre in subalveo (EAULOGIE, 2008).

Su questo torrente sono state selezionate due stazioni per il monitoraggio biologico (Fig. 3.6). La stazione nel tratto a monte dell'opera di presa (cod. CH1M) è situata a Chevrères (1213 m s.l.m.), in comune di Champdepraz; la stazione nel tratto sotteso (cod. CH1S), caratterizzata dalla presenza di diversi salti naturali ed un elevato morfo-dinamismo, è localizzata a Gettaz (661 m s.l.m.).

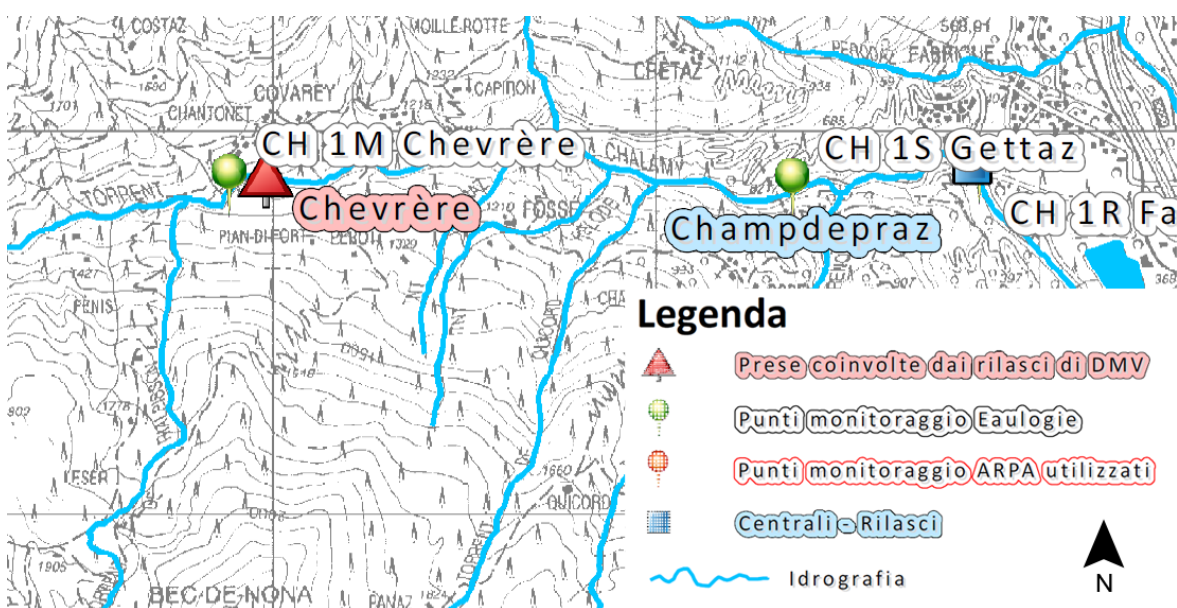


Figura 3.6 - Cartografia dei punti di monitoraggio del torrente Chalamy

Il tipo di derivazione presente (Fig. 3.7), al servizio della centrale di Champdepraz, è costituita da una traversa fissa trascinabile in pietrame e malta. La presa si trova in sponda sinistra con una griglia e una paratoia sghiaiatrice con funzione di bypass della traversa. Il dispositivo per il rilascio del DMV è costituito da una paratoia sghiaiatrice delle dimensioni di 1,5x1,10 m.



Figura 3.7 - Sbarramento di Chevrères sul fianco sinistro la paratoia sghiaiatrice per il rilascio del DMV

Per il torrente Chalamy è previsto un rilascio incrementale e il quantitativo di DMV rilasciato in alveo nel 2008 e 2009 è pari a 20 l/s, 100 l/s nel 2010.

3.2.2 Dora di Rhemes

La Dora di Rhemes è un torrente che solca la Val di Rhemes, affluente del torrente Savara (dopo un percorso di circa 29 km), a sua volta affluente di destra della Dora Baltea. Nasce a 2700 m s.l.m. dove si incontrano le acque provenienti da numerosi torrenti alimentati dalla fusione dell'immenso circo glaciale che va dal Glacier de Lavassey, al Glacier du Fond per finire al Glacier de la Tzanteleina e des Sotzes. Si tratta quindi di un torrente di tipo glaciale con portate massime nel periodo estivo, minime in inverno e regimi idrologici maggiormente variabili perché legati solo alla fusione delle nevi e alle piogge; la portata

media è di 3 m³/s. Il suo bacino idrografico ha una superficie di 131 km². La morfologia della valle in cui scorre questo torrente è il risultato combinato di erosione glaciale ed idrica la quale ha creato una asimmetria fra il versante destro orografico, più lungo e meno ripido, rispetto a quello sinistro, più corto e ripido. Le criticità riscontrate mostrano portate ridottissime a valle della presa. Nonostante questo, il torrente, scorrendo pressoché tutto incassato, sembra presentare pochi impatti antropici (EAULOGIE, 2008).

Su questo torrente sono state individuate due stazioni per il monitoraggio biologico (Fig 3.8). La stazione a monte dell'opera di presa (cod. RH1M) è situata a Cachoz (1162 m s.l.m.) mentre la stazione nel tratto sotteso (cod. RH1S) è situata a Sarral (1084 m s.l.m.). Entrambe si trovano in comune di Rhêmes-Saint-Georges e fanno parte della derivazione di Sorresamont.

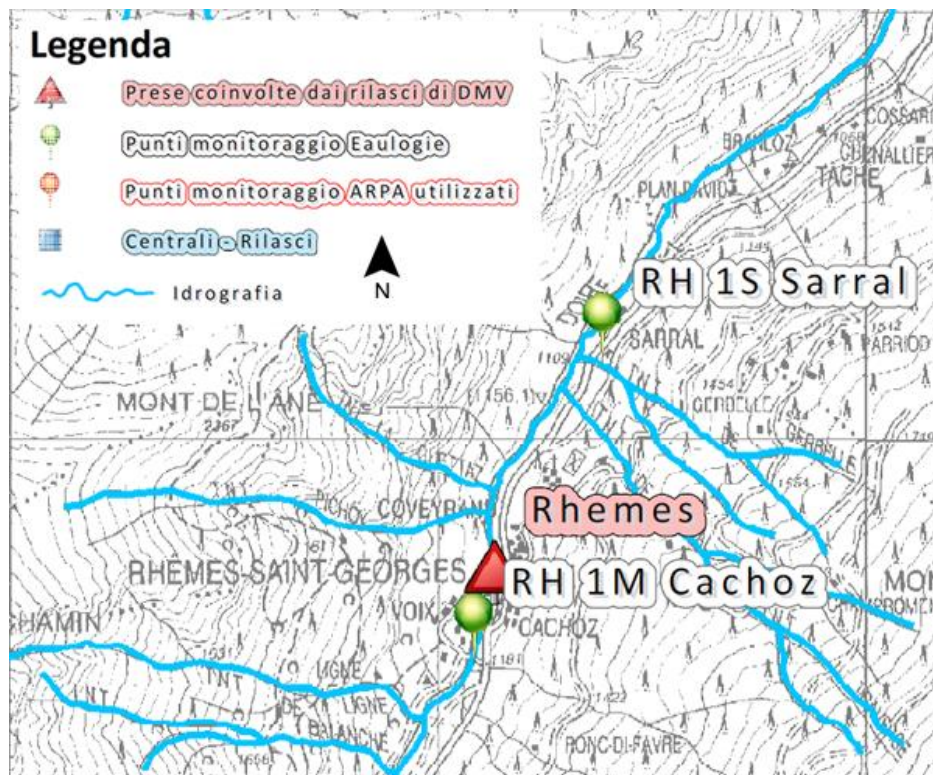


Figura 3.8 - Cartografia dei punti di monitoraggio del torrente Dora di Rhemes

Lo sbarramento presente sulla Dora di Rhemes (Fig. 3.9) è costituito da una traversa in calcestruzzo con rivestimento in pietra che presenta una soglia sfiorante, una paratoia a settore di scarico ed una paratoia piana modulatrice e sghiaiatrice. L'opera di presa è a 3 luci con griglia senza sgrigliatore.



Figura 3.9 - Presa sul torrente Dora di Rhemes

Il rilascio del DMV, costante dal 2008 al 2011 affiancato dalla misure previste dal PTA, è di 120 l/s ed avviene con una paratoia a movimentazione manuale delle dimensioni 100x100 cm.

3.2.3 Evançon

L' Evançon, caratterizzato da un ampio bacino idrografico con superficie di 245 km², nasce dal Grande Ghiacciaio di Verra a circa 4221 m s.l.m., percorre la Val d'Ayas per 31 km e confluisce nella Dora Baltea. Si tratta di un torrente di tipo glaciale con portata massima in estate per via della fusione del ghiacciaio e minima in inverno; si registrano comunque piene improvvise in autunno o in estate a causa di improvvisi innalzamenti della temperatura e brevi ma violenti rovesci temporaleschi; la portata media è di 3,75 m³/s. I suoi affluenti presentano caratteristiche diverse. Quelli posti alla testata del bacino hanno origine glaciale. Quelli del versante destro sono generalmente molto brevi ed il loro regime di portata dipende strettamente dagli eventi meteorici. Quelli di sinistra, invece, sono spesso alimentati da laghi. Le caratteristiche morfologiche vedono l'alternanza di zone semi-pianeggianti, con difese spondali in corrispondenza dei centri abitati, e tratti naturali inforrati con presenza in alveo di grossi massi e successioni di raschi e pozze. Le criticità riscontrate mostrano degli sbalzi di portata, soprattutto a valle delle prese, e la presenza di

numerosi scarichi che determinano la formazione di notevoli quantità di periphyton (EAULOGIE, 2008).

Il torrente Evançon è soggetto a due derivazioni idroelettriche, una con opera di presa a Brusson e centrale a Isollaz ed una con prelievo a Isollaz e restituzione a Verrès. Le nostre indagini si sono concentrate sulla seconda derivazione ed anche qui sono state individuate due stazioni per il monitoraggio biologico (Fig. 3.10). La stazione a monte dell'opera di presa (cod. EV1/2) si trova a Isollaz (666 m s.l.m.) ed è anche considerata come stazione a valle dell'opera di presa a Brusson. La stazione nel tratto sotteso (cod. EV2S), invece, è situata a Tarnod (565 m s.l.m.).

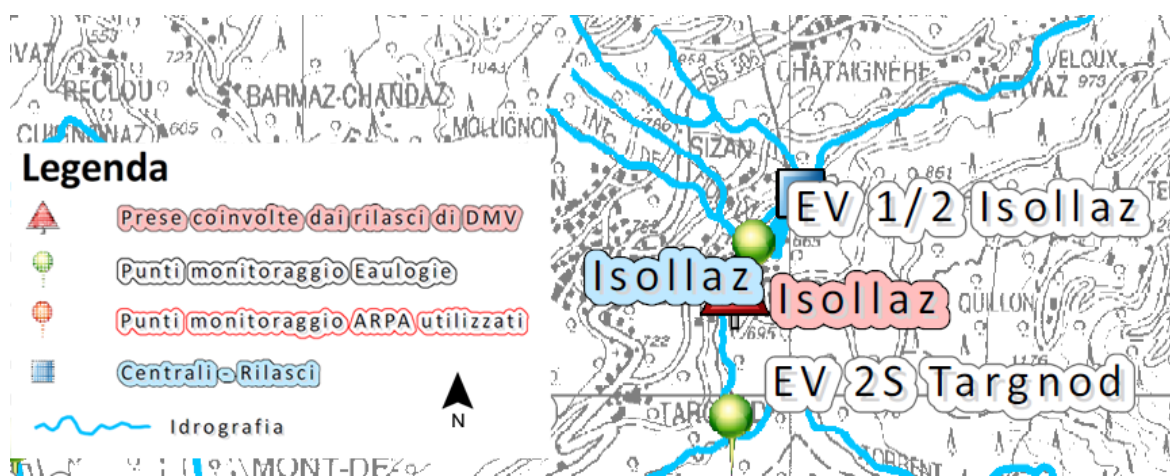


Figura 3.10 - Cartografia dei punti di monitoraggio del torrente Evançon

Lo sbarramento (Fig. 3.11) è costituito da una soglia sfiorante, da una paratoia di sicurezza e da una paratoia modulatrice. L'opera di presa è costituita da 6 paratoie, 2 manuali e 4 automatizzate che conducono alla vasca di calma.



Figura 3.11 - Presa sul torrente Evancon (Isollaz)

Il rilascio del DMV, costante dal 2008 al 2011, è di 843 l/s ed avviene con una paratoia del bacino dissabbiatore.

3.2.4 Lys

Il torrente Lys nasce dal ghiacciaio omonimo (intorno ai 2500 m di quota), percorre la Valle del Lys per circa 38 km per poi confluire in sinistra orografica nella Dora Baltea. E' uno dei corsi d'acqua più importanti ai fini idroelettrici per il quale è utilizzato in quasi tutta la sua lunghezza. Si tratta di un torrente di tipo glaciale (portata media 4,053 m³/s) il cui bacino, con una superficie di 280 km² (il 5% coperta da aree glaciali che si trovano in testata), riceve il contributo di acque da 28 torrenti principali (di cui solo 3 hanno un regime glaciale mentre gli altri ricevono l'acqua da numerose sorgenti o laghi e dalle precipitazioni meteoriche) e da oltre una quarantina di torrentelli secondari. La vallata del Lys, incassata tra alte ripide pareti e scarsi depositi morenici, rivela l'azione modellatrice dei ghiacciai combinata con l'effetto erosivo delle acque, quest'ultima favorita dai frequenti eventi alluvionali prodotti da piogge brevi ed intense, scarsa permeabilità del suolo e ridotta copertura forestale. Le criticità riscontrate mostrano numerosi tratti artificializzati soggetti a continue variazioni di portata a valle delle centrali, periodi in cui in alveo non scorre acqua (soprattutto nel tratto superiore) e la presenza di scarichi con formazione di periphyton (EAULOGIE, 2008).

Il torrente Lys è soggetto a quattro derivazioni idroelettriche, una con opera di presa a Lysbalma e restituzione a Sendren, una con prelievo in corrispondenza dell'abitato di Tschoarde e restituzione a Zuino, una con opera di presa a Zuino e centrale in località Guillemore e quella più a valle con prelievo a Guillemore e restituzione nei pressi dell'abitato di Point-Saint-Martin. Le nostre indagini si sono concentrate sulla presa di Bielciucken (Tschoarde) dove sono state individuate due stazioni per il monitoraggio biologico (Fig. 3.12). La stazione nel tratto a monte dell'opera di presa (cod. LY2M) è situata in prossimità della frazione Tschoarde (1378 m s.l.m.); la stazione nel tratto sotteso (cod. LY2S) si trova nei pressi di Weissmatten (1371 m s.l.m.); entrambe nel comune di Gressoney-Saint-Jean.

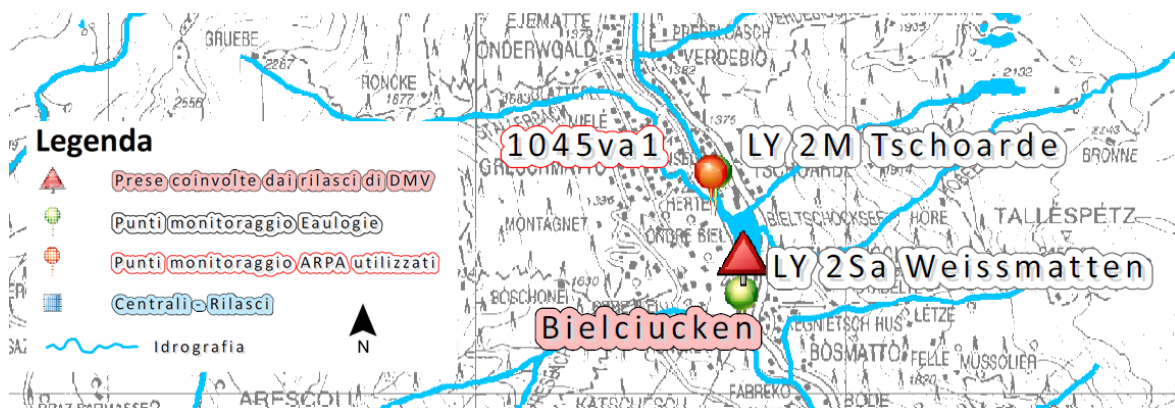


Figura 3.12 - Cartografia dei punti di monitoraggio del torrente Lys

Lo sbarramento (Fig. 3.13) è costituito da una traversa ad una sola luce per la cui realizzazione il torrente Lys è stato deviato e canalizzato. E' presenta una paratoia a settore senza funzioni di modulazione della portata captata. A monte dello sbarramento, in sponda destra, si ha l'immissione di un corso d'acqua che può bypassare la traversa grazie alla presenza di due paratoie di intercettazione. L'imbocco del canale di derivazione, dotato di paratoia dissabbiatrice, è protetto da una griglia.



Figura 3.13 - Presa sul torrente Lys (Bielciuken)

Il rilascio del DMV, costante dal 2008 al 2009 affiancato dalla misure base previste dal PTA, è di 120 l/s mentre nel 2010 è di 140 l/s ed avviene con una paratoia a lente a valle dello sbarramento.

3.2.5 Saint-Barthélemy

Il torrente Saint-Barthélemy è un affluente di sinistra della Dora Baltea. Nasce a quota 2575 m s.l.m. dal Lac de Leseney e si sviluppa per circa 19 km, in un bacino idrografico di 82 km². Si tratta di un torrente di tipo nivo-pluviale (portata media 0,576 m³/s) quindi risente degli apporti legati alla fusione delle nevi e agli eventi meteorici estivi e autunnali, vista la mancanza di aree glaciali di dimensioni rilevanti. Conserva durante la stagione secca una buona portata, in relazione alla presenza di nevi perenni alla testata dei valloni. Altri apporti al torrente provengono dalla destra orografica, dove sono presenti i torrenti Chaleby e Deche, spesso alimentati dai nevai perenni. Il versante sinistro presenta una superficie molto più ridotta ed elevate pendenze: risulta quindi praticamente privo di corsi d'acqua perenni. L'alveo del torrente è molto tortuoso ed incassato nel fondo valle. Le criticità riscontrate mostrano una sofferenza idrica accentuata in gran parte del suo corso dovuto alle prese di CVA e un'artificializzazione del letto del torrente nel tratto terminale (EAULOGIE, 2008).

In questa situazione ambientale sono state individuate due stazioni per il monitoraggio biologico (Fig. 3.14), entrambe nel comune di Nus; la stazione a monte (cod. SB1M) è situata in prossimità della frazione Fabrique (1308 m s.l.m.), la stazione nel tratto sotteso all'opera di presa (cod. SB1Sa) si trova in località Val Dessous (1137 m s.l.m.).

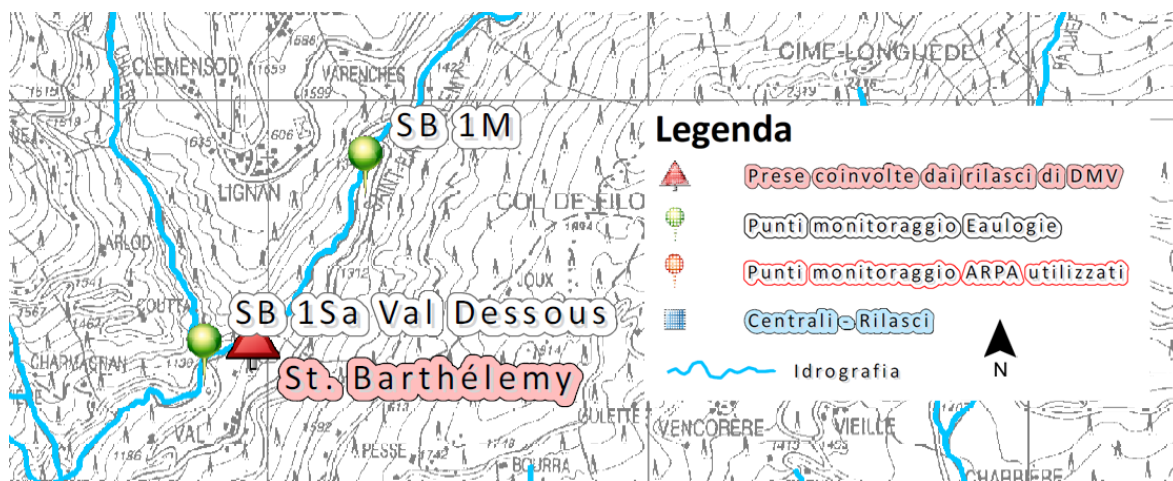


Figura 3.14 - Cartografia dei punti di monitoraggio del torrente Saint-Barthelemy

La presa (Fig. 3.15) è costituita da una singola luce con griglia e paratoia che immette in un canale moderatore e quindi nel canale diretto alla vasca di carico. Tale canale nella prima parte presenta un dissabbiatore con paratoia di intercettazione che permette di smaltire in alveo, attraverso un canale di scarico a forte pendenza, il materiale fine depositato nella vasca. Il dissabbiatore è dotato di sfioratore laterale costituito da sei luci in parete.



Figura 3.15 - *Traversa sul torrente Saint-Barthelemy*

Il rilascio del DMV, costante dal 2008 al 2009 affiancato dalle misure base previste dal PTA, è di 20 l/s mentre nel 2010 è di 40 l/s ed avviene con una paratoia dissabbiatrice di dimensione 40x40 cm posta alla fine della vasca.

3.2.6 Il metodo I.B.E.

Il metodo è stato ufficializzato con l'inserimento nel D.Lgs. 130/92 (REPUBBLICA ITALIANA, 1992) in attuazione della Direttiva 659/78/CE (UNIONE EUROPEA, 1978) sulla "Qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci" e costituisce il metodo di controllo biologico dei corsi d'acqua ufficialmente sancito dalla normativa attualmente in vigore (D.Lgs. 152/06) (REPUBBLICA ITALIANA, 2006).

Lo 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”* (GHETTI, 1997).

Esso si basa sulla diversa sensibilità agli inquinanti di alcuni gruppi faunistici e sulla ricchezza complessiva in specie della comunità di macroinvertebrati e può essere applicato su tutti gli ambienti di acque dolci correnti e stabilmente colonizzati.

Il campionamento viene effettuato con un apposito retino immanicato munito di bottiglia di raccolta su un transetto obliquo, controcorrente, cercando di coprire il maggior numero di habitat presenti nella stazione. Terminata questa fase si procede con la classificazione degli organismi (prima sul campo e poi in laboratorio per la conferma sistematica) e la compilazione della scheda di campo. La tassonomia dei gruppi faunistici considerati (Tab. 3.1) non si riferisce al livello di specie ma ad un livello di determinazione (genere o famiglia) denominato Unità Sistematica (U.S.). Per quanto riguarda l'abbondanza relativa delle varie unità sistematiche campionate, questa non viene espressa in numero ma tramite delle lettere: I se l'unità sistematica è presente, L se numericamente abbondante, U se dominante, * se drift (ovvero trasportato dalla corrente) (GHETTI, 2001).

Tabella 3.1 - Livello tassonomico dei gruppi faunistici considerati

Gruppi Faunistici da considerare	Livelli tassonomici
PLECOTTERI	genere
EFEFEMEROTTERI	genere
TRICOTTERI	famiglia
COLEOTTERI	famiglia
ODONATI	genere
DITTERI	famiglia
ETEROTTERI	famiglia
BIVALVI	famiglia
GASTEROPODI	famiglia
CROSTACEI	famiglia
TRICLADI	genere
IRUDINEI	genere
OLIGOCHETI	famiglia
Altri taxa da considerare nel calcolo dell' IBE	
Sialidae (megalotteri)	
Osmylidae (planipenni)	
Prostoma (nemertini)	
Gordiidae (nematomorfi)	

Il calcolo dell'I.B.E. si effettua mediante una tabella a due ingressi (Tab. 3.2). Il primo comprende i gruppi faunistici (disposti, dall'alto in basso, in ordine di sensibilità decrescente) che determinano con la loro presenza l'ingresso orizzontale della tabella. Il secondo, verticale, indica degli intervalli numerici che fanno riferimento al numero totale di Unità Sistematiche rinvenute nella stazione studiata. Occorre precisare che nel calcolo di questo indice, i taxa drift (cioè quelli trasportati dalla corrente e definiti tali in quanto il numero di individui campionati non è sufficientemente alto) non vengono inclusi nel conteggio delle varie Unità Sistematiche e pertanto non significativi alla definizione della classe di qualità (GHETTI, 2001).

Tabella 3.2 - Tabella per il calcolo I.B.E.

Gruppi faunistici (primo ingresso)		Numero delle Unità Sistematiche (US) costituenti la comunità (secondo ingresso)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-
<i>Plecopteri</i> *	Più di una US	---	---	8	9	10	11	12	13	14
	Una sola US	---	---	7	8	9	10	11	12	13
<i>Efemerotteri</i> **	Più di una US	---	---	7	8	9	10	11	12	---
	Una sola US	---	---	6	7	8	9	10	11	---
<i>Tricotteri</i> ***	Più di una US	---	5	6	7	8	9	10	11	---
	Una sola US	---	4	5	6	7	8	9	10	---
<i>Gammaridi</i>	Tutte le US sopra assenti	---	4	5	6	7	8	9	10	---
<i>Asellidi</i>	Tutte le US sopra assenti	---	3	4	5	6	7	8	9	---
<i>Oligocheti o Chironomidi</i>	Tutte le US sopra assenti	1	2	3	4	5	---	---	---	---
<i>Tutti i taxa precedenti assenti</i>	Possono esserci organismi a respirazione aerea	0	1	---	---	---	---	---	---	---

* *Leuctra* da escludere in certi casi.

** escludere *Baetidae*, *Caenidae*.

*** comprendere *Baetidae* e *Caenidae*.

Usando questa tabella, il valore I.B.E. viene letto grazie all'incrocio della riga relativa all'ingresso orizzontale con la colonna relativa a quello verticale. Il numero così ottenuto (da 0 a 14) viene poi convertito in una classe di qualità a cui corrisponde un determinato grado di inquinamento (Tab. 3.3). Ad ogni classe viene attribuito un colore che risulta utile nella realizzazione di mappe di qualità delle acque (GHETTI, 2001).

Tabella 3.3 - Classi di qualità del metodo I.B.E.

Classi di qualità	Valore di IBE	Giudizio	Colore
Classe I	10-11-12	Non inquinato o non alterato	Azzurro
Classe II	8-9	Evidenti alcuni effetti dell'inquinamento	Verde
Classe III	6-7	Ambiente inquinato	Giallo
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato	Arancione
Classe V	1-2-3	Ambiente fortemente inquinato	Rosso

Occorre ricordare che metodi come l'I.B.E. non sono sostitutivi a quelli chimico-fisici utilizzati nella sorveglianza ambientale bensì complementari ed entrambi indispensabili per una corretta valutazione dello stato di salute di un corso d'acqua.

3.3 Analisi dei dati

Di seguito sono riportate, in ordine di esecuzione, per ogni torrente selezionato, i passaggi previsti per la sperimentazione. I software impiegati per l'esecuzione delle analisi comprendono il foglio elettronico Microsoft Excel e il software R (Project for Statistical Computing) con le librerie *car*, *nlme*, *MASS*, *lme4*, *QuantPsyc*, *rgl*, *Rcmdr* con il plugin *FactoMineR*. In più sono stati compilati, tramite l'interfaccia R, script personali per l'esecuzione di tutte le analisi previste. Nell'ALLEGATO 3 sono riportati i principi di ogni analisi statistica applicata.

3.3.1 Analisi biotiche

Nel primo passo di questa sperimentazione si è deciso di applicare ai dati di biodiversità del macrobenthos, di ogni torrente selezionato, una serie di indicatori (o metriche), selezionati da opportuni manuali, impiegati nei protocolli di indagine biologica per analizzare le condizioni dei corpi idrici (BARBOUR *et al.* 1999; LILLIE *et al.* 2003).

Tali indicatori sono divisi in quattro categorie:

- *misure di ricchezza* (o numero di taxa presenti), rappresentano la diversità in specie all'interno di un campione (LENAT *et al.* 1996). Un aumento del numero di taxa è correlato con un incremento della qualità dell'ambiente e quindi una nicchia ecologica, risorse alimentari e habitat adeguati per la sopravvivenza e propagazione delle specie;
- *misure di composizione*, servono per valutare il contributo di determinati gruppi (in numero di taxa) alla formazione della biodiversità dei campioni. La premessa è che una comunità sana e stabile manterrà costanti le proporzioni dei diversi taxa che la costituiscono;
- *misure trofiche e di alimentazione*, forniscono informazioni sulle modalità di alimentazione adottate dai taxa campionati (trituratoria, raschiatori, filtratori, ecc.) oltre al tipo di alimentazione (erbivori, carnivori, onnivori, ecc.). Si fondano sull'ipotesi che organismi con caratteristiche trofiche e alimentari specifiche siano più sensibili e quindi la loro presenza sia sinonimo di una migliore qualità dell'ambiente;
- *misure di adattamento all'habitat*, denotano gli adattamenti morfologici dei macroinvertebrati sviluppati per la vita nell'ambiente lotico (reofili, arrampicatori, nuotatori, ecc.) oltre a fornire informazioni sulle condizioni dell'ambiente acquatico considerato.

Nella tabella 3.4 sono indicate nel dettaglio le metriche applicate, la categoria di appartenenza e la previsione di risposta all'aumentare del disturbo.

Successivamente, è stata valutata la variazione (Δ) di questi indicatori tra le due stazioni di campionamento, usando quella a monte come riferimento di comunità non disturbata dalla derivazione, tramite grafici che riportano negli anni considerati l'andamento delle metriche applicate (MATTHEWS, 1991; WALTHER, 2002). Lo scopo è quello di verificare se le previsioni di risposta vengono o meno confermate e se le differenze tra le due comunità campionate, ipotizzando un effetto dovuto al rilascio del DMV, aumentano o diminuiscono.

Tabella 3.4 - Indicatori (o metriche) relativi al macrobenthos (BARBOUR et al. 1999)

Categoria	Metrica	Previsione di risposta all'aumentare del disturbo
<i>Misure di ricchezza</i>	Numero totale di taxa	Diminuzione
	Numero di taxa EPT	Diminuzione
	Numero di taxa ditteri	Diminuzione
<i>Misure di composizione</i>	% EPT	Diminuzione
	% Ditteri	Aumento
<i>Misure trofiche e di alimentazione</i>	% Trituratori	Diminuzione
	% Raschiatori	Diminuzione
	% Onnivori	Aumento
	% Detritivori	Aumento
<i>Misure di adattamento all'habitat</i>	Numero di taxa reofili	Diminuzione
	% Reofili	Diminuzione

I risultati ottenuti con queste metriche hanno trovato impiego nelle successive analisi statistiche univariate e multivariate. In particolare il numero totale di taxa delle diverse categorie considerate più altre quattro derivate dalle misura trofiche e di alimentazione: numero di taxa trituratori, raschiatori, onnivori e detritivori.

3.3.2 Analisi statistiche univariate

Il secondo passo di questa studio ha visto l'applicazione di una serie di analisi statistiche univariate per valutare se i risultati ottenuti nella fase precedente fossero statisticamente significativi o meno. Le informazioni quali le frequenze assolute e le medie si riferiscono sempre alla ricchezza tassonomica delle otto categorie di taxa misurata nel tratto sotteso e a monte di una derivazione idroelettrica.

Le Tabelle di Contingenza 2x2 e Nx2 sono state impiegate per il confronto delle frequenze di risposte binarie tra campioni indipendenti; il Test χ^2 annesso permette di verificare se le proporzioni nei gruppi sono indipendenti oppure se esiste un'associazione tra essi. Nella versione 2x2 si è voluto verificare per ogni torrente selezionato, stagione per stagione, se

nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione ci fosse o meno una variazione nella ricchezza tassonomica delle categorie selezionate, per tutti gli anni considerati. A questo scopo sono state analizzate le frequenze assolute dei taxa contando quanti appartenevano ad un gruppo o unità sistematica (es. EPT) e quanti no (es. tutti tranne gli EPT). Dato che il numero totale di osservazioni non è sufficiente per rispettare le condizioni di validità del test, è stato necessario ricorrere alla correzione per la continuità di Yates in presenza di campioni di ridotte dimensioni ($30 \leq N < 100$) e al Metodo Esatto di Fisher per piccoli campioni ($N < 30$) il quale permette di stimare direttamente la specifica probabilità (P_i) di ottenere una tabella 2x2 uguale a quella osservata. La versione Nx2 delle tabelle di contingenza, in modo simile al precedente, ha visto il confronto tra le risposte dicotomiche (nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione) di N gruppi (cioè i campionamenti nelle quattro stagioni) per tutti i gruppi o unità sistematiche selezionate. Il tutto senza correzioni dovute al numero di osservazioni in quanto il Test χ^2 con più gradi di libertà è meno sensibile agli errori determinati da campioni poco numerosi e/o frequenze attese piccole.

Il Test t-Student per due campioni indipendenti è stato usato per confrontare, torrente per torrente, il numero medio di taxa individuati nel tratto sotteso ad una derivazione con quello a monte della stessa, senza distinzioni legate all'anno di campionamento. A differenza del test classico, i calcoli vengono eseguiti su due serie di osservazioni. Il Test di Bartlett è servito per valutare l'omoschedasticità dei dati a disposizione e quindi la validità del test. Nel caso questa condizione non fosse rispettata è stato applicato, in sostituzione, l'analogo test non parametrico con la formula di Welch-Satterthwaite.

Nell'Analisi della Varianza con interazione tra i fattori sono stati testati due criteri per il confronto simultaneo delle medie tra gruppi: il primo riguarda la differenza tra anni allo scopo di individuare se esiste una variazione nel tempo del numero medio di taxa; il secondo, invece, riguarda la differenza tra zone (tratto a monte e sotteso ad una derivazione), in modo simile al test precedente, per verificare se venivano confermati gli stessi risultati. L'analisi dell'interazione tra questi due fattori è servita per verificare se il numero di taxa campionati nel tratto sotteso e a monte di una derivazione è diverso in rapporto agli anni (le repliche sono rappresentate dai campionamenti eseguiti nelle varie stagioni). Successivamente è stato applicato il test post-hoc di Tukey (o HSD), nel caso di risultati statisticamente significativi, per individuare quali medie abbiano una differenza effettiva. Le condizioni di validità del test sono state verificate con il Test di Shapiro-Wilk per la normalità della distribuzione e il Test di Bartlett per l'omoschedasticità. Va detto che

non è stato necessario ricorrere a test non parametrici o alla trasformazione dei dati in quanto le condizioni di validità del test sono sempre state rispettate.

3.3.3 Analisi statistiche multivariate

Nel terzo passo della sperimentazione si è ricercata l'esistenza di una relazione lineare tra i dati di biodiversità provenienti dai campionamenti I.B.E. ed alcuni parametri chimici e fisici misurati nelle stesse stazioni per capire, torrente per torrente, come varia la ricchezza tassonomica (delle otto categorie di taxa selezionate nella prima fase di questo studio) in funzione di alcuni parametri abiotici. Questo è stato possibile grazie alla regressione lineare multipla (con il metodo di stima OLS - Ordinary Least Square - o metodo dei minimi quadrati) (MALMQVIST, 2006). Le variabili indipendenti del modello consistono in: pH, BOD₅ (mg/l), COD (mg/l), solidi sospesi (mg/l), ossigeno disciolto (ppm), temperatura (°C) e portata (m³/s). Dopo aver stimato il modello di regressione è stato necessario verificare le ipotesi di validità dello stesso. Il test Shapiro-Wilk è servito per la verifica della normalità della distribuzione, il test di Breusch-Pagan per l'omoschedasticità, il test di Durbin-Watson per verificare l'assenza di correlazione seriale e l'indice VIF (Variance Inflation Factor) per la multicollinearità.

L'ultimo passo dello studio ha visto l'applicazione di tecniche multivariate di ordinamento e classificazione. Queste consistono nell'Analisi delle Componenti Principali ed una successiva Classificazione Gerarchica dei Cluster (CORTES *et al*, 1998) (questo tipo di analisi dei cluster, tratta dati già ordinati da una PCA, permette di individuare raggruppamenti maggiormente significativi). L'obiettivo è quello di ottenere, per ogni torrente selezionato, una mappa delle comunità macrobentoniche campionate per evidenziare, in base ai dati biotici ottenuti dai campionamenti I.B.E., eventuali raggruppamenti che riguardano sia il sito di campionamento (quindi il tratto a monte e sotteso ad una derivazione) sia all'anno di esecuzione (questo riguarda soprattutto i campionamenti eseguiti nel tratto sotteso, per capire se esistono differenze nel popolamento dovute al rilascio, nel corso degli anni, di differenti valori di DMV).

Prima di procedere con le analisi è stato necessario riorganizzare i dati a disposizione convertendo i nomi delle stazioni di campionamento con un codice contenente:

- due lettere maiuscole, facenti riferimento al torrente in esame (es. CH = Chalamy, RH = Dora di Rhemes, LY = Lys, ecc.);

- la posizione della stazione rispetto ad opera di presa idroelettrica (M o MM = monte, S o SS = sotteso, R o RR = valle, VM = a valle di un impianto e a monte del successivo) accompagnata da un numero progressivo (es. LY1M e LY1S indicano la prima stazione a monte e sottesa ad una derivazione individuate nel percorso compiuto dal torrente partendo dalla sorgente);
- la stagione e l'anno in cui è stato effettuato il campionamento, indicati con una lettera ed un numero (es. CH1Mi-08 indica il campionamento eseguito sul torrente Chalamy nel tratto a monte alla derivazione nell'inverno del 2008).

Dato che le variabili per la PCA e per il Clustering gerarchico consistono nelle unità sistematiche del metodo I.B.E. si è resa necessaria la razionalizzazione del numero di variabili per non avere interi campi della matrice di dati costituiti solo da zeri, con la possibilità di compromettere il risultato finale. Le unità sistematiche Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri, Coleotteri, Ditteri, Tricladi e Oligocheti sono le variabili scelte in quanto contenevano informazioni significative per il numero di individui rilevati. Gli altri gruppi, al contrario, sono stati considerati poco significativi e quindi scartati. L'ultimo passaggio ha visto la trasformazione degli indici di abbondanza relativa dei taxa, ottenuti nei campionamenti I.B.E., in valori numerici (drift = 0, I = 1; L = 2; U = 3) per ottenere dei dati pseudo quantitativi e affrontare le analisi in modo differente rispetto alle precedenti.

A differenza di altri studi in cui, per le analisi multivariate, è frequente l'uso dello Scaling multidimensionale (metrico e non-metrico) come tecnica di ordinamento, è stato deciso di ricorrere all'Analisi delle Componenti Principali. Questo perché, grazie ad uno studio in cui sono stati analizzati i risultati prodotti da metodi di standardizzazione dei dati, misure di somiglianza e tecniche di ordinamento ai dati di biodiversità e abbondanze delle comunità di macroinvertebrati bentonici (JACKSON, 1993), è emerso che l'Analisi delle Componenti Principali fornisce i migliori risultati indipendentemente dal tipo di standardizzazione a cui sono sottoposti i dati di partenza. Altre tecniche producono risultati meno significativi. In più, tecniche quali l'Analisi delle Componenti Principali, l'Analisi delle Coordinate Principali e lo Scaling Multidimensionale non-metrico producono risultati molto simili quando i dati vengono organizzati per ranghi oppure standardizzati secondo una scala da 0 a 1.

4 – RISULTATI

4.1 Indicatori relativi al macrobenthos

Nelle figure dalla 4.1 alla 4.20 sono riportati i risultati ottenuti dall'applicazione delle misure di ricchezza, di composizione, trofiche e di alimentazione, di adattamento all'habitat ai dati sul macrobenthos ottenuti dai campionamenti I.B.E. per i cinque torrenti considerati. Per ognuna di esse vengono indicati, per ogni stagione e anno considerato, l'andamento dell'indicatore nel tratto a monte e sotteso alla derivazione idroelettrica.

4.1.1 Misure di ricchezza

Per il torrente Chalamy (Fig. 4.1) si osserva che il *numero di taxa totali* ed *EPT* tende ad essere maggiore nel tratto a monte della derivazione, con qualche eccezione nell'estate e nell'autunno 2008. In più le differenze tendono a diminuire, soprattutto per i taxa *EPT*, nel 2010. Il *numero di taxa ditteri*, invece, presenta un andamento variabile nel periodo di tempo considerato; in certi casi è maggiore nel tratto sotteso alla derivazione, contrariamente alle previsioni.

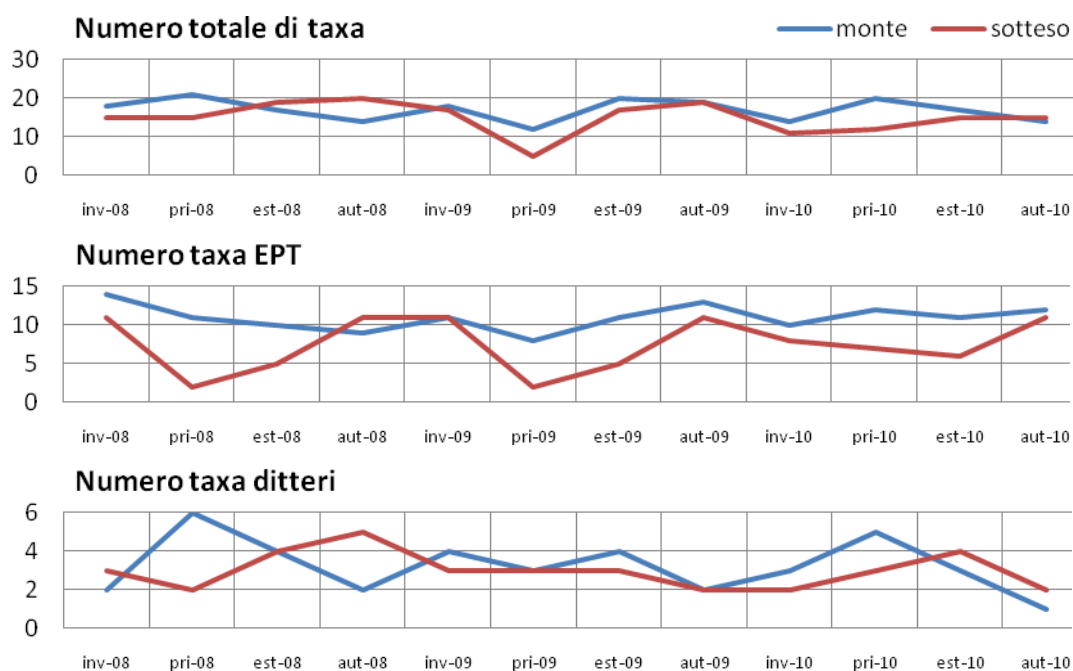


Figura 4.1 - Misure di ricchezza (torrente Chalamy)

Per il torrente Dora di Rhemes (Fig. 4.2) le differenze tra le due comunità di macroinvertebrati sono minime. Nonostante questo, il *numero di taxa* per le categorie considerate tende sempre ad essere maggiore nel tratto a monte della derivazione, tranne qualche eccezione. Tra il 2009 e il 2010, le differenze tra le due comunità tendono a diminuire.

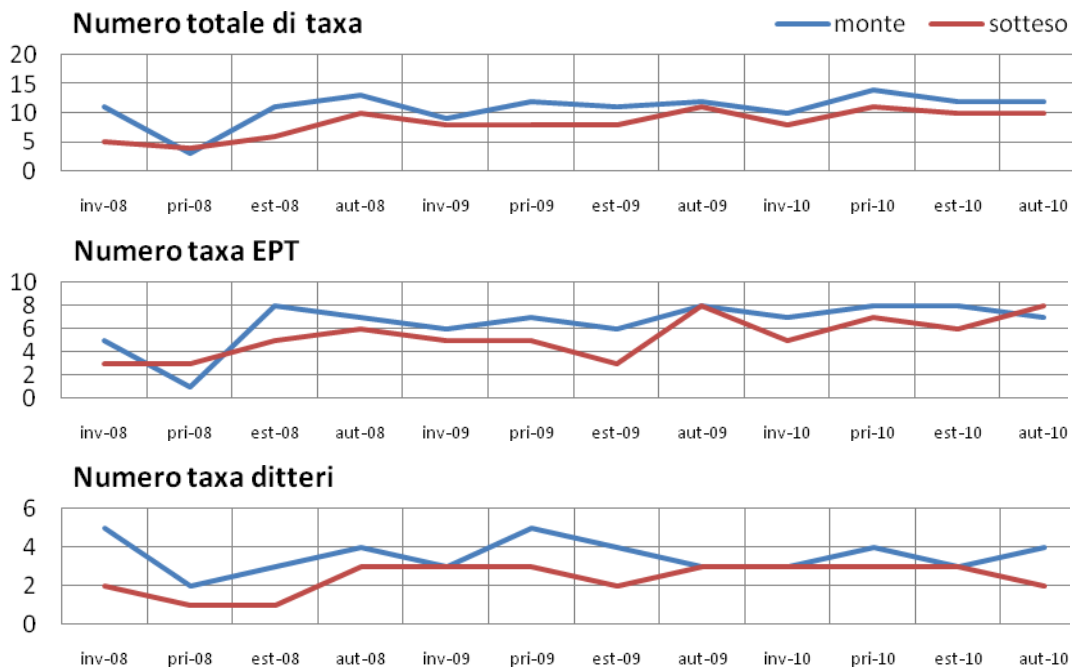


Figura 4.2 - Misure di ricchezza (torrente Dora di Rhemes)

Per il torrente Evançon (Fig. 4.3) si osservano minime differenze tra le due comunità nel numero di taxa di ogni categoria considerata. Il *numero di taxa totali* ed *EPT* tende ad essere maggiore nel tratto sotteso dall'estate 2008 all'estate 2009 e in autunno 2010. Contrariamente alle previsioni, il *numero di taxa ditteri* tende ad essere maggiore nel tratto sotteso alla derivazione, con differenze minime nel 2010.

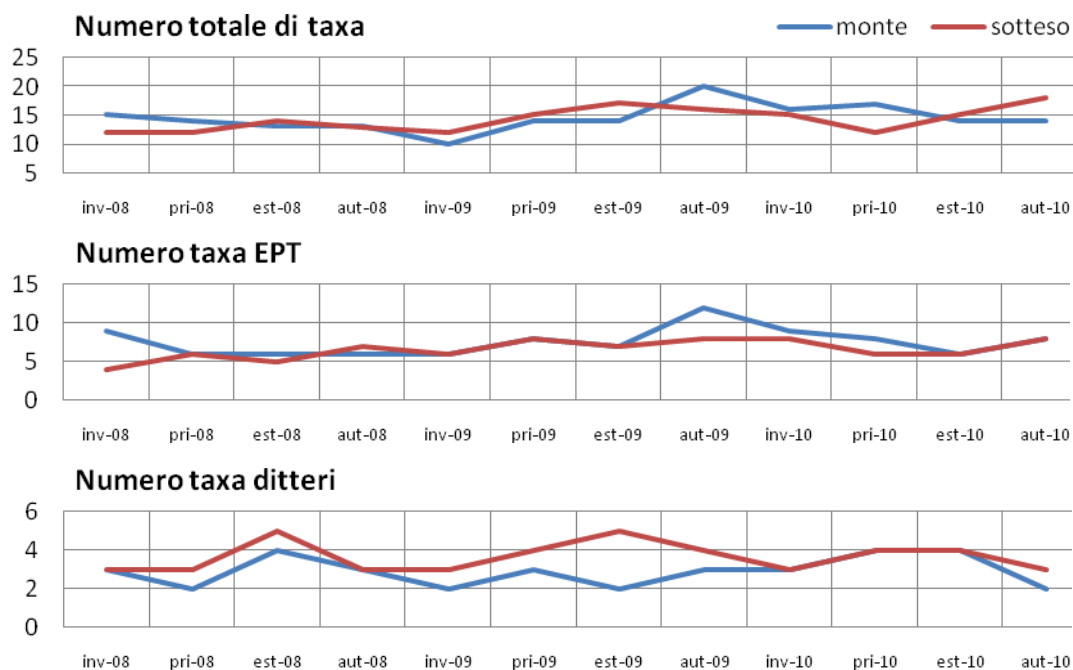


Figura 4.3 - Misure di ricchezza (torrente Evançon)

Per il torrente Lys (Fig. 4.4) il *numero di taxa totali* è sempre maggior nel tratto sotteso nel 2008 mentre è variabile negli altri anni. Per il numero di taxa *EPT* la situazione è variabile nel corso del tempo mentre per i *ditteri*, contrariamente alle previsioni, il numero di taxa tende ad essere maggiore nel tratto sotteso alla derivazione.

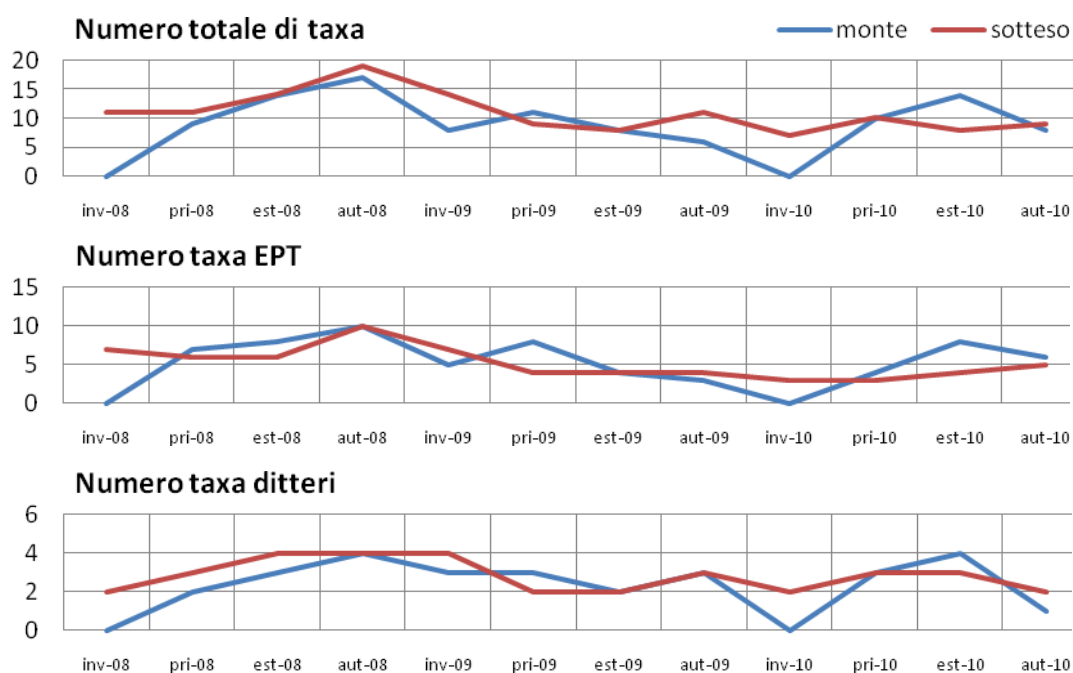


Figura 4.4 - Misure di ricchezza (torrente Lys)

Per il torrente Saint-Barthélemy (Fig. 4.5) il *numero di taxa totali ed EPT* tende ad essere maggiore nel tratto a monte della derivazione nel 2008, con la massima differenza in autunno. Il *numero di taxa ditteri*, invece, è quasi sempre maggiore nel tratto sotteso, contrariamente alle previsioni. In generale, tra il 2009 e il 2010, le differenze tra le due comunità di macroinvertebrati campionate tendono a diminuire.

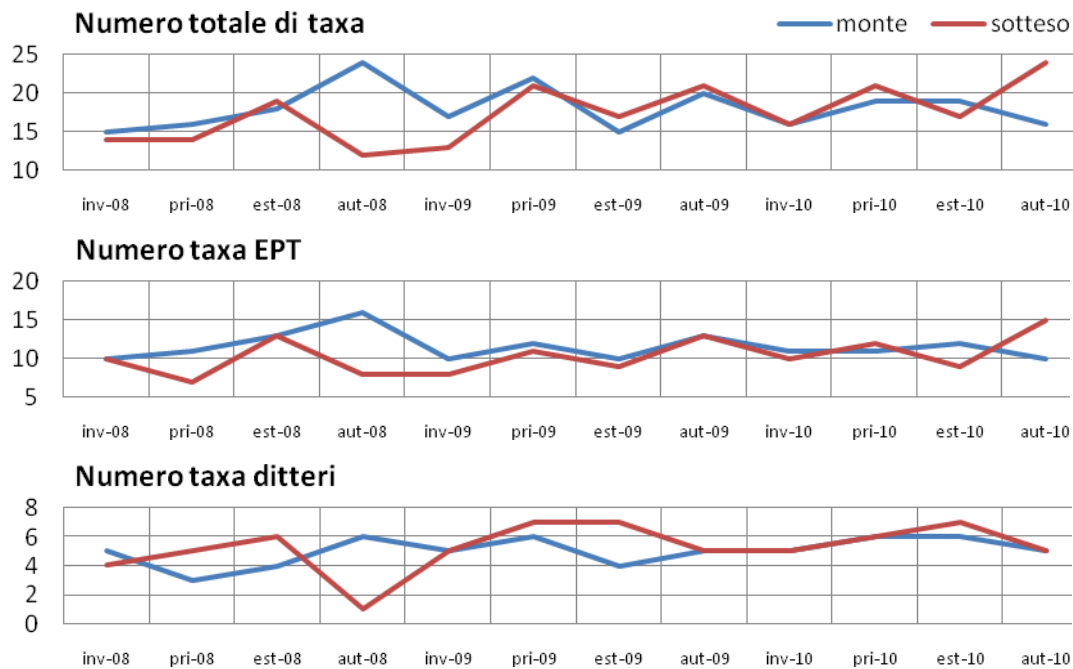


Figura 4.5 - Misure di ricchezza (torrente Saint-Barthélemy)

4.1.2 Misure di composizione

Un risultato generale che riguarda tutti i torrenti analizzati è che le percentuali dei due gruppi considerati hanno un andamento quasi speculare: se una è maggiore nel tratto a monte di conseguenza l'altra è maggiore nel tratto sotteso alla derivazione e viceversa.

Per il torrente Chalamy (Fig. 4.6) la *percentuale di taxa EPT* tende ad essere costante e maggiore nel tratto a monte della derivazione rispetto al tratto sotteso. Nel 2009 e 2010, esclusa la stagione invernale, la differenza tra le due comunità campionate aumenta rispetto al 2008. La *percentuale di taxa ditteri* assume un andamento costante nelle due zone con lievi variazioni, ad esclusione della primavera 2009.

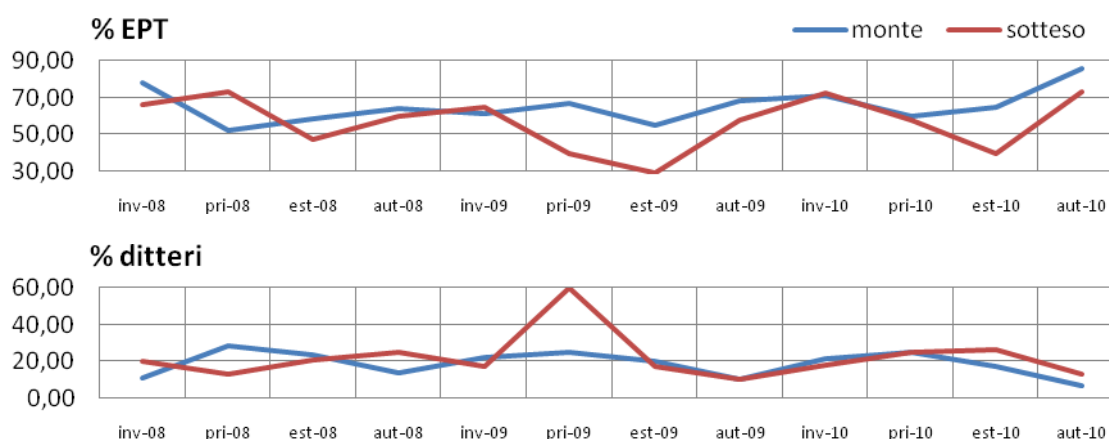


Figura 4.6 - Misure di composizione (torrente Chalamy)

Per il torrente Dora di Rhemes (Fig. 4.7) la *percentuale di taxa EPT* tende ad essere maggiore nel tratto sotteso alla derivazione nel 2008 per poi assumere un andamento variabile, con differenze minime, nel corso degli altri anni. Situazione simile è quella riguardante la *percentuale di taxa ditteri*. In entrambi i casi, nel 2008 si presentano le differenze massime tra le due zone oltre a situazioni che sono contrarie alle previsioni di partenza.

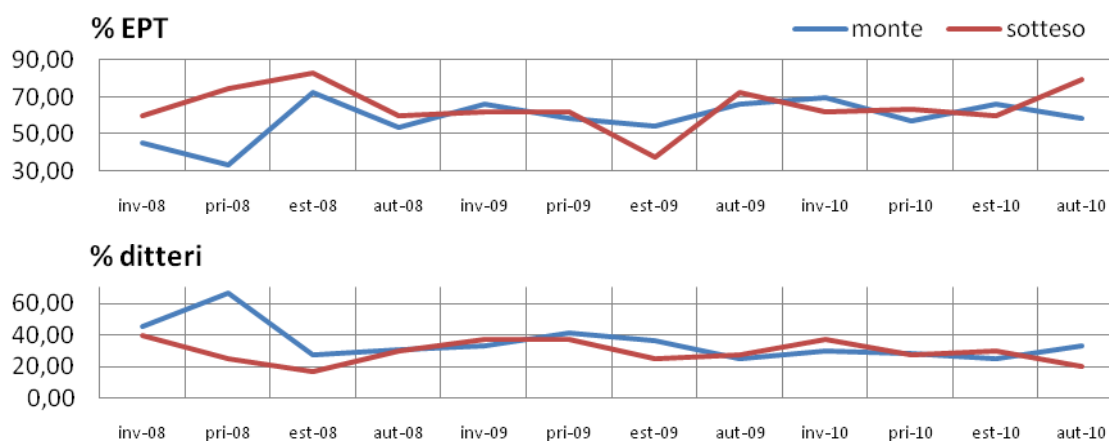


Figura 4.7 - Misura di composizione (torrente Dora di Rhemes)

Per il torrente Evançon (Fig. 4.8) le previsioni di risposta sono confermate per entrambi gli indicatori: la *percentuale di taxa EPT* è maggiore nel tratto a monte della derivazione, tranne qualche eccezione, e differenze minime tra le due zone nel 2010 mentre la *percentuale di taxa ditteri* è maggiore nel tratto sotteso per tutto il periodo di tempo considerato.

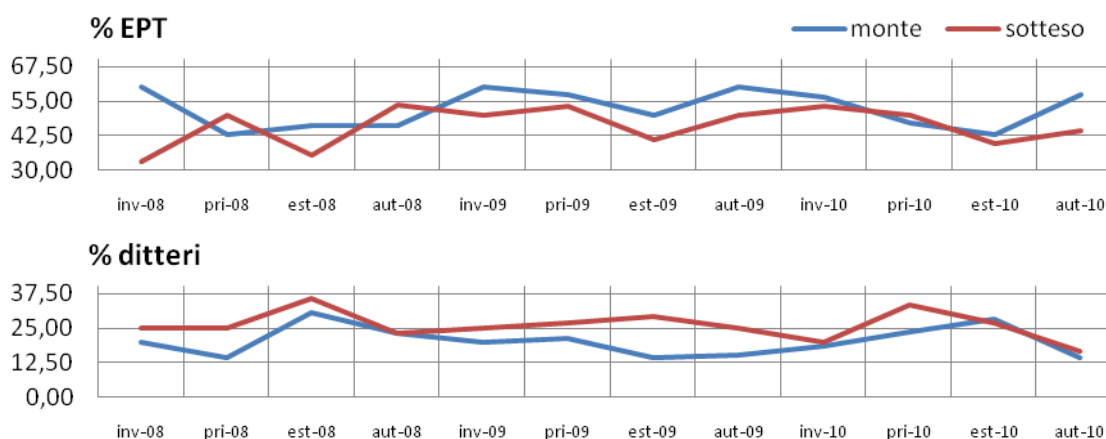


Figura 4.8 - Misure di composizione (torrente Evançon)

Per il torrente Lys (Fig. 4.9) si può notare, per entrambi gli indicatori, come i valori registrati nel tratto a monte siano variabili nel tempo mentre quelli nel tratto sotteso tendono ad essere costanti. Le previsioni di risposta vengono confermate per la *percentuale di taxa EPT*, tranne che nell'inverno 2008 e 2010; non si può dire lo stesso per la *percentuale di taxa ditteri* dall'autunno 2008 all'autunno 2009.

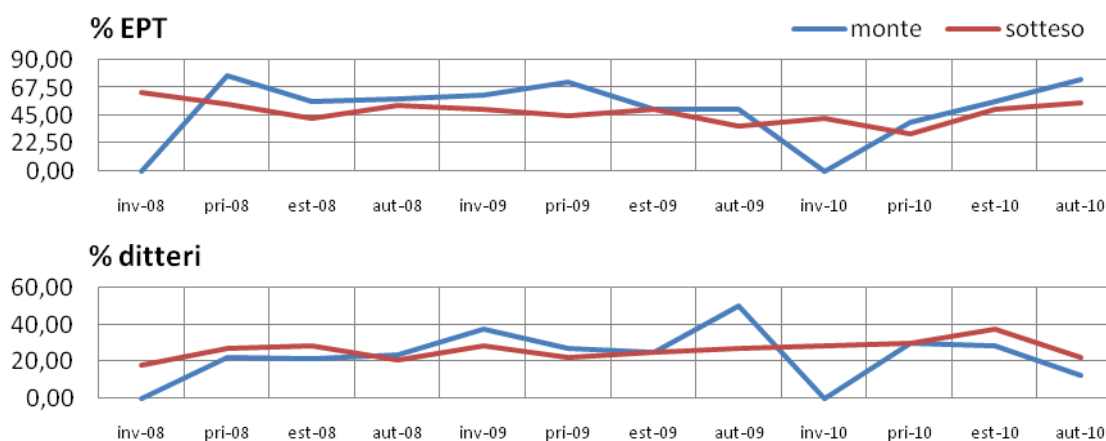


Figura 4.9 - Misure di composizione (torrente Lys)

Per il torrente Saint-Barthélemy (Fig. 4.10) vengono rispettate le previsioni di risposta degli indicatori, con qualche eccezione. Le differenze tra le due zone in termini di *percentuale di taxa EPT* sono minime dall'estate 2008 alla primavera 2009 per poi aumentare nei periodi successivi. Considerando la *percentuale di taxa ditteri* si può notare come questa tenda ad essere, nel tratto a monte, più stabile nel tempo rispetto a quella riscontrata nel tratto sotteso.

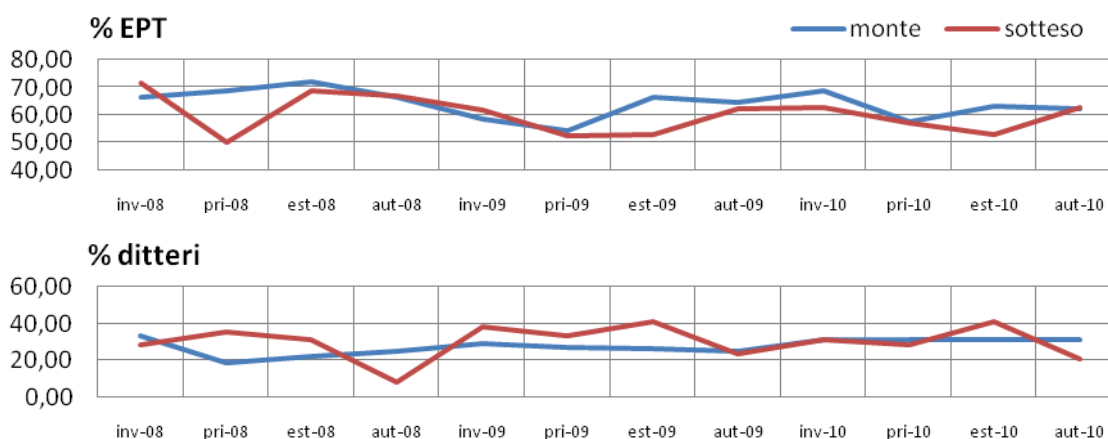


Figura 4.10 - Misure di composizione (torrente Saint-Barthélemy)

4.1.3 Misure trofiche e di alimentazione

Per il torrente Chalamy (Fig. 4.11) la *percentuale di taxa trituratori e raschiatori* tende ad essere quasi sempre maggiore nel tratto a monte della derivazione, anche se in certi casi le differenze sono minime.

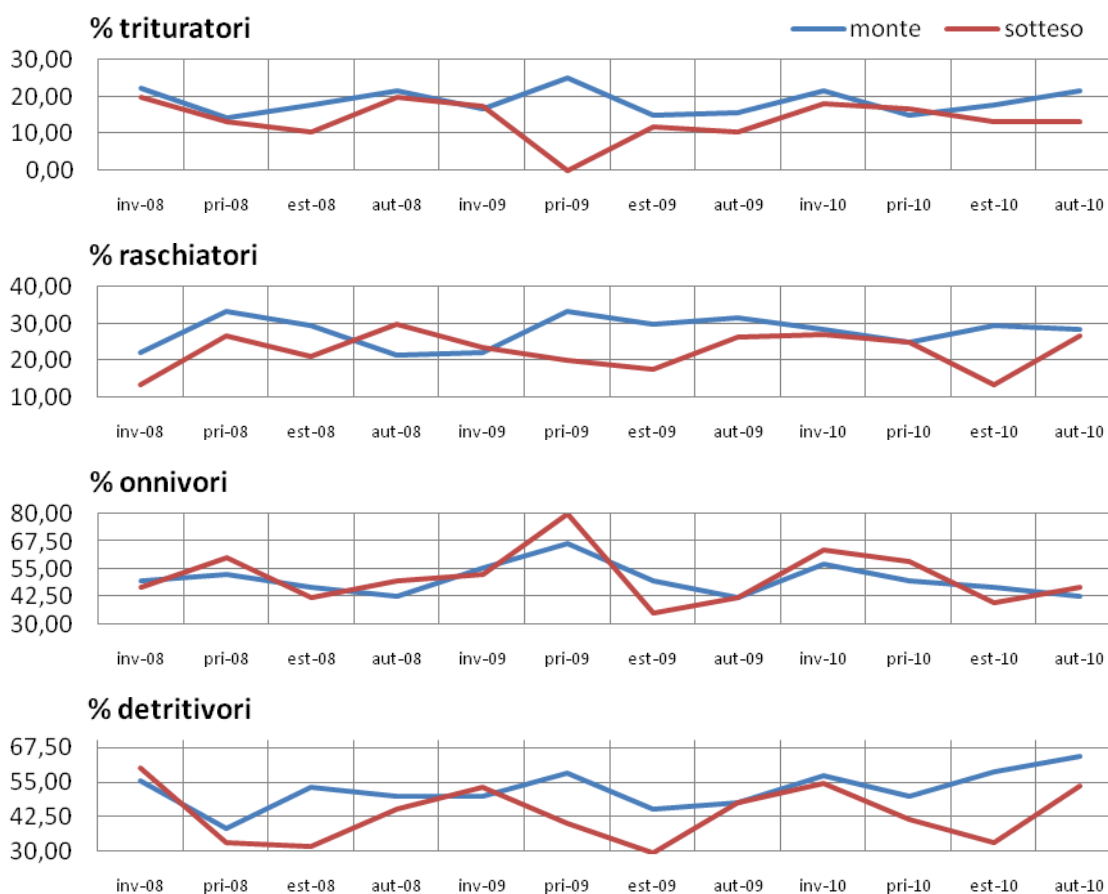


Figura 4.11 - Misure trofiche e di alimentazione (torrente Chalamy)

La *percentuale di taxa onnivori* mostra un comportamento particolare nel tempo: risulta maggiore nel tratto sotteso alla derivazione durante la primavera e l'autunno, viceversa in estate e in inverno. Per quanto riguarda la *percentuale di taxa detritivi*, questa tende ad essere maggiore nel tratto a monte della derivazione, contrariamente alle previsioni di risposta, con differenze minime rispetto a quello registrato nel tratto sotteso durante la stagione autunnale e invernale.

Per il torrente Dora di Rhemes (Fig. 4.12) la *percentuale di taxa trituratori* risulta maggiore nel tratto sotteso alla derivazione nel 2008 e inverno 2009 per poi assumere un andamento variabile nei periodi successivi, con differenze meno accentuate. Per la *percentuale di taxa raschiatori* si verifica la situazione contraria nel 2008 fino all'estate 2009. Per quanto riguarda la *percentuale di taxa onnivori e detritivi*, i primi presentano differenze variabili nelle due zone di campionamento mentre i secondi tendono ad essere di più nel tratto sotteso alla derivazione idroelettrica, ad esclusione della primavera e autunno 2009.

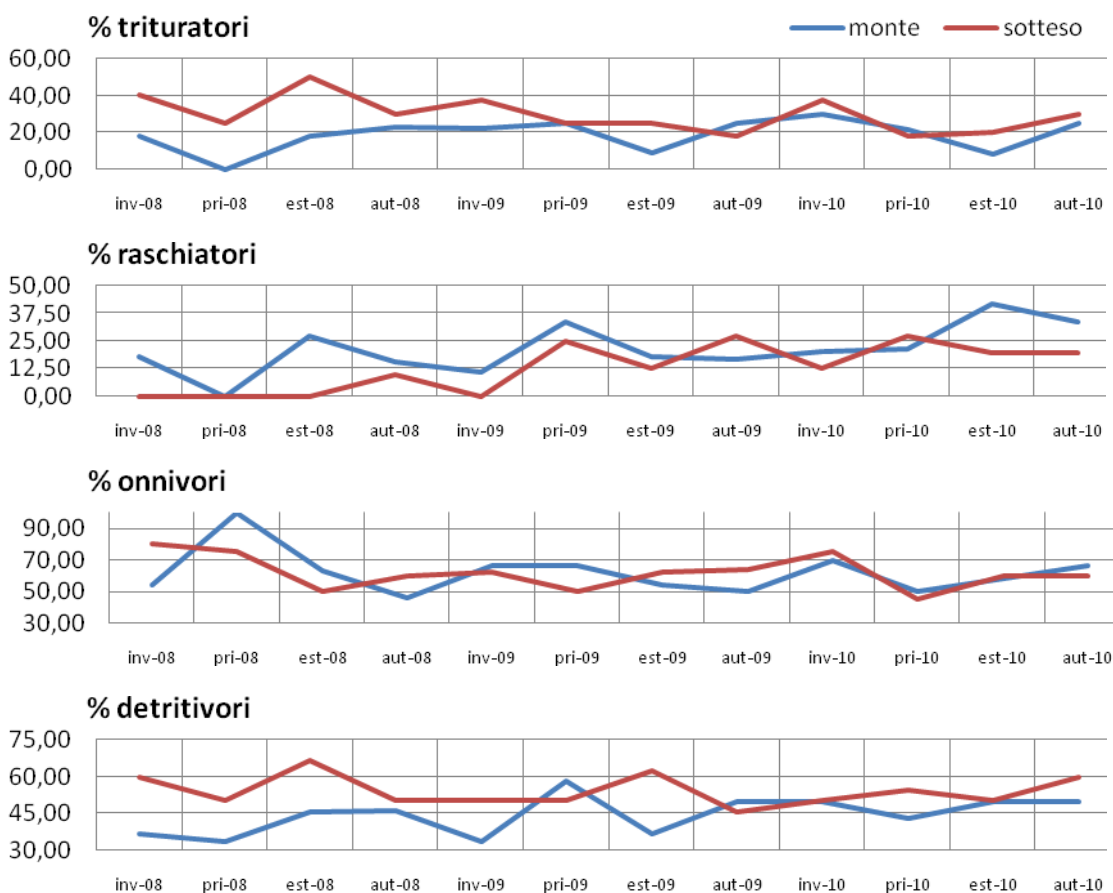


Figura 4.12 - Misure trofiche e di alimentazione (torrente Dora di Rhemes)

Per il torrente Evançon (Fig. 4.13) la *percentuale di taxa trituratori* è maggiore nel tratto a monte della derivazione, con diminuzione della differenza rispetto al tratto sotteso nel 2010. La *percentuale di taxa raschiatori*, contrariamente alle previsioni di risposta, è maggiore nel tratto sotteso, tranne che nell'inverno e primavera 2008 ed estate 2009. La *percentuale di taxa onnivori* segue l'andamento del precedente indicatore, con diminuzione della differenza nel 2010. La *percentuale di taxa detritivori* è quasi sempre maggiore nel tratto a monte della derivazione, contrariamente alle aspettative.

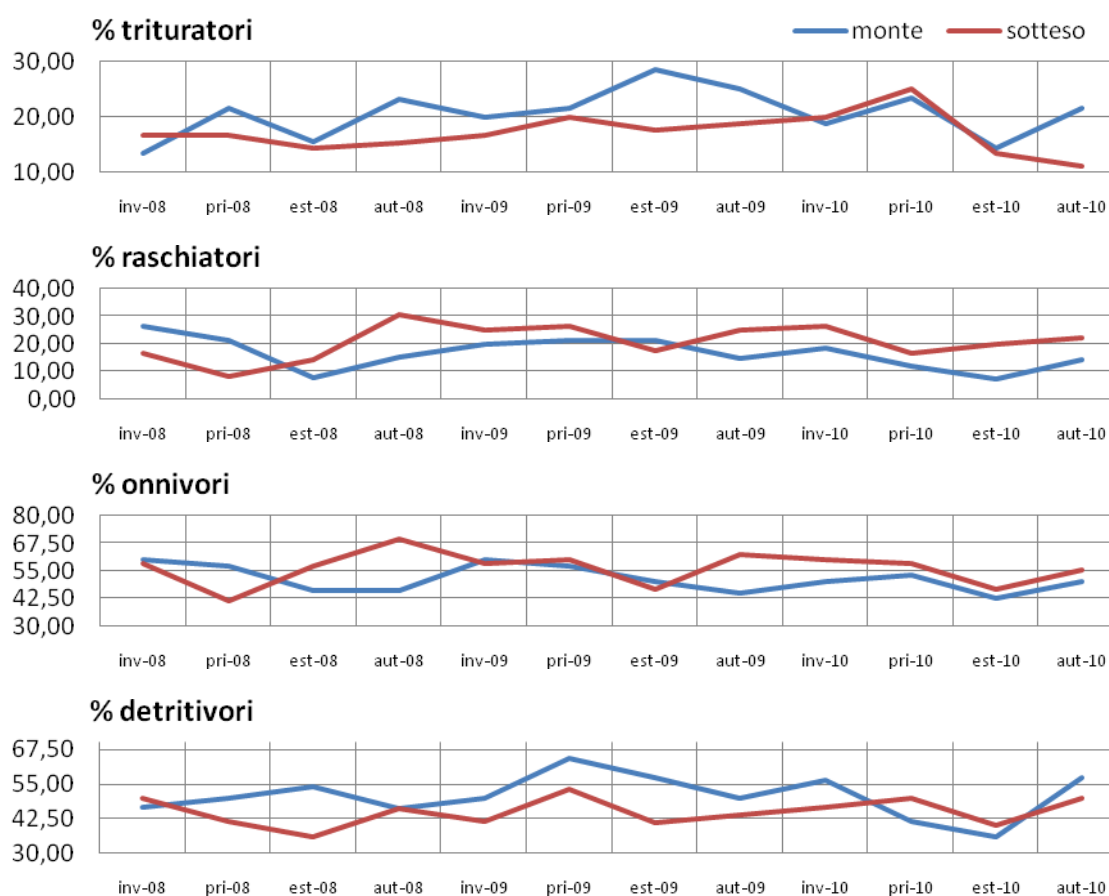


Figura 4.13 - Misure trofiche e di alimentazione (torrente Evançon)

Per il torrente Lys (Fig. 4.14) la *percentuale di taxa trituratori* risulta maggiore nel tratto a monte della derivazione, anche se ci sono delle eccezioni, mentre la *percentuale di taxa raschiatori* è variabile nel tempo, assente nel tratto sotteso tra la primavera 2009 e l'estate 2010. Per quanto riguarda la *percentuale di taxa onnivori e detritivori*, i valori tendono ad essere simili per le due stazioni di campionamento, con differenze minime tra il 2008 e 2009 che aumentano nel 2010.

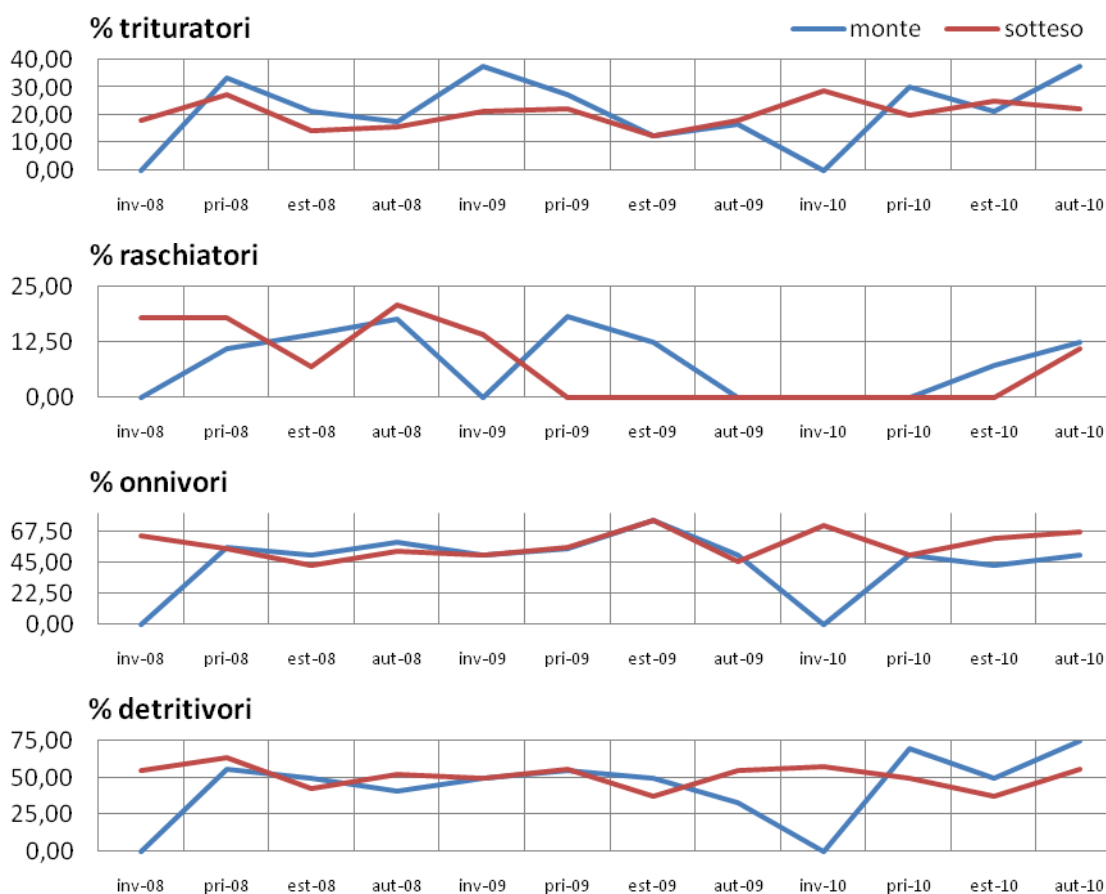


Figura 4.14 - Misure trofiche e di alimentazione (torrente Lys)

Per il torrente Saint-Barthélemy (Fig. 4.15) la *percentuale di taxa triturator* risulta costante nel tempo e nelle due zone, con qualche variazione di rilievo nel tratto sotteso nella primavera e autunno 2008. Un comportamento simile di riscontra per la *percentuale di taxa raschiatori* con differenze minime tra le due zone, tranne che nell'inverno e nell'estate 2009. La *percentuale di taxa onnivori* assume un andamento variabile nel tempo, così come la *percentuale di taxa detritivori*, e risulta minore nel tratto sotteso in estate e in autunno.

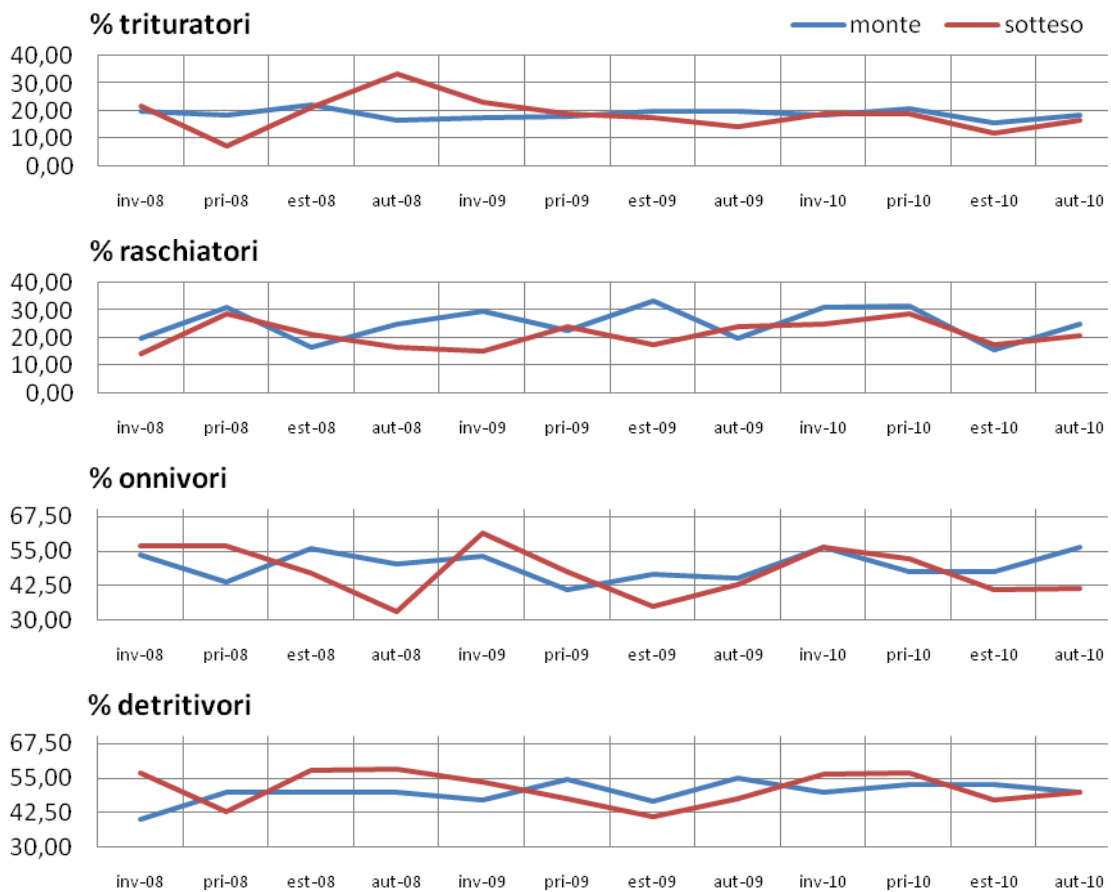


Figura 4.15 - Misure trofiche e di alimentazione (torrente Saint-Barthélemy)

4.1.4 Misure di adattamento all'habitat

Per il torrente Chalamy (Fig. 4.16) il numero di taxa reofili tende ad essere minore nel tratto sotteso alla derivazione, con qualche eccezione; in termini di percentuale la differenza tra le due zone, oltre ad essere minima, non segue le aspettative.

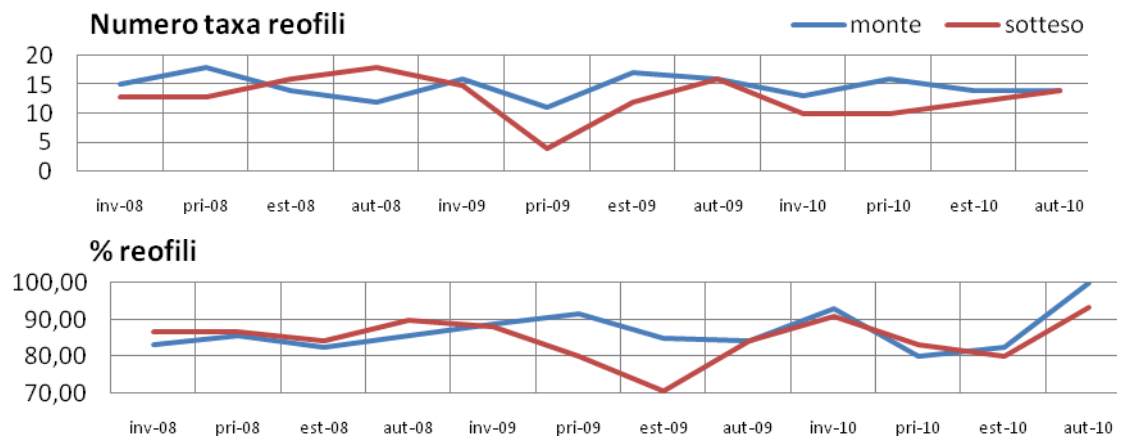


Figura 4.16 - Misura di adattamento all'habitat (torrente Chalamy)

Per il torrente Dora di Rhemes (Fig. 4.17) si ripresenta la stessa situazione riscontrata per il torrente precedente. Le previsioni di risposte vengono confermate considerando il *numero di taxa reofili*. I valori *percentuali* presentano differenze minime tra le due stazioni di campionamento.

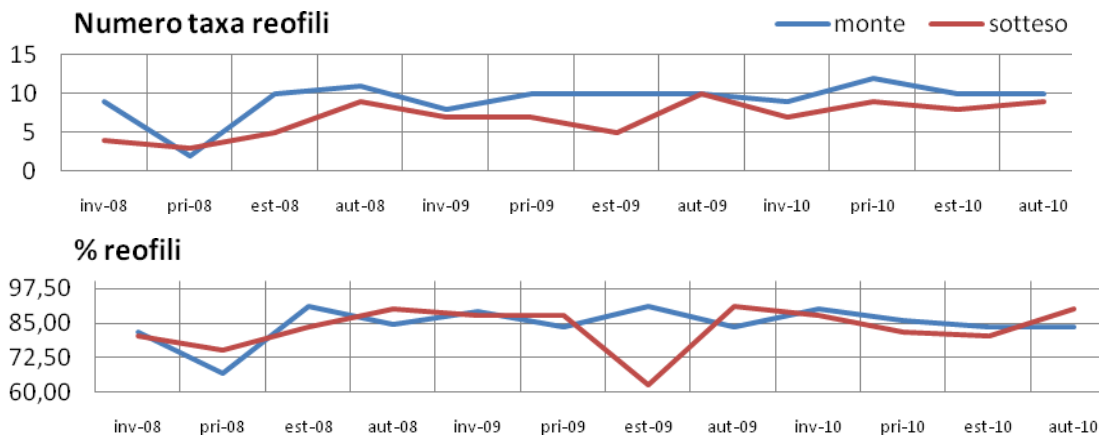


Figura 4.17 - Misura di adattamento all'habitat (torrente Dora di Rhemes)

Per il torrente Evançon (Fig. 4.18) il *numero di taxa reofili* risulta, nel tratto sotteso alla derivazione, costante nel tempo e non sempre minore di quello registrato nel tratto a monte. Considerando invece la *percentuale di taxa reofili*, questa è quasi sempre maggiore nel tratto sotteso.

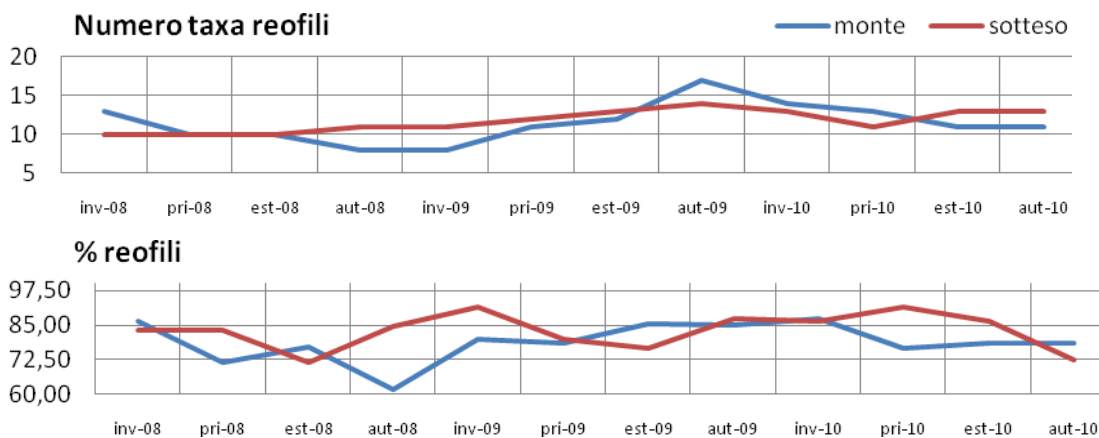


Figura 4.18 - Misura di adattamento all'habitat (torrente Evançon)

Per il torrente Lys (Fig. 4.19) il *numero di taxa reofili* è variabile nel tempo tra le due stazioni di campionamento con differenze che non sempre rispettano le previsioni di risposta; la *percentuale di taxa reofili* risulta minore nel tratto sotteso, anche se le differenze sono minime.

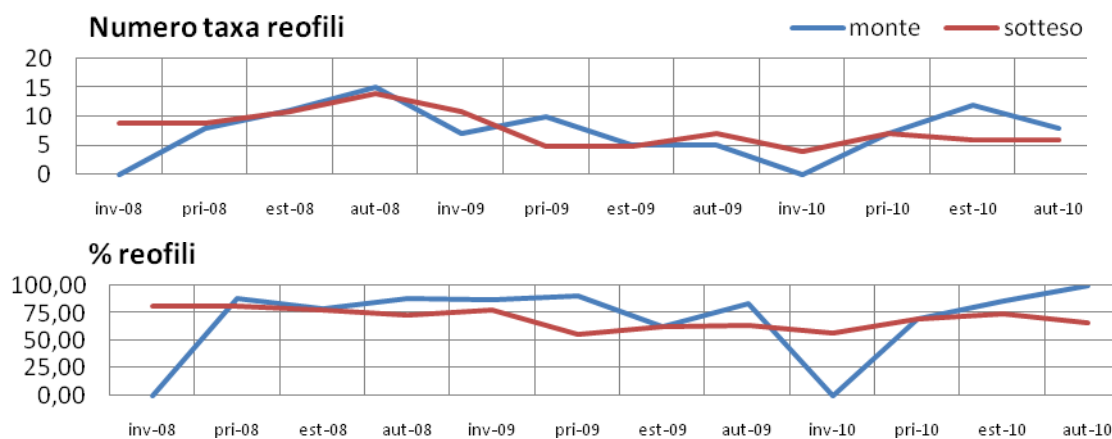


Figura 4.19 - Misure di adattamento all'habitat (torrente Lys)

Per il torrente Saint-Barthélemy (Fig. 4.20) la situazione è simile alla precedente. La differenza nel *numero di taxa reofili* tra le due stazioni di campionamento tendono a diminuire nel 2009 e 2010. In termini di *percentuale*, le differenze sono minime.

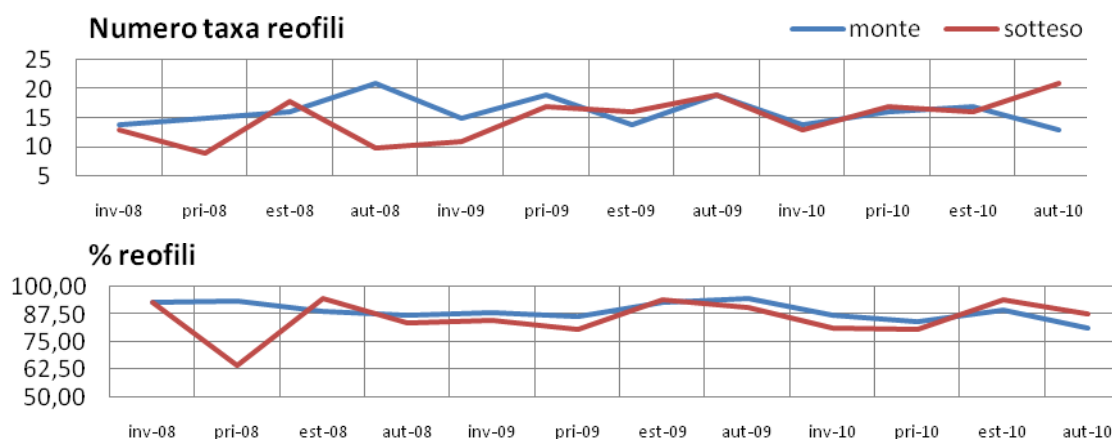


Figura 4.20 - Misure di adattamento all'habitat (torrente Saint-Barthélemy)

4.2 Analisi statistiche univariate

4.2.1 Tabelle di contingenza 2x2 e Nx2 con Test χ^2

Nell'ALLEGATO 4 (tabelle dalla 4.13 alla 4.17) sono riportati i risultati del Test χ^2 ottenuti dall'applicazione della Tabella di Contingenza 2x2. Per la categoria *numero totale di taxa* non è possibile valutare le frequenze di risposte binarie tra campioni indipendenti. Dato che il numero totale di osservazioni non è sufficiente per rispettare le condizioni di validità del test, è stato necessario ricorrere alla correzione per la continuità di Yates in presenza di campioni di ridotte dimensioni ($30 \leq N < 100$) e al Metodo Esatto di Fisher per piccoli campioni ($N < 30$) il quale permette di stimare direttamente la specifica probabilità (P_i) di ottenere una tabella 2x2 uguale a quella osservata. I risultati ottenuti con quest'ultimo metodo sono stati indicati con la lettera F in apice. L'ipotesi nulla H_0 prevede che tra le due zone (tratto a monte e sotteso ad una derivazione) non ci siano differenze significative nel numero di taxa dei gruppi o unità sistematiche considerate.

Per ogni torrente considerato l'ipotesi nulla H_0 viene accettata in tutti i casi quindi le differenze nel numero di taxa dei vari gruppi o unità sistematiche considerate tra le due stazioni di campionamento, nelle diverse stagioni e nel corso degli anni, sono dovute solo a fattori casuali.

Laddove è stato usato il Metodo di Fisher si registrano alte probabilità (talvolta anche del 100%) di trovare tabelle 2x2 uguali a quelle osservate quindi anche in questo caso l'ipotesi nulla H_0 viene accettata per tutti i casi considerati.

Nella tabella 4.1 sono riportati i risultati del Test χ^2 ottenuti dall'applicazione delle Tabelle di Contingenza Nx2. Per queste analisi non sono servite correzioni dovute al numero di osservazioni in quanto il Test χ^2 con più gradi di libertà è meno sensibile agli errori determinati da campioni poco numerosi e/o frequenze attese piccole.

L'ipotesi nulla H_0 prevede che tra i due siti di campionamento (tratto a monte e sotteso ad una derivazione) ci sia, nel corso delle stagioni, lo stesso numero di taxa per tutti i gruppi o unità sistematiche considerate.

Come si può notare (Tab. 4.1), l'ipotesi nulla viene accettata in quasi tutti i casi considerati. Gli unici per cui viene accettata l'ipotesi alternativa ($P < 0,05$) riguardano il torrente Lys, in particolare il *numero totale di taxa* nel 2008 e nel 2010 e il *numero di taxa reofili* nel 2008. Questi risultati sono imputabili al fatto che nel tratto a monte di questo torrente, in inverno 2008 e 2010, sono stati rinvenuti meno taxa del previsto a causa della presenza di ghiaccio

nel corpo idrico. Di conseguenza si manifesta un maggior numero di taxa nel tratto sotteso alla derivazione, contrariamente a quelle che erano le ipotesi di partenza.

Tabella 4.1 - Tabella di contingenza Nx2 con Test χ^2 per i cinque torrenti sottoposti ad analisi, nei tre anni considerati

Numero taxa	Chalamy			Dora di Rhemes			Evançon			Lys			Saint-Barthélemy		
	'08	'09	'10	'08	'09	'10	'08	'09	'10	'08	'09	'10	'08	'09	'10
<i>Totali</i>	2,44	2,22	1,31	1,64	0,36	0,01	0,37	0,92	1,42	9,17	2,26	8,64	2,74	0,68	1,38
<i>EPT</i>	1,10	3,42	0,88	1,87	0,68	0,47	1,60	0,54	0,19	7,11	1,79	4,33	1,96	0,13	1,48
<i>Ditteri</i>	3,49	0,12	1,13	0,48	0,56	0,46	0,16	0,41	0,16	1,67	0,34	2,28	4,48	0,54	0,05
<i>Trituratori</i>	0,52	2,24	0,00	0,97	0,93	0,53	0,18	0,29	0,16	2,15	0,53	2,55	0,85	0,11	0,34
<i>Raschiatori</i>	2,36	1,47	0,76	1,90	1,67	0,70	2,62	0,13	0,66	2,30	5,00	0,75	1,64	1,45	0,22
<i>Onnivori</i>	1,45	1,12	0,54	1,08	1,07	0,08	1,83	0,01	0,77	6,33	1,04	4,62	3,20	0,17	0,49
<i>Spazzini</i>	1,21	2,61	0,95	0,55	1,06	0,11	0,24	0,23	0,46	5,08	2,42	5,82	1,96	0,07	0,94
<i>Reofili</i>	2,27	2,62	0,76	1,78	1,07	0,09	0,86	0,81	0,53	8,15	2,87	6,00	3,42	0,74	1,60

P < 0,05; P < 0,01.

Da questi primi test si possono trarre due conclusioni: o non ci sono differenze significative tra le comunità di macroinvertebrati bentonici campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione idroelettrica oppure il tipo di dato su cui ci si è concentrati, ovvero le frequenze assolute, non è adatto a questo tipo di indagine. Motivo per cui si è passati poi all'analisi di un altro tipo di dato: i valori medi.

4.2.2 Test t-Student per il confronto tra due campioni indipendenti (e analogo Test non parametrico di Welch)

Nella tabella 4.2 sono riportati i risultati ottenuti dall'applicazione del Test t-Student per il confronto tra le medie di due campioni indipendenti. In quattro casi le condizioni di omoschedasticità della distribuzione di dati non è stata rispettata; per superare questo problema si è fatto ricorso al Test di Welch (analogo non parametrico del Test t-Student), i cui risultati ottenuti in questo modo sono indicati con la lettera W in apice. L'ipotesi nulla H_0 , verificata con un test ad una coda, prevede che il numero medio di taxa campionati nel tratto sotteso ad una derivazione sia maggiore o uguale al numero medio di taxa campionati nel tratto a monte della stessa.

Per il torrente Chalamy, l'ipotesi nulla viene rifiutata per il *numero di taxa EPT* ($P < 0,05$), *triturator* ($P < 0,01$), *raschiatori* ($P < 0,05$) e *detritivori* ($P < 0,01$). Per il torrente Dora di Rhemes, invece, l'ipotesi nulla viene rifiutata per il *numero medio di taxa totali* ($P < 0,05$), *ditteri* ($P < 0,01$), *raschiatori*, *onnivori* e *reofili* (tutti e tre: $P < 0,05$). Questo vuole dire che il numero medio di taxa di queste categorie nel tratto sotteso ad una derivazione è significativamente inferiore rispetto a quello presente nel tratto a monte della stessa; tale risultato è probabilmente imputabile alla presenza della derivazione. Per il torrente Evançon, l'ipotesi nulla viene rifiutata per il *numero medio di taxa ditteri* ($P < 0,05$); contrariamente alle previsioni, il risultato è negativo e questo indica una situazione opposta a quella riscontrata per i due torrente precedenti. Come si può notare dalla tabella, sono presenti altri risultati negativi, questo vuol dire che il numero medio di taxa, per i relativi gruppi o unità sistematiche, presenti nel tratto sotteso ad una derivazione è maggior rispetto a quello presente nel tratto a monte e questa è una condizione che va contro l'ipotesi di partenza secondo cui nel tratto sotteso ci dovrebbe sempre essere una riduzione di biodiversità. Manca una risposta comune per i cinque torrenti considerati.

Tabella 4.2 - Test t-Student per il confronto tra due campioni indipendenti (e analogo Test non parametrico di Welch) per i cinque torrenti sottoposti ad analisi

Numero taxa	Chalamy	Dora di Rhemes	Evançon	Lys	Saint-Barthélemy
<i>Totali</i>	1,36	2,47	0,26	-1,21	0,48
<i>EPT</i>	2,40	1,52	1,53	0,00	1,34
<i>Ditteri</i>	0,50	3,36	-2,33	-1,07	-0,45
<i>Triturator</i>	3,23 ^w	-0,47	1,86 ^w	0,00 ^w	0,80
<i>Raschiatori</i>	2,58	2,41	-1,46	-0,17	1,49
<i>Onnivori</i>	1,79	2,67	-1,04	-1,55 ^w	0,99
<i>Detritivori</i>	3,10 ^w	0,84	1,59	-1,05	0,20
<i>Reofili</i>	1,57	2,41	-0,29	-0,32	0,83

P < 0,05; P < 0,01.

4.2.3 Analisi della varianza a due criteri di classificazione con interazione tra fattori

Nella tabella 4.3 sono riportati i risultati ottenuti dall'applicazione dell'Analisi della Varianza a due criteri di classificazione con interazione tra i fattori. Per ogni torrente vengono indicati i gradi di libertà di ogni criterio (DF o degrees of freedom), la varianza (MS o mean square) e il valore del Test F. Le condizioni di validità del test (normalità della distribuzione e omogeneità della varianza) sono state sempre rispettate quindi non è stato necessario il ricorso alla trasformazione dei dati o a test statistici non parametrici per superare il problema.

In questo tipo di modello sono tre le ipotesi nulle da verificare:

- la prima ipotesi nulla H_0 : non ci sono differenze tra le medie per il primo criterio (differenza tra anni: 2008, 2009 e 2010);
- la seconda ipotesi nulla H_0 : non ci sono differenze tra le medie per il secondo criterio (differenza tra zone di campionamento: monte e sotteso);
- la terza ipotesi nulla H_0 : non ci sono interazioni tra i due criteri considerati.

Considerando il primo criterio di classificazione, il *numero medio di taxa raschiatori* (per il torrente Dora di Rhemes e Lys) e *onnivori* (solo il torrente Dora di Rhemes) sono significativamente differenti nel corso dei tre anni, quindi l'ipotesi nulla viene rifiutata.

Nelle due zone di campionamento (tratto a monte e sotteso ad una derivazione) vengono confermati i risultati ottenuti dal precedente Test t-Student e Test di Welch, con la stessa probabilità, per i torrenti Chalamy, Dora di Rhemes ed Evançon, quindi l'ipotesi nulla viene rifiutata.

Per tutti i torrenti considerati non c'è interazione tra i due criteri quindi la terza ipotesi nulla viene sempre accettata, questo vuol dire che tra le due zone di campionamento (tratto a monte e sotteso ad una derivazione) il numero medio di taxa delle diverse categorie considerate varia in modo simile nel corso degli anni.

Tabella 4.3 - ANOVA a due criteri di classificazione con interazione tra i fattori

Numero taxa	Criterio	DF	Chalamy		Dora di Rhemes		Evançon		Lys		Saint-Barthélemy	
			MS	F	MS	F	MS	F	MS	F	MS	F
Totali	Anni	2	13,87	1,01	18,66	3,19	7,87	1,48	27,54	1,41	9,50	0,86
	Zone	1	24,00	1,76	40,0	6,84	0,37	0,07	28,16	1,44	2,66	0,25
	Anni*Zone	2	4,62	0,33	0,66	0,11	1,12	0,21	5,29	0,27	15,16	1,37
	Errore	18	13,61		5,84		5,29		19,52		11,02	
EPT	Anni	2	6,29	1,03	10,16	3,21	5,79	2,36	14,62	2,08	0,50	0,10
	Zone	1	35,04	5,77	8,16	2,57	6,00	2,45	0,00	0,00	8,16	1,69
	Anni*Zone	2	5,54	0,91	0,16	0,05	0,12	0,05	1,62	0,23	6,16	1,28
	Errore	18	6,06		3,16				7,00		4,80	
Ditteri	Anni	2	0,87	0,52	0,87	1,21	2,44	0,06	0,66	0,46	4,62	2,89
	Zone	1	0,37	0,22	8,16	11,30	0,04	5,17	1,50	1,03	0,37	0,23
	Anni*Zone	2	0,12	0,07	0,54	0,75	3,37	1,34	0,50	0,34	1,12	0,70
	Errore	18	1,68		0,72		0,87		1,44		1,59	
Trituratori	Anni	2	0,87	1,90	0,50	0,60	1,54	2,84	0,30	0,28	0,04	0,06
	Zone	1	5,04	11,0	0,16	0,20	2,04	3,76	0,00	0,00	0,37	0,55
	Anni*Zone	2	0,29	0,63	0,16	0,20	0,04	0,07	0,12	0,11	0,12	0,18
	Errore	18	0,45		0,83		0,54		1,08		0,68	
Raschiatori	Anni	2	0,79	0,43	6,12	4,95	1,16	1,29	5,16	5,39	1,62	1,03
	Zone	1	10,66	5,90	9,37	7,58	2,04	2,26	0,04	0,04	3,37	2,15
	Anni*Zone	2	0,54	0,30	0,37	0,30	1,16	1,29	0,66	0,69	0,87	0,55
	Errore	18	1,80		1,23		0,90		0,95		1,56	
Onnivori	Anni	2	2,54	1,00	6,29	4,67	1,29	0,62	7,12	1,35	1,79	0,64
	Zone	1	8,16	3,23	12,04	8,93	2,04	0,98	12,04	2,28	2,66	0,96
	Anni*Zone	2	2,54	1,00	0,04	0,03	0,54	0,26	0,29	0,05	2,79	1,00
	Errore	18	2,52		1,34		2,06		5,26		2,77	
Detritivori	Anni	2	0,50	0,14	6,16	3,31	3,50	1,78	5,04	0,93	3,12	0,74
	Zone	1	30,37	8,50	1,50	0,80	5,04	2,57	6,00	1,11	0,16	0,03
	Anni*Zone	2	2,00	0,56	0,00	0,00	0,66	0,34	5,37	0,99	3,04	0,72
	Errore	18	3,50		1,86		1,95		5,38		4,19	
Reofili	Anni	2	8,66	0,95	14,29	2,73	11,37	2,91	25,79	1,79	6,79	0,69
	Zone	1	22,04	2,43	32,66	6,25	0,37	0,09	1,50	0,10	7,04	0,71
	Anni*Zone	2	7,16	0,79	0,29	0,05	0,12	0,03	5,37	0,37	16,54	1,68
	Errore	18	9,06		5,22		3,90		14,33		9,79	

P < 0,05; P < 0,01.

Nella tabella 4.4 sono riportati i risultati del Test post-hoc di Tukey (o procedura HSD) eseguito sui risultati statisticamente significativi ottenuti dalla precedente Analisi della Varianza. Le informazioni comprendono: il torrente considerato, la categoria di taxa coinvolta, il criterio di classificazione significativo, la suddivisione in gruppi dei trattamenti, la media di ciascun trattamento e il valore HSD, ovvero il campo di variazione critico o intervallo di confidenza con probabilità α del 5% (se la differenza tra le medie supera questo valore, allora esse vengono considerate in gruppi differenti).

Tabella 4.4 - Test post-hoc di Tukey (le medie indicate con la stessa lettere non sono significativamente differenti)

Torrente	Numero taxa	Criterio	Gruppi	Trattamento	Media	HSD	
Chalamy	EPT	Zona	A	Monte	11,00	2,11	
			B	Sotteso	8,58		
	Trituratori	Zona	A	Monte	3,08	0,58	
			B	Sotteso	2,16		
	Raschiatori	Zona	A	Monte	4,75	1,15	
			B	Sotteso	3,41		
	Detritivori	Zona	A	Monte	8,75	1,62	
			B	Sotteso	6,50		
Dora di Rhemes	Totali	Zona	A	Monte	1083	2,07	
			B	Sotteso	8,25		
	Ditteri	Zona	A	Monte	3,58	0,72	
			B	Sotteso	2,41		
	Raschiatori	Anno		A	2010	2,75	1,41
				AB	2009	1,87	
				B	2008	1,00	
		Zona		A	Monte	2,50	0,95
				B	Sotteso	1,25	
		Onnivori	Anno		A	2010	6,50
	AB				2009	5,87	
	B				2008	4,75	
Zona		A	Monte	6,41	0,99		
		B	Sotteso	5,00			
Evançon	Ditteri	Zona	A	Sotteso	3,66	0,69	
			B	Monte	2,91		
Lys	Raschiatori	Anno	A	2008	1,87	1,24	
			B	2009	0,62		
			B	2010	0,37		

Considerando il criterio *zona*, le due medie nei vari torrenti e per le diverse categorie di taxa considerate sono significativamente differenti, in più il valore registrato nel tratto a monte di una derivazione è sempre maggiore rispetto a quello nel tratto sotteso. L'unica eccezione è il caso del torrente Evançon in cui il *numero medio di taxa ditteri* nel tratto sotteso alla derivazione è maggiore rispetto a quello riscontrato nel tratto a monte.

Per quanto riguarda il criterio *anno*, le tre medie per le categorie *raschiatori* e *onnivori* del torrente Dora di Rhemes sono significativamente differenti tra loro. Per il *numero medio di taxa raschiatori* del torrente Lys, la media del 2008 risulta maggiore e significativamente differente rispetto a quelle del 2009 e 2010, tra loro non differenti.

Data l'assenza di interazione tra i due criteri usati per l'Analisi della Varianza, non è stato necessario effettuare il Test post-hoc di Tukey in quanto le medie non sarebbero risultate significativamente differenti tra loro (quindi avrebbero fatto parte di un unico gruppo).

A questo proposito però sono stati analizzati i grafici dell'interazione tra fattori (vedi ALLEGATO 5). I punti presenti in questi grafici rappresentano il numero medio di taxa di

ogni gruppo, calcolato nelle zone di campionamento prima e dopo ogni derivazione nei tre anni considerati.

Per il torrente Chalamy si notano differenze minime nel numero medio di taxa di ogni gruppo nel 2008. Tali differenze aumentano nel 2009 per poi attenuarsi o rimanere costanti nel 2010 a seconda della categoria di taxa considerata. Nel tratto a monte della derivazione si osserva sempre un numero medio di taxa maggiore rispetto al tratto sotteso. Soffermandosi sui dati ottenuti in questa zona di campionamento si nota che dal 2008 al 2009 c'è un calo brusco del numero medio di taxa, per poi rimanere costante o aumentare leggermente dal 2009 al 2010. Dato che i risultati dell'ANOVA non sono statisticamente significativi, ci si sarebbe aspettato che i segmenti che congiungono i punti, nelle distinte zone di campionamento, fossero tra loro paralleli ma così non è.

Per il torrente Dora di Rhemes si presentano differenze più o meno accentuate tra le due zone di campionamento con un progressivo aumento dei valori medi nel corso degli anni. Anche in questo caso si osserva sempre un numero medio di taxa maggiore nel tratto a monte alla derivazione rispetto al tratto sotteso. I segmenti che uniscono i punti sono tendenzialmente paralleli in accordo con i risultati ottenuti con la precedente analisi.

Per il torrente Evançon si notano, in alcuni casi, differenze minime nel numero medio di taxa tra le due zone di campionamento nel 2008 e un aumento negli anni successivi. Inoltre si osserva che il *numero medio di taxa ditteri, raschiatori, onnivori e reofili* è maggiore nel tratto sotteso. I segmenti che uniscono i punti non sempre sono paralleli e questo in parte contrasta con i risultati ottenuti dalla precedente analisi.

Nel torrente Lys si presentano maggiori differenze nel numero medio di taxa tra le due zone di campionamento nel 2008 e 2010, minime nel 2009. Anche in questo caso i segmenti che uniscono i punti non sono sempre paralleli. In più, il *numero medio di taxa totali, ditteri e onnivori* è sempre maggiore nel tratto sotteso alla derivazione.

Nel torrente Saint-Barthélemy si verificano comportamenti diversi a seconda della categoria di taxa considerata. Tra le due zone di campionamento, le differenze sono massime nel 2008 e diminuiscono nel 2009. Nel 2010, in alcuni casi, queste differenze diminuiscono ancora mentre in altri la tendenza si inverte quindi nel tratto sotteso alla derivazione si assiste ad un aumento del numero medio di taxa rispetto al tratto a monte. I segmenti che uniscono i punti non sempre sono paralleli e questo in parte contrasta con i risultati ottenuti dalla precedente analisi.

4.3 Analisi statistiche multivariate

4.3.1 Regressione lineare multipla

Nelle tabelle dalla 4.5 alla 4.6 sono riportati i risultati della regressione lineare multipla per i soli torrenti Chalamy e Dora di Rhemes. Per ognuno vengono indicati il tipo di metrica considerata (variabile dipendente), il valore del Test F, le variabili del modello (ovvero l'intercetta e i coefficienti angolari delle variabili indipendenti) e il coefficiente di determinazione R^2 . Da questa analisi sono stati esclusi i torrenti Evançon, Lys e Saint-Barthélemy in quanto i periodi in cui sono stati effettuati i rilevamenti dei parametri chimico-fisici e i campionamenti I.B.E. non coincidono.

Il modello di regressione iniziale prevedeva l'uso di tutti i parametri chimico-fisici misurati. La forte correlazione negativa tra i parametri *temperatura* e *ossigeno disciolto* genera, nel modello finale, il fenomeno di multicollinearità, che consiste nella presenza di una forte correlazione tra le variabili, con conseguente difficoltà nell'individuare l'effetto che ciascuna variabile indipendente ha sulla variabile dipendente. I valori dei coefficienti di regressione per queste variabili diventano instabili e gli errori standard possono aumentare eccessivamente mascherando la significatività statistica dei predittori (o variabili indipendenti). Per questo motivo la variabile *ossigeno disciolto* è stata tolta dal modello finale.

Tabella 4.5 - Regressione lineare multipla (torrente Chalamy)

Numero taxa	F	Modello							R^2
		Intercetta	pH	BOD ₅	COD	SS	T	Q	
<i>Totale</i>	0,59	11,64	0,34	0,63	0,08	-0,12	0,15	0,13	0,17
<i>EPT</i>	1,08	22,22	-1,66	0,82	0,14	-0,04	-0,13	0,13	0,27
<i>Ditteri</i>	2,77	-7,59	1,25	0,00	0,03	-0,04	0,08	0,50	0,49
<i>Trituratori</i>	1,30	4,08	-0,25	0,46	0,02	-0,01	-0,02	0,14	0,31
<i>Raschiatori</i>	0,30	3,70	-0,10	0,43	0,03	-0,01	0,06	0,25	0,09
<i>Onnivori</i>	2,13	4,74	0,26	0,15	0,13	-0,07	0,04	0,41	0,53
<i>Detritivori</i>	1,13	10,57	-0,39	0,61	0,06	-0,03	-0,13	0,28	0,28
<i>Reofili</i>	0,51	14,02	-0,25	0,77	0,14	-0,07	0,04	0,13	0,15

P < **0,05**.

Tabella 4.6 - Regressione lineare multipla (torrente Dora di Rhemes)

Numero taxa	F	Modello							R^2
		Intercetta	pH	BOD ₅	COD	SS	T	Q	
<i>Totale</i>	0,25	32,26	-2,61	-0,14	-0,06	-0,001	-0,12	-0,07	0,08
<i>EPT</i>	0,60	1,23	0,43	0,82	-0,06	-0,01	0,01	0,28	0,17
<i>Ditteri</i>	0,47	16,10	-1,41	-0,48	-0,009	0,004	-0,10	-0,17	0,14
<i>Trituratori</i>	2,01	15,49	-1,56	0,04	0,02	-0,001	-0,001	-0,33	0,41
<i>Raschiatori</i>	1,23	4,70	-0,23	-0,14	-0,09	-0,002	-0,14	0,36	0,30
<i>Onnivori</i>	0,46	8,45	-0,20	0,01	-0,06	0,0002	-0,12	0,0001	0,14
<i>Detritivori</i>	0,31	20,5	-1,80	-0,23	-0,03	0,00	-0,07	-0,13	0,10
<i>Reofili</i>	0,26	19,30	-1,35	0,37	-0,07	-0,003	-0,06	0,02	0,08

P < **0,05**.

Il Test F, o test di linearità, è risultato significativo, con probabilità inferiore al 5%, per il solo *numero di taxa ditteri* del torrente Chalamy (Tab. 4.5), questo vuol dire che il modello risulta adeguato alla previsione quindi esiste una relazione di tipo lineare tra il *numero di taxa ditteri* e le variabili indipendenti selezionate. In tutti gli altri casi, il modello lineare proposto non è adatto per rappresentare la situazione.

Tutti i coefficienti di determinazione R^2 calcolati risultano inferiori alla soglia standard di 0,6 quindi significa che le variabili esplicative presenti nel modello spiegano meno del 60% della variabilità della variabile dipendente. Il valore più alto riscontrato è di 0,53 per il *numero di taxa ditteri* del torrente Chalamy, negli altri casi tale valore è ancora più basso. Questo suggerisce che siano altri i fattori che influenzano la variabile dipendente.

Considerando i coefficienti angolari (o regressori beta) delle variabili indipendenti si nota che, per il torrente Chalamy (Tab. 4.5), questi tendono ad essere sempre positivi per le variabili *BOD₅*, *COD* e *portata (Q)*, negativi per i *solidi sospesi (SS)*. I coefficienti angolari della variabile *temperatura (T)* sono negativi per il *numero di taxa EPT*, *trituratori e detritivori*, positivi per tutti gli altri. Gli unici che risultano statisticamente significativi sono la *portata (Q)* per il *numero di taxa ditteri*, il *COD* e i *solidi sospesi* per il *numero di taxa onnivori* con probabilità inferiore al 5%. Per il torrente Dora di Rhemes (Tab. 4.6) si presentano risultati differenti rispetto a prima. I coefficienti angolari delle variabili *pH* e *temperatura (T)* sono sempre negativi, tranne che per il *numero di taxa EPT*; per le altre variabili assumono valori positivi e negativi a seconda delle situazioni. L'unico coefficiente angolare statisticamente significativo è la *portata (Q)* per il *numero di taxa triturator* con una probabilità del 5%.

4.3.2 Analisi delle componenti principali e Clustering gerarchico

Nella scelta del numero di componenti principali si è fatto riferimento alla regola secondo cui andrebbero presi gli autovalori in cui valore risulta essere maggiore o uguale a 1 o la percentuale di variabilità cumulata delle componenti raggiunga il 70-80% (vedi ALLEGATO 4, Tab. 4.18). Seguendo queste regole si è deciso che il numero di componenti principali per rappresentare i sistemi analizzati è 3 quindi il plot dell'Analisi delle Componenti Principali sarà a tre dimensioni.

Nella tabella 4.7 sono riportate le correlazioni fra le variabili e le componenti principali (o dimensioni) per il torrente Chalamy: la prima dimensione è ben rappresentata dalle variabili *efemerotteri*, *plecotteri* e *tricotteri*; la seconda dimensione dai *coleotteri* e *oligocheti*; la terza dimensione dai *ditteri*. Tutte le variabili hanno correlazione positiva con le componenti principali.

La figura 4.21 mostra la relativa carta della variabili:

- l'orientamento positivo della prima dimensione corrisponde ad un maggior numero di *plecotteri*, *efemerotteri*, *tricotteri* e in generale delle altre variabili considerate;
- l'orientamento positivo della seconda dimensione corrisponde ad un maggior numero di *coleotteri* ed *oligocheti* mentre quello negativo ad un maggior numero di *plecotteri*, *efemerotteri* e *tricotteri*;
- l'orientamento positivo della terza dimensione corrisponde ad un maggior numero di *ditteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *tricladi* e *plecotteri*.

Le comunità di macroinvertebrati campionate nel tratto a monte di una derivazione (indicate in blu, senza distinzioni nell'anno di campionamento) tendono ad avere un maggior numero di taxa rispetto a quelle campionate nel tratto sotteso (indicate in rosso, arancione e giallo a seconda dell'anno di campionamento), soprattutto considerando i *plecotteri*, *efemerotteri* e *tricotteri*. In più, queste tendono ad avere un maggior numero di *coleotteri* e *oligocheti*. Va segnalato che per entrambe le situazioni ci sono delle eccezioni. Soffermandosi sulle comunità campionate nel tratto sotteso si può notare, osservando la distanza tra i punti, come in autunno e in inverno ci sia poca differenza nella composizione della comunità in tutti gli anni considerati, oltre ad essere simili a quelle campionate nel tratto a monte. La situazione cambia in primavera e in estate dove si registrano le maggior differenze (Fig. 4.22).

Tabella 4.7 - Correlazione fra le variabili e le componenti principali (torrente Chalamy)

	Dim, 1	Dim, 2	Dim, 3
<i>Efemerotteri</i>	0,73	-0,42	0,07
<i>Plecotteri</i>	0,77	-0,34	-0,22
<i>Tricotteri</i>	0,66	-0,22	0,26
<i>Coleotteri</i>	0,30	0,79	0,02
<i>Ditteri</i>	0,21	0,38	0,82
<i>Tricladi</i>	0,48	0,48	-0,42
<i>Oligocheti</i>	0,24	0,71	-0,15

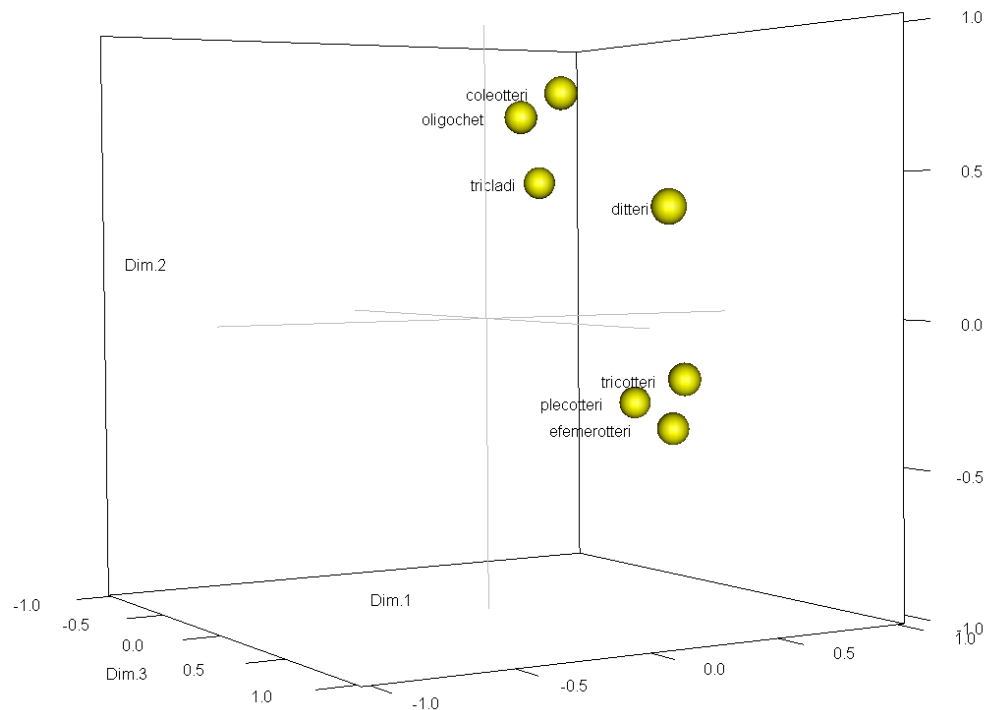


Figura 4.21 - Carta della variabili (torrente Chalamy)

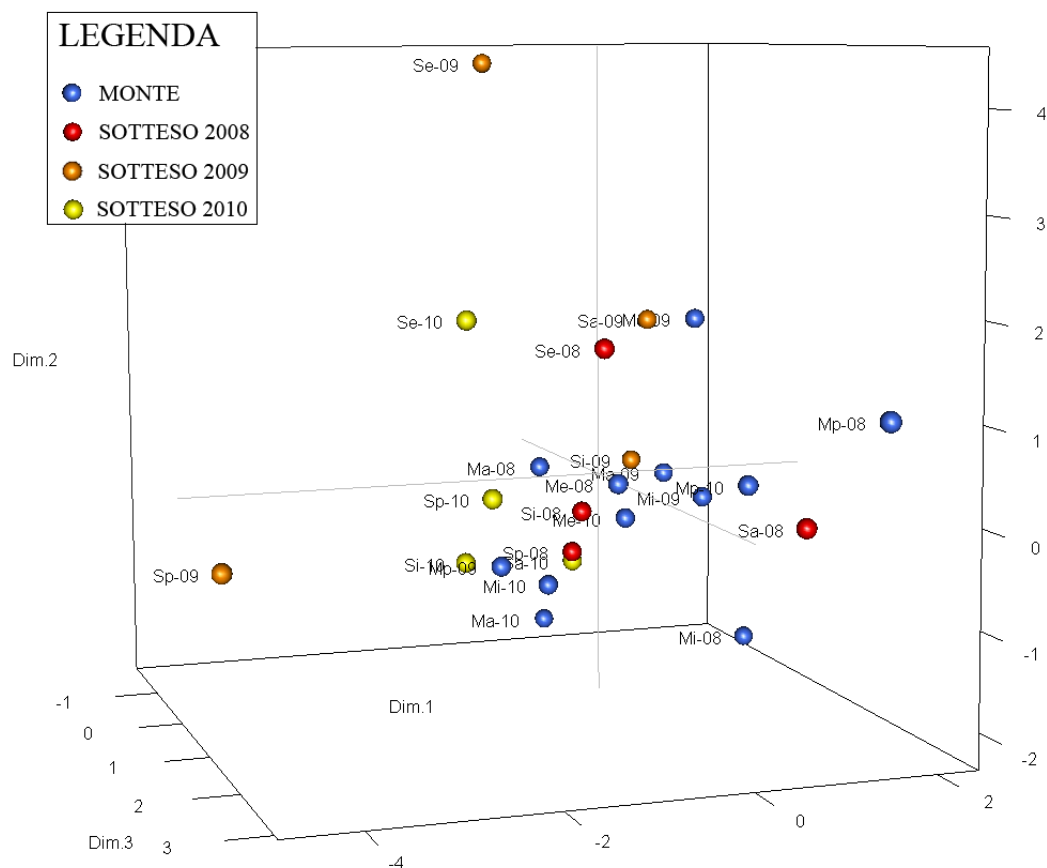


Figura 4.22 - Plot Analisi delle Componenti Principali (torrente Chalamy)

Nella figura 4.23 viene riportato il risultato del clustering gerarchico per il torrente Chalamy. Da questa analisi non emergono raggruppamenti ben definiti né per il sito di campionamento né per l'anno di esecuzione delle analisi. I primi tre cluster (individuati con i colori nero, rosso e verde), raggruppando comunità macrobentoniche campionate nel tratto sotteso ad una derivazione anche se di anni differenti, sono gli unici che confermano le ipotesi di partenza di una distinzione tra zone nella composizione dei popolamenti, anche a livelli gerarchici superiori. Gli altri cluster, invece, raggruppano comunità macrobentoniche sia nel tratto sotteso che nel tratto a monte di una derivazione, soprattutto a livelli gerarchici superiori e senza distinzioni per gli anni in cui sono state campionate.

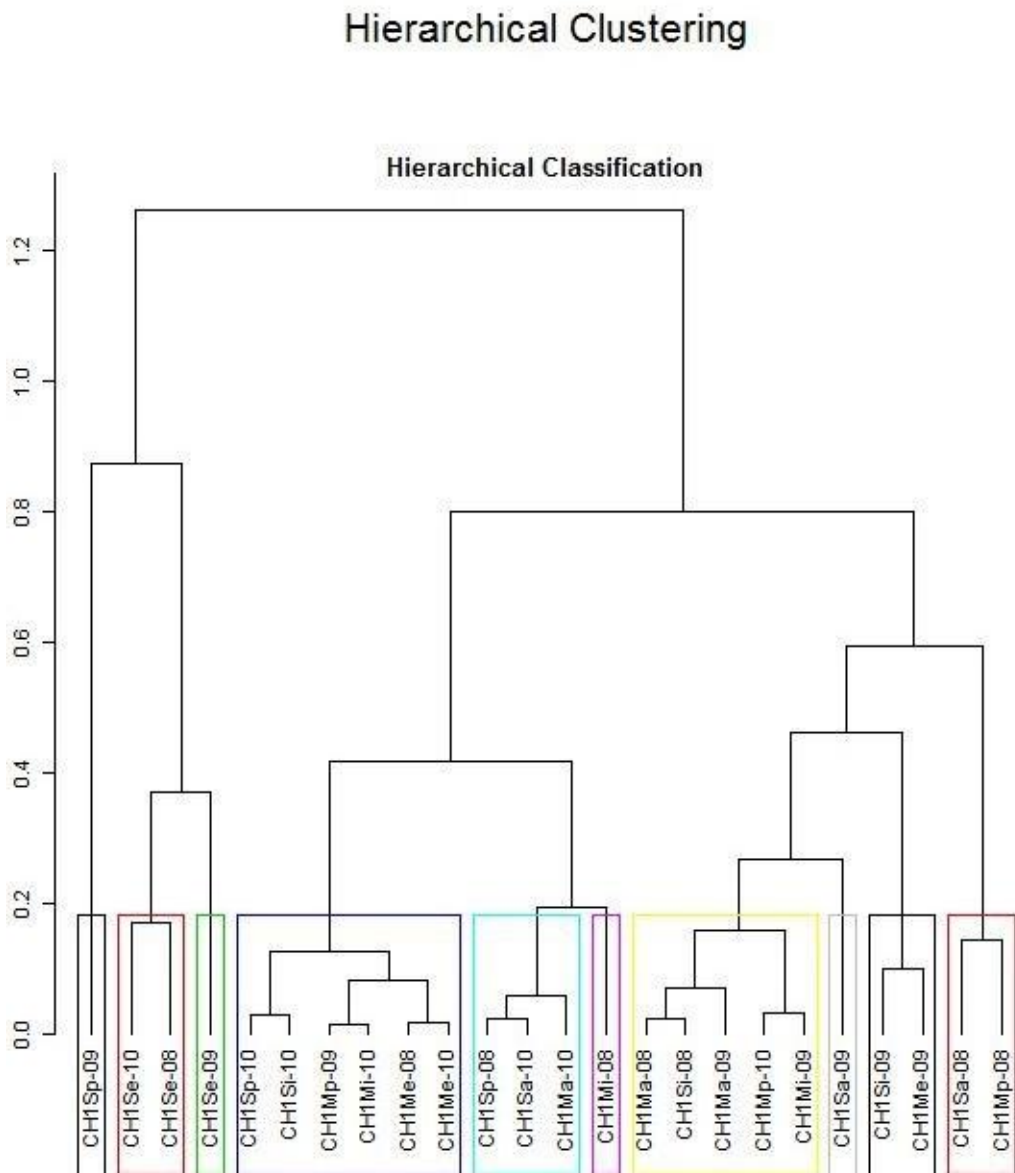


Figura 4.23 - Clustering gerarchico (torrente Chalamy)

Nella tabella 4.8 sono riportate le correlazioni fra le variabili e le componenti principali (o dimensioni) per il torrente Dora di Rhemes: la prima dimensione è ben rappresentata dalle variabili *efemerotteri*, *plecotteri* e *ditteri* (correlazione positiva); la seconda dimensione dai *coleotteri*, *oligocheti* (correlazione positiva) e *tricotteri* (correlazione negativa); la terza dimensione dai *plecotteri*, *tricotteri* e *tricladi* (questi ultimi con correlazione negativa).

La figura 4.24 mostra la relativa carta della variabili:

- l'orientamento positivo della prima dimensione corrisponde ad un maggior numero di *efemerotteri*, *ditteri* e *plecotteri*;
- l'orientamento positivo della seconda dimensione corrisponde ad un maggior numero di *coleotteri* ed *oligocheti* mentre quello negativo ad un maggior numero di *tricotteri*;
- l'orientamento positivo della terza dimensione corrisponde ad un maggior numero di *plecotteri* e *tricotteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *tricladi*.

Tratte qualche eccezione, le comunità macrobentoniche campionate nel tratto a monte di una derivazione (indicate in blu, senza distinzioni nell'anno di campionamento) tendono ad avere una maggior numero di *efemerotteri*, *plecotteri* e *tricotteri* rispetto a quelle campionate nel tratto sotteso (indicate in rosso, arancione e giallo a seconda dell'anno di campionamento), le quali, rispetto alle precedenti, presentano un maggior numero di *tricladi*. In questo caso si delinea una più netta separazione, testimoniata dalla distanza tra i punti, tra le comunità campionate prima e dopo una derivazione idroelettrica. Considerando i popolamenti del tratto sotteso si notano anche qui delle differenze significative infatti le comunità campionate nel 2008 tendono ad avere meno *efemerotteri*, *plecotteri* e *tricotteri* rispetto a quelle campionate negli anni successivi le quali, nel tempo, tendono ad arricchirsi progressivamente in *plecotteri* ed *efemerotteri* avvicinandosi sempre di più in composizione alle comunità campionate nel tratto a monte della derivazione (Fig. 4.25).

Tabella 4.8 - Correlazione fra le variabili e le componenti principali (torrente Dora di Rhemes)

	Dim, 1	Dim, 2	Dim, 3
<i>Efemerotteri</i>	0,79	0,00	0,04
<i>Plecotteri</i>	0,73	-0,17	0,54
<i>Tricotteri</i>	-0,08	-0,69	0,49
<i>Coleotteri</i>	-0,02	0,88	0,11
<i>Ditteri</i>	0,78	-0,17	-0,28
<i>Tricladi</i>	0,51	-0,17	-0,55
<i>Oligocheti</i>	0,44	0,70	0,26

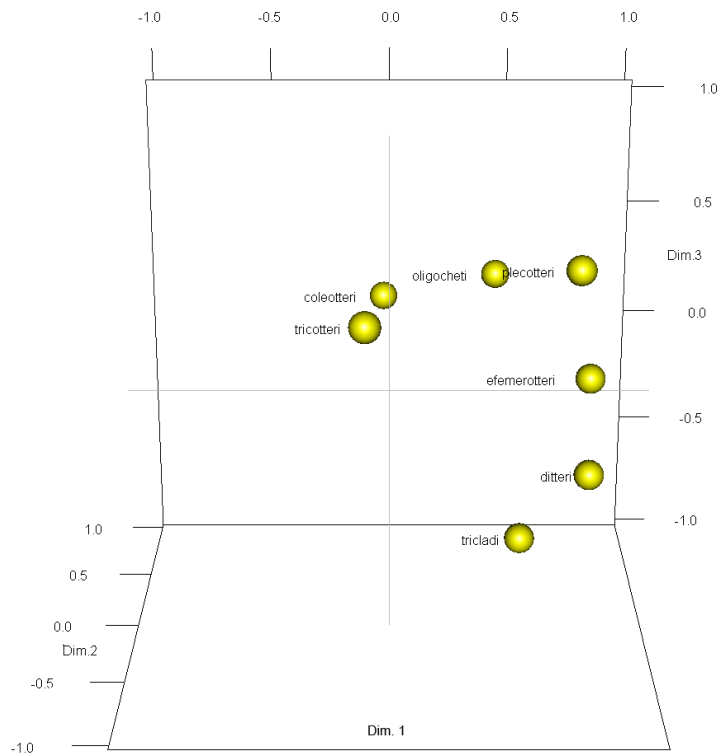


Figura 4.24 - Carta della variabili (torrente Dora di Rhemes)

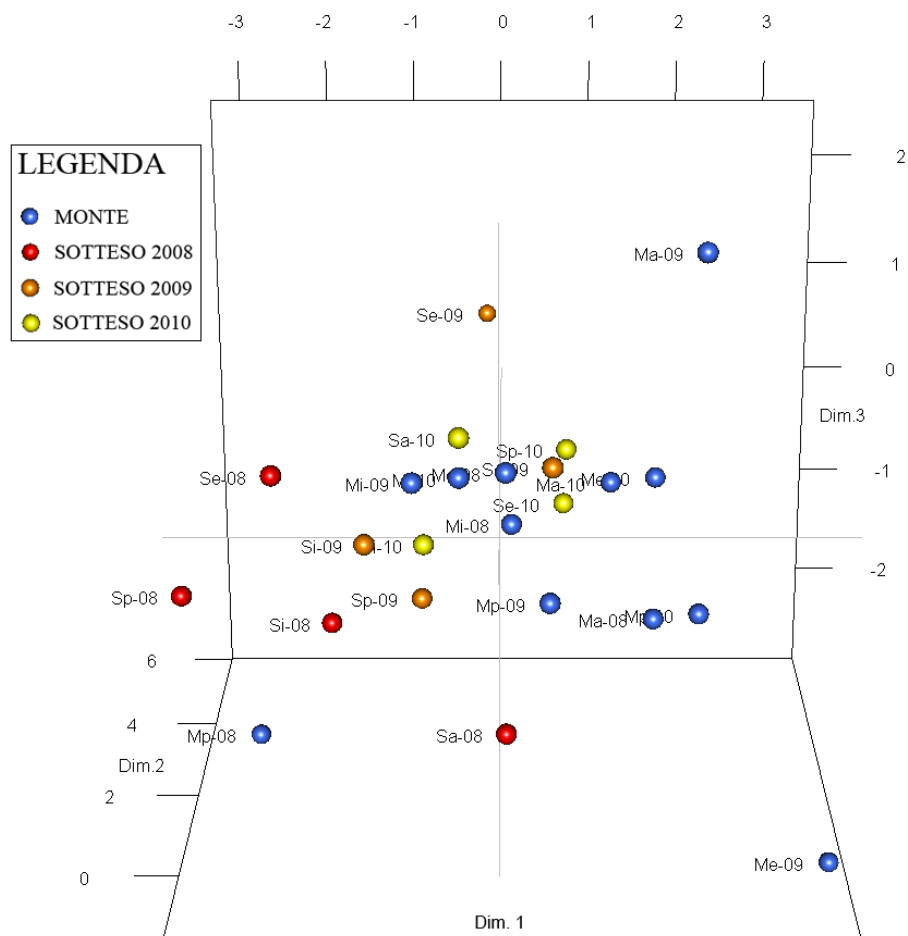


Figura 4.25 - Plot Analisi delle Componenti Principali (torrente Dora di Rhemes)

Nella figura 4.26 viene riportato il risultato del clustering gerarchico per il torrente Dora di Rhemes. Gli unici cluster in cui si configura un raggruppamento ben definito, con distinzione del sito di campionamento, sono il primo (nero) e il quinto (azzurro). A livelli gerarchici superiori questa distinzione si perde completamente e di conseguenza vengono raggruppate comunità campionate in anni e siti differenti.

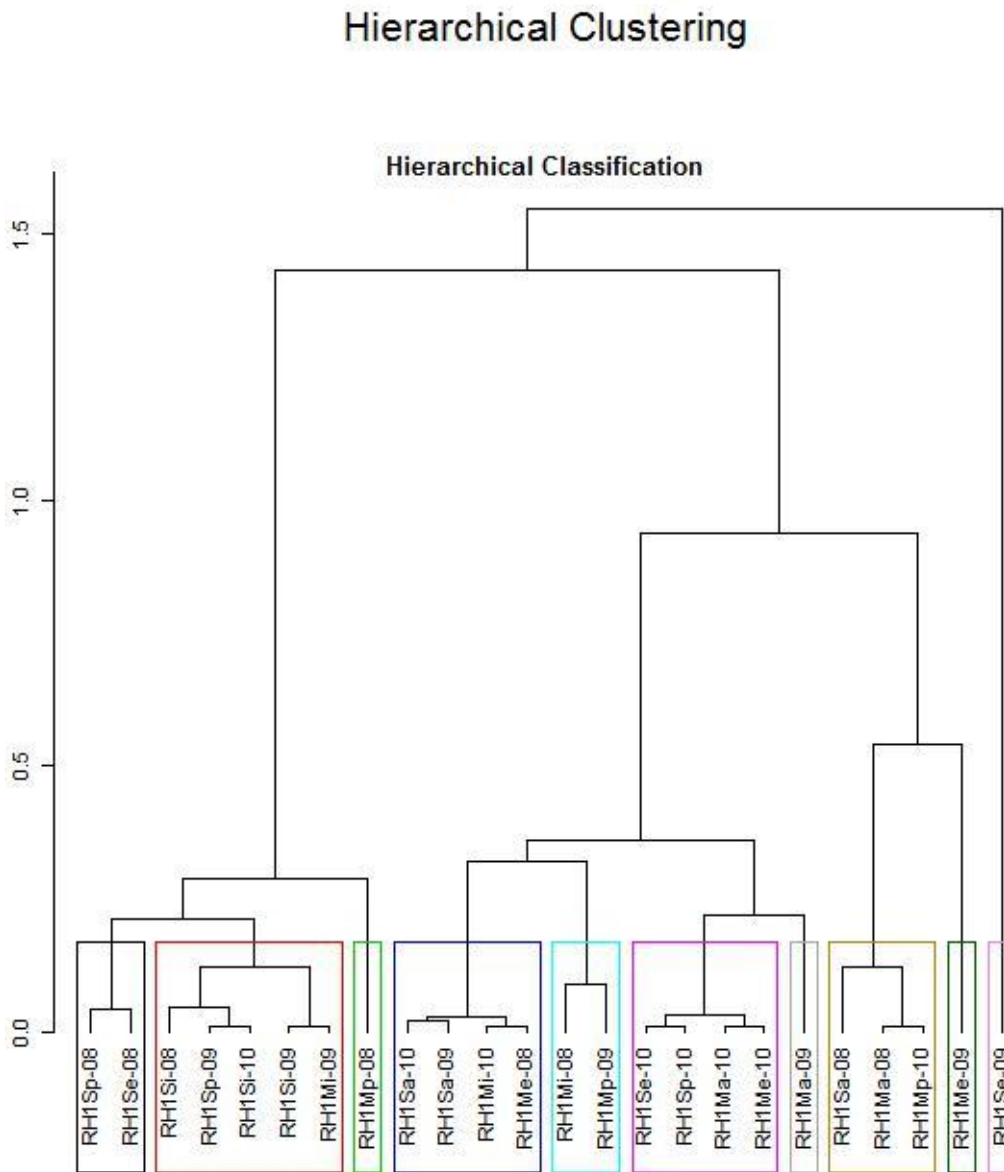


Figura 4.26 - Clustering gerarchico (torrente Dora di Rhemes)

Nella tabella 4.9 sono riportate le correlazioni fra le variabili e le componenti principali (o dimensioni) per il torrente Evançon: la prima dimensione è ben rappresentata dalle variabili *tricladi*, *efemerotteri*, *plecotteri* (correlazione positiva), *coleotteri* e *oligocheti* (correlazione negativa); la seconda dimensione da *tricotteri*, *efemerotteri* (correlazione positiva) e *ditteri* (correlazione negativa); la terza dimensione da *ditteri*, *tricotteri* (correlazione positiva), *coleotteri* e *plecotteri* (correlazione negativa).

La figura 4.27 mostra la relativa carta della variabili:

- l'orientamento positivo della prima dimensione corrisponde ad un maggior numero di *tricladi*, *efemerotteri* e *plecotteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *oligocheti* e *coleotteri*;
- l'orientamento positivo della seconda dimensione corrisponde ad un maggior numero di *tricotteri* ed *efemerotteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *ditteri*;
- l'orientamento positivo della terza dimensione corrisponde ad un maggior numero di *ditteri* e *tricotteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *coleotteri* e *plecotteri*.

Tranne qualche eccezione, le comunità macrobentoniche campionate nel tratto a monte di una derivazione (indicate in blu, senza distinzioni nell'anno di campionamento) tendono a distribuirsi uniformemente sull'asse della prima dimensione, questo vuol dire che la loro composizione varia notevolmente tra taxa sensibili e tolleranti. E' comunque possibile distinguerle da quelle campionate nel tratto sotteso (indicate in rosso, arancione e giallo a seconda dell'anno di campionamento) le quali presentano un maggior numero di *ditteri* rispetto alle comunità campionate a monte della derivazione. Soffermandosi sui popolamenti del tratto sotteso si notano anche qui delle differenze significative infatti le comunità campionate nel 2008 tendono ad avere più *ditteri* rispetto a quelle campionate nel 2010, la cui composizione, con qualche eccezione, è simile a quella delle comunità campionate nel tratto a monte (Fig. 4.28).

Tabella 4.9 - Correlazione fra le variabili e le componenti principali (torrente Evançon)

	Dim, 1	Dim, 2	Dim, 3
<i>Efemerotteri</i>	0,70	0,49	0,00
<i>Plecotteri</i>	0,48	-0,40	-0,52
<i>Tricotteri</i>	-0,05	0,66	0,55
<i>Coleotteri</i>	-0,60	0,33	-0,46
<i>Ditteri</i>	-0,19	-0,56	0,55
<i>Tricladi</i>	0,74	-0,23	0,28
<i>Oligocheti</i>	-0,58	-0,25	0,16

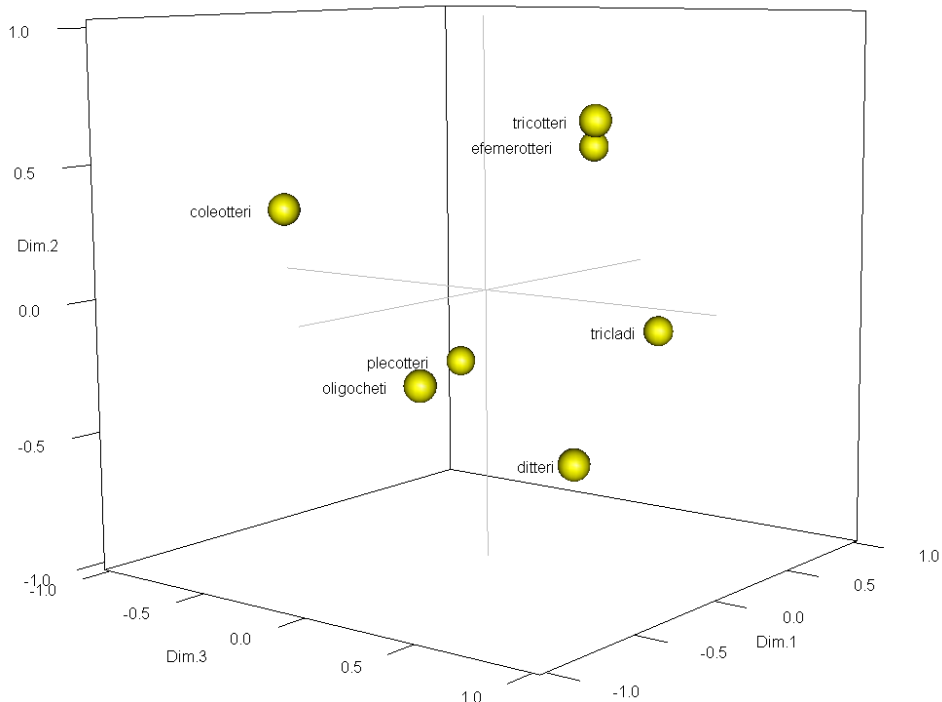


Figura 4.27 - Carta della variabili (torrente Evançon)

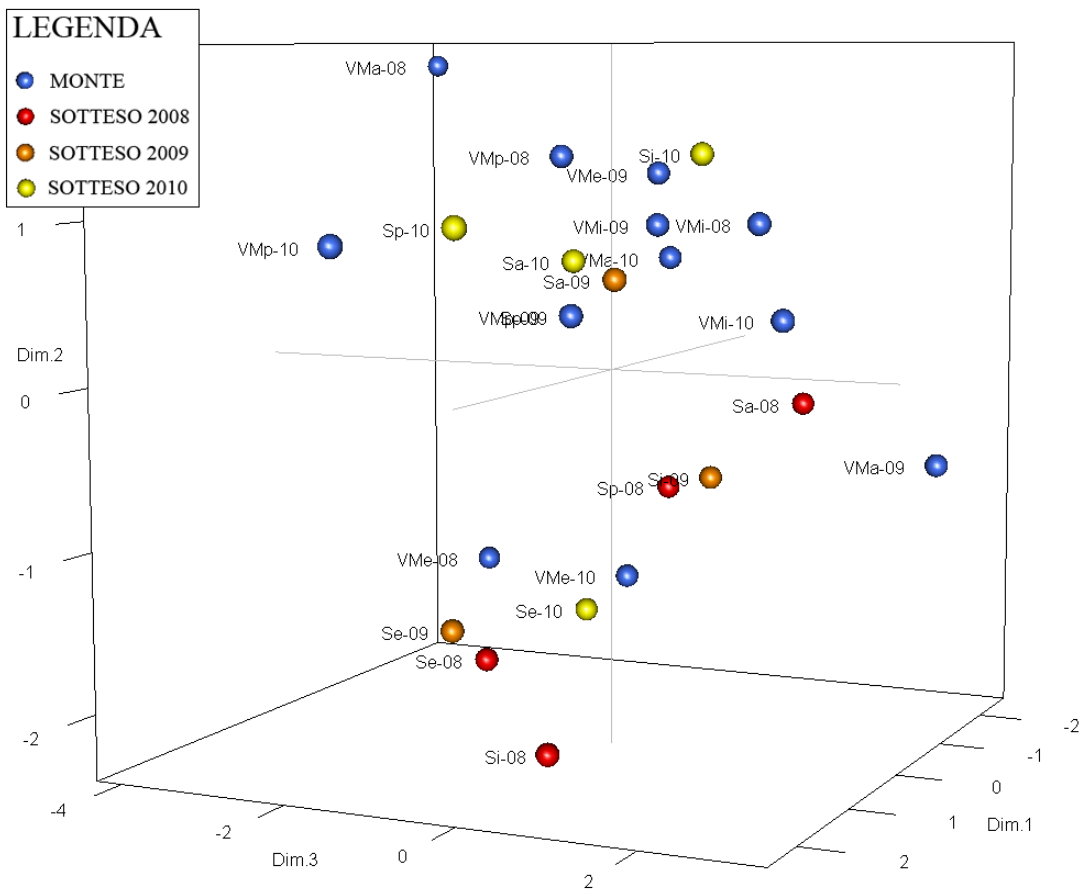


Figura 4.28 - Plot Analisi delle Componenti Principali (torrente Evançon)

Nella figura 4.29 viene riportato il risultato del clustering gerarchico per il torrente Evançon. Come per il torrente precedente, anche in questo caso sono solo due i cluster in cui si configura un raggruppamento ben definito con distinzione del sito di campionamento (indicati con i colori verde chiaro e verde scuro). Tali raggruppamenti perdono di significato a livelli gerarchici superiori.

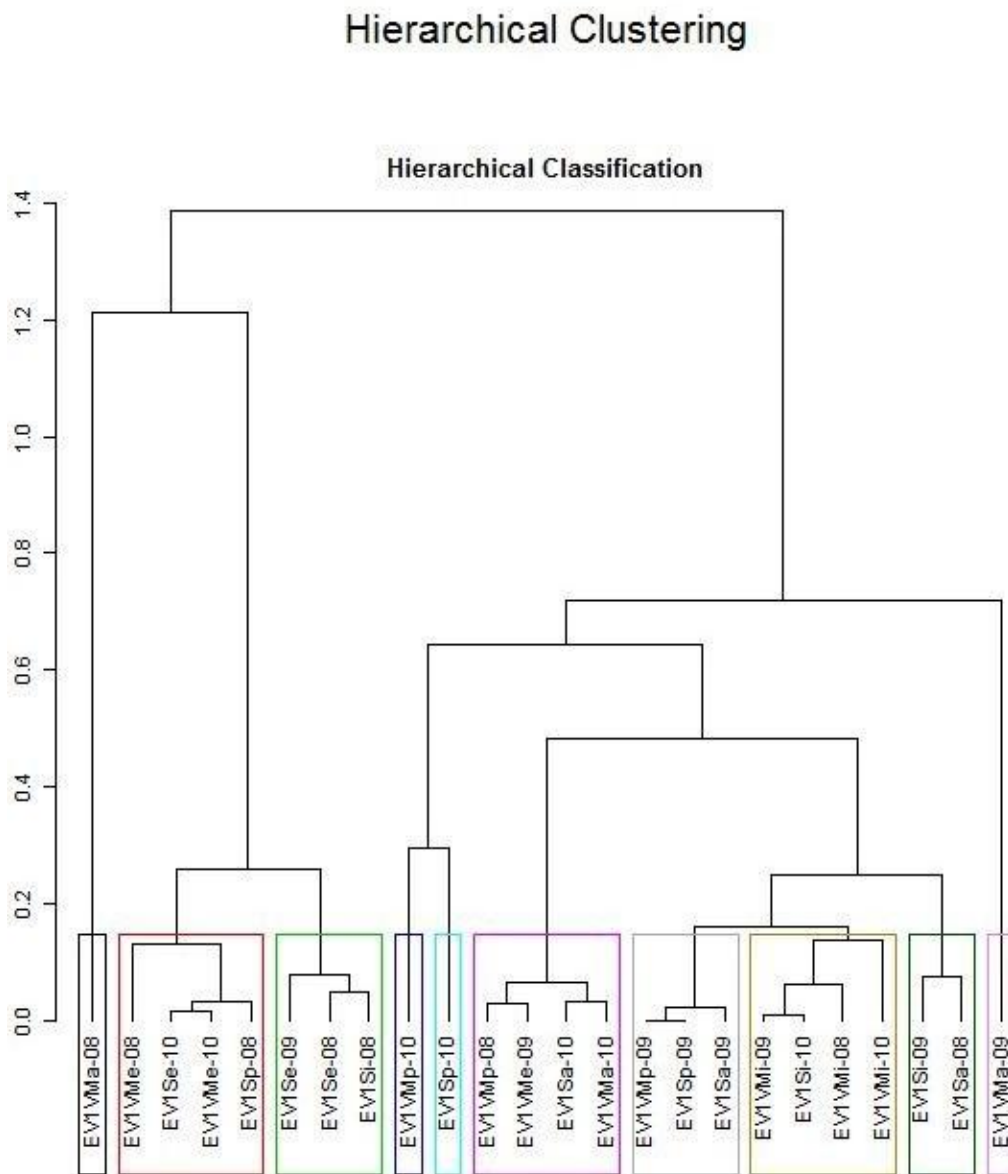


Figura 4.29 - Clustering gerarchico (torrente Evançon)

Nella tabella 4.10 sono riportate le correlazioni fra le variabili e le componenti principali (o dimensioni) per il torrente Lys: la prima dimensioni è ben rappresentata (con correlazione positiva) da tutte la variabili tranne i *coleotteri* e *oligocheti*; la seconda dimensioni dagli *oligocheti* (correlazione positiva); la terza dimensione da *tricladi* (correlazione negativa) e *oligocheti*.

La figura 4.30 mostra la relativa carta della variabili:

- l'orientamento positivo della prima dimensione corrisponde ad un maggior numero di *plecotteri*, *efemerotteri*, *ditteri*, *tricotteri* e *tricladi*;
- l'orientamento positivo della seconda dimensione corrisponde ad un maggior numero di *oligocheti* mentre quello negativo ad un maggior numero di *tricotteri*;
- l'orientamento positivo della terza dimensione corrisponde ad un maggior numero di *oligocheti* mentre quello negativo ad un maggior numero di *tricladi*.

Tranne qualche eccezione, le comunità macrobentoniche campionate nel tratto a monte di una derivazione (indicate in blu, senza distinzioni nell'anno di campionamento) tendono ad avere un basso numero di individui, soprattutto durante le stagioni fredde, mentre le comunità campionate nel tratto sotteso (indicate in rosso, arancione e giallo a seconda dell'anno di campionamento), invece, hanno un maggior numero di *oligocheti*. Considerando i popolamenti del tratto sotteso si notano delle differenze significative infatti le comunità campionate nel 2008 tendono ad avere più individui rispetto a quelle campionate nel 2010, la cui composizione, con qualche eccezione, tende ad essere simile a quella delle comunità campionate nel tratto a monte (Fig. 4.31).

Tabella 4.10 - Correlazione fra le variabili e le componenti principali (torrente Lys)

	Dim, 1	Dim, 2	Dim, 3
<i>Efemerotteri</i>	0,86	-0,24	0,15
<i>Plecotteri</i>	0,90	-0,14	-0,11
<i>Tricotteri</i>	0,77	-0,41	0,25
<i>Coleotteri</i>	0,00	0,00	0,00
<i>Ditteri</i>	0,85	0,09	0,02
<i>Tricladi</i>	0,69	0,39	-0,53
<i>Oligocheti</i>	0,38	0,81	0,42

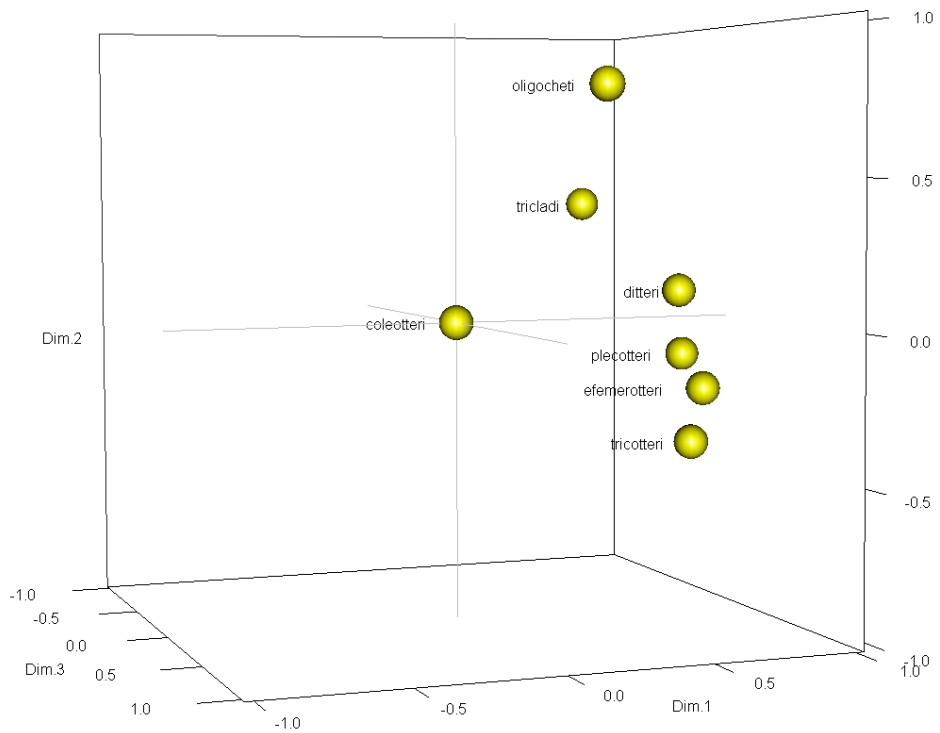


Figura 4.30 - Carta della variabili (torrente Lys)

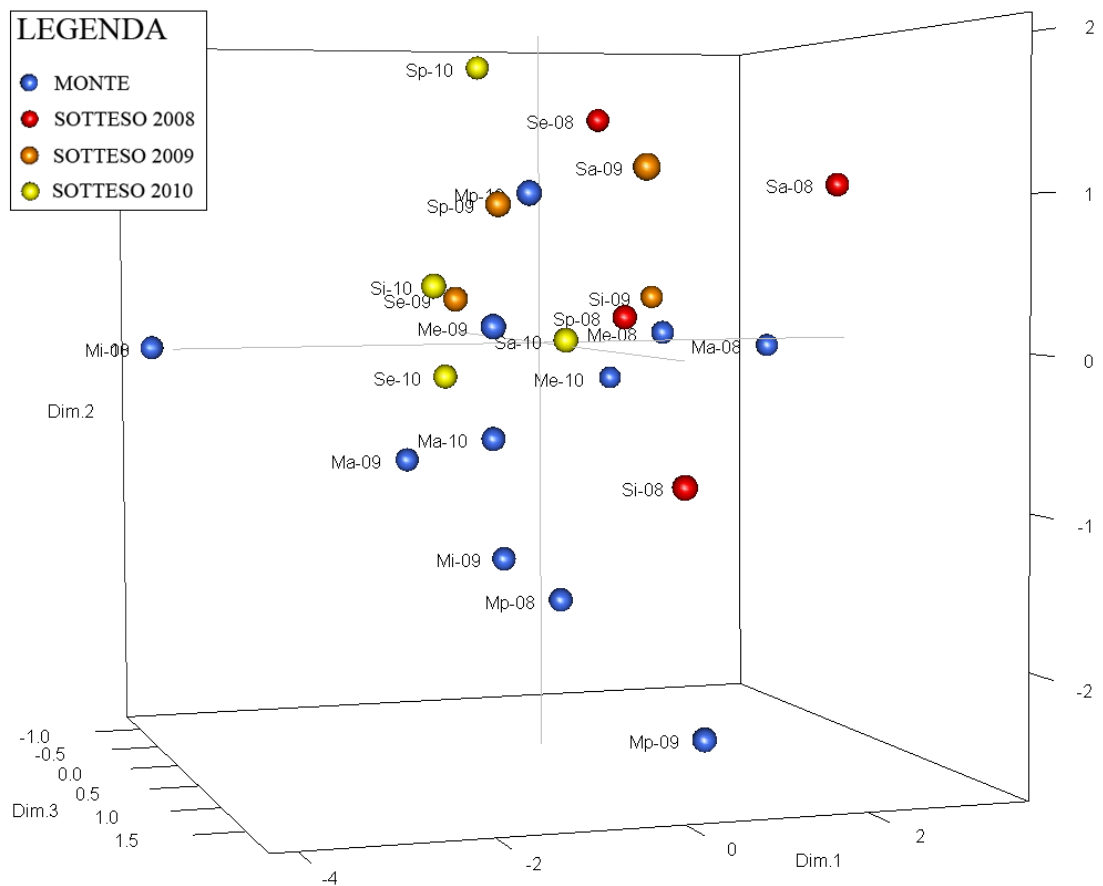


Figura 4.31 - Plot Analisi delle Componenti Principali (torrente Lys)

Nella figura 4.32 viene riportato il risultato del clustering gerarchico per il torrente Lys. Come per i casi precedenti, non si configurano raggruppamenti per siti di campionamento né per anni. Gli unici cluster in cui c'è una distinzione sono il primo (nero) e il quarto (blu). Tali raggruppamenti perdono di significato a livelli gerarchici superiori.

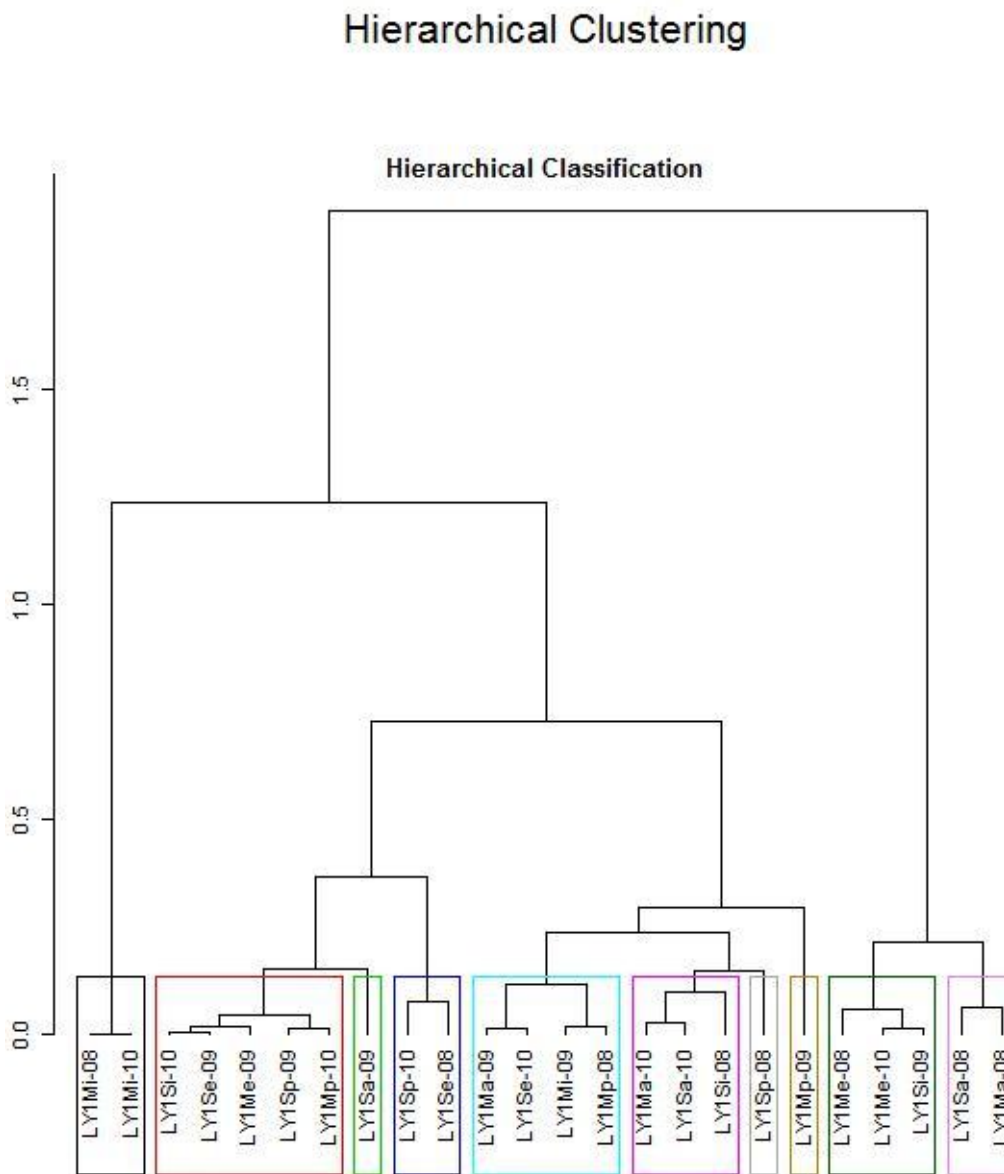


Figura 4.32 - Clustering gerarchico (torrente Lys)

Nella tabella 4.11 sono riportate le correlazioni fra le variabili e le componenti principali (o dimensioni) per il torrente Saint-Barthélemy: la prima dimensione è ben rappresentata dalle variabili *efemerotteri*, *plecotteri* e *tricladi* (correlazione positiva); la seconda dimensione da *plecotteri* (correlazione positiva), *tricotteri* e *tricladi* (correlazione negativa); la terza dimensione dai *ditteri* (correlazione positiva).

La figura 4.33 mostra la relativa carta della variabili:

- l'orientamento positivo della prima dimensione corrisponde ad un maggior numero *efemerotteri*, *plecotteri* e *tricladi*, così come per le altre variabili;
- l'orientamento positivo della seconda dimensione corrisponde ad un maggior numero di *plecotteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *tricladi* e *tricotteri*;
- l'orientamento positivo della terza dimensione corrisponde ad un maggior numero di *ditteri* mentre quello negativo ad un maggior numero di *oligocheti* e *coleotteri*.

Le comunità macrobentoniche campionate nel tratto a monte di una derivazione (indicate in blu, senza distinzioni nell'anno di campionamento) tendono ad avere un maggior numero di *efemerotteri* e *plecotteri* rispetto a quelle campionate nel tratto sotteso (indicate in rosso, arancione e giallo a seconda dell'anno di campionamento), le quali, invece, presentano un maggior numero di *tricladi* e *tricotteri*. Soffermendosi sui popolamenti del tratto sotteso si nota che la composizione della comunità campionate nel 2008 è più simile a quella delle comunità a monte della derivazione mentre nel 2009 e 2010 le differenze di composizione tendono ad accentuarsi sempre di più soprattutto in autunno e in primavera (Fig. 4.34).

Tabella 4.11 - Correlazione fra le variabili e le componenti principali (torrente Saint-Barthélemy)

	Dim, 1	Dim, 2	Dim, 3
<i>Efemerotteri</i>	0,70	0,16	0,05
<i>Plecotteri</i>	0,61	0,58	-0,06
<i>Tricotteri</i>	0,57	-0,53	0,13
<i>Coleotteri</i>	0,54	0,39	-0,44
<i>Ditteri</i>	0,21	0,33	0,79
<i>Tricladi</i>	0,66	-0,48	0,26
<i>Oligocheti</i>	0,42	-0,32	-0,42

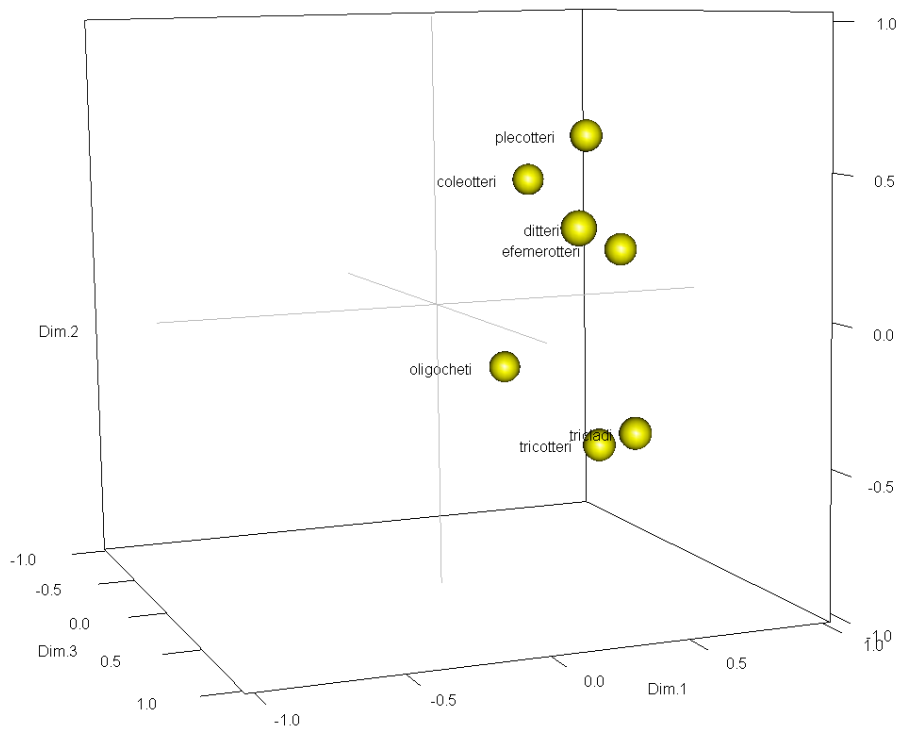


Figura 4.33- Carta della variabili (torrente Saint-Barthélemy)

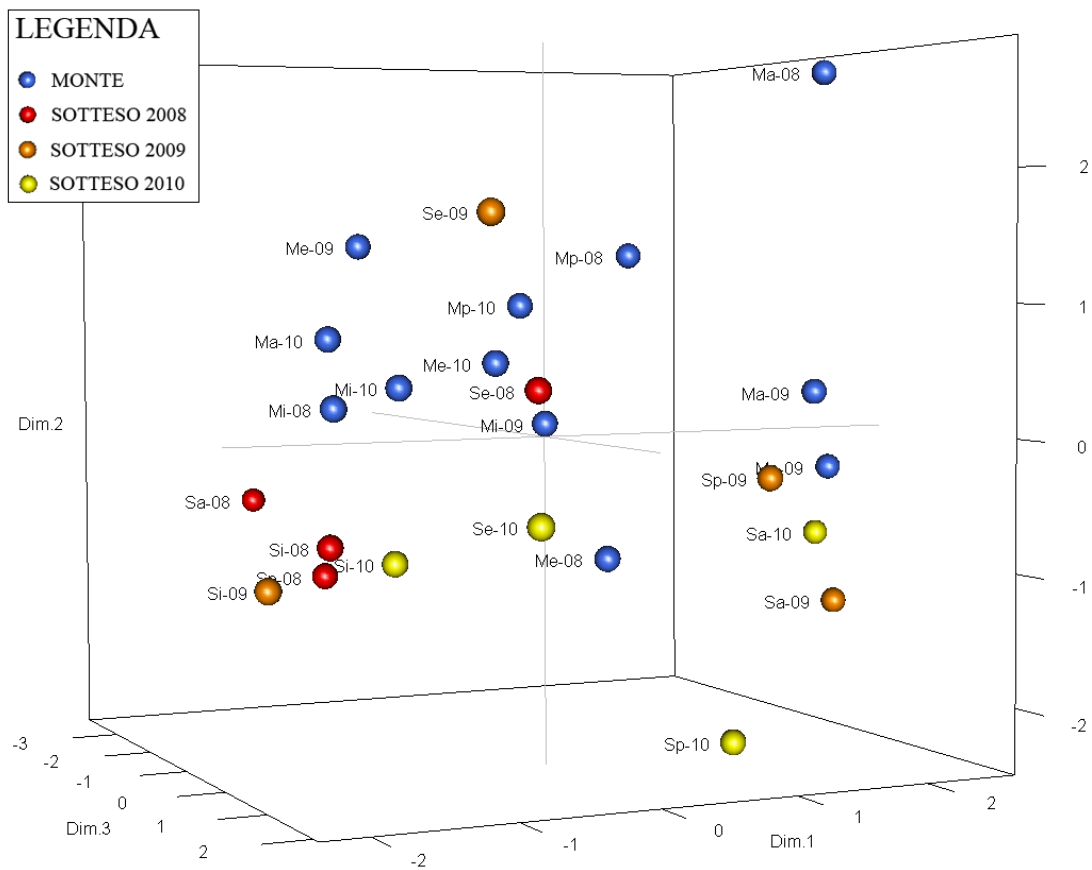


Figura 4.34 - Plot Analisi delle Componenti Principali (torrente Saint-Barthélemy)

Nella figura 4.35 viene riportato il risultato del clustering gerarchico per il torrente Saint-Barthélemy. A differenza dei precedenti casi, in questo torrente si identificano dei raggruppamenti meglio definiti, sempre considerando il sito di campionamento. Nel dettaglio, i cluster indicati con i colori magenta e grigio mantengono raggruppati i campionamenti eseguiti a monte della derivazione entro certi livelli gerarchici superiori. In un unico cluster, indicato in verde chiaro, vengono raggruppati i campionamenti eseguiti nella stessa stazione e nello stesso anno.

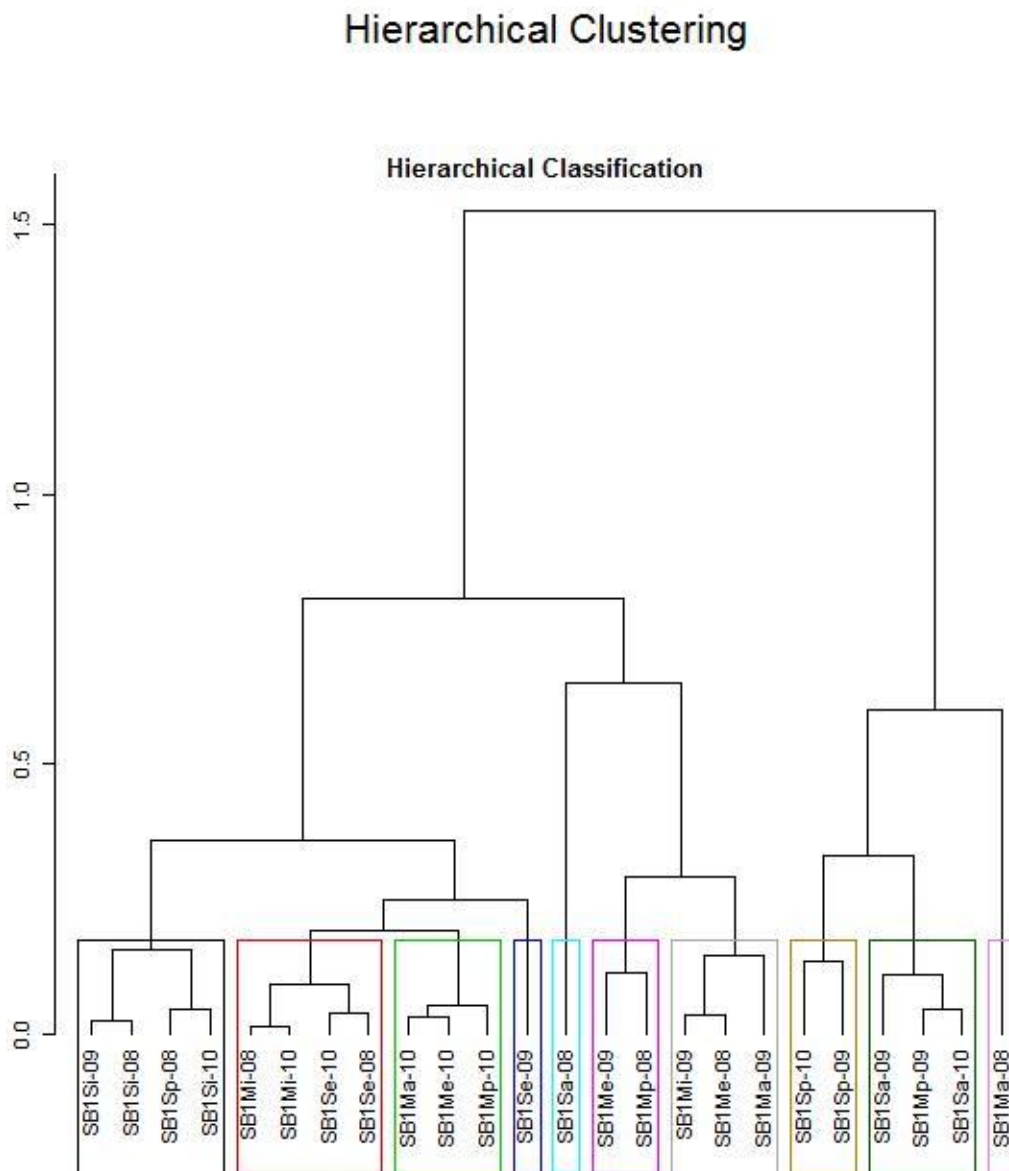


Figura 4.35 - Clustering gerarchico (torrente Saint-Barthélemy)

5 - DISCUSSIONE

Il primo dato che emerge da questo studio, indipendentemente dal tipo di analisi considerata, è che le comunità di macroinvertebrati bentonici campionate reagiscono in maniera diversa al disturbo provocato dalla presenza delle derivazioni idroelettriche, in accordo con quanto studiato da GARCIA DE JALON *et al.* (1992) e CORTES *et al.* (1998). Analogo discorso vale anche per gli effetti provocati dal rilascio, nel corso degli anni, di differenti valori di DMV.

I risultati ottenuti dagli indicatori (o metriche) relativi al macrobenthos sono spesso ambigui in quanto non sempre rispettano le previsioni di risposta attese. In particolare gli indicatori percentuali (cioè le misure di composizione, trofiche e di alimentazione, di adattamento all'habitat), basandosi sulla percentuale di taxa e non sulla percentuale di individui (o abbondanze relative), non sembrano adatti per valutare gli effetti legati alla presenza di una derivazione idroelettrica. Infatti le differenze tra le comunità campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione per tutti i torrenti sono spesso minime e in molti casi risultano in contrasto con le previsioni di partenza, ovvero nel tratto sotteso i valori sono maggiori che nel tratto a monte.

Risultati migliori provengono dalle misure di ricchezza. In questo caso le differenze tra le comunità campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione, per tutti i torrenti, sono più evidenti, soprattutto considerando la ricchezza tassonomica totale e dei taxa EPT. In molti casi il numero di taxa Ditteri risulta maggiore nelle comunità campionate nel tratto sotteso alla derivazione, contrariamente alle previsioni di partenza. Questi risultati preliminari fanno pensare che la presenza di una derivazione idroelettrica generi un disturbo nella comunità macrobentonica fluviale tale da provocare una riduzione della ricchezza tassonomica, specialmente di taxa EPT.

Sempre in riferimento alle misure di ricchezza si è notato per i torrenti Dora di Rhemes, Evançon e Saint-Barthélemy un comportamento particolare di questi indicatori nel corso del tempo: le differenze tra le comunità di macroinvertebrati campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione tendono ad essere massime nel 2008 per poi diminuire negli anni successivi, con differenze minime nel 2010. Questo risultato suggerisce che il rilascio di valori crescenti di DMV nel corso degli anni abbia un effetto benefico sul macrobenthos fluviale, in termini di ricchezza tassonomica, tale da portare la comunità campionata nel tratto sotteso ad assomigliare sempre di più a quella presente nel tratto a monte della

derivazione. I risultati dei successivi test statistici, tuttavia, solo in parte confermano tale osservazione.

Le Tabelle di Contingenza 2x2 e Nx2 non hanno portato ai risultati attesi nonostante l'applicazione della correzione di continuità di Yates e il metodo di Fisher per piccoli campioni. Nessuno dei metodi applicati ha permesso di individuare delle differenze statisticamente significative tra le comunità di macroinvertebrati campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione per nessun torrente, anno o stagione considerata. L'unico caso in cui vi sono stati dei risultati significativi ($P < 0,05$) riguarda il numero di taxa reofili e totali individuati nel torrente Lys nel 2008 e 2010. Questo è un risultato che non ha legami con il disturbo provocato dalla derivazione idroelettrica in quanto, come si è visto dall'applicazione dei precedenti indicatori, nell'inverno del 2008 e 2010 non è stato individuato un numero di taxa sufficiente per via della presenza di ghiaccio nel corpo idrico.

Le conclusioni a cui si può giungere attraverso l'applicazione di questi metodi statistici sono due:

- le variazioni tra le comunità di macroinvertebrati campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione sono dovute a fattori casuali per tutte le stagioni e anni considerati;
- l'uso delle frequenze assolute come metodo di analisi non è adatto per questo tipo di indagine.

I risultati ottenuti dalle successive analisi statistiche condotte sembrano confermare la seconda conclusione.

Il Test t-Student per il confronto tra due campioni indipendenti e l'analogo Test non parametrico di Welch, eseguito sulle distribuzioni di dati eteroschedastiche, hanno evidenziato delle situazioni degne di nota.

Prima di tutto manca completamente una risposta comune per i cinque torrenti analizzati (CORTES *et al.* 1998; GARCIA DE JALON *et al.* 1992).

Per i torrenti Lys e Saint-Barthélemy non sono stati individuati dei risultati statisticamente significativi; questo significa che la differenza tra il numero medio di taxa, di ogni categoria considerata, nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione idroelettrica è dovuta solamente a fattori casuali.

Rispetto agli altri torrenti, il Lys presenta sempre dei risultati negativi (o nulli nel caso del numero medio di taxa EPT e trituratori). Questo vuol dire, contrariamente alle previsioni di partenza, che nel tratto sotteso alla derivazione c'è sempre un numero medio di taxa maggiore rispetto al tratto a monte. La causa di questo fenomeno riprende quella già citata nelle precedenti analisi statistiche: nell'inverno 2008 e 2010 non è stato individuato un numero di taxa sufficiente per via della presenza di ghiaccio nel corpo idrico.

Per i torrenti Chalamy, Dora di Rhemes ed Evançon i risultati sono significativi e particolari. Soffermandoci sui primi due, se per uno è significativa la differenza tra zone per il numero medio di taxa EPT (BOURNAUD, 1996; YOUNG-SEUK PARK *et al.* 2007), per l'altro non vale lo stesso e così via per tutte le categorie di taxa considerate. L'unico risultato in comune riguarda il numero medio di taxa raschiatori ($P < 0,05$). Questo suggerisce, così come indicato da ENGLUND *et al.* (1996), che la presenza della derivazione idroelettrica influisce sulla torbidità dell'acqua la quale determina una diminuzione della penetrazione della luce nel corpo idrico con ripercussioni negative sulla crescita del periphyton, di cui i taxa raschiatori si nutrono. In generale si può affermare che la derivazione idroelettrica per questi due torrenti è in grado di influenzare negativamente la biodiversità della comunità macrobentonica nel tratto sotteso.

Per il torrente Evançon risulta significativa, in negativo, la sola differenza tra zone per i taxa ditteri ($P < 0,05$); ciò significa che il loro numero medio è maggiore nel tratto sotteso. Da notare, poi, i risultati negativi riscontrati per il numero medio di taxa raschiatori e onnivori. La spiegazione di questo fenomeno probabilmente è dovuta alla presenza degli scarichi in questa zona del torrente che creano delle condizioni ambientali favorevoli per i taxa tolleranti, ad esempio i taxa onnivori, e un aumento della massa di periphyton, l'alimento per i taxa raschiatori.

L'Analisi della Varianza a due criteri di classificazione con interazione tra i fattori e il successivo Test post-hoc di Tukey hanno permesso di confermare, per il secondo criterio di classificazione (ovvero la differenza tra zone di campionamento), i risultati ottenuti con il precedente test statistico per tutti i torrenti analizzati.

Nei tre anni considerati (primo criterio di classificazione), il numero medio di taxa raschiatori, per i torrenti Dora di Rhemes e Lys, e il numero medio di taxa onnivori, per la sola Dora di Rhemes, variano in modo significativo (sempre con $P < 0,05$). Nel dettaglio, il Test post-hoc di Tukey evidenzia un aumento del numero medio di taxa raschiatori e

onnivori per la Dora di Rhemes dal 2008 al 2010; i dati di ogni anno, infatti, vengono distinti ciascuno in un gruppo. Questo suggerisce un aumento del numero di nicchie colonizzabili per queste due categorie di taxa. Per il Lys, invece, vale il contrario.

Per tutti i torrenti analizzati non esiste interazione tra i due criteri; questo significa che nelle due zone di campionamento (tratto a monte e sotteso ad una derivazione) il numero medio di taxa delle diverse categorie considerate varia in modo simile nel corso degli anni. Non è stato necessario analizzare i risultati con un test post-hoc in quanto, non essendo statisticamente significativi, le medie non sarebbero risultate differenti tra loro (quindi avrebbero fatto parte di un unico gruppo). I grafici dell'interazione tra i fattori confermano questa situazione. A questo proposito, il risultato finale mostra risposte differenti da torrente a torrente, le possibili cause sono da ricercare nelle differenti condizioni di microhabitat presenti, nel ciclo di vita e nella fenologia dei taxa così come ad eventuali pressioni ambientali periodiche. Tranne che per il torrente Saint-Barthélemy, non sono ipotizzabili risposte del macrobenthos dovute all'aumento del rilascio del DMV, soprattutto per i torrenti Dora di Rhemes ed Evançon il cui valore è costante negli anni considerati. Servirebbero ulteriori indagini per meglio identificare le cause.

Per la Regressione Lineare Multipla (o Multivariata) i risultati ottenuti sono scarsi al fine di effettuare un confronto tra torrenti. Analizzare i modelli per i torrenti Evançon, Lys e Saint-Barthélemy con i dati a disposizione avrebbe prodotto dei risultati facilmente confutabili e comunque non rappresentativi della situazione.

L'unico caso per cui sembra funzionare il modello lineare riguarda il numero di taxa Ditteri (torrente Chalamy) anche se il relativo coefficiente di determinazione ($R^2 = 0,49$) non supera la soglia standard dello 0,6. In ogni caso i modelli analizzati dimostrano che la relazione lineare non è sufficiente per rappresentare al meglio la variazione di ricchezza tassonomica delle varie categorie di taxa considerate e questo vale soprattutto per il torrente Dora di Rhemes, il quale presenta i valori più bassi del coefficiente di determinazione ($R^2 \leq 0,41$). Se esiste una relazione tra le variabili considerate, questa non è di tipo lineare oppure sono altre le variabili capaci di influenzare la biodiversità della comunità macrobentonica fluviale (GARCIA DE JALON *et al.* 1992) come ad esempio la velocità della corrente, la profondità del corpo idrico, le caratteristiche del substrato, ecc. (BROOKS *et al.* 2005).

I risultati ottenuti con l'Analisi delle Componenti Principali sintetizzano quelli ottenuti con le precedenti analisi. La composizione del macrobenthos fluviale varia da torrente a torrente ma è stato possibile individuare uno schema comune per tutti i casi considerati. Nel tratto a monte di una derivazione, la comunità di macroinvertebrati, oltre ad essere più numerosa, tende ad avere un maggior numero di efemerotteri, plecoteri e tricoteri (YOUNG-SEUK PARK *et al.* 2007) rispetto a quella presente nel tratto sotteso, la quale presenta, in certi casi, un maggior numero di ditteri e oligocheti. Con questi risultati sembra che la presenza di una derivazione idroelettrica eserciti, nel tratto sotteso, un effetto negativo sul macrobenthos alterandone la composizione in favore di taxa tolleranti, in accordo con quanto indicato da PRAT *et al.* (1996), ROBINSON *et al.* (2003) e LUCADAMO *et al.* (2007). Questa condizione però non è assoluta, infatti alcune comunità campionate nel tratto a monte di una derivazione somigliavano di più a quelle campionate nel tratto sotteso, condizione che va contro l'ipotesi di partenza.

Soffermandosi poi sulle comunità campionate nel tratto sotteso ad una derivazione è emerso un comportamento particolare, in contrasto con i risultati ottenuti precedentemente con l'Analisi delle Varianza. Dal 2008 al 2010, esse tendono in generale ad avere progressivamente un maggior numero di taxa, finendo così per assomigliare alle comunità campionate nel tratto a monte della derivazione, condizione testimoniata nei plot della PCA dalla breve distanza tra i punti. Pare quindi che il rilascio di differenti valori di DMV abbia un effetto benefico sulla comunità di macroinvertebrati bentonici in quanto contribuisce a limitare le differenze tra le comunità campionate prima e dopo una derivazione. È da segnalare, tuttavia, che questa è una condizione che riguarda il torrente Chalamy, Lys e Saint-Barthélemy per i quali il DMV rilasciato aumenta nel tempo. Per i torrenti Dora di Rhemes ed Evançon, il cui rilascio è costante, è ipotizzabile che siano altre le cause a determinare questo fenomeno.

Il Clustering gerarchico non ha prodotto i risultati attesi. L'ipotesi di partenza prevedeva la formazione di cluster in cui venissero raggruppate separatamente tutte le comunità campionate nel tratto a monte e sotteso ad una derivazione idroelettrica, queste ultime possibilmente separate anche per anno di esecuzione delle analisi.

La situazione finale mostra diversi cluster in cui non vi sono raggruppamenti ben delineati, addirittura comprendono le comunità di entrambe le zone indipendentemente dall'anno e dalla stagione di campionamento, contrariamente a quello che ci si aspettava.

6 – CONCLUSIONI

Si può affermare che la presenza di una derivazione idroelettrica determina un effetto negativo sulla biodiversità della comunità macrobentonica fluviale.

Anche se non è stata individuata una risposta comune nei torrenti analizzati, vi è un cambiamento generale nella composizione del popolamento macrobentonico con il passaggio da una comunità composta, in termini di ricchezza tassonomica, da taxa stenovalenti (efemerotteri, plecoteri e tricoteri) ad una composta da taxa eurivalenti (ditteri e oligocheti).

La sperimentazione del rilascio di differenti valori di DMV nel corso degli anni pare sortire, secondo i risultati delle analisi multivariate, qualche effetto positivo sulla biodiversità della comunità macrobentonica fluviale presente nel tratto sotteso ad una derivazione idroelettrica, almeno per alcuni dei torrenti analizzati. Le altre analisi effettuate mostrano, tuttavia, risultati tra loro in contraddizione e questo implica la necessità di ulteriori studi per poter confermare se questi effetti siano benefici o meno.

La ricerca di una possibile relazione tra la biodiversità e i diversi parametri chimici e fisici considerati non ha prodotto risultati, anche se i casi analizzati non sono sufficienti per poter dare un giudizio assoluto.

Questo suggerisce due tipi di conclusioni:

- le variabili considerate non sono adatte per spiegare la variazione della biodiversità della comunità macrobentonica fluviale;
- il modello lineare non è adatto per rappresentare la situazione considerata.

In generale sono necessari ulteriori studi per poter confermare quanto già ottenuto.

Il principale problema affrontato in questa sperimentazione riguarda il numero di dati a disposizione.

Il basso numero di campionamenti I.B.E. disponibile per ogni torrente della Regione Valle d'Aosta sottoposto a derivazione da parte della Compagnia Valdostana delle Acque, non ha permesso l'analisi di ogni situazione ed avere così un quadro più ampio su questo tema.

Per i cinque torrenti considerati, quattro campionamenti I.B.E. per ogni anno sono risultati appena sufficienti per effettuare le analisi previste. Questa condizione ha portato ad una più difficile interpretazione ecologica dei risultati ottenuti, oltre ad una maggiore probabilità di commettere degli errori. Non è da escludere che l'ambiguità di alcuni risultati ottenuti sia dovuta proprio a questo fatto.

Di seguito alcuni suggerimenti scaturiti dall'ampia analisi dei dati effettuata attraverso la tesi.

Prima di tutto servirebbe un maggior numero di campionamenti per tutti i torrenti della Regione Valle d'Aosta sottoposti a derivazione da parte della Compagnia Valdostana delle Acque. In questo modo si potrebbero analizzare le situazioni di quei torrenti che in questa sperimentazione non sono stati considerati ed avere così un quadro a livello regionale del disturbo provocato dalle derivazioni idroelettriche sul macrobenthos fluviale.

Come secondo suggerimento, per migliorare le situazioni già analizzate, si consiglia di proseguire questa sperimentazione implementando i dati a disposizione con quelli ottenuti nelle campagne I.B.E. del 2011 e con quelli che si otterranno poi nel 2012 e nel 2013. Con più dati a disposizione si potrebbero compensare gli errori prodotti da situazioni anomale. Sarebbe inoltre utile avere a disposizione sia dati qualitativi (ricchezza tassonomica) che quantitativi (abbondanze relative dei taxa) delle comunità macrobentoniche. In questo modo si potrebbero formulare interpretazioni ecologiche più corrette.

L'ultimo suggerimento prevede di considerare altre variabili ambientali per la ricerca di una relazione (lineare o di altro tipo) sia con la ricchezza tassonomica sia con le abbondanze relative dei taxa del macrobenthos fluviale. Tali variabili possono comprendere ad esempio la velocità della corrente, la profondità del corpo idrico, le caratteristiche del substrato o più in generale quelle variabili ambientali che cambiano tra monte e valle rispetto ad una derivazione.

7 - BIBLIOGRAFIA

AA.VV. - (2003) - Coordinatore scientifico: MERCALLI L. Atlante climatico della Valle d'Aosta - Collana "Memorie dell'Atmosfera" 2, SMS Editore, 405 pp

AA. VV. - (2006A) - Relazione generale. In "Piano di Tutela delle Acque" (Quadro conoscitivo: aspetti generali). Regione Autonoma Valle d'Aosta. Assessorato Territorio, Ambiente e Opere Pubbliche.

AA. VV. - (2006B) - Norme di Attuazione. In "Piano di Tutela delle Acque" (Allegato G). Regione Autonoma Valle d'Aosta. Assessorato Territorio, Ambiente e Opere Pubbliche.

AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME PO - (2002) - Delibera n. 7 del 13 marzo 2002: "*Adozione degli obiettivi e delle priorità d'intervento ai sensi dell'art. 44 del D. Lgs. 152/99 e successive modifiche e aggiornamento del programma di redazione del Piano Stralcio di Bacino sul bilancio idrico*". Atti del Comitato Istituzionale (2002).

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING - (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.

BINI A. - (1998) - Idrologia. Corso di geografia per scienze geologiche. CUEM

BODALY R. A., ROSENBERG D. M., GABOURY M. N., HECKY R. E., NEWBURY R. W. AND PATALAS K. - (1984) - Ecological effects of Hydroelectric development in Northern Manitoba, Canada: The Churchill-Nelson River Diversion. Effects of Pollutants at the Ecosystem Level. Scope (1984).

BOURNAUD, M., B. CELLOT, P. RICHOUX AND A. BERRAHOU - (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.

BRAGG O.M., BLACK A.R., DUCK R.W. AND ROWAN J.S. - (2005) - Approaching the physical-biological interface in rivers: a review of methods for ecological evaluation of flow regimes. *Progress in Physical Geography* 29, 4 (2005) pp. 506–531.

BROOKS ANDREW J., HAEUSLER TIM, REINFELDS IVARS AND WILLIAMS SIMON - (2005) - Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* (2005) 50, 331–344.

BRUNO MARIA CRISTINA, MAIOLINI BRUNO, CAROLLI MAURO, SILVERI LUANA - (2009) - Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica* (2009). doi:10.1016/j.limno.2009.11.012

CÉRÉGHINO R., LAVANDIER P.- (1998a) - Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* (1998) Volume: 40, Issue: 2, Publisher: Wiley Online Library, Pages: 385–399

CEREGHINO REGIS and LAVANDIER PIERRE - (1998b) - Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the plecoptera from a mountain stream. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 14: 297–309 (1998)

CÉRÉGHINO R., CUGNY P., LAVANDIER P.- (2002) - Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology* (2002) Volume: 87, Issue: 1, Publisher: John Wiley & Sons, Pages: 47–60.

CORTES RUI MANUEL VITOR - (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.

CORTES RUI MANUEL VITOR, FERREIRA MARIA TERESA, OLIVEIRA SIMONE VARANDAS, GODINHO FRANCISCO - (1998) - Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia* 389: 51–61, 1998.

CORTES RUI MANUEL VITOR, FERREIRA MARIA TERESA, OLIVEIRA SIMONE VARANDAS, OLIVEIRA DANIEL - (2002) - Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Res. Applic.* 18: 367–382 (2002).

EAULOGIE - (2008) - Caratterizzazione ambientale dei torrenti soggetti a derivazione dal gruppo C.V.A.

ENGLUND GORAN, MALMQVIST BJORN - (1996) - Effects of flow regulation, habitat area and Isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in north swedish rivers. *Regulated rivers: research & management*, vol. 12, 433-445 (1996).

GARCIA DE JALON D., GONZILEZ DEL TINAGO M. AND CASADO C.- (1992) - Ecology of regulated streams in spain: an overview. *Limnetica*, 8: 161-166 (1992).

GHETTI P. F. - (1997) - Indice Biotico Esteso (i macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Agenzia Provinciale per la Protezione dell’Ambiente. Amministrazione Provinciale di Trento.

GHETTI P. F. - (2001) - I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell’Ambiente.

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

JAKOB CHRISTIAN, ROBINSON CHRISTOPHER T., UEHLINGER URS - (2003) - Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquat. Sci.* 65 (2003) 223–231. doi 10.1007/s00027-003-0662-9

KOPERSKI PAWEL - (2010) - Diversity of macrobenthos in lowland streams: ecological determinants and taxonomic specificity. *J. Limnol.*, 69(1): 88-101, 2010.

LAMBERTO SOLIANI - (2004) - Fondamenti di statistica applicata all'analisi e alla gestione dell'ambiente. Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma. Edizione novembre 2004.

LENAT, D.R AND D.L. PENROSE - (1996) - History of the EPT Taxa Richness Metric. Bulletin of the North American Benthological Society 13(2):305-306.

LILLIE RICHARD A., SZCZYTKO STANLEY W., MILLER MICHAEL A. - (2003) - Macroinvertebrate Data Interpretation Guidance Manual. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, WI.

LUCADAMO LUCIO, DE FILIPPIS ANDREA, MEZZOTERO ANTONIETTA, VIZZA SERAFINA, VOELZ NEAL J., GALLO LUANA - (2007) - Variazione della biodiversità delle comunità macrobentoniche del Fiume Mucone nel tratto a valle dell'invaso artificiale del Cecita (CS). Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol., 83 (2007): 39-44

MONTAGNA PAUL A. - (2004) - Effect of freshwater inflow on macrobenthos productivity in minor bay and river-dominated estuaries. University of Texas at Austin.

MAIOLINI BRUNO, SILVERI LUANA, LENCIONI VALERIA - (2007) - Hydroelectric power generation and disruption of the natural stream flow: effects on the zoobenthic community. Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol., 83 (2007): 21-26.

MALMQVIST BJÖRN, MAKI MARI - (2006) - Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: environmental relationships. Ecography, 17: 9-16. doi: 10.1111/j.1600-0587.1994.tb00072.x

MATTHEWS G.B., R.A. MATTHEWS AND B. HACHMOLLER - (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.

PARK YOUNG-SEUK, SONG MI-YOUNG, PARK YOUNG-CHEOL, OH KYUNG-HEE, , EUNGCHUN CHON CHO-TAE-SOO - (2007) - Community patterns of benthic macroinvertebrates collected on the national scale in Korea. *Ecological modelling* 203 (2007) 26–33.

PRAT N., MUNOZ I. - (1996) - Effects of water abstraction and pollution on macroinvertebrate community in a mediterranean river. *Limnetica*, 12(1): 9-16(1996).

REGIONE VALLE D'AOSTA - (2006) - Delibera del Consiglio Regionale della Valle d'Aosta dell'8 febbraio 2006, n. 1788/XII: "*Piano regionale di tutela delle acque ai sensi dell'art. 44 del decreto legislativo n. 152/1999*" – Bollettino Ufficiale della Regione Valle d'Aosta del 26 aprile 2006, n.17

REPUBBLICA ITALIANA - (1992) - Decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 132: "*Attuazione della direttiva 80/68/CEE concernente la protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento provocato da certe sostanze pericolose*". *Gazzetta Ufficiale* 19 febbraio 1992, n. 42, S.O.

REPUBBLICA ITALIANA - (1994) - Legge 5 gennaio 1994, n.36: "*Disposizioni in materia di risorse idriche*". *Gazzetta Ufficiale* 19 gennaio 1994, n. 14.

REPUBBLICA ITALIANA - (1999) - Decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152: "*Decreto legislativo recante disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole*". *Gazzetta Ufficiale* n. 124 del 29 maggio 1999, s.o. n. 101/L.

REPUBBLICA ITALIANA - (2006) - Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152: "*Norme in materia ambientale*". *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 aprile 2006.

ROBINSON C. T., UEHLINGER U. AND HIEBER M. - (2001) - Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* (2001) 46, 1663~1672.

ROBINSON CHRISTOPHER T., UEHLINGER URS and MONAGHAN MICHAEL T. - (2003) - Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquat. Sci.* 65 (2003) 210–222. DOI 10.1007/s00027-003-0663-8.

ROGERS D. CHRISTOPHER - (1998) - Aquatic Macroinvertebrate Occurrences and Population Trends in Constructed and Natural Vernal Pools in Folsom, California. *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems – Proceedings from a 1996 Conference.* California Native Plant Society, Sacramento, CA. 1998. 224 - 235.

SCHEURER THOMAS, MOLINARI PETER - (2003) - Experimental floods in the River Spöl, Swiss National Park: Framework, objectives and design. *Aquat. Sci.* 65 (2003) 183–190. DOI 10.1007/s00027-003-0667-4.

UNIONE EUROPEA - (1978) - *Direttiva 78/659/CEE del Consiglio, del 18 luglio 1978, sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci.* Gazzetta ufficiale n. L 222 del 14/8/1978.

UNIONE EUROPEA - (2000) - *Direttiva 2000/60/CEE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque (Direttiva "acque").* Gazzetta ufficiale n. L327 del 22/12/2000.

WALTHER ANDREA - (2002) - Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhone River. Legi-Nr. 97-921-829. Departement UMNW. ETH Zurich/EAWAG Kastaniengaum.

ALLEGATI

Allegato 1 - Progetto di sperimentazione DMV del gruppo C.V.A.

Nel seguente allegato viene descritto il progetto sperimentale per la definizione del Deflusso Minimo Vitale (DMV), della durata di cinque anni (dal 2008 al 2013), secondo l'applicazione del criterio 3 (Piano di Tutela delle Acque approvato dalla Regione Autonoma Valle d'Aosta in data 08 febbraio 2006 ai sensi dell'art. 44 del decreto legislativo n. 152 del 1999).

Lo scopo della sperimentazione, divisa in due fasi, è quello di individuare le portate di DMV da rilasciare a valle di ogni derivazione. Nasce quindi l'esigenza di analizzare il comportamento di determinati parametri e indicatori influenzati dal regime idrologico che possano rispondere in modo diretto e più veloce ai rilasci sperimentali, il tutto seguendo i principi della Direttiva WFD (UNIONE EUROPEA, 2000) e del Testo Unico Ambientale (REPUBBLICA ITALIANA, 2006). Nello specifico si vuole individuare, per ciascuna derivazione, la variazione continua delle caratteristiche ecologiche secondo un gradiente monte-valle, le variazioni climatiche tra anni successivi e le differenze dovute alle caratteristiche geomorfologiche e territoriali diverse tra bacino e bacino. Vista la difficoltà di svolgere una completa sperimentazione su ogni singola derivazione e sull'intera superficie regionale, sono stati selezionati un numero limitato di bacini imbriferi, rappresentativi della situazione regionale, per lo svolgimento di tutte le misure sperimentali previste.

Il primo passo della sperimentazione, conclusosi nel 2008, ha visto la caratterizzazione del territorio regionale al fine di ottenere un punto di "bianco ambientale" prima dei rilasci che verrà utilizzata come base per confronti futuri.

Su tutte le 28 prese idroelettriche Gruppo C.V.A. (Fig. 1.1) interessate dalla sperimentazione sono state eseguite, in sinergia con CESI Ricerca e i tecnici di Eaulogie sia per quanto riguarda i prelievi in campo che per le analisi di laboratorio, le seguenti misure previste dal PTA: LIM, IBE, pH, torbidità, temperatura, IFF, scheda idromorfologica (secondo lo schema della metodologia IFIM) e indagine ittiofaunistica.

Successivamente il territorio regionale è stato suddiviso in quattro aree in base a caratteristiche geografiche, climatiche, idromorfologiche, antropiche, turistico/ricreativi e in base alla presenza di impianti di proprietà del Gruppo C.V.A. Le aree 1, 2 e 4 comprendono bacini campione di tipo nivo-glaciale mentre il bacini dell'area 3 sono di tipo nivo-pluviale (Fig. 1.2).

All'interno di ogni area sono stati individuati due bacini sui quali verranno eseguiti due diversi tipi di rilascio (Fig. 1.3): nel bacino di TIPO A (torrenti Marmore, Ayasse, Dora di Rhemes), verrà rilasciata una percentuale costante di DMV pari al 20% della formula idrologica, nel bacino di TIPO B (torrenti Evançon , Chalamy, Savara), i rilasci saranno incrementali nel tempo e partiranno dal minimo del 20% del valore ottenuto con l'applicazione della formula idrologica. Sui restanti bacini, sarà rilasciato un DMV pari al 20% del valore ottenuto utilizzando la formula idrologica del Criterio 1 del PTA. Lo scopo è quello di valutare sia i tempi di risposta ecosistemica che il valore necessario per garantire il raggiungimento degli obiettivi previsti dal PTA.

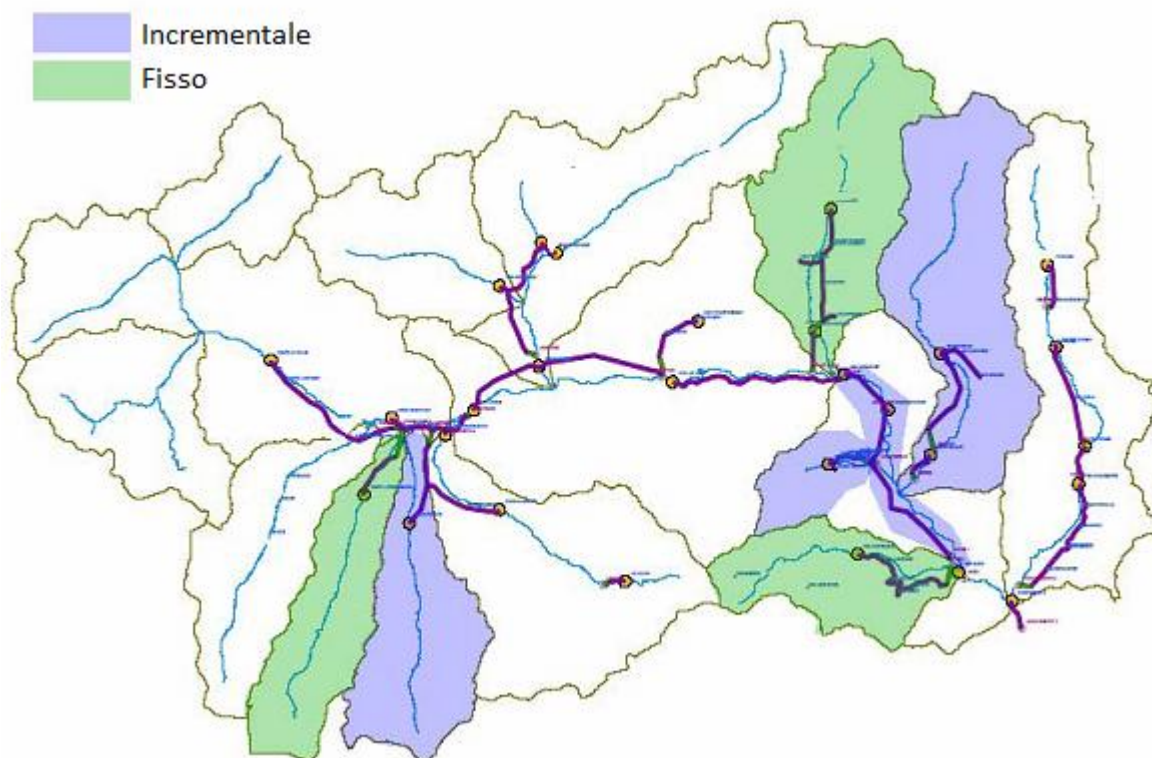


Figura 1.3 - Siti sperimentali per il rilascio sui quali verranno eseguiti due diversi tipi di rilascio

Come già detto precedentemente, la sperimentazione è suddivisa in due fasi. La prima fase è stata avviata entro il 31/12/2008 per una durata di 3 anni, durante i quali sono stati effettuati, sulle prese coinvolte, misure e rilasci differenti a seconda dei bacini di appartenenza. Nella seconda fase, partita entro il 31/12/2011 la cui conclusione è prevista entro e non oltre il 31/12/2013, verranno sperimentate e monitorate, per ciascuna derivazione, politiche di rilascio individuate tramite un'analisi a molti criteri.

Si tratta di una metodologia che permette di confrontare due o più alternative sulla base di differenti criteri di valutazione, o obiettivi, in conflitto tra loro. Lo scopo dell'analisi a molti criteri è quello di attribuire un punteggio ad ogni alternativa che servirà come strumento di supporto alle decisioni.

La metodologia prevede tre fasi:

1. definizione dei parametri che misurano le prestazioni di un'alternativa rispetto ad un obiettivo; con questa fase si ottiene una matrice i cui elementi rappresentano il valore di ciascun criterio per singola alternativa;
2. normalizzazione dei diversi criteri ad un'unica scala tramite la definizione delle funzioni di utilità, per rappresentare la soddisfazione (con un valore tra 0 ed 1) del decisore rispetto ad un dato valore dell'indicatore stesso; anche in questo caso si ottiene una matrice i cui elementi rappresentano il valore di ciascun obiettivo;
3. assegnazione dei pesi, cioè l'importanza relativa dei singoli obiettivi.

Sulla base dei risultati dell'analisi a molti criteri, sui bacini campione verrà stabilito un rilascio minimo per ogni derivazione, assumendo che la risposta del corpo idrico a diversi rilasci sia analoga a quella dei bacini campione o quantomeno deducibile da essa.

Il termine entro il quale deve concludersi tale sperimentazione è il 31/12/2013. In base ai risultati ottenuti dai 5 anni precedenti, verranno adeguati i parametri di portata e potenza delle concessioni di ogni impianto, di proprietà del gruppo C.V.A., presente sul territorio valdostano. La mancata applicazione di tale processo comporterà all'azienda un rilascio obbligatorio, da tutte le prese, pari al 50% del valore ottenuto dal Criterio 1 del PTA.

Allegato 2 - Criteri per il rilascio del DMV

L'Autorità di bacino del fiume Po ha determinato, come previsto dal decreto legislativo n. 152/99, con la Deliberazione n. 7/2002, i criteri generali di calcolo del DMV, fissando le modalità e i tempi attraverso i quali le regioni devono adeguare i propri regolamenti.

Il Deflusso Minimo Vitale (DMV) rappresenta la portata (in l/s) che deve essere rilasciata dalla derivazione per garantire a valle della stessa il raggiungimento degli obiettivi fissati dal Piano di Tutela delle Acque. Lo scopo è quello di modificare le situazioni compromesse, per le derivazioni esistenti, e garantire la compatibilità del prelievo per le nuove derivazioni. Tale parametro viene definito attraverso una formula che tiene conto delle caratteristiche fisico-idrologiche dei bacini, delle caratteristiche morfologiche dell'alveo, della naturalità e dei pregi naturalistici, della destinazione funzionale del corso d'acqua e degli obiettivi di qualità definiti nell'ambito del PTA.

Il deflusso minimo vitale (DMV) in una determinata sezione del corpo idrico è calcolato secondo la formula seguente: $DMV = k * q_{MEDIA} * S * M * Z * A * T$ (litri/secondo)

Dove:

- k = parametro sperimentale determinato per singole aree idrografiche;
- q_{MEDIA} = portata specifica media annua per unità di superficie del bacino (l/s/km²);
- S = superficie del bacino sottesa alla sezione del corpo idrico (km²);
- M = parametro morfologico;
- Z = il massimo dei valori dei tre parametri N , F , Q calcolati distintamente, dove: N = parametro naturalistico; F = parametro di fruizione; Q = parametro relativo alla qualità della acque fluviali;
- A = parametro relativo all'interazione tra le acque superficiali e le acque sotterranee;
- T = parametro relativo alla modulazione nel tempo del DMV.

Il valore del termine $q_{media} * S$ rappresenta la portata media annua nella sezione. Il parametro k esprime la percentuale della portata media che deve essere considerata nel calcolo del deflusso minimo vitale. I parametri M ed A esprimono la necessità di adeguamento della componente idrologica del DMV alle particolari caratteristiche morfologiche dell'alveo e della modalità di scorrimento della corrente, nonché degli scambi idrici tra le acque superficiali e sotterranee. I parametri N , F , Q esprimono la maggiorazione della componente idrologica del DMV necessaria in relazione alle condizioni di pregio naturalistico, alla specifica destinazione d'uso della risorsa idrica e al

raggiungimento degli obiettivi di qualità previsti dal PTA o in altri piani settoriali (AA. VV., 2006B).

La Regione Valle d'Aosta, sulla base delle indicazioni delle Delibera n.7/2002 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po, attraverso i propri strumenti regionali di pianificazione, ha definito i criteri di calcolo del DMV per i corsi d'acqua naturali della regione:

- **Criterio n.1:** il DMV in una determinata sezione del corpo idrico è calcolato secondo la formula seguente: $DMV = k * q_{MEDIA} * S * M * Z * A * T$ (litri/secondo);
- **Criterio n.2:** il DMV varia mensilmente ed è calcolato con la formula: $DMV_{MENSILE} = q_{MEDIAMENSILE} * S * Z_{DECIMALE}$ (in l/s) dove $Z_{DECIMALE}$ corrisponde alla parte decimale del parametro Z definito nel precedente criterio. I valori mensili del $DMV_{MENSILE}$ così calcolato sono da confrontarsi con il valore del DMV calcolato con il criterio n.1. Tutti i valori del $DMV_{MENSILE}$ che dovessero risultare minori del DMV del criterio 1 sono incrementati del 20%.
- **Criterio n.3:** nel caso di una nuova derivazione e per i soli bacini di superficie superiore a 10 km², la formula è: $DMV = k * q_{MEDIAMENSILE} * S * (Fattori\ correttivi)$ (in l/s) dove i fattori correttivi sono ottenuti attraverso un'analisi avanzata dei comparti (parzialmente dipendenti) della qualità dell'acqua, delle biocenosi acquatiche e dello stato naturalistico complessivo del sistema fluviale; nel caso di una derivazione esistente, dopo aver valutato le criticità ambientali locali del tratto sotteso alla derivazione, il DMV è calcolato con la formula: $DMV = 0,20 * (k * q_{MEDIA} * S)$ mentre le portate integrative, per garantire la continuità del deflusso, sono definite come un multiplo della quantità minima pari a $0,10 * (k * q_{MEDIA} * S)$.

Allegato 3 - Analisi statistiche applicate

Tabelle di contingenza 2x2 con Test χ^2

Le Tabelle di contingenza 2x2 servono per confrontare le frequenze di risposte binarie in due campioni indipendenti tramite una tabella a doppia entrata. Per ognuno dei due gruppi, deve essere riportato il conteggio di risposte binarie, quali il numero di successi e quello di insuccessi oppure di quelli che presentano la caratteristica X e di quella alternativa Y. Il test chi quadrato permette di verificare se le proporzioni di successi e di insuccessi nei due gruppi sono indipendenti dal trattamento al quale sono sottoposti oppure se esiste associazione tra essi.

Distribuzione osservata in tabella 2x2 (esempio riferito ai dati già trattati)

	Taxa EPT	Altri Taxa	Totale
Monte	a	b	$n1$
Sotteso	c	d	$n2$
Totale	$n3$	$n4$	N

La formula abbreviata per il calcolo del test chi quadrato è la seguente:

$$\chi_{(1)}^2 = \frac{(a \cdot d - b \cdot c)^2 \cdot N}{n_1 \cdot n_2 \cdot n_3 \cdot n_4}$$

dove

- a, b, c, d sono le frequenze osservate nei due campioni a confronto,
- $n1, n2, n3, n4$ sono i totali marginali,
- N è il totale generale di osservazioni.

Le condizioni di validità del test chi quadrato richiedono che il totale generale di osservazioni sia maggiore di 100. Quando questo valore è compreso tra 30 e 100 si ricorre alla correzione per la continuità di Yates che comporta una riduzione del valore del chi quadrato mediante la sottrazione di $N/2$ al valore assoluto dello scarto tra le due diagonali:

$$\chi_{(1)}^2 = \frac{\left(|a \cdot d - b \cdot c| - \frac{N}{2} \right)^2 \cdot N}{n_1 \cdot n_2 \cdot n_3 \cdot n_4}$$

Quando invece il totale generale di osservazioni è inferiore a 30 si ricorre al Metodo Esatto di Fisher attraverso la seguente formula:

$$Pi = \frac{n_1! \cdot n_2! \cdot n_3! \cdot n_4!}{a! \cdot b! \cdot c! \cdot d! \cdot N!}$$

Il metodo permette di stimare la specifica probabilità (P_i) di ottenere una tabella 2x2 uguale a quella osservata (probabilità α al 5%).

Con l'applicazione dei medesimi concetti ed il ricorso a formule analoghe, è possibile il confronto tra M popolazioni indipendenti, per verificare l'ipotesi nulla che tutte le N percentuali o proporzioni a confronto siano uguali. Il caso più semplice di tabelle M x N è la tabella di contingenza N x 2, per risposte dicotomiche di N gruppi a confronto.

Distribuzione osservata in tabella Nx2 (esempio riferito ai dati già trattati)

<i>EPT</i>	Monte	Sotteso	Totale
Inverno	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>n1</i>
Primavera	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>n2</i>
Estate	<i>e</i>	<i>f</i>	<i>n3</i>
Autunno	<i>g</i>	<i>h</i>	<i>n4</i>
Totale	<i>n5</i>	<i>n6</i>	<i>N</i>

La formula abbreviata per il calcolo del chi quadrato è la seguente:

$$\chi^2_{g.d.l.} = \frac{C \cdot 100}{\bar{p} \cdot (1 - \bar{p})}$$

con C uguale a

$$C = \sum_{i=1}^k p_i \cdot n_i - \bar{p} \cdot \sum_{i=1}^k n_i$$

e dove

- k = numeri di gruppi a confronto,
- p_i = frequenza percentuale del carattere in esame nel gruppo i ,
- n_i = frequenza assoluta del carattere in esame nel gruppo o campione i ,
- N = numero totale di osservazioni,
- p = frequenza percentuale media di tutti i gruppi per il carattere in esame.

Test t-Student per il confronto tra le medie di due campioni indipendenti

Il Test t-Student è un test di inferenza statistica che permette il confronto di una o due medie. Nella statistica applicata, è utilizzato in quattro casi: la media di un campione e una generica media attesa, un singolo dato e la media di un campione, la media delle differenze di due campioni dipendenti con un differenza attesa, le medie di due campioni indipendenti.

Nel caso di due campioni indipendenti, il valore del test è ottenuto mediante la formula:

$$t_{(n_A+n_B-2)} = \frac{(\bar{X}_A - \bar{X}_B) - (\mu_A - \mu_B)}{\sqrt{S_p^2 \cdot \left(\frac{1}{n_A} + \frac{1}{n_B}\right)}}$$

dove

- \bar{X}_A e \bar{X}_B sono le medie rispettivamente del campione A e del campione B,
- μ_A e μ_B sono le rispettive medie attese, espresse nell'ipotesi nulla,
- n_A e n_B sono il numero di osservazioni nei campioni A e B,
- S_p^2 è la varianza associata (*pooled*) dei due gruppi a confronto,
- i gradi di libertà del t sono uguali a $(n_A-1) + (n_B-1)$, che possono anche essere scritti come $(n_A + n_B - 2)$ oppure $(N-2)$. La varianza associata o varianza pooled (S_p^2) è data dal rapporto tra la somma delle due devianze e la somma dei rispettivi gradi di libertà

$$S_p^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} (X_{Ai} - \bar{X}_A)^2 + \sum_{i=1}^{n_B} (X_{Bi} - \bar{X}_B)^2}{n_A - 1 + n_B - 1}$$

dove

- X_{Ai} e \bar{X}_A sono nell'ordine i dati e la media del gruppo A,
- X_{Bi} e \bar{X}_B sono rispettivamente i dati e la media del gruppo B,
- n_A e n_B sono il numero di osservazioni nei campioni A e B.

La varianza pooled è una varianza media ponderata, calcolata sempre a partire dalle due devianze e dai loro gdl, che attribuisce una importanza proporzionalmente maggiore al gruppo che ha un numero maggiore di dati.

Test non parametrico di Welch

Il test non parametrico di Welch è un metodo che permette di verificare se le medie di due o più campioni indipendenti sono uguali quando le varianze sono differenti, ovvero quando la condizioni di omoschedasticità (o omogeneità della varianza) non è rispettata. Il test è definito dalla seguente formula:

$$t = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{N_1} + \frac{s_2^2}{N_2}}}$$

Dove:

- X_i è la media del campione i-esimo;
- S_i^2 è la varianza del campione i-esimo;
- N_i indica la numerosità del campione i-esimo.

A differenze del Test t-Student, il denominatore non è basato sulla varianza pooled.

I gradi di libertà v vengono definiti dall'equazione di Welch-Satterthwaite:

$$d' = \frac{\left(\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2} \right)^2}{\frac{\left(\frac{s_1^2}{n_1} \right)^2}{n_1 - 1} + \frac{\left(\frac{s_2^2}{n_2} \right)^2}{n_2 - 1}}$$

Questo calcolo non fornisce valori interi, per cui si deve scegliere il valore arrotondato in difetto (d''). Questo numero di gradi di libertà risulta sempre minore di quelli classici per il t di Student con due campioni indipendenti: $d'' < (n_1 - 1) + (n_2 - 1)$ e in modo tanto più marcato quanto maggiore è la differenza tra le due varianze.

Test di Shapiro-Wilk per la normalità della distribuzione

La verifica della normalità avviene confrontando due stimatori alternativi della varianza σ^2 : uno stimatore non parametrico basato sulla combinazione lineare ottimale della statistica d'ordine di una variabile aleatoria normale al numeratore e il consueto stimatore parametrico, ossia la varianza campionaria, al denominatore.

$$W = \frac{\left(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)} \right)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

dove

- $x_{(i)}$ (indice i incluso tra parentesi) è l' i -esimo valore più piccolo (rango i) del campione
- $\bar{x} = (x_1 + \dots + x_n)/n$ è la media aritmetica del campione
- e le costanti a_i sono date da $(a_1, \dots, a_n) = \frac{m^\top V^{-1}}{(m^\top V^{-1} V^{-1} m)^{1/2}}$
dove $m = (m_1, \dots, m_n)^\top$
e m_1, \dots, m_n sono i valori attesi dei ranghi di un numero casuale standardizzato, e V è la matrice delle covarianze di questi ranghi.

La statistica W può assumere valori da 0 a 1.

Test di omogeneità di Bartlett

Test utilizzato per verificare l'assunzione di omogeneità della varianza tra i campioni analizzati. Se ho k campioni di dimensione n_i e varianza S_i^2 , il test è definito dalla formula:

$$X^2 = \frac{(N - k) \ln(S_p^2) - \sum_{i=1}^k (n_i - 1) \ln(S_i^2)}{1 + \frac{1}{3(k-1)} \left(\sum_{i=1}^k \left(\frac{1}{n_i - 1} \right) - \frac{1}{N - k} \right)}$$

Dove $N = \sum_{i=1}^k n_i$ e $S_p^2 = \frac{1}{N - k} \sum_{i=1}^k (n_i - 1) S_i^2$ è la varianza combinata o

pooled. La statistica test si distribuisce mediante una distribuzione χ_{k-1}^2 . L'ipotesi nulla è rifiutata se $X^2 > \chi_{k-1, \alpha}^2$ dove $\chi_{k-1, \alpha}^2$ è il valore fissato critico del χ_{k-1}^2 . Il test di Bartlett può essere utilizzato solo dopo avere verificato la normalità dei campioni. Ci sono test per la verifica della omogeneità delle varianze anche in assenza della normalità dei dati (test di Levene).

Analisi della Varianza con interazione tra fattori

È un insieme di tecniche statistiche facenti parte della statistica inferenziale che permettono di confrontare due o più medie, mantenendo invariata la probabilità α complessiva prefissata. Il modello più semplice di analisi della varianza, che può essere visto come un'estensione del test t di Student a più campioni indipendenti, è detto ad un criterio di classificazione: ogni dato è classificato solo sulla base del trattamento o del gruppo al quale appartiene. Un solo criterio di classificazione a volte non basta, spesso è utile prendere in considerazione almeno due fattori di variabilità sia per analizzare gli effetti di due o più cause contemporaneamente che per ridurre la varianza d'errore isolando gli effetti dovuto ad altre cause. Quando però si studiano due o più fattori a vari livelli, spesso l'interesse è rivolto verso l'interazione tra i fattori: se, come e quanto ogni livello o modalità di un fattore interagisce con quelli degli altri fattori, esaminati in tutte le combinazioni. Con due fattori è possibile analizzare l'interazione solo quando si dispone di più osservazioni in ognuna delle celle poste all'incrocio tra righe e colonne.

Il modello additivo dell'ANOVA diventa: $X_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + \varepsilon_{ijk}$

dove:

- μ è la media generale che, riferita ai dati dell'esperimento, è stimata nel modo migliore mediante la media campionaria di tutti i dati X ;

- α_i è l'effetto del trattamento i che, con i dati campionari, può essere calcolato come differenza della sua media dalla media generale;
- β_j è l'effetto del blocco j che, nell'esperimento, è determinato dalla differenza della sua media dalla media generale:
- $\alpha\beta_{ij}$ è l'interazione tra l'effetto α del trattamento i e l'effetto β del trattamento j ; può essere misurata come somma dei quadrati delle differenze tra la media osservata e quella attesa entro ogni casella;
- ε_{ijk} è la differenza tra una singola osservazione e la sua media di casella.

La devianza d'interazione $SQ(\alpha\beta)$ secondo la formula euristica è la somma dei quadrati degli scarti tra media osservata e media stimata in ogni casella mentre la devianza entro o errore $SQ(\varepsilon)$ è la somma dei quadrati degli scarti di ogni replica dalla sua media di casella. Per valutare la significatività delle differenze tra i vari livelli del fattore A e del fattore B oltre a quella dell'interazione AB, il test F dell'analisi della varianza richiede il calcolo delle quantità riportate nella tabella sottostante, con i relativi gradi di libertà (gdl):

Devianza	GDL	Varianza
Totale	$npr-1$	-
Tra medie delle caselle o tra fattori	$np-1$	-
Tra trattamenti o del fattore A	$n-1$	Tra trattamenti
Tra blocchi o del fattore B	$p-1$	Tra blocchi
Interazione A× B	$(n-1)*(p-1)$	Interazione
Errore	$(r-1)*(np)$	Errore

Dove:

- n è il numero di livelli del fattore A;
- p è il numero di livelli del fattore B;
- r è il numero di repliche entro ogni casella.

La *devianza totale* $SQ(T)$ è definita come la somma dei quadrati degli scarti di ogni dato rispetto alla media generale. La devianza tra le medie delle caselle o devianza dei fattori $SQ(X_{ij})$ è la somma dei quadrati degli scarti di ogni media di casella dalla media generale, moltiplicata per il numero di dati entro ogni casella.

La *devianza tra trattamenti o del fattore A* $SQ(A)$ è la somma dei quadrati degli scarti tra la media di ogni trattamento e la media generale, moltiplicata per il numero di dati del trattamento;

La *devianza tra blocchi o del fattore B* $SQ(B)$ è la somma dei quadrati degli scarti tra la media di ogni blocco e la media generale, moltiplicata per il numero di dati del blocco.

La *devianza d'interazione tra i fattori A e B* $SQ(AB)$ è la somma dei quadrati degli scarti di ogni media di casella rispetto al valore atteso dall'effetto trattamento e dall'effetto blocco ritenuti additivi.

La *devianza d'errore o residuo* $SQ(e)$ è la somma dei quadrati degli scarti di ogni valore rispetto alla media della sua casella.

Dividendo la devianza tra trattamenti, quella tra blocchi, quella d'interazione e quella d'errore per i rispettivi gdl si ottengono le varianze corrispondenti.

Test HSD di Tukey

Si tratta di un test post-hoc per confronti multipli che si può eseguire sui risultati significativi ottenuti dall'Analisi della Varianza. Serve per confrontare tra loro k medie, escludendo le loro somme, per cui il numero p di confronti da effettuare è:

$$p = C_k^2 = k(k-1)/2$$

Un'altra formula prevede il calcolo del campo (o intervallo) di variazione studentizzato o Q studentizzato. Con un campione di k medie, ognuna con n osservazioni, se è rispettata la condizione di omoschedasticità, si ottiene una stima del campo di variazione, da cui si derivano i valori critici alle varie probabilità, mediante:

$$Q = \frac{\bar{X}_{\max} - \bar{X}_{\min}}{\sqrt{\frac{S_e^2}{n}}}$$

Dove S_e^2 è la varianza d'errore ottenuta con l'ANOVA sui k gruppi. Per un confronto tra le p coppie di medie, la formula è:

$$W = Q_{(\alpha, k, v)} \cdot \sqrt{\frac{S_e^2}{n}}$$

dove

- α è la probabilità complessiva prescelta,
- k il numero di medie a confronto,
- v sono i gradi di libertà della varianza d'errore S_e^2 ,
- n è il numero d'osservazioni di ogni gruppo (in campioni bilanciati),
- Q è il valore fornito dalla tabella alla probabilità α_T per k gruppi e gdl v (della varianza d'errore).

Regressione Lineare Multivariata

Il modello di base della regressione lineare multipla è simile a quello della regressione lineare semplice; se ne differenzia per l'aumento del numero di variabili predittive. Al posto di una variabile predetta o dipendente (Y) e una variabile predittiva o indipendente (X), esso ha sempre una sola variabile predetta o dipendente, indicata con Y_i ma due o più variabili predittive o indipendenti, indicate con $X_{i1}, X_{i2}, \dots, X_{in}$

Il modello può essere rappresentato nel seguente modo: $Y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k + \varepsilon$

dove:

- Y è la variabile dipendente, di tipo continuo o enumerativo discontinuo;
- x_1, x_2, \dots, x_k sono le variabili indipendenti, ritenute predittive nei riguardi della Y ;
- $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k$ sono *coefficienti detti di regressione parziale*;
- β_0 è l'intercetta del modello;
- la ε è una variabile casuale che rappresenta la quota di variabilità della Y che è indipendente da quella riconducibile alle varie x del modello. Essa misura l'errore sperimentale.

L'analisi statistica serve per valutare se e quanto le variabili predittive X_n insieme riescono a stimare il valore della Y , quale è il contributo di ogni variabile X_n indipendentemente dalle altre. I modelli di regressione lineare multipla (o multivariata) possono assumere forme differenti.

I coefficienti di regressione parziale possono essere ottenuti con il metodo dei minimi quadrati. Le stime da determinare, $\hat{\beta}_0, \hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2, \dots, \hat{\beta}_k$, sono quelle che minimizzano la devianza

$\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 = SSE$ (devianza d'errore), dove \hat{y}_i è l' i -esimo valore predetto dal modello.

La minimizzazione di $\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$ si ottiene come soluzione del sistema di equazioni

$$\frac{\partial SSE}{\partial \hat{\beta}_1} = 0, \quad \frac{\partial SSE}{\partial \hat{\beta}_2} = 0, \quad \dots, \quad \frac{\partial SSE}{\partial \hat{\beta}_k} = 0$$

Il valore $\hat{\beta}_0$ (intercetta) è ricavabile mediante la relazione $\hat{\beta}_0 = \bar{y} - \hat{\beta}_1 \bar{x}_1 - \hat{\beta}_2 \bar{x}_2 - \dots - \hat{\beta}_k \bar{x}_k$ dove $\bar{x}_1, \bar{x}_2, \dots, \bar{x}_k$ sono le medie aritmetiche delle variabili indipendenti.

Test di Durbin-Watson per l'autocorrelazione dei residui

Si tratta di un test utilizzato per rilevare la presenza di autocorrelazione dei residui in un'analisi di regressione. Si consideri un modello di regressione lineare: $y_t = \alpha + x_t'\beta + \varepsilon_t$

Se e_t è il residuo associato all'osservazione nel periodo t la statistica test è:

$$d = \frac{\sum_{t=2}^T (e_t - e_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^T e_t^2}$$

Un valore di 2 indica che non c'è alcuna autocorrelazione. Valori piccoli di d indicano che i residui successivi sono, in media, vicini in valore l'uno all'altro, o correlati positivamente. Valori grandi di d indicano che i residui successivi sono, in media, molto differenti in valore l'uno dall'altro, o correlati negativamente.

Test di Breusch-Pagan per l'omoschedasticità dei residui

È un test per la verifica d'ipotesi statistiche per verificare l'ipotesi di omoschedasticità, applica ai residui gli stessi concetti della regressione lineare. Assume che gli errori siano indipendenti e normalmente distribuiti e che la loro varianza sia funzione lineare del tempo

t secondo: $\ln(\sigma_t^2) = a + bt$

ciò implica che la varianza aumenti o diminuisca al variare di t , a seconda del segno di b .

Per la sua verifica, si calcola una regressione lineare, a partire da un diagramma di dispersione che:

- sull'asse delle ascisse riporta il tempo t
- sull'asse delle ordinate il valore dei residui corrispondente

Si ottiene una retta di regressione, la cui devianza totale è in rapporto alla devianza d'errore precedente calcolata con i dati originali secondo una relazione di tipo quadratico che, se è vera l'ipotesi nulla, al crescere del numero delle osservazioni si distribuisce secondo una variabile casuale chi quadro con un grado di libertà.

Metodo Variance Inflationary Factor (VIF) per la multicollinearità

Per valutare la multicollinearità in un modello di regressione lineare viene usato l'indicatore VIF o *variance inflation factor*. Il VIF è calcolato per ciascuna variabile del modello in base all'espressione:

$$\text{VIF}_i = \frac{1}{1 - R_i^2}$$

dove R^2_i è il coefficiente R^2 di una regressione della colonna i -esima di X su tutti gli altri regressori (incluso il termine costante, se è presente). È possibile dimostrare che la varianza dell'elemento i -esimo del vettore delle stime OLS β è proporzionale al VIF; dunque un VIF elevato comporterà una minore significatività del coefficiente β_i , andando a ridurre il valore della statistica t di Student associata. Un R^2_i elevato è indice di dipendenza lineare tra la colonna i -esima e le restanti colonne della matrice X , ossia è un indice di multicollinearità.

Analisi delle Componenti Principali

L'Analisi delle Componenti Principali (da cui ACP, o PCA - Principal Component Analysis) è una procedura matematica utile per il trattamento, la comprensione e la semplificazione di sistemi descritti da più variabili aleatorie e quindi *complessi*. I suoi obiettivi sono proprio quelli di individuare le suddette *variabili latenti*, che si configurano come opportune *combinazioni lineari* delle variabili iniziali, e di ridurre la dimensionalità del problema alle cosiddette componenti principali, trascurando quelle variabili latenti che presentano una minore varianza: quest'ultimo passaggio conduce pertanto ad una *riduzione della complessità del sistema*. La procedura matematica su cui si basa la PCA è essenzialmente il processo di diagonalizzazione della matrice delle covarianze (o della matrice delle correlazioni) delle variabili coinvolte. Se abbiamo n v.a. iniziali x_1, \dots, x_n , la matrice delle covarianze μ è costituita dalla seguente matrice quadrata

$$\Sigma := (\sigma_{ij}) , \quad \text{dove } \sigma_{ij} = \begin{cases} \sigma_{x_i x_j} & \text{se } i \neq j \\ \sigma_{x_i}^2 & \text{se } i = j \end{cases}$$

Poiché Σ è simmetrica e reale, essa risulta ortogonalmente simile alla matrice diagonale degli autovalori $\Delta = \text{diag}(\lambda_1, \dots, \lambda_n)$, mediante una matrice di passaggio ortogonale P composta da n autovettori ortonormali. Questi costituiscono la base di un nuovo riferimento ortonormale rispetto al quale le v.a. iniziali si riconfigurano come nuove v.a. y_1, \dots, y_n (le suddette variabili latenti, ognuna di esse combinazione lineare delle v.a. iniziali) che ammettono precisamente ϕ come matrice delle covarianze. Ovvero esse risultano a due a due non correlate e la varianza della variabile y_i è data dall'autovalore λ_i i.e. $\sigma_{y_i}^2 = \lambda_i$. La scelta delle componenti principali può essere a questo punto condotta scegliendo solo le variabili y_i che ammettono varianze superiori ad una certa soglia, ovvero relative agli autovalori più grandi (*autovalori principali*).

Analisi dei cluster e Clustering Gerarchico

L'Analisi dei cluster, o analisi dei gruppi, consiste in una serie di analisi statistiche multivariate dei dati con le quali si cerca di individuare, all'interno di un gruppo d'unità sperimentali, più sottogruppi (clusters) tenendo conto del loro grado di similarità o dissimilarità (distanza). Le tecniche di clustering si basano su misure relative alla somiglianza tra gli elementi, concepita in termini di distanza in un spazio multidimensionale. Gli algoritmi di clustering, la cui bontà dipende dalla metrica scelta per il calcolo della distanza, raggruppano gli elementi sulla base della loro distanza reciproca. Esistono differenti classificazioni delle tecniche di clustering, quella considerata in questo studio consiste nel *Clustering Gerarchico*, in cui viene costruita una gerarchia di partizioni caratterizzate da un numero (de)crescente di gruppi, visualizzabile mediante una rappresentazione ad albero (dendrogramma), in cui sono rappresentati i passi di accorpamento/divisione dei gruppi.

Tutte le informazioni relative ai test statistici applicati provengono dalla dispense di LAMBERTO SOLIANI (2004), Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma. Edizione novembre 2004.

Allegato 4 - Dati biotici e abiotici dei torrenti considerati

Tabella 4.1 - Torrente Chalamy (misure di ricchezza, di composizione e di adattamento all'habitat)

Anno	Zona	Stagione	Numero totale di taxa	Numero taxa EPT	Numero taxa ditteri	% EPT	% Ditteri	Numero taxa reofili	% Reofili
2008	M	inverno	18	14	2	77,78	11,11	15	83,33
	M	primavera	21	11	6	52,38	28,57	18	85,71
	M	estate	17	10	4	58,82	23,53	14	82,35
	M	autunno	14	9	2	64,29	14,29	12	85,71
	S	inverno	15	10	3	66,67	20,00	13	86,67
	S	primavera	15	11	2	73,33	13,33	13	86,67
	S	estate	19	9	4	47,37	21,05	16	84,21
	S	autunno	20	12	5	60,00	25,00	18	90,00
2009	M	inverno	18	11	4	61,11	22,22	16	88,89
	M	primavera	12	8	3	66,67	25,00	11	91,67
	M	estate	20	11	4	55,00	20,00	17	85,00
	M	autunno	19	13	2	68,42	10,53	16	84,21
	S	inverno	17	11	3	64,71	17,65	15	88,24
	S	primavera	5	2	3	40,00	60,00	4	80,00
	S	estate	17	5	3	29,41	17,65	12	70,59
	S	autunno	19	11	2	57,89	10,53	16	84,21
2010	M	inverno	14	10	3	71,43	21,43	13	92,86
	M	primavera	20	12	5	60,00	25,00	16	80,00
	M	estate	17	11	3	64,71	17,65	14	82,35
	M	autunno	14	12	1	85,71	7,14	14	100,00
	S	inverno	11	8	2	72,73	18,18	10	90,91
	S	primavera	12	7	3	58,33	25,00	10	83,33
	S	estate	15	6	4	40,00	26,67	12	80,00
	S	autunno	15	11	2	73,33	13,33	14	93,33

Tabella 4.2 - Torrente Chalamy (misure trofiche e di alimentazione)

Anno	Zona	Stagione	Numero taxa trituratori	% Trituratori	Numero taxa raschiatori	% Raschiatori	Numero taxa onnivori	% Onnivori	Numero taxa detritivori	% Detritivori
2008	M	inverno	4	22,22	4	22,22	9	50,00	10	55,56
	M	primavera	3	14,29	7	33,33	11	52,38	8	38,10
	M	estate	3	17,65	5	29,41	8	47,06	9	52,94
	M	autunno	3	21,43	3	21,43	6	42,86	7	50,00
	S	inverno	3	20,00	2	13,33	7	46,67	9	60,00
	S	primavera	2	13,33	4	26,67	9	60,00	5	33,33
	S	estate	2	10,53	4	21,05	8	42,11	6	31,58
	S	autunno	4	20,00	6	30,00	10	50,00	9	45,00
2009	M	inverno	3	16,67	4	22,22	10	55,56	9	50,00
	M	primavera	3	25,00	4	33,33	8	66,67	7	58,33
	M	estate	3	15,00	6	30,00	10	50,00	9	45,00
	M	autunno	3	15,79	6	31,58	8	42,11	9	47,37
	S	inverno	3	17,65	4	23,53	9	52,94	9	52,94
	S	primavera	0	0,00	1	20,00	4	80,00	2	40,00
	S	estate	2	11,76	3	17,65	6	35,29	5	29,41
	S	autunno	2	10,53	5	26,32	8	42,11	9	47,37
2010	M	inverno	3	21,43	4	28,57	8	57,14	8	57,14
	M	primavera	3	15,00	5	25,00	10	50,00	10	50,00
	M	estate	3	17,65	5	29,41	8	47,06	10	58,82
	M	autunno	3	21,43	4	28,57	6	42,86	9	64,29
	S	inverno	2	18,18	3	27,27	7	63,64	6	54,55
	S	primavera	2	16,67	3	25,00	7	58,33	5	41,67
	S	estate	2	13,33	2	13,33	6	40,00	5	33,33
	S	autunno	2	13,33	4	26,67	7	46,67	8	53,33

Tabella 4.3 - *Torrente Dora di Rhemes (misure di ricchezza, di composizione e di adattamento all'habitat)*

Anno	Zona	Stagione	Numero totale di taxa	Numero taxa EPT	Numero taxa ditteri	% EPT	% Ditteri	Numero taxa reofili	% Reofili
2008	M	inverno	11	5	5	45,45	45,45	9	81,82
	M	primavera	3	1	2	33,33	66,67	2	66,67
	M	estate	11	8	3	72,73	27,27	10	90,91
	M	autunno	13	7	4	53,85	30,77	11	84,62
	S	inverno	5	3	2	60,00	40,00	4	80,00
	S	primavera	4	3	1	75,00	25,00	3	75,00
	S	estate	6	5	1	83,33	16,67	5	83,33
2009	S	autunno	10	6	3	60,00	30,00	9	90,00
	M	inverno	9	6	3	66,67	33,33	8	88,89
	M	primavera	12	7	5	58,33	41,67	10	83,33
	M	estate	11	6	4	54,55	36,36	10	90,91
	M	autunno	12	8	3	66,67	25,00	10	83,33
	S	inverno	8	5	3	62,50	37,50	7	87,50
	S	primavera	8	5	3	62,50	37,50	7	87,50
2010	S	estate	8	3	2	37,50	25,00	5	62,50
	S	autunno	11	8	3	72,73	27,27	10	90,91
	M	inverno	10	7	3	70,00	30,00	9	90,00
	M	primavera	14	8	4	57,14	28,57	12	85,71
	M	estate	12	8	3	66,67	25,00	10	83,33
	M	autunno	12	7	4	58,33	33,33	10	83,33
	S	inverno	8	5	3	62,50	37,50	7	87,50
	S	primavera	11	7	3	63,64	27,27	9	81,82
S	estate	10	6	3	60,00	30,00	8	80,00	
S	autunno	10	8	2	80,00	20,00	9	90,00	

Tabella 4.4 - Torrente Dora di Rhemes (misure trofiche e di alimentazione)

Anno	Zona	Stagione	Numero taxa trituratori	% Trituratori	Numero taxa raschiatori	% Raschiatori	Numero taxa onnivori	% Onnivori	Numero taxa detritivori	% Detritivori
2008	M	inverno	2	18,18	2	18,18	6	54,55	4	36,36
	M	primavera	0	0,00	0	0,00	3	100,00	1	33,33
	M	estate	2	18,18	3	27,27	7	63,64	5	45,45
	M	autunno	3	23,08	2	15,38	6	46,15	6	46,15
	S	inverno	2	40,00	0	0,00	4	80,00	3	60,00
	S	primavera	1	25,00	0	0,00	3	75,00	2	50,00
	S	estate	3	50,00	0	0,00	3	50,00	4	66,67
	S	autunno	3	30,00	1	10,00	6	60,00	5	50,00
2009	M	inverno	2	22,22	1	11,11	6	66,67	3	33,33
	M	primavera	3	25,00	4	33,33	8	66,67	7	58,33
	M	estate	1	9,09	2	18,18	6	54,55	4	36,36
	M	autunno	3	25,00	2	16,67	6	50,00	6	50,00
	S	inverno	3	37,50	0	0,00	5	62,50	4	50,00
	S	primavera	2	25,00	2	25,00	4	50,00	4	50,00
	S	estate	2	25,00	1	12,50	5	62,50	5	62,50
	S	autunno	2	18,18	3	27,27	7	63,64	5	45,45
2010	M	inverno	3	30,00	2	20,00	7	70,00	5	50,00
	M	primavera	3	21,43	3	21,43	7	50,00	6	42,86
	M	estate	1	8,33	5	41,67	7	58,33	6	50,00
	M	autunno	3	25,00	4	33,33	8	66,67	6	50,00
	S	inverno	3	37,50	1	12,50	6	75,00	4	50,00
	S	primavera	2	18,18	3	27,27	5	45,45	6	54,55
	S	estate	2	20,00	2	20,00	6	60,00	5	50,00
	S	autunno	3	30,00	2	20,00	6	60,00	6	60,00

Tabella 4.5 - Torrente Evançon (misure di ricchezza, di composizione e di adattamento all'habitat)

Anno	Zona	Stagione	Numero totale di taxa	Numero taxa EPT	Numero taxa ditteri	% EPT	% Ditteri	Numero taxa reofili	% Reofili
2008	M	inverno	15	9	3	60,00	20,00	13	86,67
	M	primavera	14	6	2	42,86	14,29	10	71,43
	M	estate	13	6	4	46,15	30,77	10	76,92
	M	autunno	13	6	3	46,15	23,08	8	61,54
	S	inverno	12	4	3	33,33	25,00	10	83,33
	S	primavera	12	6	3	50,00	25,00	10	83,33
	S	estate	14	5	5	35,71	35,71	10	71,43
	S	autunno	13	7	3	53,85	23,08	11	84,62
2009	M	inverno	10	6	2	60,00	20,00	8	80,00
	M	primavera	14	8	3	57,14	21,43	11	78,57
	M	estate	14	7	2	50,00	14,29	12	85,71
	M	autunno	20	12	3	60,00	15,00	17	85,00
	S	inverno	12	6	3	50,00	25,00	11	91,67
	S	primavera	15	8	4	53,33	26,67	12	80,00
	S	estate	17	7	5	41,18	29,41	13	76,47
	S	autunno	16	8	4	50,00	25,00	14	87,50
2010	M	inverno	16	9	3	56,25	18,75	14	87,50
	M	primavera	17	8	4	47,06	23,53	13	76,47
	M	estate	14	6	4	42,86	28,57	11	78,57
	M	autunno	14	8	2	57,14	14,29	11	78,57
	S	inverno	15	8	3	53,33	20,00	13	86,67
	S	primavera	12	6	4	50,00	33,33	11	91,67
	S	estate	15	6	4	40,00	26,67	13	86,67
	S	autunno	18	8	3	44,44	16,67	13	72,22

Tabella 4.6 - Torrente Evançon (misure trofiche e di alimentazione)

Anno	Zona	Stagione	Numero taxa trituratori	% Trituratori	Numero taxa raschiatori	% Raschiatori	Numero taxa onnivori	% Onnivori	Numero taxa detritivori	% Detritivori
2008	M	inverno	2	13,33	4	26,67	9	60,00	7	46,67
	M	primavera	3	21,43	3	21,43	8	57,14	7	50,00
	M	estate	2	15,38	1	7,69	6	46,15	7	53,85
	M	autunno	3	23,08	2	15,38	6	46,15	6	46,15
	S	inverno	2	16,67	2	16,67	7	58,33	6	50,00
	S	primavera	2	16,67	1	8,33	5	41,67	5	41,67
	S	estate	2	14,29	2	14,29	8	57,14	5	35,71
	S	autunno	2	15,38	4	30,77	9	69,23	6	46,15
2009	M	inverno	2	20,00	2	20,00	6	60,00	5	50,00
	M	primavera	3	21,43	3	21,43	8	57,14	9	64,29
	M	estate	4	28,57	3	21,43	7	50,00	8	57,14
	M	autunno	5	25,00	3	15,00	9	45,00	10	50,00
	S	inverno	2	16,67	3	25,00	7	58,33	5	41,67
	S	primavera	3	20,00	4	26,67	9	60,00	8	53,33
	S	estate	3	17,65	3	17,65	8	47,06	7	41,18
	S	autunno	3	18,75	4	25,00	10	62,50	7	43,75
2010	M	inverno	3	18,75	3	18,75	8	50,00	9	56,25
	M	primavera	4	23,53	2	11,76	9	52,94	7	41,18
	M	estate	2	14,29	1	7,14	6	42,86	5	35,71
	M	autunno	3	21,43	2	14,29	7	50,00	8	57,14
	S	inverno	3	20,00	4	26,67	9	60,00	7	46,67
	S	primavera	3	25,00	2	16,67	7	58,33	6	50,00
	S	estate	2	13,33	3	20,00	7	46,67	6	40,00
	S	autunno	2	11,11	4	22,22	10	55,56	9	50,00

Tabella 4.7 - Torrente Lys (misure di ricchezza, di composizione e di adattamento all'habitat)

Anno	Zona	Stagione	Numero totale di taxa	Numero taxa EPT	Numero taxa ditteri	% EPT	% Ditteri	Numero taxa reofili	% Reofili
2008	M	inverno	0	0	0	-	-	0	-
	M	primavera	9	7	2	77,78	22,22	8	88,89
	M	estate	14	8	3	57,14	21,43	11	78,57
	M	autunno	17	10	4	58,82	23,53	15	88,24
	S	inverno	11	7	2	63,64	18,18	9	81,82
	S	primavera	11	6	3	54,55	27,27	9	81,82
	S	estate	14	6	4	42,86	28,57	11	78,57
	S	autunno	19	10	4	52,63	21,05	14	73,68
2009	M	inverno	8	5	3	62,50	37,50	7	87,50
	M	primavera	11	8	3	72,73	27,27	10	90,91
	M	estate	8	4	2	50,00	25,00	5	62,50
	M	autunno	6	3	3	50,00	50,00	5	83,33
	S	inverno	14	7	4	50,00	28,57	11	78,57
	S	primavera	9	4	2	44,44	22,22	5	55,56
	S	estate	8	4	2	50,00	25,00	5	62,50
	S	autunno	11	4	3	36,36	27,27	7	63,64
2010	M	inverno	0	0	0	-	-	0	-
	M	primavera	10	4	3	40,00	30,00	7	70,00
	M	estate	14	8	4	57,14	28,57	12	85,71
	M	autunno	8	6	1	75,00	12,50	8	100,00
	S	inverno	7	3	2	42,86	28,57	4	57,14
	S	primavera	10	3	3	30,00	30,00	7	70,00
	S	estate	8	4	3	50,00	37,50	6	75,00
	S	autunno	9	5	2	55,56	22,22	6	66,67

Tabella 4.8 - Torrente Lys (misure trofiche e di alimentazione)

Anno	Zona	Stagione	Numero taxa trituratori	% Trituratori	Numero taxa raschiatori	% Raschiatori	Numero taxa onnivori	% Onnivori	Numero taxa detritivori	% Detritivori
2008	M	inverno	0	-	0	-	0	-	0	-
	M	primavera	3	33,33	1	11,11	5	55,56	5	55,56
	M	estate	3	21,43	2	14,29	7	50,00	7	50,00
	M	autunno	3	17,65	3	17,65	10	58,82	7	41,18
	S	inverno	2	18,18	2	18,18	7	63,64	6	54,55
	S	primavera	3	27,27	2	18,18	6	54,55	7	63,64
	S	estate	2	14,29	1	7,14	6	42,86	6	42,86
	S	autunno	3	15,79	4	21,05	10	52,63	10	52,63
2009	M	inverno	3	37,50	0	0,00	4	50,00	4	50,00
	M	primavera	3	27,27	2	18,18	6	54,55	6	54,55
	M	estate	1	12,50	1	12,50	6	75,00	4	50,00
	M	autunno	1	16,67	0	0,00	3	50,00	2	33,33
	S	inverno	3	21,43	2	14,29	7	50,00	7	50,00
	S	primavera	2	22,22	0	0,00	5	55,56	5	55,56
	S	estate	1	12,50	0	0,00	6	75,00	3	37,50
	S	autunno	2	18,18	0	0,00	5	45,45	6	54,55
2010	M	inverno	0	-	0	-	0	-	0	-
	M	primavera	3	30,00	0	0,00	5	50,00	7	70,00
	M	estate	3	21,43	1	7,14	6	42,86	7	50,00
	M	autunno	3	37,50	1	12,50	4	50,00	6	75,00
	S	inverno	2	28,57	0	0,00	5	71,43	4	57,14
	S	primavera	2	20,00	0	0,00	5	50,00	5	50,00
	S	estate	2	25,00	0	0,00	5	62,50	3	37,50
	S	autunno	2	22,22	1	11,11	6	66,67	5	55,56

Tabella 4.9 - *Torrente Saint-Barthélemy (misure di ricchezza, di composizione e di adattamento all'habitat)*

Anno	Zona	Stagione	Numero totale di taxa	Numero taxa EPT	Numero taxa ditteri	% EPT	% Ditteri	Numero taxa reofili	% Reofili
2008	M	inverno	15	10	5	66,67	33,33	14	93,33
	M	primavera	16	11	3	68,75	18,75	15	93,75
	M	estate	18	13	4	72,22	22,22	16	88,89
	M	autunno	24	16	6	66,67	25,00	21	87,50
	S	inverno	14	10	4	71,43	28,57	13	92,86
	S	primavera	14	7	5	50,00	35,71	9	64,29
	S	estate	19	13	6	68,42	31,58	18	94,74
2009	S	autunno	12	8	1	66,67	8,33	10	83,33
	M	inverno	17	10	5	58,82	29,41	15	88,24
	M	primavera	22	12	6	54,55	27,27	19	86,36
	M	estate	15	10	4	66,67	26,67	14	93,33
	M	autunno	20	13	5	65,00	25,00	19	95,00
	S	inverno	13	8	5	61,54	38,46	11	84,62
	S	primavera	21	11	7	52,38	33,33	17	80,95
2010	S	estate	17	9	7	52,94	41,18	16	94,12
	S	autunno	21	13	5	61,90	23,81	19	90,48
	M	inverno	16	11	5	68,75	31,25	14	87,50
	M	primavera	19	11	6	57,89	31,58	16	84,21
	M	estate	19	12	6	63,16	31,58	17	89,47
	M	autunno	16	10	5	62,50	31,25	13	81,25
	S	inverno	16	10	5	62,50	31,25	13	81,25
	S	primavera	21	12	6	57,14	28,57	17	80,95
S	estate	17	9	7	52,94	41,18	16	94,12	
S	autunno	24	15	5	62,50	20,83	21	87,50	

Tabella 4.10 - Torrente Saint-Barthélemy (misure trofiche e di alimentazione)

Anno	Zona	Stagione	Numero taxa trituratori	% Trituratori	Numero taxa raschiatori	% Raschiatori	Numero taxa onnivori	% Onnivori	Numero taxa detritivori	% Detritivori
2008	M	inverno	3	20,00	3	20,00	8	53,33	6	40,00
	M	primavera	3	18,75	5	31,25	7	43,75	8	50,00
	M	estate	4	22,22	3	16,67	10	55,56	9	50,00
	M	autunno	4	16,67	6	25,00	12	50,00	12	50,00
	S	inverno	3	21,43	2	14,29	8	57,14	8	57,14
	S	primavera	1	7,14	4	28,57	8	57,14	6	42,86
	S	estate	4	21,05	4	21,05	9	47,37	11	57,89
	S	autunno	4	33,33	2	16,67	4	33,33	7	58,33
2009	M	inverno	3	17,65	5	29,41	9	52,94	8	47,06
	M	primavera	4	18,18	5	22,73	9	40,91	12	54,55
	M	estate	3	20,00	5	33,33	7	46,67	7	46,67
	M	autunno	4	20,00	4	20,00	9	45,00	11	55,00
	S	inverno	3	23,08	2	15,38	8	61,54	7	53,85
	S	primavera	4	19,05	5	23,81	10	47,62	10	47,62
	S	estate	3	17,65	3	17,65	6	35,29	7	41,18
	S	autunno	3	14,29	5	23,81	9	42,86	10	47,62
2010	M	inverno	3	18,75	5	31,25	9	56,25	8	50,00
	M	primavera	4	21,05	6	31,58	9	47,37	10	52,63
	M	estate	3	15,79	3	15,79	9	47,37	10	52,63
	M	autunno	3	18,75	4	25,00	9	56,25	8	50,00
	S	inverno	3	18,75	4	25,00	9	56,25	9	56,25
	S	primavera	4	19,05	6	28,57	11	52,38	12	57,14
	S	estate	2	11,76	3	17,65	7	41,18	8	47,06
	S	autunno	4	16,67	5	20,83	10	41,67	12	50,00

Tabella 4.11 - Torrente Chalamy (parametri chimici e fisici)

Anno	Zona	Stagione	pH	BOD5 (mg/l)	COD (mg/l)	Solidi sospesi (mg/l)	Ossigeno disciolto (ppm)	Temperatura (°C)	Portata (m³/s)
2008	M	inverno	7,51	1,60	2,30	0,00	15,10	0,10	0,10
	M	primavera	7,90	0,20	12,30	2,40	10,70	12,70	1,68
	M	estate	7,59	1,49	7,20	3,60	11,90	7,80	0,35
	M	autunno	7,65	2,40	5,00	4,00	14,30	2,00	0,90
	S	inverno	8,17	1,20	12,40	5,60	13,90	1,50	0,05
	S	primavera	7,65	0,30	15,30	1,20	9,70	16,00	0,01
	S	estate	7,57	0,89	2,40	6,00	11,40	10,00	0,01
	S	autunno	8,16	2,30	5,00	0,80	12,60	5,40	0,03
2009	M	inverno	7,86	1,20	14,90	0,40	14,40	1,70	0,70
	M	primavera	7,45	0,80	0,00	15,20	13,00	5,50	4,00
	M	estate	8,35	1,29	11,70	17,20	9,90	13,10	0,50
	M	autunno	8,20	1,00	0,00	7,20	12,30	4,20	0,39
	S	inverno	8,08	1,50	14,90	0,00	13,10	4,30	0,03
	S	primavera	7,87	0,00	2,40	20,00	12,50	8,30	1,00
	S	estate	8,01	0,20	0,00	10,80	8,90	16,50	0,03
	S	autunno	7,30	0,00	0,00	0,00	12,00	6,70	0,02
2010	M	inverno	7,92	1,60	4,20	3,60	12,00	1,50	0,13
	M	primavera	7,81	1,30	0,00	0,00	12,70	8,30	4,00
	M	estate	7,72	1,37	2,70	0,00	11,40	10,60	0,17
	M	autunno	7,63	0,93	4,60	35,60	15,00	0,70	0,51
	S	inverno	7,99	2,10	3,40	1,60	12,70	1,50	0,03
	S	primavera	7,75	0,60	0,00	0,00	12,10	11,30	1,00
	S	estate	8,03	0,89	5,80	1,20	10,60	12,70	0,03
	S	autunno	8,14	2,54	9,07	4,80	13,50	2,90	0,02

Tabella 4.12 - Torrente Dora di Rhemes (parametri chimici e fisici)

Anno	Zona	Stagione	pH	BOD5 (mg/l)	COD (mg/l)	Solidi sospesi (mg/l)	Ossigeno disciolto (ppm)	Temperatura (°C)	Portata (m³/s)
2008	M	inverno	8,17	0,80	3,00	7,00	12,10	6,20	1,22
	M	primavera	8,02	0,70	5,10	88,80	13,00	6,20	4,00
	M	estate	8,30	1,05	4,80	9,60	11,60	9,40	4,00
	M	autunno	8,19	1,50	2,50	146,00	12,50	5,50	1,21
	S	inverno	8,31	1,40	4,00	6,40	12,90	5,20	0,14
	S	primavera	8,20	0,80	13,70	46,80	12,50	6,70	4,89
	S	estate	8,33	1,25	0,00	3,60	11,70	9,30	0,97
	S	autunno	7,99	2,10	2,50	2,80	13,10	4,90	0,14
2009	M	inverno	8,09	3,10	5,00	16,40	13,50	3,20	0,85
	M	primavera	7,86	0,60	0,00	134,40	11,70	9,80	4,00
	M	estate	7,98	1,26	2,03	202,80	10,50	13,80	4,00
	M	autunno	8,11	2,40	22,00	2,90	14,50	2,70	2,08
	S	inverno	8,52	1,30	26,70	1,60	14,20	4,70	0,62
	S	primavera	7,52	2,20	5,00	112,00	12,10	8,70	4,00
	S	estate	7,66	0,80	1,19	215,60	10,50	13,80	4,00
	S	autunno	8,24	1,30	0,00	1,20	12,60	6,50	0,30
2010	M	inverno	8,00	2,20	2,40	0,80	13,80	2,20	0,88
	M	primavera	7,74	1,09	1,83	17,20	11,20	6,10	4,00
	M	estate	8,22	0,89	1,60	13,20	12,60	6,40	4,00
	M	autunno	8,00	2,42	2,10	31,20	15,10	0,20	0,97
	S	inverno	8,20	3,00	2,90	5,60	14,30	2,20	0,30
	S	primavera	7,78	1,13	1,94	55,20	12,50	6,60	4,00
	S	estate	8,25	0,97	2,50	6,80	11,70	9,10	0,62
	S	autunno	8,21	2,99	3,38	4,80	15,60	0,40	0,09

Tabella 4.13 - Risultati Tabella di Contingenza 2x2 con Test χ^2 e/o Metodo esatto di Fisher (torrente Chalamy)

2008				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,10	0,85	0,12	0,01
<i>Ditteri</i>	0,05	0,46	0,05	0,11
<i>Trituratori</i>	0,07	0,17	0,02	0,11
<i>Raschiatori</i>	0,04	0,00	0,04	0,03
<i>Onnivori</i>	0,03	0,01	0,00	0,00
<i>Spazzini</i>	0,01	0,00	0,92	0,00
<i>Reofili</i>	0,05	0,17	0,09	0,03
2009				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,02	0,25 ^F	1,52	0,11
<i>Ditteri</i>	0,01	0,18 ^F	0,06	0,28
<i>Trituratori</i>	0,14	0,32 ^F	0,04	0,00
<i>Raschiatori</i>	0,10	0,40 ^F	0,24	0,00
<i>Onnivori</i>	0,03	0,40 ^F	0,32	0,11
<i>Spazzini</i>	0,03	0,33 ^F	0,40	0,11
<i>Reofili</i>	0,22	0,44 ^F	0,44	0,20
2010				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,34 ^F	0,08	1,09	0,26 ^F
<i>Ditteri</i>	0,38 ^F	0,18	0,04	0,40 ^F
<i>Trituratori</i>	0,38 ^F	0,14	0,02	0,32 ^F
<i>Raschiatori</i>	0,34 ^F	0,18	0,45	0,32 ^F
<i>Onnivori</i>	0,30 ^F	0,01	0,00	0,28 ^F
<i>Spazzini</i>	0,31 ^F	0,01	1,18	0,25 ^F
<i>Reofili</i>	0,51 ^F	0,05	0,08	0,52 ^F

Tabella 4.14 - Risultati tabella di contingenza 2x2 con Test χ^2 e/o Metodo esatto di Fisher (torrente Dora di Rhemes)

2008				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,36 ^F	0,34 ^F	0,42 ^F	0,31 ^F
<i>Ditteri</i>	0,40 ^F	0,34 ^F	0,42 ^F	0,35 ^F
<i>Trituratori</i>	0,30 ^F	0,57 ^F	0,18 ^F	0,34 ^F
<i>Raschiatori</i>	0,46 ^F	1,00 ^F	0,24 ^F	0,44 ^F
<i>Onnivori</i>	0,29 ^F	0,57 ^F	0,34 ^F	0,27 ^F
<i>Spazzini</i>	0,29 ^F	0,51 ^F	0,29 ^F	0,32 ^F
<i>Reofili</i>	0,49 ^F	0,57 ^F	0,49 ^F	0,44 ^F
2009				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,38 ^F	0,35 ^F	0,28 ^F	0,33 ^F
<i>Ditteri</i>	0,38 ^F	0,35 ^F	0,34 ^F	0,36 ^F
<i>Trituratori</i>	0,33 ^F	0,40 ^F	0,32 ^F	0,36 ^F
<i>Raschiatori</i>	0,53 ^F	0,36 ^F	0,45 ^F	0,32 ^F
<i>Onnivori</i>	0,38 ^F	0,28 ^F	0,34 ^F	0,27 ^F
<i>Spazzini</i>	0,30 ^F	0,33 ^F	0,20 ^F	0,32 ^F
<i>Reofili</i>	0,53 ^F	0,46 ^F	0,16 ^F	0,41 ^F
2010				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,36 ^F	0,30 ^F	0,33 ^F	0,21 ^F
<i>Ditteri</i>	0,36 ^F	0,34 ^F	0,35 ^F	0,30 ^F
<i>Trituratori</i>	0,63 ^F	0,38 ^F	0,35 ^F	0,35 ^F
<i>Raschiatori</i>	0,44 ^F	0,34 ^F	0,21 ^F	0,30 ^F
<i>Onnivori</i>	0,39 ^F	0,30 ^F	0,33 ^F	0,33 ^F
<i>Spazzini</i>	0,36 ^F	0,27 ^F	0,33 ^F	0,30 ^F
<i>Reofili</i>	0,52 ^F	0,40 ^F	0,41 ^F	0,43 ^F

Tabella 4.15 - Risultati tabella di contingenza 2x2 con Test χ^2 e/o Metodo esatto di Fisher (torrente Evançon)

2008				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,12 ^F	0,29 ^F	0,26 ^F	0,28 ^F
<i>Ditteri</i>	0,34 ^F	0,30 ^F	0,31 ^F	0,36 ^F
<i>Trituratori</i>	0,39 ^F	0,37 ^F	0,40 ^F	0,34 ^F
<i>Raschiatori</i>	0,30 ^F	0,29 ^F	0,40 ^F	0,24 ^F
<i>Onnivori</i>	0,30 ^F	0,23 ^F	0,26 ^F	0,16 ^F
<i>Spazzini</i>	0,30 ^F	0,28 ^F	0,20 ^F	0,30 ^F
<i>Reofili</i>	0,39 ^F	0,29 ^F	0,32 ^F	0,15 ^F
2009				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,30 ^F	0,28 ^F	0,02	0,07
<i>Ditteri</i>	0,38 ^F	0,32 ^F	0,33	0,11
<i>Trituratori</i>	0,41 ^F	0,35 ^F	0,09	0,00
<i>Raschiatori</i>	0,38 ^F	0,32 ^F	0,04	0,11
<i>Onnivori</i>	0,33 ^F	0,29 ^F	0,04	0,50
<i>Spazzini</i>	0,31 ^F	0,25 ^F	0,27	0,00
<i>Reofili</i>	0,35 ^F	0,35 ^F	0,04	0,07
2010				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,04	0,29 ^F	0,29 ^F	0,13
<i>Ditteri</i>	0,13	0,27 ^F	0,32 ^F	0,09
<i>Trituratori</i>	0,13	0,34 ^F	0,40 ^F	0,09
<i>Raschiatori</i>	0,01	0,38 ^F	0,27 ^F	0,01
<i>Onnivori</i>	0,04	0,28 ^F	0,28 ^F	0,00
<i>Spazzini</i>	0,03	0,24 ^F	0,29 ^F	0,00
<i>Reofili</i>	0,22	0,24 ^F	0,32 ^F	0,00

Tabella 4.16 - Risultati tabella di contingenza 2x2 con Test χ^2 e/o Metodo esatto di Fisher (torrente Lys)

2008				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	1,00 ^F	0,21 ^F	0,22 ^F	0,00
<i>Ditteri</i>	1,00 ^F	0,38 ^F	0,31 ^F	0,05
<i>Trituratori</i>	1,00 ^F	0,36 ^F	0,34 ^F	0,09
<i>Raschiatori</i>	1,00 ^F	0,43 ^F	0,39 ^F	0,03
<i>Onnivori</i>	1,00 ^F	0,35 ^F	0,28 ^F	0,00
<i>Spazzini</i>	1,00 ^F	0,33 ^F	0,28 ^F	0,12
<i>Reofili</i>	1,00 ^F	0,43 ^F	0,35 ^F	0,46
2009				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,30 ^F	0,17 ^F	0,38 ^F	0,34 ^F
<i>Ditteri</i>	0,33 ^F	0,38 ^F	0,43 ^F	0,27 ^F
<i>Trituratori</i>	0,27 ^F	0,38 ^F	0,53 ^F	0,49 ^F
<i>Raschiatori</i>	0,39 ^F	0,29 ^F	0,50 ^F	1,00 ^F
<i>Onnivori</i>	0,34 ^F	0,35 ^F	0,43 ^F	0,38 ^F
<i>Spazzini</i>	0,34 ^F	0,35 ^F	0,34 ^F	0,29 ^F
<i>Reofili</i>	0,40 ^F	0,09 ^F	0,39 ^F	0,32 ^F
2010				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	1,00 ^F	0,33 ^F	0,33 ^F	0,29 ^F
<i>Ditteri</i>	1,00 ^F	0,37 ^F	0,33 ^F	0,42 ^F
<i>Trituratori</i>	1,00 ^F	0,35 ^F	0,39 ^F	0,33 ^F
<i>Raschiatori</i>	1,00 ^F	1,00 ^F	0,64 ^F	0,53 ^F
<i>Onnivori</i>	1,00 ^F	0,34 ^F	0,24 ^F	0,30 ^F
<i>Spazzini</i>	1,00 ^F	0,24 ^F	0,30 ^F	0,29 ^F
<i>Reofili</i>	1,00 ^F	0,37 ^F	0,35 ^F	0,12 ^F

Tabella 4.17 - Risultati tabella di contingenza 2x2 con Test χ^2 e/o Metodo esatto di Fisher (torrente Saint-Barthélemy)

2008				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,30 ^F	0,45	0,01	0,14
<i>Ditteri</i>	0,30 ^F	0,40	0,07	0,55
<i>Trituratori</i>	0,35 ^F	0,16	0,10	0,50
<i>Raschiatori</i>	0,35 ^F	0,06	0,01	0,02
<i>Onnivori</i>	0,28 ^F	0,13	0,03	0,35
<i>Spazzini</i>	0,19 ^F	0,00	0,02	0,01
<i>Reofili</i>	0,52 ^F	2,42	0,00	0,03
2009				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,05	0,03	0,18	0,01
<i>Ditteri</i>	0,02	0,01	0,24	0,08
<i>Trituratori</i>	0,01	0,10	0,08	0,01
<i>Raschiatori</i>	0,22	0,08	0,38	0,01
<i>Onnivori</i>	0,01	0,02	0,09	0,03
<i>Spazzini</i>	0,00	0,02	0,00	0,03
<i>Reofili</i>	0,06	0,00	0,41	0,00
2010				
Numero taxa	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Totali</i>	-	-	-	-
<i>EPT</i>	0,00	0,07	0,08	0,11
<i>Ditteri</i>	0,15	0,02	0,06	0,14
<i>Trituratori</i>	0,21	0,06	0,02	0,06
<i>Raschiatori</i>	0,00	0,02	0,09	0,01
<i>Onnivori</i>	0,13	0,00	0,00	0,34
<i>Spazzini</i>	0,00	0,00	0,00	0,10
<i>Reofili</i>	0,00	0,02	0,01	0,01

Tabella 4.18 - Autovalori e percentuali di variabilità espresse dalle varie componenti

Chalamy	Autovalori	Variabilità %	Variabilità % cumulata
<i>Comp, 1</i>	2,01	28,73	28,73
<i>Comp, 2</i>	1,87	26,84	55,57
<i>Comp, 3</i>	1,02	14,62	70,20
<i>Comp, 4</i>	0,75	10,78	80,98
<i>Comp, 5</i>	0,62	8,99	89,98
<i>Comp, 6</i>	0,51	7,29	97,28
<i>Comp, 7</i>	0,19	2,71	100,00
Dora di Rhemes			
Autovalori	Varianza %	Varianza % cumulata	
<i>Comp, 1</i>	2,55	32,21	32,21
<i>Comp, 2</i>	1,87	26,72	58,94
<i>Comp, 3</i>	1,02	14,67	73,62
<i>Comp, 4</i>	0,81	11,68	85,30
<i>Comp, 5</i>	0,46	6,70	92,01
<i>Comp, 6</i>	0,31	4,48	96,49
<i>Comp, 7</i>	0,24	3,50	100,00
Evançon			
Autovalori	Varianza %	Varianza % cumulata	
<i>Comp, 1</i>	2,02	28,97	28,97
<i>Comp, 2</i>	1,38	19,84	48,81
<i>Comp, 3</i>	1,20	17,27	66,09
<i>Comp, 4</i>	0,87	12,48	78,57
<i>Comp, 5</i>	0,63	9,13	87,71
<i>Comp, 6</i>	0,50	7,19	94,91
<i>Comp, 7</i>	0,35	5,08	100,00
Lys			
Autovalori	Varianza %	Varianza % cumulata	
<i>Comp, 1</i>	3,52	58,72	58,72
<i>Comp, 2</i>	1,08	18,01	76,73
<i>Comp, 3</i>	0,57	9,60	86,33
<i>Comp, 4</i>	0,38	6,46	92,79
<i>Comp, 5</i>	0,29	4,87	97,66
<i>Comp, 6</i>	0,14	2,34	100,00
<i>Comp, 7</i>	0,00	0,00	100,00
Saint-Barthélemy			
Autovalori	Varianza %	Varianza % cumulata	
<i>Comp, 1</i>	2,16	30,99	30,99
<i>Comp, 2</i>	1,25	17,99	48,98
<i>Comp, 3</i>	1,10	15,73	64,71
<i>Comp, 4</i>	0,80	11,48	76,20
<i>Comp, 5</i>	0,72	10,34	86,54
<i>Comp, 6</i>	0,59	8,45	94,99
<i>Comp, 7</i>	0,35	5,00	100,00

Allegato 5 - Grafici dell'interazione tra fattori, ANOVA

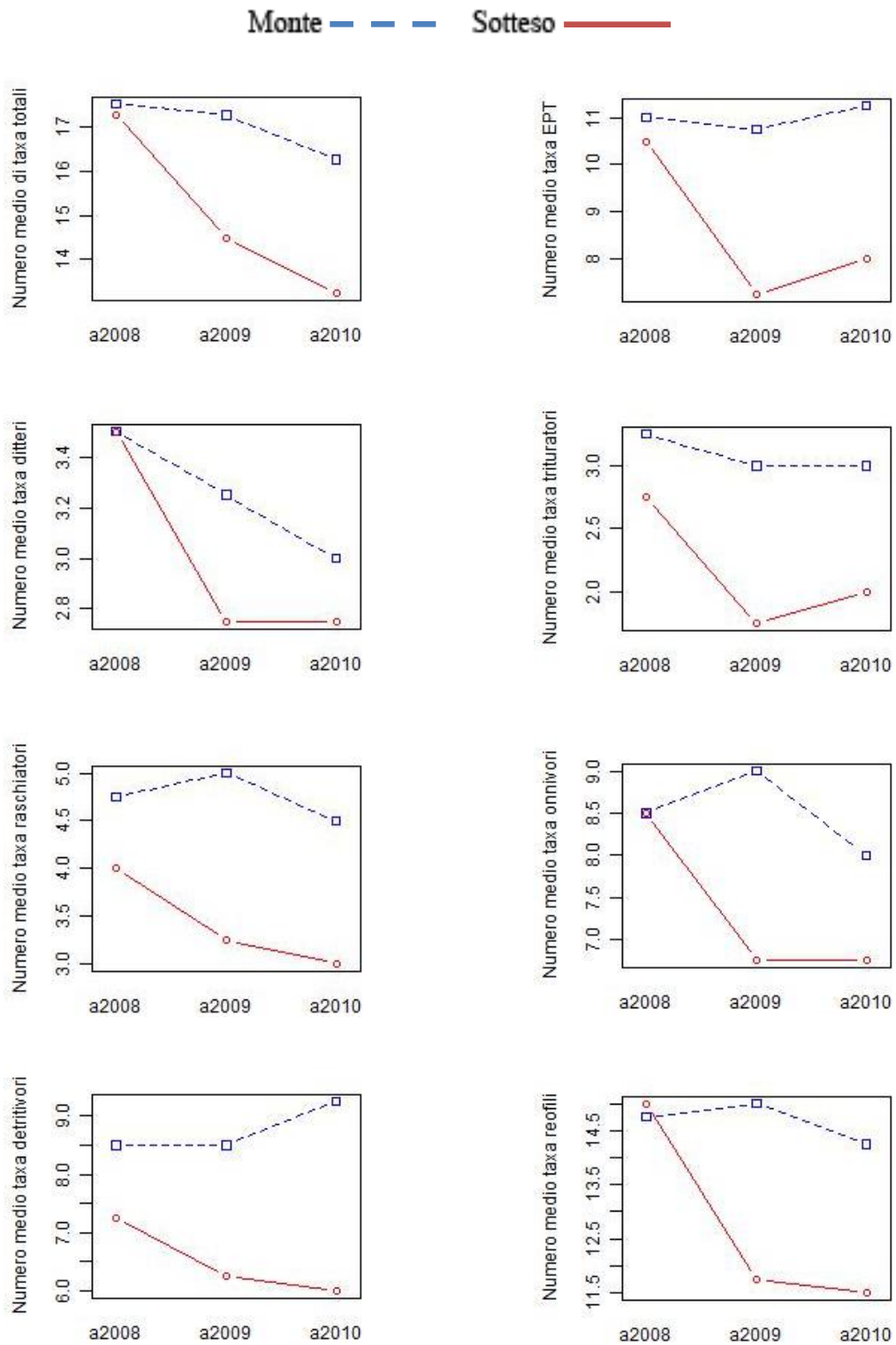


Figura 5.1 - Rappresentazione grafica dell'interazione tra fattori (torrente Chalamy)

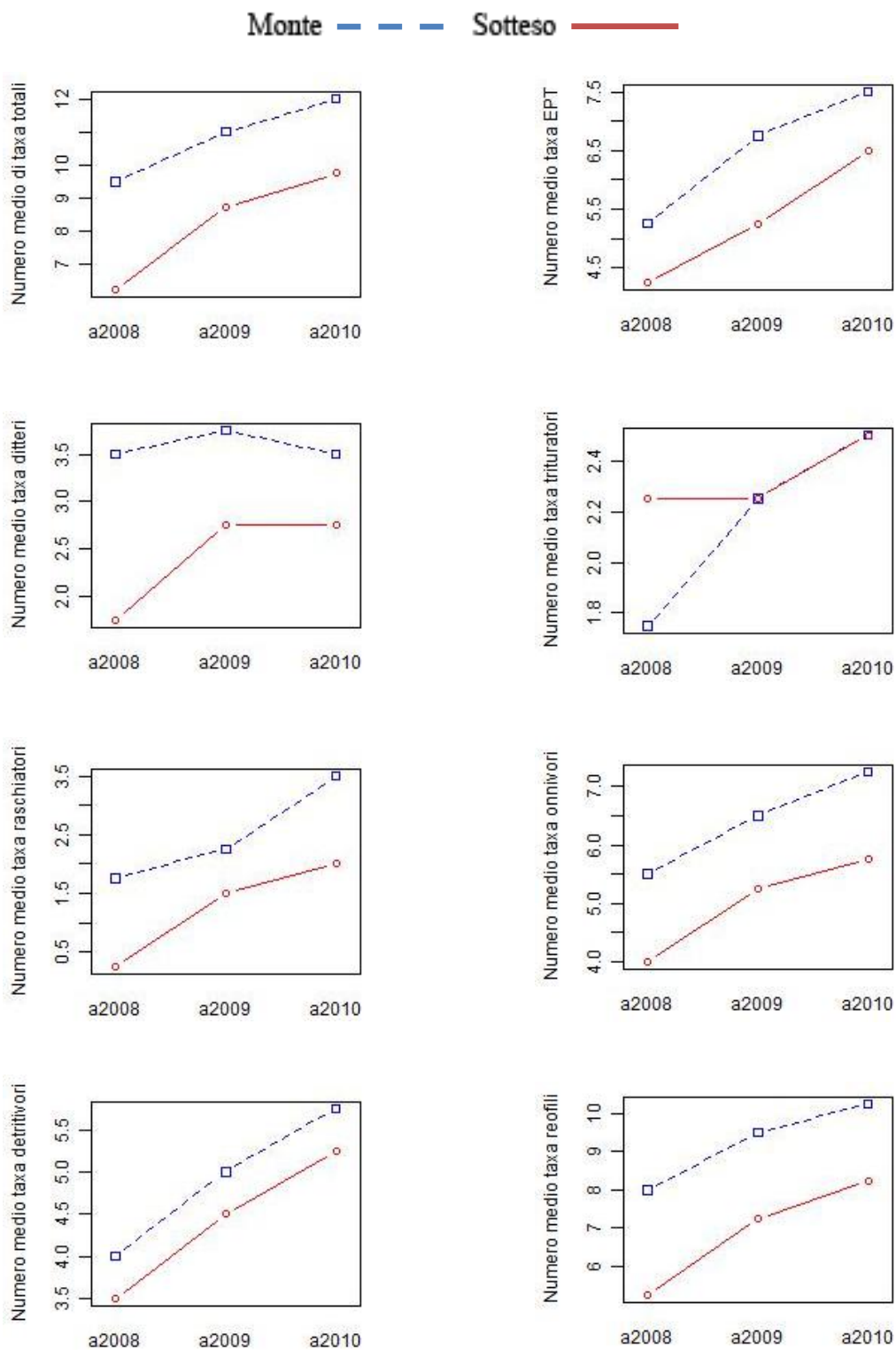


Figura 5.2 - Rappresentazione grafica dell'interazione tra fattori (torrente Dora di Rhemes)

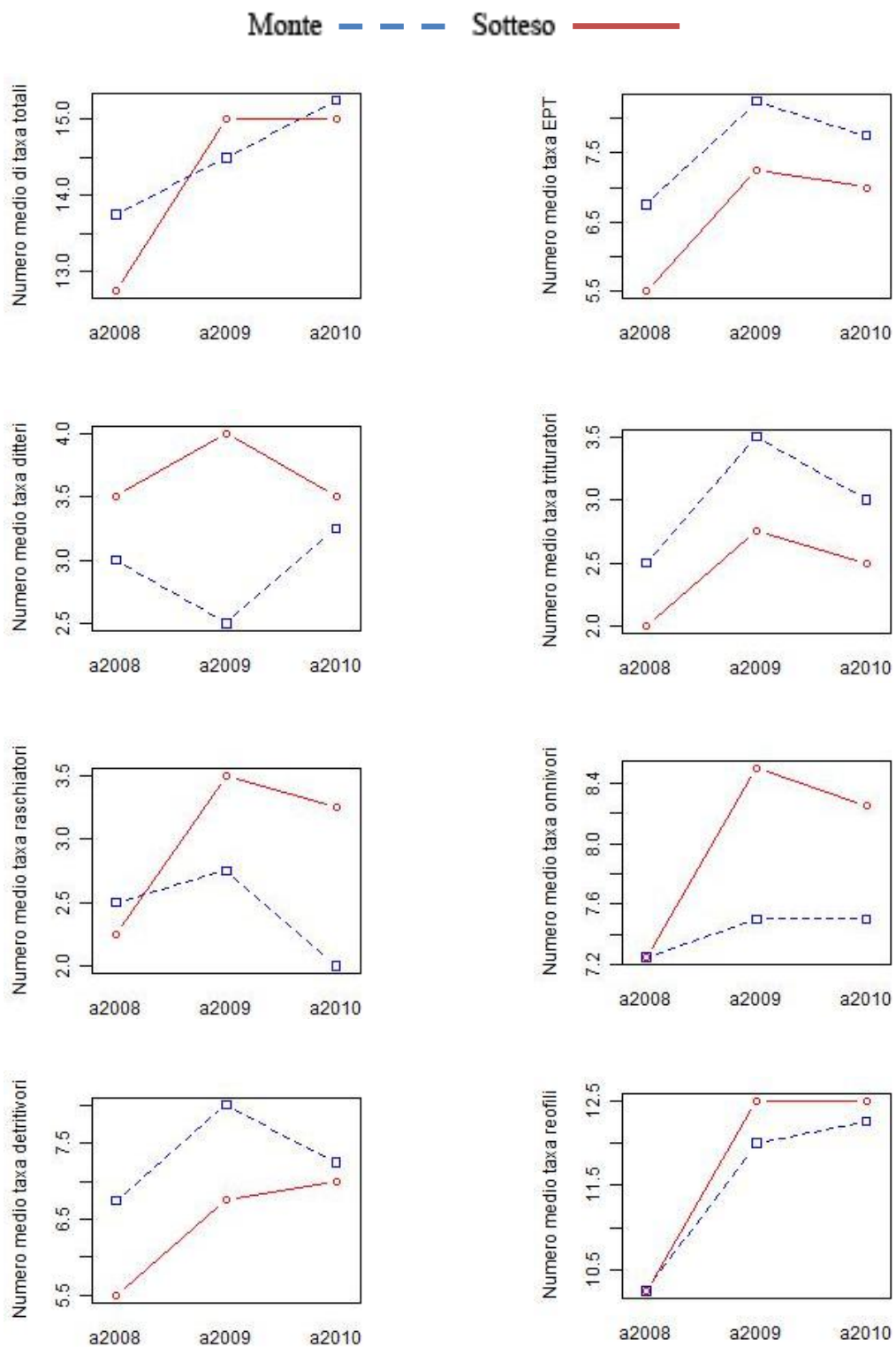


Figura 5.3 - *Rappresentazione grafica dell'interazione tra fattori (torrente Evançon)*

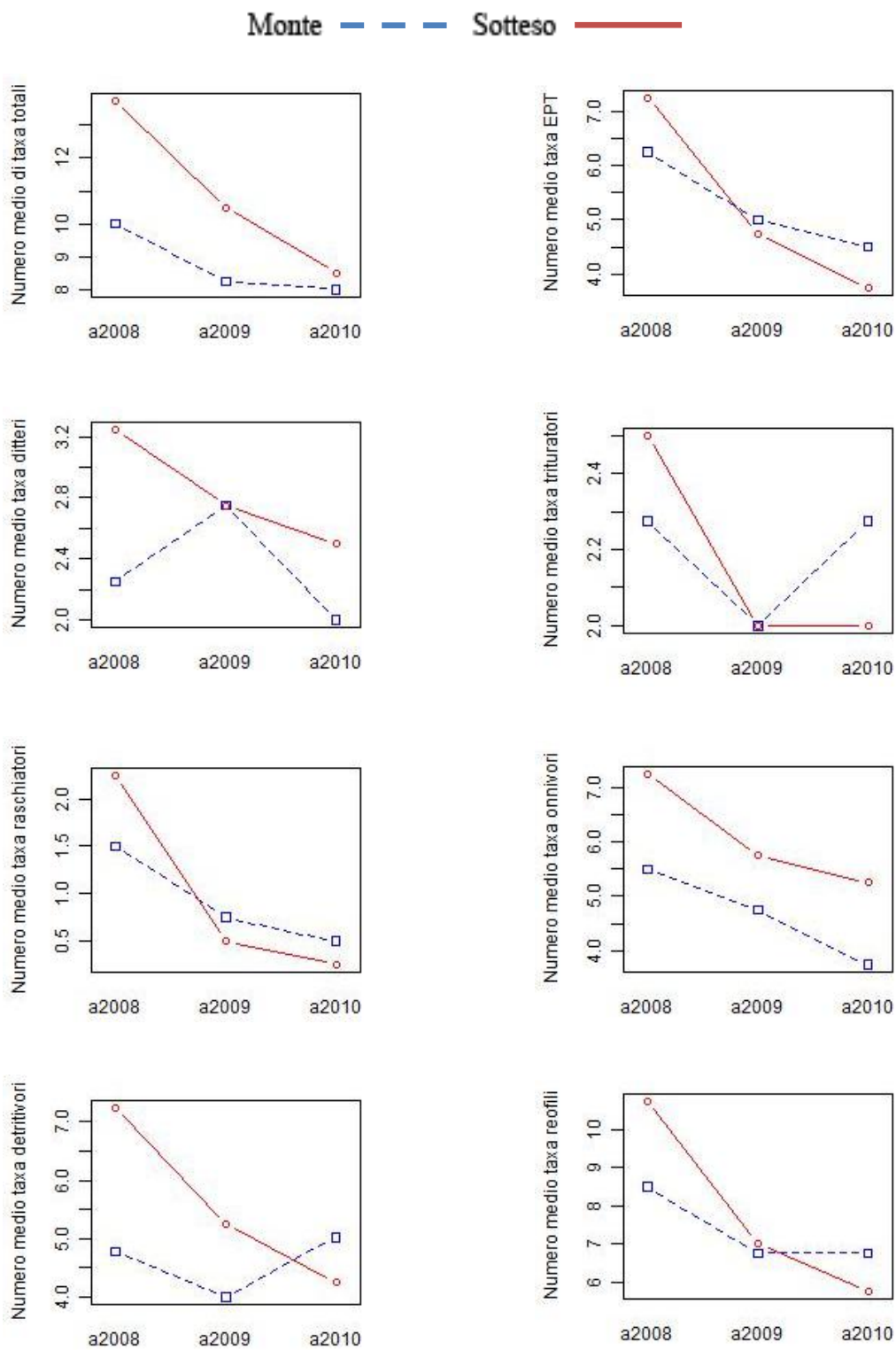


Figura 5.4 - *Rappresentazione grafica dell'interazione tra fattori (torrente Lys)*

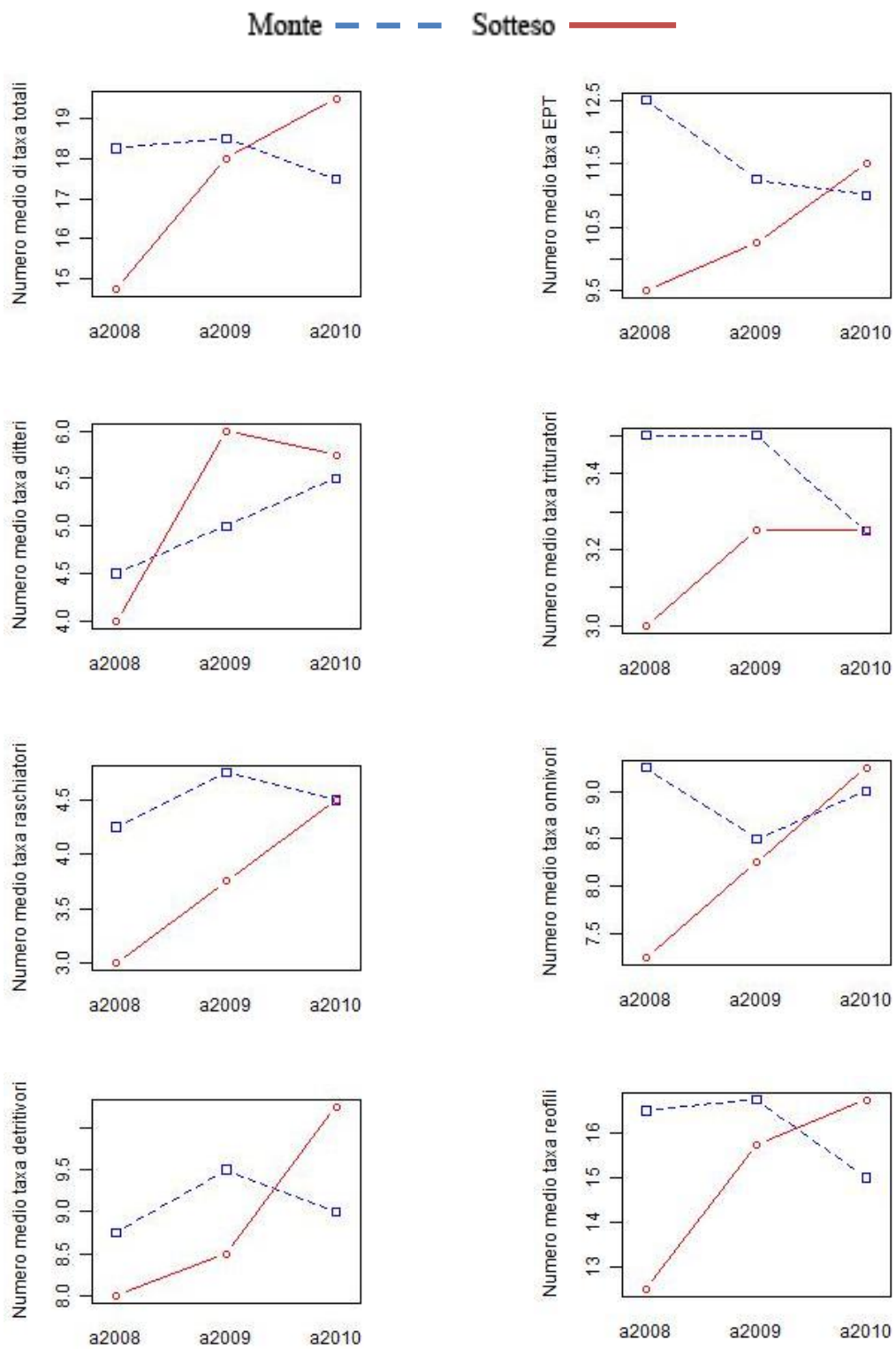


Figura 5.5 - Rappresentazione grafica dell'interazione tra fattori (torrente Saint-Barthélemy)