



Università degli Studi dell'Insubria

Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia

Scuola di Dottorato in Scienze Esatte e Alta Tecnologia

Dottorato in Scienze Ambientali

- XXV ciclo -

**Implementazione della Direttiva Quadro sulle
Acque (2000/60/CE) attraverso l'utilizzo dei
macroinvertebrati bentonici**

Zaupa Silvia

Tutor: Prof.ssa Bettinetti Roberta

Co-Tutor: Dott.ssa Boggero Angela

A.A. 2012-2013

INDICE

Chapter 1: INTRODUCTION.....	1
Capitolo 1: INTRODUZIONE	3
1.1 LA DIRETTIVA QUADRO SULLE ACQUE 2000/60/CE	3
1.1.1 Tipizzazione dei laghi	4
1.2 PROGETTO LIFE+ InHabit	5
1.2.1 Scopo del progetto	6
1.2.2 Scelta dei laghi oggetto di studio	7
1.3 MACROINVERTEBRATI COME BIOINDICATORI	8
1.4 AREA DI STUDIO.....	10
1.4.1 Piemonte	10
1.4.1 Sardegna	13
Chapter 2: MATERIALS AND METHODS.....	15
Capitolo 2: MATERIALI E METODI.....	19
2.1 METODI DI CAMPIONAMENTO	19
2.1.1 Piemonte	19
2.1.2 Sardegna	21
2.2 METODI DI ANALISI DELLA COMPONENTE ABIOTICA.....	23
2.2.1 Analisi chimica delle acque.....	23
2.2.2 Analisi chimica dei sedimenti e analisi granulometrica.....	23
2.3 METODI DI ANALISI DELLA COMPONENTE BIOTICA	24
2.3.1 Trattamento della fauna macroinvertebrata	24
2.3.2 Stima della densità e della biomassa.....	25
2.3.3 Metriche basate sulla componente biologica	26
2.3.4 Elaborazione statistica	32
2.5 LAKE HABITAT SURVEY	36
2.5.1 Applicazione del metodo	38

2.5.1 Influenza dell'idromorfologia sulla classificazione biologica.....	40
Chapter 3: RESULTS	45
Capitolo 3: RISULTATI	51
3.1 ANALISI CHIMICA DELLE ACQUE.....	51
3.2 ANALISI CHIMICA DEI SEDIMENTI E ANALISI GRANULOMETRICA	55
3.2.1 Confronto tra fasce.....	55
3.3 FAUNA BENTONICA	60
3.3.1 Caratteristiche generali delle comunità	60
3.3.2 Abbondanza, densità e biomassa	62
3.3.3 Variabilità spaziale.....	66
3.3.4 Indici biologici di diversità	67
3.3.4 Lake Habitat Survey	71
3.4 ANALISI STATISTICA	71
3.4.1 Influenza della granulometria, della chimica dei sedimenti e delle acque sulla struttura di comunità.....	71
3.4.4 Influenza dell'idromorfologia sulla classificazione biologica.....	76
Chapter 4: A CASE STUDY on Lake VIVERONE	81
Cap. 4: IL LAGO DI VIVERONE COME CASO DI STUDIO.....	83
4.1 VARIABILITÀ SPAZIALE TRA TRANSETTI	83
4.2 INFLUENZA DELLA GRANULOMETRIA, DELLA CHIMICA DEI SEDIMENTI E DELLE ACQUE SULLA STRUTTURA DI COMUNITÀ.....	83
4.3 INFLUENZA DELL' IDROMORFOLOGIA SULLA CLASSIFICAZIONE BIOLOGICA	84
Chapter 5: DISCUSSION AND CONCLUSIONS.....	89
Capitolo 5: DISCUSSIONE E CONCLUSIONI	101
BIBLIOGRAFIA	121
ALLEGATI.....	131

Chapter 1: INTRODUCTION

In recent decades there has been a drastic decrease of natural water resources, and thus was born the need to apply a rational and responsible management of water.

To solve these problems, the European Union introduced the Water Framework Directive n. 60 of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 (WFD - European Community, 2000).

Therefore, the Directive 2000/60/EC was created to establish a framework for the protection and improving the aquatic and the terrestrial ecosystems, and the wetlands dependent on them (inland surface, transitional, coastal and subterranean waters) to prevent further deterioration through the pursuit of common objectives for all Member States, and says that "*water is not a commercial product like any other but, a heritage which must be protected, defended and treated as such.*"

The aim of the Directive is to protect the integrity of aquatic ecosystems by implementing management plans to prevent the deterioration of water bodies, protect and enhance the status of aquatic ecosystems, restore the ecological and chemical quality by reducing pollution of surface waters, protecting and recovering groundwaters, preserving protected areas and by implementing the appropriate long-term sustainable water use, thus providing a new perspective to water management, which relates their protection with the preservation of the environment and ecosystems waters, through measures concerning the qualitative and quantitative aspects in an integrated way.

The Directive defines also the timing and methods of actions, and states that all water bodies have to achieve a good ecological status by 2015. As required, the Italian lakes were typified based on latitude, altitude, mean depth, lake area, and geological basin features. For each of the recognized lake types, the Directive have to establish the reference conditions representing the high ecological status.

The innovation introduced by the European Directive concerns one of the tools used to define the ecological status of the water bodies, namely the biological parameters, defined as Biological Quality Elements (BQE) and represented by phytoplankton, macrophytes, macroinvertebrates and fishes. Considering the BQE, the ecological status of a lake is classified into 5 different classes, that is high, good, moderate, poor and bad.

The ecological status of water bodies, defined as ecological quality ratio (EQR), is calculated by comparing the values of the BQE observed for a given water body to those found in the reference sites. The ratio is expressed as a numerical value ranging between 0 and 1. Values close to 1 tend to the high ecological status, and those close to 0 tend to the bad ecological status.

This PhD project is only part of a larger project called Life + Inhabit (Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: New Measures to Improve ecological quality in South European rivers and lakes), involving the study and the detailed analysis of the four BQE required by the Directive, the main physico-chemical parameters descriptive of the quality and the hydro-morphological characterization of lakes. Different institutions were involved (CNR-ISE, ARPA Piemonte, Ente Acque Sardegna, and the University of Sassari).

During this three year project, 10 lakes were studied, selected between natural lakes and reservoirs, being of significative importance for the two regions from the administrative, ecological and/or touristic point of view, belonging to different types, including at least one reference site, and located in two different Italian regions (Piedmont and Sardinia) and in the two Ecoregions (Alpine and Mediterranean) recognized at national level.

As regard Piedmont, among the natural water bodies, were selected the lakes Viverone, Candia, Mergozzo, Sirio and L. Avigliana piccolo, while among the reservoirs L. Morasco. These lakes are grouped in lowland lakes, being located below 800 m a.s.l. (Candia, Sirio, Viverone, Mergozzo, and Avigliana piccolo lakes) and lakes of medium altitude being present above 800 m a.s.l. (L. Morasco). The Sardinian lakes were the reservoirs of Bidighinzu, Sos Canales, Posada and Liscia. All lakes are located in the central-northern part of Sardinia.

Capitolo 1: INTRODUZIONE

1.1 LA DIRETTIVA QUADRO SULLE ACQUE 2000/60/CE

Negli ultimi decenni si è assistito ad una diminuzione drastica delle risorse idriche naturali, data soprattutto da aumento demografico e dei consumi. È sorta quindi la necessità di applicare una gestione razionale e responsabile dell'acqua. Alla fine degli anni '90 è emersa inoltre, nell'ambito della Comunità Europea, la necessità di rivedere il quadro legislativo in materia di gestione delle acque per una politica ambientale più efficace, in modo da superare i problemi organizzativi ed operativi che gli Stati Membri avevano incontrato nell'attuazione di direttive già recepite negli ordinamenti nazionali. L'Unione Europea ha fatto un passo estremamente importante in questa direzione con la Direttiva Quadro sulle Acque n. 60 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000, detta Water Framework Directive (WFD - European Community, 2000).

La Direttiva 2000/60/CE è nata quindi con lo scopo di istituire un quadro per la protezione e il miglioramento degli ecosistemi acquatici e terrestri e delle zone umide da essi dipendenti (acque superficiali interne, acque di transizione, acque costiere e sotterranee) che ne impedisca il deterioramento ulteriore attraverso il perseguimento di obiettivi comuni a tutti gli Stati Membri, e sancisce che *“L'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale”*.

Questa legge si basa sul principio che *“chi inquina paga”* e ha come obiettivo principale quello di tutelare l'integrità degli ecosistemi acquatici, attuando piani di gestione per prevenire il deterioramento dei corpi idrici, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, ripristinare la qualità chimica ed ecologica riducendo l'inquinamento delle acque superficiali, proteggendo e recuperando le acque sotterranee, preservando le aree protette e mettendo in atto un utilizzo idrico sostenibile a lungo termine, fornendo quindi una nuova prospettiva alla gestione delle acque, che mette in relazione la tutela delle stesse con la salvaguardia degli ambienti e degli ecosistemi acquatici, attraverso misure che riguardino in modo integrato gli aspetti qualitativi e quantitativi.

La Direttiva Europea non si limita ad enunciazioni di principio, ma definisce tempi e modalità d'intervento, e stabilisce una serie di interventi secondo una tempistica precisa (Agapito *et al.*, 2007). In particolare prevede che entro il 2015 si attuino le misure necessarie per impedire il

deterioramento di tutti i corpi idrici superficiali e sotterranei, nonché quelle per impedire o limitare l'immissione di sostanze inquinanti nelle acque sotterranee.

L'obiettivo finale è dunque quello di far giungere tali sistemi, appartenenti a tutti i Paesi dell'Unione Europea, uno stato di qualità ecologica definito "buono" entro il 2015. Ciò viene perseguito attraverso la gestione delle acque a scala di bacino idrografico e l'approfondita conoscenza delle sue caratteristiche.

1.1.1 Tipizzazione dei laghi

Per quanto riguarda i laghi la prima azione richiesta dalla WFD è stata quella di identificare tutti i corpi lacustri presenti sul territorio, e differenziare successivamente ogni corpo idrico in base al sistema di tipizzazione proposto dalla Direttiva stessa (Buraschi *et al.*, 2005) (Fig. 1.1). L'Italia ha adottato il Sistema B considerato il più adatto per il raggiungimento degli obiettivi di minimizzazione del numero dei tipi e di ottimizzazione del lavoro richiesto. Tale Sistema prevede l'adozione di variabili ambientali e morfologiche utili ai fini della tipizzazione stessa, dove le variabili morfometriche sono distinte a seconda che si riferiscano ad un lago naturale o ad un invaso (Hutchinson, 1957). In particolare la tipizzazione si basa sulla latitudine, la quota, la profondità media, la superficie del corpo lacustre, le caratteristiche geologiche del bacino. Per ognuna delle categorie riconosciute devono essere fissate delle condizioni di riferimento che rappresentano lo stato ecologico elevato.

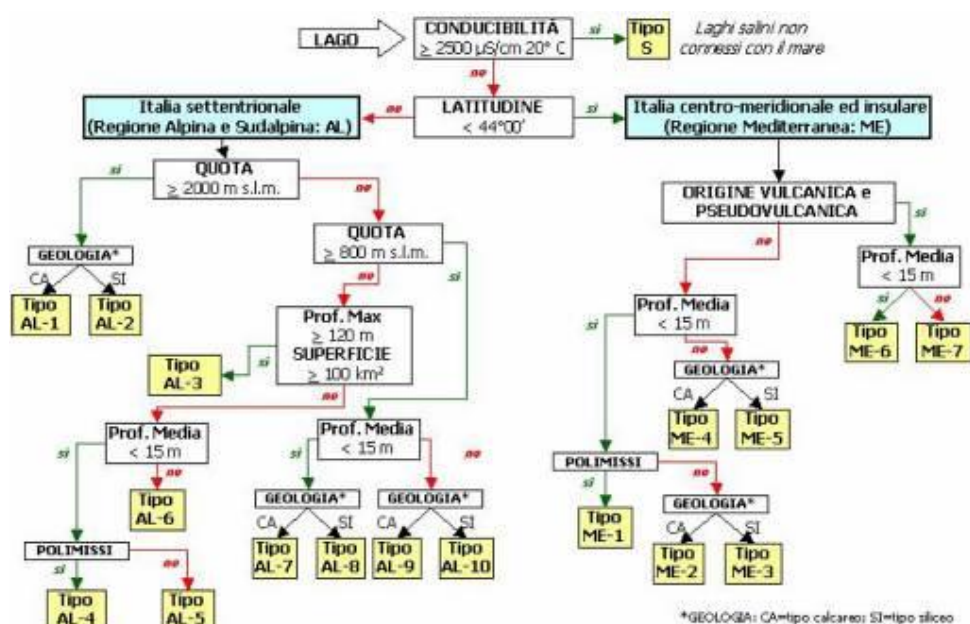


Fig. 1.1 - Griglia operativa di tipizzazione dei laghi italiani (Tartari *et al.* 2006).

Elementi biologici di qualità (BQE)

La novità introdotta dalla Direttiva Europea riguarda uno degli strumenti utilizzati per definire lo stato ecologico di un corpo idrico. Con questa normativa infatti, sono stati introdotti dei parametri biologici, che vengono definiti Elementi Biologici di Qualità (BQE) e che sono rappresentati da:

- fitoplancton
- macrofite
- macroinvertebrati bentonici
- fauna ittica

Tenendo in considerazione i parametri biologici, lo stato ecologico di un lago viene classificato in 5 diverse classi:

- elevato
- buono
- moderato
- scarso
- cattivo

In definitiva, l'individuazione di tipologie e di condizioni di riferimento permettono di valutare lo stato di qualità dei corpi idrici, che viene definito come rapporto di qualità ecologica (normalmente chiamato EQR, Ecological Quality Ratio), calcolato rapportando i valori dei parametri biologici riscontrati in un dato corpo idrico superficiale a quelli riscontrabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo. Il rapporto è espresso come valore numerico compreso tra 0 e 1: i valori prossimi a 1 tendono allo stato ecologico elevato, quelli prossimi a 0 allo stato ecologico cattivo.

1.2 PROGETTO LIFE+ InHabit

Attualmente, analizzando la situazione delle conoscenze sui laghi italiani, si è evidenziata una mancanza di informazioni congiunte su caratteristiche fisico-chimiche, idromorfologiche e biologiche, per questo è stato ideato il progetto Life+ InHabit (*Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes*), che ha previsto lo studio a scala di bacino e l'analisi dettagliata dei 4 elementi biologici di qualità previsti dalla Direttiva, dei parametri fisico-chimici principali descrittivi della qualità e la

caratterizzazione idro-morfologica di corsi d'acqua e laghi. Life+ InHabit è un progetto che vede la collaborazione tra diversi Enti (CNR-IRSA, CNR-ISE, ARPA Piemonte, Ente Acque Sardegna, Università di Sassari e Regione Autonoma della Sardegna) e un rafforzamento dello studio delle misure proposte nella DQA (basate sullo studio di habitat, flora e fauna, relazione e ritenzione di nutrienti) per il Piano di Gestione delle acque dei bacini idrografici di fiumi e laghi di due Regioni (Piemonte e Sardegna) appartenenti alle due Ecoregioni rappresentate in Italia: l'Ecoregione Alpina e la Mediterranea. Il progetto mira a integrare le informazioni sulle caratteristiche idro-morfologiche in misure concrete per migliorare l'affidabilità dell'attuazione della Direttiva Quadro sui piani di gestione dei bacini nel Sud Europa. L'attenzione si concentra su Piemonte e Sardegna, che coprono una vasta gamma di caratteristiche ambientali e differenti tipi di corpi idrici, con differenti usi per quanto riguarda i laghi fortemente modificati.

1.2.1 Scopo del progetto

Questo progetto di dottorato si inserisce quindi, nell'ambito di tali ricerche ponendo l'attenzione sulla componente a macroinvertebrati, caratterizzandone la struttura di comunità ed evidenziando eventuali modificazioni rispetto ad una comunità presa come riferimento, anche in relazione all'idrochimica e all'idro-morfologia degli ambienti indagati.

Al termine delle analisi di laboratorio si sono approfondite le conoscenze sulla struttura di comunità dei diversi laghi oggetto di studio, ed in particolare lo scopo del progetto era evidenziare:

- se le caratteristiche del substrato nella fascia litorale, siano esse dovute alla presenza di sostanza organica, alla tessitura del substrato e alla conseguente maggiore o minore compattezza del sedimento, potessero influenzare la struttura di comunità;
- se esistevano differenze fra le diverse fasce (litorale, sub-litorale e profonda), riconoscibili in un lago, e fra diversi periodi dell'anno in conseguenza dell'impatto che le concentrazioni di ossigeno hanno sui diversi gruppi tassonomici;
- se esistevano differenze di struttura di comunità fra ambienti situati in aree sottoposte a diverse condizioni climatiche (Ecoregione Alpina e Mediterranea), con eventi estremi di piovosità nella prima e lunghi periodi siccitosi nella seconda.
- se esisteva la possibilità di evidenziare specie sensibili e tolleranti, all'interno delle diverse comunità e per le due Ecoregioni, e per diversi tipi di ambienti: naturali e fortemente modificati.

- se era possibile evidenziare diversi stati ecologici e potenziali ecologici applicando l'Indice di Qualità Bionico (Rossaro *et al.*, 2006, 2007, 2011, 2012) per le diverse tipologie lacustri;
- se era possibile evidenziare un'evoluzione stagionale della diversità biologica in funzione dell'eterogeneità spaziale e verticale durante un anno di studio;
- quali conseguenze avesse per la fauna la presenza di diversi tipi di impatto antropico lungo le sponde applicando il Lake Habitat Survey (Rowan *et al.*, 2006);
- se era possibile evidenziare correlazioni con gli aspetti idro-morfologici e fisico-chimici, per verificare quale di essi influenza maggiormente la distribuzione in specie in diverse stagioni ed in diversi ambienti.

1.2.2 Scelta dei laghi oggetto di studio

Il progetto prevede lo studio di 12 laghi, scelti tra bacini naturali e fortemente modificati, cioè corpi idrici naturali ampliati dall'uomo o creati da un precedente corpo idrico fluviale, situati in due diverse Regioni italiane (Piemonte e Sardegna).

I laghi oggetto di studio, sono stati scelti sulle base dei seguenti criteri:

- 1) dovevano avere origine diversa: naturali e fortemente modificati;
- 2) doveva essere presente almeno un sito di riferimento;
- 3) dovevano essere presenti almeno due laghi facenti parte dello stesso bacino imbrifero dei siti fluviali oggetto dello stesso progetto;
- 4) dovevano essere particolarmente importanti per le Regioni che aderivano al progetto (dal punto di vista amministrativo, ecologico e/o turistico);
- 5) dovevano afferire a diverse tipologie e ad usi fortemente impattanti.

Per la Regione Piemonte sono stati quindi scelti i laghi naturali di Viverone, Avigliana piccolo, Candia, Mergozzo e Sirio e l'invaso di Morasco. Questi si trovano nell'Italia nord-occidentale, in Provincia di Torino, ad eccezione dei laghi di Morasco e Mergozzo che sono in Provincia del Verbano-Cusio-Ossola. Questi laghi si raggruppano in laghi di bassa quota in quanto situati al di sotto di 800 m s.l.m. (Candia, Avigliana piccolo, Sirio, Viverone e Mergozzo) e laghi di media quota con altitudine compresa fra 800 ed 2000 m s.l.m. (Morasco). I laghi della Sardegna, sempre selezionati sulla base dei criteri predetti, sono stati gli invasi di Bidighinzu, Sos Canales, Posada e Liscia, tutti laghi presenti nella zona centro-nord della Sardegna.

1.3 MACROINVERTEBRATI COME BIOINDICATORI

Si definiscono macroinvertebrati bentonici, quegli organismi acquatici con dimensioni non inferiori a 0,5 mm (e quindi visibili ad occhio nudo), che compiono almeno una parte del loro ciclo vitale in prossimità (epibenthos) o infossati nel sedimento (endobenthos), e che possono essere sessili o mobili. Fanno parte di questo gruppo numerosi taxa appartenenti al regno animale, come crostacei, nematodi, plattelminti, molluschi, irudinei, oligocheti e varie specie di insetti. Per quanto riguarda gli insetti, bisogna considerare che per la maggior parte delle specie, non tutto il ciclo vitale si svolge nel comparto bentonico, così che nel corpo idrico si trovano solo gli stadi giovanili come larve e pupe. I maggiori rappresentanti sono costituiti da Ditteri (soprattutto Chironomidi), Coleotteri, Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri. I macroinvertebrati occupano tutti i livelli dei consumatori nella struttura trofica degli ambienti d'acqua dolce, appartenendo alle categorie degli erbivori, dei carnivori e dei detritivori e presentando una vasta gamma di meccanismi di nutrizione per sfruttare al massimo le risorse trofiche disponibili (Sansoni, 1998). Possono quindi fungere da indicatori per cambiamenti negli aspetti abiotici di un sistema.

Un indicatore biologico fornisce, infatti, informazioni sugli effetti di una sommatoria di parametri, tutti significativi in rapporto alla qualità ambientale (Nicolai, 1992). È dunque un parametro che fornisce informazioni utili per descrivere lo stato di un fenomeno (Le Foche *et al.*, 2005). Il rilevamento delle alterazioni ambientali mediante parametri biologici prende il nome di biomonitoraggio e si basa essenzialmente sullo studio e sull'interpretazione degli effetti prodotti dai cambiamenti ambientali sugli organismi e sulle loro comunità. La variazione dei livelli ottimali dei fattori abiotici e biotici (come la percentuale di ossigeno disciolto, temperatura, ecc.) di un ecosistema si riflette sulle diverse specie di una comunità, inducendo cambiamenti nella loro struttura (come l'aumento di individui delle specie più tolleranti a discapito della progressiva diminuzione delle specie più sensibili). Tutti gli organismi animali che vivono sul fondo di un lago, formano vere e proprie comunità nel substrato, e interagiscono tra di loro e con l'ambiente che li circonda. Nel corpo d'acqua queste comunità non sono distribuite in modo uniforme su tutto il fondo, ma variano a seconda della quantità di elementi che ne limitano lo sviluppo. Uno dei fattori fondamentali è la concentrazione di ossigeno che in alcuni casi risulta essere particolarmente bassa a livello dell'interfaccia acqua-sedimenti. Vanno poi considerate anche la temperatura e la luce (che, a loro volta, influenzano la disponibilità di cibo). Risulta quindi di fondamentale

importanza conoscere anche i parametri chimici delle acque e dei sedimenti e le loro variazioni nello spazio e nel tempo.

Dagli anni '80, i macroinvertebrati bentonici vengono utilizzati come bioindicatori, per stabilire lo stato ecologico di laghi e di altri corpi idrici, in quanto presentano caratteristiche particolari che li rendono idonei a tale scopo:

- sono molto abbondanti, facili da campionare e sono molto sensibili agli inquinanti e ai cambiamenti ambientali;
- il loro ciclo vitale è abbastanza lungo (mesi o anni) così che si possano vedere cambiamenti nell'abbondanza delle specie come effetto di fenomeni di degrado;
- i cambiamenti ambientali e gli inquinanti hanno effetti diversi sulle diverse specie, così si può monitorare in modo esaustivo lo stato ecologico del lago;
- essendo poco mobili possono esserne studiate le condizioni ecologiche in ambienti ben localizzati;
- nel corso della loro vita possono accumulare sostanze tossiche che possono non essere rintracciate dalle normali analisi chimiche dell'acqua;
- rappresentano, infine, un anello fondamentale nella catena trofica di un lago, e cambiamenti nelle loro composizione faunistica provocano alterazioni nei livelli più alti della catena stessa, influenzando quindi anche sulla fauna ittica e ornitica.

Come detto prima, questi organismi interagiscono con l'ambiente che li circonda. Vari tipi di substrato e caratteristiche differenti di sedimento vanno quindi ad influenzare la struttura di comunità: in sedimenti limosi, ricchi di sostanza organica, gli organismi saranno molto numerosi con una prevalenza di Oligocheti e larve di Chironomidi, in quelli sabbiosi, poveri di sostanza organica, la fauna presenterà una densità minore con un minor numero di specie, mentre quelli ciottolosi saranno ricchi di insetti (Bettinetti *et al.*, 2007).

La distribuzione della comunità bentonica rispecchia la suddivisione in zone presenti in un lago: una zona litorale, in cui è presente una variabilità di organismi molto alta per la presenza di molta sostanza organica, e una zona profonda con una comunità meno ricca, in cui gli organismi si nutrono solo della sostanza organica presente nel sedimento (Bettinetti *et al.*, 2007).

La comunità macrobentonica di un lago è composta prevalentemente da due gruppi: Ditteri Chironomidi e Anellidi Oligocheti. La classe Oligochaeta appartiene al Phylum degli Anellidi ed è rappresentata da animali con corpo cilindrico e segmentato. Ogni segmento presenta un numero relativamente basso di setole, che sono specie-specifiche, e sono utilizzate per l'identificazione

tassonomica. La famiglia Chironomidae, appartiene alla Classe degli Insetti e all'Ordine dei Ditteri. La loro tassonomia si basa principalmente sullo studio dello stadio larvale, principale abitante dei laghi, e grazie alla conformazione del capo e agli organi in esso racchiusi è possibile riconoscere diverse sotto-famiglie, tribù e specie. Anche lo stadio di pupa viene analizzato, ma è di più difficile ritrovamento, anche perché le diverse famiglie non sfarfallano contemporaneamente. Infine, fondamentale in alcuni casi per una tassonomia fine, è l'uso degli adulti sfarfallati.

Generalmente i Chironomidi si trovano in laghi con bassa trofia, ma presentano una fauna caratteristica in laghi eutrofi, rappresentata da specie con adattamenti quali: la presenza di emolinfa, pigmento simile all'emoglobina per facilitare l'immagazzinamento ed il trasporto di ossigeno, la costruzione di tubi per portarsi in zone a maggior contenuto di ossigeno, ed altri ancora. Gli Oligocheti si ritrovano in misura maggiore in siti con elevato livello trofico, ed anche alcune loro famiglie sono provviste di emolinfa (Rossato *et al.*, 2009).

1.4 AREA DI STUDIO

1.4.1 Piemonte

La distribuzione dei corpi idrici oggetto di studio è visibile in figura 1.1, mentre le caratteristiche geografiche e idromorfologiche sono riassunte in tabella 1.2. I dati sono tratti dai lavori di Accomazzo (1916), Giussani & Galanti (1995), Ruggiu & Saraceni (1972), Perrone E coautori (2008), Calderoni E coautori (2006), Ciampittiello (2011) e dal database LIMNO (<http://www.ise.cnr.it/limno/limno.htm>).

I laghi (Fig. 1.2) di Mergozzo, Sirio, Candia, Viverone e Avigliana piccolo sono naturali, mentre il Lago di Morasco è un corpo idrico naturale ampliato dall'uomo a scopo idro-elettrico e viene quindi definito fortemente modificato. I due tipi di laghi (naturali e fortemente modificati) mostrano quindi peculiarità nettamente diverse, come ad esempio, le variazioni di livello a cui sono soggetti, le zone altitudinali in cui sono ubicati e le caratteristiche climatiche che possono influenzare la struttura della comunità a macroinvertebrati.



Fig. 1.1 - Posizione dei laghi oggetto di campionamento all'interno della Regione Piemonte.

Tab. 1.2 - Principali caratteristiche geografiche e idro-morfologiche dei laghi campionati e del loro bacino imbrifero.

	Unità	AVIGLIANA piccolo	CANDIA	SIRIO	MERGOZZO	VIVERONE	MORASCO
Provincia		Torino	Torino	Torino	Verbania	Torino, Vercelli	Verbania
Comune		Avigliana Trana	Candia Canavese Mazzè	Chiaverano Ivrea	Mergozzo Verbania	Azeglio Viverone	Formazza
Latitudine	N	45°03'13"	45°19'25"	45°29'06"	45°57'23"	45°24'05"	46°25'33"
Longitudine	E	07°23'30"	07°54'43"	07°53'05"	08°27'47"	08°03'05"	08°23'48"
Affluenti		R. Freddo	C. di Mazzè	--	R. Rescina R. Bracchio	--	L. Sabbioni
Emissari		Canale con il Grande	Palude di Candia	C. artificiale	C. di Fondotoce	Roggia Violana	T. Greiss
Altitudine media	m	356	226	271	194	230	1814
Area lago	Km ²	0,58	1,35	0,31	1,83	5,6	0,6
Area bacino	Km ²	8,1	7,5	1,4	10,04	25,7	32,6
Prof. max.	m	12	8	43,5	73	50	50
Prof. media	m	7,7	5,9	18	45,4	22,5	31
Volume	m ³ *10 ⁶	4,5	10,1	5,7	8,3	122	18,2
Tipologia		AL-5	AL-5	AL-6	AL-6	AL-6	AL-9



a - Lago di Avigliana piccolo



b - Lago di Candia



c - Lago Sirio



d - Lago di Mergozzo



e - Lago di Viverone



f - Lago di Morasco

Fig. 1.2 - Corpi lacustri piemontesi

1.4.1 Sardegna

Sono stati scelti 4 laghi la cui distribuzione è visibile in figura 1.3, mentre le caratteristiche geografiche e idro-morfologiche sono riassunte in tabella 1.3. i dati sono tratti da Ciampittiello (2011) e dal database LIMNO (<http://www.ise.cnr.it/limno/limno.htm>). Sono tutti laghi fortemente modificati (Fig. 1.4) posizionati nella parte centro-settentrionale dell'isola, creati a scopo potabile e irriguo. Caratteristica principale di questi invasi è data dalle forti fluttuazioni di livello che si riscontrano quasi esclusivamente nelle stagione estiva, quando la richiesta di acqua da parte della popolazione diventa più cospicua, e che portano ad una forte diminuzione del volume d'acqua con ampie parti costiere scoperte.



Fig. 1.3 - Posizione dei laghi oggetto di campionamento all'interno della Regione Sardegna.

Tab. 1.3 - Principali caratteristiche geografiche e idromorfologiche dei laghi campionati e del loro bacino imbrifero.

	Unità	BIDIGHINZU	LISCIA	POSADA	SOS CANALES
Provincia		Sassari	Sassari	Nuoro	Olbia-Tempio
Comuni		Bessudè	Luras	Torpè	Buddusò
Latitudine	N	40°33'24''	40°59'39'	40°38'19'	40°33'17''
Longitudine	E	08°39'44''	09°14'37''	09°36'28''	09°18'55''
Affluenti		R. Bidighinzu	F. Liscia, R. Platu	F. Posada	F. Tirso
Emissari		R. Bidighinzu	F. Liscia	F. Posada	F. Tirso
Altitudine media	m	330	177,5	43	709
Area lago	Km ²	1,5	5,57	3	0,3
Area bacino	Km ²	50	1031	675	3365,78
Prof. max.	m	30	63,5	29,5	47,5
Prof. media	m	8,4	18,8	9,3	19,7
Volume	m ³ *10 ⁶	12,6	105,1	27,8	4,3
Tipologia		ME-2	ME-4	ME-3	ME-3



a – Lago e diga Bidighinzu



b – Lago e diga Liscia



c – Lago e diga Posada



d – Lago e diga Sos Canales



Fig. 1.4 - Invasi Sardi e relativa diga.

Chapter 2: MATERIALS AND METHODS

Sediment samples for biological, chemical and particle size analysis were collected following the methods proposed at national level, using a Ponar grab (262.3 cm²). Biological and particle size analysis were carried out in the laboratories of CNR-Institute of Ecosystem Study (ISE), while the hydro-chemical analyzes were performed by the Piedmont Environmental Agency and by Ente Acque Sardegna, for the respective lakes. Water sampling for chemical analyses was performed on the column in the point of maximum depth of each lake, using a Niskin bottle. As regard the biological sampling, and the chemical and grain size analysis of sediment, refer to the national sampling protocols, available on the website at www.ise.cnr.it/wfd.

The following variables were analyzed:

- Water chemistry: pH, conductivity, alkalinity, dissolved oxygen (% saturation), total phosphorus and total nitrogen
- Sediment chemistry: % organic matter, % inorganic matter and % carbonates
- Grain size: % sand, silt and clay
- Biological analyses: taxonomical identification, relative and absolute abundances, biomasses, species frequencies

As regard the biological analyses, some diversity, richness and equitability indices have been applied. Moreover, the Benthic Quality Index (BQIES) based on the macroinvertebrate fauna was also applied to evaluate the ecological status of lakes.

In particular, the BQIES Index, improved and validated during this project, is based on different indicators weights attributed to the different species, assuming that a species that lives preferably at high diversity sites should be indicator of a good environmental quality, while a species abundant in low diversity sites should indicate altered environments. On the website at www.ise.cnr.it/wfd is possible to find also an excel file to calculate the BQIES Index filling the cells with the densities of the individual species.

Regarding the statistical approaches different analyzes were applied.

The generalized linear mixed effect model was applied to all lakes to highlight if the different granulometric fractions were related with depth. The different fractions, expressed as percentages, were reorganized by angular transformation before the analysis, in order to fall within the statistical assumptions of Gaussian distribution of residuals.

L. Viverone is the only lake where, due to its area, it was possible to work on three transects. For this reason, on this lake another statistical analysis (linear model) was performed to compare individual transects to point out significant differences among them. So, if in the previous analysis the idea was to assess whether and how the depth influenced the sediments particle size and chemical features distribution of the entire set of lakes, through this analysis the plan was to emphasize if the differences among transects were significant.

Then, statistical analyzes (generalized linear mixed effect model) were performed considering hydrochemical variables (pH, alkalinity, conductivity, TP, TN and O₂), to evaluate how these parameters influence the distribution of the benthic community and its variability within all lakes. The biological parameters used in the model were: Chironomidae, Oligochaeta and entire fauna densities; Chironomidae and Oligochaeta richness (expressed as number of species) and diversity through Shannon Index. The chemical data were standardized before analysis.

Finally, grain size and sediment chemistry were considered through generalized linear mixed effect model to assess whether the abiotic components of the sediments influenced the macroinvertebrate composition. In this case, only Chironomidae and Oligochaeta, the two lacustrine dominant groups were considered, with values expressed as number of species present in each sample (richness).

All these statistical approaches adopted were carried through the R 2.15.0 statistical program using packets 0.999375-42 lme4, 2.0-3 vegan and LanguageR 1.4.

Hydro-morphological status was then evaluated using the Lake Habitat Survey (LHS) methodology to define the degree of deviation from natural conditions. The technique has been designed to meet the hydromorphological assessment needs of the Water Framework Directive (WFD), as well as to assist in monitoring the condition of designated sites in the UK and for wider application in environmental impact assessments and restoration programmes, and adopted in Italy since 2009. Through LHS application basic information about the lake studied were obtained regarding shoreline features at a number of plots (Hab-Plots), and including shoreline characteristics and pressures, and modifications to the hydrological regime. The method was applied between July and September when macrophytes are present.

In the end, macroinvertebrate fauna was analyzed to find out potential relationships with shoreline human activities. To perform the present analysis only littoral samples or, in the case of reservoirs, sublittoral were considered. In a first run, only L. Viverone was analyzed due the larger number of sampling points along the coast compared to the other lakes. Subsequently, were

considered all those lakes having standardized samples and sampling points located close to LHS HabPlots. So, three lakes were excluded (Bidighinzu, Liscia, Morasco). Biological data were annual relative abundances, excluding rare species, square root converted prior to analysis to normalize the distribution.

Concerning L. Viverone, only those chemical parameters (TP, TN, alkalinity and % oxygen saturation) generally known to show a strict relation with the biological components were considered, with LHS physical attributes and shoreline features and biological densities. All abiotic and biotic data were log- and squared root-transformed, respectively prior to the application of multivariate analysis (CCA) and Monte Carlo tests. Finally, the BQIES Index was considered to assess whether the shoreline anthropogenic pressures could affect the evaluation of the ecological status through macroinvertebrates.

The last statistical analysis adopted (CCA) through CANOCO 4.5 Program, was applied to the entire set of lakes where the two LHS synthetic scoring methods (LHMS - Lake Habitat Modification Score and LHQA - Lake Habitat Quality Assessment) and BQIES Index, were tested to evaluate how the benthic community responds to them, and how much all these indexes were related to diversity, equitability and richness indices.

Capitolo 2: MATERIALI E METODI

2.1 METODI DI CAMPIONAMENTO

I campioni (sia biologici che per le analisi chimiche e granulometriche dei sedimenti) sono stati raccolti seguendo le metodologie proposte a carattere nazionale, utilizzando una draga Ponar (262,3 cm²). Le analisi dei campioni biologici, chimici e granulometrici dei sedimenti sono stati effettuati presso il CNR-ISE, mentre le analisi chimiche delle acque sono state svolte da Enti differenti per i laghi Piemontesi e i laghi Sardi. Nei primi, i campionamenti sono state effettuati da ARPA Piemonte (laghi dell'Anfiteatro morenico di Ivrea e L. di Avigliana piccolo) e da CNR-ISE (laghi di Mergozzo e Morasco), mentre nei laghi Sardi, i campionamenti sono stati eseguiti da ENAS (Ente Acque Sardegna), gestore degli invasi oggetto di studio. Il campionamento è stato effettuato su colonna, nel punto di massima profondità di ogni corpo lacustre, utilizzando una bottiglia a strappo. Per quanto riguarda i dettagli del campionamento biologico, delle analisi granulometriche e chimiche dei sedimenti si rimanda ai protocolli di campionamento, dell'analisi chimica dei sedimenti e della granulometria consultabili sul sito www.ise.cnr.it/wfd.

2.1.1 Piemonte

Due dei laghi studiati risultano essere poco profondi (Avigliana 12 m, e Candia 8 m) per cui non è stato possibile individuare una zona profonda, limitando la raccolta dei campioni alle zone litorale e sublitorale nell'Avigliana piccolo e alla sola zona litorale nel Candia. In questo lago sono stati fatti più campionamenti per questa fascia, campionando il corpo lacustre come un piccolo lago alpino. Nei laghi Sirio, Mergozzo e Viverone sono state individuate tutte e tre le fasce di campionamento sono stati quindi prelevati campioni in tre punti. In particolare il L. di Viverone presenta dimensioni maggiori rispetto agli altri, il che ha richiesto il posizionamento di tre transetti. Infine, nel L. di Morasco, dove la fascia litorale è costituita principalmente da ciottoli, non è stato possibile campionare tale fascia con la draga e quindi, si è operato solamente sulle fasce sublitorale e profonda per omogeneità di campionamento (Tab. 2.1, Fig. 2.1). Le stazioni dei diversi laghi verranno presentate con un codice, costituito da: nome del lago (es: Vi=Viverone); dal numero del transetto (es: T1, T2, T3) e dalla fascia campionata (Lit= Litorale (Ce=Centrale, Dx=Destro, Sx=Sinistro per il L. di Candia), Sub=Sublitorale, Pro=Profonda).

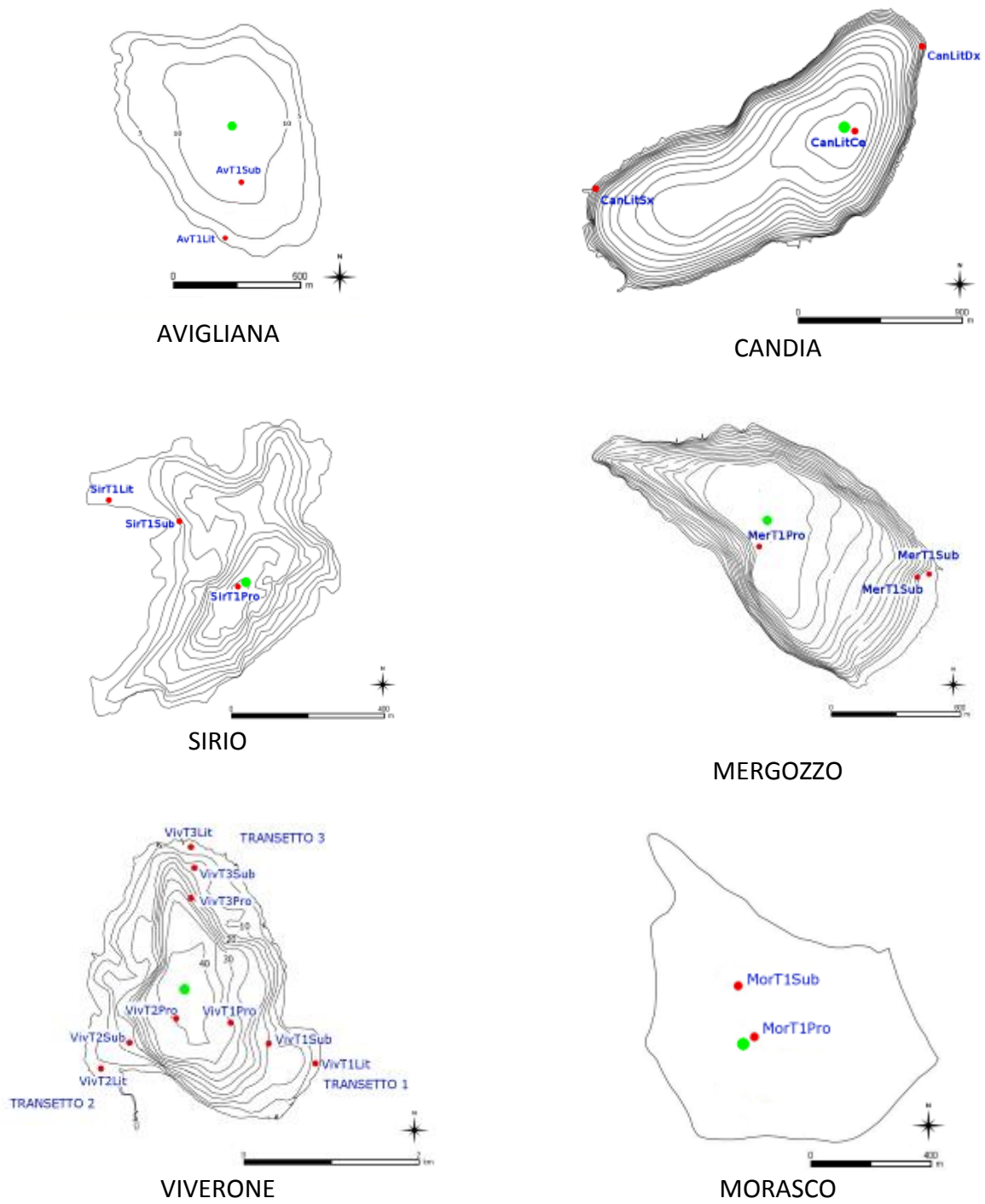


Fig. 2.1 - Mappa di distribuzione dei punti di campionamento nei laghi piemontesi (● biologia, chimica dei sedimenti, granulometria; ● chimica delle acque).

Tab. 2.1 - Stazioni, profondità e coordinate dei punti di campionamento dei laghi piemontesi.

Lago	Transetti	Stazioni	Profondità (m)	Latitudine Nord	Longitudine Est
Avigliana piccolo	T1	AvT1Lit	2	45°3'10"	7°23'33"
		AvT1Sub	12	45°3'15"	7°23'37"
Candia	T1	CanLitDx	1,1	45°19'25"	7°55'56"
		CanLitSx	1,3	45°19'52"	7°55'19"
		CanLitCe	8,3	45°19'36"	7°55'02"
Sirio	T1	SirT1Lit	1,5	45°29'16"	7°52'46"
		SirT1Sub	14	45°29'14"	7°52'55"
		SirT1Pro	44	45°29'09"	7°53'02"
Mergozzo	T1	MerT1Lit	5	45°57'25"	8°28'43"
		MerT1Sub	12	45°57'13"	8°28'32"
		MerT1Pro	73	45°57'20"	8°27'43"
Viverone	T1	VivT1Lit	1,2	45°24'35"	8°03'14"
		VivT1Sub	14,5	45°24'42"	8°03'49"
		VivT1Pro	40	45°24'49"	8°03'29"
	T2	VivT2Lit	1,2	45°24'32"	8°03'22"
		VivT2Sub	16	45°24'41"	8°03'36"
		VivT2Pro	42	45°24'50"	8°03'01"
	T3	VivT3Lit	1,2	45°25'55"	8°03'07"
		VivT3Sub	14	45°25'46"	8°03'08"
		VivT3Pro	33	45°25'36"	8°03'06"
Morasco	T1	MorT1Sub	12	46°25'24"	8°23'42"
		MorT1Por	30	46°25'31"	8°23'46"

2.1.2 Sardegna

Nessun lago sardo è stato campionato nella zona litorale per problemi di tessitura del substrato. Questo infatti, era quasi completamente costituito da ciottoli e sfasciame e quindi rendeva impossibile il suo campionamento tramite draga. Nei laghi Sos Canales e Bidighinzu sono stati campionati due punti, in corrispondenza della zona sublitorale e profonda, ma in quest'ultimo lago durante la seconda campagna, la presenza di forte vento ha ostacolato il campionamento, portando così al solo prelievo del campione profondo (BidT1Pro). Nel L. Liscia sono stati campionati tre punti in due differenti transetti, ma anche in questo caso le avverse condizioni meteoriche hanno permesso la raccolta di due soli campioni (LisT1Pro; LisT2Sub). Nel Posada sono stati individuati 3 transetti e 4 punti: 3 sublitorali e uno profondo (Tab. 2.2, Fig. 2.2).

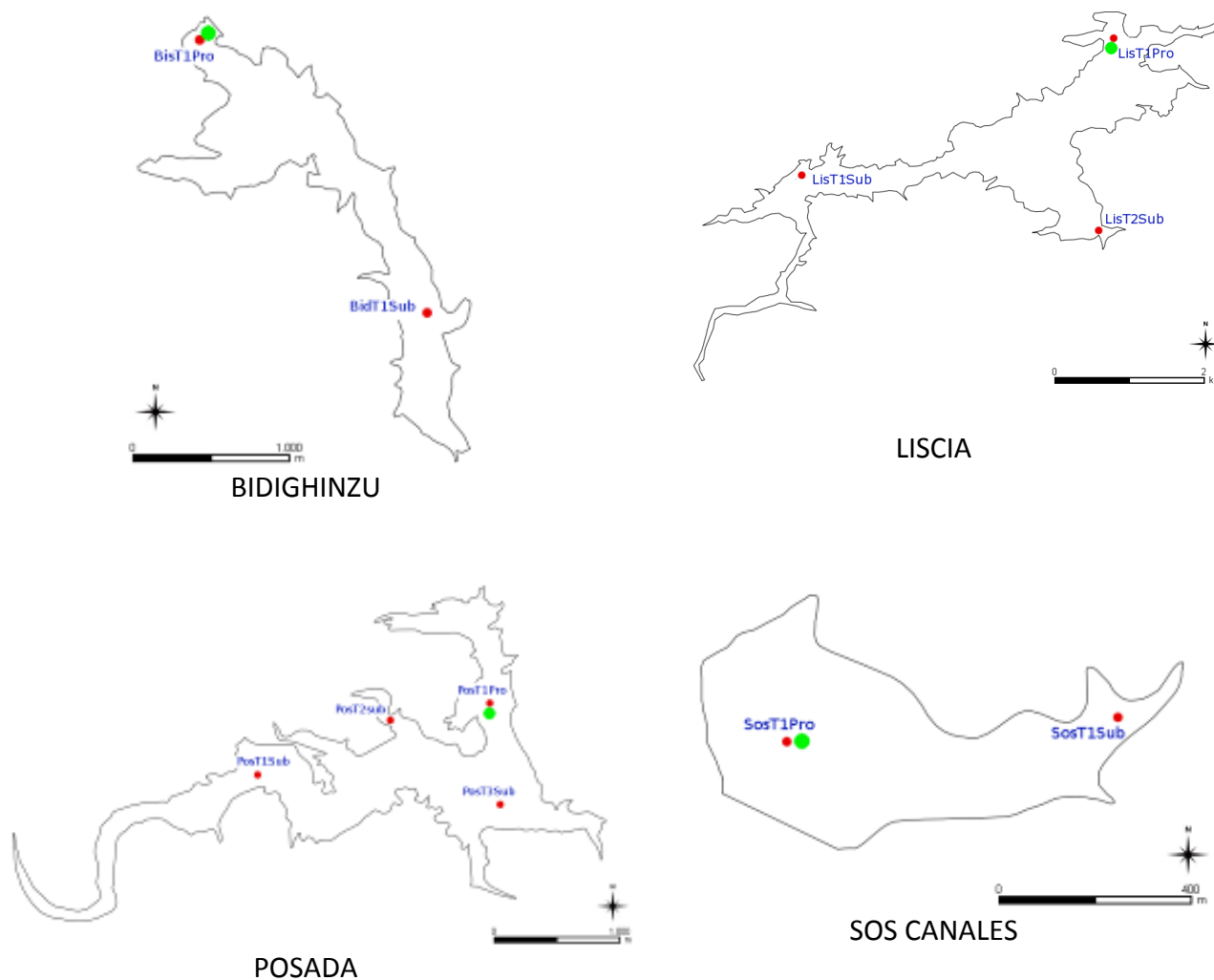


Fig. 2.2 - Mappa di distribuzione dei punti di campionamento nei laghi sardi (● biologia, chimica dei sedimenti, granulometria; ● chimica delle acque).

Tab. 2.2 - Stazioni, profondità e coordinate dei punti di campionamento dei laghi sardi.

Lago	Transetti	Stazioni	Profondità (m)	Latitudine Nord	Longitudine Est
Bidighinzu	T1	BidT1Sub	10	40°33'22"	8°39'40"
		BidT1Pro	26,2	40°32'26"	8°40'42"
Liscia	T1	LisT1Sub	10	40°59'43"	9°13'30"
		LisT1Pro	56	41°00'42"	9°16'30"
	T2	LisT2Sub	21	40°59'19"	9°16'20"
Posada	T1	PosT1Sub	10	40°38'01"	9°34'59"
		PosT1Pro	23	40°38'18"	9°36'18"
	T2	PosT2Sub	10	40°38'14"	9°35'44"
	T3	PosT3Sub	15	40°37'52"	9°36'21"
Sos Canales	T1	SosT1Sub	10,5	40°33'20"	9°19'21"
		SosT1Pro	36,5	40°33'18"	9°18'50"

2.2 METODI DI ANALISI DELLA COMPONENTE ABIOTICA

2.2.1 Analisi chimica delle acque

I campioni sono stati raccolti durante le due campagne di campionamento, in parallelo con il campionamento della fauna bentonica. In laboratorio, i campioni sono stati conservati in frigo e successivamente analizzati. Le analisi dei laghi Piemontesi sono state eseguite da ARPA Piemonte per Avigliana piccolo, Candia e Sirio, dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi CNR-ISE di Verbania Pallanza per i laghi Mergozzo, Viverone e Morasco, seguendo le metodiche riportate in Tartari & Mosello (1997) e APAT & CNR-IRSA (2003), mentre per i laghi Sardi le analisi sono state effettuate dall'Ente Acque Sardegna (ENAS) sempre seguendo le metodiche citate precedentemente. Sono state analizzate le seguenti variabili: pH, conducibilità, alcalinità, ossigeno disciolto (% di saturazione), fosforo totale e azoto totale (Tab. 2.3).

Tab. 2.3 - Variabili considerate nelle analisi chimiche, metodi analitici e bibliografia di riferimento.

Variabile	Tipo di analisi	Riferimento bibliografico
pH	Potenziometria	Westcott 1978; APHA, AWWA, WEF 2005
Conducibilità	Conduttimetria	Rodier 1984; APHA, AWWA, WEF 1992
Alcalinità	Potenziometria	Gran 1952, APHA, AWWA, WEF 1992
TN e TP	Spettrofotometria	Valderrama 1977, 1981; Fresenius <i>et al.</i> 1988
O ₂	Titolazione colorimetrica	Winkler 1988

Le variabili fisico-chimiche delle acque sono state analizzate attraverso una CCA (Analisi Canonica della Correlazione) utilizzando le densità delle specie e i dati fisico-chimici e la profondità di tutti i laghi, considerando le 2 stagioni di campionamento separatamente. I dati sono stati quindi elaborati tramite il programma di elaborazione statistica CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002).

2.2.2 Analisi chimica dei sedimenti e analisi granulometrica

I sedimenti bentonici sono molto importanti in quanto, in questo ambiente avvengono processi chimici che vanno ad influenzare la biologia delle comunità macrobentoniche, che vivono a loro contatto. In questo comparto, infatti, le sostanze precedentemente disciolte nelle acque, possono accumularsi tramite processi di assorbimento chimico-fisico, in relazione alla natura del sedimento e delle stesse proprietà assorbite. Si rimanda a: "Protocollo di campionamento ed analisi chimica

di sedimenti lacustri” (Boggero *et al.*, 2011b) e “Protocollo di campionamento ed analisi granulometrica dei sedimenti lacustri” (Boggero *et al.*, 2011c) (www.ise.cnr.it/wfd) per la spiegazione sulla raccolta e trattamento dei campioni per questo tipo di analisi.

2.3 METODI DI ANALISI DELLA COMPONENTE BIOTICA

2.3.1 Trattamento della fauna macroinvertebrata

Si ritiene che la macrofauna risponda a stress idraulici, chimici e tossici, ma che tali risposte siano, in alcuni casi, specie-specifiche. Occorre quindi conoscere la risposta dei singoli taxa ai diversi fattori se si vogliono separare gli effetti di una pressione antropica da quelli dei fattori naturali sulla struttura delle comunità. Un livello tassonomico approfondito è quindi quanto richiesto per la messa a punto degli Indici di valutazione della qualità delle acque (Rossaro *et al.*, 2011), così come richiesto dalla Direttiva Quadro sulle Acque.

Bisogna considerare infatti, l'importanza della tassonomia e dell'influenza dei fattori naturali che determinano la struttura di comunità e quindi il valore assunto dalle specie. È stato quindi necessario avere un buon dettaglio faunistico per ciascuno dei laghi oggetto di studio, per riuscire a individuare la presenza o meno di taxa sensibili e/o tolleranti. Se fossero stati considerati solamente unità tassonomiche superiori, si sarebbero potuti ottenere grandi gruppi contenenti sia organismi tolleranti che sensibili, rendendo vano l'obiettivo del lavoro stesso.

Un buon esempio di quanto sopra detto, è dato dal gruppo eterogeneo dei Ditteri Chironomidi all'interno dei quali sono presenti specie appartenenti ad uno stesso genere, ma che possono avere risposte ecologiche nettamente diverse. Si è quindi scelto un maggior dettaglio tassonomico per distinguere le diverse risposte ecologiche e poter rispondere al meglio alle richieste della Direttiva. Per ottenere tutto ciò i campioni sono stati sottoposti a varie fasi, che hanno portato come ultimo *step* all'identificazione tassonomica degli organismi. Per ulteriori informazioni si rimanda a: “Guida tecnica alla programmazione del campionamento e alla scelta della strumentazione idonea per lo studio della fauna macroinvertebrata lacustre” (Boggero *et al.*, 2011a) e “Il campionamento dei macroinvertebrati nei laghi” (Lencioni *et al.*, 2013) (www.ise.cnr.it/wfd), dove sono riportate le metodiche di trattamento dei campioni biologici.

Le specie sono poi state suddivise sulla base delle abbondanze e della frequenza, in 4 classi per categoria considerando l'insieme di tutte le stazioni di tutti i laghi. Per quanto riguarda

l'abbondanza le specie sono state suddivise a seconda della percentuali in: scarse, quando presenti con abbondanze < 5%, comuni se presenti con abbondanze comprese fra 5 e 9,99%, molto comuni se fra 10-14.99%, e abbondanti se con abbondanze $\geq 15\%$. Per la frequenza invece, si è valutato in quante stazioni il taxon sotto esame era presente, suddividendo le classi in: rare, se il taxon era presente in un numero di stazioni <3; frequenti, se era compreso fra 3 e 6 stazioni; molto frequenti, se fra 7 e 9; ed infine ubiquiste, se in un numero di stazioni > 9.

2.3.2 Stima della densità e della biomassa

Dal conteggio delle singole specie appartenenti alle diverse famiglie e ai diversi ordini, si è ottenuto il valore degli individui totali appartenenti alla dragata in esame. I valori ottenuti per i singoli replicati sono stati utilizzati in seguito per il calcolo del valore medio di densità e biomassa di ciascun gruppo faunistico.

Densità:

la densità esprime la presenza degli individui al m^2 . Per calcolare il suo valore è necessario conoscere il numero di individui conteggiati e la superficie utile della draga. Il numero di individui presenti nel campione è stato quindi rapportato a $1 m^2$ ($10000 cm^2$) secondo la seguente proporzione:

$$N \div 262,3 = D \div 10000$$

Da cui si ricava: $D = N \times 10000 / 262,3$

Quindi: $D = N \times 38,124$

D= densità (ind/ m^2)

N= numero totale di individui conteggiati in ogni stazione.

Va ricordato che per ogni campione sono stati raccolti 3 replicati, così da ottenere un campione rappresentativo della comunità. Per questo motivo l'area della draga deve essere moltiplicata per tre:

$$D = N \times 10000 / (262,3 \times 3)$$

quindi $D = N \times 12,70$

La densità totale di ciascun lago oggetto di studio è stata calcolata come media delle densità delle singole stazioni di campionamento.

Biomassa:

la biomassa rappresenta la massa della sostanza vivente prodotta in un determinato periodo di tempo da una popolazione in un particolare ambiente biologico. Viene espressa come gr o mg di individui al m².

La stima della biomassa è stata calcolata seguendo lo stesso procedimento utilizzato per il calcolo della densità:

$$B = \text{peso} \times 10000 / (262,3 \times 3)$$

quindi

$$B = \text{Peso} \times 12,70$$

B= biomassa (gr o mg/m²)

Peso= peso in gr o mg del gruppo di organismi in esame

2.3.3 Metriche basate sulla componente biologica

Per una valutazione dello stato di qualità di un bacino lacustre nel suo complesso sono stati utilizzati alcuni indici di diversità che prendono in considerazione il numero delle specie presenti e le loro abbondanze relative.

La numerosità delle specie e la loro abbondanza relativa sono le componenti della diversità specifica (Ganis, 1991). In particolare, la numerosità indica il numero di specie presenti in una comunità, che può essere espressa anche come ricchezza, mentre l'abbondanza relativa che si riferisce al numero di individui viene espressa in termini di equitabilità.

Per poter misurare queste due componenti sono stati messi a punto nel corso degli anni numerosi indici, che possono essere suddivisi in tre principali categorie:

- indici di ricchezza: misurano il numero di specie in una precisa unità di campionamento,
- indici di equitabilità: misurano quanto i valori di abbondanza delle specie sono equidistribuiti,
- indici di diversità: combinano i valori ottenuti dai primi due indici dando la misura della diversità.

Indici di ricchezza

Il numero di specie che costituisce una comunità rappresenta l'indice più semplice della diversità biotica. Il numero di specie però risulta essere strettamente correlato con la dimensione del campione (più grande è il campione, maggiore sarà il numero di organismi raccolti). A questo proposito si è resa necessaria la distinzione tra ricchezza numerica delle specie e ricchezza areale

delle stesse, detta più comunemente densità, ovvero il numero di specie per unità rilevata (Hurlbert, 1971). Per omogeneizzare e rendere confrontabili i numeri di specie per ciascun campione sono stati sviluppati degli indici di ricchezza indipendenti dalla grandezza del campione, i quali si basano su una relazione funzionale tra il numero di specie (S) e la grandezza del campione (N). Si assume che tale relazione funzionale debba rimanere costante nel tempo in tutte le comunità esaminate. Se tale principio non fosse soddisfatto, l'indice di ricchezza varierebbe in funzione della grandezza del campione in maniera imprevedibile (Peet, 1974). Questi indici, basati dunque su differenti rapporti di S e N, hanno lo svantaggio di dare lo stesso valore R pur derivando da valori di S e N molto diversi; inoltre, essi non danno informazione alcuna relativa alla distribuzione delle abbondanze tra le specie (Nosek, 1976). Gli indici di diversità adottati in questo lavoro sono l'Indice di Margalef (1957) e l'Indice di Menhinick (1964).

Indice di Margalef

Proposto nel 1957, si basa sulla relazione specie-numero di individui (ovvero specie-abbondanza). Margalef ha suggerito una relazione logaritmica tra le due unità S e N secondo l'equazione seguente:

$$R = (S - 1) / \ln(N)$$

Il valore dell'Indice aumenta all'aumentare del numero di specie. La presenza del logaritmo fa sì che alle specie rare venga assegnato un peso maggiore, rispetto alle specie comuni.

Indice di Menhinick

Introdotta nel 1964, assume che il numero S di specie sia uguale a un numero R moltiplicato per la radice quadrata di N individui:

$$R = S / \sqrt{N}$$

Il valore dell'Indice aumenta all'aumentare del numero di specie. L'Indice assegna lo stesso valore a tutte le specie, siano esse rare o comuni.

Indici di equitabilità

Questi indici hanno la funzione di identificare l'abbondanza relativa, in grado quindi di misurare il grado di equi-distribuzione delle specie. L'indice di equitabilità adottato per questo lavoro è l'Indice di Pielou (1966).

Indice di Pielou

È forse quello maggiormente utilizzato dagli ecologi. Deriva dalla teoria dell'informazione che rende relativa l'entropia di Shannon rapportandola all'entropia massima (1966):

$$J = H' / H_{\max}$$

Di conseguenza, considerando le teorie di Shannon, la formula assume questo andamento:

$$J = - \sum_i p_i \ln p_i / \ln S \quad i = 1, S$$

$\ln S$ è il valore dell'entropia massima direttamente ricavata dalla formula di Shannon che si vedrà in seguito. L'Indice di Pielou varia da 0 a 1, dove 0 indica la presenza di una specie dominante, e 1 indica una distribuzione uniforme delle specie.

Indici di diversità

Come visto prima, questi indici riassumono in un solo valore i concetti di ricchezza in specie e abbondanza relativa delle specie. Questi indici combinano le due componenti in maniera tale che non è più possibile valutare il contributo dato all'indice dalle due componenti. Pertanto, anche il confronto tra indici misurati su comunità distinte può non essere d'aiuto nel differenziarle strutturalmente, in quanto le diversità delle due comunità potrebbero assumere valori uguali pur essendo i due parametri di cui sopra molto differenti tra loro. Per alcuni di questi indici i valori crescono con l'aumentare della ricchezza e dell'abbondanza relativa, per altri invece i valori crescono con il diminuire della diversità globale – cioè con l'aumentare della prevalenza di una o poche specie sulle altre. Per questo motivo questi ultimi vengono denominati anche indici di dominanza. Gli indici di diversità adottati in questo lavoro sono l'Indice di Shannon-Weaver (1949) e l'Indice di Simpson (1949) (Indice di dominanza).

Indice di Shannon-Weaver

Pielou (1966) spiega come la diversità di una comunità possa essere equiparata all'incertezza nel predire a quale specie appartenga un individuo estratto casualmente da un campione.

Quanto più grande è il numero di specie e quanto più equa la loro distribuzione, tanto maggiore è questa incertezza di attribuzione, pertanto, essendo l'informazione una misura dell'incertezza degli eventi, risulta essere una buona misura della diversità (Ganis, 1991).

$$H' = - \sum_i p_i \ln p_i \quad i = 1, S$$

P_i = rappresenta la proporzione di abbondanza della i -esima specie.

Per il carattere logaritmico della funzione, l'indice non assume mai valori elevati, essendo questi compresi generalmente tra 1,5 e 3,5 (raramente superano 4,5). Varia da un valore minimo (Hmin) uguale a 0 quando è presente una sola specie, a uno massimo (Hmax) pari a $\ln S$, quando tutte le specie sono equamente distribuite.

Indice di Simpson

Appartiene alla categoria degli indici di dominanza, ed è il primo Indice di diversità proposto (1949).

$$\lambda = \sum p_i^2 \quad i=1,S$$

Esso misura la probabilità che due individui estratti in modo casuale da un campione appartengano alla stessa specie. L'indice varia da 0 a 1, dove 0 indica un'alta diversità, e 1 indica una bassa diversità.

Indici di qualità o di stato ecologico

Indice di Wiederholm

Wiederholm aveva notato che specie tolleranti di oligocheti come *Limnodrilus hoffmeisteri* e *Tubifex tubifex* tendevano ad aumentare in abbondanza, rispetto ai Chironomidi sedentari, con il peggiorare delle condizioni dell'acqua (Wiederholm, 1980). Wiederholm ha quindi ipotizzato che il rapporto tra Oligocheti e Chironomidi sedentari potesse essere usato come indice per valutare lo stato qualitativo di un corpo lacustre. La misura del rapporto Oligocheti/Chironomidi si riferisce quindi alla relazione fra Oligocheti e Chironomidi sedentari (che vivono all'interno di strutture tubulari alla superficie del sedimento). Vengono quindi escluse le forme mobili e predatrici come le Tanypodinae fra i Chironomidi, che sembrano essere euritope, ossia a larga diffusione.

$$n \text{ Oligocheti} / (n \text{ Oligocheti} + (n \text{ Chironomidi} - n \text{ Tanypodinae}))$$

n = numero di individui

Il rapporto riflette il fatto che le popolazioni di Oligocheti tolleranti tendono ad aumentare la propria abbondanza relativa rispetto ai Chironomidi in condizioni di arricchimento di nutrienti.

La formula deve essere corretta per il fattore profondità per essere utilizzata a fini generali e per comparazioni fra laghi diversi, poiché gli Oligocheti tendono generalmente ad incrementare la propria dominanza scendendo verso il fondo di un lago.

Indice di Qualità Bentonico (BQIES) (Rossato *et al.*, 2013)

Come già detto, la Direttiva 2000/60/CE per definire lo stato ecologico utilizza, oltre ai classici parametri chimici dell'acqua, quattro indicatori biologici di qualità. Modificazioni nella struttura e nelle funzioni della comunità dei singoli BQE riflettono, infatti, dei cambiamenti ambientali, e la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici deve quindi prevedere l'utilizzo di indici numerici creati sulla base di dati biologici. Tali indici sono ottenuti confrontando il valore di un determinato corpo lacustre oggetto di studio con il valore ottenuto da un sito di riferimento, in modo da ottenere un quoziente di qualità ecologica, detto EQR (Ecological Quality Ratio).

L'indice per la fauna a macroinvertebrati, messo a punto in questi ultimi anni da ricercatori dell'Università di Milano, del CNR-ISE e del Museo di Trento (Rossaro *et al.*, 2006, 2007), si basa sulla composizione tassonomica, sulle abbondanze, sulla diversità delle comunità e sulla presenza di taxa sensibili e tolleranti. In particolare, considera principalmente i due gruppi tassonomici più rappresentati in un corpo lacustre: Ditteri Chironomidi e Oligocheti, ma in minor misura anche altri taxa. I due gruppi sopracitati oltre a essere i più abbondanti, presentano anche caratteristiche autoecologiche diverse. I Chironomidi, essendo più mobili riescono a sfuggire più rapidamente a stress ambientali (Dinsmore & Prepas, 1997; Lang & Lods-Crozet, 1997). Rispondono quindi in maniera più veloce ai cambiamenti ambientali rispetto agli Oligocheti, che sono più sedentari e strettamente legati al sedimento in cui vivono, quindi tendo a opporre maggior resistenza alle variazioni ambientali.

L'indice elaborato è utilizzabile per valutare la qualità ecologica, riferita agli effetti dell'eutrofizzazione, di tutte le tipologie lacustri nell'Italia peninsulare con una conducibilità $< 2,5 \text{ mS cm}^{-1}$. Può inoltre essere utilizzato per laghi naturali di origine vulcanica collocati a quote $< 800 \text{ m s.l.m.}$ nell'Italia peninsulare a latitudini $< 44^\circ\text{N}$, aventi una profondità media $> 15 \text{ m}$, ed una conducibilità $< 2,5 \text{ mS cm}^{-1}$ per la presenza prevalente di rocce calcaree nel bacino.

Il calcolo dell'Indice prevede pesi indicatori diversi per le diverse specie. I pesi indicatori sono stati ottenuti partendo dall'Indice di Shannon, calcolato per diversi siti partendo da un dataset costituito da dati storico e più recenti (periodo compreso fra il 1953 e il 2008) di 36 laghi campionati tramite draga in sedimenti soffici. Tale calcolo si è basato sul principio che il valore ottimale di una specie lungo un gradiente coincide con la media pesata (Ter Braak & Prentice, 1988), e anziché calcolare la risposta ad un gradiente chimico è stata calcolata quella ad un gradiente di biodiversità. Si è assunto cioè che una specie che vive preferibilmente in siti ad alta diversità sia una specie indicatrice di buona qualità ambientale, mentre una specie che ha

un'abbondanza elevata in siti a bassa diversità sia indicatrice di ambiente alterato. Si è quindi calcolata la media degli Indici di diversità di Shannon utilizzando tutti i valori dei siti dove la specie era presente, pesando i valori sulle abbondanze della specie. Le medie pesate sono state interpretate come pesi indicatori (BQIW: Benthic Quality Index Weight) da assegnare ad ogni specie per il calcolo dell'Indice di Qualità Bentonico.

L'Indice è stato validato utilizzando dati provenienti da: ARPA Lombardia, ARPA Trentino e CNR-ISE Verbania Pallanza, che grazie a questo progetto (LIFE+INHABIT) ha fornito un ulteriore contributo con dati biologici e chimici.

La formula del BQIES è la seguente:

$$BQIES_i = \left[\sum_{j=1}^p \left(\frac{\log_{10}(y_{ij} + 1)}{\sum_{j=1}^p \log_{10}(y_{ij} + 1)} * BQIW_j \right) \right] * \log_{10}(m + 1) * \left(\frac{\sum_{j=1}^m y_{ij}}{\sum_{j=1}^m y_{ij} + 5} \right)$$

dove:

p = numero di specie per le quali è noto il peso indicatore BQIW_j

y_{ij} = densità (ind m⁻²) della specie j nella stazione i

m = numero totale di specie presenti

Successivamente al calcolo del peso indicatore delle singole specie (calcolato sulla base dell'Indice di Shannon), si è confrontato il valore degli Indici biotici (BQIES) degli stessi 36 laghi utilizzati per il calcolo del peso indicatore, con i valori dei parametri che attualmente vengono considerati per la classificazione trofica degli ambienti lacustri (trasparenza, fosforo totale alla circolazione, percentuale ipolimnica di ossigeno nel periodo di stratificazione - D.Leg. 152/1999 e D.Leg. 152/2006) per valutare la robustezza del peso indicatore assegnato. Sono così state individuate relazioni lineari positive significative (P<0,05) (Fig. 2.3a) con la percentuale di ossigeno ipolimnico e con la trasparenza, mentre con il fosforo totale è stata trovata una relazione lineare negativa significativa (P<0,05) (Fig. 2.3b).

$$BQIES = b * O_2 + a$$

$$BQIES = b * trasp + a$$

$$BQIES = b * \log_{10}(TP + 1) + a$$

	O ₂ (mg l ⁻¹)	Trasp (m)	TP (mg l ⁻¹)
R ²	0,220	0,301	0,182
g.d.l.	36	36	36
b	0,023	0,038	0,157
a	0,195	0,117	-0,038

Fig. 2.3 – a) Equazioni che esprimono le relazioni tra i parametri chimici e l'Indice Biotico calcolato; b) valori di R², gradi di libertà e parametri delle equazioni stesse.

Si rende noto che l'applicazione di tale Indice è da considerarsi valida nel solo caso in cui la densità percentuale di specie con peso indicatore noto rappresenti almeno il 75% della densità totale di tutte le specie presenti nel sito. Qualora non si verificasse tale situazione il valore di Indice ottenuto non è da considerarsi valido. A tale proposito si ricorda che i pesi indicatori, per quanto robusti, saranno oggetto di continua verifica e adeguamento di pari passo con l'implementazione del dataset originario da monitoraggio, soprattutto nel caso in cui i dati appartengano all'Ecoregione Mediterranea, attualmente poco conosciuta. Per facilitare il lavoro degli operatori del settore, è stato sviluppato un foglio di calcolo (Marchetto *et al.*, 2013 ©), con relativa guida alla compilazione (Boggero *et al.*, 2013b), per il calcolo dell'Indice (Rossaro *et al.*, 2013 - Fig. 2.4), in modo tale che, inserendo i valori di densità delle specie indicatrici, propone in automatico il valore.



Foglio di calcolo per il BQIES basato sui macroinvertebrati lacustri					
				© 2013 Aldo Marchetto ¹ , Bruno Rossaro ² , Silvia Zaupa ¹ & Angela Boggero ¹	
¹ CNR - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 50-52, 28922 Verbania-Pallanza ² Università degli Studi di Milano, Dipartimento dei Sistemi Agroalimentare e Urbano e Valorizzazione delle Biodiversità, via Celoria 2, 20133 Milano					
Stazioni:		Orta.LT.S.T1			
BQIES		0,340	0,000	0,000	0,000
BQI		0,553	0,000	0,000	0,000
% individui appartenenti a specie con peso indicatore		100%	✓ #DIV/0!	✓ #DIV/0!	✓ #DIV/0!
Numero di specie non presenti nell'elenco					
Densità complessiva degli individui di specie non presenti nell'elenco					
Specie	Abbreviazione	BQIW specie	Densità osservate (ind m ⁻²)		
<i>Acrolaxus lacustris</i>	A_lacustris	0,402	0,02		
<i>Alboglossiphonia complanata</i>	G_complanata	0,794	0,5		
<i>Amphichaeta</i> sp.	Amphichaeta	0,755			
<i>Asellus aquaticus</i>	A_aquaticus	0,201	2,3		
<i>Aulodrilus plurisetia</i>	A_plurisetia	0,645	33,6		

Fig. 2.4 - Esempio di foglio di calcolo per il BQIES (Marchetto *et al.*, 2013 ©).

2.3.4 Elaborazione statistica

In primo luogo, per vedere se le diverse frazioni granulometriche variavano in funzione della profondità si è utilizzato il modello lineare misto generalizzato (generalized linear mixed effect model) applicato a tutti i laghi. La tessitura del sedimento è rappresentata da sabbia fine, limo e argilla per la parte granulometrica, mentre, sostanza organica, sostanza minerale e carbonati rappresentano la parte relativa alla chimica dei sedimenti.

Le frazioni tessiturali, espresse come valori percentuali, sono state quindi riorganizzate tramite trasformazione angolare ($x_1 = \text{asin}(\sqrt{x/100})$), prima di procedere con le analisi, in modo da

poter rientrare nelle assunzioni statistiche di distribuzione gaussiana dei residui (Crawley, 2007). Il modello lineare misto considera il possibile errore legato al fatto che si stanno analizzando siti diversi non dipendenti tra loro, e che sono quindi associati alla presenza di un errore di tipo random. La formula utilizzata nell'analisi statistica è:

$$\text{modello.componenteX} <- \text{glmer}(\text{componenteX} \sim \text{Profondità} + (1|\text{LAGO}))$$

Per ogni singola frazione è stata applicata la stessa formula. La variabile dipendente è rappresentata dalla frazione analizzata, mentre le variabili indipendenti sono la profondità, come fattore fisso il cui effetto è stato stimato esplicitamente, e il fattore 'LAGO', come fattore random il cui effetto è stato usato nella struttura dell'errore del modello.

Per ottenere i valori di probabilità è stata utilizzata la funzione `Pvals.fnc`, sempre presente nel pacchetto `languageR`, che calcola i valori di *p* per i modelli lineari misti generalizzati, in quanto i modelli del pacchetto `lme4` non forniscono la valutazione delle significatività associate agli effetti fissi (in questo caso l'effetto fisso è rappresentato dalla profondità). Questa funzione utilizza una simulazione basata su catene di Markov Monte Carlo, ed in questo caso il numero di simulazione è stato fissato a 1000.

Il L. di Viverone è l'unico lago che presenta tre transetti nei quali sono presenti tre punti di campionamento divisi per fascia di profondità, per questo motivo, in questo sito è stata eseguita un'ulteriore un'analisi per confrontare i singoli transetti e valutare se esistono differenze tra fra loro. Mentre nell'analisi precedente si voleva valutare se e come la profondità va ad influenzare la granulometria e la chimica dei sedimenti dei vari laghi, tramite quest'ultima analisi si vuole cercare di capire se le differenze tra i vari transetti risultino essere significative. Nel set di dati disponibili l'unico lago che permette di effettuare un'analisi di questo tipo è il L. di Viverone, in quanto presenta dati uniformi quali: il numero di transetti (più di uno) e il numero di punti per transetto (sempre 3). Queste analisi sono state eseguite considerando l'interazione tra i transetti e la profondità, per valutare se questa ha effetto sulla possibile diversità tra transetti. In questo caso è stato applicato un modello lineare (linear model) in quando i dati risultano essere non sbilanciati e non influenzati dalla presenza di laghi differenti. La formula utilizzata è la seguente:

$$\text{lm}(\text{formula} = \text{modello.componenteX} \sim \text{TRANSETTO} * \text{Profondità})$$

Successivamente, sono state eseguite analisi statistiche prendendo in considerazione i dati relativi a pH, alcalinità, conducibilità, TP, TN e O₂, per valutare come questi parametri influenzino la

distribuzione della comunità bentonica e la sua variabilità. I parametri relativi alla parte biotica utilizzati nel modello sono: densità di Chironomidi, di Oligocheti e dell'intera fauna; ricchezza (espressa come numero di specie) di Chironomidi e Oligocheti e l'indice di Shannon, tutti calcolati per ogni punto di campionamento. I dati chimici, sono stati standardizzati prima dell'analisi utilizzando la formula $X \leftarrow \text{decostand}(X, "standardize")$ presente nel pacchetto `vegan`. Dato che le variabili indipendenti vengono misurate su scale e unità di misura differenti, vengono standardizzate prima dell'analisi, in modo che ogni variabile abbia media zero e deviazione standard uno (Borcard *et al.*, 2011). Inoltre, prima dell'analisi è stato eseguito un test di correlazione di Pearson, per capire quali variabili siano correlate tra loro, in quanto variabili molto correlate portano informazioni simili, e quindi anche le risposte della fauna risultano simili. Successivamente, è stato applicato il modello lineare misto generalizzato, come visto in precedenza.

modello.biol X <- glmer(biolX ~ variabili chimiche + (1|LAGO))

In questo caso la variabile dipendente è rappresentata dalle diverse componenti relative alla fauna (densità, ricchezza e Indice di Shannon), mentre le variabili indipendenti sono rappresentate dai valori delle variabili chimiche precedentemente standardizzate (fattori fissi), e la componente lago (fattore random). Per ogni parametro relativo alla componente biotica è stata utilizzata la stessa formula. Il modello in cui la ricchezza di Chironomidi e Oligocheti rappresenta la variabile dipendente prevede una distribuzione poissoniana, e il modello fornisce direttamente i valori di p. Per il modello che include la densità e l'Indice di Shannon invece, la distribuzione è di tipo gaussiano, quindi, per ottenere i valori di p è stato utilizzata la funzione `Pvals.fnc`.

Infine, per quanto riguarda l'elaborazione statistica della fauna a macroinvertebrati, si è proceduto in diversi modi, per valutare se le componenti abiotiche relative a granulometria e chimica dei sedimenti vanno ad influenzare la comunità bentonica. Oltre a queste componenti si è cercato di valutare se anche variabili come la profondità e la stagione influiscono sulla struttura di popolazione. In questo tipo di analisi però non sono state utilizzate tutte le componenti della granulometria e della chimica dei sedimenti, ma solamente la sabbia fine e la sostanza organica, così da semplificare la formula e l'analisi stessa. La sabbia fine è stata scelta per discriminare la frazione granulometrica più grossolana da quella più piccola, rappresentata da limo e argilla. Limo e argilla infatti, hanno all'incirca lo stesso effetto sulla fauna macrobentonica (es: rendono il sedimento più soffice, creando substrato più ospitale), quindi risulta sufficiente osservare la

proporzione tra sabbia e sedimenti più fini per ottenere informazioni analoghe. La sostanza organica invece, è stata scelta in quanto è la più influente per la comunità macrobentonica, inoltre rappresenta la differenza percentuale rispetto alla sostanza minerale e ai carbonati.

La fauna considerata nell'analisi rappresenta i due principali gruppi campionati: Chironomidi e Oligocheti. I loro valori sono espressi come numero di specie presenti in ogni campione (*richness*). Anche in questo caso è stato utilizzato un modello lineare misto generalizzato (generalized linear mixed effect model) del pacchetto lme4, con la seguente formula:

```
model=glmer(Chironomidi~sabbiafina.trans+Profondita*organica.trans+STAGIONE+(1|LAGO/SITO),family=poisson)
```

La stessa formula è stata utilizzata per analizzare sia la ricchezza di Chironomidi che di Oligocheti, che rappresentano la variabile dipendente. Lo scopo di questo tipo di analisi è, infatti, quello di vedere come variano queste due componenti della fauna bentonica, secondo le variabili indipendenti: sabbia fine, profondità, quantità di sostanza organica, stagione (variabili fisse) e la variabile LAGO/SITO, che rappresenta il fattore *random*, ed è quindi associata ad un errore, considerato dal modello. LAGO/SITO rappresenta una struttura gerarchica in cui a LAGO, come abbiamo visto prima, è associato un errore dato dalla presenza di aree di studio differenti, e all'interno del lago stesso sono presenti SITI diversi, anche questi associati ad un errore di tipo *random*, che in questo caso è dato dal fatto che non ho lo stesso numero di punti di campionamento in tutti i laghi (es: Avigliana piccolo 2, Viverone 9 e così via). Inoltre, il modello prevede una distribuzione poissoniana, in quanto la variabile dipendente è rappresentata da conteggi. In una seconda analisi statistica della fauna è stato applicato lo stesso modello, ma considerando al posto della ricchezza di Chironomidi e Oligocheti, i valori dell'Indice di diversità di Shannon-Weaver, calcolato per ogni replicato, considerando tutte le specie trovate. Per calcolare l'Indice di Shannon-Weaver è stata utilizzata la formula seguente (presente nel pacchetto vegan):

```
model.X<- diversity(X ,index="shannon",MARGIN=1,base=exp(1))
```

dove X rappresenta la matrice di dati contenente i diversi replicati e il numero di individui di ogni specie trovato nei replicati stessi. Successivamente, è stato utilizzato lo stesso modello visto prima, leggermente modificato:

```
model.Shannon=glmer(Shannon~sabbiafina.trans+Profondita*organica.trans+STAGIONE+(1|LAGO/SITO))
```

La distribuzione dei valori dell'Indice di Shannon ha permesso di utilizzare una distribuzione gaussiana nel modello. Anche in questo caso i valori di Shannon rappresentano la variabile dipendente, mentre le altre sono variabili indipendenti.

Per ottenere i valori di p si procede nello stesso modo visto per l'analisi statistica della granulometria e della chimica dei sedimenti, cioè utilizzando la funzione `Pvals.fnc`, (pacchetto `languageR`). Anche in questo caso il numero di simulazione è stato fissato a 1000.

Tutte queste analisi sono state eseguite con il programma statistico R 2.15.0 (R Development Core Team, 2012); utilizzando il pacchetto `lme4` 0.999375-42 (Bates *et al.*, 2011) per i modelli lineari misti generalizzati, il pacchetto `vegan` 2.0-3 (Oksanen *et al.*, 2012) per calcolare gli indici di diversità biologica e il pacchetto `languageR` 1.4 (Baayen, 2011) per i valori di p dei modelli misti.

2.5 LAKE HABITAT SURVEY

Lo stato idro-morfologico si è valutato utilizzando due elementi: il regime idrologico (quantità e dinamica del flusso, livello, tempo di residenza, connessione con le acque sotterranee) e le condizioni morfologiche (variazione della profondità del lago (o interrimento), quantità e struttura del substrato, struttura e condizione della sponda del lago). Le caratteristiche idro-morfologiche dei laghi sono state valutate in tutta Europa, utilizzando differenti approcci e metodi, alcuni dei quali capaci di definire il grado di scostamento dalle condizioni naturali, secondo quanto previsto dalla Direttiva. Un metodo per la valutazione contemporanea di questi parametri è nato da un gruppo di ricercatori dello SNIFFER ("Scotland and Northern Ireland Forum for environmental research (Sniffer) and Scottish Natural Heritage (SNH)"), il Lake Habitat Survey (LHS) (SNIFFER, 2008). Successivamente, tale metodo è stato adottato o è tutt'ora in via di adozione in molti altri Paesi europei quali Serbia, Francia, Polonia, Scozia, Repubblica di Irlanda, e in via di studio in Italia. Gli habitat lacustri, dal punto di vista morfologico, possono essere impattati in molti modi (trasporto di nutrienti e contaminanti, alterazioni diretta degli habitat, rimozione delle zone umide ecc.). La raccolta dei dati relativi all'analisi idro-morfologica, avviene quindi a livello della zona riparia, della sponda e della zona litorale, dove è presente il contatto con l'acqua. In questo modo si può avere una visione completa delle attività umane, delle pressioni e degli impatti di tipo antropico che influenzano le biocenosi e gli habitat presenti, e che vanno infine ad influire sulla qualità ecologica del corpo lacustre.

Si è iniziato a testare l'LHS su alcuni laghi Italiani e, per quanto riguarda l'esperienza fin qui condotta, non ci sono particolari difficoltà o valutazioni difformi da quelle previste per i laghi su cui è stato precedentemente utilizzato. Sono comunque necessarie ulteriori verifiche per stabilire la sua applicabilità su tutte le 18 tipologie lacustri italiane e soprattutto per verificare la corretta valutazione dell'alterazione morfologica e della qualità degli habitat. La valutazione di qualità dei parametri idro-morfologici è fatta attraverso l'utilizzo di variabili associate. Di seguito (Tab. 2.4) vengono riportati i parametri idro-morfologici e le relative variabili.

Tab. 2.4 - Elementi di qualità idromorfologica e variabili da utilizzare per la loro determinazione.

Parametri idromorfologici	Variabili
Quantità e dinamica del flusso	Bilancio idrico (pioggia, evapotraspirazione, immissari, emissario), vento, massima profondità, area del lago e forma, forma della cuvetta, altitudine del bacino imbrifero, temperatura
Livello	Bilancio idrico (pioggia, evapotraspirazione, immissari, emissario)
Tempo di residenza	Pioggia, area del bacino imbrifero, volume del lago
Connessione con le acque sotterranee	Geologia, livello, variazione di livello
Variazione della profondità del lago	Forma della cuvetta
Quantità e struttura del substrato	Geologia, materiale di dilavamento, livello, variazione del livello forma della cuvetta
Struttura e condizione della sponda e della zona litorale	Geologia, materiale di dilavamento, livello, variazione del livello, vento, area dellago e forma, forma della cuvetta

Questi parametri idromorfologici caratterizzano diversi habitat delle zone lacustri, e nell'utilizzo del metodo, vengono presi in considerazione solo quelli che si riferiscono alla zona riparia, alla sponda, alla zona litorale e a quella pelagica-profonda. Di seguito vengono elencate le aree e gli habitat associati ad esse (Tab. 2.5).

Per quanto riguarda la relazione tra i parametri idromorfologici, gli habitat e le comunità biologiche sono necessari ulteriori approfondimenti, pur conoscendo la sensibilità dei diversi indicatori biologici ad alcune pressioni e impatti. In tabella 2.6 sono riportati i diversi tipi di impatti e il loro grado di influenza sulle diverse comunità bentoniche.

Va detto che queste pressioni non creano un preciso impatto, ma portano ad una maggiore probabilità di creare condizioni negative per le comunità. Le relazioni tra i nutrienti e le variabili idro-morfologiche riguarda solamente alcuni parametri: il tempo di rinnovo delle acque, la copertura vegetale dell'area riparia e le variazioni di livello.

Tab. 2.5 - Habitat delle zone lacustri e più prossime al lago.

Area	Habitat
Zona Riparia	Copertura vegetale (presenza di alberi, arbusti, erbe, prati brioefite, terreno nudo, acque stagnanti o vegetazione sommersa)
	Uso del suolo
	Presenza di specie aliene
	Caratteristiche della sommità della sponda lacustre
Riva esposta - Sponda	Altezza e pendenza, presenza di erosione
	Materiale predominante con presenza o meno di vegetazione
Riva esposta - Spiaggia	Tessitura del materiale costituente, pendenza, presenza di Modifiche, presenza di erosione o deposito
Zona Litorale	Substrato predominante e tessitura
	Recenti segni di sedimentazione sul substrato naturale
	Radici esposte sott'acqua
	Vegetazione sporgente dalla riva sulla superficie dell'acqua
	Rocce franate, sporgenti o appuntite
	Presenza di vegetazione (struttura), presenza di specie aliene
Zona pelagica e zona profonda	Qualità dell'acqua e del sedimento
	Habitat relativamente indipendenti dalle alterazioni

Tab 2.6 - Sintesi degli impatti sugli indicatori biologici (X=impattante; XX=fortemente impattante).

Parametri idromorfologici e fisici	Fitoplancton	Macrofite	Macrobenthos	Pesci
Linea di costa, struttura		X	X	X
Struttura area litorale		XX	XX	XX
Qualità e quantità del substrato		XX	XX	XX
Interrimento	X	X	X	X
Escursioni di livello	X	XX	XX	XX
Influenza acque sotterranee				
Tempo di residenza	X		X	X
Disturbi termoclinio, stabilità stratificazione	XX			
Meromissi			X	XX

2.5.1 Applicazione del metodo

Prima dell'uscita in campo si devono raccogliere informazioni base riguardanti il corpo lacustre che si va ad analizzare, e si fissato i punti di osservazione, detti HabPlot. In figura 2.5 e 2.6 sono riportate delle rappresentazioni schematiche di ogni singolo HabPlot, con la larghezza e la distribuzione delle diverse zone (riparia, sponda e litorale) e la sezione trasversale del punto di osservazione.

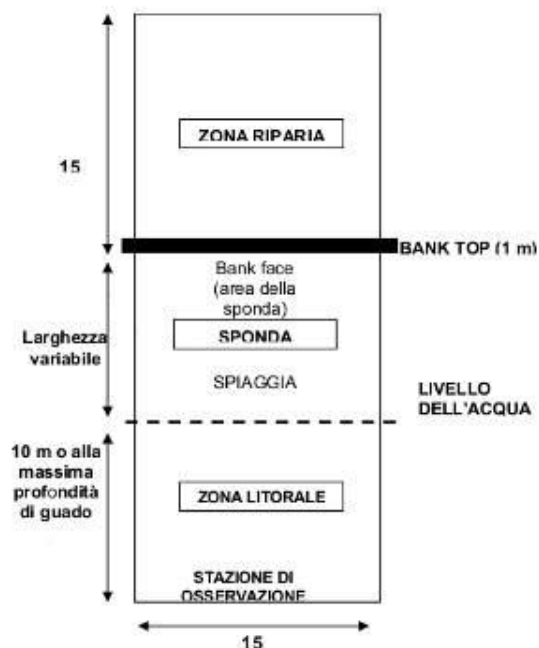


Fig. 2.5 - Stazione di osservazione di un HabPlot (modificato da Ciampittiello *et al.*, 2010).

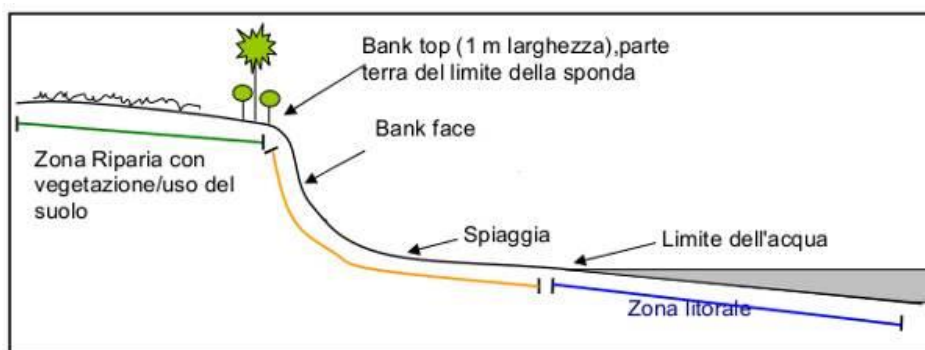


Fig. 2.6 - Sezione trasversale di un HabPlot (modificato da Ciampittiello *et al.*, 2010).

Il numero di questi punti varia a seconda della grandezza del lago: tra 0,3 e 14 Km² si posizionano 10 HabPlot equidistanti tra loro, mentre per laghi con superficie maggiore si posiziona un numero maggiore di punti di osservazione, in modo che siano distanti tra di loro un massimo di 4-4,5 Km. Il metodo viene applicato in campo tra luglio e settembre (in presenza di macrofite) e consiste nella raccolta di informazioni, che riguardano le zone prima citate (riparia, sponda e litorale). Oltre alle informazioni caratteristiche degli HabPlot si raccolgono informazioni tra i diversi punti.

La scheda applicativa è formata da diverse sezioni:

SEZIONE 1 - Informazioni di base: vengono raccolte le caratteristiche del lago e del bacino imbrifero (es: massima profondità, profondità media, area del bacino ecc.)

SEZIONE 2 - Caratteristiche degli HabPlot: si raccolgono valori percentuali delle diverse caratteristiche (es: materiale predominante del substrato, presenza di vegetazione, presenza di pressione antropiche ecc.) , distinte nelle tre diverse zone.

SEZIONE 3 - Valutazione sull'intero lago: come nella sezione precedente vengono raccolti valori percentuali di diverse variabili (es: presenza di aree umide, di attività ricreative, di strade o ponti ecc.) relative alla zona di passaggio tra un HabPlot e il successivo.

SEZIONE 4 - Idrologia: sono richieste informazioni riguardanti il regime idrico, le fluttuazioni di livello ecc.

SEZIONE 5 - Informazioni sul profilo della colonna d'acqua valutata nel punto di massima profondità.

SEZIONE 6 - Controllo di qualità del rilievo in campo: è una sezione di controllo finale, in cui si verifica che la scheda sia stata compilata nel modo giusto.

SEZIONE 7 - Ulteriori commenti: dove vengono inseriti possibili commenti (es: presenza di specie invasive importanti, caratteristiche fisiche non previste nella scheda di campo, ecc.)

Tutte le informazioni così ottenute vengono inserite in un database, che restituisce due indici:

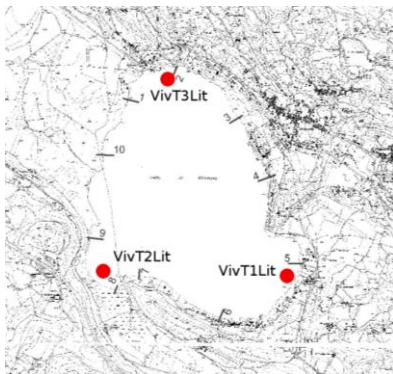
- LHMS (Lake Habitat Modification Score): indice di alterazione morfologica,
- LHQA (Lake Habitat Quality Assessment) indice di qualità idromorfologica (o di Habitat).

2.5.1 Influenza dell'idromorfologia sulla classificazione biologica

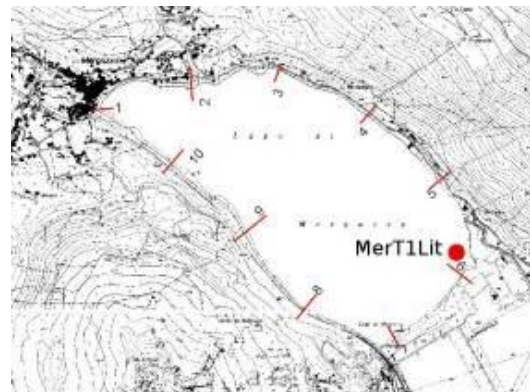
La fauna a macroinvertebrati è stata analizzata per evidenziare le possibili relazioni esistenti in presenza di attività antropica a livello della costa, valutando quali sono i parametri idromorfologici che maggiormente vanno ad influenzare la struttura di comunità.

In queste analisi sono stati considerati solamente i campioni relativi alla fascia litorale e in alcuni casi sublitorale (per gli invasivi), in quanto si ipotizza che siano quelle maggiormente colpite. Dapprima è stato analizzato solamente il L. di Viverone, in quanto risulta essere l'unico lago con più di un punto di campionamento nella zona litorale, mentre nelle analisi successive sono stati considerati tutti quei laghi che avevano campioni standardizzati (ossia, entrambe le campagne di campionamento) e presentavano siti posizionati nelle vicinanze degli HabPlot relativi all'applicazione del Lake Habitat Survey (Tab. 2.7, Fig. 2.7).

Queste condizioni hanno portato all'esclusione dalle analisi di due invasivi Sardi (Bidighinzu e Liscia) e di uno Piemontese (Morasco). I dati biologici sono rappresentati dalle abbondanze relative annuali, trascurando le specie rare, trasformate in radice quadrata prima dell'analisi per normalizzarne la distribuzione.



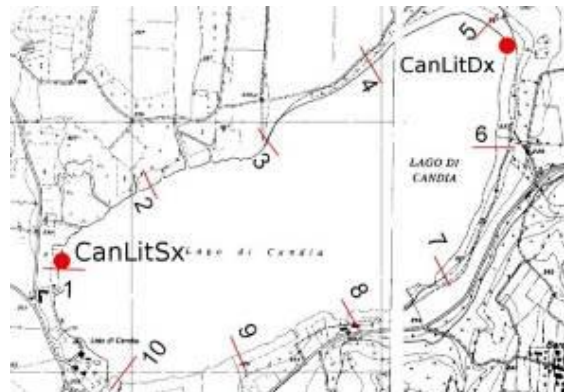
VIVERONE



MERGOZZO



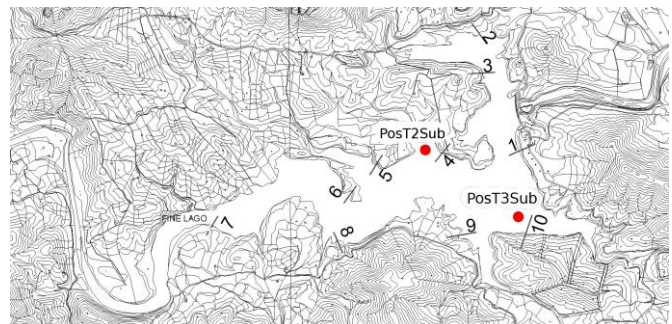
AVIGLIANA piccolo



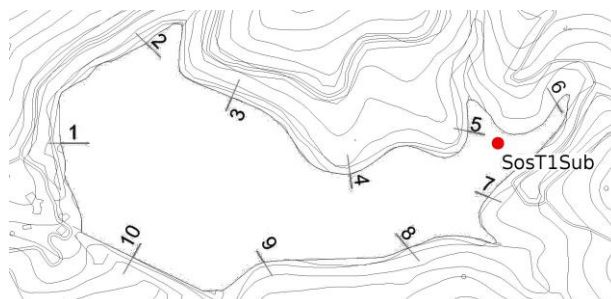
CANDIA



SIRIO



POSADA



MORASCO

Fig. 2.7 - Posizione dei punti di campionamento e degli HabPlot più vicini ad essi nei laghi oggetto di analisi.

Tab. 2.7 - Siti scelti per l'analisi e relativi Habplot.

Lago	Stazioni	N° di Habplot
Viverone	VivT1Lit	5
	VvT2Lit	8
	VivT3Lit	2
Mergozzo	MerT1Lit	6
Avigliana	AvT1Lit	3
Candia	CanLitSx	1
	CanLitDx	5
Sirio	SirT1Lit	6
Posada	PosT2Sub	4
	PosT3Sub	10
Sos Canales	SosT1Sub	5

I parametri derivati dall'applicazione dell'LHS sono stati inizialmente scremati eliminando le caratteristiche che presentavano valori uguali per tutte le stazioni e successivamente trasformati in logaritmo. Sono stati considerati i due Indici derivati dall'applicazione dell'LHS, l'LHMS (*Lake Habitat Modification Score*) e l'LHQA (*Lake Habitat Quality Assessment*) e il BQIES (Indice di Qualità Bentonico - Rossaro *et al.*, 2013), per valutare come la comunità bentonica risponde ad essi, nonché altri Indici di diversità e di ricchezza biologica: Shannon, Simpson, Pielou, Margalef e Menhinck. Anche i valori di questi Indici sono stati trasformati in logaritmo prima delle analisi. Oltre alle caratteristiche relative ad ogni HabPlot sono state utilizzate le abbondanze relative annuali delle specie della sola fascia litorale, previa esclusione delle specie rare. I dati biotici sono stati quindi trasformati in radice quadrata. Nelle prime due analisi sono stati considerati i valori di abbondanza, rapportati con le variabili idro-morfologiche, e, in una seconda analisi, i valori degli indici idro-morfologici e il BQIES per mettere in luce se il BQIES è in grado di fornire una valutazione ecologica analoga a quanto derivato dall'LHS. Successivamente, in una terza analisi, sempre tramite CCA, si è cercato di trovare delle relazioni fra aspetti biologici (valutati come abbondanze relative), differenti metriche basate sugli aspetti biologici (Indici di diversità, di equitabilità, di dominanza) e gli indici idro-morfologici forniti dall'applicazione dell'LHS (LHMS e LHQA). In questo caso sono stati analizzati tutti i laghi, anche quelli scartati nelle analisi precedenti, e le abbondanze sono state considerate nel loro insieme, senza scartare le specie rare.

Il caso del Lago di Viverone

Il L. di Viverone è stato trattato in modo più approfondito rispetto agli altri laghi, in quanto, essendo il più esteso, ha richiesto la raccolta di campioni in molti più punti.

In questo modo è stato possibile trattare questo lago come caso singolo, in quanto i dati raccolti hanno permesso di effettuare analisi esaustive. In più è stato possibile effettuare confronti tra fasce, cosa non possibile con gli altri laghi in quanto presentano solamente uno o al massimo due punti per fascia campionata.

Per l'esecuzione delle analisi statistiche, sono stati presi in considerazione alcuni parametri chimici quali: TP, TN, alcalinità (Alc) e % saturazione ossigeno (%O₂), in quanto maggiormente correlati con le caratteristiche biologiche. Altri parametri, quali la temperatura, la profondità del lago e di campionamento, l'area del lago e l'altitudine, sono stati esclusi dalle analisi dato che erano uguali per tutte le stazioni, e risultavano quindi ininfluenti per questo tipo di analisi. Per quanto riguarda i parametri derivati dall'applicazione dell'LHS, si è proceduto ad una eliminazione dei valori che risultavano uguali nei tre punti di campionamento, in quanto anch'essi ininfluenti. Tutti i dati abiotici sono infine stati trasformati in logaritmo prima dell'analisi per normalizzarne la distribuzione. I dati sono stati quindi elaborati tramite CCA (Analisi Canonica della Correlazione) e test di Monte Carlo utilizzando il programma di elaborazione statistica CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002). Infine, è stato considerato il BQIES (Indice di Qualità Bentonico, Rossaro *et al.*, 2013) per valutare se le pressioni antropiche presenti lungo la costa potessero influenzare i valori dell'Indice. Sono state eseguiti due tipi di analisi. Nella prima sono stati considerati i dati biotici, i dati chimici delle acque e le variabili dell'LHS, mentre nella seconda sono stati eliminati i dati della chimica delle acque, ed è stato introdotto il BQIES.

Chapter 3: RESULTS

HYDROCHEMISTRY

At mixing, the dissolved oxygen was distributed vertically, showing high values at surface, sometimes reaching the saturation (Sirio 127%), and decreasing values with depth. An exception was represented by the very low values reached in L. Viverone (2%). On the contrary, L. Morasco showed an increase of oxygen in the deep zone (124%). Regarding the Sardinian reservoirs, they showed lower values of oxygen at surface, and never reached anoxia or hypoxia in the profundal. During stratification, the oxygen content of all lakes showed again a decrease moving towards the maximum depth, with very low values in lakes Bidighinzu (3%), Sos Canales (2%) and Liscia (1%).

The opposite trend was observed in all lakes for total phosphorus (TP) at mixing, with profundal values ranging from 2 µg/l in L. Morasco to 417 µg/l in L. Bidighinzu. During stratification, in L. Mergozzo the TP amount remained similar to that at mixing, all the other lakes showed the same trend, but with higher values, in some cases doubling or tripling their values as in lakes Bidighinzu e Liscia (1081 and 174 µg/l, respectively). At mixing, total nitrogen (TN) in the Piedmontese lakes showed a steady trend from surface to the bottom, with higher values in lakes Candia (2.5 mg/l) and smaller Avigliana (2.1 mg/l). Conversely, the Sardinian reservoirs showed an increase of nitrogen towards the deep zone with the highest value in L. Bidighinzu (> 3 mg/l). During stratification, TN increased with depth, with the exception of L. Morasco, where TN decreased. In the same period, the Sardinian reservoirs showed TN values higher than those of Piedmont lakes.

At the same time, were collected also data on mean annual chlorophyll *a* concentrations and transparency, used to estimate the lake quality status in accordance with the OECD methodology. The results indicated that the lakes under study cover a wide trophic spectrum, from ultra-oligotrophic (L. Morasco) to hyper-trophic (L. Bidighinzu) lakes. In particular, the Sardinians reservoirs have higher trophic status than the Piedmontese lakes, which never reached hyper-eutrophy.

GRAIN SIZE AND CHEMICAL SEDIMENT ANALYSIS

Values obtained by chemical and grain size sediment analysis were averaged to get an overall picture of the various annual components for each lake. The reservoirs (both Sardinian and the

Piedmontese one) had a low water content respect to natural lakes. In particular, L. Morasco presented the lower values (38%). Organic matter content was greater in natural lakes than in reservoirs, with higher values in lakes Candia (48%) and Sirio (35%), while in the other lakes the values are <20%, with L. Morasco presenting the lowest percentage (3 %).

Carbonates were higher in lakes Viverone, Morasco, and Avigliana piccolo. Regarding grain size analysis, fine sand showed higher values, followed by silt and clay. In particular, in L. Morasco occurred the lowest values of fine sand (60%). Silt content ranged from 21% in L. Candia to 6% in L. Sirio, while clay content from 20% in L. Morasco to 1% in L. Liscia.

MACROINVERTEBRATE FAUNA

Sixty-four samples and 192 replicates were collected during two sampling campaigns, and 12799 individuals were identified to species level, when possible. The organisms collected belonged to 36 families and 7 classes: Arachnida, Bivalvia, Clitellata, Gastropoda, Insecta, Turbellaria and Malacostraca.

The greatest number of organisms was taken in L. Sos Canales (6537 individuals), while the lowest in L. Bidighinzu (153 individuals). Mergozzo and Viverone lakes had the greater number of taxonomic entities, respectively 49 and 43 taxa, while Liscia and Bidighinzu lakes presented very few (14 and 12 taxa, respectively).

Considering relative abundances, *Tubifex tubifex* with values of 36% and *Limnodrilus Hoffmeister* with 20% were classified as abundant. There were no very common species, and only one common: *Chaoborus flavicans* with an abundance of 6%. The major part of the fauna was constituted by sparse species (139 taxa, including: *Potamothenis hammoniensis*, *Procladius choreus*, *Spirosperma ferox*, *Ilyodrilus templetoni* and *Tanytarsus* sp.).

With respect to frequency, 26 species were considered ubiquitous (*Tubifex tubifex*, *Limnodrilus Hoffmeister* and *Chaoborus flavicans*, *Chironomus plumosus*, *Cladopelma laccophila*, *Ablabesmyia longistila*, *Valvata piscinalis*, *Dugesia tigrina* and *Bezzia* sp.). The very frequent species were 15 (6 Oligochaeta, 8 Chironomidae and 1 Ephemeroptera), while frequent taxa were 25. Rare species represent the major part of the community (76 taxa).

In all the lakes, macroinvertebrates mainly consisted of Diptera Chironomidae and Oligochaeta (with values up to 80% and >90%, respectively). Even the family Chaoboridae presented high relative abundances (from 20% to 50%), but only in 3 lakes (Avigliana piccolo, Candia and Sirio).

Oligochaetes dominated the community of lakes Mergozzo (70%), Viverone (70%) and Sos Canales (about 98%), while the largest Chironomids relative abundances were found in lakes Morasco (58%), Bidighinzu (60%), Posada (62%) and Liscia (78%).

Obviously, densities followed the same pattern of the relative abundances, but it is important to emphasize the values obtained in the different lakes: higher Oligochaeta mean annual densities were found in lakes Mergozzo (2400 ind/m²), Viverone (900 ind/m²) and Sos Canales (20000 ind/m²). Conversely, lakes Candia and Sirio showed higher Chaoboridae mean annual densities (900 and 550 ind/m², respectively), while L. Avigliana piccolo had quite similar mean annual densities for Oligochaeta, Chironomidae and Chaoboridae, and relatively high densities of bivalves, and gastropods.

BIOLOGICAL INDICES

The Shannon-Weaver and Pielou Indices showed high values in lakes Mergozzo, Avigliana piccolo and Morasco, while the lowest values belonged to L. Sos Canales (0.81 and 0.25, respectively). The Simpson Index had an opposite trend, with the lowest values belonging to L. Viverone (0.10), and the higher values to L. Sos Canales (0.54). According to the Margalef Index, the richest lakes were Mergozzo (7.62) and Viverone (6.55), while the poorest Morasco (3.22) and Bidighinzu (3.02) lakes. Finally, Menhinick Index showed higher richness in lakes Avigliana piccolo (2.27) and Mergozzo (2.10), while lower values in lakes Morasco (1.28) and Sos Canales (0.58).

The Wiederholm Index exhibited decreasing values with depth, where the environment was exposed to nutrient enrichment and hypoxia, so that only tolerant taxa were found (Oligochaeta). The only lake deviating from this trend was L. Morasco showing increasing values.

BQIES

The BQIES Index presented the highest value in L. Mergozzo (0.52), and the lowest value in L. Sirio (0.22). BQIES values were also used, together with data coming from the national lake monitoring carried out in the period 2009-2011, for the validation of the BQIES itself. Considering the deep lakes (AL-3, AL-6, ME-4, ME-5 types) only, the Index showed a good separation between lakes with high and low oxygen bottom content, so that L. Mergozzo was chosen and considered as reference

site because of its high BQIES value. In fact, this lake could be considered slightly altered, as a whole.

In the case of deep lakes, the reference value was chosen by averaging the two highest values, and the threshold value separating the class good from the class moderate was set at 0.40. Subsequently, the other class limits were chosen so as to divide the interval into equal parts, and it was then prompted to be inserted in the Italian Classification Law Decree 260/2010. Currently, for the remaining lake types it was not possible to identify any significant relationships since the number of lakes, sampled with standard methodology, was too low.

LAKE HABITAT SURVEY

LHMS (Lake Habitat Modification Score) was greater in the reservoirs because they are less anthropically altered, in fact the only significant impact is represented by the dam. LHQA (Lake Habitat Quality Assessment) was higher in natural lakes and lower in the reservoirs (excluding L. Liscia, which has one of the highest values among all lakes). L. Viverone showed higher LHQA, and seemed to be highly natural, but it showed higher LHMS values as well, because the littoral zone is significantly altered. L. Mergozzo seemed to be the lake in the best hydro-morphological conditions, since it has the lowest LHMS and quite high LHQA.

INFLUENCE OF GRAIN SIZE, CHEMICAL SEDIMENT ANALYSIS, AND HYDROCHEMISTRY ON MACROINVERTEBRATES

Fine sand, silt and clay fractions showed a significant relationship ($p < 0.05$) with depth. The fine sand tended to increase with depth in contrast to silt and clay. Granulometry significantly affected Chironomidae and Oligochaeta richness, so the increase in fine sand negatively controlled their number of species. On the contrary, seasonality and organic matter content did not affect macroinvertebrate community.

Considering hydro-chemistry, there was a positive relation between oxygen content and Chironomids densities, while it is not influential on Oligochaetes. Oxygen and TP content significantly influenced Chironomidae and Oligochaeta richness. They showed a contrasting influence: in fact, an increase in oxygen favored their number of species, while an increase in TP contributed to their decline.

INFLUENCE OF HYDROMORPHOLOGY ON MACROINVERTEBRATES

In the first CCA run densities of the most abundant species were used, together with hydromorphological features. The total variance explained was 54%. Axis 1 explained 34% of the total variance and showed the separation between natural shoreline characteristics (e.g. vegetation bank cover, presence of spontaneous vegetation or forests) from anthropogenic ones (e.g. reinforced shores, presence of residential and commercial areas). Axis 2 explained 20% of the total variance, and was related to substrate, separating bare ground from all other substrates. Lakes were then separated on the basis of sediment texture, and of the presence of large trees and bushes.

In the second run, species densities were used, together with hydro-morphological synthetic Indices (LHMS, LHQA), and the Benthic Quality Index (BQIES). LHQA was the only significant variable. The variance explained by the first two axes is equal to 88%, showing an opposite trend between hydro-morphological and BQIES Indices. Lake Viverone presented a positive relation with the LHQA Index, while the LHMS Index is positively related with L. Candia and negatively with lakes Mergozzo, Sirio and Avigliana piccolo.

In the third CCA run, were analyzed species densities, LHMS and LHQA Index and the many diversity, richness and equitability Indices. LHQA was the only significant variable. The total variance explained by the first two axes was 38%. Axis 1 explained 21% of the total variance and was positively related to all the richness and biodiversity Indices, except for the Simpson Index. Natural lakes have greater diversity and richness Indices than reservoirs. Axis 2 explained 17% of the total variance, and is positively related to LHQA. Natural lakes have greater LHQA values.

Between the hydro-morphological Indices, LHQA was mostly related to macroinvertebrates-based metrics.

Capitolo 3: RISULTATI

3.1 ANALISI CHIMICA DELLE ACQUE

In tabella 3.1 vengono riportati i dati relativi ai principali parametri chimici delle acque (TP, TN e %O₂) per ogni punto di campionamento e per le due stagioni di campionamento. I dati completi sono riportati in allegato 1.

Tab. 3.1 - Valori di O₂, TP e TN nei punti di campionamento, nei due periodi di campionamento.

LAGO	SITO	Profondità (m)	Circolazione			Statificazione		
			% O ₂	TP (µg/l)	TN (mg/l)	% O ₂	TP (µg/l)	TN (mg/l)
Avigliana	AvT1Lit	2	97,1	11	2,5	96,3	7	1,7
Avigliana	AvT1Sub	12,5	3,4	17	2,3	3	41	3,5
Candia	CanLitSx	1,2	107,5	14	2,1	66	25	--
Candia	CanLitDx	1,3	107,5	14	2,1	66	25	--
Candia	CanLitCe	8,3	35,2	55	2,01	60	43	--
Mergozzo	MerT1Lit	5	98,5	4	0,8	113,5	3,5	0,74
Mergozzo	MerT1Sub	12	99	4	0,8	117	4	0,72
Mergozzo	MerT1Pro	70	77	4	0,8	49	4	0,82
Sirio	SirT1Lit	1,5	127,7	19	0,7	100,1	10	1,2
Sirio	SirT1Sub	14	25,1	26	1,3	2,8	11	0,4
Sirio	SirT1Pro	44	3	120	1,6	2,4	176	2,4
Viverone	VivT1Lit	1,2	74	16	0,56	94,39	15	0,45
Viverone	VivT1Sub	14	23	123	0,77	85,79	15	0,42
Viverone	VivT1Pro	40	16	143	0,96	86,38	15	0,44
Viverone	VivT2Lit	1,2	81	15	0,58	101,47	16	0,5
Viverone	VivT2Sub	16	29	136	0,72	5,43	70	0,5
Viverone	VivT2Pro	42	2	241	1,09	84,08	23	0,41
Viverone	VivT3Lit	1,2	97	28	0,82	92,91	24	0,43
Viverone	VivT3Sub	14	26	182	0,79	82,19	16	0,42
Viverone	VivT3Pro	33	32	123	0,77	6,67	144	0,75
Morasco	MorT1Sub	12	113,6	2	0,25	78,95	5	0,23
Morasco	MorT1Pro	30	124,2	2	0,2	76,56	3	0,21
Bidighinzu	BidT1Sub	9	68	319	2,875	--	--	--
Bidighinzu	BidT1Pro	26	47	417	3,165	3	1081	4,29
Liscia	LisT1Sub	9,4	83	30	1,173	--	--	--
Liscia	LisT1Pro	56	69	41	1,413	1,1	174,07	1,77
Liscia	LisT2Pro	21	80	33	1,201	8,35	36,7	1,35
Posada	PosT1Sub	10	91	68	1,956	72	42,28	1,23
Posada	PosT1Pro	23	91	59	1,921	62,55	42,28	1,23
Posada	PosT2Sub	10	91	68	1,956	72	42,28	1,23
Posada	PosT3Sub	15	91	59	1,921	67,27	42,28	1,23
Sos Canales	SosT1Sub	10,5	84	48	1,18	29	64	1,37
Sos Canales	SosT1Pro	36,5	80	41	1,192	2	64	1,37

Nel campionamento primaverile l'ossigeno disciolto, espresso come percentuale di saturazione (%O₂), si distribuisce verticalmente, mostrando valori elevati nella zona superficiale, che superano a volte il livello di saturazione. Il valore più elevato si ha nel L. Sirio, dove raggiunge concentrazioni

pari al 127%. Mano a mano che si scende in profondità i valori diminuiscono, raggiungendo anche concentrazioni estremamente basse, come nel L. Viverone (2%). Alcuni laghi si scostano da questo andamento, come il L. di Mergozzo, che subisce solo una leggera diminuzione scendendo verso la zona profonda, toccando valori pari al 77%, e il L. di Morasco, nel quale invece si nota una controtendenza verso l'aumento (124%). Gli invasi sardi presentano tutti una situazione simile, in quanto hanno valori di saturazione di ossigeno più bassi in superficie, ma non raggiungono mai valori prossimi all'anossia nella zona profonda, come si riscontra invece nei laghi Piemontesi.

Nel periodo di stratificazione i valori di ossigeno nei laghi piemontesi seguono l'andamento visto nel periodo di circolazione, con una diminuzione del valore andando verso la massima profondità. I valori nel loro complesso sono minori in autunno, rispetto a quelli riscontrati in primavera, tranne nei laghi Mergozzo e Viverone, dove nella zona litorale si possono trovare valori più alti. Anche nel L. di Morasco, dove in circolazione si raggiungeva la saturazione, si trovano concentrazioni più basse. Anche per gli invasi sardi si assiste ad un calo del contenuto d'ossigeno a livello della zona profonda. I valori, in questa fascia, in primavera erano sempre maggiori del 50%, mentre in autunno, alla stratificazione, si sono riscontrate concentrazioni nettamente inferiori, e molto simili a quelle trovate nei laghi piemontesi: Bidighinzu 3%; Liscia 1% e Sos Canales 2%.

Nei laghi Candia, Sirio e Viverone, il fosforo totale (TP) alla circolazione, aumenta andando verso la zona profonda. I laghi Mergozzo e Morasco presentano le concentrazioni più basse (4 µg/l nel primo e 2 µg/l nel secondo), concentrazioni che rimangono costanti scendendo in profondità, mentre il L. di Avigliana Piccolo presenta valori intermedi, rispetto a tutti i laghi Piemontesi studiati. Concentrazioni elevate si trovano nei laghi Sirio (176 µg/l) e Viverone (144 µg/l) nella zona profonda. Il L. Bidighinzu mostra i valori più elevati, sia nella zona sublitorale che in quella profonda, rispettivamente di 319 e 417 µg/l. I rimanenti invasi sardi presentano concentrazioni abbastanza simili alle due profondità, ma nella zona profonda non raggiungono mai i valori elevati che si ritrovano nei laghi Bidighinzu, Viverone e Sirio. Durante il periodo autunnale, in stratificazione, solamente nel L. di Mergozzo, la quantità di fosforo totale resta simile a quello riscontrato in primavera alla circolazione. Per gli altri laghi piemontesi invece si assiste ad un aumento dei valori di questa componente andando verso la zona profonda, ad eccezione del L. di Morasco, in cui è presente una concentrazione maggiore a livello della zona sublitorale. Nel L. di Viverone sono presenti in quasi tutti i punti di campionamento valori minori rispetto alla circolazione. In due invasi sardi, i laghi Bidighinzu e Liscia, si assiste ad un netto aumento di fosforo, con valori doppi, o addirittura tripli, rispetto a quelli riscontrati in primavera

(rispettivamente 1081 e 174 $\mu\text{g/l}$), mentre nel L. Sos Canales questo incremento non è così eclatante. Al contrario, nel L. Posada si ha una leggera diminuzione dei valori, rispetto agli altri invasi.

L'azoto totale (TN) è dato dalla somma delle concentrazioni di azoto ammoniacale (NH_4), azoto nitroso (NO_3) e azoto organico. Nei laghi di Avigliana piccolo, Candia, Mergozzo e Morasco l'azoto totale presenta un andamento abbastanza costante dalla superficie fino al fondo, anche se con valori differenti: fra i laghi piemontesi, i laghi Candia e Avigliana piccolo presentano i valori maggiori (rispettivamente 2,5 e 2,1 mg/l). I laghi Viverone e Sirio invece, mostrano un aumento di questa variabile, andando verso la zona profonda. Lo stesso andamento si nota negli invasi sardi, ma con valori molto più elevati. Il lago con il più alto contenuto di azoto totale è il L. Bidighinzu, con valori >3 mg/l a livello del fondo. Anche durante la stagione autunnale, la tendenza è quella ad un aumento dalla zona litorale a quella profonda, ad eccezione del L. di Morasco, nel quale invece l'azoto diminuisce. Gli invasi sardi presentano una quantità di azoto totale maggiore rispetto ai laghi piemontesi, con il L. Bidighinzu che raggiunge livelli anche molto elevati di questo elemento (4,3 mg/l nella zona profonda). Tra i laghi piemontesi il L. di Avigliana piccolo ha i valori più elevati (3,5 mg/l nella zona profonda).

Oltre alle principali variabili viste sopra, sono state raccolte anche informazioni riguardanti la concentrazione media annuale di clorofilla a (Chl) e la trasparenza media annuale (valutata in campo con il Disco Secchi) che sono le variabili utilizzate sin dai primi anni '80 per una stima dello stato ecologico fisico-chimico di un lago. Nel 1982, l'Organization for Economic Cooperation and Development (OECD, 1982) ha tentato di costruire degli andamenti di distribuzione per le principali componenti lacustri legate allo stato trofico (fosforo totale, clorofilla a e trasparenza), nel tentativo di chiarire le definizioni di classe trofica, usate comunemente in limnologia, e i rispettivi limiti di classe. In questo modo è stato possibile legare delle definizioni puramente teoriche a dati quantitativi. Questo sistema a limiti fissi propone i seguenti valori distintivi per classificare i laghi (Tab. 3.2). Ovviamente è un sistema soggetto ad arbitrarietà ed esiste il pericolo che i limiti vengano applicati in modo rigido. I valori medi annui delle tre componenti citate sopra per tutti i laghi oggetto di studio sono riportati in tabella 3.3. I risultati indicano che i laghi coprono un ampio spettro trofico: dalla ultra-oligotrofia del L. di Morasco all'iper-trofia del L. Bidighinzu. In particolare, tutti i laghi sardi presentano stato trofico più elevato rispetto ai laghi Piemontesi, i quali non raggiungono mai l'iper-eutrofia.

Tab. 3.2 - Limiti di classe proposti per le diverse categorie trofiche.

	TP (mg/m ³)	Chl <i>a</i> (mg/m ³)	Trasparenza (m)
Ultra-oligotrofi	≤ 4,0	≤ 1,0	≥ 12
Oligotrofi	≤ 10,0	≤ 2,5	≥ 6
Mesotrofi	10-35	2,5-8	6-3
Eutrofi	35-100	8-25	3-1,5
Ipereutrofi	≥ 100	≥ 25	≤ 1,5

Tab. 3.3: Valori medi annui di TP, Chl *a* e trasparenza, dei laghi oggetto di studio, e relativa classificazione trofica.

	TP (mg/m ³)	Chl <i>a</i> (mg/m ³)	Trasparenza (m)	
Morasco	2,20	0,36	7,33	Ultra-oligotrofo
Mergozzo	4,60	1,98	7,50	Oligotrofo
Avigliana piccolo	18,56	2,17	4,17	Oligo-mesotrofo
Sirio	41,07	3,70	5,03	Meso-eutrofo
Viverone	80,13	3,42	5,62	Meso-eutrofo
Liscia	41,97	6,73	3,04	Meso-eutrofo
Candia	27,70	11,02	2,74	Eutrofo
Posada	37,44	7,35	1,97	Eutrofo
Sos Canales	31,67	6,66	2,80	Eutrofo
Bidighinzu	259,16	14,67	0,89	Iper-eutrofo

Infine, si è eseguita un'analisi multivariata (CCA) considerando le principali variabili fisico-chimiche generalmente legate alla distribuzione dei macroinvertebrati ed escludendo quelle correlate fra loro, la profondità e la densità delle specie macrobentoniche (Fig. 3.1). La varianza totale spiegata è pari al 58%. L'asse 1 spiega il 32% della varianza totale, ed è legato positivamente con la profondità e negativamente con temperatura, pH e ossigeno. In particolare, si nota che all'aumento della profondità, temperatura, pH e ossigeno diminuiscono. I corpi lacustri legati a maggiori quantità di ossigeno sono i laghi di Mergozzo e Morasco. L'asse 2 spiega, invece, il 26% della varianza totale, ed è legato ai nutrienti, in particolare al TP. I laghi che presentano i valori più elevati di questo elemento risultano essere gli invasi sardi, in particolare Bidighinzu e Liscia, e il L. di Viverone fra i piemontesi.

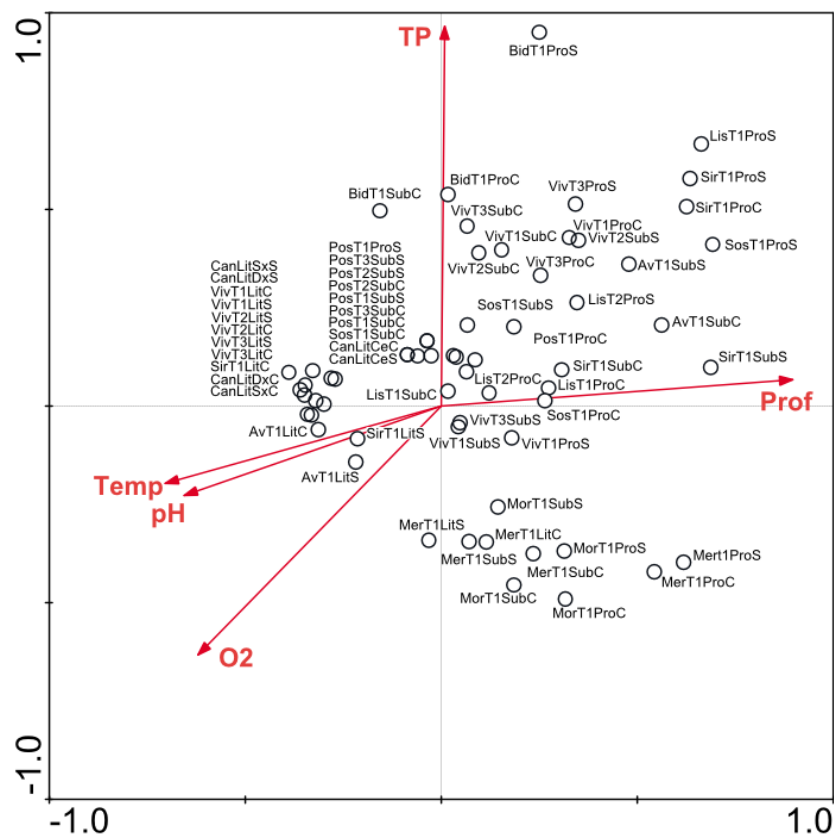


Fig. 3.1 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA (densità, variabili fisico-chimiche delle acque e profondità). La distribuzione delle specie non viene riportata.

3.2 ANALISI CHIMICA DEI SEDIMENTI E ANALISI GRANULOMETRICA

I valori ottenuti dall'analisi chimica dei sedimenti e dall'analisi granulometrica sono stati mediati per ottenere un quadro generale annuale delle varie componenti. I risultati sono espressi come percentuali. Nell'analisi chimica dei sedimenti sono stati riportati in grafico solamente quelli di sostanza organica e carbonati, omettendo la sostanza minerale, in quanto questa è stata ottenuta mediante sottrazione delle percentuali di sostanza organica e carbonati.

3.2.1 Confronto tra fasce

Sono stati confrontati i dati di contenuto d'acqua, delle analisi chimiche dei sedimenti e della granulometria, relativi alle tre fasce campionate (litorale, sublitorale e profonda) nei laghi dove queste erano presenti. I valori sono espressi come percentuali, e dove sono presenti più stazioni appartenenti alla stessa zona, i valori sono stati mediati.

Zona litorale

Questa zona, come già accennato in precedenza, è stata analizzata nei soli laghi naturali che presentavano substrato di tessitura adatta al campionamento tramite draga.

Il contenuto d'acqua nei sedimenti della zona litorale si presenta variabile: da un minimo di 61% del L. di Mergozzo ad un massimo di 93% del L. Sirio. Il L. di Mergozzo è anche il lago che presenta maggior variabilità tra replicati, con percentuali che vanno da 31% a 91%. Tutti i laghi, ad esclusione del L. di Mergozzo, presentano un contenuto d'acqua sempre superiore all'80%.

La sostanza organica è molto abbondante nei laghi Candia e Sirio, rappresentata da valori superiori a 40%, mentre i laghi Mergozzo, Viverone e Avigliana piccolo presentano valori inferiori a 30%. In quest'ultimo lago e nel Viverone sono molto abbondanti i carbonati, mentre nel resto dei laghi questa componente è scarsa, con valori inferiori al 2%.

Per quanto riguarda le analisi granulometriche si nota che la sabbia fine rappresenta la frazione maggiormente rappresentata, con valori compresi tra 73% e 86%. Il limo rappresenta la seconda frazione per importanza in tutti i laghi, seguita dall'argilla con percentuali inferiori a 8% (Fig. 3.2).

La seconda parte del grafico in figura 3.1 mostra le tre frazioni granulometriche distinte. Va ricordato che la somma delle tre frazioni di ogni lago dà come somma il 100%. Nella parte sinistra ho quindi i valori di scala più elevati, al centro valori intermedi e nella parte sinistra i valori più bassi.

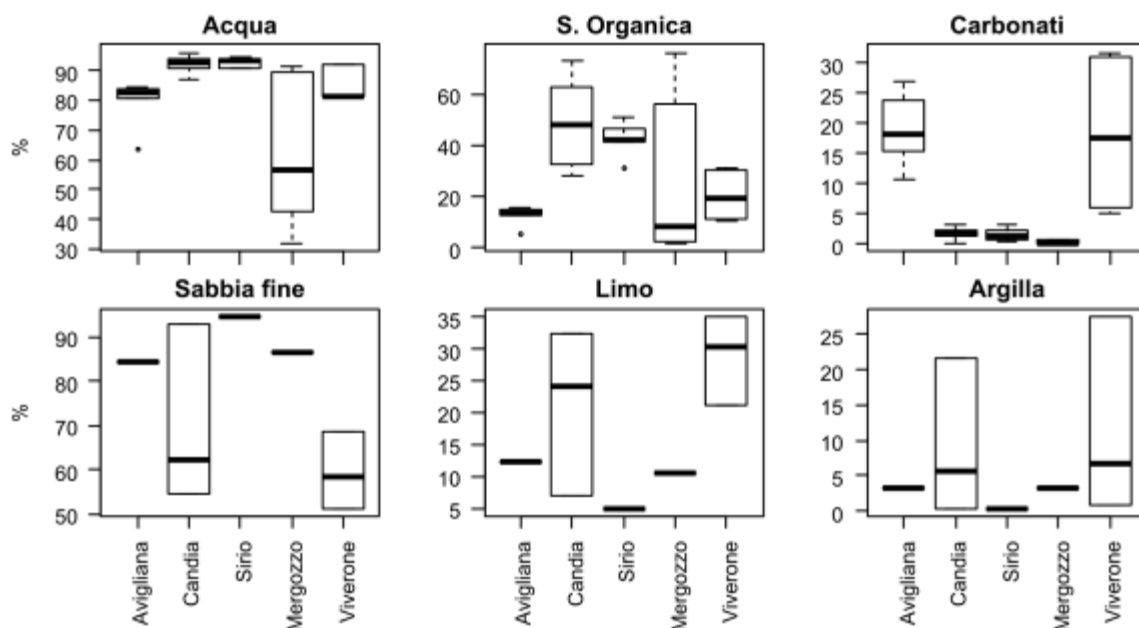


Fig. 3.2 - Zona litorale: alto - contenuto percentuale d'acqua, di sostanza organica e di carbonati; basso - composizione granulometrica percentuale.

Zona sublitorale

Anche i sedimenti della zona sublitorale presentano un contenuto d'acqua molto diversificato, con gli invasi che presentano sempre un contenuto d'acqua minore. In particolare, il valore più basso si è riscontrato nel L. di Morasco (26%) e il più elevato nel L. Sirio (95%).

Anche la quantità di sostanza organica è molto variabile (da 2% nel L. di Morasco a 38% nel L. Sirio), e la sua quantità rimane sempre maggiore rispetto ai carbonati, in tutti i laghi, ad eccezione dei laghi di Avigliana piccolo e Morasco. In particolare, i carbonati di questi due laghi presentano concentrazioni più elevate (rispettivamente pari a 20% e 16%) rispetto a tutti gli altri laghi.

I risultati dell'analisi granulometrica mostrano che la sabbia fine supera sempre il 70%, con valori estremi pari a 95% nel L. Liscia. In tutti i laghi il limo è maggiore rispetto all'argilla, eccetto che nel L. Bidighinzu dove le due frazioni sono pressoché presenti in ugual misura (limo 14%, argilla 15%), ma l'argilla risulta avere la concentrazione maggiore tra tutti i laghi. Il valore minore si ha invece nel L. di Viverone (<1%), mentre la maggior quantità di limo si ha nel L. Sos Canales (23%) ed i valori più bassi nel L. Sirio (5%) (Fig. 3.3).

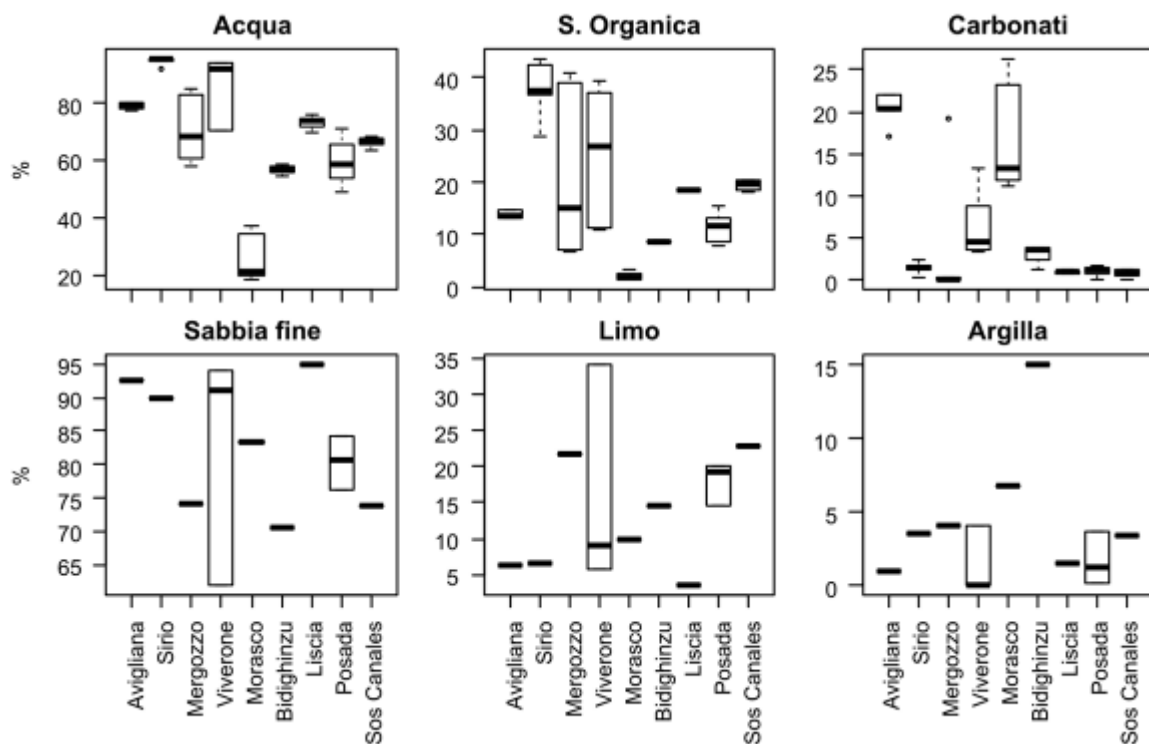


Fig. 3.3 - Zona sublitorale: alto - contenuto percentuale del contenuto d'acqua di sostanza organica e di carbonati; basso - composizione granulometrica percentuale.

Zona profonda

Come nella zona sublitorale, anche in quella profonda la quantità d'acqua risulta minore negli invasi, in particolare il L. di Morasco presenta la percentuale minore (47%), mentre il valore massimo si riscontra invece nel L. Sirio (91%). La concentrazione di sostanza organica è molto simile nelle due tipologie lacustri (naturali e fortemente modificati), con valori massimi pari a 25% nel L. Sirio, mentre il L. di Morasco presenta valori nettamente inferiori (4%). I carbonati risultano avere valori minori rispetto alle altre due componenti (< 7%), ma anche in questo caso il L. di Morasco risulta differente dagli altri laghi, in quanto i carbonati risultano avere una concentrazione maggiore di carbonati rispetto alla sostanza organica. Dall'analisi granulometrica risulta che tutti i bacini, ad eccezione dei laghi Morasco e Sos Canales, presentano lo stesso andamento, con percentuali elevate di sabbia fine (valori compresi tra 88% nel L. liscia e 98% nel L. Posada), seguita dal limo (valori compresi tra 1% del L. Posada e 11% del L. Liscia) e dall'argilla (0,5% nel L. Posada e 1,5% nel L. Bidighinzu). Il L. d Morasco presenta valori simili delle tre componenti (sabbia fine 37%, limo 31%, argilla 32%) (Fig. 3.4). Anche in questo caso nella parte bassa del grafico sono riportate le frazioni granulometriche distinti, la cui somma per i diversi laghi dà il valore del 100%. Nella parte sinistra ho quindi i valori di scala più elevati, al centro valori intermedi e nella parte sinistra i valori più bassi.

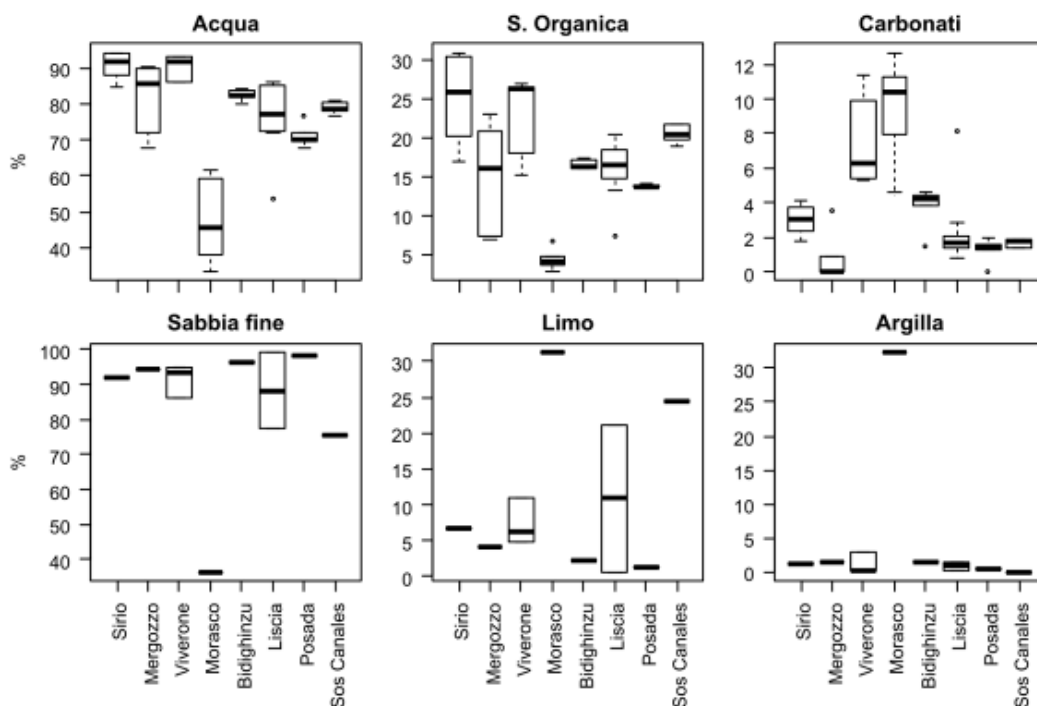


Fig. 3.4 - Zona profonda: alto - contenuto percentuale del contenuto d'acqua di sostanza organica e di carbonati; basso - composizione granulometrica percentuale.

Infine, è stato eseguito un confronto valutando ogni lago nel suo complesso, senza considerare la distinzione tra fasce. Anche in questo caso i valori sono stati mediati per le varie componenti sui singoli replicati. Risulta evidente che gli invasi (sia quelli sardi che l'unico piemontese) presentano un contenuto d'acqua minore rispetto ai laghi naturali. In particolare, il L. di Morasco presenta il contenuto d'acqua minore (38%). Anche la sostanza organica è presente in quantità superiori nei laghi naturali rispetto agli invasi, ad esclusione del L. di Avigliana piccolo che presenta valori paragonabili. La quantità maggiore di sostanza organica è presente nei laghi Candia (48%) e Sirio (35%), mentre negli altri laghi i valori risultano < 20%. I carbonati hanno concentrazioni minori rispetto alle altre componenti, con valori che vanno da 20% nel L. di Avigliana piccolo a 1% nel L. Sos Canales. I laghi di Avigliana piccolo, Viverone e Morasco sono quelli che presentano il contenuto maggiore in carbonati. Anche l'analisi granulometrica rispecchia quanto detto nelle precedenti analisi, con la sabbia fine in concentrazioni maggiori, seguita da limo e argilla. In particolare, il valore maggiore di sabbia fine si trova nel L. Sirio (92%), mentre quello minore nel Morasco (60%). Per la frazione limo i valori variano da 21% del L. Candia a 6% del L. Sirio, mentre quelli dell'argilla da 20% del L. di Morasco a 1% del L. Liscia. Come si può notare anche per queste analisi granulometriche il L. di Morasco si scosta dall'andamento generale (Fig. 3.5).

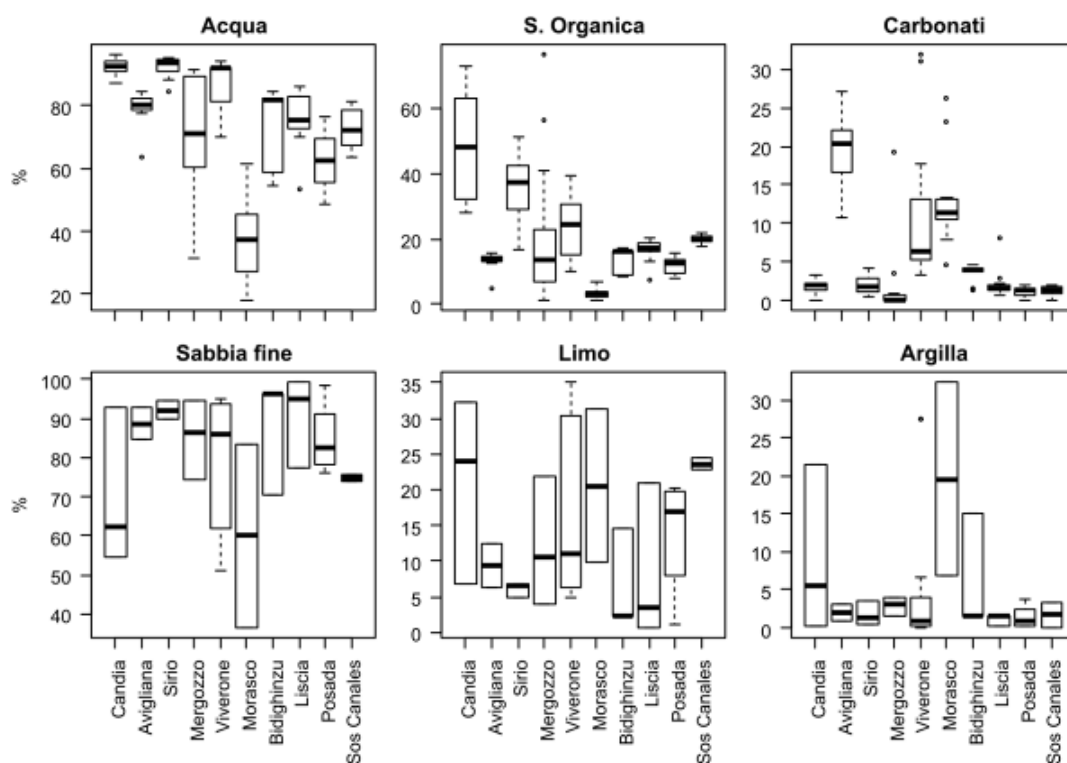


Fig. 3.5 - Laghi valutati nel loro complesso: alto - contenuto percentuale del contenuto d'acqua di sostanza organica e di carbonati; basso - composizione granulometrica percentuale.

3.3 FAUNA BENTONICA

3.3.1 Caratteristiche generali delle comunità

In totale, nei 10 laghi oggetto di studio, considerando le due stagioni di campionamento, sono stati raccolti 64 campioni e 192 replicati, grazie ai quali sono stati raccolti e identificati complessivamente 12799 individui, appartenenti a diversi gruppi tassonomici di macroinvertebrati. Il L. di Viverone, essendo il lago più grande, presenta un numero di stazioni di campionamento e di campioni maggiore, ma se si osserva il numero totale di individui raccolti, si vede che non è il più ricco. Il numero maggiore di organismi raccolti si trova nel L. Sos Canales, con 6537 individui, che rappresenta all'incirca la metà di tutta la fauna campionata nei 10 laghi. È da tener presente che questo lago presenta anche uno dei minori numeri di campioni (12). Il lago meno ricco, invece, è il L. Bidighinzu, con soli 153 individui, e quindi risulta essere il più povero. I laghi Mergozzo e Viverone, oltre ad avere un numero di individui elevato, presentano inoltre il numero maggiore di entità tassonomiche, ossia rispettivamente 49 e 43 taxa. Allo stesso modo, i laghi più poveri presentano anche un numero minore di entità tassonomiche. Tra questi, infatti, troviamo i laghi Bidighinzu e Liscia, con 12 e 14 taxa. Anche il L. di Morasco presenta un basso valore di taxa, seguito dal L. di Avigliana piccolo con 21 (Tab. 3.4).

Tab. 3.4 - Numero di stazioni, replicati, individui, di campioni e di entità tassonomiche trovato in ognuno dei laghi campionati, nelle due stagioni di campionamento.

Laghi	n° stazioni		n° replicati	n° campioni		n° individui		n° individui totali	n° entità tassonomiche
	Circ.	Strat.		Circ.	Strat.	Circ.	Strat.		
Avigliana	2	2	3	6	6	187	70	257	21
Candia	3	3	3	9	9	519	381	900	25
Sirio	3	3	3	9	9	483	138	621	28
Mergozzo	3	3	3	9	9	939	698	1637	49
Viverone	9	9	3	27	27	707	517	1224	43
Morasco	2	2	3	6	6	318	273	591	19
Bidighinzu	2	1	3	6	3	137	16	153	12
Liscia	3	2	3	9	6	147	9	156	14
Posada	4	4	3	12	12	612	111	723	30
Sos Canales	2	2	3	6	6	1875	4662	6537	27

Per ogni campione sono poi stati calcolati i valori di densità e abbondanza relativa per le singole specie, e i valori di biomassa per grandi gruppi (es: Chironomidi, Oligocheti, ecc.). I valori di densità dei tre replicati dei singoli punti di campionamento sono stati mediati, così da avere un valore rappresentativo dell'intera fauna.

La maggior parte degli organismi campionati sono Insetti e Anellidi, a cui seguono Molluschi, Crostacei e Tricladi. In particolare, l'attività di identificazione ha portato al riconoscimento di 7 classi e 36 famiglie:

Aracnidi; Bivalvi (Sphaeridi); Clitellati (Enchitreidi, Glossifonidi, Lumbriculidi, Lumbricidi, Naididi, Tubificidi); Gasteropodi (Bitinidi, Pisidi, Planorbidi, Valvatidi); Insetti (Coleotteri: Driopidi, Elmidi, Girinidi; Diptera: Ceratopogonidi, Caoboridi, Chironomidi Limonidi, Simulidi, Straziomidi, Tabanidi; Efemerotteri: Cenidi, Polimitarcidi; Eterotteri; Corixidi; Odonati: Libellulidi, Platicnemidi; Plecotteri: Teniopterigidi; Tricotteri: Ecnomidi, Idrofilidi, Leptoceridi, Psicomidi, Sialidi); Turbellari (Dugesidi); Malacostraci (Asellidi, Anfipodi). Per ulteriori informazioni riguardanti la fauna si rimanda all'allegato 2.

Per agevolare la lettura dei grafici, i nomi sono citati in maniera differente: per alcuni è stato assegnato il nome della classe di appartenenza perché più conosciuta, mentre per altri, in particolare per gli Insetti è stato utilizzato il nome dell'Ordine o della Famiglia, perché è comunque il più utilizzato (es: Caenidae e Polymitarcidae sono stati raggruppati sotto il nome dell'Ordine, ovvero Efemerotteri). In tabella 3.5 sono riportati il numero di individui, il numero di entità tassonomiche e il numero di taxa esclusivi per ogni lago e di quelli comuni a tutti. Per taxa esclusivo si intende un gruppo tassonomico ritrovato solamente in un determinato lago e non negli altri. In totale, sono stati raccolti 142 taxa. Come si può notare tutti i laghi presentano taxa esclusivi. I laghi Mergozzo e Viverone mostrano un numero di taxa esclusivi elevato, rispettivamente 22 e 18, mentre i laghi che ne presentano il numero minor sono due invasi sardi (laghi Bidighinzu e Liscia) entrambi con 2. Solamente un taxon è presente in tutti i laghi, *Procladius choreus*, che risulta essere quindi ubiquitario.

Tab. 3.5 - numero di individui ed entità tassonomiche.

	n° campioni	n° individui	n° entità tassonomiche	n° taxa esclusivi
Avigliana	4	257	21	4
Candia	6	900	25	7
Sirio	6	621	28	7
Mergozzo	6	1637	49	22
Viverone	18	1224	43	18
Morasco	4	591	19	9
Bidighinzu	3	153	12	2
Liscia	5	156	14	2
Posada	8	723	30	12
Sos Canales	4	6537	27	9
Taxa totale 142				
Taxa comune 1 (<i>Procladius choreus</i>)				

I taxa sono stati suddivisi in classi di abbondanza e frequenza. I risultati di tale suddivisione sono riportati in tabella 3.6. Per maggiori informazioni si rimanda all'allegato 3.

Per quanto riguarda l'abbondanza, solamente due specie di Oligocheti: *Tubifex tubifex* (36%) e *Limnodrilus hoffmeister* (20%) presentano valori elevati e sono quindi classificate come abbondanti. Non sono presenti specie molto comuni, e una sola è presente tra le comuni: *Chaoborus flavicans* con un'abbondanza del 6%. Come ci si poteva aspettare, le specie scarse compongono la maggior parte della fauna (139 taxa). In questo gruppo le specie più rappresentate, con abbondanze > 2% sono: *Potamothrix hammoniensis*, *Procladius choreus*, *Spirosperma ferox*, *Ilyodrilus templetoni* e *Tanytarsus* sp.. Rispetto alla frequenza, 26 specie risultano ubiquiste. Tra queste, oltre a *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeister* e *Chaoborus flavicas*, si ritrovano anche alcune specie di Chironomidi: *Chironomus plumosus*, *Cladopelma laccophila*, *Ablabesmyia longistila*, oltre ad individui appartenenti ad altri gruppi tassonomici come *Valvata piscinalis*, *Dugesia tigrina* e *Bezzia* sp. Le specie molto frequenti sono 15 (6 Oligocheti, 8 Chironomidi e 1 Efemerottero), mentre nelle frequenti si trovano 25 taxa. Le specie rare rappresentano la maggior parte della comunità (76 taxa), e sono rappresentate da specie che appartengono a gruppi differenti. Oltre a Chironomidi e Oligocheti, infatti, compongono questa classe, anche taxa minori come Isopodi, Anfipodi e diversi Ditteri (es: Limonidi, Tabanidi, Simulidi ecc.).

Tab. 3.6 - Suddivisione delle entità tassonomiche riscontrate in classi di abbondanza (sinistra) ed in classi di frequenza (destra).

	Abbondanze %		Frequenza		
	Classi	N° di Taxa		Classi	N° di Taxa
Scarse	<5%	140	Rare	≤3	76
Comuni	5-10	1	Frequenti	4-7	26
Molto comuni	10-15	0	Molto frequenti	7-9	15
Abbondanti	≥15	2	Ubiquiste	≥10	26

3.3.2 Abbondanza, densità e biomassa

Abbondanza

Come si può vedere dal grafico in figura 3.6, e come già detto in precedenza, la maggior parte della fauna è costituita quasi esclusivamente da 2 gruppi principali in tutti i laghi: i Ditteri Chironomidi e gli Oligocheti (valori sempre maggiori del 20%, e che arrivano all'80% per i primi e oltre il 90% nei secondi). Anche la famiglia Caoboridi presenta abbondanze relative elevate (da 20% a 50%) ma

solamente in 3 laghi (Avigliana piccolo, Candia e Sirio). In particolare, in questi ultimi due laghi, tale gruppo risulta dominante, con abbondanze pari a 47% nel L. di Candia e 37% nel L. Sirio mentre nel L. di Avigliana piccolo, costituisce poco più del 20% della popolazione. Invece, gli Oligocheti dominano la comunità dei laghi Mergozzo, Viverone (entrambi con il 70%) e Sos Canales (quasi 98%), mentre le abbondanze relative maggiori di Chironomidi si trovano nei laghi Morasco (58%), Bidighinzu (60%), Posada (62%) e Liscia (78%). Il lago che presenta una comunità più eterogenea è il L. di Avigliana piccolo, nel quale sono stati trovati valori simili di Chironomidi (28%) e Oligocheti (26%), seguiti poi da Caoboridi (21%), Efemerotteri (8%), Bivalvi (6%), mentre altri Ditteri, Gasteropodi, Eterotteri, Megalotteri e Idracarini sono rari. Il L. di Morasco al contrario, presenta la biodiversità minore, in quanto mostra solamente Chironomidi e Oligocheti. Nei restanti laghi, il resto della fauna risulta meno vario, e con abbondanze veramente basse. La maggior parte dei gruppi in ciascun lago supera di poco i valori dell'1%, e spesso risulta addirittura inferiore a questo valore. Gli unici taxa che presentano un valore leggermente superiore a questo sono: Tricladi (3%) nei laghi Sirio e Viverone, Bivalvi (4%) nel L. di Mergozzo, Idracarini (8%) nel L. Posada.

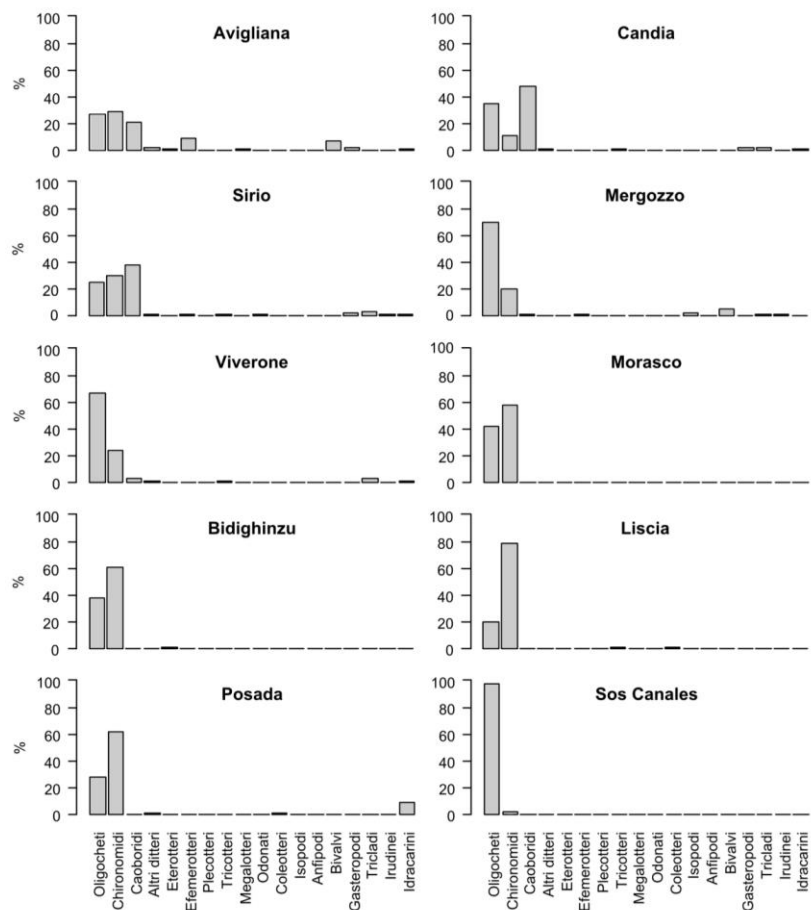


Fig. 3.6 - Abbondanza relativa media annua dei taxa ritrovati nei 10 laghi oggetto di studio.

Densità

In linea generale, l'andamento delle densità rispecchia quanto detto sopra riguardo le abbondanze (Fig. 3.7). I laghi Mergozzo, Viverone e Sos Canales presentano densità maggiori di Oligocheti. Da notare che nel L. Sos Canales i valori raggiungono livelli molto elevati, pari a circa 20000 ind/m², mentre negli altri due laghi i valori sono rispettivamente di 2400 ind/m² (L. di Mergozzo) e 900 ind/m² (L. di Viverone). Come previsto, i laghi Candia e Sirio presentano densità di Caoboridi più elevate rispetto agli altri gruppi (900 e 550 ind/m², rispettivamente), mentre il L. di Avigliana piccolo ha densità abbastanza simili per quanto riguarda Oligocheti, Chironomidi e Caoboridi, e densità relativamente alte di Bivalvi, Gasteropodi e Idracarini. Nel resto dei laghi le densità maggiori sono date dai Chironomidi.

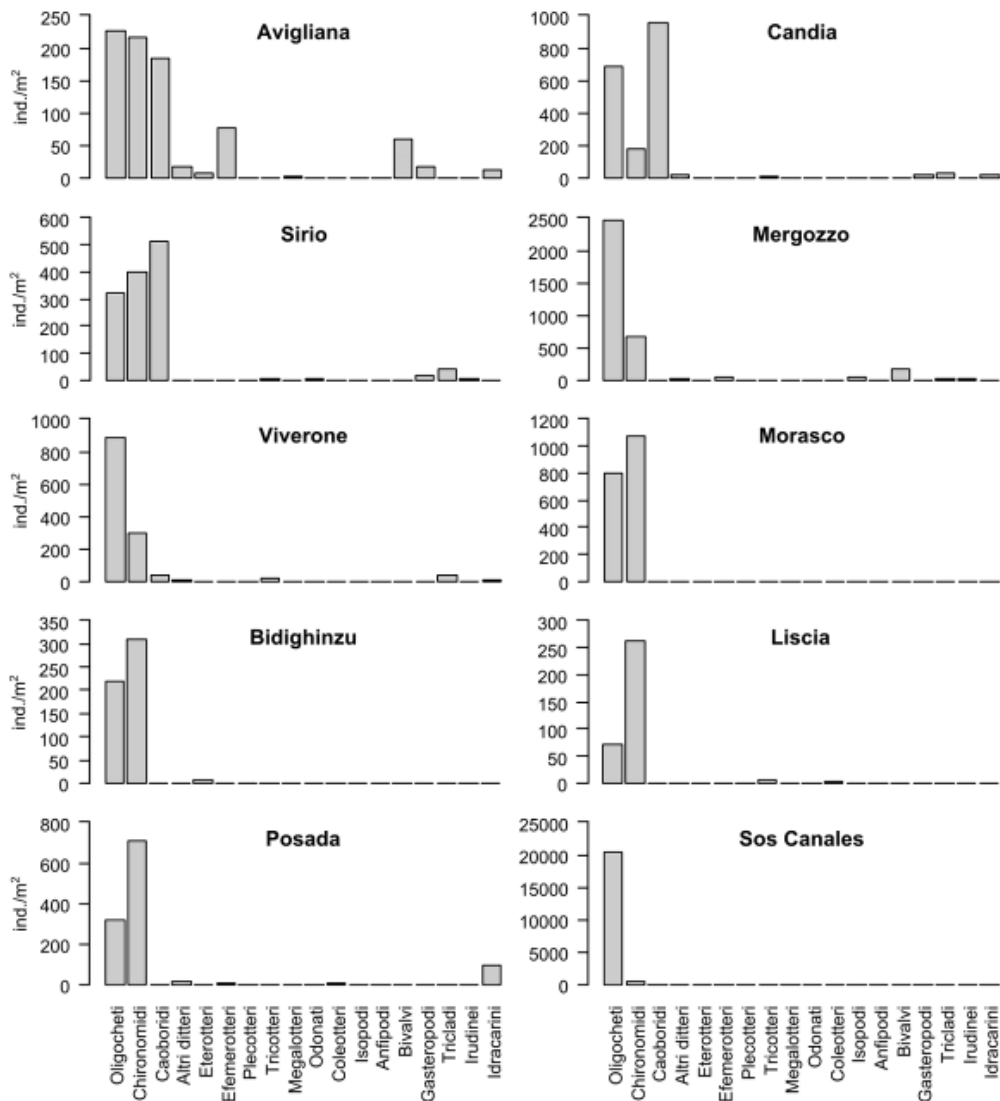


Fig. 3.7 - Densità (Ind./m²) medie annue dei taxa ritrovati nei 10 laghi oggetto di studio.

Biomassa

La biomassa è una misura del peso degli organismi nel loro complesso. In particolare, si nota che i Caoboridi sono presenti con biomasse maggiori rispetto a Chironomidi e Oligocheti nei laghi Avigliana piccolo, Candia e Sirio (Fig. 3.8). Nei laghi Viverone, Mergozzo, Morasco, Liscia e Sos Canales le biomasse dei gruppi riscontrati seguono abbastanza i valori dell'abbondanza relativa e delle densità. Nel L. Bidighinzu la biomassa dei Chironomidi risulta molto inferiore rispetto a quella degli Oligocheti, mentre al contrario nel L. Posada la biomassa dei Chironomidi risulta molto elevata. Come ci si aspettava, nel Lago Sos Canales la biomassa degli Oligocheti raggiunge livelli elevatissimi e pari a circa 37 gr/m².

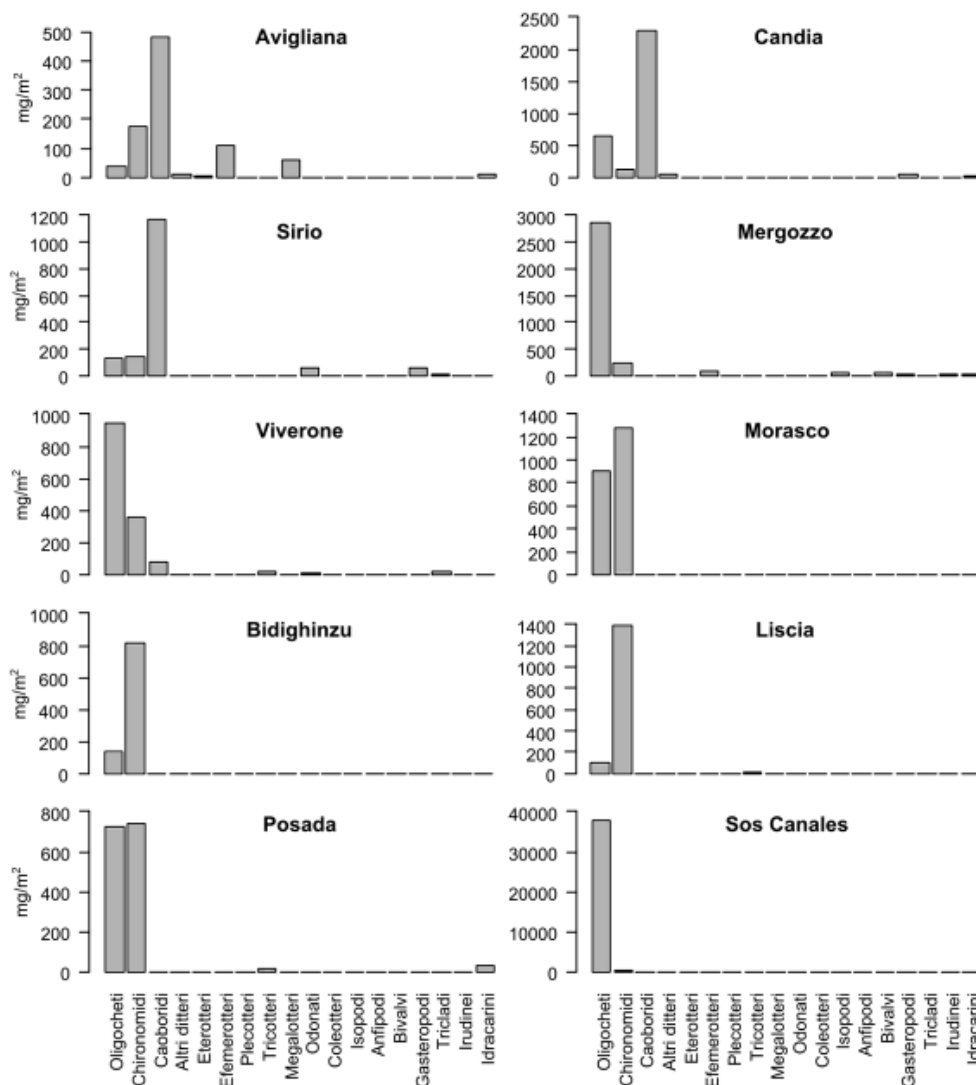


Fig. 3.8 - Biomassa (mg/m²), medie annuali dei taxa ritrovati nei 10 laghi oggetto di studio.

3.3.3 Variabilità spaziale

Sono state considerate le densità dei seguenti gruppi tassonomici: Ditteri Chironomidi, Oligocheti Caoboridi (dove presenti) e *Altro*, all'interno del quale sono stati riuniti tutti i taxa minori, ovvero i gruppi che presentano densità molto basse, che, prese singolarmente, risulterebbero poco significative.

Variabilità spaziale lungo transetti

Ad una prima analisi si evidenzia che il trend generale è quello di un calo di densità man mano ci si sposta dalla zona litorale a quella più profonda, ad eccezione dei Caoboridi, che, nei laghi Candia, Avigliana piccolo, Sirio e Viverone, mostrano invece un aumento delle densità con la profondità. Due laghi si mostrano in forte controtendenza a quanto detto sopra: il L. di Morasco che mostra un aumento di densità di Chironomidi e Oligocheti con la profondità, e il L. Sos Canales, dove si assiste ad un incremento di densità dei soli Oligocheti (Tab. 3.7).

Tab. 3.7 - Variabilità spaziale espressa come densità (ind/m²) dei 10 laghi oggetto di studio.

		Litorale	Sublitorale	Profonda			Litorale	Sublitorale	Profonda
Candia	Oligocheti	816	432	--	Avigliana	Oligocheti	451	0,00	--
	Chironomidi	245	32	--		Chironomidi	432	0,00	--
	Caoboridi	10	2834	--		Caoboridi	0,00	369	--
	Altro	133	13	--		Altro	381	0,00	--
Sirio	Oligocheti	953	6	0,00	Mergozzo	Oligocheti	2586	4619	191
	Chironomidi	1195	0,00	0,00		Chironomidi	597	1372	0,00
	Caoboridi	6	998	534		Caoboridi	0,00	0,00	0,00
	Altro	254	0,00	0,00		Altro	718	311	0,00
Viverone	Oligocheti	1398	1268	0,00	Morasco	Oligocheti	--	64	1544
	Chironomidi	855	44	0,00		Chironomidi	--	1055	1093
	Caoboridi	0,00	44	64		Caoboridi	--	0,00	0,00
	Altro	207	3	0,00		Altro	--	0,00	0,00
Bidighinzu	Oligocheti	--	534	102	Liscia	Oligocheti	--	106	38
	Chironomidi	--	928	127		Chironomidi	--	517	0,00
	Caoboridi	--	0,00	0,00		Caoboridi	--	0,00	0,00
	Altro	--	0,00	25		Altro	--	0,00	19
Posada	Oligocheti	--	407	57	Sos Canales	Oligocheti	--	12670	27939
	Chironomidi	--	883	197		Chironomidi	--	661	19
	Caoboridi	--	0,00	0,00		Caoboridi	--	0,00	0,00
	Altro	--	129	83		Altro	--	229	6

3.3.4 Indici biologici di diversità

Per i 10 laghi sono stati applicati alcuni Indici di diversità (Shannon-Weaver, Simpson), di equitabilità (Pielou) e di ricchezza (Margalef, Menhinick). I risultati sono visibili in tabella 3.8. I valori più bassi dell'Indice di diversità di Shannon-Weaver e di Pielou appartengono al L. Sos Canales (rispettivamente 0,81 e 0,25). In questo caso si tratta della specie *Tubifex tubifex*, che rappresenta circa il 70% dell'intera popolazione del lago. I valori più elevati di questi due indici appartengono rispettivamente ai laghi Mergozzo, Avigliana piccolo e Morasco. L'Indice di Simpson si comporta all'opposto dei due Indici appena visti, in quanto ad alti valori corrisponde bassa diversità e viceversa. In questo caso il valore più basso appartiene al L. di Viverone (0,10), e il valore maggiore appartiene al L. Sos Canales (0,54). Per quanto riguarda gli Indici di ricchezza si nota che, secondo l'Indice di Margalef, i laghi più ricchi risultano essere il L. di Mergozzo (7,62) e il L. di Viverone (6,55), mentre i più poveri sono i laghi Morasco (3,22) e Bidighinzu (3,02). Risultati diversi sono dati dall'Indice di Menhinick, nel quale la ricchezza maggiore si ha nel L. Avigliana piccolo (2,27) e Mergozzo (2,10), mentre la minore è nei laghi Morasco (1,28) e Sos Canales (0,58). I risultati differenti dati dai due Indici sono da attribuire alla presenza o meno di specie rare, alle quali i due Indici stessi attribuiscono peso diverso.

Tab. 3.8 - Stima di diversi Indici di Diversità ed Equitabilità applicati ai laghi oggetto di studio.

	SHANNON	SIMPSON	PIELOU	MARGALEF	MENHINICK	TAXA
Avigliana	2,32	0,14	0,76	4,49	2,27	21
Candia	1,67	0,31	0,52	4,21	1,44	25
Sirio	2,1	0,2	0,63	5,06	1,95	28
Mergozzo	2,82	0,11	0,72	7,62	2,1	49
Viverone	2,78	0,1	0,74	6,55	1,74	43
Morasco	2,18	0,15	0,76	3,22	1,28	19
Bidighinzu	1,8	0,22	0,72	3,02	1,32	12
Liscia	1,79	0,24	0,68	3,29	1,94	14
Posada	1,96	0,23	0,58	5,29	1,93	30
Sos Canales	0,81	0,54	0,25	3,38	0,58	27

Indice di Wiederholm

L'indice è stato applicato ai soli laghi in cui è stato possibile individuare tutte e tre le fasce lacustri, e a tutti i laghi sardi. Sono stati quindi esclusi i laghi di Avigliana piccolo e quello di Candia, in quanto non presentano la zona profonda (nel primo lago) e la profonda e la sublitorale (nel secondo).

L'indice di Wiederholm espresso in percentuale e non corretto per la profondità mostra un aumento di Oligocheti passando dalla zona litorale a quella profonda in tutti i laghi, ad eccezione dei laghi Posada e Bidighinzu, in cui invece il rapporto Oligocheti/Chironomidi tende a diminuire. Si nota che nei laghi Sirio e Viverone i due indici non presentano valori nella stazione profonda, in quanto in questi punti non sono stati trovati nè Oligocheti nè Chironomidi.

Gli Indici corretti per la profondità mostrano tutti lo stesso andamento, con diminuzione del valore andando verso la zona profonda (Tab. 3.9), dove è presente un ambiente in condizioni più estreme (arricchimento di nutrienti e ipossia) e quindi tollerato dai soli Oligocheti. L'unico lago che si discosta da questo *trend* è il L. di Morasco, nel quale invece l'Indice aumenta.

Tab. 3.9 - Indice di Wiederholm. A sinistra Indice %, a destra Indice corretto per la profondità.

	Indice di Wiederholm			Indice di Wiederholm corretto		
	Litorale	Sublitorale	Profonda	Litorale	Sublitorale	Profonda
Sirio	49,52	100,00	0,00	0,33	0,07	0,00
Mergozzo	83,04	78,16	100,00	0,17	0,07	0,01
Viverone	58,88	82,21	0,00	0,49	0,06	0,00
Morasco	--	6,90	59,85	--	0,01	0,02
Bidighinzu	--	60,87	46,67	--	0,07	0,02
Liscia	--	25,11	100,00	--	0,02	0,02
Posada	--	56,78	25,00	--	0,05	0,01
Sos Canales	--	96,75	99,91	--	0,09	0,03

Indice di Qualità Bentonico (BQIES)

I risultati relativi all'applicazione dell'Indice BQIES sono riportati in tabella 3.10.

Tab. 3.10 - Valori dell'Indice BQIES per la zona litorale, sublitorale, profonda e valore medio ponderato su tutto il lago.

	Litorale	Sublitorale	Profonda	BQIES
Avigliana	0,505	0,005	--	0,255
Candia	0,421	--	--	0,421
Sirio	0,611	0,034	0,014	0,220
Mergozzo	0,661	0,756	0,136	0,518
Viverone	0,603	0,16	0,003	0,255
Morasco	--	0,486	0,442	0,464
Bidighinzu	--	--	0,391	0,391
Liscia	--	--	0,268	0,268
Posada	--	0,365	0,374	0,370
Sos Canales	--	0,466	0,196	0,331

I valori relativi alle fasce indicano che il L. di Mergozzo presenta i valori maggiori sia nella zona litorale che sublitorale, mentre nella zona profonda il valore maggiore è quello del L. di Morasco. Per quanto riguarda invece il valore minore nella zona litorale si ritrova nel L. di Candia, per la zona sublitorale nel L. Sirio e nella zona profonda nel L. di Viverone. Se si analizza il valore globale dell'indice BQIES si osserva che il L. di Mergozzo presenta il valore più elevato, mentre il valore minore si trova nel L. Sirio. I valori dell'Indice BQIES dei laghi del progetto InHabit, sono poi stati utilizzati, assieme ai dati di altri laghi monitorati nazionalmente nel triennio 2009-2011, per la validazione dell'Indice BQIES, in quanto tali laghi sono stati campionati ed i loro campioni sono stati trattati secondo metodica standardizzata (Boggero *et al.*, 2013a). Infatti, i corpi lacustri devono avere macroinvertebrati identificati a livello di genere/specie, almeno per i due gruppi principali (Chironomidi e Oligocheti) e devono essere stati campionati secondo il protocollo di minima previsto dal Protocollo Nazionale di campionamento (Boggero *et al.*, 2013a) per ognuno dei transetti posizionati all'interno di ogni lago. Dopo validazione si è ottenuto un dataset costituito da 18 laghi. I valori dell'Indice dei 18 laghi sono stati messi in grafico sulla base della loro distribuzione rispetto alla percentuale di saturazione dell'ossigeno ipolimnico in stratificazione (Fig. 3.9), ossia la condizione peggiore per questo parametro ambientale.

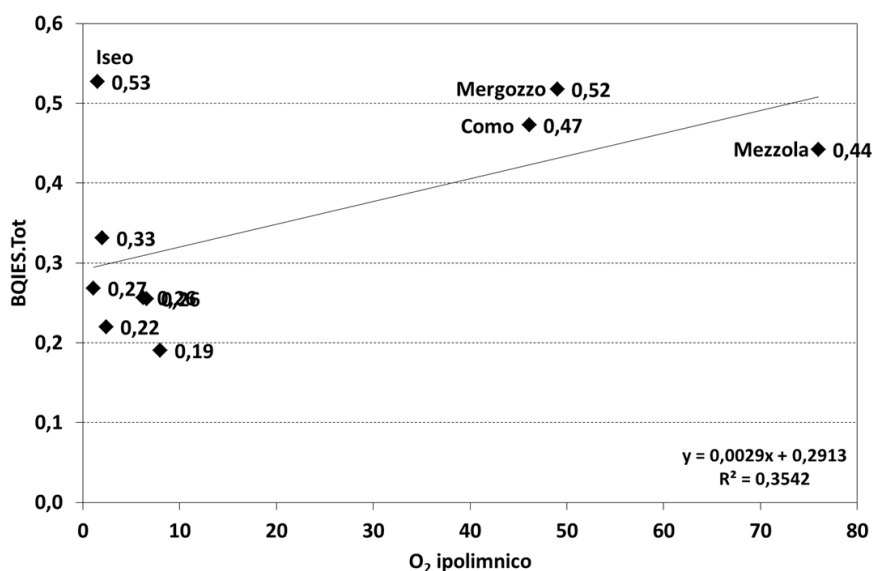


Fig. 3.9 - Relazioni fra l'Indice BQIES complessivo relativo ai soli laghi profondi del dataset e l'ossigeno ipolimnico in stratificazione, espresso come percentuale di saturazione.

Per quanto riguarda i corpi lacustri profondi (profondità media > 15m; tipologia AL-3, AL-6, ME-4, ME-5), l'indice mostra una buona separazione tra laghi con scarsa e buona ossigenazione sul fondo, anche durante il periodo estivo. I primi infatti, mostrano un valore di Indice basso, mentre i

secondi presentano valori elevati. Si è quindi deciso di considerare *reference* quei corpi idrici che presentavano valori di BQIES elevati: in particolare si tratta del lago di Mergozzo. Tale lago può essere considerato poco impattato, se considerato nel suo complesso.

Attualmente, l'indice BQIES è un utile strumento per la valutazione ecologica della qualità dei laghi italiani profondi. Tale indice considera tutte le tipologie lacustri nel loro complesso e di conseguenza al momento non presenta siti *reference* tipo-specifici, ma andrà validato per tutte le tipologie lacustri. Nel caso dei laghi profondi, il valore di riferimento è stato scelto mediando i due valori più elevati e il valore soglia principale che separa la classe “buona o moderata” dalle classi inferiori è stato posto a 0,40.

Successivamente, gli altri limiti di classe sono stati scelti in modo da suddividere l'intervallo in parti uguali, come indicato in tabella 3.11 (Fig. 3.10), e ne è stato quindi richiesto l'inserimento nel D. M. sulla Classificazione di prossima pubblicazione. Per le rimanenti tipologie lacustri al momento non è possibile individuare relazioni significative in quanto il numero di laghi campionato con metodologia standard è troppo basso. Si rimanda quindi a future analisi.

Tab. 3.11 - Limiti di classe RQE per L'Indice di Qualità Bentonico

Macrotipi	Valore di riferimento	Limiti di classe							
		Elevato/Buono		Buono/Moderato		Moderato/Scarso		Scarso/Cattivo	
		Valore	RQE	Valore	RQE	Valore	RQE	Valore	RQE
L1,L2, I1, I2	0,525	0,46	0,88	0,4	0,76	0,33	0,63	0,26	0,5

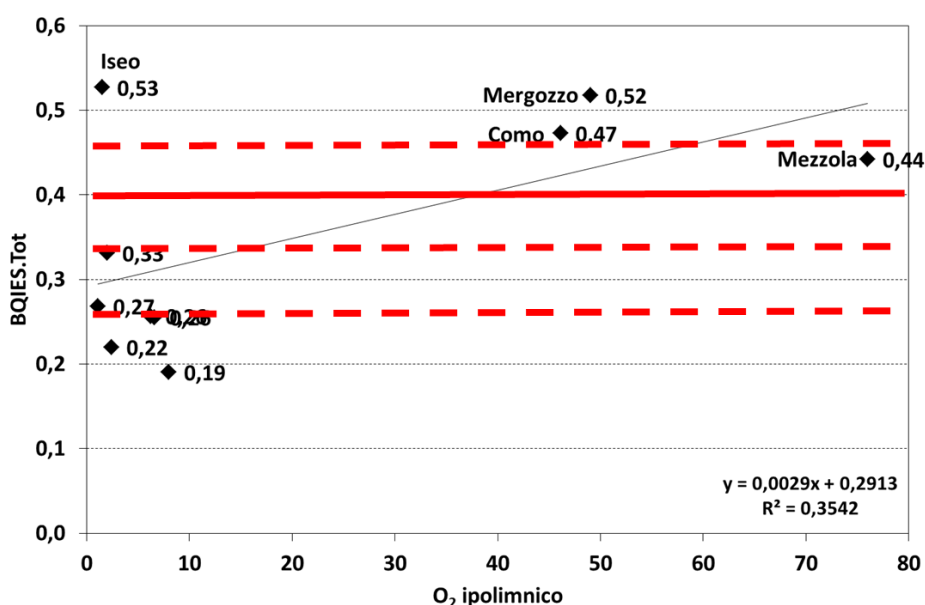


Fig. 3.10 - Relazioni fra l'Indice BQIES complessivo relativo ai soli laghi profondi del dataset e l'ossigeno ipolimnico in stratificazione, espresso come percentuale di saturazione. Le linee rosse indicano il valore soglia proposto per la separazione delle classi.

3.3.4 Lake Habitat Survey

In tabella 3.12 vengono riportati i risultati relativi ai due indici idro-morfologici (LHMS e LHQA).

Tab. 3.12 - Valori degli indici LHMS e LHQA per i 10 laghi oggetto di studio.

	LHMS		LHQA
Mergozzo	14	Morasco	30
Liscia	18	Bidighinzu	47
Bidighinzu	20	Posada	48
Posada	24	Sos Canales	52
Avigliana Piccolo	26	Sirio	53
Candia	26	Mergozzo	56
Morasco	26	Avigliana Piccolo	56
Sos Canales	26	Candia	56
Sirio	32	Liscia	61
Viverone	32	Viverone	62

Il L. di Mergozzo presenta i valori di LHMS minori in assoluto. Subito seguito dagli invasi sardi, ad esclusione del L. Sos Canales e del L. Morasco. I valori maggiori sono stati attribuiti ai laghi Sirio e Viverone. Gli invasi (sia Piemontesi che Sardi) risultano essere quindi i meno modificati dal punto di vista antropico, infatti l'unico impatto rilevante è dato dalla presenza della diga. Anche l'indice LHQA presenta un andamento simile, con valori maggiori nei laghi naturali e minori negli invasi (escludendo il L. Liscia, che presenta uno dei valori maggiori di tutti e dieci i laghi). Il L. di Viverone, pur presentando valori elevati di LHQA, e risultando quindi particolarmente naturale, mostra valori elevati di LHMS, dati dal fatto che la zona litorale si presenta molto modificata e impattata. Il L. di Mergozzo sembra essere il corpo idrico in migliori condizioni dal punto di vista idro-morfologico, in quanto presenta il valore più basso di LHMS e un valore abbastanza elevato di LHQA. Infine, è da segnalare il L. di Morasco, che presenta i valori più bassa di LHQA e valori elevati di LHMS.

3.4 ANALISI STATISTICA

3.4.1 Influenza della granulometria, della chimica dei sedimenti e delle acque sulla struttura di comunità

Le analisi statistiche eseguite su tutti i laghi per valutare la relazione tra le proporzioni nelle diverse frazioni granulometriche e il contenuto chimico dei sedimenti, mostrano che quattro di

queste presentano una relazione significativa ($p < 0,05$) con la profondità. In particolare, si nota che l'argilla e il limo tendono a diminuire, mentre la sabbia fine e la sostanza minerale hanno una tendenza ad aumentare scendendo in profondità (Tab. 3.13 e 3.14, Fig. 3.11).

Tab. 3.13 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare misto generalizzato per le componenti granulometriche, applicato a tutti i laghi. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p.

	ARGILLA			LIMO			SABBIA FINA		
	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore Standard	P
Intercetta	0,2195	0,0336	<0,0001	0,4343	0,0314	<0,0001	1,0614	0,0419	<0,0001
Profondità	-0,0021	0,0005	0,0002	-0,004	0,0005	<0,0001	0,0047	0,0007	<0,0001

Tab. 3.14 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare misto generalizzato per le componenti della chimica dei sedimenti, applicato a tutti i laghi. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p.

	S. ORGANICA			S. MINERALE			CARBONATI		
	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore Standard	P
Intercetta	0,4643	0,0509	<0,0001	0,9476	0,0682	<0,0001	0,1991	0,04232	<0,0001
Profondità	-0,0008	0,0006	0,1662	0,0018	0,0008	0,034	0,00007	0,00038	0,8537

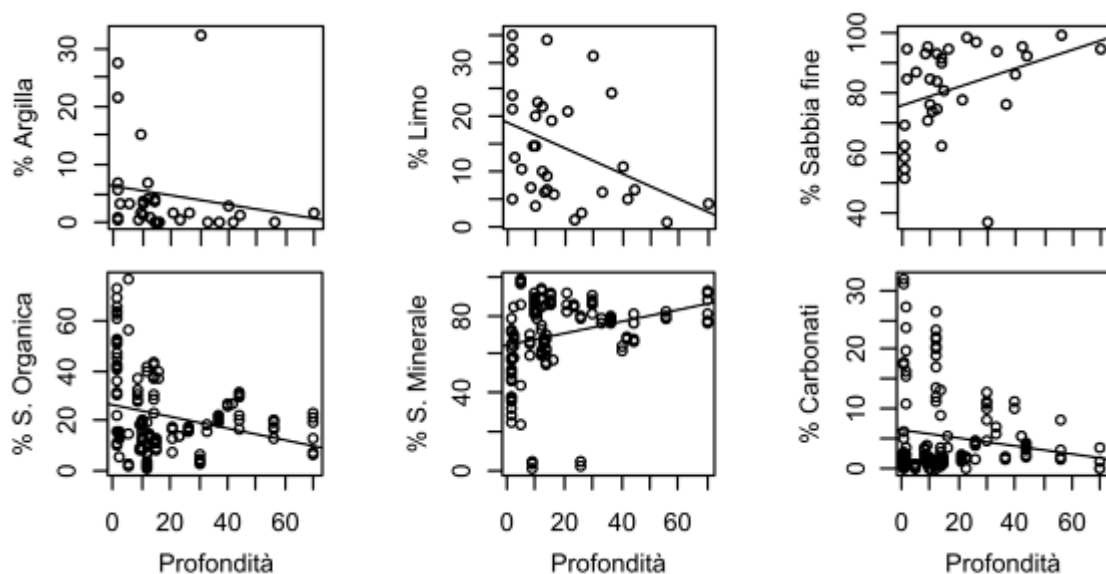


Fig. 3.11 - Distribuzione delle frazioni granulometriche e delle componenti della chimica dei sedimenti in funzione della profondità, calcolate su tutti i laghi oggetto di studio. Viene riportata la linea di tendenza per ogni componente.

Successivamente, è stato applicato alla parte biologica il modello lineare misto generalizzato. Questo mostra che la ricchezza di Chironomidi diminuisce significativamente all'aumentare della sabbia fine e della profondità, mentre non è influenzata dalla quantità di sostanza organica e dalla stagionalità (Tab. 3.15, Fig. 3.12). Lo stesso discorso vale per gli Oligocheti, che presentano una ricchezza che diminuisce con l'aumentare della quantità di sabbia fine, e che non risulta

influenzata da profondità, quantità di sostanza organica e stagionalità. L'Indice di Shannon mostra un andamento simile a quanto già detto sui Chironomidi, infatti è correlato negativamente con quantità di sabbia fine e profondità, mentre non mostra correlazioni con le altre componenti.

Tab. 3.15 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare misto generalizzato per le componenti biologiche applicato a tutti i laghi. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p. Chironomidi e Oligocheti sono espressi come numero di specie.

	CHIRONOMIDI			OLIGOCHETI			SHANNON		
	Stima	Errore standard	P	Estimate	Errore standard	P	Estimate	Errore Standard	P
Intercetta	3,9400	1,0658	0,0002	3,2135	0,9314	0,0005	2,5663	0,6255	0,0001
Sabbia fina	-2,3200	0,8391	0,0056	-1,9988	0,7197	0,0054	-1,0094	0,4719	0,0341
Profondità	-0,0960	0,0379	0,0108	-0,0239	0,0229	0,2967	-0,0324	0,0105	0,0026
S. Organica	-1,0770	0,6797	0,1129	-0,0658	0,4845	0,8918	-0,4173	0,3492	0,2341
Circolazione	1,0188	0,5911	0,0847	0,1093	0,611	0,8579	0,3112	0,3819	0,4164
Stratificazione	0,6478	0,5898	0,2720	-0,0962	0,611	0,8739	0,1602	0,3817	0,6753
Profondità: S.Organica	0,0650	0,0820	0,4277	-0,0209	0,0523	0,6891	0,0141	0,0211	0,5057

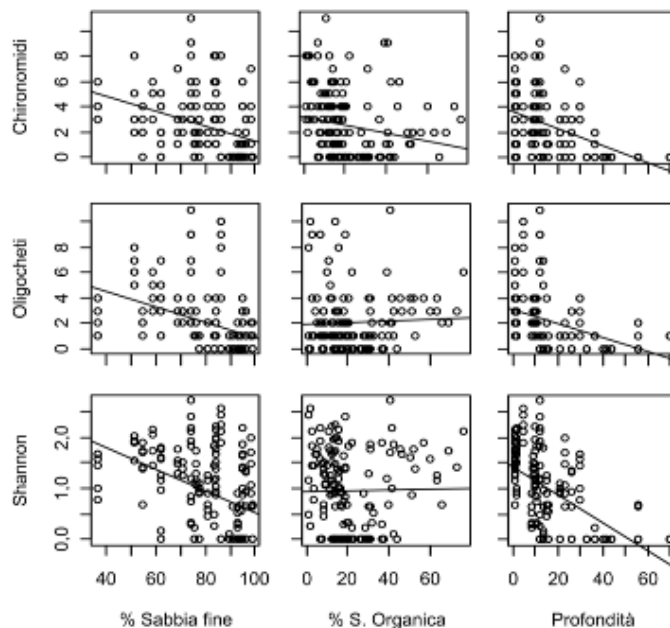


Fig. 3.12 - Distribuzione della ricchezza di Chironomidi e Oligocheti e dell'Indice di Shannon, in funzione della % di Sabbia fine e di sostanza organica e profondità. Viene riportata la linea di tendenza per ogni componente.

Infine, i risultati del test di correlazione di Pearson (Tab. 3.16), applicati alle variabili chimiche delle acque, indicano che conducibilità e alcalinità hanno correlazione significativa, così come pH e alcalinità. Inoltre, anche TP e TN risultano significativamente correlati. Nell'analisi statistica successiva si è quindi scelto di utilizzare la conducibilità, il pH, e il solo TP, in quanto quest'ultimo non risulta correlato con alcalinità e pH. È stato inoltre introdotta la variabile ossigeno, perché rappresenta un parametro importante per la vita degli organismi.

Tab. 3.16 - Coefficienti di correlazione di Pearson

Coefficiente \ p	Conducibilità	Alcalinità	pH	TP	TN	O ₂
Conducibilità	--	<0,0001	0,2982	<0,0001	<0,0001	0,0011
Alcalinità	0,7456	--	0,004	0,133	0,03594	0,0232
pH	0,132	0,3549	--	0,2699	0,01417	<0,0001
TP	0,5592	0,1898	-0,1399	--	<0,0001	0,0006
TN	0,6186	0,2691	-0,3126	0,6032	--	0,019
O ₂	-0,397	-0,2833	0,4818	-0,4142	-0,2995	--

Le analisi statistiche effettuate, utilizzando il modello misto generalizzato, mostrano che la densità di Oligocheti e della fauna totale non è influenzata dai parametri presi in considerazione. Per la densità di Chironomidi invece, si osserva una relazione positiva con la quantità di ossigeno. All'aumentare di questo parametro infatti, aumentano in modo significativo anche le densità di questo gruppo tassonomico (Tab. 3.17, Fig. 3.13).

Tab. 3.17 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare misto generalizzato per le principali componenti dell'analisi chimica delle acque e densità. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p.

	CHIRONOMIDI			OLIGOCHETI			FAUNA TOTALE		
	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P
Intercetta	7,5994	1,0414	<0,0001	73,649	49,652	0,1433	25,243	13,277	0,0622
pH	-0,5576	1,3219	0,6747	6,418	21,120	0,7623	1,011	5,920	0,865
Conducibilità	-0,1060	1,4280	0,9411	-52,887	40,415	0,1957	-16,676	11,024	0,1357
TP	1,0180	1,3222	0,4444	2,826	22,685	0,9013	1,399	6,319	0,8256
O ₂	6,4995	1,4247	<0,0001	-24,278	20,274	0,2359	-4,671	5,680	0,4142

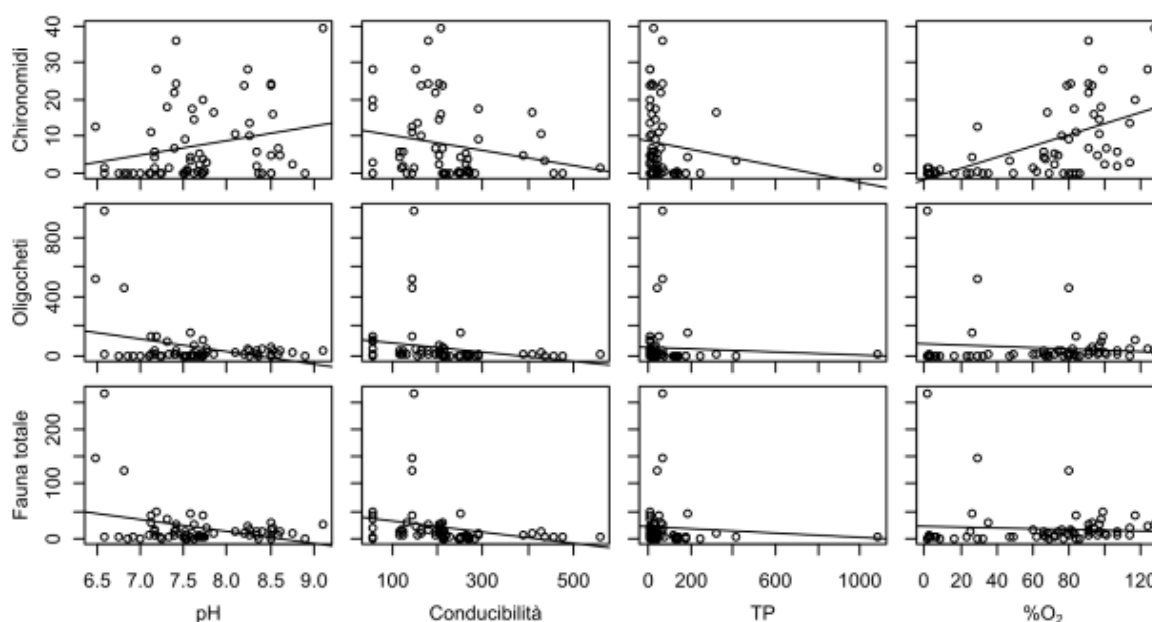


Fig. 3.13 - Densità (ind./m²) di Chironomidi, Oligocheti e intera fauna in funzione di pH, conducibilità (μS/cm), fosforo totale (mg/l) e ossigeno (% di saturazione). Viene riportata la linea di tendenza.

I risultati sono differenti se si utilizza la ricchezza di specie al posto delle densità. In questo caso, sia i Chironomidi che gli Oligocheti mostrano una relazione significativa con l'ossigeno. In particolare, all'aumentare di quest'ultimo, aumentano le ricchezze di entrambi i gruppi. Di conseguenza anche l'Indice di Shannon segue questa relazione (Tab. 3.18, Fig. 3.14). Il numero di specie dei due gruppi inoltre, mostra una relazione positiva con il contenuto di fosforo totale. Si nota infine, una relazione negativa tra ricchezza di Chironomidi e pH, e tra ricchezza di Oligocheti e Conducibilità.

Tab. 3.18 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare misto generalizzato per le principali componenti dell'analisi chimica delle acque e la ricchezza di Chironomidi, Oligocheti e Indice di Shannon. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p.

	CHIRONOMIDI			OLIGOCHETI			SHANNON		
	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P
Intercetta	1,0139	0,0876	<0,0001	0,6426	0,1277	<0,0001	1,1137	0,08379	<0,0001
pH	-0,18806	0,08895	0,0344	-0,1738	0,1261	0,16817	-0,0541	0,1063	0,6129
Conducibilità	-0,02589	0,0963	0,788	-0,3416	0,1553	0,0278	0,05087	0,11489	0,6596
TP	0,26989	0,0934	0,0038	0,4446	0,1198	0,0002	0,18043	0,10637	0,0951
O2	1,0266	0,12785	<0,0001	0,883	0,1585	<0,0001	0,66015	0,11462	<0,0001

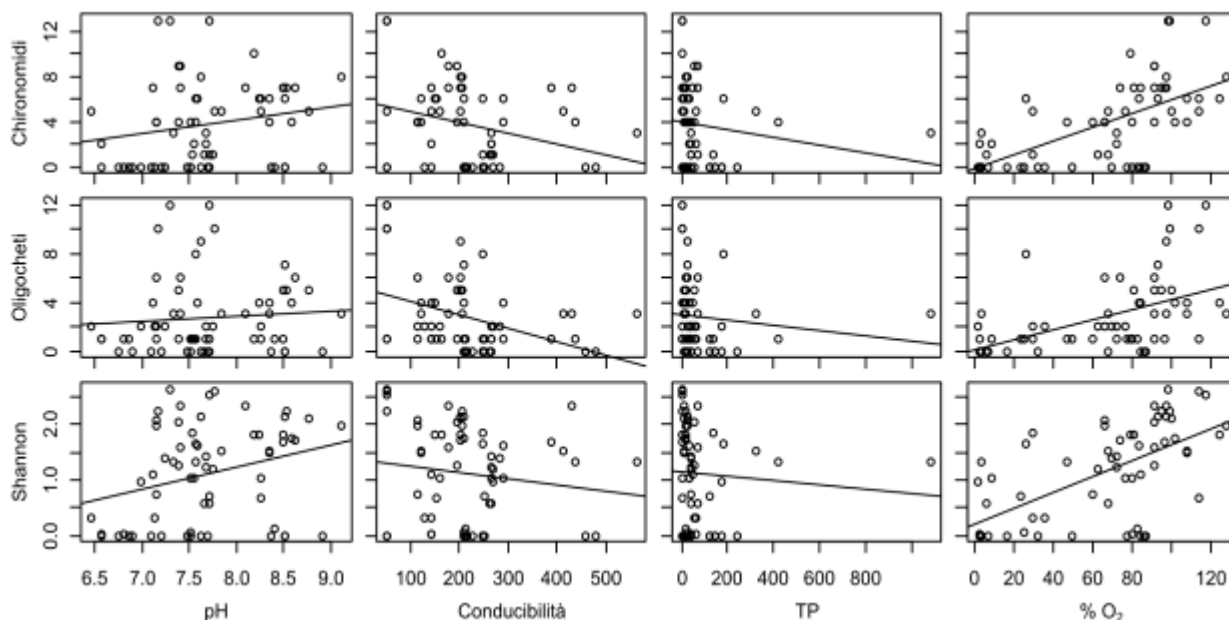


Fig. 3.14 - Ricchezza (numero specie) di Chironomidi, Oligocheti e Indice di Shannon, in funzione di pH, conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$), fosforo totale (mg/l) e ossigeno (% di saturazione). Viene riportata la linea di tendenza.

3.4.4 Influenza dell'idromorfologia sulla classificazione biologica

Dopo l'eliminazione delle specie rare il dataset risulta essere composto da 30 taxa per un totale di 4379 organismi. In particolare, i taxa rimasti sono rappresentati da: *Ablabesmyia longistyla*, *Chironomus plumosus*, *Chironomus* sp., *Cladopelma* gr. *laccophila*, *Cladotanytarsus* gr. *mancus*, *Cladopelma viridulum*, *Dicrotendipes* gr. *tritonus*, *Parachironomus* sp., *Polypedilum* gr. *nubeculosum*, *Procladius choreus*, *Tanytarsus* sp., fra i chironomidi. *Branchiura sowerbyi*, *Dero* sp., *Dero digitata/obtusa*, *Limnodrilus* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Nais* sp., *Nais communis/variabilis*, *Potamothrix hammoniensis*, *Tubifex tubifex*, fra gli oligocheti. *Caenis horaria*, *Ecnomus tenellus*, fra i Tricotteri. *Bezzia* sp., *Chaoborus flavicans*, *Stilobezzia/palpomyia*, fra i Ditteri. *Pisidium* sp., *Valvata piscinalis*, fra i molluschi e *Dugesia tigrina* fra i Turbellari. Da notare che molti di questi taxa sono rappresentati da generi non identificati a livello specifico per pessimo stato di conservazione dell'organismo o in quanto stadi giovanili. Il test di Monte Carlo ha messo in luce 5 parametri: la presenza di muschi e licheni, di sterrati, di piante sommerse a foglia corta e rigida e la presenza di acqua stagnante, oltre all'uso del suolo con terreni incolti e praterie. Questi risultati però non forniscono un'idea di come le modificazioni della sponda vadano ad influenzare la comunità a macroinvertebrati, in quanto le 5 variabili significative non comprendono nessun parametro dell'LHS legato alle alterazioni di tipo antropico. Si è quindi deciso di eseguire una CCA (Fig. 3.15, 3.16) con tutte le variabili legate all'idro-morfologia. La varianza spiegata dai primi due assi è pari al 54% e si può notare una certa separazione tra i parametri naturali e quelli di carattere antropico. In particolare, l'asse 1 spiega il 34% della varianza ed evidenzia la separazione tra le caratteristiche naturali (es: copertura vegetale della sponda, presenza di vegetazione spontanea, di canneto o boschi) da quelle antropiche (es: sponda rinforzata e risezionata, presenza di zona residenziali e commerciali). Le stazioni risultano suddivise sulla base delle caratteristiche morfologiche a livello della costa, con il L. di Viverone che risulta essere il più antropizzato. I laghi naturali piemontesi si trovano nella parte sinistra del grafico, e sono quindi legati a elementi più naturali, mentre gli invasi sono in una posizione intermedia, in quanto, pur essendo molto naturali (non esistono abitati, e le sponde non presentano opere di ingegneria), possiedono il muraglione della diga (e l'utilizzo di acqua che ne deriva), che risulta avere quindi un certo grado di impatto. L'asse 2 spiega il 20% della varianza totale, e risulta essere legato alla tipologia di substrato, separando la terra nuda da tutte le altre tipologie. I laghi sono quindi separati sulla base della tessitura del sedimento o della fascia litorale e dalla presenza di grandi alberi e cespugli.

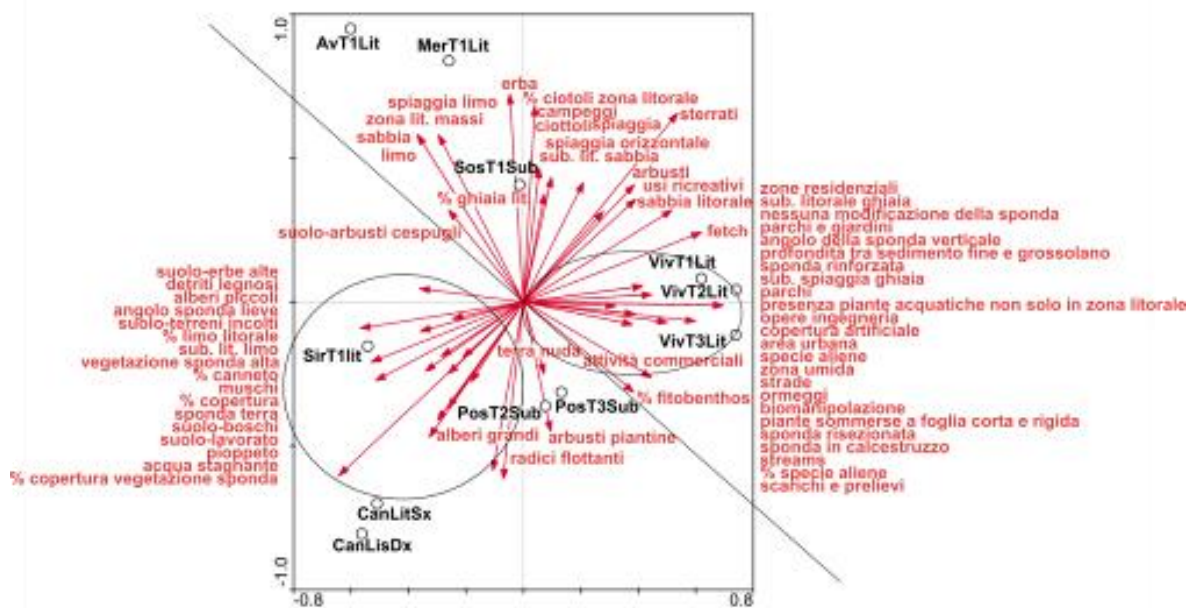


Fig. 3.15 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA (abbondanze e variabili idro-morfologiche). Vengono riportate solo le caratteristiche idro-morfologiche. Le zone cerchiata indicano l'insieme delle variabili riportate ai lati del grafico. La linea rappresenta la divisione tra zone naturali e impattate.



Fig. 3.16 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA (abbondanze e variabili idro-morfologiche). Viene riportata solo la distribuzione delle specie. La linea rappresenta la divisione tra zone naturali e impattate.

Analisi relativa alle specie presenti

Si è quindi analizzata l'autoecologia delle specie riscontrate che presentano esigenze ecologiche differenti (Tab. 3.19). Le fasce litorali e sub-litorali più impattate risultano così caratterizzate dalla

sola presenza di specie tolleranti e legate ad ambienti con acque ferme e di livello trofico medio-alto. Le specie legate agli ambienti più naturali sono invece associate alla presenza di vegetazione per chiudere i loro cicli biologici o per attività predatoria, ai sedimenti fini che la vegetazione richiede per sostenersi e trattiene con il suo apparato radicale. Alcune delle specie legate ad ambienti più naturali sono anche sensibili alla quantità di ossigeno disciolto in acqua e quindi, proprio le zone litorali, grazie all'azione delle onde riescono a mantenerne alta la concentrazione durante tutto l'anno.

Tab. 3.19: Ecologia delle specie più importanti ritrovate nei diversi ambienti.

ZONA IMPATTATA		ZONA NATURALE	
<i>Chironomus plumosus</i>	Tollerante	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	Sensibile all'ossigeno
	Tutti gli ambienti		
<i>Cladotanytarsus gr. mancus</i>	Tollerante	<i>Cladopelma gr. laccophila</i>	Livelli trofici differenti
	Substrati sabbiosi ai margini della vegetazione		Substrato limoso
<i>Cladopelma viridulum</i>	Livelli trofici differenti	<i>Procladius choreus</i>	Tutti gli ambienti
	Substrati limosi		Acque stagnanti
	Sensibile all'ossigeno		Zona potamale
<i>Dicrotendipes gr. tritonus</i>	Mesotrofia	<i>Nais communis/variabilis</i>	Tollerante
	Sensibile all'inquinamento		Tutti gli ambienti
<i>Polypedilum gr. nubeculosum</i>	Tollerante	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	Tollerante
	Alta trofia		
<i>Branchiura sowerbyi</i>	Tollerante	<i>Chaoborus flavicans</i>	Tollerante
	Ambienti lentic		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Tollerante	<i>Caenis horaria</i>	Acque lente
	Sedimenti fini		Substrato limoso
<i>Tubifex tubifex</i>	Tutti i livelli trofici	<i>Pisidium sp.</i>	Vegetazione
	Tutti i tipi di substrati		Sedimento fine
<i>Enomus tenellus</i>	Acque ferme e stagnanti	<i>Valvata piscinalis</i>	Acque limpide
			Acque stagnanti
		<i>Dugesia tigrina</i>	Vegetazione
			Acque correnti

Il test di Monte Carlo eseguito su dati biologici, indici idro-morfologici (LHMS, LHQA) e BQIES, ha evidenziato che solamente l'LHQA è una variabile significativa. La varianza spiegata dai primi due assi è pari al 88%. Si nota che all'aumento degli indici idro-morfologici, il BQIES tende a diminuire (Fig. 3.17). Inoltre, il Lago di Viverone è correlato all'Indice LHQA, che descrive la qualità degli habitat. L'Indice LHMS invece, descrive la quantità di alterazioni morfologiche a livello della sponda. Ad esso è correlato positivamente il L. di Candia e negativamente i laghi Mergozzo, Sirio e Avigliana piccolo.

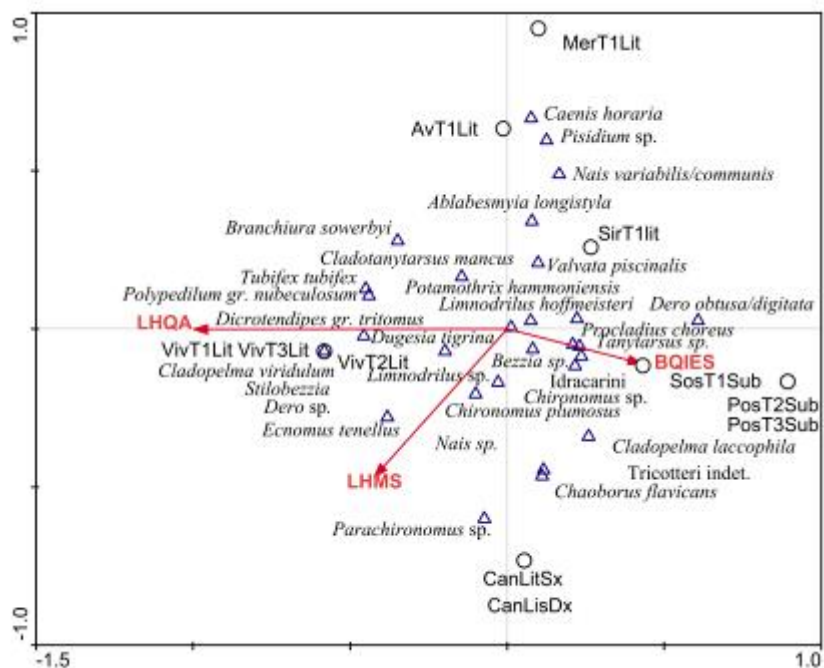


Fig. 3.17 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA (abbondanze delle specie, Indici idro-morfologici e biotico).

Anche nell'analisi eseguita considerando tutti i laghi e gli Indici (sia idro-morfologici che biotici), l'LHQA risulta essere l'unica variabile significativa. Nell'analisi CCA (Fig. 3.18) la varianza spiegata dai primi due assi è pari all'38%. In particolare, l'asse 1 spiega il 21% della varianza totale, ed è legato positivamente a tutti gli Indici di ricchezza e biodiversità, eccetto l'Indice di Simpson, il quale si comporta in maniera opposta rispetto agli altri, ovvero diminuisce con l'aumentare della diversità. Si nota quindi che i laghi naturali (nella parte bassa del grafico) presentano una diversità e ricchezza maggiore rispetto agli invasivi (nella parte alta del grafico). In particolare il L. Sos Canales risulta essere il meno ricco (presenta infatti una comunità dominata da una sola specie), al contrario il L. di Viverone presenta la diversità maggiore. Da notare che il L. Morasco, pur essendo un invasivo, è comunque legato ad Indici di diversità abbastanza elevati. L'asse 2 invece, spiega il 17% della varianza totale, ed è strettamente legato all'LHQA. I laghi naturali presentano valori di LHQA maggiori, legati alla presenza e alla qualità degli habitat. Da questo si deduce che le tipologie lacustri naturali hanno una qualità di habitat maggiore rispetto agli invasivi, nonostante alcuni di essi presentino solamente il muraglione della diga come pressione.

Fra gli Indici idro-morfologici, sembra che il Lake Habitat Quality Assessment sia maggiormente correlato alle metriche legate alla fauna a macroinvertebrati, rispetto al Lake Habitat Modification Score, che sembra avere una scarsa correlazione rispetto alle medesime metriche.

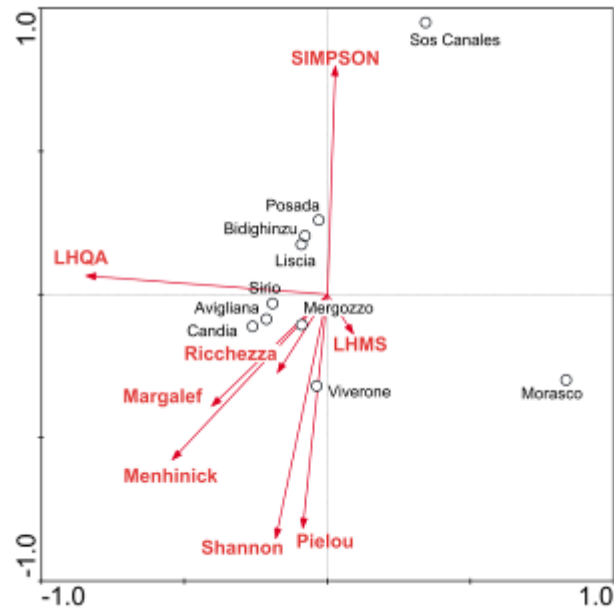


Fig. 3.18 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA. Sono stati riportati solamente i laghi e gli Indici utilizzati, omettendo la distribuzione delle specie.

Chapter 4: A CASE STUDY on Lake VIVERONE

On L. Viverone was also possible to calculate the variability among transects, being the only lake to have more than one transect with the three layers (littoral, sublittoral and profundal) sampled. This was done by averaging the densities of the three sampling stations for each transect. The results showed that Chaoboridae and the other less important taxa had always lower densities than Chironomidae and Oligochaeta. Transect 1 (T1) was dominated by Oligochaeta, while transect 3 (T3) by chironomids. This last transect showed the highest densities for all the main groups represented (Chironomidae, Oligochaeta, Chaoboridae and Other), with Oligochaeta reaching very high values ($> 1300 \text{ ind/m}^2$).

INFLUENCE OF GRAIN SIZE AND SEDIMENTS CHEMISTRY ON MACROINVERTEBRATES STRUCTURE

The statistical analyzes performed using the linear model, showed no significant differences in grain size fractions and chemical components of the sediment among the three transects. The only component that presented values close to the p value of 0.05 is the organic matter (0.053), with higher values in transect 1 respect to transect 2. This value, being very close to the significance level was not considered. Moreover, even the relation with depth, possibly affecting the different distribution of grain-size and chemical components, showed no significant results.

INFLUENCE OF HYDROMORPHOLOGY ON LITTORAL MACROINVERTEBRATES

The first run of the multivariate analysis (CCA) was performed using littoral macroinvertebrates relative abundances, main hydro-chemical (TN, TP, Alk and $\text{O}_2\%$) and hydro-morphological variables. The Monte Carlo test (499 permutations, $p < 0.05$) did not give significant results. The total variance explained by the first two axes was 55%. Axis 1 explained 29% of the total variance and was related to hydro-morphological parameters showing the separation of the sampling points. The littoral sampling station of Transect 2 (ViT2Lit) clearly differed from the other two, and was positively related with hydro-morphological variables characterizing the most natural environments (e.g. extended vegetation cover, reed bed presence), and negatively with the characteristics typically of altered environments.

The littoral stations of the 1st and the 3rd transects (ViT1Lit and ViT3Lit) were characterized by anthropic environments (e.g. bank reinforcement, artificial covering, campsites, parks, residential and commercial areas), and were positively related to environmental alterations and negatively with natural habitats. The littoral zone affected by biomanipulation, moorings and anchor points was characterized by a coarse substrate, probably of artificial origin.

Axis 2 was related to chemical parameters, with an explained total variance of 26%. This axis showed a negative relation with TP, alkalinity and O₂%, and a positive one with TN. Axis 2 showed also a seasonal separation of the stations. Oxygen, TP and alkalinity contents were higher in autumn in the littoral, while during mixing, the chemical components were redistributed along the column, and therefore showed lower surface concentrations.

The more natural environment (VivT2), represented by marshes, was characterized by *Potamotrix heuscheri*, *Dugesia tigrina*, *Cladotanytarsus* gr. *mancus*, *Procladius choreus*, while the more anthropic areas, marked by the presence (VivT3) or not (VivT1) of a tributary, were represented by *Stylaria lacustris*, *Ilyodrilus templetoni*, *Dero* sp., *Nais* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Branchiura sowerbyi*, *Potamotrix hammoniensis*, *Tubifex tubifex*, *Chironomus plumosus*, *Pseudochironomus* sp., *Cladopelma viridulum*, *Dicrotendipes* gr. *tritonus*, *Einfeldia* gr. *insolita*, *Polypedilum* gr. *nubeculosum*, and *Ecnomus tenellus*.

The second multivariate analysis (CCA), was performed using littoral macroinvertebrates relative abundances, hydro-morphological variables and BQIES index shows that the correlations between the BQIES Index and the hydromorphological variables do exist, but did not result statistically significant.

From our analysis, it appears that to better understand the real effects of hydromorphology on macroinvertebrates distribution and composition, it is necessary to increase the sampling sites along the coast, avoiding points close to inflows.

Cap. 4: IL LAGO DI VIVERONE COME CASO DI STUDIO

4.1 VARIABILITÀ SPAZIALE TRA TRANSETTI

Nel L. di Viverone è stato possibile calcolare anche la variabilità tra transetti, essendo l'unico lago a presentare più di un transetto con tutte e tre le fasce campionate. Questo è stato fatto mediando i valori di densità dei tre punti per ogni transetto. Si nota che Caoboridi e l'insieme dei taxa minori (Altro) presentano densità sempre minori rispetto a Chironomidi e Oligocheti. Nel transetto T1 gli Oligocheti presentano le densità maggiori, che scendono invece nel transetto T3, a favore dei Chironomidi, che vedono aumentare la loro densità. Il transetto T3 presenta le densità maggiori per tutti e quattro i gruppi, con gli Oligocheti che raggiungono valori molto elevati ($> 1300 \text{ ind/m}^2$) (Tab. 4.1).

Tab. 4.1 - Variabilità spaziale espressa come densità (ind/m^2) nei tre transetti del L. di Viverone.

	T1	T2	T3
Oligocheti	294,40	110,14	1374,59
Chironomidi	131,32	201,21	266,87
Caoboridi	14,83	6,35	50,83
Altro	38,12	21,18	80,48

4.2 INFLUENZA DELLA GRANULOMETRIA, DELLA CHIMICA DEI SEDIMENTI E DELLE ACQUE SULLA STRUTTURA DI COMUNITÀ

Le analisi statistiche non presentano differenze significative tra le componenti granulometriche, la chimica dei sedimenti ed i tre transetti (Tab. 4.2) (Fig. 4.1). L'unica componente che presenta un valore vicino al valore soglia di 0,05 è la sostanza organica, che tende a diminuire nel transetto 2, rispetto al transetto 1. Questo valore è però molto vicino al limite di significatività per cui non è stato considerato (Tab. 4.3). Inoltre, nemmeno l'interazione con la profondità, che potrebbe influenzare le differenze tra le componenti, mostra risultati significativi.

Tab. 4.2 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare per le componenti granulometriche, applicato al L. Viverone. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p.

	ARGILLA			LIMO			SABBIA FINA		
	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore Standard	P
Intercetta	0,1625	0,1122	0,244	0,5418	0,1595	0,0426	0,9861	0,1584	0,0083
TRANSETTO 2	-0,0846	0,1599	0,633	-0,0354	0,2273	0,8861	0,0706	0,2257	0,7747
TRANSETTO 3	0,3502	0,1624	0,120	0,0401	0,2307	0,8729	-0,1274	0,2292	0,6169
Profondità	-0,0010	0,0045	0,840	-0,0063	0,0065	0,4031	0,0066	0,0064	0,3818
TRANSETTO 2: Profondità	-0,0002	0,0063	0,975	-0,0016	0,0090	0,8705	0,0014	0,0089	0,8818
TRANSETTO 3: Profondità	-0,0143	0,0072	0,145	-0,0017	0,0103	0,8774	-0,0101	0,0102	0,3972

Tab. 4.3 - Risultati dell'elaborazione statistica del modello lineare per le componenti della chimica dei sedimenti, applicato al L. Viverone. Vengono riportati stime, errore standard e valore di p.

	S. ORGANICA			S. MINERALE			CARBONATI		
	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore standard	P	Stima	Errore Standard	P
Intercetta	0,3894	0,0819	0,0177	0,9809	0,0658	0,0006	0,4101	0,1078	0,032
TRANSETTO B	0,2390	0,1167	0,1330	-0,2914	0,0937	0,0529	0,0902	0,1537	0,598
TRANSETTO C	0,0225	0,1185	0,8613	0,1183	0,0952	0,3020	-0,1964	0,1560	0,297
Profondità	0,0045	0,0033	0,2667	-0,0020	0,0026	0,5073	-0,0022	0,0044	0,640
TRANSETTO 2: Profondità	-0,0061	0,0046	0,2793	0,0091	0,0037	0,0901	-0,0054	0,0061	0,436
TRANSETTO 3: Profondità	-0,0051	0,0053	0,4046	0,0021	0,0042	0,6480	0,0030	0,0070	0,696

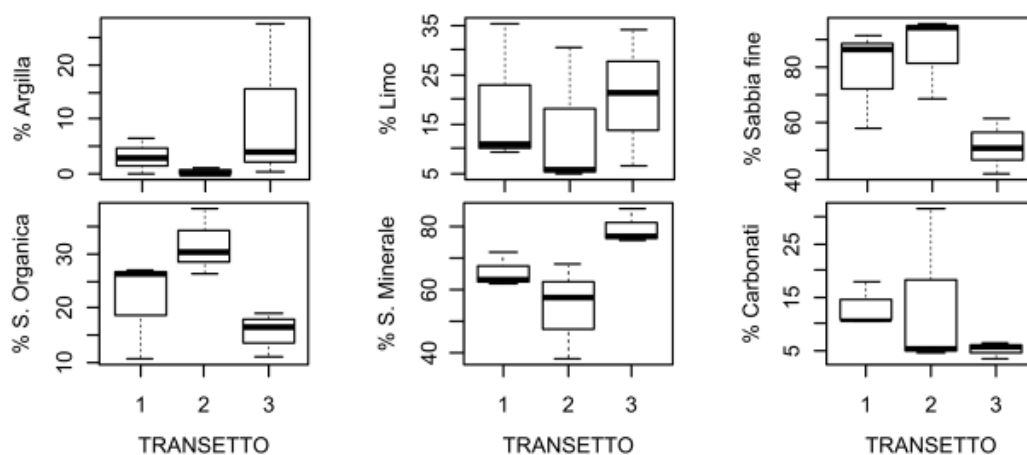


Fig. 4.1 - Distribuzione delle frazioni granulometriche e dei composti chimici dei sedimenti in funzione dei tre transetti nel L. di Viverone.

4.3 INFLUENZA DELL' IDROMORFOLOGIA SULLA CLASSIFICAZIONE BIOLOGICA

Le prime analisi statistiche (CCA) sono state eseguite utilizzando i valori biologici (con abbondanze maggiori dell'1%) i dati chimici delle acque (TN, TP, alcalinità e % di saturazione di ossigeno) e le

variabili dell'LHS. Dapprima, si è effettuato il test di Montecarlo (499 permutazioni, $p < 0,05$) che non ha dato risultati significativi, in quanto tutte le variabili considerate presentavano valore maggiore di 0,05. Anche se il test di Monte Carlo, non indica una correlazione significativa, la varianza spiegata dai primi due assi della CCA è pari al 55% e l'analisi statistica separa bene le stazioni di campionamento (Fig. 4.2). L'asse 1, che spiega il 29% della varianza, è legato ai parametri idro-morfologici che evidenziano la separazione dei tre punti di campionamento. Il punto ViT2Lit, infatti, sia in circolazione che in stratificazione, si differenzia nettamente dagli altri due, e risulta correlato positivamente con le variabili idro-morfologiche che caratterizzano ambienti più naturali, e negativamente con gli altri parametri legati ad ambienti soggetti ad antropizzazione. È contraddistinto infatti, da un'elevata percentuale di vegetazione, sia lungo il litorale che sulla sponda, che non presenta alcun tipo di modificazione. La fascia riparia mostra una copertura vegetale mista con alberi bassi e di media altezza e prati, mentre è rappresentata da canneto in acqua, inoltre è correlata alla presenza di alghe fito-bentoniche e ad un substrato con sedimento limo-argilloso. Le stazioni ViT1Lit e ViT3Lit, invece presentano caratteristiche tipiche di ambienti antropizzati, correlati positivamente ad alterazioni ambientali e negativamente con caratteristiche di habitat naturali. Tali punti presentano modificazioni della sponda (rinforzata e/o risezionata) con copertura di tipo artificiale, molte strutture legate all'attività turistica, quali campeggi, parchi, centri residenziali e commerciali, e zone coltivate a frutteto. La copertura vegetale risulta essere semplificata e rappresentata da prati alternati ad alberi alti, con presenza di specie alloctone. La zona litorale, soggetta a biomanipolazione, presenta ormeggi e punti d'ancoraggio, ed è caratterizzata da un substrato più grossolano (ghiaia/sabbia e ciottoli), probabilmente di riporto.

L'asse 2 risulta invece legato a parametri di tipo chimico, con una varianza spiegata del 26%. Questo asse mostra una correlazione negativa con la quantità di fosforo totale, l'alcalinità e la % di saturazione dell'ossigeno, e una correlazione positiva con l'azoto totale. L'asse 2 inoltre, separa le stazioni anche sulla base della stagionalità, con i campioni raccolti durante il periodo primaverile (C=Circolazione) nella parte alta del grafico, e quelli del periodo autunnale (S=Stratificazione) nella parte bassa. Sembrerebbe quindi che l'ossigeno sia maggiore nella stagione autunnale, dove non può avvenire un rimescolamento completo delle acque, mentre nella stagione primaverile, l'ossigeno viene ridistribuito lungo tutta la colonna, e risulta quindi avere una concentrazione minore negli strati superficiali, rispetto al periodo di stratificazione. Discorso analogo può essere fatto per TP e alcalinità. Si nota che le stazioni si suddividono anche seguendo la stagionalità.

Questa suddivisione sembra comunque influenzata più dalle variabili di tipo chimico, che dai parametri dell'LHS.

La zona naturale con la presenza di aree a torbiera è caratterizzata dalle specie *Potamotrix heuscheri*, *Dugesia tigrina*, *Cladotanytarsus gr. mancus* e *Procladius choreus*, mentre le due zone che presentano impatti antropici e che si distinguono per la presenza (VivT3) o assenza (VivT1) di un tributario sono caratterizzate da: *Stylaria lacustris*, *Ilyodrilus templetoni*, *Dero sp.*, *Nais sp.*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Branchiura sowerbyi*, *Potamotrix hammoniensis*, *Tubifex tubifex*, *Chironomus plumosus*, *Pseudochironomus sp.*, *Cladopelma viridulum*, *Dicrotendipes gr. tritonus*, *Einfeldia gr. insolita*, *Polypedilum gr. nubeculosum*, ed *Ecnomus tenellus*.

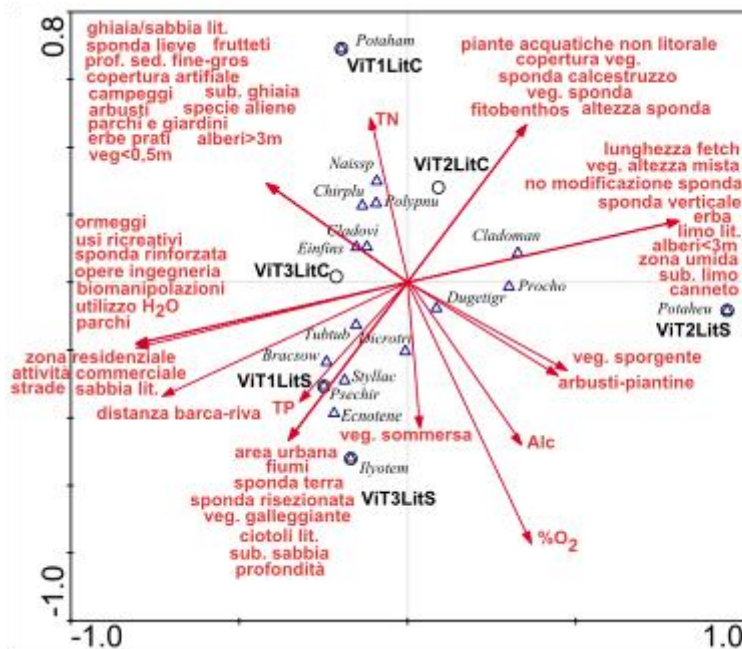


Fig. 4.2 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA (abbondanze, variabili chimiche e idro-morfologiche).

Nel secondo tipo di analisi è stato analizzato l'Indice BQIES per ogni punto di campionamento, considerando anche i punti presenti nella zona sublitorale e nella zona profonda (Fig. 4.3).

Il test di Monte Carlo (499 permutazioni, $p < 0,05$) eseguito sui dati biologici, le variabili idro-morfologiche e i valori del BQIES ha portato ad escludere tutte le variabili perché non significative. La varianza totale spiegata è pari al 50%. L'asse 1 spiega il 29% della varianza, come nei casi precedentemente visti, mentre l'asse 2 spiega il 21%. Si nota una distribuzione delle stazioni che si accorda con quanto detto prima. Le due stazioni del transetto 3 infatti, sono correlate con valori maggiori dell'Indice, mentre le stazioni del transetto 1 presentano una correlazione negativa con questa variabile.

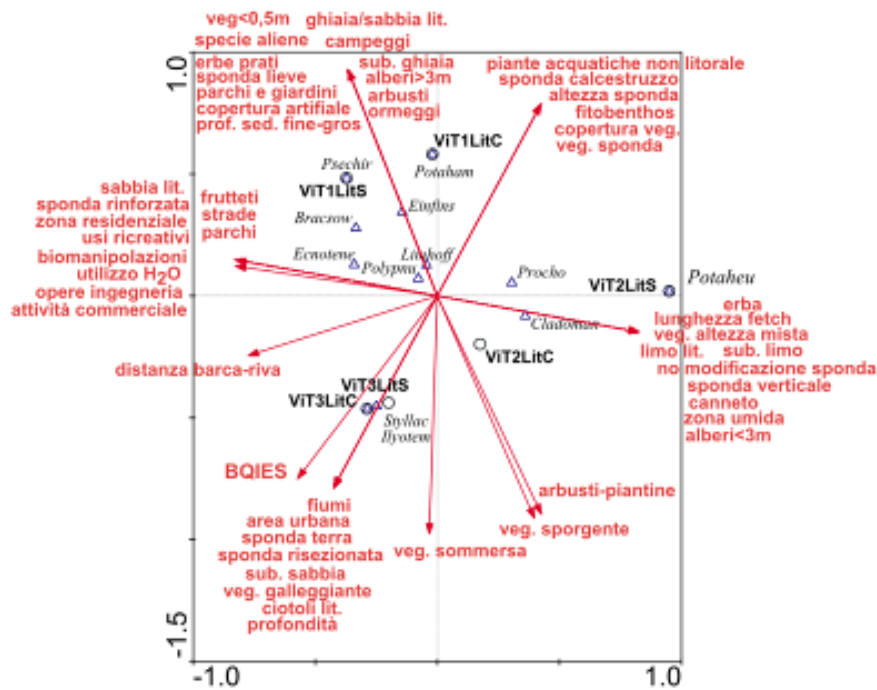


Fig. 4.3 - Ordinamento delle stazioni di campionamento lungo i primi due assi della CCA. Per ulteriori spiegazioni vedere il testo.

L'Indice di Qualità Bentonico (BQIES) demarca una separazione tra le due zone più antropizzate: il transetto 3 presenta infatti, una correlazione positiva con l'Indice, mentre il transetto 1 una correlazione negativa.

Chapter 5: DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The 2000/60/EC Directive (WFD) of the European Parliament (European Community, 2000) aims to establish a framework for the protection of water and introduces the use of biological indicators to assess the quality of the ecological status of water bodies. The InHabit project has expanded the hydromorphological and habitat information related to the studied lakes, and has integrated such information with the characteristics of the biological communities. It was possible to extend the monitoring sites (and lake types) not previously studied, and to extend the knowledge on sites already studied in the past. A sampling methodology was developed focused on the reservoirs as habitat. It has thus been possible to expand the sampling protocol in such environments, and to implement the national sampling protocol, where required the specific use of Chironomidae and Oligochaeta, given that the lacustrine fauna consists mainly of these two groups.

For the proper implementation of the WFD, a thorough understanding of species and their autecology is essential to identify species that are sensitive or tolerant to different anthropogenic impacts. Species of the same genus may have different sensitivity values; thus, the identification limited to the genus level does not allow researchers to establish the optimal ecological conditions for each species, and then to assign a statistically robust weight indicator for the taxon.

During the project we collaborated on an updated text dedicated to macroinvertebrates, on the implementation of the Directive and, in the first volume, on the taxonomy at the species level for the group of Oligochaetes (I Macroinvertebrati dei laghi, Vol 1 - Lencioni *et al.*, 2013). Most of the sampled organisms were then identified to species level; for some of them this was not possible due to the presence of juvenile stages or the poor condition of the organisms. The collected organisms belong to species that are largely distributed in Italy, and it is found in many European and non-European bodies.

RELATIONS AMONG BENTHIC FAUNA AND PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS OF WATER

It is generally known that the species composition of benthic macroinvertebrates is influenced by natural factors at different spatial scales: physical and chemical variables (substrate, conductivity, hardness, water temperature), shoreline and riparian habitat and morphometric parameters (Free *et al.*, 2009). The changes in water quality, due to anthropogenic influences, are able to reshape the community, resulting in the disappearance of sensitive species and the appearance of tolerant

ones. The most influential physico-chemical parameters on the composition and structure of communities are known to be temperature, oxygen and nutrients.

In the lakes analysed in this study, there is a decrease in oxygen with depth, while the surface values may exceed the saturation threshold (e.g. L. Sirio 127%). In the deep zone, however, the amount of oxygen decreases to extremely low values, particularly in the autumn period. Lake Morasco does not follow the same trend, in that, during the period of circulation, at the level of the deep zone there is a greater amount of oxygen than at the surface. This lake is influenced by glacier Sabbioni, which contributes to its fueling with water that is well oxygenated and much colder than the lake water.

Statistical analyses performed using generalized linear models applied to Chironomidae, Oligochaeta and Shannon Index, confirm the importance of depth for the composition ($p = 0.0108$) and diversity ($p = 0.0026$) of chironomids. The CCA, carried out considering hydrochemistry, depth and density of macroinvertebrates, shows that depth is inversely correlated with temperature and oxygen concentration. Finally, the generalized linear models applied to the major chemical variables influencing the distribution of species, the density of Chironomidae and Oligochaeta, and the total fauna, show that the abundance of Chironomidae is dependent on the oxygen concentration ($p < 0.0001$), from which we can deduce that the depth is not in itself a critical factor directly, but that its action takes place indirectly through the reduction of oxygen. In addition, the statistical analyses performed with the generalized mixed model, and considering the chemical parameters of the water and the richness of Chironomidae and Oligochaeta, show a positive correlation between the number of species of the two groups and oxygen. In lakes Avigliana piccolo, Candia, Sirio and Viverone, total phosphorus in circulation increases going to the deep area. Related to this is the lack of oxygen in the deep zone, which significantly affects the community structure, limiting species richness (Jonasson, 1984; Wetzel, 2001; Martial *et al.*, 2013; Heinis & Davids, 1993). Regarding the total nitrogen, there is a similar situation to that of phosphorus, especially in lakes Viverone, Sirio and the Sardinian reservoirs; these latter ones denote an increase of this element in the deep zone, indicative of a strong productivity. The generalized mixed model applied to density of Chironomidae, Oligochaeta and of all fauna in macroinvertebrates, explained by the chemical parameters resulted significant according to the correlation coefficient of Pearson, shows that density of Oligochaeta and macroinvertebrates in their entirety are not influenced by the parameters.

The same models applied to the richness of Chironomidae and Oligochaeta, and Shannon index, also show that the number of species of the two groups has a negative relationship with the content of total phosphorus (respectively $p = 0.0038$, $p = 0.0002$). Total phosphorus and total nitrogen are not influencing the density of fauna but they have a synergistic effect respect to oxygen on species richness that decreases.

The presence of *Chaoborus flavicans* (a hypoxia tolerant species) in lakes Viverone, Candia, Sirio, and Avigliana piccolo is very important when considering that the limiting factor in the distribution of macroinvertebrates is the availability of oxygen (Heinis & Davids, 1993; Verneaux & Aleya, 1998). Other taxonomic groups appear to be tolerant to hypoxia; among them the Tubificidae, which are found in large quantities in both natural lakes in Piedmont and in Sardinia reservoirs. In addition, species such as *Chironomus* gr. *plumosus*, *Procladius choreus*, *Potamothrix hammoniensis*, and *Limnodrilus hoffmeisteri* are widely known as indicators of higher trophic levels, and are found in lakes that exhibit high trophic levels (Prokešová, 1963; Sikorowa, 1968; Sæther, 1979; Wiederholm, 1980; Lencioni *et al.*, 2013) as the Sardinian reservoirs and lakes Candia and Viverone. All of them according to the OECD classification (OECD, 1982), are the Mesoeutrophic. In lakes that have a medium to high trophic level, there are a few tolerant species that tend to dominate (Thienemann, 1925; Seals *et al.*, 2005). This is the case of Lake Sos Canales, which is dominated by *Tubifex tubifex* (a very tolerant species), to the detriment of the most sensitive species such as *Slavina appendiculata*, *Vejdovskyella comata*, *Ablabesmyia longistila*, *Parakiefferiella batophila*. Lake Viverone presents medium-high trophic conditions and hypoxia at the bottom too, but a high number of species. This can be explained by the presence of highly diverse environments in the littoral zone, which allow the settling of a more diverse fauna. In particular, groups like Ephemeroptera or Plecoptera can be found in the lake, whereas in the deep zone mainly species or taxonomic groups that are more tolerant are found.

RELATIONS AMONG BENTHIC FAUNA, GRANULOMETRY AND CHEMICAL ANALYSIS OF SEDIMENT

The D.Leg. 152/99 states that: "The analyses of the sediments are considered as additional analyses to obtain, if necessary, additional information useful in determining the causes of environmental degradation." In this project, these analyses were performed to highlight if and how the macroinvertebrate community was influenced by the type, nature and quality of the sediments.

The granulometric analysis shows that all the lakes have a similar composition with fine sand representing the main fraction, followed by silt and clay. The only lake that follows a different trend is L. Morasco, which has a greater amount of silt, but especially clay (glacial silt from the glacier Sabbioni). This may explain the lower amount of water present in the sediments of this lake, which are more compact. In fact, the finer particles tend to occupy all the free interstices, to the detriment of the water and, therefore, to the possibility of hosting of a rich community. Moreover, regarding the chemical composition of the sediments, it is observed that these have higher content of organic matter in natural lakes. In fact, the land surrounding the lakes is rich in natural aquatic and riparian vegetation, while on the contrary, in the reservoirs, the area around them consists of bare rock and pastures, which contribute minimally to external inputs of organic matter.

In a first application of the generalized mixed model, which considered the type and quality of the sediment, it was observed that the fine sand increases with depth at the expense of silt and clay. A similar trend is shown by the mineral substance. The second application of the same model to the granulometric and major chemical components, depth, organic sector and the Shannon Index, shows how Chironomidae and Oligochaeta are significantly influenced both from an increase in fine sand and, indirectly, from the depth, while the organic matter does not show any correlation. The richness of Chironomids decreases with increasing depth and fine sand, because they prefer soft substrates such as silt and clay, as already demonstrated in other literature (Pinder, 1986; Ebrahimnezhad & Fakhri, 2005).

Results show that at greater depths, where the sand is more abundant, there is a poorer fauna, this is because the environment is not suited for macroinvertebrate settlement (Ward, 1992). It must be remembered, however, that the oxygen remains the main component in structuring the benthic community, therefore, probably, the differences that occur in the structure of the community are definitely related to this factor, which in turn is related to the depth, as seen previously. This emphasizes the importance of performing these analyzes, which can complement the information provided by the chemical and biological parameters of the water.

RELATIONS BETWEEN BENTHIC FAUNA AND FLUCTUATIONS LEVEL

In reservoirs, depending on their usage, the level fluctuations can be: frequent with little excursions during the day (hydro-electric use) or occasional with extended long-term (hydro-

drinking use). In both cases, the fluctuations appear to have an intensity much higher than those of natural lakes. The littoral zone is therefore mostly affected by these events, becoming an hostile environment for the colonization of the macroinvertebrate fauna (Furey *et al.*, 2004, 2006; Aroviita & Hämäläinen, 2008). Fluctuations of the water level tend to expose the littoral zone or alternatively submerge it and expose it to air, and therefore to the action of oxidation. This expands naturally occurring erosion with loss of organic matter and subsequent disappearance of coastal vegetation emerged or submerged, and fauna associated with it (Cyr, 1998; Grimas, 1965; Furey *et al.*, 2006; Hofmann *et al.*, 2008; Brauns *et al.*, 2008; Kaster & Jacobi, 1978). At high altitude, in addition, fluctuations adversely affect the community structure because of the effect of freezing / drying that cause stress and thus depletion of the biota (Valdovinos *et al.*, 2007). The fauna responds to these stresses by fleeing to the deeper zones, or by following the changes in level (Brauns *et al.*, 2008; Koskenniemi, 1994; Palomaki, 1994).

In the studied reservoirs, there is a lack of the typical fauna of coastal environments. This, in our case, is due to the non-sampling of this range because of the nature of coarse sediment that characterizes it. The sampling method should have been changed, as it has not allowed the comparison among lakes. The study, however, has shown that the density of the macroinvertebrate fauna in the sub-littoral zone, affected in part by the fluctuations, is lower compared to the deep zone, at least in lakes Morasco and Sos Canales. The other reservoirs show higher densities in the sub-littoral zone. This could be explained by the trophic status of these environments, from meso- to hyper-eutrophic, where the nutrients are very important in the community structure (Carvalho *et al.*, 2002). It also appears that, the low taxonomic diversity in the reservoirs compared to natural lakes, is also due to the smaller variety of microenvironments observed (Menge & Lubchenco, 1981; Cheruvilil *et al.*, 2002; Tolonen *et al.*, 2003; Taniguchi & Tokeshi, 2004).

From the results emerges how the oxygen is the element that mostly influences the macroinvertebrate community, however, species respond more to the interaction of various factors than a single element.

This study highlights the need for a precise taxonomic revision for a better definition of indicator weights that have to be assigned to species.

The study of the community structure and species autecology of macrobenthic fauna has allowed us to reach some important outcomes. There are significant differences in chemistry, sediment

and biology between all the lakes. It has been possible to identify four different macro-types of lake typologies: high altitude reservoirs, Mediterranean area reservoirs, shallow and deep lakes.

- High-altitude reservoirs: represented by L. Morasco (AL-9) with high carbonate content and particles, sediments poor in organic matter, water poor in nutrients, but rich in oxygen and able to support a benthic community limited to cold stenothermal species.
- Reservoirs in the Mediterranean area: have low organic matter content and high nutrient content in the water, but with poor oxygenation, especially in the deep zone, characterized by the presence of a poor community, composed of species tolerant. This group can be separated into deep reservoirs (mean depth > 15m) as the lakes Liscia and Sos Canales (ME-4, ME-5), and shallow reservoirs as the Bidighinzu and Posada (ME-2, ME-3). The trophic state in both cases is high, but is higher in shallow reservoirs.
- Shallow lakes: the L. Avigliana piccolo (AL-5) is characterized by high concentrations of carbonates in sediments and waters, and a high content of nutrients that can support medium-high biodiversity. The L. Candia (AL-5), has a content of organic matter and nutrients very high, and low levels of oxygen, which causes a biological imbalance with the presence of tolerant species dominant.
- Deep Lakes: separated into two sub-categories. The L. Mergozzo (AL-6): very poor in organic matter and nutrients, with good percentages of oxygen saturation on the bottom and able to maintain a good biological diversity. On the contrary, lake Viverone (AL-6) and lake Sirio (AL-6) have a high content of organic matter, high nutrients, but very low percentages of oxygen on the bottom, with tolerant species characteristics of environments with macrophytes.

As you can see the division into macro-types fully reflects the typing proposal at the national level.

BIOTIC INDICES

Indices applied in this work (Shannon, Simpson, Pielou, Margalef and Menhinick), are based on the general notion that diversity is a measure of the state of a system, where species respond to environmental gradients according to a Gaussian law of tolerance and optimal response that can be measured by means weighted (ter Braak & Prentice, 1988).

According to the Indices of richness, diversity and equality, lake Sos Canales is the most uniform, with the lowest diversity among all other lakes. Here, the species *Tubifex tubifex*, dominates over

the others. The lakes Viverone, Mergozzo, and Morasco have the highest diversity, with a good distribution of taxonomic entities within the community, indeed, there are no dominant species. The presence of a dominant and tolerant specie in the lake L. Sos Canales, and of more sensitive species in lakes of the region Piemonte, is linked to the trophic conditions, and especially to the amount of dissolved oxygen. Indices confirm that the natural lakes are more biodiverse than the reservoirs (Furey *et al.*, 2006; Brauns *et al.*, 2008), in which the intrinsic characteristics (fluctuations etc.) influence the benthic community. It should be noted, however, that L. Morasco, despite being a reservoir, has high indices, and its fauna is very similar to that of high altitude lakes (Boggero *et al.*, 2006). In addition, the index of Wiederholm shows how trophic conditions increase with increased depth, this leads to an increase in Oligochaeta, except in L. Morasco, where there is an increase of chironomids for better oxygenation conditions at greater depths.

BENTHIC QUALITY INDEX (BQIES)

Before the introduction of the WFD, the monitoring of water bodies was carried out only with the analysis of physical-chemical parameters indicating the degree of eutrophication. Now, though, the evaluation of the environmental state is characterized by the analysis of biological communities (EQB) such as aquatic flora (diatoms, macrophytes, phytoplankton), benthic macroinvertebrates, and fish. It was therefore necessary to develop new methods to monitor EQB. For each biological component, a community analysis is required, based on: taxonomic composition, the relationship between sensitive and tolerant taxa, the evaluation of diversity, and the relative and absolute abundances of taxa indicators. therefore, methods for quantitative and standardized collecting and the development of appropriate metrics to the description of the biotic community are required. In Italy, this step was very difficult, due to a lack of knowledge on the systematics and ecology of macroinvertebrates and monitoring methods conform to the requirements of the WFD. New protocols were then developed for all BQE (Boggero *et al.*, 2011, 2011b, 2011c, 2013a; www.ise.cnr.it/wfd). Finally, the WFD provides for the establishment, within each type of lake "terms of reference", ie the biological, hydro-morphological and physico-chemical properties of an immune water body, or slightly damaged, by anthropogenic impacts. Once the terms of reference are established, you can proceed to the classification of water bodies through the calculation of the Ecological Quality Ratio (EQR): the ratio for each biological element between biological value observed, and the biological value of reference (1 = high state, 0 = bad

state). This allows us to classify the ecological status of a water body in the 5 quality classes defined by the WFD. The ecological status of a lake body will correspond to the lower class relative to the physical-chemical and biological elements.

The development of this complex classification system has also required a process of intercalibration, developed on a European scale, to define the parameters to be monitored, the terms of reference and the limits among quality classes. As for the macroinvertebrates within the geographical Intercalibration Groups Alpine (GIG) - the geographical area that has lakes with similar characteristics to the Italian ones - there are several indices for assessing the ecological quality of water, based on the analysis of the macrobenthic community, and that consider hydromorphology as a pressure.

- Lake littoral benthic invertebrate index (LBI, Slovenia), Multimetric index used to assess the impact of the degradation of coastal fauna (Urbanic *et al.*, 2007),
- German lake macroinvertebrate assessment method (AESHNA, Germany) which has already been used in the first round of intercalibration,
- French Lake Macroinvertebrate Index (Mazzella *et al.*, 2009; Gevrey *et al.*, 2011) (France), applicable to the French natural lakes, responds to the trophic pressure and the hydromorphological pressure evaluated through the application of Lake Habitat Survey (Rowan *et al.*, 2006).

This will be the index with which Italy will compete in the second round of intercalibration, through the use of the Index of Quality benthic. Italy, given the strong impact of eutrophication on lakes, has for now decided to present its own index BQIES (Rossaro *et al.*, 2013) for its exclusive trophic significance. This index, thanks to data collected from 10 lakes studied by Inhabit Project, and those provided by the Environmental Agencies (8 lakes) during the first three years of monitoring required by the WFD, has been recently validated (Rossaro *et al.*, 2013). We proceeded with the calculation of BQIES on both groups of lakes, and results were correlated with the percentage of saturation of the hypolimnion oxygen during stratification (as provided by D.Leg. 152/99 and D.Leg. 152/06).

Results highlight the possibility of a separation of the deep lakes, from those with poor oxygenation on the bottom, and lakes with a high percentage of oxygen saturation during the summer. Results also show, to identify at least one site reference, ie the L. Mergozzo, considered slightly impacted as a whole, and to estimate the first class limits. The deep lakes, in this study, can thus be classified as follows:

- Mergozzo: High,
- Sos Canales: Sufficient,
- Liscia: scarce,
- Sirio and Viverone: Bad.

These are the preliminary results, since, while being classified at high ecological status, and therefore the reference site, the L. Mergozzo has problems with high levels of hypoxia at the bottom. In addition, according to the hydromorphological state, this lake is affected by several types of impacts (railroad and road along two sides of the lake).

In addition, the index proposed cannot be considered definitive, as new species with different autoecology may already appear in the studied lakes, or be present in lakes that have not been sampled yet. This would result in a deviation from the weight indicator proposed this year. The monitoring of other lakes will lead to an increase of data, useful to optimize the threshold values. At the moment for the other types lake is not possible to establish reference sites, as often there is only one lake type.

RELATIONS AMONG BENTHIC FAUNA AND HYDROMORPHOLOGICAL CHARACTERISTICS

The FWD, points out that anthropogenic alterations, present on the coastal zone, can damage the composition and abundance of biotic communities. There are a few studies that highlight the hydromorphological effects on macroinvertebrates in lakes (Aroviita & Hämäläinen, 2008; Mastrantuono *et al.* 2008). To address the need to understand how hydro-morphology influences the biotic communities, we used the Lake Habitat Survey (LHS), which is a method to assess the physical aspects to characterize habitats in lakes and reservoirs (McGoff *et al.*, 2013) . This method, which has been subject to validation with regard to some peculiarities of the Italian lakes, both Alpine and Mediterranean, through the project Inhabit.

The LHS provides a quantitative description or an estimate of parameters present at the level of the banks and coastal areas. It is observed that there are more species in diverse and complex habitats (Cheruvilil *et al.*, 2002), and greater richness and density of fauna with an increase in the complexity and abundance of macrophytes in the littoral zone (Tolonen *et al.*, 2003; Tokeshi and Taniguchi, 2004). Therefore, the disturbance of riparian and littoral zone, may cause a decrease in diversity when the disorder has persisted over time, or if it exceeds certain threshold levels.

A CCA was initially carried out, with data from the Lake Habitat Survey and abundances of species of all the lakes. This shows that the anthropogenic pressures along the coast did not have a

significant affect on the biotic component of macroinvertebrates, however, there is a relationship between the characteristics of the bank and the structure of the community.

Even the second CCA, in which the Benthic Index, the LHQA and LHMS were used, does not show a real correlation between the hydromorphological and biological indices, but it is noted that with an increase of the first two, the BQIES tends to decrease. The Lake Viverone is related to the LHQA index, which describes the quality of the habitat, as this lake presents a greater number of natural habitats and of sampling points. The LHMS Index, that describes the amount of morphological alterations at shore, is correlated with the L. Candia, which is surrounded by cultivated areas and is, therefore, very impacted from the point of view of the naturalness of the banks. In contrast, the L. Mergozzo, with the L. Sirio and Avigliana piccolo, are the most natural, and have a higher percentage of natural habitats compared to the disturbed ones. It should be noted that the BQIES index has been created to highlight trophic pressures. In fact the index is linked to total phosphorus concentrations, dissolved oxygen and water transparency. This shows a negative correlation with LHQA, mostly related to natural habitats, which should not be affected by trophic pressures. The last CCA applied to species abundances, to the hydro-morphological indices and others based on the biological composition, shows that natural lakes have higher values of diversity indices compared to reservoirs, and have greater LHQA values, related to the presence and quality of habitats. As seen before, natural lakes have a higher habitat quality compared to reservoirs, having only the dam as a pressure.

A critical step detected is the limit in applying LHQA: the reservoirs in the Mediterranean Ecoregion, where the climatic conditions and the substrate are strongly limiting for the presence of macrophytes or woody cover, have a lower value of LHQA compared to the environments of the Alpine ecoregion, although the latter have less disturbed bank conditions. Also, alpine lakes and reservoirs have less macrophyte diversity and habitat compared to lakes and reservoirs of lower altitude and larger size. The lakes at a higher elevation will be assigned with a lower LHQA score, even though they might be considered less disturbed or with no apparent human impacts at all. Therefore, an approach based on the lake type might be more useful, assigning different scores to the attributes of the LHS, depending on the considered lake type.

Another critically important aspect relates to the use of LHS metrics. Results show that, for the lakes, the pressure structuring the community seems to be eutrophication: the morphological changes may have an impact on coastal communities, but the pelagic communities are not affected directly. Basically, the Lake Habitat Survey could resemble the Littoral Habitat Survey. It is

true that in the LHS there are metrics that also consider the use of soil, but the effect of any pollution sources can be measured through the hydrochemical variables to support indices of biotic quality. The analysis highlights and proposes improvements and/or insights for the improvement of watershed plans and the management of lake water bodies.

Finally, any mitigation action made to the banks, will serve to improve the quality of the environment both from a recreational and touristic perspective, but also from an ecological point of view, implementing the number of available habitats and consequently favoring the onset of a diverse fauna which is a source of food for amphibians, small reptiles, fish and birds.

CASE STUDY: The Lake Viverone

In L. Viverone a further analysis was performed to compare the individual transects and evaluate if there were differences among them. Both in sediment chemistry and granulometry. Analysis were performed to evaluate if the hydromorphological alterations, in the littoral zone, influence the community structure of species within the lake.

The linear model, applied to the data related to sediment chemistry and granulometry, shows that there are no significant differences among the three transects, which all appear to be very similar. When planning a monitoring plan, in which were inserted the granulometric and sediment chemistry analysis, the sampling of a single transect is more beneficial than the sampling of multiple transects, both in terms of time (for the collection and analysis), than from the point of view of costs. This hypothesis, however, must be confirmed by other studies carried out on large lakes. With regards to the hydromorphological aspects, the relationships among some of the parameters collected by the method Lake Habitat Survey (LHS) were searched, the macroinvertebrate fauna was used to highlight the possible correlations between the presence of human activity on the coast, considering the hydromorphological parameters that mostly influence the structure of communities.

The first CCA, highlights the relationship between the hydromorphological characteristics, the species abundance and the main chemical variables (TP, TN, alkalinity and oxygen saturation) that affect fauna. Results show that anthropogenic pressures along the coast are not particularly influential on the macroinvertebrate community, as none of the analysis were significant, but the fauna and the stations are divided into 3 main groups that follow the changes to the littoral zone and seasonality.

In the second CCA hydrochemicavariabls were eliminated and BQIES Index has been included. Even in this case, the hydromorphological variables analyzed are not statistically significant. However, relationships among the BQIES index and the hydromorphological variables were observed. It seems that the BQIES Index represents good habitat conditions, in this case related to the influence of the contributions of fauna and oxygen through the waterway tributary with consequences on the overall biodiversity of the site. It is advisable further investigate the relationships between hydromorphological pressures and macro-invertebrates, either by increasing the joint sampling of this element and hydromorphological parameters along the banks, or investigating the largest number of lakes and specific pressures. In fact, where it was possible to obtain a good overlap among a biological element (Macrophytes) and Habplot, good results were obtained and show how this element is linked to the type of habitat (Ciampitiello *et al.*, 2012).

This planning has proved to be of fundamental importance for the development of methodologies, until a few years ago, completely missing in the national territory and about the lake macroinvertebrates. Through the project we inhabit is, finally, have been filled in the gaps on the macroinvertebrates, which are considered less than the other EQB for the considerable difficulties related to the activities of field and laboratory, and return to the Decree classification, especially important goal for management purposes, but also decisive in the implementation of the Water Framework Directive, in particular, for the aspects of the intercalibration between Member States. It is hoped then that work and insights developed in this project can be extended to other lacustrine environments, both in the Alpine and Mediterranean areas , and the acquisition of new data, information and analysis, may in time help filling knowledge gaps still exist, and to overcome the problems identified, to a greater awareness of the mechanisms of pressure / impact and improvements in environmental quality that can be obtained by applying correct and effective measures. The results of this project are, therefore, essential for subsequent monitoring activities conducted by the National Agency for the Environment, for which, become benchmark. All work carried out will serve to increase and improve the knowledge of the ties pressure/impact and to investigate the effects of climatic change on the quality of lake ecosystems. Indeed, it would good to have current data, as well as previous ones, both related to abiotic biotic component, at the disposal of the institutions responsible for planning, to propose actions for restoration or mitigation plan within the basin plans.

Capitolo 5: DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La Direttiva 2000/60/CE del parlamento Europeo (European Community, 2000) è nata con lo scopo di istituire un quadro per la protezione delle acque e sancisce che “L’acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale”. Tale Direttiva introduce l’utilizzo di indicatori biologici di qualità per valutare lo stato ecologico dei corpi idrici. Attraverso il Progetto InHabit si è cercato di ampliare le informazioni di tipo idromorfologico e di habitat inerenti i siti lacustri studiati, e di integrarle con le caratteristiche delle comunità biologiche.

In particolare, grazie all’attuazione di tale progetto è stato possibile ampliare il monitoraggio a siti (e tipologie lacustri) mai studiati prima, ed ampliare le conoscenze su siti già studiati in passato. Il piano di monitoraggio, standardizzato per tutti i laghi, è stato adattato alle diverse caratteristiche degli ambienti considerati, ha consentito di stabilire quali e quanti transetti scegliere per ogni tipologia lacustre. Ha permesso inoltre di mettere a punto una metodologia di campionamento mirata agli invasivi, evidenziando le criticità che si sono riscontrate durante il campionamento. Si è così potuto ampliare il protocollo di campionamento a tali ambienti, arrivando così a delineare una struttura definitiva del Protocollo nazionale di campionamento, approvato alla fine di marzo 2013. Inoltre, è stato possibile approfondire le conoscenze sulla chimica delle acque e dei sedimenti, di conoscere la composizione granulometrica del sedimento, sottovalutata o mai studiata prima d’ora in ambito lacustre, e quella quali-quantitativa della comunità bentonica, sia per tipologie lacustri già in precedenza studiate, sia per nuovi ambienti mai studiati sotto questo punto di vista e situati nell’Ecoregione Mediterranea.

I macroinvertebrati bentonici sono usati da lungo tempo nel monitoraggio dei corpi idrici (Rosemberg & Resh, 1993) e nel protocollo Nazionale di campionamento si richiede l’uso specifico di Chironomidi e Oligocheti, perché la fauna a macroinvertebrati nei corpi lacustri è costituita prevalentemente da questi due gruppi (Laville, 1971, Juget & Giani 1974, Kownacki *et al.*, 2006, Dumnicka & Boggero, 2007). Per una corretta applicazione della normativa è indispensabile associare la presenza di certe specie ad un determinato spettro di condizioni qualitative ambientali. Questo processo presuppone una conoscenza approfondita delle specie e della loro autoecologia, al fine di individuare le specie sensibili e quelle tolleranti ai diversi impatti antropici.

Il dibattito sull'identificazione a livello di specie è molto discusso. Molti studi infatti, confermano che le incertezze nell'identificazione tassonomica possono rappresentare un punto critico per l'assegnazione di un corpo lacustre ad una classe di qualità ben definita (Greffard *et al.*, 2011).

È noto che specie appartenenti allo stesso genere hanno valori di sensibilità diversi, sia per quanto riguarda il gruppo dei Chironomidi (Rossaro *et al.*, 2000) sia per il gruppo degli Oligocheti (Lang, 1990).

Studi condotti su ambienti lacustri alpini (Orendt, 2000; Stribling *et al.*, 2003; Boggero *et al.*, 2006, Füreder *et al.*, 2006) e subalpini hanno più volte messo in evidenza come la distribuzione geografica delle specie necessiti inequivocabilmente di ricerche approfondite di tassonomia, infatti, un livello tassonomico superiore alla specie (genere, famiglia, etc.) può portare ad un grado di incertezza nei risultati ottenuti e diventare, quindi, cruciale nella valutazione ecologica qualitativa basata sulla presenza di particolari taxa. Inoltre, l'identificazione limitata a livello di genere non permette di fissare le condizioni ecologiche ottimali per ogni singola specie e quindi assegnare un peso indicatore statisticamente robusto. Purtroppo, spesso, a livello larvale non è possibile l'identificazione a livello di specie. Esistono però metodi, come la raccolta di campioni di adulti, pupe ed exuvie pupali (Ruse, 2002), e l'esame del cariotipo (in *Chironomus*) che aiutano nell'approfondire l'identificazione fino a livello di specie. Inoltre, le difficoltà nell'identificazione tassonomica possono essere superate affinando le competenze dei tassonomi che si occupano di questi gruppi, tramite corsi specifici e creando chiavi tassonomiche di identificazione che considerino l'ambito lacustre come esclusivo. A tale proposito, durante il progetto si è collaborato alla stesura di un testo aggiornato dedicato ai macroinvertebrati, all'implementazione della Direttiva e, nel primo volume, alla tassonomia a livello di specie relativo al gruppo degli Oligocheti (I Macroinvertebrati dei laghi, Vol. 1 – Lencioni *et al.* 2013).

Proprio per quanto detto sopra, la maggior parte degli organismi campionati sono stati identificati a livello di specie, ma per alcuni, questo non è stato possibile, data la presenza di stadi giovanili o per le pessime condizioni in cui si trovavano gli organismi. Ad esempio il genere *Tanytarsus*, comprende molte specie, difficilmente riconoscibili le une dalle altre a livello larvale, e che presentano diverse esigenze ecologiche e diversa resilienza (Langton & Casas, 1999; Marziali *et al.*, 2006).

Nella fattispecie, gli organismi raccolti e identificati sono ampiamente distribuiti in Italia (Boorman *et al.*, 1995), e presentano ampia valenza geografica, in quanto si ritrovano in molti corpi idrici europei e extraeuropei (Brinkhurst & Jamieson 1971; Sæther, 1979; Wiederholm, 1980).

RELAZIONI TRA LA FAUNA BENTONICA E I PARAMETRI FISICO-CHIMICI DELLE ACQUE

È generalmente noto che, la composizione delle specie di macroinvertebrati bentonici è condizionata da fattori naturali a diversa scala spaziale: variabili fisiche e chimiche (substrato, conducibilità, durezza, temperatura dell'acqua), habitat litorale e ripariale, parametri morfometrici (Free *et al.*, 2009). Fattori quali la temperatura dell'acqua, la chimica, compresi i fattori di stress di origine antropica, sono responsabili delle differenze osservate nella composizione della fauna a macroinvertebrati nei laghi italiani (Rossaro *et al.*, 2006, 2007). Le modificazioni della qualità delle acque, date dalle influenze di tipo antropico, sono in grado di rimodellare la comunità, provocando la scomparsa delle specie sensibili e la comparsa di quelle tolleranti.

Le conoscenze sulla chimica delle acque divengono quindi strumento di supporto alle analisi biologiche, così come previsto dal D.M. (56/2009), e dal protocollo nazionale di campionamento (Boggero *et al.*, 2013), in quanto permettono una migliore e più corretta interpretazione del dato biologico a se stante. Nello specifico, per la fauna a macroinvertebrati, è noto che i parametri fisico-chimici più influenti sulla composizione e sulla struttura di comunità sono la temperatura, l'ossigeno e nutrienti. In generale, si osserva una diminuzione di ossigeno con la profondità, mentre i valori in superficie possono superare anche la soglia della saturazione. Tipico l'esempio del L. Sirio che presenta valori superficiali del 127% dovuti alla presenza di fitoplancton che produce elevate quantità di ossigeno nei primi metri della colonna d'acqua (Reynolds, 2006). Nella zona profonda, invece, la quantità di ossigeno diminuisce fino a valori estremamente esigui, soprattutto nel periodo autunnale e nei laghi profondi, dove il fenomeno di stratificazione non permette il rimescolamento sull'intera colonna d'acqua, in quanto viene consumato dall'attività batterica e da processi di degradazione della sostanza organica. Se questo è vero per la maggior parte dei laghi indagati, il L. di Morasco non segue lo stesso andamento, in quanto, durante il periodo di circolazione, a livello della zona profonda si riscontra una maggior quantità di ossigeno rispetto alla zona superficiale. Ciò si spiega con il fatto che tale lago è sotto l'influenza del Ghiacciaio dei Sabbioni, che contribuisce al suo rifornimento d'acqua, soprattutto durante il periodo del disgelo. Queste acque sono ben ossigenate e molto più fredde delle acque lacustri, e per questo tendono a scivolare negli strati più profondi, contribuendo così al rifornimento di una notevole quantità di ossigeno in queste zone.

Le analisi statistiche del modello lineare generalizzato, applicate a Chironomidi, Oligocheti e all'Indice di diversità di Shannon, confermano l'importanza significativa della profondità sulla

composizione a Chironomidi ($p = 0,0108$) e sulla diversità ($p = 0,0026$). La CCA, eseguita considerando l'idrochimica, la profondità e le densità dei macroinvertebrati, rileva che la profondità risulta, inoltre, essere inversamente correlata sia con la temperatura che con la concentrazione di ossigeno. Infine, il modello lineare generalizzato, applicato alle principali variabili chimiche influenti sulla distribuzione in specie, alle densità di Chironomidi e Oligocheti, e dell'intera fauna, evidenzia come l'abbondanza dei Chironomidi sia strettamente dipendente soprattutto dalla concentrazione di ossigeno ($p < 0,0001$), da cui se ne deduce che la profondità non è di per sé un fattore critico diretto, ma che la sua azione si svolge indirettamente attraverso la diminuzione di ossigeno.

A supporto di quanto detto fino ad ora, le analisi statistiche effettuate con il modello misto generalizzato, e relative a parametri chimici delle acque e la ricchezza/densità di Chironomidi e Oligocheti, indicano che tra le variabili fisico-chimiche, la più influente sulla struttura di comunità, risulta essere la quantità di ossigeno. All'aumentare di questo, infatti, aumentano sia la densità di Chironomidi, che la ricchezza di Chironomidi e Oligocheti. Di conseguenza, anche l'indice di Shannon, aumenta all'aumentare delle concentrazioni di ossigeno. Infatti, una buona quantità di ossigeno rende possibile l'insediarsi sia di specie tolleranti che sensibili, così, come dimostrato in molti casi in letteratura (Heinis & Davids, 1993; Verneaux & Aleya, 1998).

Nei laghi Avigliana piccolo, Candia, Sirio e Viverone, il fosforo totale alla circolazione, aumenta andando verso la zona profonda, perché si ha il contemporaneo consumo di fosforo in epilimnio da parte degli organismi algali pelagici e litorali, e la liberazione dello stesso elemento a livello del fondo ad opera dell'attività batterica (Tonolli, 1964). A questo si collega la scarsità di ossigeno a livello della zona profonda, che influisce significativamente sulla struttura di comunità, limitando a rare e scarse specie la possibilità di vita in questa zona (Jönasson, 1984; Wetzel, 2001; Marziali *et al.*, 2013; (Heinis & Davids, 1993).

Per quanto riguarda l'azoto totale, si assiste ad una situazione analoga a quella del fosforo, soprattutto nei laghi Viverone e Sirio e negli invasi sardi, che denotano un aumento di questo elemento nella zona profonda, indice di una forte produttività.

Il modello misto generalizzato, applicato alla densità di Chironomidi, Oligocheti e di tutta la fauna a macroinvertebrati, ai parametri chimici risultati significativi secondo il coefficiente di correlazione di Pearson, mostra che le densità di Oligocheti e dei macroinvertebrati nel loro complesso non sono influenzate dai parametri presi in considerazione. Per la densità dei Chironomidi invece, si osserva una relazione positiva con la quantità di ossigeno. All'aumentare di

questo parametro, infatti, aumentano in modo significativo anche le densità di questo gruppo tassonomico. Lo stesso modello applicato alla ricchezza di Chironomidi e Oligocheti, e all'indice di Shannon, mostra, inoltre, che il numero di specie dei due gruppi, ha una relazione negativa con il contenuto di fosforo totale (rispettivamente $p = 0,0038$; $p = 0,0002$). Fosforo totale e Azoto totale, non risultano influenzare la densità della fauna, ma hanno comunque un effetto sinergico rispetto all'ossigeno sulla ricchezza in specie. All'aumentare di questi parametri infatti, diminuisce anche il numero di specie dei due gruppi.

A conferma di quanto detto sinora, molti studi (Jönasson, 1984; Wetzel, 2001) mostrano che il contenuto di ossigeno ipolimnico, la quantità e la qualità dei nutrienti, e la temperatura sono gli elementi che maggiormente influenzano la struttura di comunità della fauna a macroinvertebrati nei laghi e negli invasi. Infatti, la stratificazione delle acque e la sua durata nel tempo, comportano inevitabilmente un deterioramento dello stato trofico, conseguenza diretta di un incremento di nutrienti, causando un cambiamento nella struttura di comunità ossigeno-dipendente, soprattutto nelle zone profonde (Wetzel, 2001; Marziali *et al.*, 2013).

Sempre a questo riguardo, importante risulta essere la presenza in alcuni laghi (Viverone, Candia, Sirio, Avigliana piccolo) della specie *Chaoborus flavicans*, che risulta correlata ad alti livelli di ipossia. Questa specie, infatti, riesce a sottrarsi alla carenza di ossigeno grazie ad adattamenti di tipo comportamentale, compiendo migrazioni verticali verso le zone più ossigenate (Wiley & Modzley, 1978; Rabette & Lair, 1999; Stratton & Kesler, 2011). La loro presenza risulta essere molto importante, se si considera che il fattore limitante la distribuzione dei macroinvertebrati è la disponibilità di ossigeno, soprattutto a livello della zona profonda (Heinis & Davids, 1993; Verneaux & Aleya, 1998), e non come affermato precedentemente da Sæther (1979) il contenuto di sostanza organica nei sedimenti, anche se questa gioca comunque un ruolo fondamentale. Altri gruppi tassonomici risultano essere tolleranti l'ipossia, come i Tubificidi, che si ritrovano in grandi quantità sia nei laghi naturali piemontesi che negli invasi sardi. Inoltre, specie quali *Chironomus gr. plumosus*, *Procladius choreus*, *Potamothrix hammoniensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri* sono largamente riconosciuti come indicatori di elevata trofia, e si riscontrano in bacini idrici che presentano elevato contenuto di sostanza organica (inquinamento organico) (Prokesová, 1963; Sikorowa, 1968; Sæther, 1979; Wiederholm, 1980; Lencioni *et al.*, 2013) come gli invasi sardi, e i laghi di Candia e Viverone. Questi, secondo la classificazione OECD (O.E.C.D., 1982), risultano meso- ed eutrofi. Si può affermare, quindi, che, nei laghi che presentano un livello trofico medio-elevato, sono presenti specie tolleranti e che, in questi tipi di laghi, il numero di specie è basso,

poiché quelle tolleranti tendono a dominare (Thienemann, 1925; Le Foche *et al.*, 2005). È il caso del L. Sos Canales, nel quale prevale *Tubifex tubifex* (specie molto tollerante), a discapito di specie più sensibili come *Slavina appendiculata* e *Vejdovskyella comata*, fra gli Oligocheti, e *Ablabesmyia longistila*, *Parakiefferiella batophila*, *Ortocladius* sp., fra i Chironomidi. Anche il Lago di Viverone presenta condizioni di trofia medio-elevata, e ipossia a livello del fondo, ma in questo caso il numero di specie elevato, trovato complessivamente nell'intero bacino, sembra poter essere spiegato attraverso la sua estensione. Le sue dimensioni, infatti, giustificano la presenza di ambienti più diversificati a livello della zona litorale, che permettono l'insediarsi di una fauna più varia, grazie al riparo offerto a organismi con esigenze differenti. In particolare, in questa zona si possono ritrovare gruppi come Plecotteri o Efemerotteri che necessitano di vegetazione per chiudere il loro ciclo vitale (Ward, 1992).

Nelle zone profonde invece, si ritrovano principalmente specie o gruppi tassonomici più tolleranti, che riescono quindi a resistere all'elevato carico di nutrienti e soprattutto alla scarsa ossigenazione protratta nel tempo durante il periodo estivo.

RELAZIONI TRA FAUNA BENTONICA, GRANULOMETRIA E PARAMETRI CHIMICI DEI SEDIMENTI

Il D.Leg. 152/99 afferma che: "Le analisi sui sedimenti sono da considerarsi come analisi supplementari eseguite per avere, se necessario, ulteriori elementi conoscitivi utili a determinare le cause di degrado ambientale".

In questo studio, quindi, è stato affrontato questo tema, per evidenziare, se e come, la comunità a macroinvertebrati fosse influenzata dal tipo, dalla natura e dalla qualità dei sedimenti.

Dalle analisi granulometriche, considerando i singoli laghi nel loro complesso e non le diverse fasce di profondità, emerge che tutti i laghi presentano una composizione simile con la sabbia fine che rappresenta la frazione principale, seguita da limo e argilla. L'unico lago che se ne discosta è il L. di Morasco, nel quale, rispetto agli altri corpi lacustri, si ha una quantità maggiore di limo, ma soprattutto di argilla. Questa grande quantità di materiale più fine è rappresentata da limo di tipo glaciale proveniente dal Ghiacciaio dei Sabbioni, che, durante il disgelo scarica le proprie acque di fusione nell'invaso trascinando con sé il particellato inorganico in esso intrappolato. Si nota infatti, che, a livello dell'immissario, il L. di Morasco presenta un'acqua dall'aspetto lattiginoso e biancastro, segnale della presenza prevalente di questa componente. Questo sembra giustificare anche la minore quantità di acqua presente nei sedimenti di questo lago, che si presentano quindi

più compatti. Infatti, il particellato più fine tende ad occupare tutti gli interstizi liberi, a discapito dell'acqua stessa e, quindi, della possibilità di sviluppo di una ricca comunità.

Inoltre, se poi si guarda alla composizione chimica dei sedimenti, si osserva come questi presentino maggior contenuto di sostanza organica nei laghi naturali. Infatti, il territorio che circonda i bacini lacustri naturali è ricco di vegetazione riparia e acquatica, mentre al contrario, negli invasi, vuoi per l'altitudine (L. di Morasco), vuoi per la loro natura isolata rispetto ai centri abitati, la zona che li circonda, è formata da roccia nuda, conoidi di frana e pascoli, che contribuiscono in minima parte agli apporti esterni di sostanza organica.

In una prima applicazione del modello misto generalizzato, che ha considerato la tipologia e la qualità del sedimento, si osserva che la sabbia fine, varia in funzione della profondità, aumentando a discapito di limo e argilla. Andamento analogo mostra la sostanza minerale, che è presente in maggior percentuale nelle zone profonde dei laghi studiati.

La seconda applicazione dello stesso modello alle componenti granulometriche e chimiche principali, alla profondità, al comparto biologico e all'Indice di Shannon, mostra come Chironomidi e Oligocheti siano significativamente influenzati sia dall'aumentare della sabbia fine che, indirettamente, dalla profondità, mentre la sostanza organica non mostra alcuna correlazione. I Chironomidi infatti, all'aumentare di sabbia fine e profondità diminuiscono di ricchezza, prediligendo preferenzialmente substrati molli a limo e argilla, come già dimostrato in letteratura (Pinder, 1986; Ebrahimnezhad & Fakhri, 2005). La conseguenza è quindi che alle maggiori profondità, dove la sabbia fine è presente in maggiori quantità, c'è una fauna più scarsa, in quanto questa trova un ambiente poco adatto al suo insediamento (Ward, 1992). Va ricordato comunque che, l'ossigeno rimane sempre la componente principale nello strutturare la comunità bentonica, quindi, probabilmente, le differenze che si riscontrano nella struttura di comunità sono sicuramente legate a questo fattore, che a sua volta è legato alla profondità, come visto precedentemente.

Si evidenzia quindi l'importanza di eseguire queste analisi, che possono integrare le informazioni fornite dai parametri biologici e dalla chimica delle acque.

RELAZIONI TRA FAUNA BENTONICA E VARIAZIONI DI LIVELLO

Raramente i laghi naturali sono soggetti a forti cambiamenti di livello in tempi brevi e, in ogni caso, le fluttuazioni che si osservano sono graduali. Diverso è invece il caso degli invasi, dove a seconda

dell'utilizzo le fluttuazioni di livello possono essere: frequenti e con escursioni poco ampie nell'arco della giornata (sfruttamento idro-elettrico) oppure occasionali e con escursioni estese sul lungo periodo (sfruttamento idro-potabile). Nel caso di invasi ad utilizzo idro-elettrico, tali fluttuazioni presentano comunque frequenza ed intensità molto superiori a quelle dei laghi naturali, in quanto gli invasi sono regolati in funzione delle necessità di produzione di energia idroelettrica (l'uso prevalente lungo l'arco alpino) (Kaster & Jacobi, 1978). Negli invasi ad uso idro-potabile invece, tali fluttuazioni possono raggiungere ampiezza elevata, come nel L. Posada che presenta variazioni fino a 8 m. La fascia litorale risulta quindi la più compromessa da tali eventi, divenendo ambiente ostile per la colonizzazione della fauna a macroinvertebrati (Furey *et al.*, 2004, 2006; Aroviita & Hämäläinen, 2008). Le fluttuazioni di livello tendono infatti, a lasciare esposta la zona litorale o a sommergerla ed esporla all'aria alternativamente, e quindi per azione dell'ondazione e per opera del vento, ampliano i fenomeni di erosione naturalmente presenti, con perdita di sostanza organica e conseguente scomparsa della vegetazione costiera emersa o sommersa (Cyr, 1998; Grimas, 1965; Furey *et al.*, 2006). In alta quota, inoltre, le fluttuazioni di livello influenzano negativamente la struttura di comunità a causa dell'effetto congelamento/essiccamento che determina uno stress e quindi un impoverimento del comparto biotico (Valdovinos *et al.*, 2007). Qualsiasi sia la natura della pressione considerata, è noto, che le fluttuazioni provocano stress alla vegetazione riparia, non permettendone l'instaurarsi, e alla fauna ad essa associata (macroinvertebrati e pesci) (Hofmann *et al.*, 2008; Brauns *et al.*, 2008; Kaster & Jacobi, 1978), in quanto quest'ultima non riesce a colonizzare in modo permanente tale area. A questo punto, la risposta degli invertebrati bentonici e della fauna ittica è duplice: possono, infatti, fuggire verso zone più profonde o, seguendo la diminuzione di livello, verso zone più centrali dei laghi (Brauns *et al.*, 2008; Koskenniemi, 1994; Palomaki, 1994). Il successo della colonizzazione della fauna dipende, quindi, dagli estremi raggiunti dall'acqua e dall'abilità della fauna stessa ad adattarsi a queste fluttuazioni, seguendo il retrocedere dell'acqua, sopravvivendo nell'area esposta all'aria, e alla capacità di ricolonizzazione dell'area nuovamente inondata. Sembra infatti, che la maggior parte della fauna non segua il ritiro delle acque, con conseguente diminuzione di densità nella fascia esposta a fluttuazioni, ma che spesso si insedino organismi semi-acquatici, quali Enchiteridi, Ceratopogonidi e altri ditteri semi-terrestri (Kaster & Jacobi, 1978; Dumnicka & Boggero, 2007). Inoltre, la ricolonizzazione delle zone soggette a fluttuazione di livello è influenzata dalla natura del substrato. Infatti, sedimenti ricchi di sostanza organica vengono ricolonizzati più velocemente (Kaster & Jacobi, 1978). Gli invasi però, presentano

substrati litorali formati prevalentemente da roccia nuda e ciottoli, il che spiega come sia difficile l'insediarsi della fauna in questa zona povera di nutrienti in aree lontane dall'urbanizzazione. A questo proposito, analizzando nel dettaglio gli aspetti faunistici degli ambienti indagati, si è evidenziata una criticità che a sua volta sottolinea come negli invasi manchi la fauna tipica di ambienti litorali. Questo, nel nostro caso, è dovuto al mancato campionamento di questa fascia per la tipologia grossolana del sedimento che la caratterizza. Si sarebbe, infatti, dovuto cambiare metodologia di campionamento, inficiando così la possibilità di rispondere alle richieste della Direttiva Quadro sulle Acque, che richiede metodologie standardizzate sul corpo idrico nel suo complesso e, di conseguenza, la possibilità di confrontare le zone litorali con le zone a più elevata profondità dei medesimi siti. Nonostante ciò, il nostro studio ha mostrato come le densità della fauna a macroinvertebrati nella zona sub-litorale, toccata in parte dalle fluttuazioni, siano inferiori rispetto all'area profonda, almeno nei laghi di Morasco e Sos Canales. Quest'ultimo presenta, le densità più elevate fra tutti i laghi studiati, e rispetto ad altri ambienti con le stesse caratteristiche. Nonostante ciò, altri invasi, quali Bidighinzu, Liscia e Posada presentano dati discordanti: infatti, le densità sono notevolmente più elevate nella fascia sub-litorale. Questo potrebbe essere spiegato considerando lo stato trofico di questi ambienti, da meso- a iper-eutrofo, dove quindi i nutrienti giocano un ruolo fondamentale nello strutturare le comunità biologiche e quindi le loro densità (Carvalho *et al.*, 2002). Sembra inoltre che, la bassa diversità tassonomica negli invasi, rispetto ai laghi naturali, sia da imputare anche alla minor varietà di microambienti riscontrati (Menge & Lubchenco, 1981; Cheruvilil *et al.*, 2002; Tolonen *et al.*, 2003; Taniguchi & Tokeshi, 2004).

Concludendo si può affermare che l'elemento fondamentale che incide sulla struttura di comunità della fauna a macroinvertebrati è l'ossigeno, ma, comunque, le specie rispondono più all'interazione di diversi fattori che ad un singolo elemento.

Questo studio inoltre evidenzia la necessità di un'accurata revisione tassonomica per una migliore definizione dei pesi indicatori da attribuire alle specie.

Lo studio della struttura di comunità della fauna macrobentonica, e dell'autoecologia delle specie, ha permesso, infine, di trarre alcune importanti conclusioni. Si sono, infatti, evidenziate differenze significative fra i laghi a livello di chimica dei sedimenti, chimica delle acque e biologia. È stato, così, possibile riconoscere quattro diverse macro-tipologie di ambienti lacustri: gli invasi d'alta quota, gli invasi dell'area mediterranea, i laghi di pianura poco profondi ed i laghi di pianura profondi.

- Invasi d'alta quota: rappresentati dal L. di Morasco (AL-9) e caratterizzati da elevati apporti di carbonati e particellato dal bacino, con sedimenti poveri di sostanza organica, acque povere di nutrienti, ma ricche di ossigeno, in grado quindi di sostenere una comunità bentonica limitata a specie stenoterme fredde, ma anche euriece.
- Invasi dell'area mediterranea: presentano basso contenuto di sostanza organica e acque ricche di nutrienti, ma con scarsa ossigenazione, soprattutto a livello della zona profonda, caratterizzati dalla presenza di una comunità povera, composta da specie tolleranti. Questo gruppo può essere separato in invasi profondi (profondità media >15m) come i laghi Liscia e Sos Canales (ME-4, ME-5), e invasi poco profondi come il Bidighinzu e il Posada (ME-2, ME-3). Lo stato trofico in entrambi i casi è alto, ma risulta più elevato negli invasi poco profondi.
- *Shallow lakes*: simili per caratteristiche morfometriche, ma distinti per caratteristiche chimiche e biotiche della conca lacustre. Il L. di Avigliana piccolo (AL-5) è caratterizzato da elevate concentrazioni di carbonati nei sedimenti e nelle acque, dovute alla composizione geo-litologica ultrabasica del bacino imbrifero e ad un buon contenuto di nutrienti in grado di sostenere una biodiversità medio-alta. Il L. di Candia (AL-5), invece, presenta un contenuto di sostanza organica e di nutrienti molto elevato, e bassi valori di ossigeno alla circolazione, tali da causare uno squilibrio biologico con presenza di specie tolleranti dominanti.
- Laghi di pianura profondi: a loro volta separati in due sotto-categorie. Il L. di Mergozzo (AL-6), molto povero in sostanza organica e nutrienti, con buone percentuali di saturazione di ossigeno fin sul fondo, in grado quindi di mantenere una buona diversità biologica. Al contrario, i laghi di Viverone (AL-6) e Sirio (AL-6) possiedono un buon contenuto di sostanza organica, elevati nutrienti, ma percentuali di ossigeno molto basse sul fondo della cuvetta, con specie tolleranti caratteristiche di ambienti a macrofite.

Come si può notare la divisione in macro-tipologie rispecchia in pieno la tipizzazione proposta a livello nazionale.

INDICI BIOTICI

Gli Indici applicati in questo lavoro (Shannon, Simpson, Pielou, Margalef e Menhinink), si basano sul concetto generale che la diversità è una misura dello stato di un sistema, dove le specie rispondono a gradienti ambientali secondo una legge gaussiana di tolleranza e di risposta ottimale, che può essere misurata con mezzi ponderati (ter Braak & Prentice, 1988).

Secondo gli Indici di ricchezza, diversità ed equitabilità, il Lago Sos Canales risulta essere il più omogeneo con diversità più bassa fra tutti i laghi, e con una specie, *Tubifex tubifex*, che domina rispetto alle altre. I laghi di Viverone, Mergozzo, e Morasco presentano invece la diversità più elevata, con una buona distribuzione delle entità tassonomiche all'interno della comunità, nella quale non risultano essere presenti specie dominanti.

Come già visto, la presenza di una specie dominante e tollerante nel L. Sos Canales, e di specie più sensibili nei laghi piemontesi sopra citati, è legata alle condizioni di trofia, e soprattutto alla quantità di ossigeno disciolto. Gli Indici confermano quindi che, i laghi naturali sono più biodiversi rispetto agli invasi (Furey *et al.*, 2006; Brauns *et al.*, 2008), laghi nei quali le caratteristiche intrinseche (variazioni di livello ecc) vanno ad influenzare la comunità bentonica. Da notare comunque che il L. di Morasco, pur essendo un invaso presenta Indici abbastanza elevati, e presenta una fauna molto simile a quella dei laghi d'alta quota (Boggero *et al.*, 2006). Ricordiamo infatti, che questo invaso, utilizzato a scopo idroelettrico, presenta prelievi continui, ma poco consistenti, al contrario degli invasi sardi, in cui si hanno prelievi cospicui durante tutto il periodo estivo. Inoltre, l'indice di Wiederholm mostra come le condizioni trofiche aumentino andando verso la zona profonda, con un aumento del numero di Oligocheti, tranne nel L. di Morasco, dove si assiste ad un aumento di Chironomidi per le buone condizioni di ossigenazione che caratterizzano le sue acque sino alle maggiori profondità.

INDICE DI QUALITÀ BENTONICO (BQIES)

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (WFD) ha introdotto un approccio innovativo nel monitoraggio, riconoscendo agli elementi biologici un ruolo di centralità. Come visto prima, infatti, attualmente, la valutazione dello stato ambientale è caratterizzata dall'analisi delle comunità biologiche (EQB), quali flora acquatica (diatomee, macrofite, fitoplancton), macroinvertebrati bentonici, e pesci, che rappresentano i diversi livelli trofici dell'ecosistema, dai produttori primari, ai consumatori primari e secondari. Fino al recepimento della WFD, infatti, in Italia, il monitoraggio dei corpi idrici veniva solamente effettuato mediante l'analisi di parametri fisico-chimici che indicavano il grado di eutrofizzazione, visto come rapporto tra presenza di nutrienti e sviluppo algale.

Il recepimento della WFD ha, pertanto, implicato la messa a punto di nuovi metodi per monitorare gli EQB prima non considerati. Per ogni componente biologica è richiesta un'analisi di comunità

basata sulla composizione tassonomica, sul rapporto tra taxa sensibili e tolleranti, sulla valutazione della diversità, sulle abbondanze relative ed assolute di taxa indicatori. Per fare ciò sono, quindi, necessari metodi di raccolta di tipo quantitativo e standardizzati ed è richiesto lo sviluppo di metriche biotiche adeguate alla descrizione di tali comunità. Per quanto riguarda i macroinvertebrati, questa fase si è rivelata molto difficile in Italia, a causa della carenza di conoscenze sulla sistematica ed ecologia di alcuni Elementi Biologici negli ambienti lacustri. In Italia, infatti, non si hanno informazioni o queste sono molto sporadiche, sui laghi situati nelle Regioni centro-meridionali e sulle isole. Inoltre, l'assenza in Italia e in molti Paesi europei, di metodi di monitoraggio conformi alle richieste della WFD, ha reso necessario lo sviluppo di nuovi protocolli aggiornati per tutti gli Elementi di Qualità Biologica ed una ridefinizione della rete di monitoraggio, che prendesse in considerazione anche siti di riferimento. A tal proposito, durante questo progetto di dottorato, è stato messo a punto un protocollo di campionamento per la fauna a macroinvertebrati, prima mancante sul territorio (Boggero *et al.*, 2011), tradotto successivamente nel Protocollo nazionale di campionamento (Boggero *et al.*, 2013a) e, infine, inserito nel D.Leg. sul Monitoraggio "Criteri Tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici" n. 152/06. Inoltre, come si è visto in precedenza, per un appropriato monitoraggio delle acque lacustri è di grande utilità prevedere lo studio delle caratteristiche fisico-chimiche delle acque e dei sedimenti (Hayworth, 2004). I macroinvertebrati, infatti, tendono a distribuirsi in modo tanto più variato a seconda della differenziazione dell'habitat, creando un mosaico di distribuzione spaziale sia lungo il litorale che lungo l'asse che collega la costa alle maggiori profondità. Per questo motivo sono stati creati altri due protocolli, che illustrano le metodologie di campionamento per l'analisi granulometrica, e per l'analisi chimica dei sedimenti (Boggero *et al.*, 2011b, 2011c; www.ise.cnr.it/wfd).

Infine, la WFD prevede la definizione, all'interno di ogni tipologia lacustre delle "condizioni di riferimento", ossia delle caratteristiche biologiche, idro-morfologiche e fisico-chimiche tipiche di un corpo idrico immune, o toccato in modo lieve, da impatti antropici. Si dovranno, quindi, individuare siti di riferimento per ogni tipologia lacustre. Una volta stabilite le condizioni di riferimento, si potrà procedere alla classificazione dei corpi idrici attraverso il calcolo dell'*Ecological Quality Ratio* (EQR), ossia il rapporto, per ogni Elemento Biologico, tra valore biologico osservato e il valore biologico di riferimento. L'EQR è espresso come un valore numerico che varia tra 0 e 1, dove lo stato elevato è rappresentato dai valori vicino ad 1, mentre lo stato cattivo è rappresentato da valori numerici vicino allo 0. L'EQR è dunque una misura dello

scostamento dei valori degli Elementi di Qualità Biologica, osservati in un dato sito, dalle condizioni biologiche di riferimento applicabili al corrispondente tipo di corpo idrico. Tale scostamento viene utilizzato per effettuare la classificazione dello stato ecologico di un corpo idrico nelle 5 classi di qualità, definite dalla WFD. In definitiva, lo stato ecologico di un corpo lacustre corrisponde alla classe più bassa relativa agli elementi biologici e chimico-fisici, risultante dai dati di monitoraggio. Lo stato idromorfologico, invece, viene utilizzato come dato a sostegno per definire lo stato elevato.

La messa a punto di questo complesso sistema classificazione ha inoltre richiesto l'avvio di un processo di intercalibrazione, sviluppato a scala europea, per definire i parametri da monitorare, le condizioni di riferimento, i limiti tra le classi di qualità e la comparazione tra classi definite sulla base di popolazioni differenti di organismi, e pertanto non sempre direttamente confrontabili. Per quanto riguarda i macroinvertebrati, in ambito europeo, all'interno del Geographical Intercalibration Groups Alpino (GIG) - ossia l'area geografica che presenta laghi con caratteristiche più simili a quelle italiane - esistono diversi indici per la valutazione della qualità ecologica delle acque basati sull'analisi della comunità macrobentonica e che considerano l'idromorfologia come pressione. Ricordiamo il Lake littoral benthic invertebrate index (LBI, Slovenia), indice multimetrico utilizzato per valutare l'impatto della degradazione rivierasca sulla fauna (Urbanič *et al.*, 2007) e il German lake macroinvertebrate assessment method (AESHNA, Germania) che hanno già potuto partecipare al primo turno di intercalibrazione. Invece, il French Macroinvertebrate Lake Index (Mazzella *et al.*, 2009; Gevrey *et al.*, 2011) (Francia), applicabile ai laghi francesi naturali, risponde alla pressione trofica e alla pressione idromorfologica valutata attraverso l'applicazione del Lake Habitat Survey (Rowan *et al.*, 2006). Questo sarà quindi l'Indice con cui l'Italia potrà confrontarsi nel secondo turno di intercalibrazione, attraverso l'uso dell'Indice di Qualità bentonico. Infatti, l'Italia, data la forte incidenza del fenomeno dell'eutrofizzazione sulle acque lacustri, ha per ora deciso di presentare un proprio indice BQIES (Rossaro *et al.*, 2013) ad esclusiva valenza trofica.

Tale Indice, proprio grazie ai dati relativi ai 10 laghi studiati dal Progetto InHabit e quelli forniti dalle Agenzie ambientali (8 laghi) durante il primo triennio di monitoraggio previsto dalla Direttiva sulle Acque, è stato recentemente validato (Rossaro *et al.*, 2013). Si è infatti, proceduto con il calcolo dell'Indice BQIES ad entrambi i gruppi di laghi, ed i risultati sono stati correlati con la percentuale di saturazione dell'ossigeno ipolimnico in stratificazione, parametro che attualmente viene considerato per la classificazione trofica degli ambienti lacustri insieme alla trasparenza e al fosforo totale alla circolazione (D.Leg. 152/99 e D.Leg. 152/06). I risultati permettono così di

evidenziare una buona separazione dei laghi profondi, fra laghi con scarsa ossigenazione sul fondo e laghi con buona percentuale di saturazione di ossigeno anche durante il periodo estivo. Permettono inoltre, di individuare almeno un sito *reference*, ossia il L. di Mergozzo, da considerarsi poco impattato nel suo complesso e di stimare i primi limiti di classe. I laghi profondi, oggetto di questo studio, possono, così, essere classificati come segue:

- Mergozzo: stato Elevato,
- Sos Canales: stato Sufficiente,
- Liscia: stato Scarso,
- Sirio e Viverone: stato Cattivo.

Questi sono risultati preliminari, in quanto, pur essendo classificato in stato ecologico elevato, e quindi sito *reference*, il L. di Mergozzo presenta problemi riguardanti elevati livelli di ipossia a livello del fondo. Inoltre, secondo lo stato idromorfologico, questo lago presenta diversi tipi di impatti (ferrovia e strada lungo due lati del lago).

Inoltre, l'Indice qui proposto non è, e non può essere, considerato definitivo, in quanto nuove specie con autoecologia diversa possono apparire nei laghi già studiati, o essere presenti in laghi non ancora campionati determinando uno scostamento dal peso indicatore proposto quest'anno. Al momento i siti di cui si ha un campionamento standardizzato sono troppo pochi, per poter fissare dei limiti robusti. Il monitoraggio di altri laghi, porterà ad un incremento di dati, utili per ottimizzare i valori soglia, che saranno quindi soggetti a modificazioni, le quali potranno portare allo slittamento di alcuni siti già studiati, in classi di qualità lievemente differenti.

Al momento per le altre tipologie lacustri non è possibile stabilire siti di riferimento, in quanto spesso è presente un solo lago per tipo. Per i laghi con profondità inferiori a 15 m, si rimanda ad analisi future quando saranno presenti più laghi per ogni tipologia. Sebbene il D. M. classificazione sia stato sottomesso ad approvazione, la classificazione proposta è appena agli inizi come applicazione ai corpi idrici lacustri italiani.

RELAZIONI TRA FAUNA BENTONICA E CARATTERISTICHE IDROMORFOLOGICHE

Per quanto riguarda i parametri idromorfologici, la Direttiva Quadro sulle Acque, evidenzia che le alterazioni apportate dalla presenza antropica alla fascia litorale possono potenzialmente causare danni alla composizione e all'abbondanza del comparto biologico, soprattutto a carico di macrofite, macronvertebrati e pesci. In realtà però, sino ad oggi, pochi sono gli studi condotti sugli effetti dell'idromorfologia sui macroinvertebrati nei laghi e, questi, erano principalmente

finalizzati all'impatto dell'idroelettrico e delle fluttuazioni di livello (Aroviita & Hämäläinen, 2008; Mastrantuono *et al.* 2008). Relativamente alle fluttuazioni di livello si è già parlato in precedenza, si tratta qui nello specifico delle caratteristiche idromorfologiche.

Per rispondere all'esigenza di capire come l'idromorfologia influenzi le biocenosi, è stato utilizzato il Lake Habitat Survey (LHS), ovvero un metodo per caratterizzare e valutare gli aspetti fisici degli habitat in laghi ed invasi (McGoff *et al.*, 2013). Tale metodo, sviluppato dallo SNIFFER (*Scotland et Northern Ireland Forum For Environmental Research*) per i laghi inglesi è stato oggetto di validazione, per quanto riguarda alcune peculiarità lacustri italiane, sia in ambito alpino che mediterraneo, grazie al progetto InHabit.

A partire dalla sua creazione, il 2004, l'LHS è stato oggetto di alcune pubblicazioni nel tentativo di misurare gli attributi idro-morfologici caratterizzanti la fauna macroinvertebrata (Mc Goff & Irvine, 2009; Jurca *et al.*, 2012; Mc Goff *et al.*, 2013). L'LHS prevede una descrizione quantitativa o una stima di parametri quali: la copertura boscata e macrofitica delle sponde e delle rive, la quantità di sponda impattata da attività antropiche e il substrato dominante nella fascia litorale, anch'esso connesso con la presenza o meno di macrofite. In alcuni lavori si è, infatti, osservato che la diversità di habitat è una delle forze motrici della diversità di specie, con maggiori specie in habitat diversificati e complessi (Cheruvilil *et al.*, 2002), e con maggior ricchezza e densità faunistiche in aumento con l'incremento della complessità e dell'abbondanza di macrofite nella zona litorale (Tolonen *et al.*, 2003; Taniguchi and Tokeshi, 2004). Quindi, il disturbo della zona riparia o litorale, di qualsiasi entità esso sia, causato da erosione, deposizione, inondazioni ed essiccamento, può contribuire all'eterogeneità spaziale, ma anche ad una diminuzione della diversità quando il disturbo è protratto nel tempo o quando superi determinati livelli soglia. La vegetazione presente sugli argini, infatti, è importante per la distribuzione e l'abbondanza delle larve e degli adulti di macroinvertebrati perché fornisce siti importanti per la pupazione, per lo sfarfallamento e per la successiva deposizione delle uova di alcuni insetti, fatti che contribuiscono ad una maggiore disponibilità di giovani per qualsiasi tipo di habitat (Harrison & Harris, 2002). Allo stesso modo, dense coperture a macrofite sono in grado di sostenere molte specie di macroinvertebrati, probabilmente perché offrono una maggiore complessità di habitat, disponibilità di cibo e rifugio dalla predazione (Weatherhead & James, 2001; Tolonen *et al.*, 2003, 2005).

In questo studio, attraverso analisi statistiche multivariate (CCA), sono state analizzate le diverse caratteristiche idromorfologiche e di habitat rilevati (es. caratteristiche della sponda, uso del suolo nella zona riparia, materiale della zona litorale e sub-litorale, presenza di spiaggia, di

artificializzazioni, di attività umane nella zona riparia, sulla sponda o nel lago), contestualmente alle abbondanze relative della fauna macroinvertebrata, agli Indici sintetici idromorfologici (LHMS e LHQA), e agli indici biologici (Indici di diversità, di equitabilità e l'Indice di Qualità Bentonico).

Inizialmente si è eseguita una CCA con i dati del Lake Habitat Survey e delle abbondanze delle specie di tutti i laghi nel loro complesso. Questa mostra che le pressioni antropiche lungo la costa non influenzano significativamente la componente biotica a macroinvertebrati, ma si nota comunque una relazione fra le caratteristiche della sponda e la struttura di comunità.

Anche la seconda CCA, eseguita sull'Indice Bentonico, sull'LHQA e sull'LHMS, non mostra una vera e propria relazione tra gli indici idromorfologici e quello biologico, ma si nota che all'aumentare dei primi due, il BQIES tende a diminuire. Inoltre, il Lago di Viverone è correlato all'indice LHQA, che descrive la qualità degli habitat. Questo può essere corretto, in quanto il L. di Viverone, avendo maggiori dimensioni presenta un maggior numero di habitat naturali e di punti di campionamento, che danno maggior peso al lago stesso. L'Indice LHMS, invece, descrive la quantità di alterazioni morfologiche a livello della sponda. Ad esso è correlato il L. di Candia, che è circondato da aree coltivate ed è, quindi, molto impattato dal punto di vista della naturalità delle sponde. Al contrario, il L. di Mergozzo, insieme al L. Sirio e a quello di Avigliana piccolo, sono i più naturali, ossia presentano una percentuale di habitat naturali maggiore rispetto a quelli impattati. Va detto che l'indice BQIES è stato creato per evidenziare pressioni trofiche, è, infatti, legato alla concentrazione di fosforo totale, all'ossigeno disciolto e alla trasparenza delle acque. È, quindi, normale che evidenzia una correlazione negativa con l'Indice LHQA, maggiormente legato ad habitat naturali, che non dovrebbero quindi evidenziare o essere soggetti a pressioni trofiche. Infine, resta ancora da valutare quanta parte degli Indici LHQA e LHMS includa informazioni legate alla trofia e quanto peso queste ultime abbiano nei rispettivi indici che possano spiegare una così stretta relazione con l'Indice BQIES.

Infine, nell'ultima CCA, applicata all'abbondanza delle specie, ad alcune metriche basate sulla composizione biologica e agli Indici idro-morfologici, si nota che i laghi naturali presentano Indici di diversità e ricchezza maggiori rispetto agli invasi, e presentano valori di LHQA maggiori, legati alla presenza e alla qualità degli habitat. Come visto prima, si deduce che le tipologie lacustri naturali hanno una qualità di habitat maggiore rispetto agli invasi, nonostante alcuni di essi presentino solamente il muraglione della diga come pressione.

A conclusione di queste applicazioni si sono evidenziate alcune criticità: il primo è il limite di applicazione dell'LHQA come metrica adottata per esprimere giudizi sulla possibilità di istituire

aree di conservazione in quegli ambienti o in quelle Ecoregioni dove la macrofite sono naturalmente rare e/o assenti. Ad esempio, invasi presenti nell'Ecoregione Mediterranea, dove le condizioni meteo-climatiche ed il substrato prevalente risultano fortemente limitanti la presenza di macrofite o di copertura boscata intensa, presentano LHQA più bassi rispetto agli ambienti dell'Ecoregione Alpina, nonostante all'apparenza le loro sponde si presentino in condizione di naturalità decisamente superiore. Così come laghi alpini o invasi di piccole dimensioni che presentano meno macrofite e diversità di habitat rispetto a laghi o invasi di bassa quota di più vaste dimensioni. Ai primi verrà infatti, assegnato un punteggio LHQA inferiore, nonostante essi possano essere considerati in condizioni naturali o molto vicini alla naturalità.

A tale proposito, un approccio basato sulla tipologia lacustre, potrebbe essere maggiormente utile, assegnando così punteggi diversi agli attributi dell'LHS a seconda della tipologia lacustre considerata. La valutazione dello stato di conservazione si basa, infatti, sulla stima di caratteristiche particolari appartenenti ad ogni singolo sito, compresa la rappresentatività, la naturalezza e l'importanza per il sostegno di rarità locali o regionali. La dipendenza dal punteggio di una singola metrica, o da una metrica combinata, basata su diversi elementi di qualità e su stime biotiche o strutturali, presenta alcune limitazioni potenziali. Infatti, sarebbe opportuna una valutazione olistica di naturalità, rappresentatività e rarità delle specie riscontrate, in combinazione con sistemi di punteggio testati, per una più corretta e obiettiva gestione della conservazione.

Un secondo aspetto critico importante da approfondire, è relativo all'utilizzo delle metriche riassuntive dell'LHS per una classificazione di qualità dell'ecosistema lacustre nel suo complesso. I risultati del progetto mostrano che, per i laghi, la pressione prevalente nello strutturare le comunità sembra essere l'eutrofizzazione: le alterazioni morfologiche possono avere un impatto sulle comunità litorali, laddove provocano modificazioni degli habitat, ma le comunità pelagiche non sembrano influenzate direttamente: non si vede una chiara relazione causale. In sostanza, il *Lake Habitat Survey* sembrerebbe, un *Littoral Habitat Survey*. È vero che nell'LHS ci sono metriche che considerano anche l'uso del suolo, però l'effetto di eventuali fonti di inquinamento si può ugualmente misurare attraverso le variabili idrochimiche a supporto degli indici di qualità biotica. Risulta, quindi, importante riuscire a proseguire studi di questo tipo, in diverse tipologie lacustri, sia in laghi naturali che in invasi, approfondendo le conoscenze del metodo LHS, anche rispetto ad un eventuale indice o metrica aggiuntiva che prenda in considerazione gli aspetti di trofia e i molteplici legami tra le biocenosi e la morfologia, l'idrologia e la zona litorale e profonda, in

quanto all'interno di un lago le relazioni e le conseguenze di pressioni diverse inducono ad impatti non sempre chiari e lineari sulle biocenosi e sulla qualità ecologica di un lago nel suo complesso.

In conclusione, sulla base delle nostre analisi, è senz'altro possibile affermare che esiste un impatto diretto delle pressioni idromorfologiche sui macroinvertebrati che sono importanti per mantenere in equilibrio il sistema lago e per il ruolo da essi svolto nella rete trofica. Sono, infatti, anello di congiunzione fra gli organismi più piccoli e quelli di più grandi dimensioni per i quali costituiscono fonte di nutrimento. La loro presenza diviene, quindi, imprescindibile nel caso in cui si voglia ripristinare un ambiente o mantenerlo in buono stato ecologico.

Quindi, qualsiasi azione di mitigazione apportata alle rive, siano esse sponde o litorali di laghi, servirà per migliorare la qualità dell'ambiente, sia dal punto di vista ricreazionale e turistico, che dal punto di vista ecologico, implementando il numero di habitat disponibili e di conseguenza favorendo l'instaurarsi di una fauna maggiormente diversificata che è fonte di cibo per anfibi, piccoli rettili, pesci e uccelli.

CASO DI STUDIO: Il Lago di Viverone

Il L. di Viverone è l'unico lago che presenta tre transetti nei quali sono presenti tre punti di campionamento divisi per fascia di profondità, per questo motivo, in questo sito è stata eseguita un'analisi più approfondita, per confrontare i singoli transetti e valutare se esistono differenze tra fra loro, dal punto di vista della chimica dei sedimenti e della granulometria. Sono state, inoltre, eseguite le prime analisi per valutare se le alterazioni idro-morfologiche di tipo antropico, nella zona litorale, influenzano la struttura di comunità delle specie all'interno del lago.

Il modello lineare, applicato ai dati relativi alla chimica dei sedimenti e alla granulometria, mostra che non ci sono differenze significative tra i tre transetti, che risultano essere, quindi, molto simili tra loro.

Nonostante l'indubbio legame tra tipologia e natura dei sedimenti e fauna a macroinvertebrati, nella pianificazione di un piano di monitoraggio, nel quale siano inserite anche le analisi granulometriche e di chimica dei sedimenti, questo risultato sembra avere conseguenze molto importanti, in quanto, il campionamento di un solo transetto è più vantaggioso rispetto al campionamento di più transetti, sia in termini di tempo impiegato (per la raccolta e le analisi), che dal punto di vista dei costi. Questa ipotesi dovrà comunque essere confermata da altri studi su laghi di grandi dimensioni.

Per quanto riguarda gli aspetti idromorfologici, il caso del L. di Viverone, ha rappresentato una delle prime analisi condotte in modo congiunto fra aspetti idromorfologici ed elementi di qualità campionati. Come già detto, si sono potute applicare delle analisi statistiche multivariate (CCA) in quanto il L. di Viverone presenta un numero maggiore di punti di campionamento rispetto a tutti gli altri laghi oggetto di studio. In particolare, si sono ricercate relazioni tra alcuni dei parametri idromorfologici raccolti con il metodo *Lake Habitat Survey* (LHS), come le caratteristiche del substrato della zona litorale e sub-litorale, le caratteristiche della sponda con presenza o meno di elementi artificiali, presenza di attività umane all'interno del lago e nella zona riparia (quali campeggi, attività nautiche, etc.), e la fauna a macroinvertebrati per evidenziare le possibili correlazioni esistenti in presenza di attività antropica a livello della costa, valutando quali sono i parametri idromorfologici che maggiormente vanno ad influenzare la struttura di comunità.

Nella prima CCA, sono state messe in relazione le caratteristiche idromorfologiche, le abbondanze delle specie e le principali variabili chimiche (TP, TN, alcalinità e % saturazione ossigeno) che influenzano la fauna. Da queste analisi emerge che le pressioni antropiche lungo la costa non influenzano particolarmente le comunità a macroinvertebrati, in quanto nessuna di esse risulta significativa, ma la fauna e le stazioni si distinguono bene in 3 gruppi principali che seguono le modifiche apportate alla zona litorale e la stagionalità.

Nella seconda CCA sono state eliminate le variabili idrochimiche ed è stato inserito l'Indice BQIES. Anche in questo caso, le variabili idromorfologiche analizzate non risultano essere significative da un punto di vista statistico, ma si osservano comunque relazioni tra l'Indice BQIES e le variabili idromorfologiche analizzate. Sembra quindi che l'Indice BQIES ben rappresenti condizioni di habitat migliori, in questo caso legate all'influenza degli apporti faunistici e di ossigeno tramite il corso d'acqua immissario con conseguenze sulla biodiversità complessiva del sito.

Risulta comunque opportuno approfondire maggiormente le relazioni tra le pressioni idromorfologiche e i macroinvertebrati, sia aumentando i campionamenti congiunti di questo elemento e dei parametri idromorfologici lungo le sponde, sia indagando il maggior numero di laghi e pressioni specifiche. Si è visto infatti, che, dove è stato possibile ottenere una buona sovrapposizione tra un elemento biologico (Macrofite) e Habplot, si ottengono buoni risultati che mostrano come questo elemento sia legato al tipo di Habitat (Ciampitiello *et al.*, 2012).

Anche in questa occasione comunque, si rimanda a quanto già detto in precedenza, ovvero che il metodo LHS è uno strumento nuovo, e deve essere adattato ai laghi presenti sul nostro territorio. Infine, questo caso di studio può essere considerato uno strumento molto importante, che

potrebbe aiutare a sviluppare ulteriormente il metodo LHS in linea con le caratteristiche dei nostri laghi.

Questa progettualità si è rivelata di fondamentale importanza per la messa a punto di metodologie, fino a pochi anni fa, completamente mancanti sul territorio nazionale e relative ai macroinvertebrati lacustri. Tramite il Progetto InHabit si è, infine, riusciti a colmare le lacune di base che vedevano i macroinvertebrati poco considerati rispetto agli altri EQB per le notevoli difficoltà legate alle attività di campagna e di laboratorio, e a rientrare nel Decreto Classificazione, obiettivo importante soprattutto ai fini gestionali, ma anche decisivo nell'implementazione delle Direttiva Quadro sulle Acque, in particolare, per gli aspetti di intercalibrazione fra Stati Membri. Si auspica quindi, che lavori e approfondimenti sviluppati all'interno di questo progetto possano essere estesi anche ad altri ambienti lacustri, sia nell'area Alpina che Mediterranea, e che l'acquisizione di nuovi dati, informazioni e analisi, possa nel tempo aiutare a colmare le lacune conoscitive ancora presenti e a superare le criticità evidenziate, per una maggiore consapevolezza dei meccanismi di pressione/impatto e miglioramenti della qualità ecologica che si possono ottenere, applicando misure corrette ed efficaci.

I risultati di questo progetto sono, quindi, fondamentali per le successive azioni di monitoraggio nazionale condotte dalle Agenzie per l'Ambiente per le quali divengono punto di riferimento. Tutto il lavoro svolto servirà ad aumentare e migliorare le conoscenze dei legami pressione/impatto e ad indagare gli effetti del cambiamento climatico in atto sulla qualità degli ecosistemi lacustri. Sarebbe, infatti, auspicabile avere dati attuali, oltre a quelli pregressi, sia relativi alla componente biotica che abiotica, a disposizione degli Enti preposti alla pianificazione territoriale, per proporre azioni mirate di ripristino o mitigazione da predisporre all'interno dei piani di bacino.

BIBLIOGRAFIA

- Accomazzo P. 1916. *Il Lago di Candia nel Canavese - osservazioni fisiche e batimetriche*. Boll. della Reale Soc. Geogr. Italiana, 5(7): 575-605.
- Agapito Ludovici, A., N. Toniutti & P. Negri, 2007. *La Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE: statuo di attrazione e prospettive in Italia e in Europa*. Biologia Ambientale, 21(2): 21-29.
- APAT & IRSA-CNR, 2003. *Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice Biotico Esteso (I.B.E.)*. APAT Manuali e Linee guida 29/2003, 3: 1115-1136.
- APHA., AWWA., WEF., 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Amer. Publ. Health Ass., Washington
- APHA., AWWA., WEF., 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Amer. Publ. Health Ass., Washington.
- Aroviita, J. & H. Hämäläinen. 2008. *The impact of water level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes*. Hydrobiologia. 613: 45-56.
- Baayen, R. H. 2011. *languageR: Data sets and functions with "Analyzing Linguistic Data: A practical introduction to statistics"*. R package version 1.4. <http://CRAN.R-project.org/package=languageR>
- Bates, D., M. Maechler & B. Bolker. 2011. *lme4: Linear Mixed-Effects Models Using S4 Classes*. R package version 0.999375-38, URL <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Berbenni, P. & G. Galassi. 1978. *Chimica ed ecologia delle acque*. Etas Libri. Milano: 341 pp.
- Bettinetti, R., G. Crosa & S. Galassi. 2007. *Ecologia delle acque interne*. Città Studi Edizioni, Torino: 150 pp.
- Boggero A., S. Zaupa, B. Rossaro, V. Lencioni, L. Marziali, F. Buzzi, A. Fiorenza, M. Cason , F. Giacomazzi, S. Pozzi. 2013a. *Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati negli ambienti lacustri*. MATTM-APAT, Roma: 17 pp.
- Boggero, A., B. Rossaro & S. Zaupa. 2013b. *Guida alla compilazione del foglio di calcolo dell'Indice di Qualità Bentonico (BQIES) basato sui macroinvertebrati lacustri*. PROGETTO LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT: 3 pp.
- Boggero, A., S. Zaupa, B. Rossaro, V. Lencioni & F. Gherardi. 2011a. *Guida tecnica alla programmazione del campionamento e alla scelta della strumentazione idonea per lo studio della fauna macroinvertebrata lacustre*. CNR-ISE Report. 02.11: 58 pp.
- Boggero A., S. Zaupa & I. Guarneri. 2011b. *Protocollo di campionamento ed analisi chimica di sedimenti lacustri*. Sito web: PROGETTO LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT: 13 pp.
- Boggero A., S. Zaupa & I. Guarneri. 2011c. *Protocollo di campionamento ed analisi granulometrica di sedimenti lacustri*. Sito web: PROGETTO LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT: 15 pp.
- Boggero, A., L. Fureder, V. Lencioni, T. Simcic, B. Thaler, U. Ferrarese, A. F. Lotter & R. Ettinger. 2006. *Littoral Chironomid communities of Alpine lakes in relation to environmental factors*. Hydrobiologia, 562: 145-165.
- Boorman, J., M. Coluzzi, C. Contini, U. Ferrarese, L. Rivosecchi, B. Rossaro, A. Sabatini & R. Wagner. 1995. Diptera Culicomorpha. In: Minelli A., S. Ruffo & S. La Posta (eds). *Checklist delle specie della fauna italiana*, 65. Calderini, Bologna: 11-13.
- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre 2011. *Numerical ecology with R*. Use R! Springer, New York: 306 pp.

- Brauns M, Garcia XF, Pusch MT. 2008. *Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes*. *Hydrobiologia*, 613: 5-12.
- Brinkhurst, R. O. & B. G. M. Jamieson. 1971. *Aquatic Oligochaeta of the world*. Oliver & Boyd, Edinburgh: 860 pp.
- Buraschi, E., F. Salerno, C. Monguzzi, G. Barbiero & G. Tartari. 2005. *Characterization of the Italian lake-type and identification of their reference sites using anthropogenic pressure factors*. *J. Limnol.*, 64(1): 75-84
- Calderoni, A., M. Ciampittiello, R. de Bernardi, G. Galanti, A. Oggioni, M. Massara & F. Vietti. 2006. *Progetto di recupero del Lago di Viverone*. Relazione finale. Report CNR-ISE. 08.06: 76 pp.
- Carvalho, L., H. Bennion, A. Darwell, I. Gunn, A. Lyle, D. Monteith, & M. Wade. 2002. *Physicochemical Conditions for Supporting Different Levels of Biological Quality for the Water Framework Directive for Freshwaters*. Report to the Environment Agency, UK.
- Cheruvilil K. S., P. A. Soranno, J. D. Madsen & M. J. Roberson. 2002. *Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte*. *Journal of the North American Benthological Society*. 21: 261-277.
- Ciampittiello M., A. Marchetto, P. Sala, S. Zaupa, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, M. Austoni, P. Volta & I. Cerutti. 2012. *Rapporto tecnico – Classificazione dello stato ecologico e variabilità locale dell'idromorfologia/habitat: potenziali effetti sull'efficacia delle misure di recupero e criteri per ridurre l'incertezza. Parte B: Laghi*. Deliverable Progetto INHABIT I3d1: 63 pp.
- Ciampittiello M., A. Marchetto, P. Sala, S. Zaupa, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, M. Austoni, P. Volta, G. M. Aiello, M. Olivari & N. Riccardi. 2011. *Rapporto tecnico – Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte B: Laghi*. Deliverable progetto INHABIT I1d1: 219 pp.
- Ciampittiello M., A. Marchetto, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, P. Volta, N. Riccardi, P. Sala & S. Zaupa. 2010. *Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idro-morfologiche e di habitat. Parte B: Laghi*. Deliverable progetto INHABIT Pd3: 95-139.
- Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. West Sussex : John Wiley & Sons Ltd.: 942 pp.
- Cheruvilil, K. S., P. A. Soranno, J. D. Madsen & M. J. Roberson. 2002. *Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte*. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 261-277.
- Cyr, H. 1998. *Effects of wave disturbance and substrate slope on sediment characteristics in the littoral zone of small lakes*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 967-976.
- Dinsmore, W.P. & E.E. Prepas. 1997. *Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macroinvertebrates in a eutrophic lake in central Alberta. I. Changes in macroinvertebrate abundance and density*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2157-2169.
- Dumnicka, E. & A. Boggero. 2007. *Freshwater Oligochaeta in two mountain ranges in Europe: the Tatra Mountains (Poland) and the Alps (Italy)*. *Archiv für Hydrobiologie*. 168: 231-242.
- Ebrahimnezhad, M. and F. Fakhri, 2005. *Taxonomic study of chironomidae (Diptera) larvae of Zayandehrood river, Iran and effects of selected ecological factors on their abundance and distribution*. *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction. A.*, 29(A1): 89-105.
- European Community, 2000. *Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. *Official Journal of the European Communities*, 327: 1-72.
- Free, G., A. G. Solimini, B. Rossaro, L. Marziali, R. Giacchini, B. Paracchini, M. Ghiani, S. Vaccaro, B. M. Gawlik, R. Fresner, G. Santner, M. Schönhuber & A. C. Cardoso. 2009. *Modelling lake macroinvertebrate species in the*

shallow sublittoral: relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. Hydrobiologia, 633: 123-136.

- Fresenius, W., K. E. Quentin & W. Schneider (Eds.), 1988. Water Analysis. Springer-Verlag, Berlin: 804 pp.
- Füreder, L., R. Ettinger, A. Boggero, B. Thaler & H. Thies. 2006. *Macroinvertebrate diversity in Alpine lakes: effects of altitude and catchment properties.* Hydrobiologia, 562: 123-144.
- Furey P. C., R. N. Nordin & A. Mazumder. 2006. *Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake.* Journal of the North American Benthological Society, 25: 19-31.
- Furey, P. C., R. N. Nordin & A. Mazumder. 2004. *Water level drawdown affects physical and biogeochemical properties of littoral sediments of a reservoir and a natural lake.* Journal of Lake and Reservoir Management, 20: 280-295.
- Ganis, P. 1991. *La diversità specifica nelle comunità ecologiche: concetti, metodi e programmi di calcolo.* GEAD-EQ n.10. Università degli Studi di Trieste: 100 pp.
- Gevrey, M., C. Provost & C. Argillier. 2011. *French macroinvertebrate index for lakes.* Irstea, Aixen-Provence: 14 pp.
- Giussani, G. & G. Galanti. 1995. *Case study: Lake Candia (Northern Italy).* In: de Bernardi R. & G. Giussani (eds). Guidelines of lake management, Biomaniplulation in Lake and Reservoirs Management, 7: 153-146.
- Gran, G. 1952. *Determination of the equivalence point in potentiometric titration II.* Analyst, 77: 661-671.
- Greffard M. H., E. S. Talbot & I. G. Eaves. 2011. *A comparative analysis of fine versus coarse taxonomic resolution in benthic chironomid community analyses.* Ecological Indicators, 11: 1541–1551.
- Grimas, U. 1965. *The short-term effect of artificiala ter level fluctuations upon the littoral fauna of Lake Kultsjon, Northern Sweden.* Inst. Fresh water Res. Drottningholm, Rept., 45: 5-21.
- Harrison, S. S. C., I. T. Harris. 2002. *The effects of bankside management on chalk stream invertebrate communities.* Freshwater Biology, 47: 2233–2245.
- Hayworth, J. D. 2004. *A Proposed Lentic Benthic Bioassessment Procedure for California (Protocol Brief for Biological Sampling in Lakes, Reservoirs, and Ponds).* Draft Technical Report. San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA: 11 pp.
- Heinis, F. & C. Davis. 1993. *Factor governing the spatial and temporal distribution of chironomid larvae in the Marsveen lakes with special emphasis on the role of oxygen conditions.* Neth. J. Aquat. Ecol., 27: 21-34.
- Hofmann, H., A. Lorke, F. Peeters. 2008. *Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications.* Hydrobiologia, 613: 85-96.
- Hurlbert, S. H. 1971. *The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters.* Ecology, 52: 577–586.
- Hutchinson, G. E. 1957. *A Treatise on Limnology.* Geography, Physics and Chemistry. 1. John Wiley & Sons: 137 pp.
- Jari O. F., G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry H. Stevens, H. Wagner. 2012. *Ordination methods, diversity analysis and other function for community and vegetation ecologists.* [Http://cran.r-project.org](http://cran.r-project.org) , <http://vegan.r-forge.r-project.org/>
- Jónasson, P. M. 1984. *Oxygen demand and long term changes of profundal zoobenthos,* in: Bonomi, G. & C. Erséus (Eds.) 1984. Aquatic Oligochaeta: Proceedings of the 2nd International Symposium on Aquatic Oligochaete Biology, held in Pallanza, Italy, September 21-24, 1982. Developments in Hydrobiology, 24: 121-126.
- Juget, J. & N. Giani. 1974. *Répartition des oligochètes lacustres du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées) avec la description de Peloscolex pyrenaicus n.sp.* Annales de Limnologie, 10: 33-53.

- Jurca, T., L. Donohue, D. Laketić, S. Radulovi & K. Irvine. 2012. *Importance of the shoreline diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages*. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (2): 175-184.
- Kaster, J. L. & G. Z. Jacobi. 1978. *Benthic macroinvertebrate of a fluctuating reservoir*. *Freshwater Biology*, 8: 283-290.
- Kownacki, A., E. Dumnicka, J. Kwadrans, J. Galas & M. Ollik. 2006. *Benthic communities in relation to environmental factors in small high mountain ponds threatened by air pollutants*. *Boreal Environment Research*, 11: 481-492.
- Koskenniemi, E. 1994. *Colonization, succession and environmental conditions of the macrozoobenthos in a regulated, polyhumic reservoir, Western Finland*. *International Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 79: 521-555.
- Lang, C. 1990. *Quantitative relationships between Oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes*. *Freshwater Biology*, 24: 327-334.
- Lang, C. & B. Lods-Crozet. 1997. *Oligochaetes versus chironomids as indicators of trophic state in two Swiss lakes recovering from eutrophication*. *Archiv für Hydrobiologie*, 139: 187-195.
- Langton, P. & J. Casas. 1999. *Changes in chironomid assemblage composition in two Mediterranean mountain streams over a period of extreme hydrological conditions*. *Hydrobiologia*, 390: 37-49.
- Laville, H. 1971. *Recherches sur les Chironomides (Diptera) lacustres du Massif de Néouvielle. Deuxième partie: communautés et production*. *Annales de Limnologie*, 7: 335-414.
- Le Foche, M., T. Notargiacomo & L. Mancini. 2005. *Rassegna degli indici basati sui macroinvertebrati bentonici come indicatori di qualità degli ecosistemi lacustri*. *Ann. Ist. Super. Sanità*, 41(3): 403-413.
- Lencioni V., A. Boggero, L. Marziali & B. Rossaro. 2013. *I macroinvertebrati dei laghi - tassonomia, ecologia e metodi di studio*. *Quaderni del Museo delle Scienze*, 6/1, Trento: 202 pp.
- Marchetti, R. 1993. *Ecologia Applicata*. Città studi s.c.r.l. Milano: 1055 pp.
- Marchetto A., B. Rossaro, S. Zaupa & A. Boggero. © 2013. *Foglio di calcolo per il BQIES basato sui macroinvertebrati lacustri*
- Margalef, R. 1957. *La teoria de la informacion en ecologia*. *Mem. Real Acad. Cienc. Artes Barcelona*, 32: 373-449.
- Marziali, L. & B. Rossaro. 2013. *Response of chironomid species (Diptera, Chironomidae) to water temperature: effects on species distribution in specific habitats*. *Journal of Entomological and Acarological Research*, 45: 73-89.
- Marziali, L., V. Lencioni & B. Rossaro. 2006. *Chironomid species as indicators of freshwater habitat quality*. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.*, 29: 1553-1555.
- Mastrantuono, L., Solimini, AG., Noges, P., Bazzanti, M.. 2008. *Plant-associated invertebrates and hydrological balance in the large volcanic Lake Bracciano (Central Italy) during two years with different water levels*. *Hydrobiologia*, 599: 143-152.
- Mazzella, L., J. De Bortoli & C. Argillier. 2009. *Création d'un nouvel outil de bioindication basé sur les communautés d'invertébrés benthiques lacustres:méthodes d'échantillonnage et métriques candidates*. Cemagref, Aix-en-Provence: 25 p.
- Mc Goff, E., J. Aroviita, F. Pilotto, O. Miler, A. G. Solimini, G. Porst, T. Jurca, L. Donohue & L. Sandin. 2013. *Assessing the relationship between the Lake Habitat Survey and littoral macroinvertebrate communities in European lakes*. *Ecological Indicators*, 25: 205-214.
- Mc Goff, E. & K. Irvine. 2009. *A test of the association between Lake Habitat Quality Assessment and macroinvertebrate community structure*. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 19: 520-533.

- McLachlan, S. M. 1970. *The influence of lake level fluctuation and the thermocline on water chemistry in two gradually shelving areas in Lake Kariba*. Arch. Hydrobiol., 65:499-510.
- Menge, B. A. & J. Lubchenco. 1981. *Community organization in temperate and tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients*. Ecological Monographs, 51: 429–450.
- Menhinick, E. F. 1964. *A comparison of some species-individuals diversity indices to samples of field insects*. Ecology, 45: 859-861.
- Nicolai, P. 1992. *La scienza della bioindicazione. Guida introduttiva alla metodologie di valutazione della qualità ambientale mediante monitoraggio biologico*. ENEA - Ente per le nuove tecnologie, l'energia e l'ambiente. Roma: 77 pp.
- Nosek, J.N. 1976. *Comparative analysis of some diversity functions under different conditions of sampling in sandy meadow*. Acta Bot. Acad. Scient. Hung., 22(3-4): 415-436.
- O.E.C.D. 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assesment and Control*. O.E.C.D. Paris: 154 pp.
- Orendt, C. 2000. *Chironomids of small Alpine water bodies (springs, spring brooks, pools, small lakes) of the northern Calcareous Alps (Insecta, Diptera, Chironomidae)*. In: Baehr M. & M. Spies, (eds), Contributions to Chironomid Research in Memory of Dr. Friedrich Reiss. Spixiana, 23(2): 121-128.
- Palomaki, R. 1994. *Response by macrozoobenthos biomass to water-level regulation in some Finnish lake littoral zones*. Hydrobiologia, 286: 17-26.
- Peet, R.K. 1974. *The measurement of specie diversity*. Ann. Rev. Ecol: Syst., 5: 285-307.
- Perrone, U., A. Facchinelli & E. Sacchi. 2008. *Phosphorus Dynamics in a Small Eutrophic Italian Lake*. Water Air Soil Pollut., 189: 335–351.
- Pielou, E. C. 1966. *Shannon's formula as a measure of species diversity: its use and misuse*. Amer. Natur., 100: 463-465.
- Pinder, L. C. V. 1986. *Biology of Freshwater Chironomidae*. Annual Review of Entomology, 31: 1-23.
- Prokesová, V. 1963. *Resistance adaptability of Chaoborus larve (Diptera) under anaerobic condition in hydrogen sulphide*. Věst. Čs. Společ., 27: 178-184.
- Rabette, C. & N. Lair. 1999. *Spatial and temporal distribution of benthic stages of CCyclops vicinus and Chaoborus flavicans in relation to abiotic factors and benthic fauna*. Hydrobiologia, 390: 61-72.
- R Development Core Team. 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds, C.S. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Pres, Cambridge: 535 pp.
- Rodier, J., 1984. *L'analyse de l'eau*. Dunod, Paris: 1365 pp.
- Rosenberg, D. M. & V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall New York ; London: 488 pp.
- Rossaro B., S. Zaupa, V. Lencioni, L. Marziali & A. Boggero. 2013. *Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica*. In: CNR-ISE (Ed.), Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. CNR-ISE Report, 02.13: 200 pp.
- Rossaro, B., A. Boggero, V. Lencioni & L. Marziali. 2011. *Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica*. In: Oggioni A., A. Boggero, M. Ciampittello, A. Marchetto, G. Morabito & P. Volta (Eds), Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. Report CNR-ISE, 03.11: 83-100.

- Rossaro, B., V. Lencioni, A. Boggero & L. Marziani. 2009. *A new benthic quality index for Italian lakes: how to approach with different lake types?*. Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, 30 (5): 790-793.
- Rossaro, B., A. C. Cardoso, A. Solimini, G. Free, L. Marziani & R. Giacchini. 2007. *A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes*. Ecological Indicators, 7: 412-429.
- Rossaro, B., A. Boggero, V. Lencioni, L. Marziani & A. Solimini. 2006. *A Benthic Quality Index for Italian Lakes*. Journal of Limnology, 65: 41-51.
- Rossaro B, Mietto S, Lencioni V. 2000. *The Chironomid species of the Italian lakes: a review*. In: Offrichter O. (Ed.), Late 20o Century Research on Chironomidae. An Anthology from the XIIIo Int. Symp. Chironomidae. Shaker Verlag (Germany), Freiburg 5-9 September 1997: 549-564.
- Rowan, J. S., J. Carwardine, R. W. Duck, O. M. Bragg, A. R. Black, M. E. J. Cutler, I. Soutar & P. J. Boon. 2006. *Development of a technique for lake habitat survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems., 16: 637-657.
- Ruggiu, D. & C. Saraceni. 1972. *A statistical study of the distribution and abundance of the bottom fauna of a lake undergoing accelerated eutrophication (Lake Mergozzo, N. Italy)*. Mem. Ist. ital. Idrobiol., 29: 169-187.
- Ruse, L. 2002. *Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status*. Archiv für Hydrobiologie, 153: 367-390.
- Sather, O.A. 1979. *Chironomid communities as water quality indicators*. Holarct. Ecol., 2: 65-74.
- Sansoni, G., 1998. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento: 191 pp.
- Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana, IL. Univ. Illinois Press: 117 pp.
- Sikorowa, A. 1968. *The Behaviour of Chaoborus Licht. Larvae under unfavourable oxygen condition*. Ekol. Pol., ser A, 16: 185-192.
- Simpson, E. H. 1949. *Measurement of diversity*. Nature, 163: 688-688.
- Sniffer - The Scotland And Northern Ireland Forum For Environmental Research. 2008. *Lake Habitat Survey in the United Kingdom. Field survey guidance manual*. Sniffer, Edimburgo: 77 pp.
- Stratton, M. A. & D. H. Kesler. 2007. *The Role of Light and Oxygen in Chaoborus punctipennis (Insecta: Diptera) Diel Vertical Migration*, Journal of Freshwater Ecology, 22: 101-106.
- Stribling, J. B., S. R. Moulton, & G. T. Lester. 2003. *Determining the quality of taxonomic data*. Journal of North American Benthological Society, 22: 621-631.
- Taniguchi, H. & M. Tokeshi. 2004. *Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment*. Freshwater Biology, 49: 1164-1178.
- Tartari, G., E. Buraschi, E. Legnani, L. Previtali, R. Pagnotta & A. Marchetto. 2006. *Tipizzazione dei laghi italiani secondo il Sistema B della Direttiva 2000/60/CE*. CNR-IRSA, CNR-ISE e ARPA Lombardia: 20 pp.
- Tartari, G. A. & R. Mosello. 1997. *Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*. Documenta Ist. ital. Idrobiol., 60: 160 pp.
- Ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer. 2002. *Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination Version 4.5*. Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Ter Braak, C. J. F. & I. C. Prentice. 1988. *A Theory of gradient analysis*. Advances in Ecological Research, 18: 271-317.
- Thienemann, A. 1925. *Die Binnengewässer Mitteleuropas*. Bd. I. Eine limnologische Einführung. Stuttgart: 225pp.

- Tolonen, K.T., H. Hämäläinen, I. J. Holopainen, K. Mikkonen & J. Karjalainen. 2003. *Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure*. Hydrobiologia, 499: 179-190.
- Tolonen, K. T., I. J. Holopainen, H. Hämäläinen, M. Rahkola-Sorsa, P. Ylostalo, K. Mikkonen & J. Karjalainen. 2005. *Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables*. Biodiversity and Conservation, 14: 961–980.
- Tonolli, V. 1964. *Introduzione allo studio della limnologia. Ecologia e biologia delle acque dolci*. Istituto Italiano Idrobiologia, Pallanza-Verbania: 387 pp.
- Urbanič, G., V. Petkovska & M. Pavlin. 2007. *Razvoj metodologije za vrednotenje hidromorfološke spremenjenosti jezer na podlagi bentoških nevretenčarjev v skladu z zahtevami Vodne directive (Direktiva 2000/60/ES)*. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, 39 str.
- Valderrama, J. C., 1981. *The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters*. Marine Chemistry, 10: 109-122 pp.
- Valderrama, J. C., 1977. *Methods used by the Hydrographic Department of the National Board of Fisheries*. Goteborg, Sweden: 530 pp.
- Valdovinos, C., C. Moya, V. Olmos, O. Parra, B. Karrasch & O. Buettner. 2007. *The importance of water-level fluctuation for the conservation of shallow water benthic macroinvertebrates: an example in the Andean zone of Chile*. Biodiversity and Conservation, 16: 3095-3109.
- Verneaux, V. & L. Aleya. 1998. *Bathymetric distributions of chironomid communities in ten French Lakes: implication on lake classification*. Arch. Hydrobiol., 142: 209-228.
- Ward, J. V. 1992. *Acquatic insect ecology - 1. Biology and Habitat*. John Wiley and Sons. New York: 438 pp.
- Weatherhead, M. A. & M. R. James. 2001. *Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes*. Hydrobiologia, 462: 115-129.
- Westcott, C. C. 1978. *pH Measurements*. Academic press, New York: 172 pp.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology of Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press, San Diego, CA: 1006 pp.
- Wiederholm, T. 1980. *Use of benthos in lake monitoring*. Journal of the Water Pollution Control Federation., 52: 537-547.
- Wiley, M.J. & S.C. Mozley. 1978. *Pelagic occurrence of benthic animals near shore in Lake Michigan*. J. Great Lake Res., 4: 201-205.
- Winkler L. W., 1988. *The determination of dissolved oxygen in water*. Berlin. Deut. Chem. Ges.m 21: 2843 pp.

Siti internet consultati e riferimenti normativi

- http://www.regione.pmn.it/acqua/pianoditutela/web_pta_finale/laghi
<http://www.progettodighe.it/main/le-dighe/article/morasco>
<http://www.sar.sardegna.it>
<http://www.regione.sardegna.it>
<http://www.ise.cnr.it/limno/limno.htm>

- D.Lgs. 152/99. Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152 – Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Gazzetta Ufficiale 29 maggio 1999, n. 124, suppl. ord. n. 101/L.

D.Lgs. 152/06. Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 – Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale 14 aprile 2006, no. 88, suppl. ord. n. 96.

D.M. 56/09. Decreto Ministeriale n. 56 del 14/04/2009. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - Regolamento recante «Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo». Supplemento Ordinario n. 83 alla Gazzetta Ufficiale n. 124 del 30 maggio 2009.

D.M. Classificazione. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Bozza del “Regolamento recante “criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale”, predisposto ai sensi dell’articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo”, in preparazione.

PUBBLICAZIONI PRODOTTE

Boggero A., S. Gambelli, N. Guyennon, L. Guzzella, A. Lami, S. Musazzi, M. Rogora, F. Salerno, G. Tartari, S. Thakuri, G. Viviano & S. Zaupa. 2013. *Un mondo d'acqua in alta quota. Le acque del Parco Nazionale dello Stelvio, un laboratorio a cielo aperto per lo studio dei cambiamenti climatici*. Associazione Comitato EV-K2-CNR, Bergamo: 90 pp.

Boggero A., B. Rossaro & S. Zaupa. 2013. *Guida alla compilazione del foglio di calcolo dell'Indice di Qualità Bentonico (BQIES) basato sui macroinvertebrati lacustri*. PROGETTO LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT: 3 pp.

Boggero A., S. Zaupa, B. Rossaro, V. Lencioni, L. Marziali, F. Buzzi, A. Fiorenza, M. Cason, F. Giacomazzi, S. Pozzi. 2013. *Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati negli ambienti lacustri*. MATTM-APAT, Roma: 17 pp.

Boggero A., B. Rossaro, V. Lencioni, L. Marziali, F. Gherardi & S. Zaupa. 2013. *Il campionamento dei macroinvertebrati nei laghi*. In: Lencioni V., A. Boggero, L. Marziali & B. Rossaro (Eds.), I macroinvertebrati dei laghi - tassonomia, ecologia e metodi di studio. Quaderni del Museo delle Scienze, 6/1, Trento: 202 pp.

Boggero A., B. Jann & S. Zaupa. 2012. *Freshwater macroinvertebrates of Val Piora (Canton Tessin, Switzerland)*. 2012. In: F. Rampazzi, M. Tonolla e R. Peduzzi (Eds.), Biodiversità della Val Piora - Risultati e prospettive delle "Giornate della biodiversità". Memorie della Società ticinese di scienze naturali e del Museo cantonale di storia naturale - vol. 11 (ISSN 1421-5586): 11 pp.

Boggero, A., S. Zaupa, B. Rossaro, V. Lencioni & F. Gherardi. 2011. *Guida tecnica alla programmazione del campionamento e alla scelta della strumentazione idonea per lo studio della fauna macroinvertebrata lacustre*. CNR-ISE Report, 02.11: 58 pp.

Boggero, A., S. Zaupa & I. Guarneri. 2011. *Protocollo di campionamento ed analisi granulometrica di sedimenti lacustri*. Sito web: PROGETTO LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT: 15 pp.

Boggero, A., S. Zaupa & I. Guarneri. 2011. *Protocollo di campionamento ed analisi chimica di sedimenti lacustri*. Sito web: PROGETTO LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT: 13 pp.

Ciampittiello, M., A. Marchetto, P. Sala, S. Zaupa, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, M. Austoni, P. Volta, I. Cerutti. 2012. *Rapporto tecnico – Classificazione dello stato ecologico e variabilità locale dell'idromorfologia/habitat: potenziali effetti sull'efficacia delle misure di recupero e criteri per ridurre l'incertezza. Parte B: Laghi*. Deliverable Progetto INHABIT I3d1: 63 pp.

Ciampittiello, M., A. Marchetto, P. Sala, S. Zaupa, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, M. Austoni, P. Volta, G. M. Aiello, M. Olivari & N. Riccardi. 2011. *Rapporto tecnico – Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte B: Laghi*. Deliverable progetto INHABIT I1d1: 219 pp.

Ciampittiello, M., Rogora M., Boggero A., Guarneri I. & S. Zaupa. 2010. *Progetto pilota per uno studio multidisciplinare ed integrato su un sottobacino del Lago Maggiore*. In: C.N.R.-I.S.E. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 31 pp

Ciampittiello, M., A. Marchetto, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, P. Volta, N. Riccardi, P. Sala & S. Zaupa. 2010. *Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idro-morfologiche e di habitat. Parte B: Laghi*. Deliverable progetto INHABIT Pd3, 95-139.

Ciampittiello, M., A. Marchetto, A. Oggioni, A. Boggero, G. Morabito, P. Volta, N. Riccardi, P. Sala & S. Zaupa. 2010. *Tipizzazione e condizioni di riferimento in alcuni bacini fluviali italiani: approcci, metodi e selezione delle aree di studio. Parte B: Laghi*, Deliverable progetto INHABIT Pd2, 211-231

Marchetto, A., A. Oggioni, G. Morabito, M. Austoni, A. Boggero, S. Zaupa, P. Volta, P. Sala, I. Cerutti, A. Lugliè, M. A. Mariani, B. M. Padedda, N. Sechi, E. Sesia, T. Ferrero, P. Fogliati, G. Fornaro, M. Pannocchia, F. Vietti & M. Ciampittiello. 2012. *Banca dati relativa al monitoraggio dei laghi*. Deliverables progetto INHABIT D1d2: 43 pp.

Marchetto, A., A. Oggioni, G. Morabito, M. Austoni, A. Boggero, S. Zaupa, P. Volta, A. Lugliè, M. A. Mariani, B. M. Padedda, N. Sechi, E. Sesia, T. Ferrero, P. Fogliati, G. Fornaro, M. Pannocchia, F. Vietti & M. Ciampittiello. 2012. Banca dati delle informazioni biologiche e di qualità. Parte 2: Laghi. Deliverable progetto INHABIT I1d2: 26 pp.

Marchetto, A., B. Rossaro, S. Zaupa & A. Boggero. © 2013. Foglio di calcolo per il BQIES basato sui macroinvertebrati lacustri

Morabito, G., A. Marchetto, M. Rogora, M. Austoni, P. Volta, P. Sala, G. Tartari, I. Cerutti, A. Boggero, S. Zaupa, A. Oggioni, A. Lugliè, M. A. Mariani, M. Bachisio Padedda, N. Sechi, E. Sesia, T. Ferrero, P. Fogliati, G. Fornaro, M. Pannocchia, F. Vietti & M. Ciampittiello. 2012. Analisi della relazione tra le concentrazione di azoto e la composizione delle comunità acquatiche. Parte B: Laghi, Deliverable INHABIT I2D7: 40 pp.

Rossaro, B., S. Zaupa, V. Lencioni, L. Marziali & A. Boggero. 2013. *Indice per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani basato sulla comunità bentonica*. In: CNR-ISE (Ed.), *Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi*. CNR-ISE Report, 02.13: 200 pp.

ALLEGATI

Allegato 1a: Analisi chimica delle acque.

LAGO	SITO	Profondità	Circolazione						
			Temperatura	O2	pH	Conducibilità	Alcalinità	TP	TN
		m	°C	% sat.		µS/cm	mg/l	µg/l	mg/l
Avigliana	AvT1Lit	2	16,7	97,1	8,1	431,2	363,0	11,0	2,5
Avigliana	AvT1Sub	12,5	5,4	3,4	7,7	457,3	332,0	17,0	2,3
Candia	CanLitSx	1,2	19,6	107,5	8,4	120,7	51,7	14,0	2,1
Candia	CanLitDx	1,3	19,6	107,5	8,4	120,7	51,7	14,0	2,1
Candia	CanLitCe	8,3	10,0	35,2	7,1	128,6	55,0	55,0	2,0
Mergozzo	MerT1Lit	5	7,4	98,5	7,3	52,7	14,4	4,0	0,8
Mergozzo	MerT1Sub	12	7,4	99,0	7,2	52,6	14,3	4,0	0,8
Mergozzo	MerT1Pro	70	5,6	77,0	6,9	52,9	13,9	4,0	0,8
Sirio	SirT1Lit	1,5	15,3	127,7	9,1	205,5	94,0	19,0	0,7
Sirio	SirT1Sub	14	4,8	25,1	7,5	211,2	102,0	26,0	1,3
Sirio	SirT1Pro	44	4,4	3,0	7,1	217,3	104,0	120,0	1,6
Morasco	MorT1Sub	12	11,0	113,6	8,3	153,8	91,1	2,0	0,3
Morasco	MorT1Pro	30	9,0	124,2	8,2	150,1	89,9	2,0	0,2
Viverone	VivT1Lit	1,2	26,0	74,0	8,6	203,9	140,7	16,0	0,6
Viverone	VivT1Sub	14	6,0	23,0	7,7	250,1	183,9	123,0	0,8
Viverone	VivT1Pro	40	5,0	16,0	7,6	249,1	182,6	143,0	1,0
Viverone	VivT2Lit	1,2	26,0	81,0	8,5	202,3	142,5	15,0	0,6
Viverone	VivT2Sub	16	9,0	29,0	7,5	247,1	184,8	136,0	0,7
Viverone	VivT2Pro	42	5,0	2,0	8,9	251,8	186,9	241,0	1,1
Viverone	VivT3Lit	1,2	26,0	97,0	7,6	204,0	135,9	28,0	0,8
Viverone	VivT3Sub	14	9,0	26,0	7,6	248,9	190,2	182,0	0,8
Viverone	VivT3Pro	33	5,0	32,0	7,5	247,4	179,7	123,0	0,8
Bidighinzu	BidT1Sub	9	7,8	68,0	7,8	411,0	174,2	319,0	2,9
Bidighinzu	BidT1Pro	26	7,9	47,0	7,6	436,0	186,3	417,0	3,2
Liscia	LisT1Sub	9,4	8,9	83,0	7,6	290,0	64,0	30,0	1,2
Liscia	LisT1Pro	56	8,6	69,0	7,2	282,0	61,6	41,0	1,4
Liscia	LisT2Pro	21	8,9	80,0	7,5	290,0	63,2	33,0	1,2
Posada	PosT1Sub	10	8,1	91,0	7,4	180,0	51,8	68,0	2,0
Posada	PosT1Pro	23	8,0	91,0	7,4	194,0	50,2	59,0	1,9
Posada	PosT2Sub	10	8,1	91,0	7,4	180,0	51,8	68,0	2,0
Posada	PosT3Sub	15	8,0	91,0	7,4	194,0	50,2	59,0	1,9
SosCanales	SosT1Sub	10,5	5,6	84,0	7,1	143,0	40,5	48,0	1,2
SosCanales	SosT1Pro	36,5	5,4	80,0	6,8	143,0	24,3	41,0	1,2

Allegato 1b: Analisi chimica delle acque.

LAGO	SITO	Profondità	Stratificazione						
			Temperatura	O2	pH	Conducibilità	Alcalinità	TP	TN
		m	°C	% sat.		µS/cm	mg/l	µg/l	mg/l
Avigliana	AvT1Lit	2	21,3	96,3	8,5	388,5	334,0	7,0	1,7
Avigliana	AvT1Sub	12,5	8,1	3,0	7,2	477,4	398,0	41,0	3,5
Candia	CanLitSx	1,2	20,1	66,0	7,2	115,8	49,6	25,0	--
Candia	CanLitDx	1,3	20,1	66,0	7,2	115,8	49,6	25,0	--
Candia	CanLitCe	8,3	20,0	60,0	7,2	117,1	50,5	43,0	--
Mergozzo	MerT1Lit	5	21,4	113,5	7,8	53,5	14,5	3,5	0,7
Mergozzo	MerT1Sub	12	21,2	117,0	7,7	53,5	14,4	4,0	0,7
Mergozzo	MerT1Pro	70	5,4	49,0	6,6	53,6	14,3	4,0	0,8
Sirio	SirT1Lit	1,5	24,0	100,1	8,8	203,8	171,0	10,0	1,2
Sirio	SirT1Sub	14	4,7	2,8	6,9	211,3	124,0	11,0	0,4
Sirio	SirT1Pro	44	4,6	2,4	6,8	226,1	137,0	176,0	2,4
Morasco	MorT1Sub	12	12,2	79,0	8,2	163,4	101,8	5,0	0,2
Morasco	MorT1Pro	30	11,8	76,6	8,3	161,6	99,5	3,0	0,2
Viverone	VivT1Lit	1,2	14,0	94,4	8,5	207,5	146,9	15,0	0,5
Viverone	VivT1Sub	14	13,0	85,8	8,5	210,9	146,6	15,0	0,4
Viverone	VivT1Pro	40	13,0	86,4	8,5	212,4	147,7	15,0	0,4
Viverone	VivT2Lit	1,2	14,5	101,5	8,6	210,4	146,3	16,0	0,5
Viverone	VivT2Sub	16	12,0	5,4	7,7	260,8	199,8	70,0	0,5
Viverone	VivT2Pro	42	12,0	84,1	8,4	214,3	150,3	23,0	0,4
Viverone	VivT3Lit	1,2	13,0	92,9	8,5	211,2	147,3	24,0	0,4
Viverone	VivT3Sub	14	13,0	82,2	8,4	214,7	150,9	16,0	0,4
Viverone	VivT3Pro	33	12,0	6,7	7,5	249,0	184,4	144,0	0,8
Bidighinzu	BidT1Sub	9	--	--	--	--	--	--	--
Bidighinzu	BidT1Pro	26	12,1	3,0	7,3	561,0	176,0	1081,0	4,3
Liscia	LisT1Sub	9,4	--	--	--	--	--	--	--
Liscia	LisT1Pro	56	10,4	1,1	7,0	268,3	44,0	174,1	1,8
Liscia	LisT2Pro	21	14,3	8,4	7,5	264,8	40,0	36,7	1,4
Posada	PosT1Sub	10	21,1	72,0	7,7	264,0	62,7	42,3	1,2
Posada	PosT1Pro	23	21,0	62,6	7,8	270,3	62,7	42,3	1,2
Posada	PosT2Sub	10	21,1	72,0	7,7	264,0	62,7	42,3	1,2
Posada	PosT3Sub	15	21,0	67,3	7,7	267,2	62,7	42,3	1,2
SosCanales	SosT1Sub	10,5	6,8	29,0	6,5	144,0	23,0	64,0	1,4
SosCanales	SosT1Pro	36,5	6,2	2,0	6,6	145,0	23,0	64,0	1,4

Allegato 2a: Distribuzione dei taxa di Chironomidi nei laghi oggetto di studio. (* = presenza, -- = assenza).

CHIRONOMIDI	Avigliana piccolo	Candia	Mergozzo	Sirio	Viverone	Morasco	Bidighinzu	Liscia	Posada	Sos Canales
<i>Ablabesmya monilis</i>	*	--	*	--	*	--	--	--	--	--
<i>Ablabesmyia longistyla</i>	*	*	*	*	--	--	--	--	--	--
<i>Procladius choreus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Psectrotanypus varius</i>	*	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Tanypus kraatzi</i>	*	*	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Guttipelopia guttipensis</i>	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Macropelopia adaucta</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Tanypodinae juv.</i>	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Zavrelinmya punctatissima</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Polypedilum gr. bicreatum/scalaenum</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Polypedilum gr. lactum</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Polypedilum gr. nubeculosum</i>	*	--	--	--	*	--	*	*	--	--
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	*	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Chironomus plumosus</i>	--	*	*	--	*	--	*	*	*	*
<i>Chironomus sp.</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	*	*
<i>Cladopelma gr. laccophila</i>	--	*	*	*	--	--	*	*	*	--
<i>Cladopelma viridulum</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Cryptochironomus sp.</i>	*	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Demicyptochironomus vulneratus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Dicrotendipes gr. tritomus</i>	--	--	--	*	*	*	--	--	--	--
<i>Einfeldia gr. insolita</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Endochironomus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Microchironomus tener</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Microchironomus tener/deribae</i>	--	--	--	--	--	--	*	--	*	--
<i>Microtendipes gr. rydalensis</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Microtendipes pedellus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	*
<i>Pagastiella orophila</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Parachironomus sp.</i>	--	*	--	--	*	--	--	*	--	--
<i>Paracladopelma camptolabis/laminata</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Paracladopelma gr. nigritula</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Paratendipes gr. albimanus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	*
<i>Stempellina bausei</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Stictochironomus pictulus</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Cladotanytarsus gr. mancus</i>	*	--	*	*	*	--	*	--	*	--
<i>Tanytarsus gr. lugens</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	*
<i>Tanytarsus sp.</i>	--	*	*	*	*	*	--	*	*	*
<i>Paratanytarsus sp.</i>	--	--	--	*	--	--	--	--	*	--
<i>Micropsectra sp.</i>	--	--	*	--	--	*	--	--	--	--
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	*	--	*	--	*	--	--	--	--	--
<i>Chaetocladius sp.</i>	--	--	--	--	--	--	*	--	--	--
<i>Corynoneura coronata</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Corynoneura lobata</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Corynoneura lacustris</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Cardiocladius</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Epoicocladius ephemerae</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Gymnometriocnemus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	*
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	*
<i>Orthocladius sp.</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Hydrobaenus distylus</i>	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Paracladius alpicola</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Parakiefferiella batophila</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Psectrocladius gr. sordidellus</i>	--	--	--	*	*	--	--	--	--	--
<i>Stilocladius montanus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Cricotopus sp.</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Monodiamesa sp.</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Odontomesa fulva</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Prodiamesa olivacea</i>	--	--	*	--	--	*	--	--	--	--

Allegato 2b: Distribuzione dei taxa di Oligocheti nei laghi oggetto di studio. (* = presenza , -- = assenza).

OLIGOCHETI	Avigliana piccolo	Candia	Mergozzo	Sirio	Viverone	Morasco	Bidighinzu	Liscia	Posada	Sos Canales
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	--	--	*	--	*	*	*	*	*	*
<i>Limnodrilus profundicula</i>	--	--	*	--	--	--	--	*	--	--
<i>Limnodrilus sp.</i>	*	*	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Potamothrix hammoniensis</i>	*	*	*	*	*	--	*	*	--	*
<i>Potamothrix heuscheri</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
TIM HC	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Tubifex blanchardi</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Tubifex ignotus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Tubifex tubifex</i>	--	--	*	--	*	--	--	--	--	*
<i>Spirosperma ferox</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Branchiura sowerbyi</i>	--	--	*	--	*	--	--	--	--	--
<i>Aulodrilus plurisetus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	--	--	--	--	*	*	--	--	--	--
<i>Psammoryctides barbatus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Chaetogaster langi</i>	--	*	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Dero digitata</i>	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Dero obtusa/digitata</i>	--	--	--	*	--	--	*	*	*	--
<i>Dero sp.</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Haemonais waldvogeli</i>	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Stylaria lacustris</i>	--	--	--	*	*	--	--	--	--	--
<i>Nais christinae</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Nais sp.</i>	--	*	--	--	*	--	--	--	*	--
<i>Nais variabilis/communis</i>	*	--	*	*	--	*	--	--	--	*
<i>Ophidonais serpentina</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Pristina longiseta</i>	--	--	*	*	--	--	--	--	--	--
<i>Pristina sp.</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Uncinails uncinata</i>	--	--	*	--	*	--	--	--	--	--
<i>Vejdovskiiella comata</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Aulophorus furcatus</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Slavinia appendiculata</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Stylodrilus heringianus</i>	--	--	--	--	--	*	--	--	--	--
<i>Stylodrilus sp.</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Lumbriculidi indet.</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Eiseniella tetraedra</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Lumbricidi indet.</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
<i>Enchitreidi indet.</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--

Allegato 2c: Distribuzione dei taxa appartenenti alla fauna bentonica nei laghi oggetto di studio. (* = presenza , -- = assenza).

ALTRO	Avigliana piccolo	Candia	Mergozzo	Sirio	Viverone	Morasco	Bidighinzu	Liscia	Posada	Sos Canales
<i>Chaoborus flavicans</i>	*	*	--	*	*	--	--	--	--	--
<i>Bezzia</i> sp.	*	*	*	*	--	--	--	--	*	--
<i>Stilobezzia/palpomyia</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Forcipomyia</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
<i>Dasyhelea</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
Limonidi indet.	--	--	--	--	--	--	--	--	*	*
Strattonidi indet.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
Tabanidi indet.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
<i>Metacnephia nuragica</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
Coleotteri indet.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
<i>Dryops</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	*	*
<i>Riolus subviolaceus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
<i>Aulonogyrus</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Oulimnius rivularis</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Esolus</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	*	--	--
<i>Micronecta poweri/griseola</i>	*	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Micronecta</i> sp.	--	--	--	--	--	--	*	--	--	--
<i>Caenis horaria</i>	*	--	*	*	--	--	--	--	*	--
<i>Ephoron virgo</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Ecnomus tenellus</i>	--	*	--	--	*	--	--	*	--	--
Tricotteri juv.	--	*	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Oxyethira</i> sp.	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Mystacides</i> sp.	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Mystacides azureus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	*	--
<i>Orthotrichia costalis</i>	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Tinodes</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	*	--	--
<i>Brachyptera</i> sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
<i>Sialis</i> sp.	*	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Crocothemis erythraea</i>	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
Odonati indet.	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Orthetrum cancellatum</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Platynecmis pennipes</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
Lepidotteri indet.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	*
Anfipodi indet.	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Asellus aquaticus</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
<i>Pisidium</i> sp.	*	--	*	--	--	--	--	--	--	*
<i>Valvata piscinalis</i>	*	*	*	*	--	--	--	--	--	--
<i>Physa fontinalis</i>	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Planorbarius</i> sp.	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Planorbidae</i> sp.	--	*	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Bithynia</i> sp.	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Dugesia tigrina</i>	--	*	*	*	*	--	--	--	--	--
<i>Helobdella stagnalis</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	*
<i>Hemiclepsis marginata</i>	--	--	--	--	*	--	--	--	--	--
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	--	--	--	*	--	--	--	--	--	--
<i>Glossiphonia complanata</i>	--	--	*	--	--	--	--	--	--	--
Idracari indet.	*	*	*	*	*	--	--	--	*	*

Allegato 3a: Suddivisione delle entità tassonomiche riscontrate in classi di abbondanza.

Abbondanti (>15%)	<i>Tubifex tubifex</i> , <i>Limnodrilus hoffmeister</i>
Molto comuni (10-15%)	--
Comuni (5 - 10%)	<i>Chaoborus flavicans</i>
Scarse (<5%)	<p><i>Potamothenix hammoniensis</i>, <i>Procladius choreus</i>, <i>Spirosperma ferox</i>, <i>Ilyodrilus templetoni</i>, <i>Tanytarsus</i> sp., <i>Chironomus plumosus</i>, <i>Dero digitata</i>, <i>Pisidium</i> sp., <i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>mancus</i> , <i>Tanytarsus</i> gr. <i>lugens</i>, <i>Cladopelma</i> gr. <i>laccophila</i>, <i>Nais variabilis/communis</i>, <i>Stictochironomus pictulus</i>, <i>Stylaria lacustris</i>, <i>Idracarini</i> indet., <i>Dero obtusa/digitata</i>, <i>Dugesia tigrina</i>, <i>Stilocladius montanus</i>, <i>Dicrotendipes</i> gr. <i>tritonus</i>, <i>Paracladopelma</i> gr. <i>nigritula</i>, <i>Pseudochironomus prasinatus</i>, <i>Aulodrilus plurisetus</i>, <i>Odontomesa fulva</i>, <i>Branchiura sowerbyi</i>, <i>Psammoryctides barbatus</i>, <i>Caenis horaria</i>, <i>Tubifex ignotus</i>, <i>Microchironomus tener/deribae</i>, <i>Nais</i> sp., <i>Dero</i> sp., <i>Stylodrilus</i> sp., <i>Bezzia</i> sp., <i>Chaetogaster diaphanus</i>, <i>Parakiefferiella batophila</i>, <i>Prodiamesa olivacea</i>, <i>Macropelopia adaucta</i>, <i>Einfeldia</i> gr. <i>insolita</i>, <i>Pagastiella orophila</i>, <i>Asellus aquaticus</i>, <i>Ablabesmyia longistyla</i>, <i>Vejdovskiiella comata</i>, <i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i>, <i>Chironomus</i> sp., <i>Parachironomus</i> sp., <i>Potamothenix heuscheri</i>, <i>Valvata piscinalis</i>, <i>Ecnomus tenellus</i>, <i>Limnodrilus profundicula</i>, <i>Cladopelma viridulum</i>, <i>Limnodrilus</i> sp., <i>Guttipelopia guttipensis</i>, <i>Stempellina bausei</i>, <i>Gymnometriocnemus</i> sp., <i>Uncinaiis uncinata</i>, <i>Ablabesmyia monilis</i>, <i>Pristina longisetula</i>, <i>Paratendipes</i> gr. <i>albimanus</i> , <i>Heterotrissocladius marcidus</i>, <i>Stylodrilus heringianus</i>, <i>Cryptochironomus</i> sp., <i>Micropsectra</i> sp., <i>Chaetogaster langi</i>, <i>Helobdella stagnalis</i>, <i>Tanytarsus kraatzi</i>, <i>Zavreliimnya punctatissima</i>, <i>Microtendipes pedellus</i>, <i>Paracladius alpicola</i>, <i>Stilobezzia/palpomyia</i>, <i>Paracladopelma camptolabis/laminata</i>, <i>Orthocladius</i> sp., <i>Psectrocladius</i> gr. <i>sordidellus</i>, <i>Enchitreidi</i> indet., <i>Polypedilum</i> gr. <i>bicreatum/scalaenum</i>, <i>Paratanytarsus</i> sp., <i>Eiseniella tetraedra</i>, <i>Lumbricidi</i> indet., <i>Tricotteri</i> juv., <i>Mystacides</i> sp., <i>Brachyptera</i> sp., <i>Physa fontinalis</i>, <i>Glossiphonia heteroclita</i>, <i>Tanypodinae</i> juv., <i>Demicryptochironomus vulneratus</i>, <i>Microtendipes</i> gr. <i>rydalensis</i> , <i>Hydrobaenus distylus</i>, <i>Cricotopus</i> sp., <i>TIM HC</i>, <i>Limonidi</i> indet., <i>Dryops</i> sp., <i>Micronecta poweri/griseola</i>, <i>Micronecta</i> sp., <i>Orthotrichia costalis</i>, <i>Odonati</i> indet., <i>Platynecmis pennipes</i>, <i>Psectrotanytarsus varius</i>, <i>Polypedilum</i> gr. <i>lactum</i>, <i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>, <i>Endochironomus</i> sp., <i>Microchironomus tener</i>, <i>Chaetocladius</i> sp., <i>Corynoneura coronata</i>, <i>Corynoneura lobata</i>, <i>Corynoneura lacustris</i>, <i>Cardiocladius</i> , <i>Epoicocladius ephemerae</i>, <i>Monodiamesa</i> sp., <i>Limnodrilus udekemianus</i>, <i>Tubifex blanchardi</i>, <i>Haemonais waldvogeli</i>, <i>Nais christinae</i>, <i>Ophidonais serpentina</i>, <i>Pristina</i> sp., <i>Aulophorus furcatus</i>, <i>Slavinia appendiculata</i>, <i>Lumbriculidi</i> indet., <i>Forcipomyia</i> sp., <i>Dasyhelea</i> sp., <i>Straziomidi</i> indet., <i>Tabanidi</i> indet., <i>Metacnephia nuragica</i>, <i>Coleotteri</i> indet., <i>Riolus subviolaceus</i>, <i>Aulonogyrus</i> sp., <i>Oulimnius rivularis</i>, <i>Esolus</i> sp., <i>Ephoron virgo</i>, <i>Oxyethira</i> sp., <i>Mystacides azureus</i>, <i>Tinodes</i> sp., <i>Sialis</i> sp., <i>Crocothemis erythraea</i>, <i>Orthetrum cancellatum</i>, <i>Lepidotteri</i> indet., <i>Anfipodi</i> indet., <i>Planorbarius</i> sp., <i>Planorbidae</i> sp., <i>Bithynia</i> sp., <i>Hemiclepsis marginata</i>, <i>Glossiphonia complanata</i></p>

Allegato 3b: Suddivisione delle entità tassonomiche riscontrate in classi di frequenza.

Ubiquiste (>10)	<i>Potamoithrix hammoniensis</i> , <i>Procladius choreus</i> , <i>Limnodrilus hoffmeister</i> , <i>Chaoborus flavicans</i> , Idracarini indet., <i>Tanytarsus</i> sp., <i>Chironomus plumosus</i> , <i>Cladopelma</i> gr. <i>laccophila</i> , <i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>mancus</i> , <i>Tubifex tubifex</i> , <i>Nais variabilis/communis</i> , <i>Dero obtusa/digitata</i> , <i>Bezzia</i> sp., <i>Pisidium</i> sp., <i>Dugesia tigrina</i> , <i>Ablabesmyia longistyla</i> , <i>Tanytarsus</i> gr. <i>lugens</i> , <i>Dero digitata</i> , <i>Nais</i> sp., <i>Valvata piscinalis</i> , <i>Ablabesmya monilis</i> , <i>Paracladopelma</i> gr. <i>nigritula</i> , <i>Stictochironomus pictulus</i> , <i>Tubifex ignotus</i> , <i>Branchiura sowerbyi</i> , <i>Dero</i> sp.
Molto frequenti (7-9)	<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i> , <i>Chironomus</i> sp., <i>Microchironomus tener/deribae</i> , <i>Parachironomus</i> sp., <i>Spirosperma ferox</i> , <i>Ilyodrilus templetoni</i> , <i>Dicrotendipes</i> gr. <i>tritonus</i> , <i>Pseudochironomus prasinatus</i> , <i>Parakiefferiella batophila</i> , <i>Aulodrilus plurisetus</i> , <i>Stylaria lacustris</i> , <i>Stylodrilus</i> sp., <i>Cladopelma viridulum</i> , <i>Limnodrilus</i> sp., <i>Caenis horaria</i>
Frequenti (6-4)	<i>Macropelopia adaucta</i> , <i>Stilocladius montanus</i> , <i>Prodiamesa olivacea</i> , <i>Psammoryctides barbatus</i> , <i>Ecnomus tenellus</i> , <i>Tanytus kraatzii</i> , <i>Cryptochironomus</i> sp., <i>Einfeldia</i> gr. <i>insolita</i> , <i>Microtendipes pedellus</i> , <i>Pagastiella orophila</i> , <i>Stempellina bausei</i> , <i>Chaetogaster langi</i> , <i>Uncinails uncinata</i> , <i>Stylodrilus heringianus</i> , <i>Paracladopelma camptolabis/laminata</i> , <i>Paratendipes</i> gr. <i>albimanus</i> , <i>Micropsectra</i> sp., <i>Gymnometriocnemus</i> sp., <i>Heterotrissocladius marcidus</i> , <i>Paracladius alpicola</i> , <i>Psectrocladius</i> gr. <i>sordidellus</i> , <i>Limnodrilus profundicula</i> , <i>Chaetogaster diaphanus</i> , <i>Pristina longiseta</i> , <i>Vejdovskiiella comata</i>
Rare (<3)	<i>Odontomesa fulva</i> , <i>Asellus aquaticus</i> , <i>Potamoithrix heuscheri</i> , <i>Guttipelopia guttipensis</i> , <i>Helobdella stagnalis</i> , <i>Zavrelimnya punctatissima</i> , <i>Stilobezzia/palpomyia</i> , <i>Orthocladius</i> sp., Enchitreidi indet., <i>Polypedilum</i> gr. <i>bicreatum/scalaenum</i> , <i>Paratanytarsus</i> sp., <i>Eiseniella tetraedra</i> , Lumbricidi indet., <i>Tricotteri</i> juv., <i>Mystacides</i> sp., <i>Brachyptera</i> sp., <i>Physa fontinalis</i> , <i>Glossiphonia heteroclita</i> , <i>Tanypodinae</i> juv., <i>Demicryptochironomus vulneratus</i> , <i>Microtendipes</i> gr. <i>rydalensis</i> , <i>Hydrobaenus distylus</i> , <i>Cricotopus</i> sp., TIM HC, Limonidi indet., <i>Dryops</i> sp., <i>Micronecta poweri/griseola</i> , <i>Micronecta</i> sp., <i>Orthotrichia costalis</i> , Odonati indet., <i>Platynecmis pennipes</i> , <i>Psectrotanytus varius</i> , <i>Polypedilum</i> gr. <i>lactum</i> , <i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i> , <i>Endochironomus</i> sp., <i>Microchironomus tener</i> , <i>Chaetocladius</i> sp., <i>Corynoneura coronata</i> , <i>Corynoneura lobata</i> , <i>Corynoneura lacustris</i> , <i>Cardiocladius</i> , <i>Epoicocladius ephemerae</i> , <i>Monodiamesa</i> sp., <i>Limnodrilus udekemianus</i> , <i>Tubifex blanchardi</i> , <i>Haemonais waldvogeli</i> , <i>Nais christinae</i> , <i>Ophidonais serpentina</i> , <i>Pristina</i> sp., <i>Aulophorus furcatus</i> , <i>Slavinia appendiculata</i> , Lumbriculidi indet., <i>Forcipomyia</i> sp., <i>Dasyhelea</i> sp., Straziomidi indet., Tabanidi indet., <i>Metacnephia nuragica</i> , Coleotteri indet., <i>Riolus subviolaceus</i> , <i>Aulonogyrus</i> sp., <i>Oulimnius rivularis</i> , <i>Esolus</i> sp., <i>Ephoron virgo</i> , <i>Oxyethira</i> sp., <i>Mystacides azureus</i> , <i>Tinodes</i> sp., <i>Sialis</i> sp., <i>Crocothemis erythraea</i> , <i>Orthetrum cancellatum</i> , Lepidotteri indet., Anfipodi indet., <i>Planorbarius</i> sp., <i>Planorbidae</i> sp., <i>Bithynia</i> sp., <i>Hemiclepsis marginata</i> , <i>Glossiphonia complanata</i>

