



LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)

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

Action D1_ISE (month 20-36): Demonstration actions on classification and uncertainty by ISE

Deliverable D1d3

Rapporto tecnico - Modellizzazione delle condizioni di riferimento.i

Report on modeling reference conditions

Aldo Marchetto & Marzia Ciampittiello

CNR-ISE, Largo Tonolli 59, 28921 Verbania Pallanza (VB)

Verbania Pallanza, 31 marzo 2012

INDICE

Summary	3
Riassunto	4
1. INTRODUZIONE	5
2. METODI	
2.1. Stima dei livelli naturali di fosforo	10
2.2. Relazioni tra il livello di fosforo e gli indici biologici	14
3. RISULTATI	
3.1. Stima del livello di riferimento di fosforo	23
3.2. Stima del livello di riferimento di clorofilla a	27
3.3. Stima del livello di riferimento degli indici fitoplanctonici	28
3. CONCLUSIONI E SUGGERIMENTI	30
BIBLIOGRAFIA	31

Summary

The Guidance Documents for setting reference conditions for rivers and lakes states that in the case of a small number of water bodies, mainly affected by human impact, reference condition should preferably be modeled. However, in the ECOSTAT activity and in the Italian legislation, the (discouraged) spatial approach was adopted.

To verify if there are differences in the results given by those two approaches, in this report we used two general models of lake eutrophication to evaluate phosphorus reference conditions for all relevant Italian lakes. Furthermore, we used the relationships between phosphorus concentration and two quality index (chlorophyll concentration and PTI index) to estimate reference conditions for phytoplankton.

The results of the exercise showed that the spatial approach was realistic, but one of the Italian phytoplankton indices ($PTI_{species}$) is probably too stringent for the large deep lakes.

For the Mediterranean shallow lakes, we also suggest a case-by-case evaluation of the reference conditions using specific models or paleolimnological tools, in order to avoid unrealistic restoration targets.

Finally, the relationships between phosphorus concentration and the indices based on other biological quality elements (macrophytes, benthic invertebrates and fish fauna) were not strong enough to allow their prediction using these simple models, because these communities have complex response to multiple stressors, such as water quality, shore integrity and water level modifications.

Riassunto

Le linee guida per la valutazione delle condizioni di riferimento dei corpi idrici indicano che quando vi sono pochi corpi idrici, per lo più impattati dall'attività umana, come nel caso dei laghi italiani, non è opportuno utilizzare l'approccio spaziale per la stima delle condizioni di riferimento, ma è preferibile un approccio modellistico. Tuttavia il gruppo di lavoro europeo ECOSTAT ha utilizzato l'approccio spaziale per la definizione delle condizioni di riferimento dei laghi, e tali valori sono stati recepiti dalla legislazione italiana.

In questo rapporto abbiamo pertanto utilizzato due semplici modelli statistici per valutare il livello di riferimento di fosforo in tutti i laghi naturali italiani di rilevante importanza. Da questo, attraverso opportune equazioni di regressione, abbiamo poi calcolato le condizioni di riferimento per la concentrazione di clorofilla e per gli indici fitoplanctonici.

Questo esercizio ha mostrato che, almeno per il caso del fitoplancton, l'approccio spaziale utilizzato nel gruppo di lavoro ECOSTAT e nella stesura del D.M. 260/2010 può essere considerato corretto.

Tuttavia, i nostri risultati consigliano di utilizzare l'indice PTI_{ot} per tutti i laghi italiani, scoraggiando l'uso dell'indice $PTI_{species}$ per i grandi laghi profondi.

Inoltre nel caso dei laghi mediterranei poco profondi dei tipi ME-1 e ME-2 riteniamo opportuno verificare le condizioni di riferimento caso per caso, utilizzando modelli più complessi o tecniche paleolimnologiche, per evitare di porre obiettivi di risanamento troppo stringenti.

Infine, per gli altri elementi di qualità biologica, non essendovi una relazione semplice e diretta tra i valori degli indici e le concentrazioni di fosforo, non è possibile utilizzare questi modelli per la validazione delle condizioni di riferimento.

1. INTRODUZIONE

La stima delle condizioni di riferimento è uno strumento essenziale per la gestione degli ecosistemi: essa fornisce infatti indicazioni sul potenziale di recupero di un ecosistema alterato e sugli obiettivi di un'azione di risanamento. Una trattazione dettagliata del concetto di "condizioni di riferimento" riferita ai corpi idrici esula da questo rapporto, ma il lettore interessato può far riferimento, tra l'altro, ai lavori di Hughes (1995) e Moss et al. (1996).

Le condizioni di riferimento sono un concetto centrale nell'azione normativa della Direttiva Quadro sulle Acque (Direttiva 2000/60 della Commissione Europea, d'ora in poi citata come WFD, Water Framework Directive) che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque interne e costiere. Infatti la WFD impegna gli Stati Membri alla valutazione della qualità ecologica di tutti i corpi idrici significativi, utilizzando i rapporti di qualità ecologica (ecological quality ratios, EQR).

L'EQR è definito a sua volta come il rapporto tra il valore di un indice di qualità al momento attuale e il valore dello stesso indice nelle condizioni di riferimento.

Naturalmente ci si attende che le condizioni di riferimento non siano uguali per tutti i corpi idrici, ma che vi siano delle differenze legate sia alla situazione geografica che a fattori intrinseci al corpo idrico, come la profondità, il contenuto di sostanza organica o l'alcalinità dell'acqua. La variabilità geografica, invece, può essere legata ad esempio a fattori climatici, geologici o biogeografici. Per tener conto di queste differenze, la WFD prevede che i corpi idrici siano raggruppati in *tipi* omogenei, in modo da poter individuare delle condizioni di riferimento specifiche per ogni tipo.

La Direttiva non solo richiede la valutazione della qualità ecologica, ma anche di riportare tutti i corpi idrici ad un buon stato ecologico (o per gli invasi ad un buon potenziale ecologico). Nel testo italiano dell'Allegato 5 della Direttiva, il buono stato ecologico viene definito come segue "*I valori*

degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano livelli poco elevati di distorsione dovuti all'attività umana, ma si discostano solo lievemente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato”.

I valori “*di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato*” rappresentano le condizioni di riferimento per ogni tipo di corpo idrico.

Si vede quindi come la definizione delle condizioni di riferimento sia un aspetto cruciale per l'applicazione della WFD.

Naturalmente è possibile risalire alle condizioni di riferimento utilizzando diversi approcci, come ad esempio descritto da Hughes et al. 1995, Reynoldson et al. 1997, Nielsen et al. 2003.

Tra le Linee Guida per il recepimento della Direttiva Quadro, un testo specifico (REFCOND Guidance, 2003) si occupa della definizione delle tipologie e delle condizioni di riferimento.

In questa linea guida vengono proposti 5 metodi generici per la definizione delle condizioni di riferimento:

1. l'utilizzo dei dati di monitoraggio di un numero sufficiente di corpi idrici soggetti ad impatto minimo dell'attività umana (approccio “spaziale”);
2. previsioni basate su modelli (approccio “modellistico”);
3. informazioni paleolimnologiche;
4. dati storici se disponibili;
5. il giudizio esperto.

Se da un lato la Linea Guida suggerisce che il primo approccio è quello preferibile, dall'altro indica che l'approccio spaziale può essere usato solo quando vi è una prevalenza di corpi idrici poco disturbati, mentre quando la maggior parte dei corpi idrici sono fortemente impattati è preferibile l'utilizzo dell'approccio modellistico. Quest'ultimo, però, richiede una buona conoscenza delle relazioni numeriche tra le pressioni antropiche e la risposta dell'ecosistema.

Il giudizio esperto va tenuto come ultima risorsa, nel caso che nessun altro approccio sia applicabile, e deve essere comunque sottoposto ad un processo di validazione.

Nel caso specifico dei laghi italiani, si può affermare che per un numero consistente di tipologie la maggior parte degli ambienti sono impattati o fortemente impattati (Salmaso et al. 2007, Tartari et al. 2000, 2002), ed è quindi preferibile applicare l'approccio modellistico. Al contrario, le procedure di intercalibrazione nell'ambito dell'attività REFCOND hanno dato la preferenza all'approccio spaziale, in contrasto con le indicazioni della Linea Guida citata, con grosse difficoltà applicative soprattutto per i Paesi Mediterranei, dove per ragioni climatiche il numero di laghi è molto ridotto, e la maggior parte di essi sono fortemente impattati. Nonostante questo, le procedure di intercalibrazione hanno fornito dei valori di riferimento per diverse metriche, che sono state, o stanno per essere, inserite in Decisioni della Commissione Europea con valore legale vincolante per gli Stati Membri.

In questo rapporto verrà tentata un'applicazione dell'approccio modellistico, quello ritenuto più adatto ai laghi italiani, e i risultati verranno confrontati con quelli prodotti dall'intercalibrazione REFCOND, e recepiti dal Decreto Ministeriale 8 novembre 2010, n. 260, che, come si è detto, si basano sul metodo spaziale.

Gli indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani (Marchetto et al. 2011) sono per lo più riferiti ad una stessa pressione antropica, l'eutrofizzazione, che è ancora quella principale per i laghi italiani (si veda ad esempio Mosello et al. 2010).

L'eutrofizzazione è una condizione di ricchezza di sostanze nutritive che comporta un aumento significativo della produzione vegetale. Applicata ai laghi, dove l'elemento limitante è generalmente il fosforo o l'azoto, indica un arricchimento in sali nutritivi provenienti da fonti naturali o antropiche, come i fertilizzanti, alcuni tipi di detersivo, scarichi civili o industriali.

Questo arricchimento causa l'aumento della biomassa e della produzione delle alghe, che non sono completamente consumate dai consumatori

primari. I resti delle alghe in senescenza e i prodotti metabolici dei consumatori primari sono soggetti a degradazione batterica, con un aumentato consumo di ossigeno.

In un lago stratificato, le acque profonde non possono rinnovare le loro riserve di ossigeno durante la stagione estiva, quando l'attività metabolica è maggiore, e la riduzione o la mancanza di ossigeno nelle acque profonde crea numerosi scompensi, tra cui il più evidente è la possibile moria di pesci. Altri fenomeni indesiderati legati all'anossia delle acque profonde sono la liberazione di ammoniaca, metano e acido solfidrico.

Nel corso dell'eutrofizzazione si può riscontrare anche un cambiamento nelle specie algali dominanti, con il prevalere dei cianobatteri, un gruppo di organismi particolarmente problematico perché può conferire all'acqua un odore sgradevole, ma soprattutto perché diverse specie possono produrre tossine estremamente pericolose per l'uomo e per gli altri animali (si veda a proposito Lucentini e Ottaviani, 2011).

Nella gestione dell'eutrofizzazione, il controllo della disponibilità di fosforo è essenziale per due motivi: da una parte il fosforo è l'elemento limitante per la maggior parte dei laghi italiani (Gaggino e Cappelletti, 1984), d'altra parte quando l'elemento limitante è l'azoto, come nel caso di laghi soggetti ad un apporto notevole di fosforo, la produzione primaria può essere sostenuta da cianobatteri azotofissatori che possono utilizzare direttamente l'azoto molecolare dell'atmosfera (si veda ad esempio Morabito 2000). Ne consegue che il controllo del livello di fosforo è l'azione più determinante per la limitazione dello stato trofico di un lago.

Dal momento che, come si è detto, gli indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi italiani (Marchetto et al. 2011) sono per lo più riferiti all'eutrofizzazione, essi sono generalmente correlati con la concentrazione di fosforo nel lago. Utilizzando queste correlazioni, è quindi possibile individuare un valore teorico dei diversi indici in funzione dello stato trofico del lago, a seconda del tipo lacustre specifico.

Perciò in questo rapporto la modellizzazione delle condizioni di riferimento avverrà secondo due passi: la valutazione modellistica dei livelli naturali di fosforo e la stima dei valori corrispondenti degli indici di qualità biologica.

2. METODI

2.1. Stima dei livelli naturali di fosforo

La concentrazione di fosforo in un lago è determinata principalmente dagli apporti (carichi) dall'esterno, cioè dal bacino imbrifero e dall'atmosfera, e solo parzialmente dal cosiddetto "carico interno", che consiste principalmente nel rilascio di fosforo dai sedimenti. Quest'ultimo avviene generalmente in caso di anossia delle acque profonde. Salvo il caso estremo di laghi permanentemente stratificati (meromittici), si può assumere che in condizioni di riferimento le acque profonde siano ossigenate e che il carico interno sia quindi trascurabile.

I modelli per la stima dei livelli di fosforo si basano quindi su una stima del carico esterno accoppiata ad una descrizione quantitativa più o meno sofisticata del comportamento del fosforo all'interno del lago (si veda ad esempio Imboden 1974). Per uno stesso lago possono essere applicati diversi modelli che descrivono in modo più o meno complesso il ciclo biogeochimico del fosforo, e che richiedono la conoscenza di un numero di parametri via via più elevato quanto più la complessità del modello aumenta (si veda ad esempio Seo e Canale, 1995).

Volendo applicare un modello all'insieme dei laghi italiani, si evidenzia subito il piccolo numero di laghi per cui sono disponibili informazioni di dettaglio sufficienti all'applicazione di un modello complesso, e si deve quindi ricorrere a modelli più semplici, che richiedano un numero ridotto di informazioni ambientali.

Il carico esterno di fosforo nella maggior parte dei casi è legato ad un apporto antropico, sia in forma di scarichi urbani o industriali nel lago o nei suoi immissari, sia in forma di dilavamento dei suoli agricoli. In ambienti indisturbati, invece, il fosforo deriva dal dilavamento dei suoli ed eventualmente dal rilascio delle formazioni glaciali e periglaciali, e la

differenza nei tassi di rilascio da un bacino imbrifero all'altro dipende sostanzialmente dalle caratteristiche geologiche del sedimento.

Il carico di fosforo in entrata al lago può essere stimato in dettaglio attraverso analisi chimiche delle acque degli emissari (ad es. Mosello e De Giuli. 1982). Tuttavia alcuni studi hanno mostrato che in bacini imbriferi poco disturbati esiste una proporzionalità tra il rilascio di fosforo e la solubilità dei minerali (Ryder et al. 1974). Quest'ultima può essere a sua volta stimata attraverso l'alcalinità o la conducibilità elettrica delle acque del lago, due variabili che integrano e rappresentano il complesso dei processi di dissoluzione dei minerali nel bacino imbrifero.

Oltre al carico in ingresso, il contenuto di fosforo nei laghi è fortemente controllato dai fenomeni fisici, chimici e biologici che avvengono all'interno del lago stesso. Nei laghi eutrofici, i processi biochimici legati alla sedimentazione della materia organica, al ciclo del detrito e al rilascio di fosforo dai sedimenti possono avere un'importanza preponderante. Tuttavia nei laghi oligotrofici, come la maggior parte dei siti di riferimento, i fenomeni di tipo fisico e chimico sono prevalenti.

Se alcuni modelli descrivono in dettaglio i fenomeni che avvengono interno al lago, altri modelli sono costruiti intorno a semplici parametri morfometrici che a loro volta controllano l'intensità dei processi bio-geochimici. In particolare i parametri più utilizzati sono la profondità media (Rawson, 1952; Vollenweider & Kerekes 1982; Vighi e Chiaudani 1985; Cardoso et al. 2007), il tempo di ricambio (Vollenweider & Kerekes 1982) e l'altitudine (Cardoso et al. 2007).

Tra questi ha un particolare ruolo la profondità media, da cui dipendono tra l'altro la possibilità di una stratificazione termica e l'importanza dei fenomeni di sedimentazione.

Si deve comunque notare che la maggior parte di questi modelli trascurano il carico di fosforo proveniente dalle acque sotterranee. Questo può essere in alcuni casi notevole, ma per i casi riportati in Italia è legato al rilascio in falda di fertilizzanti utilizzati nelle aree agricole circostanti il lago, e quindi la sua intensità in condizioni di riferimento può essere considerata trascurabile.

Tra questi modelli più semplici, il cosiddetto “modello di Vollenweider” (Vollenweider & Kerekes 1982) è quello che meglio tiene in conto le caratteristiche morfometriche dei laghi, ed è stato applicato con successo a diversi laghi italiani, sia validandolo con i dati di carico attuali, sia utilizzandolo per prevedere lo stato trofico in funzione degli interventi di risanamento (ad es. Mosello 1989, Garibaldi et al. 1999). Tuttavia l'applicazione di questo modello richiede la conoscenza del tempo di ricambio teorico delle acque del lago, informazione che non è disponibile per molti laghi naturali, in quanto non viene misurata la portata in uscita dal lago. In assenza di questi dati, i modelli applicabili alla generalità dei laghi italiani sono l'indice MEI (Indice morfo-edafico, Vighi e Chiaudani 1985), e il recente modello proposto da Carroso et al. (2007), che utilizza i dati raccolti per l'intercalibrazione ECOSTAT, come parte della procedura di implementazione comune della WFD.

Nel 1985, Vighi e Chiaudani proposero di stimare il fosforo “di fondo” (cioè il livello di riferimento) a partire dal cosiddetto Indice Morfo-Edafico (MEI), cioè il rapporto tra l'alcalinità (Alk, in meq l⁻¹), o la conducibilità (Cond, in µS cm⁻¹) delle acque e la profondità media del lago (\bar{z} , in m). Utilizzando un gruppo di 53 laghi Europa e America settentrionale, non suddivisi in tipi diversi, questi ricercatori costruirono le seguenti rette di regressione:

$$\log_{10}[\text{TP}] = 0.75 + 0.27 \cdot \log_{10} \frac{\text{Cond}}{\bar{z}}$$

e

$$\log_{10}[\text{TP}] = 1.48 + 0.33 \cdot \log_{10} \frac{\text{Alk}}{\bar{z}}$$

Nell'articolo di Vighi e Chiaudani (1985), sono presentate anche equazioni calcolate separatamente sui laghi europei ed americani del loro data set. Tuttavia, il numero minore di laghi comporta un errore di predizione più elevato, per cui non si ritiene utile utilizzare tali relazioni in questo rapporto. Successivamente, Cardoso et al. (2007) ripresero lo stesso concetto, ma a partire da più di 500 laghi campionati durante il progetto europeo

"REBECCA", e selezionati in quanto siti di riferimento. A differenza di Vighi e Chiaudani (1985) che avevano ricercato relazioni valide per tutti i laghi, Cardoso et al. (2007) hanno ricavato diverse equazioni regionali, tra cui una per la regione alpina, mentre non sono state sviluppate equazioni specifiche per l'area mediterranea.

Le equazioni regionali per l'area alpina considerano, oltre ai parametri usati per l'indice morfoedafico, anche l'altitudine del lago (alt, in m):

$$\log_{10}[\text{TP}] = 1.03 - 0.08 \cdot \log_{10} \text{alt} - 0.13 \log_{10} \bar{z} + 0.24 \cdot \log_{10} \text{Alk}$$

2.2. Relazioni tra il livello di fosforo e gli indici biologici

2.2.1 Concentrazione di clorofilla a

La concentrazione di clorofilla *a* è un buon indicatore della 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 due 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

2.2.2. 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.

Secondo la legislazione nazionale, questo indice deve essere utilizzato per tutti i laghi italiani, ad esclusione dei grandi laghi profondi, dove viene sostituito dall'indice $PTI_{species}$. Tuttavia l'indice è stato calibrato su laghi della tipologia L-AL4: laghi di media e bassa altitudine (200-800 m) calcarei (alcalinità > 1 meq/l), con superficie maggiore di 0,5 km², e profondità media < 15 m, attraverso l'uso del l'intero dataset del Gruppo Geografico di Intercalibrazione (GIG) alpino.

L'indice si basa sul calcolo della media ponderata (*niche centroid*, ter Braak e Verdonschot 1995) dell'abbondanza (Y_{ik}) delle specie k rispetto al gradiente di fosforo totale (TP_i) per tutti gli i laghi. Questi valori rappresentano l'indice trofico per ogni specie (TI_k). Più questo indice è elevato, maggiore è la qualità trofica della specie. Prima del calcolo dei TI_k , le concentrazioni di fosforo totale sono state trasformate in valori logaritmici e riscalate da 1 a 5.

$$TI_k = \sum_{i=1}^n \frac{Y_{ik}}{Y_{+k}} TP_i$$

In seguito si calcola la tolleranza (t_k), che indica la bontà della specie come indicatore: più è alta la tolleranza, meno precisa è la specie come indicatrice. La tolleranza è stata calcolata come

$$t_k = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{Y_{ik}}{Y_{+k}} (TP_i - TI_k)^2}$$

Infine, il valore di PTI_{ot} per lago si ottiene da:

$$PTI_{ot} = \frac{\sum a_i Tl_k v_i}{\sum a_i v_i}$$

dove

a_i = abbondanza della specie i , espressa come frazione del biovolume medio annuale della specie i sul totale

Tl_k = indice trofico della specie i

v_i = valore indicatore (tolleranza) della specie i (da 1 to 4)

L'indice PTI_{ot} risulta fortemente correlato con la concentrazione di fosforo, secondo la relazione mostrata in Fig. 1:

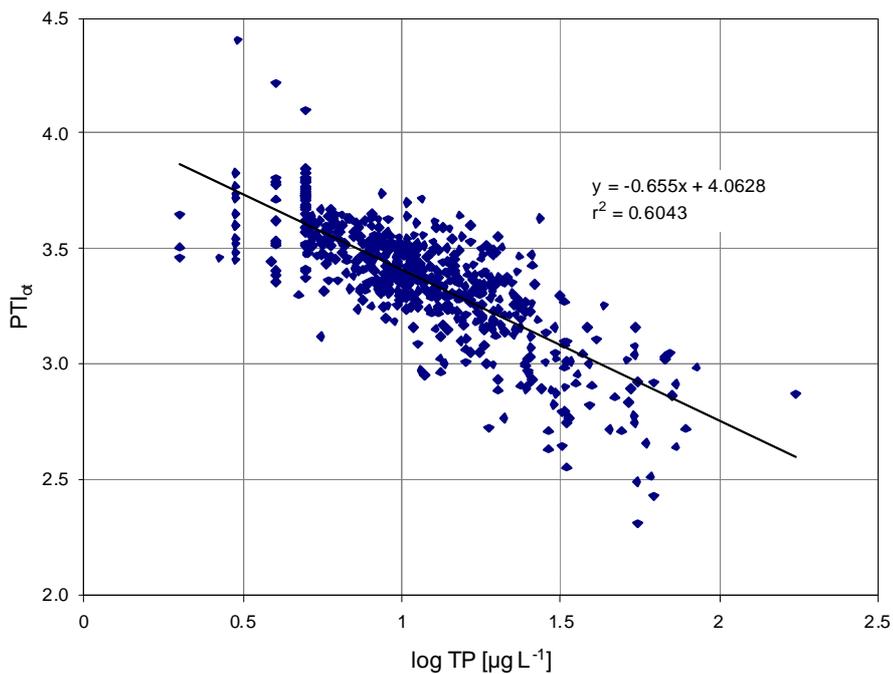


Fig. 1. Correlazione tra i valori dei PTI_{ot} calcolati per i laghi dell'intero GIG alpino ed il log TP (tratto da Marchetto et al. 2011)

2.2.3. Indice fitoplanctonico $PTI_{species}$

L'indice $PTI_{species}$ (Salmaso et al., 2006) è 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.

Esso è stato ricavato dall'applicazione dell'analisi canonica delle corrispondenze applicata ad un dataset omogeneo di dati dei laghi profondi sudalpini (Salmaso et al., 2003). In quella pubblicazione sono listati i pesi trofici indicati delle singole specie (Salmaso et al., 2003), assegnati nell'intervallo 1-5.

Per ogni lago, il valore dell'indice è ricavato dalla media ponderata, rispetto al logaritmo (+1) del biovolume medio annuale (b_i), dei pesi trofici (w_i) di tutte le specie, o dell'ordine corrispondente in caso di assenza della specie, secondo la formula:

$$PTI_{species} = \frac{\sum w_i b_i}{\sum b_i}$$

Nella figura 2 viene mostrata la correlazione tra il logaritmo della concentrazione di fosforo totale ed i valori dell'indice $PTI_{species}$, calcolato per i singoli laghi/anno dell'intero GIG Alpino.

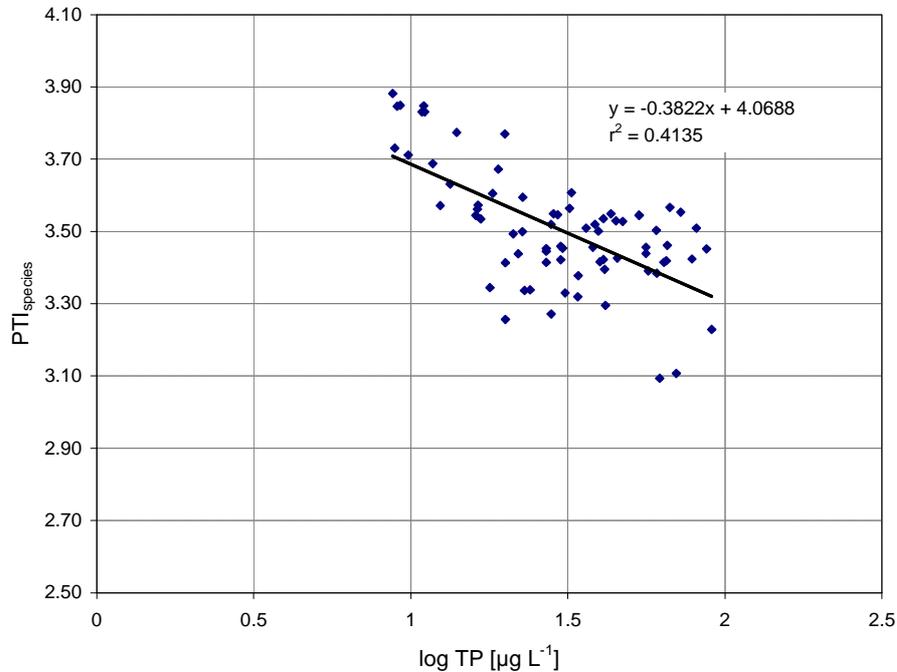


Fig. 2. Correlazione tra i valori di $PTI_{species}$ dei laghi grandi e profondi dell'intero GIG alpino ed il log TP. (tratto da Marchetto et al. 2011)

2.2.5. Indice macrofitico

L'indice di qualità basato sulle macrofite (*MacroIMMI*) è più complesso rispetto ai precedenti, in quanto si tratta di un indice multimettrico (Marchetto et al. 2011). Esso richiede la conoscenza delle specie presenti e, in alcuni casi, della massima profondità di crescita.

Il punteggio (o *score*) trofico (s_k) viene calcolato dal valore di abbondanza di ciascuna specie (A_k) rinvenuta nel lago e dal valore trofico (v_k) della stessa specie, che varia a seconda dell'alcalinità delle acque.

$$s_k = \frac{\sum A_k \cdot v_k}{\sum A_k}$$

A partire dalla frequenza (f_k), intesa come rapporto percentuale tra il numero di punti con vegetazione (n_k) e il numero totale di punti (n_{tot}) campionati con e senza vegetazione compresi entro la massima profondità di crescita, sarà possibile calcolare la frequenza delle specie sommerse ($f_{k\ som}$), delle specie esotiche ($f_{k\ exot}$), e la diversità (S_d) attraverso le seguenti formule:

$$som = \sum \left(\frac{f_{k\ som}}{\sum f_k} \cdot 100 \right)$$

$$exot = 100 - \sum \left(\frac{f_{k\ exot}}{\sum f_k} \cdot 100 \right)$$

$$S_d = \left[1 - \sum \left(\frac{\frac{f_k}{\sum f_k} \cdot 100}{100} \right)^2 \right] \cdot 100$$

Le singole metriche calcolate per permettere il calcolo dell'indice dovranno essere poi normalizzate secondo la seguente formula:

$$v_{norm} = \frac{v_m - v_{min}}{v_{max} - v_{min}}$$

dove per v_m si intende il valore ottenuto per il corpo idrico in oggetto, per v_{min} il valore del limite di classe tra la cattiva e la pessima e per v_{max} il valore del limite di classe tra l'alta e la buona.

L'indice si calcola come valore medio delle metriche sopra descritte (per i laghi di tipologia L-AL4) secondo la seguente formula:

$$MacroIMMI = \frac{som + exot + S_d + s_k}{4}$$

per i laghi di tipologia L-AL3, L-AL5 e L-AL6, a tale calcolo sarà necessario aggiungere la massima profondità di crescita (z_{c-max}) secondo la formula:

$$MacroIMMI = \frac{som + exot + S_d + s_k + z_{c-max}}{5}$$

Anche nel caso dell'indice MacroIMMI, esiste una buona correlazione tra l'indice biologico e il logaritmo della concentrazione di fosforo, come visibile dalla fig. 3.

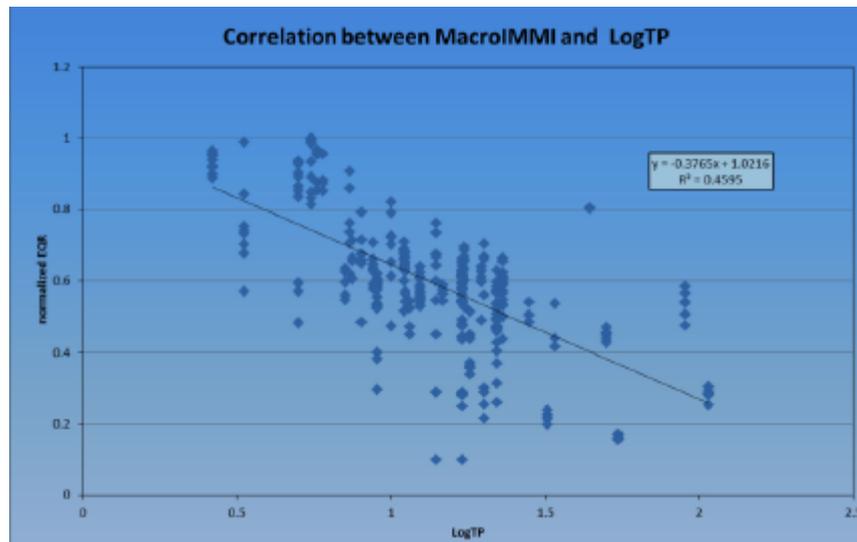


Fig. 3. Correlazione tra i valori di MacroIMMI il log TP (tratto da Oggioni et al. 2011).

Oltre all'indice MacroIMMI, il Decreto Ministeriale 8 novembre 2010, n. 260 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.

2.2.6. Indici macrobentonico e ittico.

Per quanto riguarda l'indice di qualità basato sui macroinvertebrati bentonici (Fig. 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.

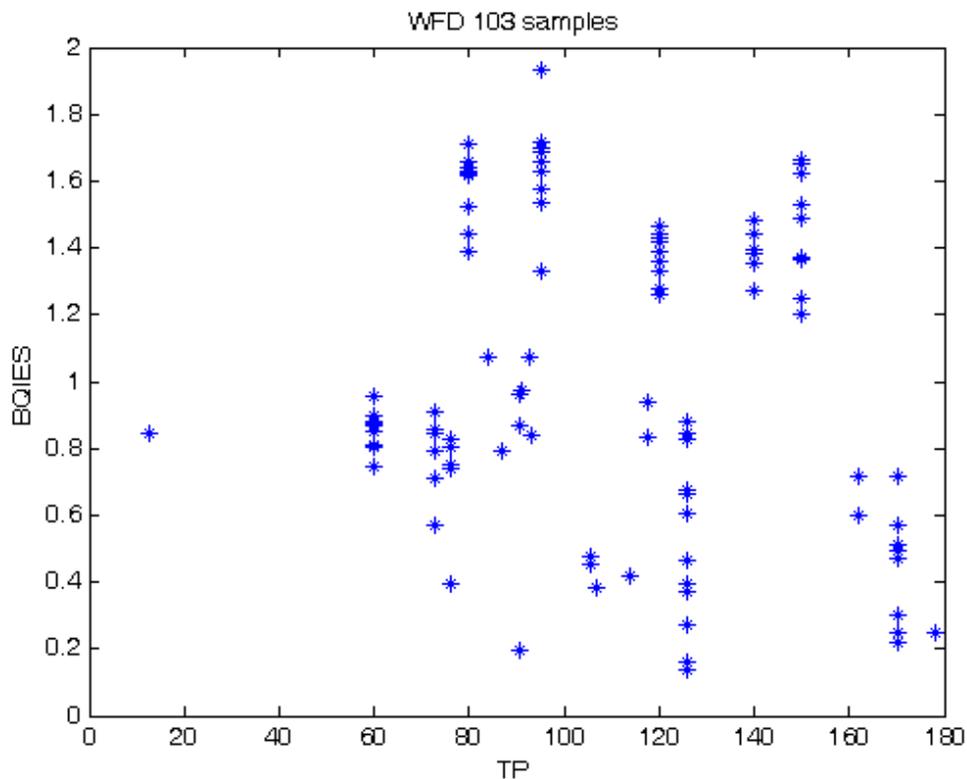


Fig. 4 – Relazione tra l'indice macrobentonico BQIES e con l'indice di stato trofico con la concentrazione di fosforo (, Rossaro dati non pubblicati)

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.

3. RISULTATI

3.1. Stima del livello di riferimento di fosforo

In Italia ci sono solo 57 laghi naturali con superficie maggiore di 0,5 km² e quindi considerati “copri idrici significativi” secondo il D. Lgs. 152/1999 che anticipa parte dei contenuti della Direttiva 2000/60/EC.

Di questi 57 laghi naturali, in questo deliverable non vengono considerati i 3 laghi di Mantova, che sono in realtà parte del Fiume Mincio. Inoltre sono stati considerati anche i laghi Sirio e Baratz, nonostante la loro superficie sia poco inferiore al limite di 0,5 km², perché inclusi nel progetto InHabit.

Una lista completa dei laghi considerati è riportata in tabella 2, suddivisi nei tipi previsti dal Decreto Ministeriale 16 giugno 2008, n. 131. Non tutti i tipi definiti nel decreto sono coperti nella lista, in quanto alcuni tipi sono rappresentati soltanto da invasi.

I tipi qui considerati sono elencati nella tabella 1.

Tabella 1 – Tipi lacustri definiti dal D.M. 131/2008 rappresentati da laghi naturali.

N.: numero di laghi con superficie maggiore di 0,5 km².

L'asterisco indica che per la classi AL-6 e ME-2 nell'elaborazione successiva è stato utilizzato un lago con superficie minore di tale limite (vedi testo)

Tipo	Breve descrizione	N.
AL-3	Grandi laghi subalpini	5
AL-4	Laghi sudalpini polimittici	1
AL-5	Laghi sudalpini poco profondi (profondità media fino a 15 m)	13
AL-6	Laghi sudalpini profondi (profondità media oltre a 15 m)	14*
AL-7	Laghi alpini poco profondi in bacino calcareo	1
AL-8	Laghi alpini profondi in bacino siliceo	1
AL-9	Laghi alpini poco profondi in bacino calcareo	2
AL-10	Laghi alpini profondi in bacino siliceo	1
ME-1	Laghi mediterranei polimittici	1
ME-2	Laghi mediterranei poco profondi in bacino calcareo	6*
ME-4	Laghi mediterranei profondi in bacino calcareo	2
ME-7	Laghi vulcanici profondi	6
S	Laghi salmastri non comunicanti con il mare (paleosalini)	1

Tabella 2 – Lista dei laghi considerati in questo deliverable. (*) area minore di 0,5 km²

Lago	Tipo	Lago	Tipo
Como	AL-3	Mezzola	AL-6
Garda	AL-3	Monate	AL-6
Iseo	AL-3	Morto	AL-6
Lugano	AL-3	Orta	AL-6
Maggiore	AL-3	Sirio (*)	AL-6
Fimon	AL-4	Viverone	AL-6
Alserio	AL-5	Alleghe	AL-7
Annone Est	AL-5	S.Valentino della Muta	AL-8
Annone Ovest	AL-5	Molveno	AL-9
Avigliana Piccolo	AL-5	Tovel	AL-9
Caldaro	AL-5	Resia	AL-10
Candia	AL-5	Montepulciano	ME-1
Cavazzo	AL-5	Baratz (*)	ME-2
Comabbio	AL-5	Chiusi	ME-2
Endine	AL-5	Lungo (Rieti)	ME-2
Piano	AL-5	Piediluco	ME-2
Pusiano	AL-5	Ripasottile	ME-2
Toblino	AL-5	Trasimeno	ME-2
Varese	AL-5	Canterno	ME-4
Avigliana Grande	AL-6	Scanno	ME-4
Caldonazzo	AL-6	Albano	ME-7
Cavedine	AL-6	Bolsena	ME-7
Garlate	AL-6	Bracciano	ME-7
Idro	AL-6	Martignano	ME-7
Ledro	AL-6	Nemi	ME-7
Levico	AL-6	Vico	ME-7
Mergozzo	AL-6	Pergusa	S

Per tutti i laghi considerati, è stata calcolata la concentrazione “naturale” di fosforo, utilizzando sia le due formulazioni dell’indice MEI che una delle formulazioni dell’indice proposto da Cardoso et al. (2007). In entrambi i casi, i dati necessari per l’applicazione degli indici sono stati ricavati dalla banca dati dei laghi italiani LIMNO, curata congiuntamente dall’Istituto di Ricerca sulle Acque e dall’Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR e che rappresenta alla data odierna la fonte più affidabile di dati sull’insieme dei laghi italiani (Pagnotta et al. 2006)

I risultati di questo esercizio sono riportati nella figura 4, che mostra come le stime del modello MEI sono sempre più elevate di quelle del modello REBECCA, che è stato calibrato sulla base di un data set più grande di siti di riferimento. Tra le due formulazioni dell’indice MEI, quella che utilizza la conducibilità produce sistematicamente valori più bassi rispetto a quella che utilizza l’alcalinità. Nel seguito di questo rapporto si utilizzerà solo la prima versione, in quanto gli autori hanno fondati dubbi sulle possibili differenze di significato tra l’alcalinità utilizzata per la calibrazione del modello, in rapporto con quella misurata nei laghi italiani. Infatti il termine “alcalinità” indica in generale la quantità di acido necessaria a neutralizzare una soluzione, ma può essere misurata con tecniche diverse, che danno risultati notevolmente diversi tra loro. Per una discussione della misura dell’alcalinità nelle acque dolci si rimanda a Serrini et al. (1995) e Marchetto et al. (1997).

Si noti che nel caso dei laghi grandi e profondi (AL-3), i risultati dei 3 modelli sono relativamente vicini, mentre le differenze tra i modelli sono particolarmente evidenti per i laghi poco profondi (AL-4 e 5, ME-1 e 2)

Nella figura 4 sono anche riportati i valori di fosforo totale misurati alla circolazione in alcuni laghi che, sulla base delle informazioni disponibili, possono essere considerati poco interessati dall’inquinamento, e che sono quindi in condizioni simili a quelle di riferimento per questa variabile. Si tratta dei laghi di Monate, Mergozzo ed Orta (AL-6), di Tovel (AL-9) e di Bracciano e Martignano (ME-7). La scelta di questi siti non corrisponde alla lista dei siti di riferimento scelti dalle Regioni e Province autonome, ma è stata fatta sulla valutazione di un giudizio esperto, confrontando le conoscenze degli autori

su questi laghi con quelle del personale delle Agenzie Regionali e Provinciali per la Protezione dell'Ambiente.

Inoltre sono stati riportati i valori di riferimento di fosforo stimati a partire dall'abbondanza relativa delle diatomee sedimentarie (Wunsam & Schmidt, 1995) per i laghi italiani per i quali questa informazione era disponibile negli archivi dell'ISE.

Come si può facilmente vedere, le concentrazioni di fosforo misurate o stimate attraverso le diatomee si situano tra le stime dei due modelli "Rebecca" e "MEI conducibilità", anche se per lo più in corrispondenza con le stime del modello "Rebecca". Le stime di questi due modelli possono quindi essere considerati come i due estremi di un intervallo entro il quale è probabile che si collochi il livello di riferimento di fosforo.

Sulla base di questi valori, nel seguito verranno stimati i valori degli indici di qualità ecologica.

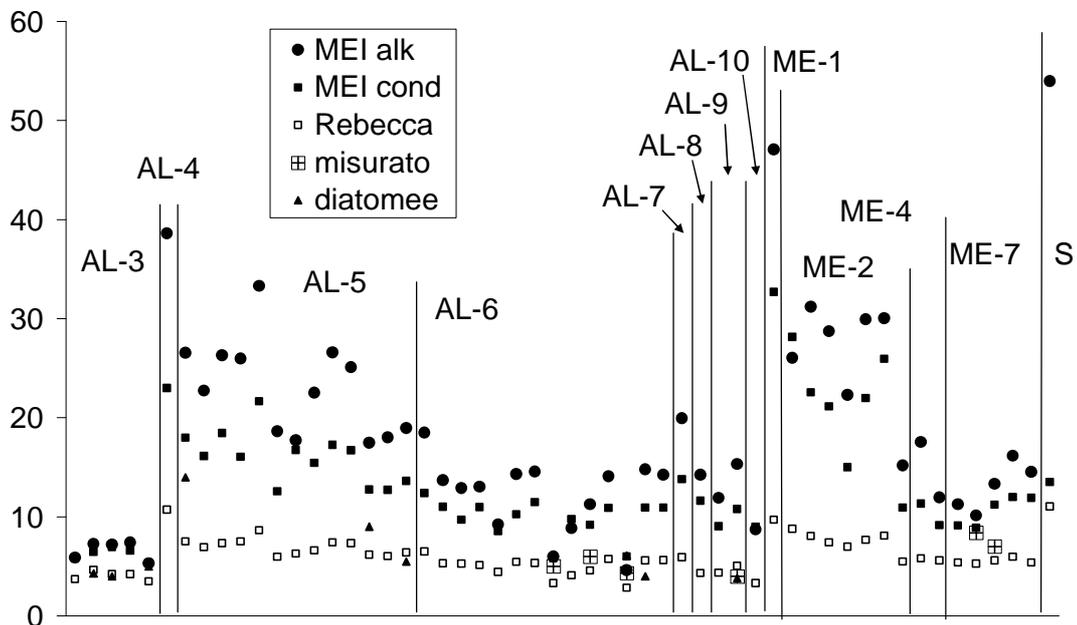


Fig. 4 - Valori di riferimento di fosforo ($\mu\text{g L}^{-1}$) stimati dai modelli MEI e Rebecca per i laghi italiani, confrontati con i valori misurati in alcuni di essi (vedi testo)

3.2. Stima del livello di riferimento di clorofilla a

Una stima dei livelli di riferimento di clorofilla a può essere ricavata dalla stima dei livelli di riferimento di fosforo applicando una delle numerose relazioni fosforo-clorofilla riportate nella letteratura scientifica. Come si è già detto, in questo report abbiamo usato le relazioni pubblicate da Phillips et al. (2008), 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.

Come già detto, dal momento che nel dataset di ECOSTAT i laghi Mediterranei erano sottorappresentati, abbiamo utilizzato le equazioni più generali, costruite sulla base dell'intero data set dei laghi europei.

Si tratta di tre equazioni differenti valide rispettivamente per tutti i laghi mediamente più profondi di 15 m, per quelli poco profondi su substrato calcareo e per quelli poco profondi su substrato siliceo.

Il risultato di questo esercizio è presentato in figura 5, insieme ad alcuni valori misurati in laghi poco impattati dall'attività umana, in particolare i laghi di Mergozzo, Monate, Orta e Bracciano.

Come si può vedere, i valori di clorofilla stimati a partire dal livello di fosforo ottenuto con il modello "Rebecca" sono sempre minori o prossimi ai valori di riferimento riportati dal D.M. 260/2010.

Al contrario, nel caso delle stime dei livelli di fosforo ottenute attraverso il modello "MEI conducibilità", i valori di riferimento di clorofilla così stimati si collocano al di sopra dei valori di riferimento riportati dal D.M. 260/2010, ed in genere nell'ambito di valori corrispondente alle classi di qualità elevata e buona. Tuttavia, ma solo nel caso dei tipi ME-1 e ME-2, i valori di riferimento così stimati sono tali da far classificare alcuni laghi addirittura in classe "sufficiente" secondo il D.M. 260/2010. Ne consegue che per questi laghi è essenziale verificare che la classificazione qualitativa ottenuta attraverso la concentrazione di clorofilla rappresenti correttamente la qualità ecologica del corpo idrico.

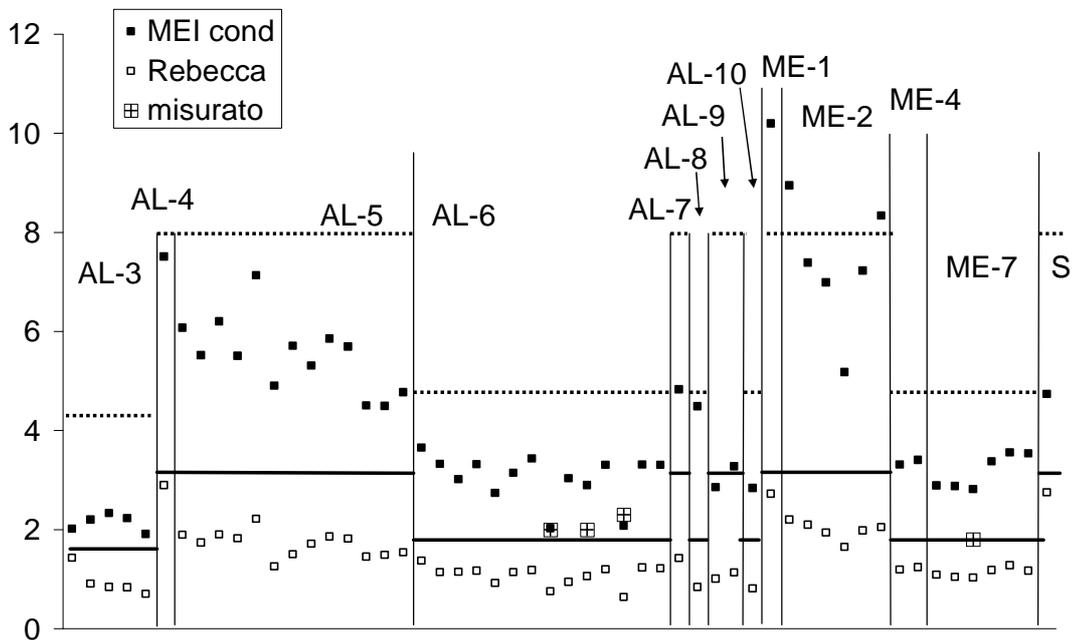


Fig. 5 - Valori di riferimento di clorofilla a ($\mu\text{g L}^{-1}$) stimati a partire dalla concentrazione di fosforo ottenuta con i modelli MEI e Rebecca per i laghi italiani, confrontati con i valori misurati in alcuni di essi. Le linee orizzontali continue indicano le condizioni di riferimento definite dal D.M. 260/2010 per i grandi laghi ($1,8 \mu\text{g L}^{-1}$), per i laghi profondi ($1,9 \mu\text{g L}^{-1}$) e poco profondi ($3,3 \mu\text{g L}^{-1}$), quelle tratteggiate il limite tra le classi buona e sufficiente per i grandi laghi ($4,2 \mu\text{g L}^{-1}$), per i laghi profondi ($4,7 \mu\text{g L}^{-1}$) e poco profondi ($8,0 \mu\text{g L}^{-1}$).

3.3. Stima del valore di riferimento degli indici fitoplanctonici PTI

Anche nel caso degli indici fitoplanctonici, una stima dei livelli di riferimento può essere ricavata dalla stima dei livelli di riferimento di fosforo applicando le relazioni fosforo-indice presentate da Marchetto et al. (2011).

La figura 6 riporta quindi i valori di riferimento di $\text{PTI}_{\text{species}}$ per i laghi del tipo AL-3 e PTI_{ot} per tutti i laghi, stimati a partire dalla concentrazione di fosforo ottenuta con i modelli MEI e Rebecca.

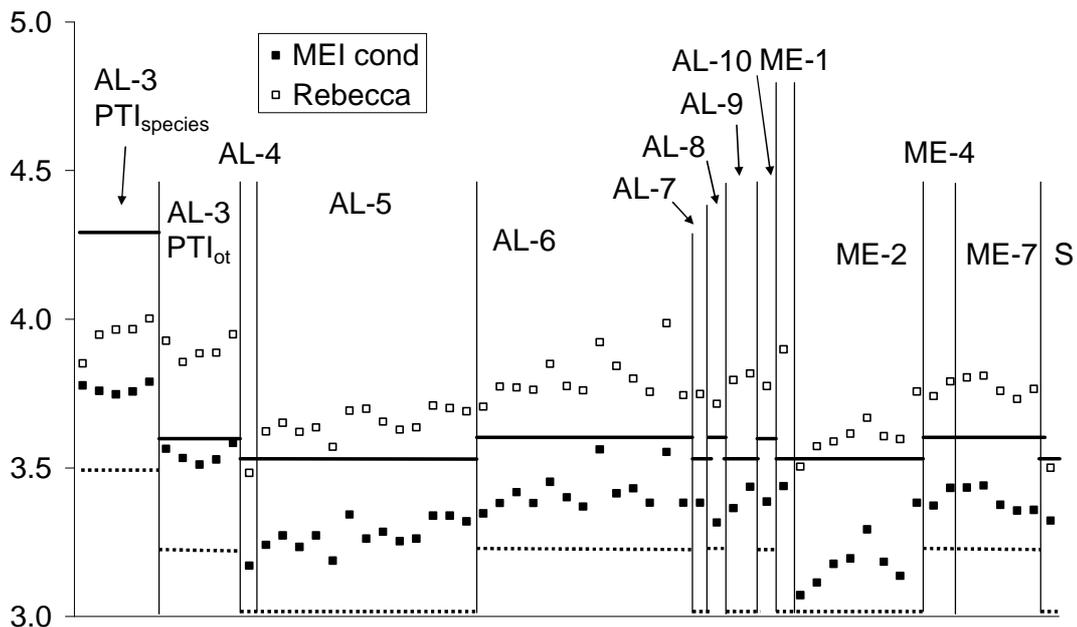


Fig. 6 - Valori di riferimento di PTI_{ot} (e $PTI_{species}$ per il tipo AL-3) stimati a partire dalla concentrazione di fosforo ottenuta con i modelli MEI e Rebecca per i laghi italiani. Le linee orizzontali continue indicano le condizioni di riferimento definite dal D.M. 260/2010 per i grandi laghi ($PTI_{species}$ 3,10, PTI_{ot} 3,61), per i laghi profondi (3,61) e poco profondi (3,55), quelle tratteggiate il limite tra le classi buona e sufficiente per i grandi laghi ($PTI_{species}$ 3,50, PTI_{ot} 3,22), per i laghi profondi (3,22) e poco profondi (3,01).

Nel caso dell'indice PTI_{ot} , i risultati sono simili a quelli ottenuti per la clorofilla *a*: i valori dell'indice stimati a partire dal livello di fosforo ottenuto con il modello "Rebecca" sono prossimi, o al di sopra, dei valori di riferimento riportati dal D.M. 260/2010, mentre quelli ottenuti a partire dalle stime dei livelli di fosforo del modello MEI si collocano al di sotto dei valori di riferimento riportati dal D.M. 260/2010, ma ancora nell'ambito di valori corrispondente alle classi di qualità elevata e buona.

Per quanto riguarda l'indice $PTI_{species}$, le stime delle condizioni di riferimento ottenute a partire dalle concentrazioni di riferimento di fosforo sulla base dei due modelli sono relativamente prossime, rientrano nell'ambito di variazione delle classi elevata e buona, ma sono più basse rispetto ai valori di riferimento dell'indice $PTI_{species}$ riportati dal D.M. 260/2010.

3. CONCLUSIONI E SUGGERIMENTI

Dall'esame dei modelli disponibili per un'applicazione semplice e generalizzata sul territorio nazionale, è emerso che i valori di riferimento per la clorofilla e l'indice fitoplanctonico PTI_{ot} e i relativi limiti di classe riportati nel D.M. 260/2010 sono ragionevolmente simili ai valori che possono essere stimati attraverso i modelli statistici dell'eutrofizzazione e le relazioni tra le concentrazioni di fosforo e gli indici.

Tuttavia va fatto notare che per i laghi profondi l'indice $PTI_{species}$ appare troppo pessimistico, e pertanto se ne sconsiglia l'uso, consigliando di adottare l'indice PTI_{ot} per tutti i laghi italiani. Questo permetterebbe anche di risolvere il frequente problema di attribuire nuovi pesi trofici alle specie che compaiono via via nei conteggi dei campioni dei laghi profondi subalpini, pur non essendo riportate nella lista originaria dell'indice $PTI_{species}$.

Nel caso dei laghi poco profondi, soprattutto per i tipi ME-1 e ME-2, si raccomanda inoltre di verificare caso per caso, attraverso una modellistica più precisa o attraverso metodi paleolimnologici, il valore di fosforo naturale di ogni singolo lago, per evitare di sottostimarne i livelli ponendosi di conseguenza degli obiettivi di risanamento irrealistici.

Per quanto riguarda gli altri elementi di qualità biologica (macrofite, macroinvertebrati e pesci), i dati in nostro possesso non indicano una relazione diretta con i livelli di fosforo, e quindi la stima dei valori di riferimento non può essere effettuata utilizzando i correnti modelli statistici.

BIBLIOGRAFIA

- Cardoso, A.C., A. Solimini, G. Premazzi, L. Carvalho, A. Lyche e S. Rekolainen. 2007. Phosphorus reference concentrations in European lakes. *Hydrobiologia*. 584: 3-12.
- Gaggino, G.F. e E. Cappelletti. 1984. Catasto dei laghi italiani. Quaderni Ist. Ric. Acque, 72: 974 pp
- Garibaldi, L., V. Mezzanotte, M. C. Brizzio, M. Rogora e R. Mosello. 1999. The trophic evolution of Lake Iseo as related to its holomixis. *J. Limnol.*, 58: 10-19.
- Hughes, R. M., 1995. Defining Acceptable Biological Status by Comparing with Reference Conditions. In: *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, W. Davis and T. Simon (Editors). Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 31-47.
- Imboden, D.M. 1974. Phosphorus model of lake eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 19: 297-304.
- Lucentini, L. e M. Ottaviani, 2001. Cianobatteri in acque destinate a consumo umano. Stato delle conoscenze per la valutazione del rischio. Volume 1. Rapporti Istituto Superiore Sanità 11/35, 165 p.
- Marchetto, A., M. Bianchi, H. Geiss, H. Muntau, G. Serrini Lanza, G.A. Tartari & R. Mosello. 1997. Performances of analytical methods for freshwater analysis assessed through intercomparison exercises. I. Total alkalinity. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 56: 1-13.
- 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.
- Morabito, G. 2000. Influenza dei fattori ambientali sulle fioriture di cianobatteri. Rapporto Istituto Superiore Sanità, 00/30: 19-26.
- Mosello, R. 1989. The trophic evolution of Lake Maggiore as indicated by its water chemistry and nutrient loads. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 46: 69-87.
- Mosello, R. e E. De Giuli. 1982. Methods of calculation of chemical loads as applied to Lake Maggiore. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 40: 55-77.
- Mosello, R., W. Ambrosetti, S. Arisci, R. Bettinetti, F. Buzzi, C. Calderoni, E. Carrara, R. De Bernardi, S. Galassi, L. Garibaldi, B. Leoni, M. Manca, A. Marchetto e G. Morabito. 2010. Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) in risposta alle pressioni antropiche e alle variazioni climatiche. *Biol. Amb.*, 24: 167-177.
- Moss, B., P. Johnes e G. Phillips. 1996. The monitoring of ecological quality and the classification of standing water in temperate regions: a review and proposal based on a worked scheme for British waters. *Biol. Rev.*, 71: 301-339.
- Nielsen, K., B. Sørmod, C. Ellegaard e D. Krause-Jensen 2003. Assessing reference conditions according to the European water framework directive using modelling and analysis of historical data: an example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio*, 32: 287-294.
- 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).
- Pagnotta, R., R. de Bernardi e G. Tartari. 2006. - LIMNO: strumento per l'uso e la conservazione degli ambienti lacustri nazionali. In: *Lagune, laghi e invasi artificiali italiani*, Atti dei Convegni Lincei, Bardi Editore: 176-182.

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.

Rawson, D.S. 1952. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 12: 164-175.

REFCOND, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 10. Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. Scaricabile da: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents

Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, K.E. Day e D.M. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. North Am Benthol Soc.*, 16: 833-852,

Ryder, R.A., Kerr S.R., Loftus K.H. e Regier H.A. 1974. The morphoedaphic index as a fish yield estimator: review and evaluation. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31: 663-688.

Salmaso, N., G. Morabito, L. Garibaldi e R. Mosello. 2007. Trophic development of the deep lakes south of the Alps: a comparative analysis. *Arch. Hydrobiol.*, 170: 177-196.

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.

Salmaso, N., G. Morabito, R. Mosello, L. Garibaldi, M. Simona, F. Buzzi e D. Ruggiu. 2003. A synoptic study of phytoplankton in the deep lakes south of the Alps (lakes Garda, Iseo, Como, Lugano and Maggiore). *J. Limnol.*, 62(2): 207-227.

Seo; D-il e R.P. Canale. 1995. Performance, reliability and uncertainty of total phosphorus models for lakes. – I. Deterministic analyses. *Wat. Res.*, 30: 83-94.

Serrini, G., M. Bianchi, H. Geiss, A. Marchetto, L. Morselli, H. Muntau, G. Ser-rini Lanza, G.A. Tartari & R. Mosello. 1995. La determinazione dell'alcalinità nelle acque: metodologie e problematiche. *Acqua & Aria*, 4: 423-430.

Tartari, G., A. Marchetto e D. Copetti. 2000. Qualità delle acque lacustri della Lombardia alle soglie del 2000. *Risultati & Ricerche. Fondazione Lombardia per l'Ambiente*, 44: 226 pp.

Tartari, G., D. Copetti e A. Marchetto. 2002. Northern Italian lakes: regionalization of limnological features and pressure factors relationships. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 28: 223-227.

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

Vighi, M. e G. Chiaudani. 1985. A simple method to estimate lake phosphorus concentrations resulting from natural, background loadings. *Wat. Res.*, 19: 987-991.

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

Wunsam, S. e R. Schmidt. 1995. A diatom-phosphorus transfer function for alpine and pre-alpine lakes. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 53: 85-99.