



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)
LIFE+ Environment Policy and Governance

Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes

Action group D1: Demonstration actions on classification and uncertainty

Deliverable D1d4

Rapporto tecnico - Variabilità temporale e spaziale delle condizioni di riferimento degli EQB e RQE.

Report on temporal and spatial variability of reference conditions, BQEs and EQRs

Marchetto A.¹, A. Lami¹, P. Guilizzoni¹, G. Morabito¹, A. Oggioni^{1,2}, P. Volta¹,
M. Austoni¹, P. Sala¹, I. Cerutti¹ e M.Ciampittiello¹

¹ CNR-ISE - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza (VB)

² CNR-IREA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto per il Rilevamento Elettromagnetico dell'Ambiente - Unità Organizzativa di Supporto, Via Bassini, 15 - 20133 Milano

16 settembre 2013

INDICE

Summary	pag. 3
Riassunto	pag. 5
1. Introduzione	pag. 7
2. Variabilità temporale delle condizioni di riferimento chimiche	pag. 10
3. Relazioni tra variabili trofiche ed indici biologici	pag. 17
4. Variabilità temporale delle condizioni di riferimento biologiche	pag. 22
5. Variabilità spaziale delle metriche per la valutazione della qualità dei laghi a partire dalla fauna ittica	pag. 26
6. Conclusioni	pag. 45
7. Bibliografia	pag. 47

SUMMARY

In the Water Framework Directive (WFD), biological quality elements (BQEs) play a major role in allowing the evaluation of the ecological quality of waterbodies.

Within the WFD, the request for a classification of waterbodies based on their ecological quality is accompanied by the need of an estimation of precision and reliability of the results of the classification itself.

The latter is performed using the Ecological Quality Ratios (EQRs), i.e. the ratio between the present value of a biological indicator (or metric) and the value the same indicator would have had in reference conditions.

For this reason, an estimation of precision and reliability of the EQRs needs an evaluation of present-time repeatability of the measurement, accompanied by an estimation of the reliability of the estimated reference conditions.

In this report we consider both aspects: we compare the results of long-term ecological studies on the present-day temporal variability of phytoplankton indices and paleolimnological analyses of lake cores to estimate the variability of the BQEs in reference conditions, before the onset of strong human pressures.

Furthermore, we examine spatial variability within waterbodies, using as an example the fish fauna, the composition of which is very sensitive to the presence of specific habitats (for example for feeding or reproduction), that can differ from one species to another

Indices based on phytoplankton resulted to be sensitive to interannual meteorological and variability. This effect can be neutralized using a network of reference sites that can track the present day variability and be used to correct the estimation of the EQRs.

The indices based on macrophytes are less sensitive to the meteorological variability, but they seem to be too strict, and we suggest they should be integrated with a phytobenthos metric in order to consider the whole non-phytoplanktonic flora, as requested by the annex 5 of the WFD.

Finally, to evaluate the spatial variability of indices based on fish fauna, we compared the results obtained in the littoral areas (using electrofishing) and in the central area of the lake (using nets).

In two out of five lakes, sampling a single area gave the same results as sampling both areas: this is the case for electrofishing in the shallow Lake Candia and nets in the deep

Lake Mergozzo. However, in the other three lakes, sampling a single areas severely biased the estimated biological quality of the waterbody, with a worsening that caused in one case the misclassification of the lake in a poorer quality class.

These results show that the sampling of the whole lake is in general needed for an unbiased estimation of the ecological quality of the waterbody based in fish fauna, but also suggest that the sampling protocol can be simplified in lakes where one of the areas in strongly dominant.

RIASSUNTO

Nel quadro normativo introdotto dalla Direttiva Quadro sulle Acque (WFD) gli elementi di qualità biologica (BQEs) hanno un ruolo fondamentale nel premettere la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici.

La WFD richiede quindi che accanto alla classificazione qualitativa dei corpi idrici venga fornita una stima della precisione e dell'attendibilità dei risultati.

Poiché la valutazione della qualità ecologica viene effettuata tramite i Rapporti di Qualità Ecologica (EQRs), dividendo il valore dell'indicatore biologico per il valore che lo stesso indicatore avrebbe assunto in condizioni di riferimento, la stima dell'attendibilità e della precisione degli EQRs richiede che si valuti sia la precisione e la ripetibilità della misura dell'indice, che l'affidabilità dei valori assunti come condizioni di riferimento.

In questo rapporto sono stati affrontati entrambi gli argomenti. La variabilità temporale delle condizioni di riferimento è stata valutata confrontando la variabilità temporale su scala pluridecadale ricavata da dati di monitoraggio, con le inferenze paleolimnologiche ottenute attraverso l'analisi di carote di sedimento.

La variabilità spaziale all'interno del singolo corpo idrico è stata esaminata in dettaglio nel caso della fauna ittica, la componente biologica che è maggiormente sensibile alla presenza di habitat differenziati all'interno del lago.

Per quanto riguarda la variabilità temporale delle condizioni di riferimento, si è notata una forte sensibilità degli indici fitoplanctonici alle condizioni meteorologiche, che può essere controllata ad esempio attraverso l'attivazione di una "rete nucleo" di monitoraggio continuo dei siti di riferimento, da utilizzare per correggere i valori degli indici biologici, al fine di evitare che fluttuazioni naturali della trofia, legate alla variabilità meteorologica interannuale, comportino delle oscillazioni nella classificazione qualitativa dei corpi idrici lacustri.

L'indice macrofitico, invece, sembra meno sensibile alle variazioni trofiche, ma i limiti di classe intercalibrati appaiono troppo restrittivi e si suggerisce che la valutazione di qualità basata sulle macrofite sia integrata da un indice diatomico che permetta di valutare congiuntamente i due aspetti dell'elemento di qualità "macrofite e macrobenthos" previsto dall'Allegato 5 della Direttiva Quadro sulle Acque.

Per quanto riguarda la fauna ittica, si sono confrontati i risultati ottenuti nella classificazione utilizzando solo i campioni litorali (elettropesca) e pelagici (reti).

In due dei cinque laghi esaminati l'utilizzo di una sola metodologia di campionamento (reti per il lago più profondo ed elettropesca per quello meno profondo) permette una classificazione corretta, ma in tre casi la semplificazione della metodologia di campionamento comporta variazioni significative negli output, riducendo la stima della classe di stato ecologico in due laghi.

Al momento, disponendo di un dataset ridotto, risulta difficile derivare indicazioni generali in grado di chiarire quale sia il metodo che consenta di raggiungere il miglior compromesso tra sforzo di campionamento, variabilità spaziale e robustezza della classificazione. Tuttavia, da questi dati preliminari sembra emergere la possibilità che, per la stima dell'indice LFI, nei laghi poco profondi sia possibile una riduzione dello sforzo di pesca con le reti associato tuttavia al mantenimento dello stesso sforzo di campionamento con l'elettropesca. Nei laghi profondi al contrario, l'utilizzo delle reti sembra essere necessario e maggiormente informativo rispetto all'elettropesca. Se ne conclude che la variabilità spaziale del campionamento incide in misura differente sulla classificazione di stato ecologico in relazione alla tipologia di lago considerato.

1. INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro sulle Acque (WFD) non richiede soltanto che i corpi idrici siano classificati in classi di qualità al termine del programma di monitoraggio, ma anche che sia fornita una stima della precisione e dell'attendibilità dei risultati utilizzati per la stesura dei Piani di Gestione dei Bacini Fluviali (RBMPs). Infatti, come già messo in luce da Clarke et al. (1996), un indice ecologico è poco rappresentativo se non se ne comprendono le cause dell'incertezza associata, a partire dalle modalità di campionamento.

La stima della precisione della classificazione biologica è particolarmente complessa. Infatti la valutazione della qualità ecologica viene effettuata tramite una serie di cosiddetti Rapporti di Qualità Ecologica (EQRs), che consistono nei valori rilevati dell'indicatore biologico durante il monitoraggio diviso per il valore che lo stesso indicatore avrebbe assunto in condizioni di riferimento.

Tralasciando per semplicità il complesso problema della definizione delle condizioni di riferimento, che è stato ampiamente dibattuto nella letteratura scientifica dell'ultimo decennio, possiamo comunque notare che l'affidabilità dell'EQR dipende sia dalla precisione con cui si può misurare l'indicatore biologico che dalla precisione della stima del valore dell'indicatore in condizioni di riferimento.

Il quadro è ulteriormente complicato dalla variabilità spaziale e temporale mostrata da tutte le comunità biologiche, che in parte è dovuta alla natura stessa degli organismi utilizzati per la valutazione di qualità: ad esempio i macroinvertebrati hanno cicli stagionali, che rendono ad esempio impossibile il ritrovamento di larve di insetti dopo lo farfallamento. Anche la fauna ittica può essere influenzata dalle migrazioni delle diverse specie, mentre il fitoplancton ha un ciclo stagionale ben ripetibile, in funzione dello stato trofico del lago. (Harris, 1986). Questa variabilità naturale è largamente prevedibile e può essere neutralizzata con un piano di campionamento adatto.

Su questo quadro già molto complesso si innesta una variabilità imprevedibile, legata ad esempio a fattori meteorologici, che alterano la situazione idromorfologica del corpo idrico, modificano il livello delle acque e la distribuzione dei microhabitat, e modificano le loro caratteristiche chimiche e fisiche, come la torbidità, la stratificazione termica e di conseguenza l'ossigenazione, ecc.

Questi fenomeni sono particolarmente evidenti nell'ecoregione mediterranea, dove le precipitazioni sono generalmente concentrate nei mesi invernali, e nelle estati secche piccole differenze nell'entità delle precipitazioni possono provocare notevoli differenze nella qualità idromorfologica dei corpi idrici e nella qualità delle acque e delle comunità che le popolano (Naselli-Flores, 2003).

Naturalmente, su questo quadro naturale complesso si innesta l'effetto delle attività umane, che alterano sia la qualità della risorsa idrica, come ad esempio la disponibilità di nutrienti, ma anche la quantità, a causa dei prelievi e rilasci di acqua nei diversi corpi idrici.

Nella classificazione qualitativa dei corpi idrici diventa quindi importante poter distinguere tra la variabilità naturale degli indicatori biologici e gli effetti delle pressioni antropiche, anche per evitare che la variabilità naturale mascheri gli effetti delle pressioni antropiche o i segnali di miglioramento conseguenti alle misure di risanamento.

L'intero quadro normativo della WFD, così come definito nell'allegato V, basa la stima della qualità ecologica dei corpi idrici su una serie di indicatori ecologici. Perché questi indici siano utilizzabili per la stesura dei RBMPs e per la verifica delle azioni di risanamento dei corpi idrici, è indispensabile che vi sia una relazione molto stretta tra l'intensità della pressione antropica e la risposta dell'indicatore biologico (Johnson et al. 2006). La relazione è normalmente valutata sulla base della correlazione statistica, ma occorre vigilare che si tratti di una relazione causale e non di una correlazione spuria, dovuta alla relazione comune della pressione e della risposta con una variabile ambientale ecologicamente importante ma non misurata o non considerata. Infatti, in questo caso una possibile alterazione nella relazione tra la variabile ecologica reale e le condizioni ambientali, dovuta ad esempio alla variabilità meteo-climatica, porterebbe ad una variazione dell'indice biologico non correlata con una variazione della pressione antropica (Juggins 2013).

Perciò è indispensabile comprendere il meccanismo che lega le metriche biologiche utilizzate alla pressione antropica e non accontentarsi di valutarne la correlazione.

Perché la metrica sia utilizzabile, la relazione statistica deve comunque essere abbastanza buona da permettere una chiara distinzione tra i corpi idrici soggetti a pressione antropica differente. Di conseguenza, la dispersione dei valori dell'indicatore biologico all'interno di uno stesso corpo idrico deve essere modesta rispetto alla variabilità che può essere riscontrata nell'insieme di tutti i corpi idrici utilizzati per la calibrazione del modello statistico di correlazione, cioè la varianza all'interno del singolo corpo idrico deve

essere decisamente minore rispetto alla varianza tra corpi idrici, sempre che la calibrazione copra tutte le classi di qualità possibili.

Tuttavia, la correlazione tra gli indicatori biologici e la pressione antropica è spesso relativamente debole, e diventa quindi importante distinguere il caso di una relazione realmente debole da quello di una relazione molto marcata ma soggetta ad un errore di campionamento o ad una variabilità spaziale e temporale elevata, perché in quest'ultimo caso è possibile migliorare la stima della qualità ecologica del corpo idrico prendendo correttamente in considerazione la variabilità spazio-temporale delle comunità biologiche.

Nella sua valutazione dei primi dieci anni di applicazione della WFD, Hering et al. (2010) sottolineano l'importanza di stimare correttamente la variabilità degli indici biotici, anche in vista di definire regole più robuste per la combinazione degli EQRs in una valutazione complessiva di qualità dei corpi idrici, che tenga conto della diversa affidabilità di ogni indice.

Come già detto in precedenza, la variabilità e l'affidabilità degli EQRs dipendono sia dalla precisione con cui si possono misurare gli indicatori biologici, che dalla precisione con cui se ne conosce il valore in condizioni di riferimento. Il primo aspetto è stato trattato nel precedente deliverable I3d1 (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), mentre in questo rapporto verrà valutata la variabilità temporale delle condizioni di riferimento.

Inoltre, nel capitolo 5 verrà analizzata con maggiore dettaglio la variabilità spaziale dell'indice LFI per la stima della qualità ecologica a partire dalla fauna ittica.

2. VARIABILITA' TEMPORALE DELLE CONDIZIONI DI RIFERIMENTO CHIMICHE

La Direttiva Quadro sulle Acque prevede che tutte le valutazioni di qualità ecologiche devono essere rapportate allo scostamento dell'ecosistema rispetto alle condizioni di riferimento. La valutazione di queste ultime è quindi un punto fondamentale per l'applicazione della Direttiva stessa.

I commi iii, iv e v dell'articolo 1.3 dell'Allegato II della Direttiva prescrivono che

iii) Le condizioni tipiche specifiche ai fini dei punti i) e ii) e le condizioni biologiche di riferimento tipiche specifiche possono basarsi su criteri spaziali o fondarsi sulla modellizzazione ovvero discendere da una combinazione dei due metodi. Nell'impossibilità di seguire tali metodi, gli Stati membri possono stabilire dette condizioni ricorrendo a perizie di esperti. Nel definire lo stato ecologico elevato riguardo alle concentrazioni di inquinanti sintetici specifici, i limiti di rilevazione corrispondono ai limiti raggiungibili dalle tecniche a disposizione nel momento in cui si devono fissare le condizioni tipiche specifiche.

iv) Per le condizioni biologiche di riferimento tipiche specifiche basate su criteri spaziali, gli Stati membri istituiscono una rete di riferimento per ciascun tipo di corpo idrico superficiale. La rete è composta di un numero sufficiente di siti di stato elevato, atto a garantire un sufficiente grado di attendibilità per i valori relativi alle condizioni di riferimento, in considerazione della variabilità dei valori degli elementi qualitativi corrispondenti allo stato ecologico elevato per il tipo di corpo idrico superficiale in questione e tenuto conto delle tecniche di modellizzazione da applicare a norma del punto v).

v) Le condizioni biologiche di riferimento tipiche specifiche, basate sulla modellizzazione, possono discendere da modelli di estrapolazione o da metodi di estrapolazione all'indietro. I metodi utilizzano i dati storici, paleoecologici o di altro tipo disponibili e garantiscono un livello di attendibilità circa i valori delle condizioni di riferimento sufficiente ad assicurare che le condizioni così determinate siano coerenti e valide per ciascun tipo di corpo idrico superficiale".

Anche se nella maggior parte dei casi si è dato preferenza al criterio spaziale, nel caso dei laghi dei Paesi mediterranei, non sono riunite le condizioni necessarie per l'applicazione di tale criterio: nell'ecoregione mediterranea, ma anche nella parte meridionale dell'ecoregione alpina, a causa della moderata piovosità che comporta una scarsa disponibilità di acqua i laghi naturali sono relativamente pochi e sono quasi tutti soggetti a pressioni antropiche più o meno rilevanti.

Per questo motivo, nel caso dei laghi dell'ecoregione mediterranea, è necessario utilizzare altri approcci, scegliendo i più affidabili tra quelli indicati nel comma v.

Se si analizzano i risultati della procedura di intercalibrazione degli indici di qualità biologica dei laghi, si può vedere che la maggior parte degli indici per la valutazione della qualità biologica assumono che la pressione antropica più significativa sui corpi idrici lacustri sia l'eutrofizzazione.

Anche gli indici sviluppati per l'Italia, e indicati come indici ufficiali nel Decreto Ministeriale n. 260/2010, sono per la maggior parte calibrati a partire dallo stato trofico delle acque lacustri, generalmente indicato dalla concentrazione media del fosforo totale durante la circolazione invernale.

Nel precedente deliverable I3d1, abbiamo messo in evidenza l'importanza della variabilità meteorologica di breve periodo che può provocare variazioni interannuali negli indicatori di qualità biologica. In particolare era stata sviluppata un'analisi degli effetti di eventi climatici estremi sul Lago di Candia, l'unico lago del progetto InHabit per cui sono disponibili per più di vent'anni dati mensili di concentrazione della clorofilla a (uno degli indici biologici di qualità previsto dal Decreto 260/2010).

Riportiamo qui la figura 4.1. del deliverable I3d1, che mostra le variazioni stagionali e pluriennali della clorofilla a, in relazione alla quantità di precipitazioni cadute sul bacino (figura 2.1), che rivela una stretta correlazione tra la pioggia che cade sul bacino nel periodo marzo-maggio, quando vengono distribuiti i concimi sui campi, e la crescita del fitoplancton in primavera ed estate (aprile-agosto), quando la pioggia caduta sul bacino in primavera raggiunge il lago attraverso la falda.

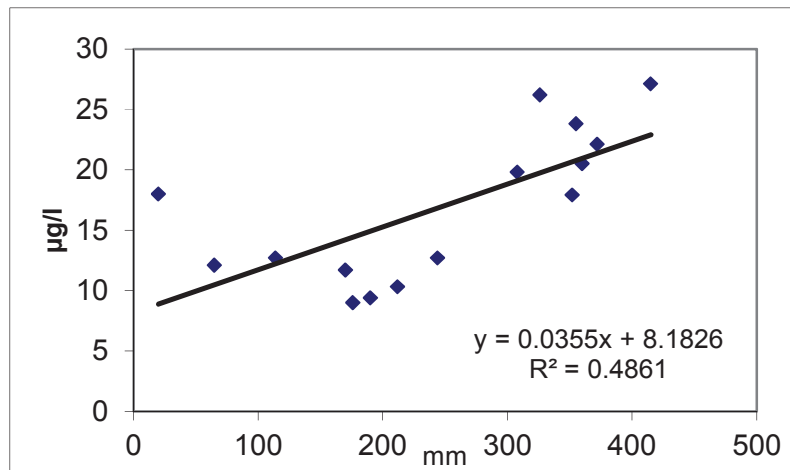


Fig.2.1. Lago di Candia. Correlazione tra clorofilla nello strato 0-6 m (media aprile – agosto) e la quantità di precipitazione (marzo-maggio). Periodo di riferimento: 1988 – 2007. (dal deliverable I3d1)

Una variazione di stato trofico dovuta alla variabilità idrica e meteorologica di questo tipo deriva dall'interazione tra l'attività umana (attività agricole) e la variabilità naturale. Tuttavia sarebbe interessante valutare se questo meccanismo operi anche in condizioni di riferimento.

Si deve infatti tener presente che non è possibile in gran parte d'Europa risalire a condizioni di riferimento corrispondenti ad una completa assenza di disturbo antropico. Le informazioni paleolimnologiche mostrano infatti che il primo disturbo antropico rilevante dovuto alle attività umane di deforestazione e agricoltura stanziale risalgono all'Età del Bronzo (Guilizzoni et al. 2002). Di conseguenza, una definizione realistica e generalmente accettata delle condizioni di riferimento si riferisce alle condizioni presenti nel XIX secolo, prima dello sviluppo delle attività industriali e dell'agricoltura intensiva (Bennion et al. 2004, 2011).

Non essendo possibile reperire misure di concentrazione di clorofilla o di nutrienti algali anteriori alla metà del XX secolo, abbiamo ricercato negli archivi dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR la presenza di informazioni paleolimnologiche relative ai laghi del progetto InHabit e, in seconda battuta, ad altri laghi italiani, che ci permettessero di valutare la variabilità sul lungo periodo delle condizioni di riferimento trofiche.

In particolare, abbiamo reperito informazioni relative a tre laghi del progetto InHabit: i laghi di Candia, Sirio e Mergozzo, e di altri 8 laghi italiani.

Tra i vari metodi che possono essere utilizzati per la ricostruzione paleolimnologica dello stato trofico, Guilizzoni et al. (2011) hanno proposto una tecnica basata sulla misura spettrofotometrica dei pigmenti algali conservati nei sedimenti. Infatti, la concentrazione dei pigmenti algali nei sedimenti è strettamente correlata con l'intensità della produzione

algale (Adams et al. 1978), che è il parametro che meglio definisce la trofia del lago, ma anche con la concentrazione di fosforo totale, che è il parametro più utilizzato per la stima della trofia stessa.

Sulla base di un dataset di 28 laghi italiani scelti lungo un ampio gradiente di condizioni trofiche, Guilizzoni et al. (2011) hanno sviluppato un'equazione che permette di calcolare la concentrazione di fosforo totale presente in qualsiasi momento del passato nel lago a partire dalla concentrazione dei carotenoidi totali misurati nel sedimento deposto in quel periodo (fig. 2.2).

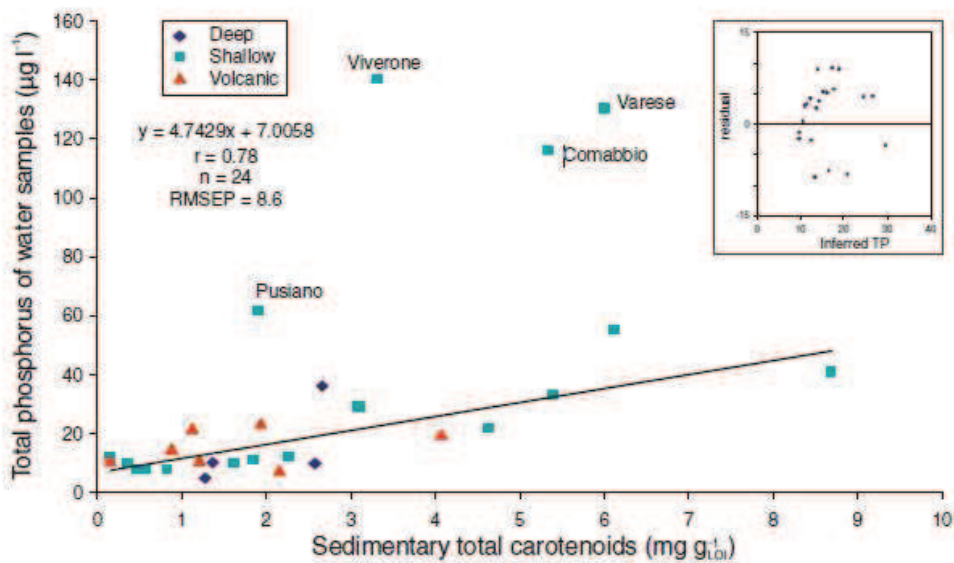


Fig.2.2. Correlazione tra la concentrazione di fosforo totale misurato nelle acque di 28 laghi italiani con la concentrazione di carotenoidi totali nei loro sedimenti, espressa in funzione del contenuto di sostanza organica (LOI, loss on ignition). La retta di regressione non considera gli outliers. (tratto da Guilizzoni et al. 2011)

Utilizzando l'equazione sopra citata, e disponendo delle analisi dei pigmenti nelle carote di sedimento, è stato possibile ricostruire in dettaglio le concentrazioni di fosforo totale negli ultimi 1-2 secoli in 11 laghi italiani.

Nei profili presentati nella figura 2.3, i valori di concentrazione dei carotenoidi totali, espressi in funzione della sostanza organica, sono riportati lungo l'asse orizzontale, mentre l'asse verticale rappresenta la profondità lungo la carota di sedimento, e corrisponde direttamente ad un asse temporale, in cui il momento di raccolta della carota corrisponde alla sommità del grafico, e il sedimento più antico si trova in basso.

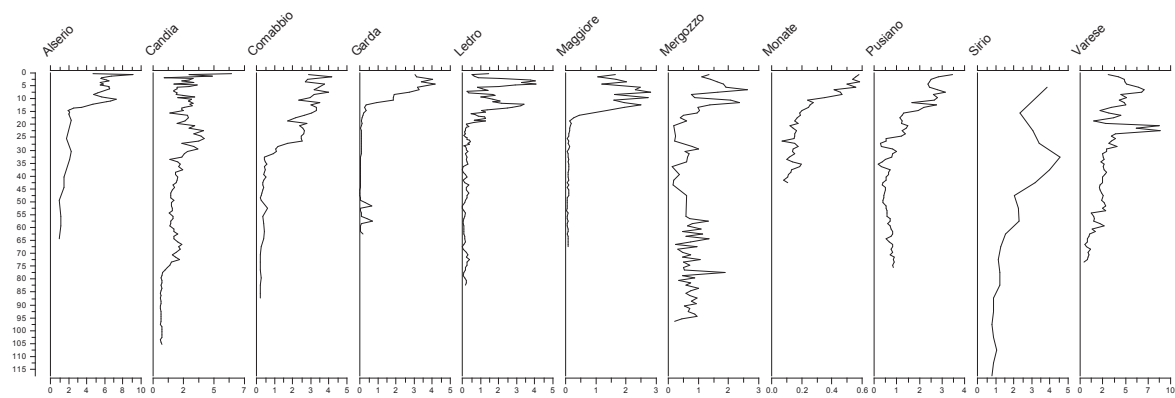


Fig.2.3. Profili delle concentrazioni carotenoidi totali nel sedimento (asse orizzontale, $\text{mg g}_{\text{LOI}}^{-1}$), in funzione della profondità lungo la carota (asse verticale, cm).

Esaminando la figura 2.3, si può notare che in tutti i laghi nel periodo più recente (in alto nei profili), che corrisponde indicativamente alla seconda metà del 20° secolo, le concentrazioni di carotenoidi totali erano più elevate che nel periodo precedente, che corrisponde alle condizioni di riferimento, evidenziando la recente eutrofizzazione. Si noti la scala differente sugli assi orizzontali per i diversi laghi, dovuta alla grande differenza nei valori massimi di trofia raggiunte negli anni '80 del secolo scorso.

Tuttavia, si può anche notare che nel caso dei laghi di Candia e di Varese, oltre al punto di cambiamento più evidente che corrisponde alla metà del 20° secolo, appare un secondo punto di cambiamento, che nel caso del Lago di Candia è stato datato con metodi radiometrici e risale all'incirca al 1100 d.C. (Lami et al. 2000), collocandosi quindi al di là dell'intervallo normalmente utilizzato per la valutazione delle condizioni di riferimento, assunto in genere intorno al 1850 (ad es. Bennion et al. 2004, 2011).

Nella tabella 2.1 sono riportati i valori medi e la deviazione standard delle concentrazioni di carotenoidi totali (TC), espressi in relazione alla sostanza organica, e delle concentrazioni di fosforo totale (TP) calcolati a partire da queste utilizzando l'equazione mostrata nella figura 2.2. Per i laghi di Candia e di Varese, non sono stati utilizzati i dati precedenti al secondo punto di cambiamento.

Tab.2.1. Media e deviazione standard delle concentrazioni di carotenoidi totali (TC) nel sedimento depresso prima della eutrofizzazione recente in 11 laghi italiani, e del fosforo totale (TP) calcolato a partire da esse.

Lago	Profondità media m	media TC mg g _{LOI} ⁻¹	deviazione standard TC mg g _{LOI} ⁻¹	media TP µg L ⁻¹	deviazione standard TP µg L ⁻¹	%
Alserio	5,4	1,6918	0,4967	15,0	2,36	16
Candia	6,0	1,6781	0,2873	15,0	1,36	9
Comabbio	4,6	0,3543	0,1174	8,7	0,56	6
Garda	133	0,1113	0,1473	7,5	0,70	9
Ledro	36	0,1804	0,1078	7,9	0,51	7
Maggiore	179	0,0862	0,0311	7,4	0,15	2
Mergozzo	45	0,6831	0,426	10,2	2,02	20
Monate	18	0,1377	0,0762	7,7	0,36	5
Pusiano	14	0,6515	0,2425	10,1	1,15	11
Sirio	18	1,2809	0,5238	13,1	2,48	19
Varese	6,9	1,9702	0,5475	16,4	2,60	16

I valori di fosforo di riferimento di fosforo totale così calcolati variano da un minimo di 7,4-7,5 per i grandi laghi profondi (Garda e Maggiore) fino ad un massimo di 15-16 per alcuni laghi poco profondi (Alserio, Candia, Varese). Si noti però che questi valori, pur riferendosi ad un periodo precedente all'eutrofizzazione recente, non corrispondono necessariamente ai valori naturali per questi laghi. In alcuni casi, come nel caso del Lago di Mergozzo e dello stesso Lago di Varese, la presenza di un centro urbano sulla riva di un lago di piccole dimensioni può aver provocato un primo aumento dello stato trofico anche in periodi più antichi.

La variabilità temporale delle condizioni di riferimento può essere convenientemente stimata a partire dai valori di deviazione standard riportati nella tabella 5.1. Essi mostrano un ampio intervallo di variazione: il valore minimo ($0,15 \mu\text{g L}^{-1}$) si ha nel Lago Maggiore, un lago di grandi dimensioni con un bacino imbrifero di 6600 km^2 collocato in un'area molto piovosa, in cui ci si può attendere una certa uniformità meteorologica sul lungo periodo. I valori più elevati (oltre i $2 \mu\text{g L}^{-1}$) di deviazione standard sono invece riferiti a laghi con bacini imbriferi relativamente piccoli, dove la variabilità meteorologica locale può essere più importante.

Questi valori verranno utilizzati nel seguito per valutare la variabilità temporale degli indici di qualità basati sugli elementi biologici.

3. RELAZIONI TRA VARIABILI TROFICHE E INDICI BIOLOGICI

Questo aspetto è già stato sviluppato nel capitolo 2.2 del deliverable D1d3, dove le relazioni sono state utilizzate per valutare i valori di riferimento dei diversi BQE a partire dallo stato trofico stimato per via modellistica. In questo deliverable, invece le condizioni trofiche di riferimento e la loro variabilità sono state stimate con metodi paleolimnologici, e le relazioni tra livello di fosforo e indici biologici verranno utilizzate per valutare la variabilità dei BQE in condizioni di riferimento. Riportiamo qui le principali considerazioni sulla relazione tra livello di fosforo ed indici biologici per dare completezza e continuità al testo, rimandando al deliverable D1d3 per i dettagli sulla formulazione degli indici.

3.1 Concentrazione di clorofilla *a*

La concentrazione di clorofilla *a* è un buon indicatore del biovolume algale, ed è spesso utilizzata in sostituzione di quest'ultimo per la possibilità di misurarlo in modo diretto e più preciso.

Dal momento che il fenomeno stesso dell'eutrofizzazione consiste primariamente in un aumento del biovolume algale, oltre che della produzione primaria, ci si deve aspettare una relazione di proporzionalità diretta tra lo stato trofico del lago e la concentrazione di clorofilla *a*. In effetti, già a partire dai primi studi sull'eutrofizzazione (ad es. Vollenweider & Kerekes 1982), è stata messa in luce l'esistenza di una relazione logaritmica tra la concentrazione di clorofilla *a* e quella dell'elemento limitante: fosforo, azoto od entrambi, a seconda dei laghi.

In una recente pubblicazione, Phillips et al. (2008) riportano 15 relazioni precedentemente pubblicate della concentrazione di clorofilla *a* (Chl) con quella di fosforo totale (TP), 5 con quella di azoto e 2 con entrambe.

Nello stesso articolo vengono anche descritte nuove equazioni, tratte dall'analisi di tutti i dati raccolti nell'ambito del gruppo di lavoro ECOSTAT sponsorizzato dall'Unione Europea con il compito di uniformare a livello europeo i metodi di valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici.

Dal momento che nel dataset di ECOSTAT i laghi Mediterranei erano sottorappresentati, riteniamo opportuno utilizzare le equazioni più generali, costruite sulla base dell'intero data set dei laghi europei.

Le tre equazioni di interesse sono quindi le seguenti:

1) $\log_{10} \text{Chl} = 0.776 \log_{10} \text{TP} - 0.286$ $r^2 = 0.65$

valida per i laghi mediamente più profondi di 15 m

2) $\log_{10} \text{Chl} = 0.868 \log_{10} \text{TP} - 0.306$ $r^2 = 0.52$

valida per i laghi poco profondi su substrato calcareo

3) $\log_{10} \text{Chl} = 1.108 \log_{10} \text{TP} - 0.528$ $r^2 = 0.81$

valida per i laghi poco profondi su substrato siliceo

3.2 **Indice fitoplanctonico PTI_{ot}**

L'indice PTI_{ot} (Marchetto et al. 2011) permette di calcolare la qualità ecologica degli ambienti lacustri a partire dalla composizione specifica delle associazioni fitoplanctoniche, e si basa sul calcolo della media ponderata (*niche centroid*, ter Braak & Verdonschot 1995) dell'abbondanza delle specie rispetto al gradiente di fosforo totale per tutti i laghi. Ad ogni specie viene anche assegnata una tolleranza, che indica la bontà della specie come indicatore: più è alta la tolleranza, meno precisa è la specie come indicatrice. Questi due valori sono poi usati per calcolare, a partire dall'abbondanza relativa di tutte le specie presenti, l'indice PTI_{ot} del lago.

L'indice PTI_{ot} risulta fortemente correlato con la concentrazione di fosforo, secondo la relazione mostrata nella figura 3.1:

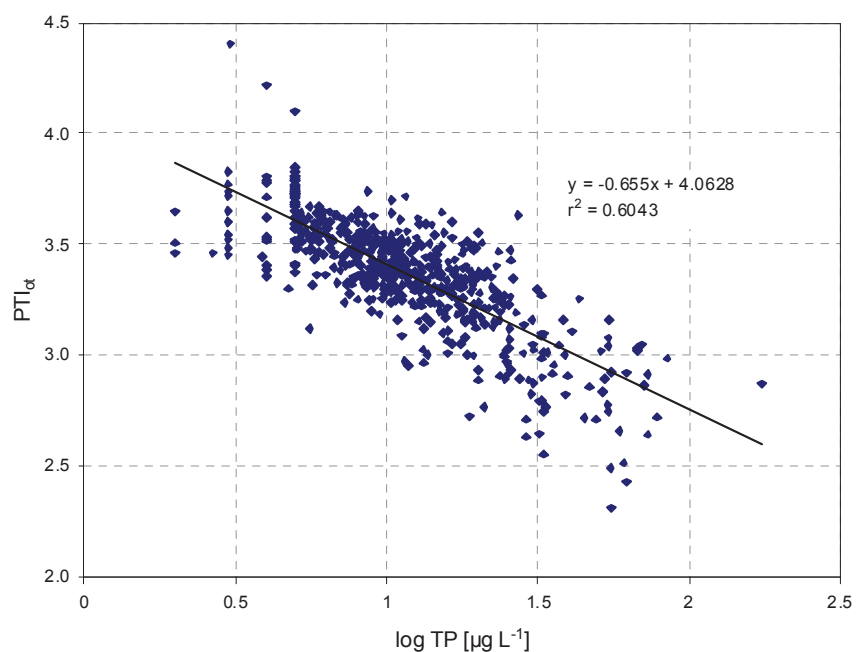


Fig. 3.1. Correlazione tra i valori dei PTI_{ot} calcolati per i laghi dell'intero GIG alpino ed il logaritmo della concentrazione di fosforo totale (TP) (tratto da Marchetto et al. 2011)

Nei laghi profondi viene utilizzato anche l'indice $PTI_{species}$ (Salmaso et al., 2006), simile al precedente, ma è applicabile soltanto ai laghi profondi sudalpini, con una profondità massima superiore ai 120 m ed una superficie superiore ai 100 km².

In questo caso, avendo a disposizione soltanto le carote di 2 laghi profondi, l'indice $PTI_{species}$ non è stato considerato

3.3. Indice macrofitico

L'indice di qualità basato sulle macrofite (*MacroIMMI*) è più complesso rispetto ai precedenti, in quanto si tratta di un indice multimetrico (Marchetto et al., 2011). Esso richiede la conoscenza delle specie presenti e, in alcuni casi, della massima profondità di crescita. Come già detto, i dettagli sono riportati nel deliverable D1d3.

Anche nel caso dell'indice MacroIMMI, esiste una buona correlazione tra l'indice biologico e il logaritmo della concentrazione di fosforo, come visibile dalla figura 3.2.

Oltre all'indice MacroIMMI, il Decreto Ministeriale 260/2010 prevede l'uso di un secondo indice, denominato ancora $PTI_{species}$, per i soli grandi laghi del tipo AL-3. Tuttavia, Oggioni et al. (2011) indicano la possibilità di usare MacroIMMI anche per questi ambienti.

In questo rapporto, l'indice macrofitico non verrà considerato, in quanto la funzione di correlazione con la concentrazione di fosforo presenta un'elevata dispersione che rende impossibile una stima realistica dei valori di riferimento dell'indice.

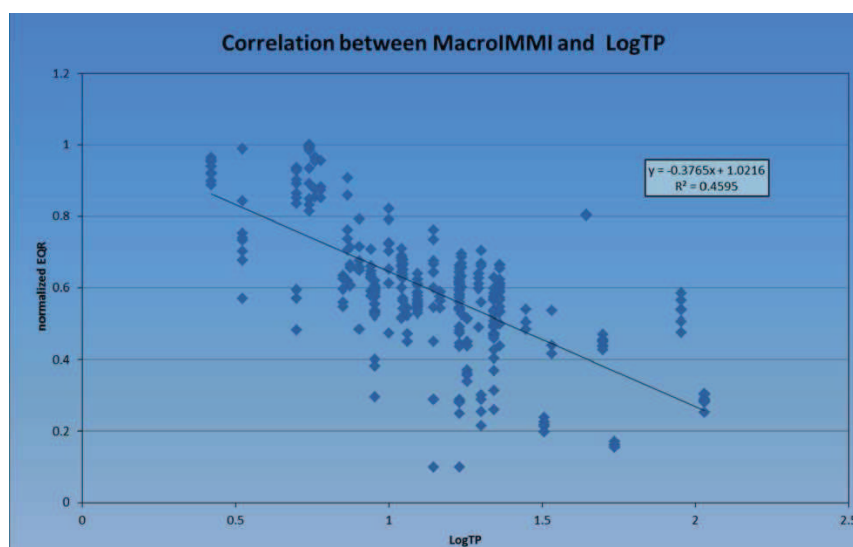


Fig. 3.2. Correlazione tra i valori di MacroIMMI il log TP (tratto da Oggioni et al. 2011).

L'indice macrofitico MacroIMMI, anche in seguito all'esperienza maturata nel progetto InHabit, è stato modificato ed è stata formulata una versione successiva, adatta alla maggior parte dei laghi italiani dell'ecoregione alpina, ad esclusione dei laghi grandi e profondi (Maggiore, Como, Iseo e Garda). Questa nuova versione è stata sottoposta ad intercalibrazione a livello europeo, ma non è ancora stata inclusa nella legislazione nazionale. La relazione tra l'RQE normalizzato del nuovo MacroIMMI e la concentrazione totale di fosforo è presentata nella figura 3.3. Il punto indicato come "outlier" si riferisce al Lago di Braies (BZ), un lago di sbarramento di frana, che pur avendo una bassa concentrazione di fosforo totale, mostra una tendenza verso un grado trofico superiore, con produzione primaria relativamente elevata, sovrasaturazione di ossigeno e valori di trasparenza relativamente bassi. Rispetto alla figura 5.5 che include tutti i laghi utilizzati per l'intercalibrazione a livello europeo, il numero di laghi utilizzati nella figura 5.6 (e di conseguenza il coefficiente di correlazione) è minore, in quanto sono stati considerati solo laghi italiani, tuttavia la correlazione è ancora altamente significativa.

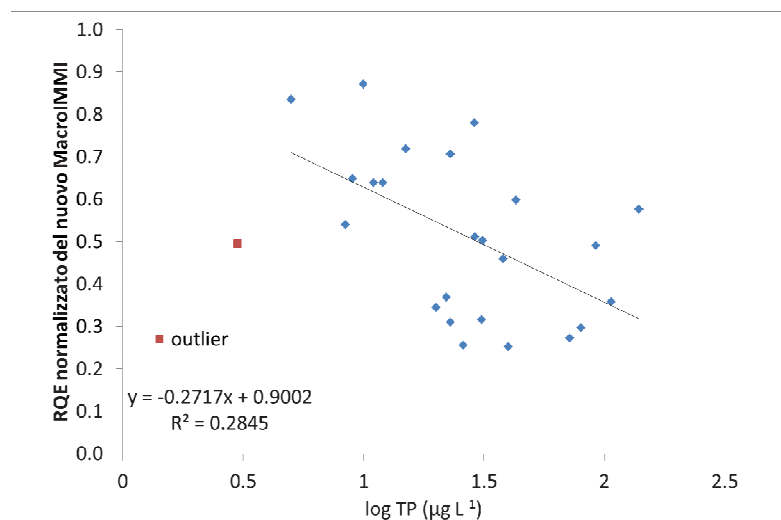


Fig.3.3 Correlazione tra i valori di EQR normalizzato del nuovo MacroIMMI e il log TP (Oggioni e Buzzi, dati non pubblicati).

3.4. Indici macrobentonico e ittico.

Per quanto riguarda l'indice di qualità basato sui macroinvertebrati bentonici (Fig. 3.4), questo non risulta significativamente correlato con la concentrazione di fosforo, benché sia correlato con lo stato trofico delle acque espresso mediante il Trophic Score Index (TSI, Carlson 1977). Per questo motivo non è stato possibile valutare i valori di questo indice in condizioni di riferimento.

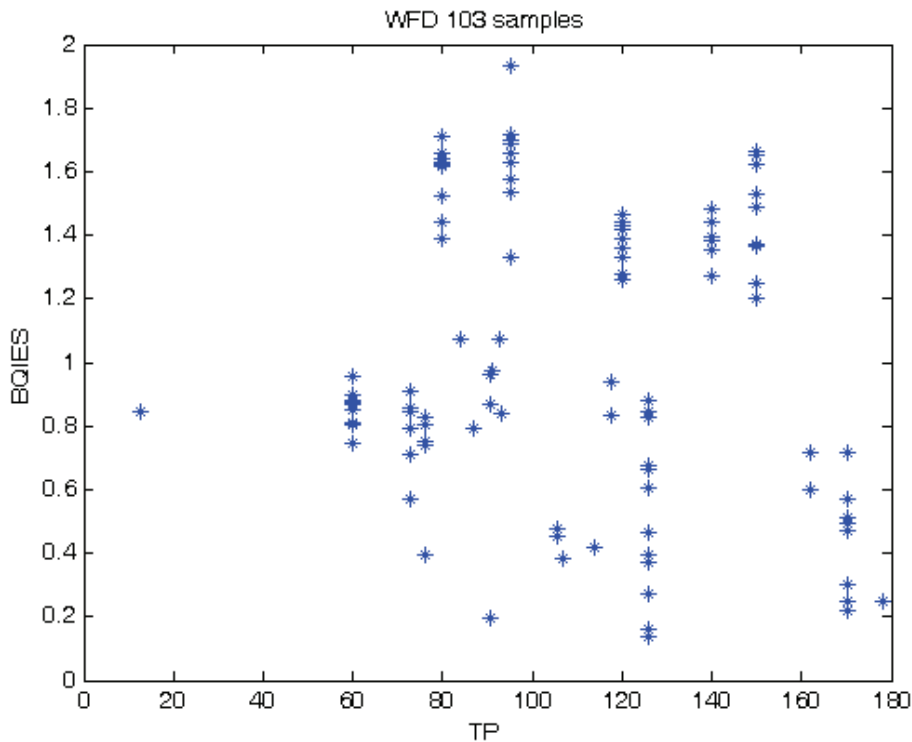


Fig. 3.4 – Relazione tra l'indice macrobentonico BQIES e con l'indice di stato trofico con la concentrazione di fosforo (Rossaro dati non pubblicati)

Anche per quanto riguarda l'indice basato sulla fauna ittica, non è possibile calcolare una funzione semplice di correlazione con il fosforo, in quanto la risposta della fauna ittica al disturbo antropico è complessa, e legata alla combinazione di diversi fattori di pressione oltre all'eutrofizzazione, quali la qualità delle sponde, la presenza di ostacoli alla continuità fluviale, ecc.

4. VARIABILITÀ TEMPORALE DELLE CONDIZIONI DI RIFERIMENTO BIOLOGICHE

I valori di concentrazione di fosforo totale in condizioni di riferimento calcolati nel capitolo 2 e le equazioni che legano i valori degli indici di qualità alla concentrazione di fosforo totale riportate nel capitolo 3 sono stati abbinati per ottenere delle stime della variabilità temporale sul lungo periodo dei valori di riferimento degli indici qualitativi.

Le stime sono state calcolate soltanto per gli indici per i quali è evidente una stretta correlazione con la concentrazione di fosforo totale, e cioè la concentrazione di clorofilla, l'indice fitoplanctonico PTI_{ot} e i due indici basati sulle macrofite MacroIMMI.

Per ogni lago è stato calcolato un intervallo dove è probabile che rientri il 95% dei valori degli indici qualitativi durante un lungo periodo di monitoraggio, applicando le equazioni riferite nel capitolo 2 ai valori di somma e differenza tra il valore medio stimato di fosforo totale e 2 volte la deviazione standard stimata del fosforo totale.

Gli intervalli così calcolati, e riportati nelle figure 4.1, 4.2, 4.3 e 4.4, non considerano la propagazione dell'errore dovuta all'incertezza associata alle equazioni di regressione tra le variabili e quindi rappresentano una sottostima della variabilità degli indici. Tuttavia esse danno un'utile indicazione sull'ordine di grandezza della variabilità e possono essere utilizzate per discutere la validità delle metriche utilizzate per la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici lacustri.

La variabilità temporale stimata della concentrazione di clorofilla negli 11 laghi studiati è rappresentata nella figura 4.1, dove sono anche riportate le condizioni di riferimento (ref) e il limite tra le classi buona e sufficiente (G/M) definiti dal decreto Ministeriale 206/2010.

Come già detto, i triangoli verdi e i cerchi rossi rappresentano rispettivamente i valori di clorofilla che si ottengono applicando le equazioni di regressione alla somma e alla differenza tra il valore medio stimato di fosforo totale e 2 volte la deviazione standard stimata del fosforo totale stesso.

Si può notare che nella maggior parte dei casi la variabilità è molto modesta, e i valori di riferimento stimati si collocano in prossimità dei valori di riferimento ufficiali. Fanno eccezione i laghi Sirio, di Mergozzo e di Varese: in questi laghi, il campo di variazione stimato della concentrazione di clorofilla è molto ampio e i valori massimi stimati per il periodo in cui il lago si trovava in condizioni di riferimento si avvicinano addirittura ai limiti tra le classi di qualità buona e sufficiente (G/M).

Lo stesso grafico riferito all'indice fitoplanctonico PTI_{ot} è riportato in figura 4.2 e presenta un quadro molto simile.

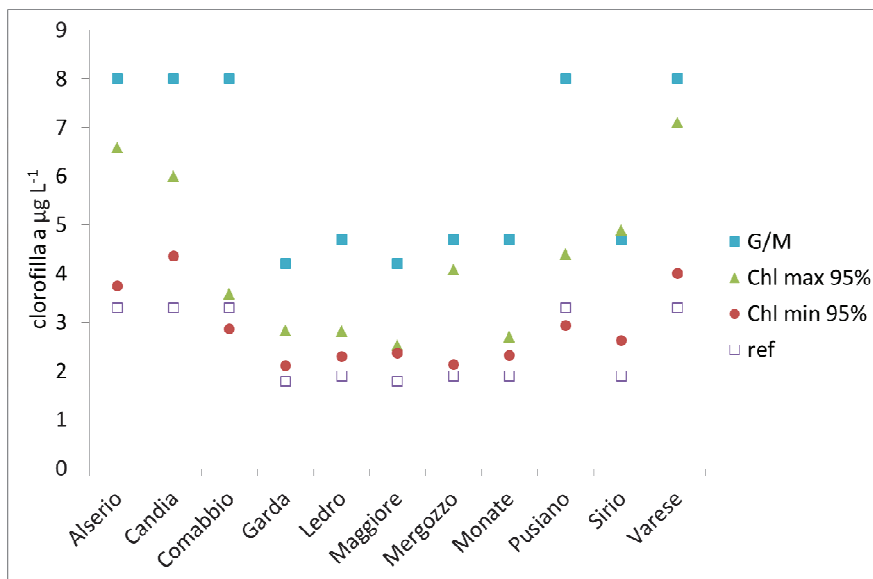


Fig. 4.1 – Stima della variabilità temporale di lungo periodo della concentrazione di clorofilla a in condizioni di riferimento. Il cerchio rosso indica il valore di clorofilla a che si ottiene dall'equazione di regressione assumendo una concentrazione di fosforo totale pari alla differenza tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. Il triangolo verde indica il valore che si ottiene assumendo invece una concentrazione di fosforo totale pari alla somma tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. I quadrati vuoti e pieni rappresentano i valori indicati dal Decreto Ministeriale 206/2010 rispettivamente per le condizioni di riferimento e il limite tra le classi "buona (good)" e "sufficiente (moderate)".

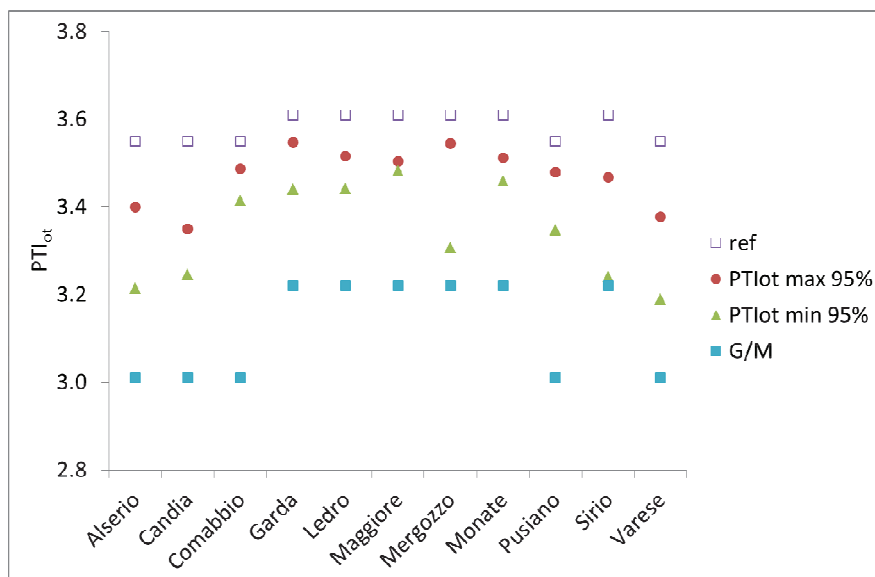


Fig. 4.2 – Stima della variabilità temporale di lungo periodo dell'indice PTI_{ot} in condizioni di riferimento. Il cerchio rosso indica il valore che si ottiene dall'equazione di regressione assumendo una concentrazione di fosforo totale pari alla differenza tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. Il triangolo verde indica il valore che si ottiene invece assumendo una concentrazione di fosforo totale pari alla somma tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. I quadrati vuoti e pieni rappresentano i valori indicati dal Decreto Ministeriale 206/2010 rispettivamente per le condizioni di riferimento e il limite tra le classi "buona (good)" e "sufficiente (moderate)".

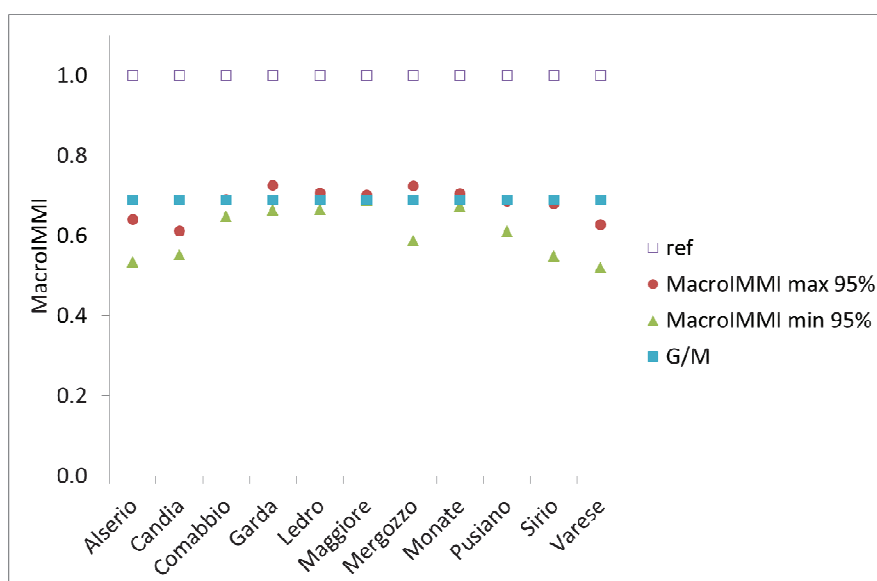


Fig. 4.3 – Stima della variabilità temporale di lungo periodo dell'indice MacroIMMI in condizioni di riferimento. Il cerchio rosso indica il valore che si ottiene dall'equazione di regressione assumendo una concentrazione di fosforo totale pari alla differenza tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. Il triangolo verde indica il valore che si ottiene assumendo invece una concentrazione di fosforo totale pari alla somma tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. I quadrati vuoti e pieni rappresentano i valori indicati dal Decreto Ministeriale 206/2010 rispettivamente per le condizioni di riferimento e il limite tra le classi "buona (good)" e "sufficiente (moderate)".

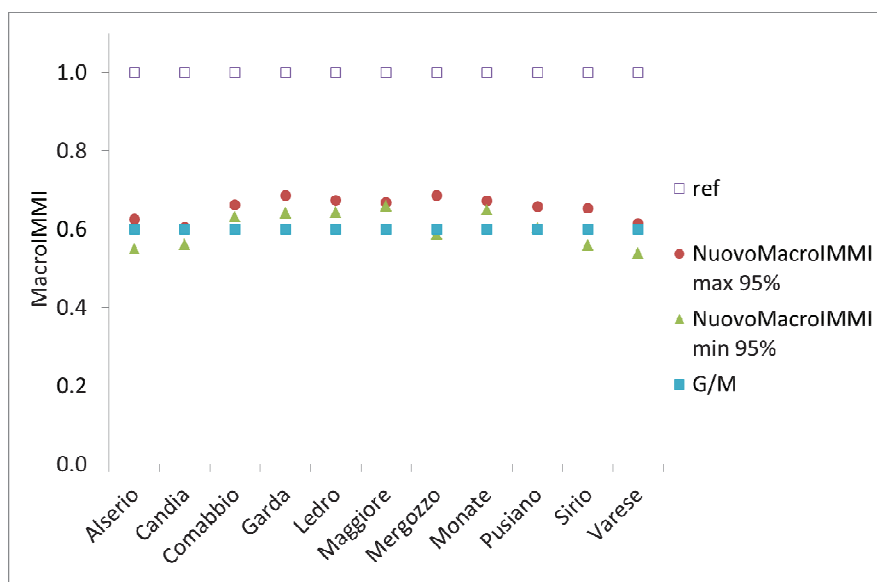


Fig. 4.4 – Stima della variabilità temporale del RQE normalizzato del nuovo MacroIMMI in condizioni di riferimento. Il cerchio rosso indica il valore che si ottiene dall'equazione di regressione assumendo una concentrazione di fosforo totale pari alla differenza tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. Il triangolo verde indica il valore che si ottiene assumendo invece una concentrazione di fosforo totale pari alla somma tra la concentrazione media stimata in condizioni di riferimento e due deviazioni standard. I quadrati vuoti e pieni rappresentano i valori proposti per le condizioni di riferimento e il limite tra le classi "buona (good)" e "sufficiente (moderate)".

Per quanto riguarda l'indice MacroIMMI (Fig. 4.3), il quadro che si ottiene è molto diverso. In questo caso la variabilità è molto modesta per tutti i laghi. Si nota invece come i valori stimati per l'indice in condizioni di riferimento siano decisamente inferiori ai valori di riferimento indicati dal Decreto Ministeriale 260/2010. Anche con il nuovo MacroIMMI, inserito nel secondo esercizio dell'intercalibrazione europea dei metodi di classificazione dei corpi idrici superficiali (Fig. 4.4), la variabilità dell'indice è molto modesta. La nuova versione del MacroIMMI è meno restrittiva, ma la maggior parte dei laghi testati avrebbe presentato, in condizioni di riferimento, valori del RQE normalizzato vicini al limite dei valori per la classificazione nelle classi "buona (good)" e "sufficiente (moderate)".

5. VARIABILITA' SPAZIALE DELLE METRICHE PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITA' DEI LAGHI A PARTIRE DALLA FAUNA ITTICA

5.1. Considerazioni introduttive

L'Allegato 5 della Direttiva 2000/60/EC (Direttiva Quadro sulle Acque) stabilisce che la qualità dei corpi idrici deve essere valutata attraverso quattro elementi biologici di qualità: fitoplancton, macrofite e fitobenthos, macroinvertebrati e fauna ittica. Tra questi elementi di qualità biologica, la fauna ittica presenta una eterogeneità spaziale e una difficoltà di campionamento particolari, ed quindi è importante valutare se la classificazione di qualità basata sulla fauna ittica presenti una variabilità spaziale che possa inficiarne la precisione.

Secondo l'Allegato 5 della Direttiva, nella valutazione della qualità basata sulla fauna ittica devono essere considerate la "composizione, l'abbondanza e la struttura di età".

La composizione, le abbondanze e la struttura delle comunità ittiche negli ecosistemi lacustri dipendono da una molteplicità di processi variabili su scala spaziale e temporale che interagendo con le caratteristiche biologiche ed ecologiche di ogni specie possono concorrere a determinarne la presenza e la distribuzione spaziale (Rahel 1986; Marshall & Ryan 1987; Gibson & Headrich 1988; Jackson & Hervey 1989; Personn 1997; Tammi *et al.* 2003, Volta *et al.* 2011). Se ne deduce che, per poter acquisire delle informazioni realistiche e relativamente robuste in grado di descrivere lo stato della fauna ittica in un ambiente lacustre, è necessario utilizzare metodologie di campionamento che consentano di indagare i diversi habitat, di catturare tutte le specie presenti, riducendo al contempo la variabilità dovuta alla distribuzione spaziale della fauna ittica che normalmente non è omogenea.

In questo deliverable viene analizzato in dettaglio come e quanto la variabilità spaziale del campionamento (caratterizzato da indagini lungo il litorale, nel pelago e a diverse profondità a contatto con il fondo lacustre) influenzi la variabilità della classificazione dello stato ecologico dei laghi valutata mediante il Lake Fish Index (Volta *et al.* 2011) e la robustezza delle singole metriche dell'indice. Questo aspetto, spesso sottovalutato, è di fondamentale importanza per l'ottimizzazione degli sforzi richiesti a chi si deve occupare dei monitoraggi ambientali considerando che è necessario raggiungere, per questioni logistiche ed economiche, il miglior compromesso tra sforzo di campionamento, rappresentatività del campione e robustezza della classificazione.

5.2. Lo sviluppo degli indici per la classificazione dello stato ecologico dei laghi basati sulla fauna ittica in Europa: lo stato dell'arte

La WFD richiede di derivare lo stato di qualità della fauna ittica mediante l'utilizzo di un indice di qualità in grado di valutare lo scostamento tra le condizioni attuali e le condizioni di riferimento tipo- o sito -specifiche della comunità di un certo corpo idrico dello stesso tipo, eco-regione e prossimo a condizioni di naturalità. Per la definizione delle condizioni di riferimento e qualora non sia possibile identificare corpi idrici prossimi a condizioni di naturalità ("*near natural conditions*"), la WFD ammette la possibilità di utilizzare dati storici, approcci modellistici o il "giudizio esperto" (Allegato II, 1.3).

La definizione del limite di classe di stato ecologico deve essere effettuata mediante l'individuazione di intervalli e "*tipping points*" lungo una relazione pressione-impatto, utilizzando ampi gradienti di pressione.

Per quanto riguarda la fauna ittica, le pressioni prioritarie identificate dai paesi membri sono o la sola eutrofizzazione o un mix di pressioni costituite da eutrofizzazione, impatti idromorfologici, uso delle acque e sfruttamento della pesca. Il primo approccio è quello seguito dai paesi nordici, il secondo invece quello seguito in Europa centro-meridionale (GIG alpino), Italia compresa. Nel secondo caso si è identificato un gradiente di pressione formato dalla combinazione lineare dei valori di diversi fattori di pressione e lungo questo gradiente sono stati fissati i risultati dell'indice. In seguito, sono stati calcolati i limiti di classe suddividendo il gradiente in parti uguali. Una volta definiti gli indici nei singoli stati membri è stato necessario intercalibrarli in modo tale da definire limiti di classe comuni, tali da assicurare la medesima classificazione di stato ecologico indipendentemente dal paese membro. E' stato necessario cioè valutare se e quanto i diversi giudizi di stato ecologico ottenuti applicando gli indici fossero concordanti tra loro. Al momento, l'intercalibrazione è avvenuta con successo nel GIG alpino tra Italia, Germania e Austria. I 3 diversi indici nazionali forniscono giudizi di classificazione equiparabili.

Prima di descrivere l'indice di qualità previsto per l'Italia, è fornito di seguito un breve elenco riassuntivo dello stato dell'implementazione degli indici basati sulla fauna ittica per la classificazione dello stato ecologico dei laghi nei paesi europei (Tab. 5.1).

Tab. 5.1 Paesi, indici di qualità e caratteristiche principali. *L'indice sloveno prevede un adattamento a quello austriaco.

Paese	Stato del metodo	N° metriche	Parametri considerati	Pressioni considerate
Austria	Ufficiale/Intercalibrato	8	Composizione in specie, abbondanza, struttura di taglia	Uso del bacino, eutrofizzazione, fluttuazione di livello, degrado della linea di costa, connettività, usi ricreativi, degradazione biologica, sfruttamento della pesca
Francia	Ufficiale	2	Composizione in specie, abbondanza	Eutrofizzazione
Germania	Ufficiale/Intercalibrato	9	Composizione in specie, abbondanza, struttura di taglia	Degrado generale, eutrofizzazione, degrado della linea di costa, connettività, pressioni biologiche
Italia	Ufficiale/Intercalibrato	5	Composizione in specie, abbondanza, struttura di taglia	Uso del bacino, eutrofizzazione, fluttuazione di livello, degrado della linea di costa, connettività, usi ricreativi, degradazione biologica, sfruttamento della pesca
Slovenia	In sviluppo	8*	Composizione in specie, abbondanza, struttura di taglia*	Uso del bacino, eutrofizzazione, fluttuazione di livello, degrado della linea di costa, connettività, usi ricreativi, degradazione biologica, sfruttamento della pesca
Finlandia	Ufficiale	4	Composizione in specie, abbondanza, biomassa	Eutrofizzazione, acidificazione
Svezia	Ufficiale	8	Composizione in specie, abbondanza, diversità biomassa	Eutrofizzazione, acidificazione

5.3. La situazione italiana e il Lake Fish Index (LFI)

Il Lake Fish Index (LFI) è l'indice da utilizzare per la derivazione dello stato ecologico dei laghi in Italia a partire dallo stato dell'elemento di qualità biologica "pesci". Nelle righe seguenti ne sarà fornita una descrizione sintetica.

Il LFI è applicabile a ogni lago dell'ecoregione Alpina e dell'ecoregione Mediterranea. Questo indice è basato su metodologie di campionamento standardizzate del tutto simili a quelle utilizzate nella maggior parte dei paesi europei (standard CEN). Ciò permette di rendere i dati acquisiti confrontabili anche al di fuori del territorio nazionale.

Il LFI è composto da cinque metriche che consentono di derivare la classe di stato ecologico sulla base della media aritmetica dei valori assunti da ciascuna metrica. Le condizioni di riferimento sono definite mediante un approccio storico (Volta et al., 2011) che ha consentito di identificare dei gruppi lacustri con comunità ittiche di riferimento (costituite da specie chiave e specie tipo-specifiche) omogenee tra loro e distinte da quelle degli altri gruppi. I limiti di classe di stato ecologico sono stati definiti durante il processo di intercalibrazione.

Ad oggi il LFI ha trovato sperimentazione e applicazione solo nell'eco-regione alpina a causa dell'assenza di dati per l'eco-regione mediterranea.

Le 5 metriche che costituiscono l'indice considerano:

1. l'abbondanza relativa (Numero Per Unità di Sforzo) delle specie chiave (M_1)
2. la struttura di popolazione delle specie chiave (M_2)
3. il successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche (M_3)
4. la diminuzione del numero delle specie chiave e tipo-specifiche (M_4)
5. la presenza di specie ittiche aliene (M_5).

Il valore del Rapporto di Qualità Ecologica finale (RQE_{tot}), per la valutazione dello stato di qualità della fauna ittica (Tab. 5.2), è calcolato come media aritmetica dei valori delle singole metriche:

$$RQE_{tot} = \left(\frac{M_1 + M_2 + M_3 + M_4 + M_5}{50} \right)$$

Tab. 5.2 - Limiti di classe di stato ecologico secondo il *Lake Fish Index* (LFI).

RQE _{tot}	Stato ecologico
0,83 – 1.0	Elevato
0,65 - 0,82	Buono
0,4 - 0,64	Sufficiente
0,2 - 0,39	Scarso
<0,2	Cattivo

Nella tabella 5.3 sono elencate le specie chiave e tipo-specifiche relative alle due tipologie di laghi presenti in questo studio.

Tab. 5.3 - Elenco specie chiave e tipo-specifiche considerate dal LFI.

	Mergozzo (gruppo 1: laghi profondi nord-ovest)	Avigliana, Candia, Viverone, Sirio (gruppo 3: laghi poco profondi)
Specie chiave	Agone, Bottatrice, Coregone lavarello,	Luccio, Scardola, Tinca
Specie tipo-specifiche	Alborella, Cavedano, Carpa, Luccio, Pesce persico, Scardola, Tinca, Triotto, Trota	Alborella, Carpa, Pesce persico

5.4. Materiali e metodi

I dati analizzati in questo lavoro sono riferiti a quanto emerge dai campionamenti condotti su 5 laghi del Piemonte (Tab. 5.4). I campionamenti della fauna ittica sono stati effettuati in accordo con il protocollo nazionale e con metodologie standardizzate (ISO/CEN). La metodologia utilizzata permette nel suo complesso di fornire una rappresentazione del popolamento ittico presente sia nella zona litorale sia in quella pelagica. Per maggiori dettagli riguardanti la metodologia di campionamento, la quale prevede l'uso combinato di reti multimaglia bentiche, pelagiche e dell'elettropesca, si rimanda al protocollo di campionamento nazionale (APAT, 2007).

Tab. 5.4 - Laghi analizzati, caratteristiche identificative e sforzo di campionamento corrispondente.

Lago	Cod.	Regione	Superficie (km ²)	Altitudine (m.s.l.m.)	Prof. max (m)	N° punti elettropesca	N°reti bentiche	N°reti pelagiche
Avigliana g.	AVI	Piemonte	0,8	352	26,0	94	17	1
Candia	CND	Piemonte	1,4	266	8,0	56	10	-
Mergozzo	MRG	Piemonte	1,8	195	73,0	100	33	8
Sirio	SIR	Piemonte	0,5	2240	43,5	81	22	2
Viverone	VIV	Piemonte	5,5	230	50,0	63	29	3

L'effetto della variabilità spaziale sulla variabilità della classificazione e la robustezza dell'indice LFI è stato valutato applicando il LFI a diverse combinazioni di dati, corrispondenti a quanto catturato con le diverse combinazioni degli strumenti di campionamento (Tab. 5.5) che rappresentano una diversa variabilità spaziale.

Tab. 5.5 - Combinazioni degli strumenti di campionamento e relativi codici identificativi.

Codice combinazione	Comparto lacustre campionato	Combinazione strumenti di campionamento
Tot	Litorale, litorale e sublitorale bentico, pelagico	Metodologia standard (elettropesca, reti multimaglia bentiche e pelagiche)
Solo ep	Litorale	Utilizzo della sola elettropesca
Solo reti	Litorale e sublitorale bentico, pelagico	Utilizzo delle reti bentiche e pelagiche
Rmf+ep+rmp (0-6)	Litorale, litorale e sublitorale bentico, pelagico superficiale	Utilizzo dell'elettropesca, delle reti bentiche e della sola rete pelagica (0-6 m)
Rmf+ep	Litorale, litorale e sublitorale bentico,	Utilizzo delle sole reti bentiche e dell'elettropesca (tutte le pelagiche escluse)
Ep+rmp	Litorale, pelagico.	Utilizzo dell'elettropesca e delle sole reti pelagiche (tutte le bentiche escluse)

L'ordine delle combinazioni utilizzate è il seguente:

- Calcolo del LFI utilizzando la metodologia standard completa (elettropesca, reti multimaglia bentiche e pelagiche)
- Calcolo del LFI utilizzando una sola delle due metodologie (solo elettropesca o solo reti multimaglia bentiche e pelagiche)
- Calcolo del LFI utilizzando l'elettropesca, le reti multimaglia ma solo la prima rete pelagica (0-6 m)
- Calcolo del LFI utilizzando l'elettropesca e le sole reti multimaglia bentiche.
- Calcolo del LFI utilizzando l'elettropesca e le sole reti pelagiche.

Una volta calcolati i valori dell'indice utilizzando le diverse combinazioni, si è valutato per ogni lago quale fosse lo strumento di campionamento (elettropesca o reti multimaglia bentiche e pelagiche) in grado di alterare maggiormente la classe di stato ecologico.

Successivamente, è stata valutata la robustezza dell'indice e delle singole metriche, provando a dimezzare lo sforzo di campionamento. Per quanto riguarda l'elettropesca il dimezzamento è stato fatto relativamente ai punti di campionamento, ossia è stato calcolato l'indice LFI utilizzando la sola metà dei punti di campionamento (scelti in modo casuale). Per le reti è stato dimezzato il numero di reti per ogni strato di campionamento previsto dal protocollo. L'operazione di scelta casuale dei punti, è stata effettuata mediante *bootstrapping*, ossia mediante un "ricampionamento con reimmissione" per approssimare la distribuzione campionaria della statistica. Nel nostro caso tale tecnica è stata applicata mediante un foglio di Excel, dove sono stati eseguiti 30 cicli di ricampionamento. Questi cicli hanno considerato, in modo casuale e per ogni lago, diverse combinazioni di reti o punti di elettropesca selezionati all'interno della metà delle reti bentiche o dei punti di elettropesca totali utilizzati in ogni lago. Le reti pelagiche, dove utilizzate, sono state mantenute costanti poiché presenti in numero di una per strato.

Così facendo sono stati calcolati 30 giudizi di LFI (e relativi valori delle metriche) corrispondenti alle 30 combinazioni di punti o reti a seconda di quale fosse il metodo discriminante nel lago esaminato.

5.5. Variabilità del LFI

- Lago Grande di Avigliana (Fig. 5.1): su sei combinazioni di strumenti solo due (*solo elettropesca* e *solo reti*) determinano una diminuzione del giudizio qualità da “buono” a “sufficiente”. Il giudizio più alto è determinato dalla combinazione di EP+RMP. Se si confronta quest’ultima con la prima combinazione (*tot*, quella standard prevista dall’indice) ci si può rendere conto come questa sovrastima dipenda dalla sola prima metrica (M1). In particolare, questo si spiega con il numero d’individui (44) riscontrati per una delle tre specie chiave (la scardola in questo caso); tale numero ricade nell’intervallo (tra 41 e 99 individui) corrispondente ad un più alto punteggio (10) della metrica rispetto all’intervallo 250-400 dove ricade invece il numero di scardole (279) campionate con la metodologia standard e avente di conseguenza un punteggio (4) della metrica 1 inferiore.
- Lago Sirio (Fig. 5.2): delle sei combinazioni nessuna determina un cambiamento rilevante del giudizio di stato ecologico. Reti multimaglia bentiche ed elettropesca (ep) combinate danno il punteggio più alto.
- Lago di Viverone (Fig. 5.3): solo due combinazioni (*solo reti* e *solo ep*) non forniscono i dati per il raggiungimento del giudizio “buono”. In questo caso risulta evidente come sia necessario l’uso combinato di entrambi gli strumenti di campionamento per avere una più corretta classificazione.
- Lago di Mergozzo (Fig. 5.4): solo due combinazioni (*tot* e *solo reti*) ottengono il giudizio di qualità “buono”. Il fatto che l’utilizzo delle sole reti possa fornire un risultato identico all’utilizzo combinato di reti ed elettropesca è ragionevolmente spiegabile col fatto che il Lago di Mergozzo, essendo un lago profondo, possiede specie chiave catturabili quasi esclusivamente con le reti. In particolare la bottatrice è catturabile solo con reti bentiche, mentre il coregone e l’agone sono catturabili prevalentemente con le reti pelagiche.
- Lago di Candia (Fig. 5.5): l’elettropesca da sola fornisce un giudizio pressoché identico a quello del campionamento standard. Nel lago di Candia, infatti, la profondità massima supera raramente i 4 metri rendendo il lago privo di una zona pelagica vera e propria. Il popolamento è perciò quasi ed esclusivamente limitato alla zona litorale. A conferma di ciò, il campionamento effettuato con le sole reti fornisce un giudizio di qualità “scarso” (inferiore al valore soglia di 0,4) sottostimando il reale numero di specie presenti.

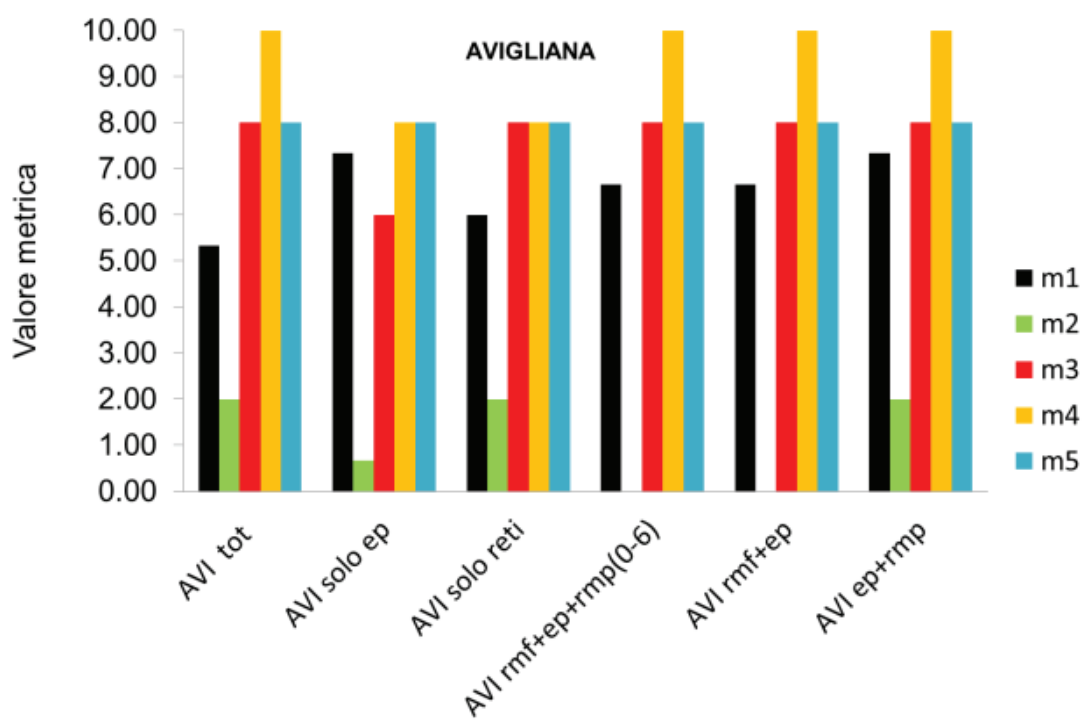
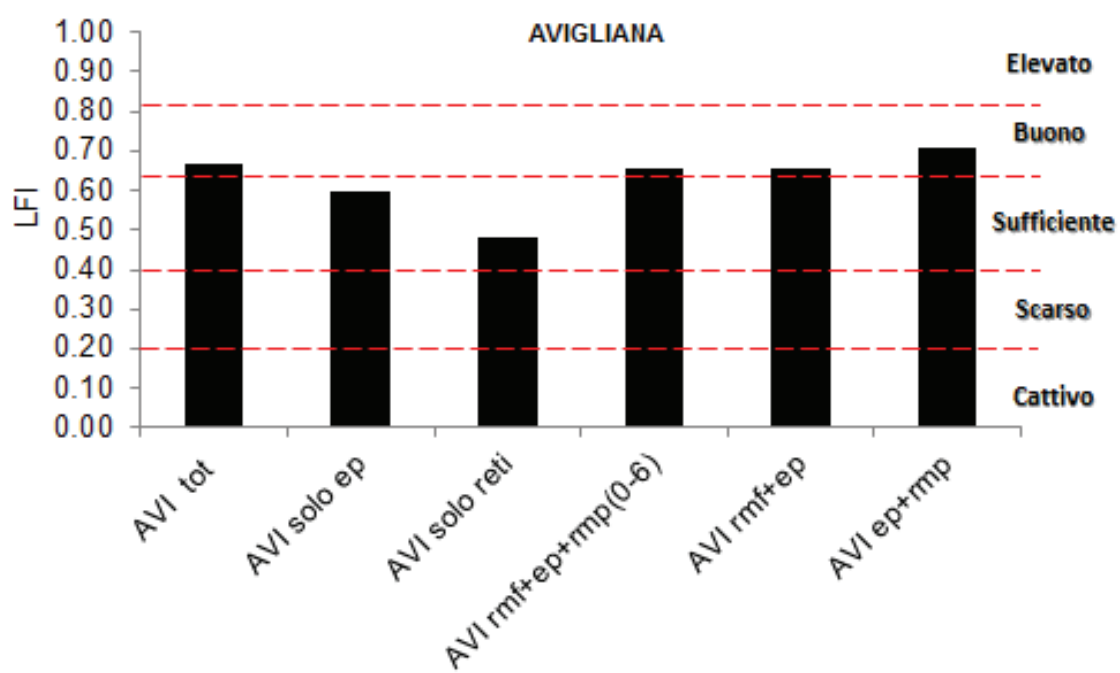


Fig. 5.1 – Effetto delle differenti combinazioni dei metodi di campionamento (e dunque della variabilità spaziale) sui valori delle metriche e la classificazione dello stato ecologico secondo il LFI per il Lago di Avigliana.

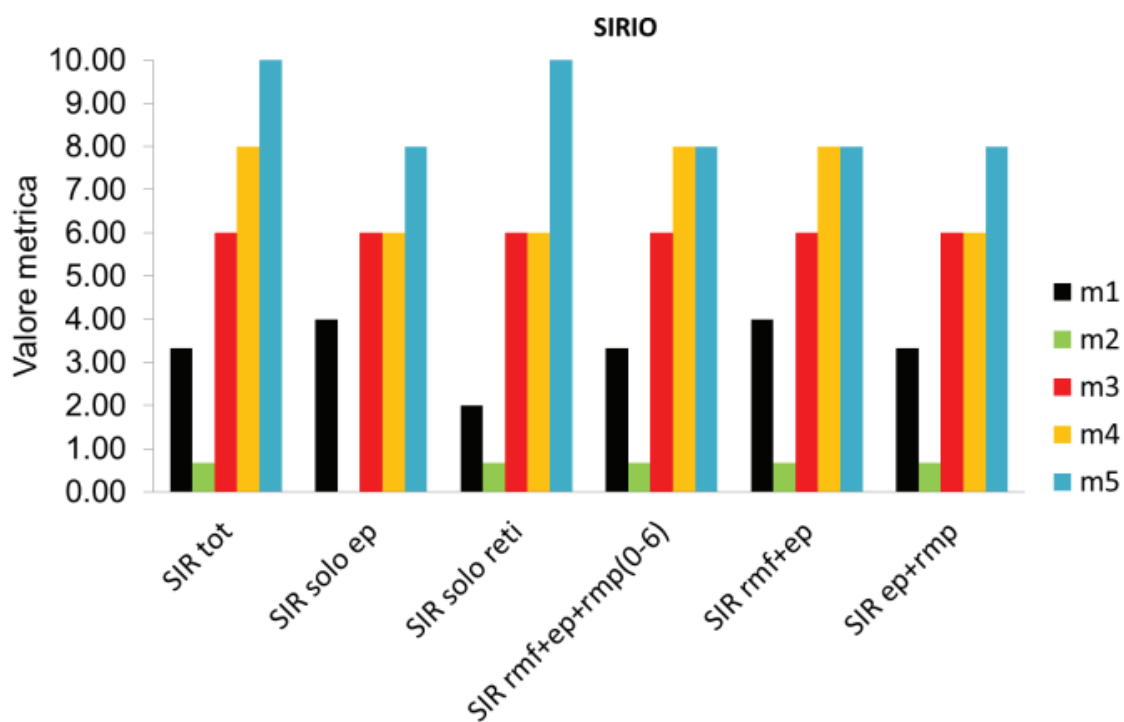
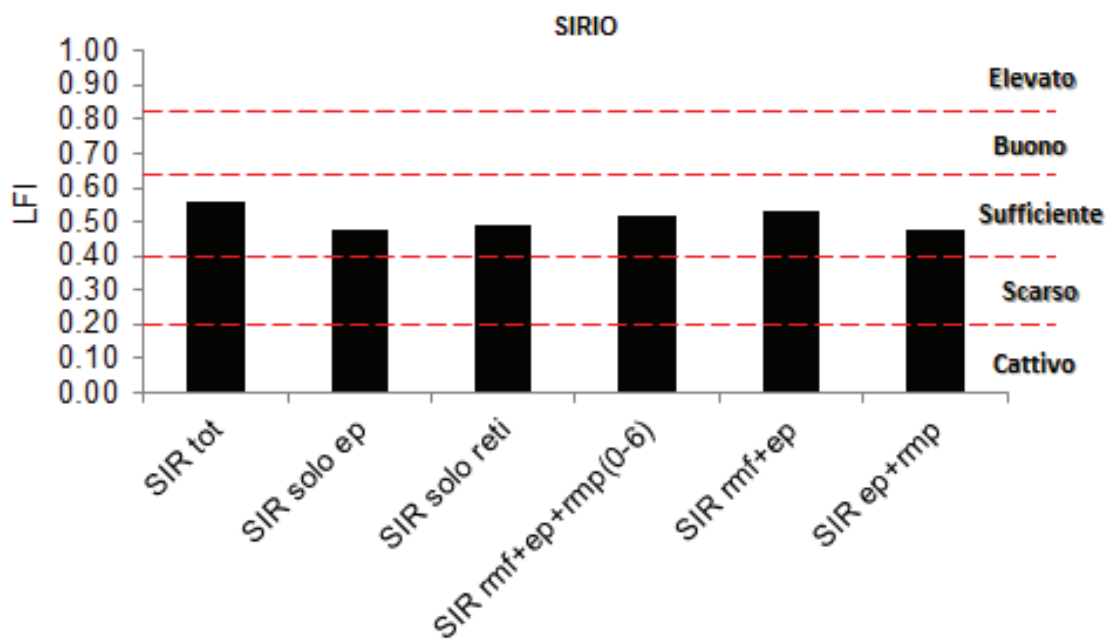


Fig. 5.2 – Effetto delle differenti combinazioni dei metodi di campionamento (e dunque della variabilità spaziale) sui valori delle metriche e la classificazione dello stato ecologico secondo il LFI per il Lago Sirio.

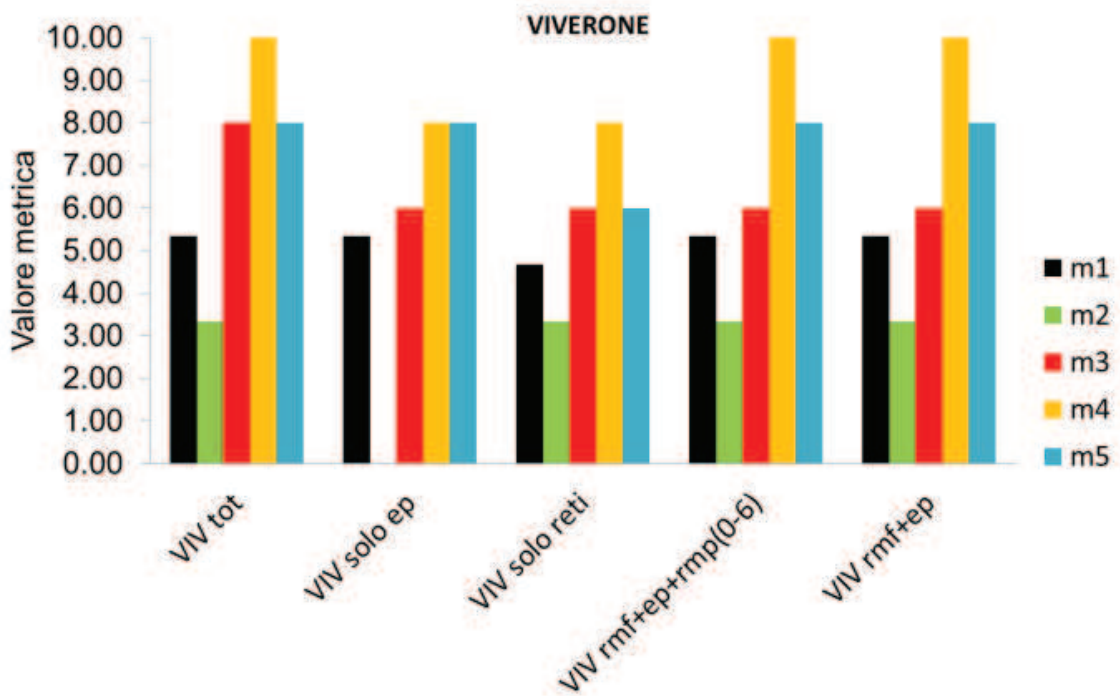
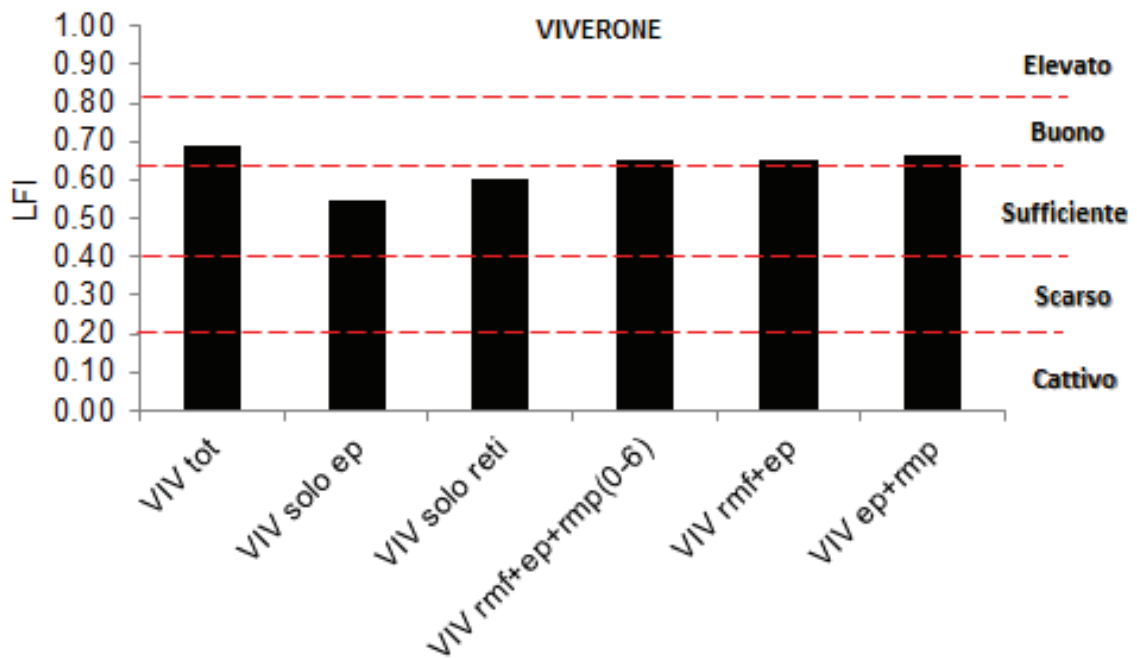


Fig. 5.3 – Effetto delle differenti combinazioni dei metodi di campionamento (e dunque della variabilità spaziale) sui valori delle metriche e la classificazione dello stato ecologico secondo il LFI per il Lago di Viverone.

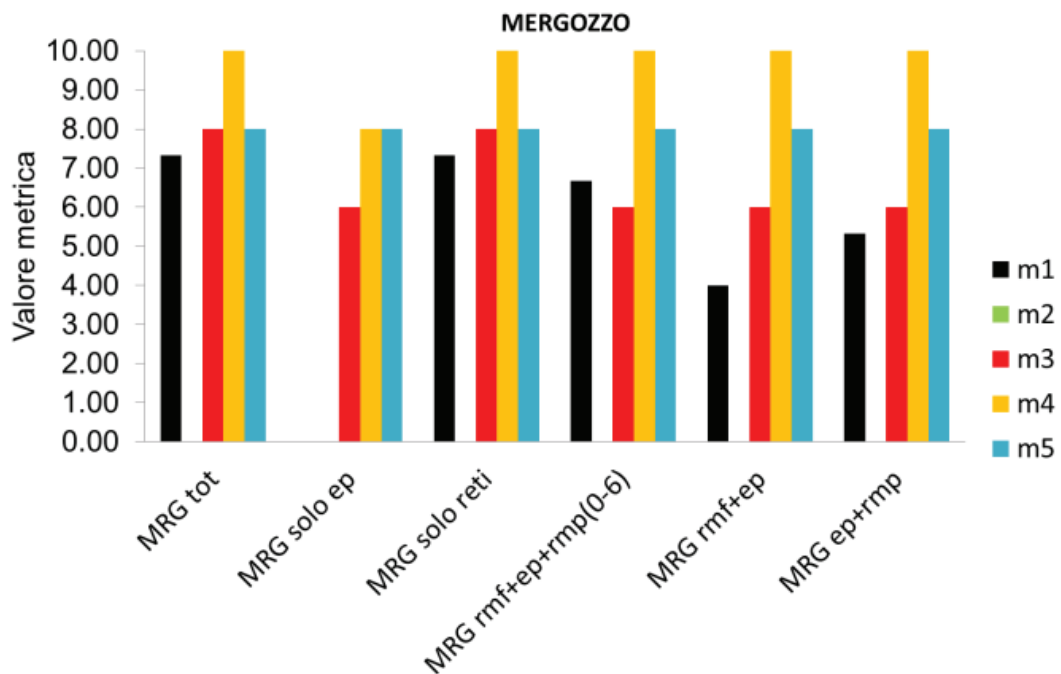
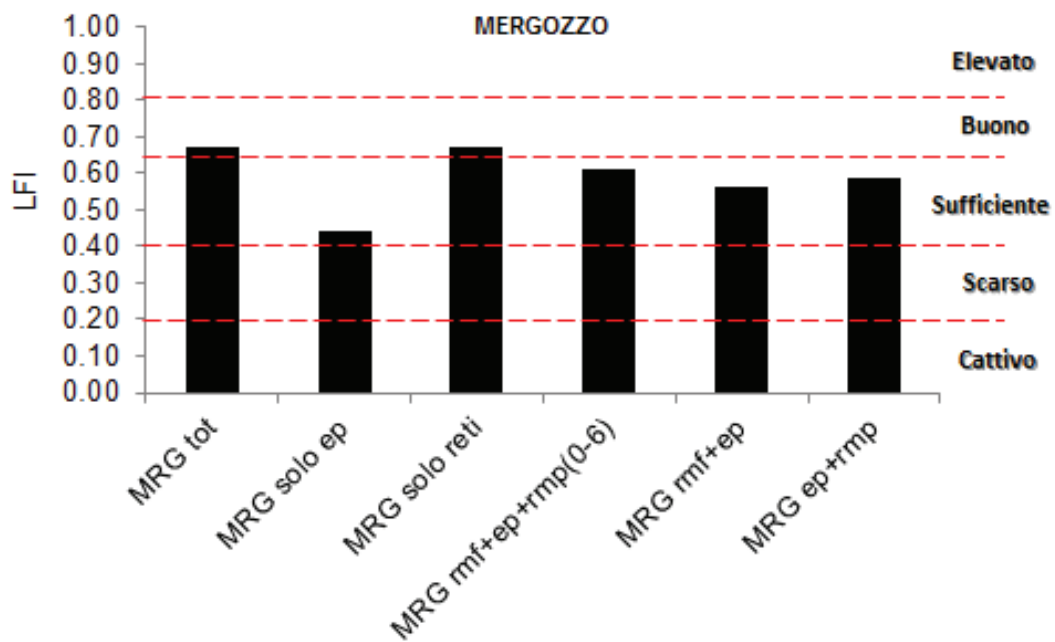


Fig. 5.4 – Effetto delle differenti combinazioni dei metodi di campionamento (e dunque della variabilità spaziale) sui valori delle metriche e la classificazione dello stato ecologico secondo il LFI per il Lago di Mergozzo.

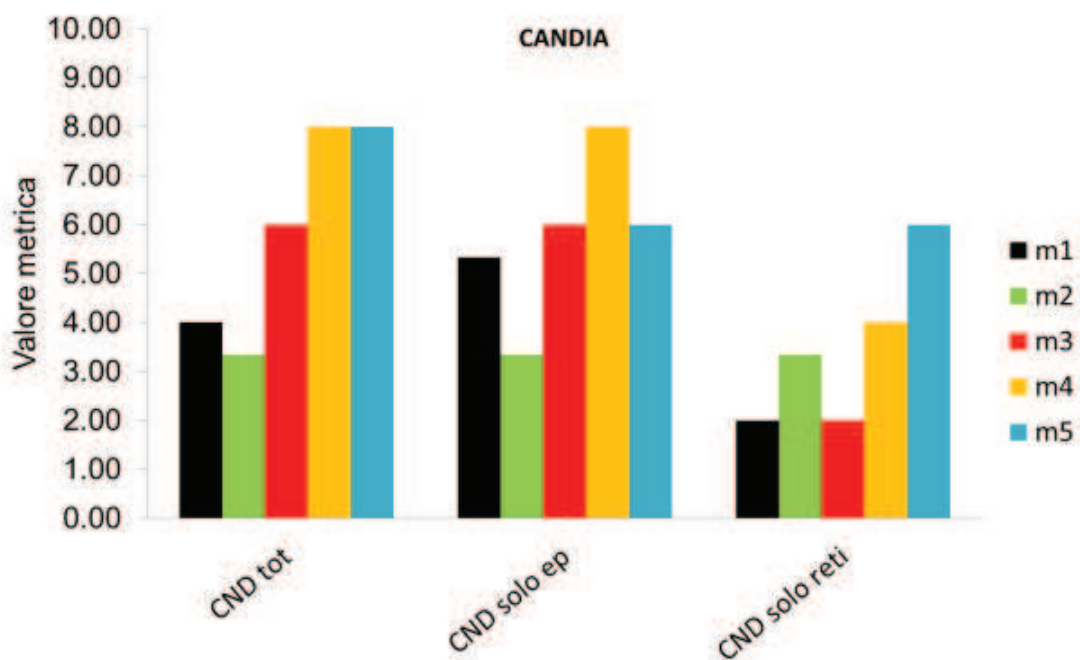
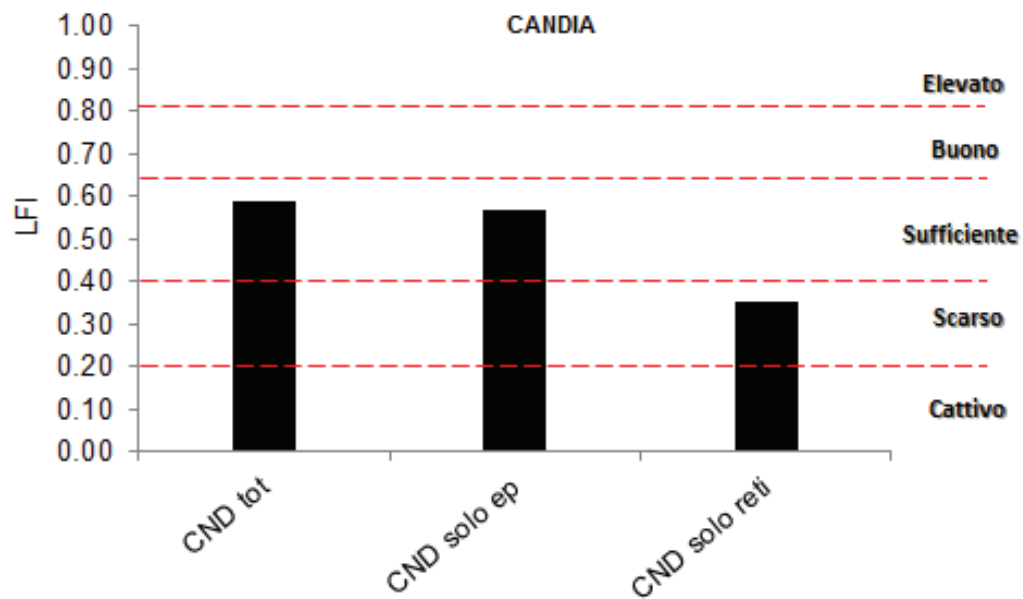


Fig. 5.5 – Effetto delle differenti combinazioni dei metodi di campionamento (e dunque della variabilità spaziale) sui valori delle metriche e la classificazione dello stato ecologico secondo il LFI per il Lago di Candia.

5.6. Robustezza dell'indice LFI

Dopo aver valutato quanto ed in che modo la variabilità spaziale influisse sulla classificazione, si è proceduto ad analizzare quanto le metriche del LFI fossero robuste al variare dello sforzo di campionamento e dunque in relazione alla variabilità spaziale. Anche in questo caso i risultati sono spiegati lago per lago.

- Lago di Candia (utilizzo del 50% dei punti di elettropesca, fig. 5.6): la metrica più sensibile in questo lago si rivela essere quella che considera il successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche (M3) variando all'interno di ben 3 intervalli di valore ($M3 < 2$, $2 < M3 < 4$, $4 < M3 < 6$). Lo sforzo di pesca massimo (corrispondente a 56 punti di elettropesca) è necessario alla cattura degli individui di età 0+ 0 1+ necessari per la verifica del successo riproduttivo. L'Indice LFI si dimostra comunque robusto: il punteggio è sì variabile, ma si mantiene all'interno dell'intervallo di valori (0,40 - 0,63) corrispondente al medesimo giudizio di qualità (Sufficiente).
- Lago di Avigliana (utilizzo del 50% dei punti di elettropesca, fig. 5.6): è l'unico caso in cui la media degli RQE totali (derivati dai 30 cicli di ricampionamento) dell'indice cambia giudizio di qualità, da "buono" a "sufficiente".
Le metriche che si dimostrano sensibili al dimezzamento dei punti sono M1, M3 e M4. In questo caso dunque l'elettropesca ha un'importanza rilevante essendo in grado solo con il totale dei punti di campionamento effettuati (94) di fornire un'accurata rappresentazione dell'abbondanza delle specie chiave (M1), del successo riproduttivo (M3) e della diminuzione (M4) delle specie chiave e tipo-specifiche.
- Lago di Viverone (utilizzo del 50% delle reti bentiche, fig. 5.7): Il giudizio di qualità non cambia, evidenziando anche in questo caso la robustezza dell'indice. Le uniche due metriche in grado di variare si riferiscono al totale delle specie chiave (M1) e alla diminuzione delle specie chiave e tipo-specifiche (M4). Tale variazione è imputabile al fatto che nel campionamento con le reti è stato catturato un esemplare di luccio (*Esox* sp.) e di conseguenza la sua presenza-assenza all'interno dei 30 cicli di ricampionamento effettuati nelle analisi determina una significativa variazione della metrica.
- Lago di Mergozzo (utilizzo del 50% delle reti bentiche, fig. 5.7): il giudizio di stato ecologico non viene modificato e rimane "Buono". Nel dettaglio l'unica variabile in

grado di apportare una variazione nelle metriche M1 e M3 è la bottatrice catturata con le reti bentiche in numero di tre esemplari, due dei quali erano individui giovani in grado di testimoniare l'avvenuto successo riproduttivo. Nei 30 cicli teorici di ricampionamento i tre possibili scenari sono stati: bottatrice assente, bottatrice presente ma riproduzione non avvenuta (assenza di entrambi i due individui giovani all'interno dei teorici cicli di ricampionamento), bottatrice presente e riproduttiva (almeno uno dei due giovani presente).

- Lago Sirio (utilizzo del 50% dei punti di elettropesca, fig. 5.8): tre sono le metriche (M1, M4 e M5) che si dimostrano sensibili. Tuttavia, a fronte di una certa variabilità assunta dai valori delle metriche il giudizio di stato ecologico non cambia (Sufficiente). Questa variabilità dipende dalla presenza-assenza della tinca *Tinca tinca* (specie chiave), del carassio *Carassius carassius* (specie aliena), del cobite *Cobitis taenia* e dell'anguilla *Anguilla anguilla* catturati solo tramite elettropesca.
- Lago Sirio (utilizzo del 50% delle reti bentiche, fig. 5.8): l'unica metrica in grado di variare è la M4. In particolare tale variazione dipende dall'unico esemplare di carpa catturato con le reti.

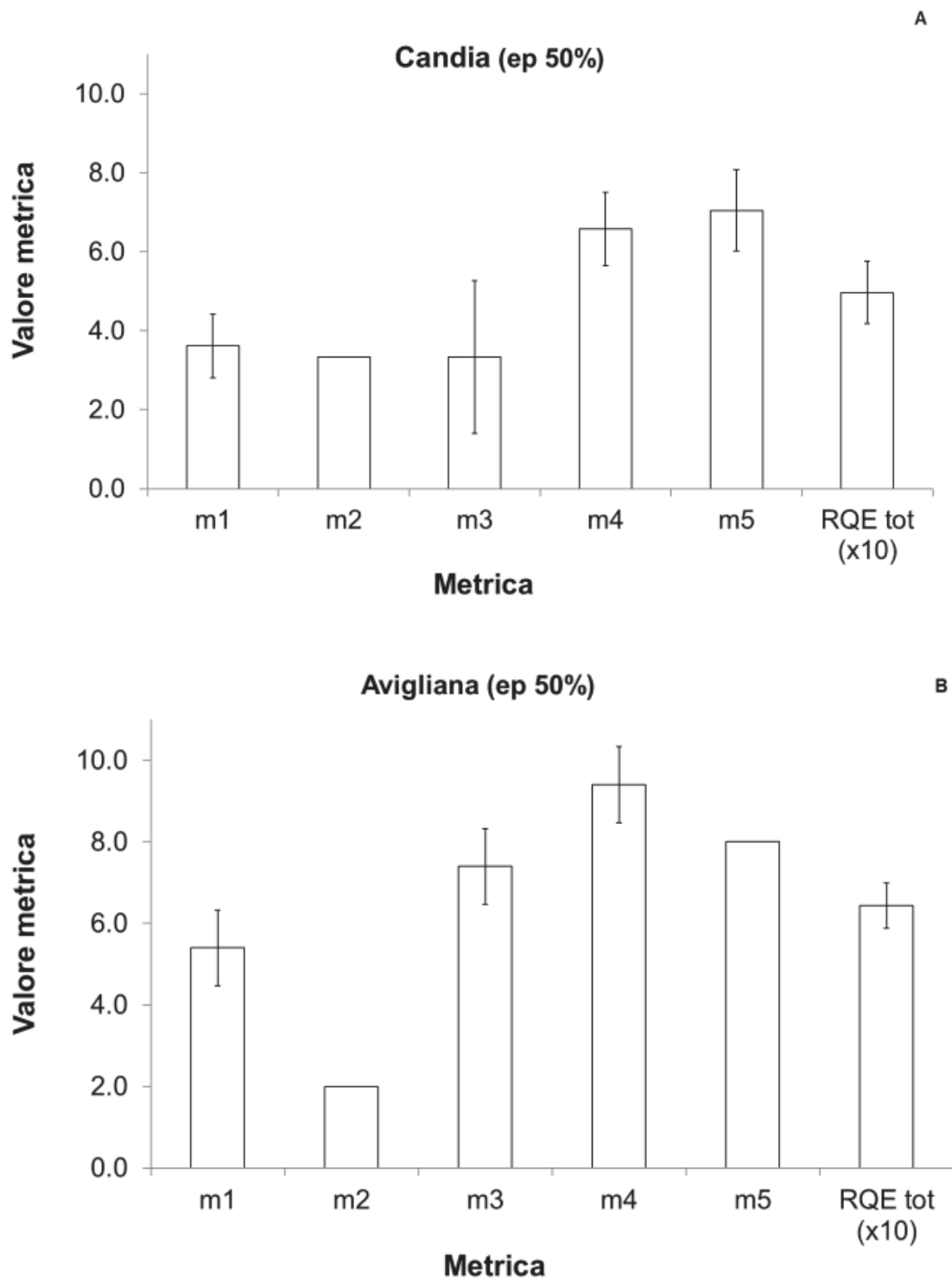


Fig. 5.6 Sensibilità delle singole metriche e del Rapporto di Qualità Ecologica (RQE_{tot}) al dimezzamento dello sforzo di campionamento per i laghi di Candia e Avigliana.

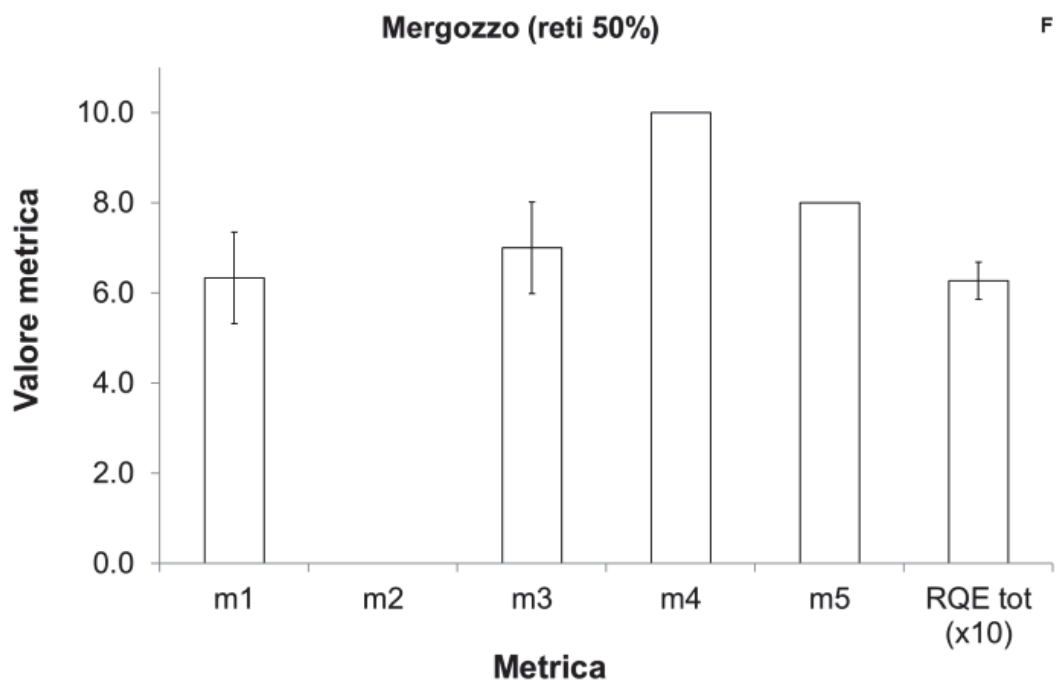
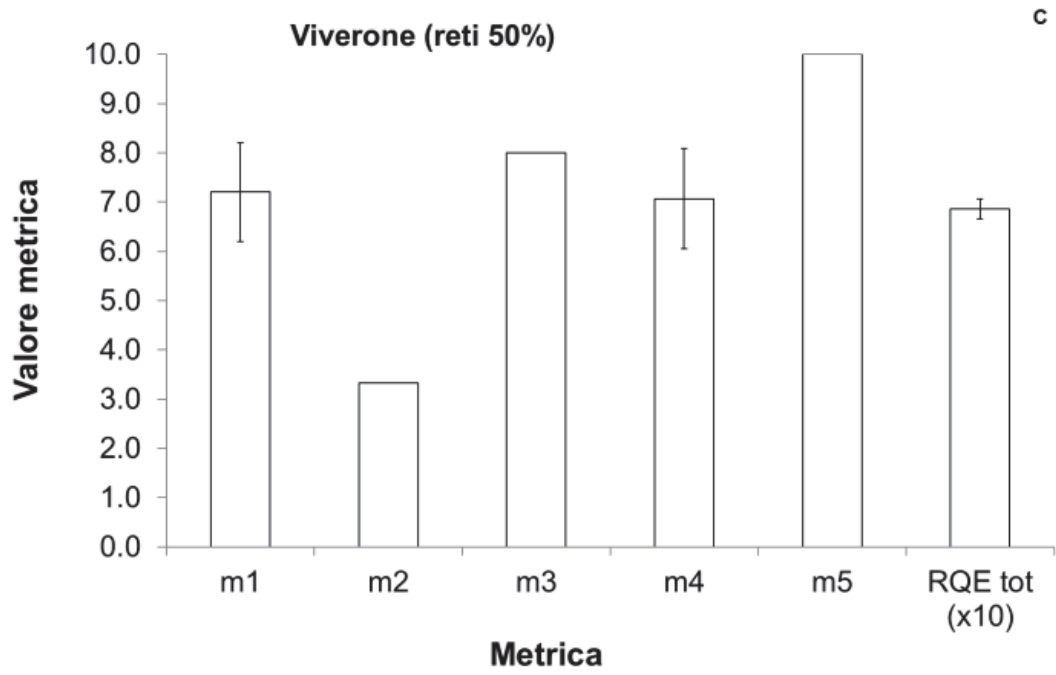


Fig. 5.7 Sensibilità delle singole metriche e del Rapporto di Qualità Ecologica (RQE_{tot}) al dimezzamento dello sforzo di campionamento per i laghi di Viverone e Mergozzo.

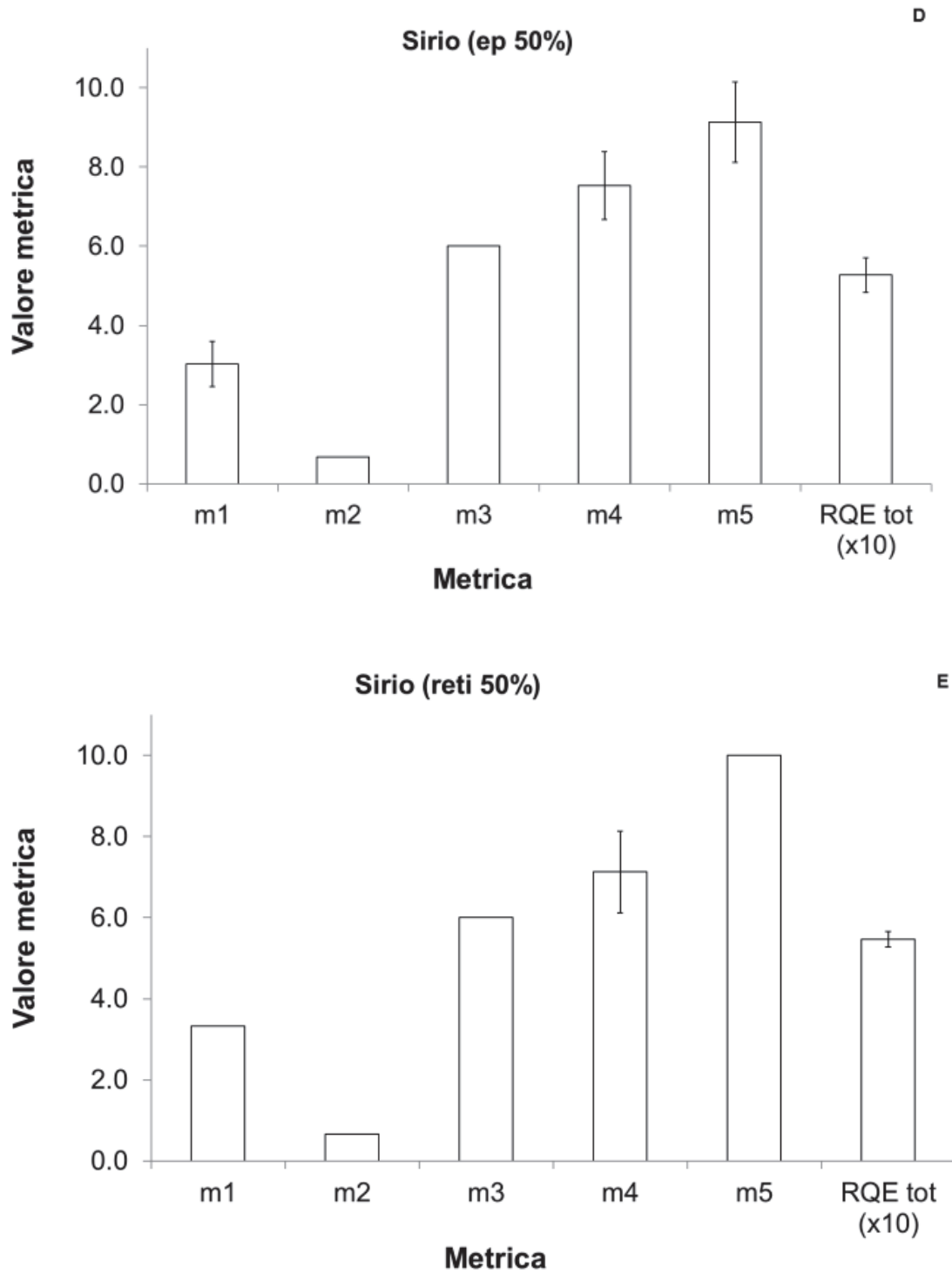


Fig. 5.8 Sensibilità delle singole metriche e del Rapporto di Qualità Ecologica (RQE_{tot}) al dimezzamento dello sforzo di campionamento per i Lago Sirio.

6. CONCLUSIONI

Globalmente si può concludere che la variabilità naturale degli indici fitoplanctonici deve essere tenuta sotto controllo, ad esempio attraverso l'attivazione di una "rete nucleo" di monitoraggio continuo dei siti di riferimento. Questa azione di monitoraggio deve poi essere utilizzata all'interno dei piani di bacino per correggere i valori degli indici biologici, al fine di evitare che fluttuazioni naturali della trofia, legate alla variabilità meteorologica interannuale, comportino delle oscillazioni nella classificazione qualitativa dei corpi idrici lacustri.

L'indice macrofitico, invece, sembra meno sensibile alle variazioni trofiche, ma nella formulazione contenuta nel Decreto Ministeriale 260/2010 è piuttosto pessimista, e comporta una classificazione dei corpi idrici in classe sufficiente anche nei periodi in cui essi si trovavano in condizioni di riferimento. Anche sulla base dei primi risultati del progetto InHabit, già presentati nel deliverable D1d3, una nuova versione dell'indice macrofitico è stata messa a punto e sottoposta ad intercalibrazione, ma la sua integrazione nella legislazione nazionale non è stata ancora stata completata. Tuttavia anche la nuova versione appare ancora restrittiva. Inoltre essa dovrebbe essere integrata da un indice diatamico che permetta di valutare congiuntamente i due aspetti dell'elemento di qualità "macrofite e macrobenthos" previsto dall'Allegato 5 della Direttiva Quadro sulle Acque.

Per quanto riguarda la fauna ittica, due dei cinque laghi esaminati (Mergozzo e Candia) con l'utilizzo di una sola metodologia di campionamento (reti nel Mergozzo ed elettropesca nel Candia) si ottiene il medesimo punteggio e lo stesso giudizio di stato ecologico. Il lago di Mergozzo, è un lago profondo caratterizzato dalla presenza di una importante zona pelagica. Nel LFI laghi di questo tipo vengono classificati a partire da specie chiave pelagiche o bentoniche (agone, coregone lavarello e bottatrice). Il Lago di Candia, al contrario, è un lago poco profondo, in cui la zona pelagica vera e propria è assente. Nel LFI questa tipologia di laghi è classificata tenendo conto di specie chiave tipicamente litorali come il luccio, la tinca e la scardola. Le specie chiave richieste per la classificazione e più caratteristiche rispettivamente della zona pelagica (Mergozzo) e litorale (Candia), possono essere catturate quasi esclusivamente con uno solo dei due metodi (reti nel lago di Mergozzo ed elettropesca nel lago di Candia) e pertanto la metodologia di campionamento standard risulta ridondante.

Per gli altri 3 laghi, Sirio, Avigliana Grande e Viverone, la semplificazione della metodologia di campionamento comporta variazioni significative negli output. Per il lago Sirio il punteggio del LFI (già basso) diminuisce ma senza cambiamenti di classe di stato ecologico. Per Avigliana e Viverone diminuisce il valore del LFI così come anche la classe di stato ecologico.

Al momento, disponendo di un dataset ridotto, risulta difficile derivare indicazioni generali in grado di chiarire quale sia il metodo che consenta di raggiungere il miglior compromesso tra sforzo di campionamento, variabilità spaziale e robustezza della classificazione. Tuttavia, da questi dati preliminari sembra emergere la possibilità che nei laghi poco profondi sia possibile una riduzione dello sforzo di pesca con le reti associato tuttavia al mantenimento dello stesso sforzo di campionamento con l'elettropesca. Nei laghi profondi al contrario, l'utilizzo delle reti sembra essere necessario e maggiormente informativo rispetto all'elettropesca. Se ne conclude che la variabilità spaziale del campionamento incide in misura differente sulla classificazione di stato ecologico in relazione alla tipologia di lago considerato.

Si deve far notare tuttavia che queste considerazioni sono fatte solamente in relazione all'applicazione dell'indice LFI. Per una dettagliata analisi della comunità ittica, non solo nell'ottica della applicazione della Direttiva sulle Acque, l'utilizzo combinato di diversi metodi è comunque necessario perché permette di ottenere informazioni più dettagliate sulla ricchezza in specie della comunità ittica indagata.

7. Bibliografia

APAT, 2007. Metodi biologici per le acque, Parte I.

http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html.

Adams M.S., P. Guilizzoni & S. Adams, 1978 - Sedimentary pigments and recent primary productivity in northern Italian lakes. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 36: 267–285.

Bennion H., J. Fluin & G.L. Simpson GL, 2004 - Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *J. Appl. Ecol.*, 41: 24–138.

Bennion H., G.L. Simpson, N.J. Anderson, G. Clarke, X. Dong, A. Hobæk, P. Guilizzoni, A. Marchetto, C.D. Sayer, H. Thies & M. Tolotti. 2011 - Defining ecological and chemical reference conditions and restoration targets for nine European lakes, *J. Paleolimnol.* 45: 415-431.

Clarke R.T., M.T. Furse, J.F. Wright & B. Moss, 1996 - Derivation of a biological quality index for river sites: comparison of observed with the expected fauna. *J. Appl. Stat.* 23, 311-332.

Gibson R.J. & R.L. Haedrich, 1988 - The exceptional growth of juvenile atlantic salmon in the city waters of St. John's Newfoundland, Canada. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 35: 385-407.

Guilizzoni P., A. Lami, A. Marchetto, V. Jones, M. Manca & R. Bettinetti, 2002 - Palaeoproductivity and environmental changes during the Holocene in central Italy as recorded in two crater lakes (Albano and Nemi). *Quat. Int.*, 88: 57–68.

Guilizzoni, P., A. Marchetto, A. Lami, S. Gerli & S. Musazzi, 2011 - Use of sedimentary pigments to infer past phosphorus concentration in lakes. *J. Paleolimnol.* 45: 433–445.

Harris, G.P., 1986 - *Phytoplankton ecology: Structure, function and fluctuation*. Chapman & Hall: 384 pp

Hering, D., A. Borja, J. Carstensen,, L. Carvalho, M. Elliott, C.K., H.S. Heiskanen, R.K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A. Liche Solheim & W. van den Bund, 2010 – The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment* 408: 4007–4019.

Jackson D.A. & Harvey H.H., 1989 - Biogeographic association in fish assemblages: local vs regional processes. *Ecology*, 70: 1472-1484.

Juggins, S., 2013 - Quantitative reconstructions in palaeolimnology: new paradigm or sick science? *Quaternary Science Reviews* 64: 20–32

Lami A., A. Marchetto, R. Lo Bianco, P.G. Appleby & P. Guilizzoni, 2000 - The last ca. 2000 years palaeolimnology of Lake Candia (N. Italy): inorganic geochemistry, fossil pigments and temperature time-series analyses. *J. Limnol.* 59: 31–46.

Marchetto, A., A. Lugliè, B.M. Padedda, M.A. Mariani, N. Sechi, N. Salmaso, G. Morabito, F. Buzzi, M. Simona, L. Garibaldi, A. Oggioni, R. Bolpagni, B. Rossaro, A. Boggero, V.

Lencioni, L. Marziali, P. Volta e M. Ciampittiello. 2011. Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. Report CNR-ISE, 03.11: 164 pp.

Marshall T.R. & Ryan P.A., 1987 - Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 198-215.

Naselli-Flores L., 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia* 506-509:13-21.

Oggioni, A., F.Buzzi, E. Buraschi, R. Caroni, G. Tartari, L. Garibaldi e M. Barcella. 2011. Macrophytic index for the evaluation of the ecological quality of the Italian lakes. Allegato elettronico a Pall K. 2011. MILESTONE 6 (Lakes / Alpine GIG / Macrophytes).

Phillips, G., O.P. Pietilainen, L. Carvalho, A. Solimini, A. Liche Solheim e A.C. Cardoso 2008, Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquat, Ecol.*, 42: 213-226.

Persson L., 1997 - Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 85-88.

Rahel F.J., 1986 - Biogeographic influences on species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lakes acidification studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 124-134.

Salmaso, N., G. Morabito, F. Buzzi, L. Garibaldi, M. Simona e R. Mosello. 2006. Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*, 563: 167-187.

Tammi J., Appelberg M., Beier U., Hesthagen T., Lappalainen A. & Rask M., 2003 – Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio*, 32: 98-105.

ter Braak, C.J.F. e P.F.M Verdonschot. 1995: Canonical Correspondence analysis and relate multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.*, 57: 255-289.

Vollenweider, R.A. e J. Kerekes 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Paris, OECD: 154 pp.

Volta P., 2001 - Indice per l'analisi dello stato di qualità della fauna ittica finalizzato alla valutazione dello stato ecologico dei laghi italiani: Lake Fish Index (LFI). Report CNR-ISE,03.11.